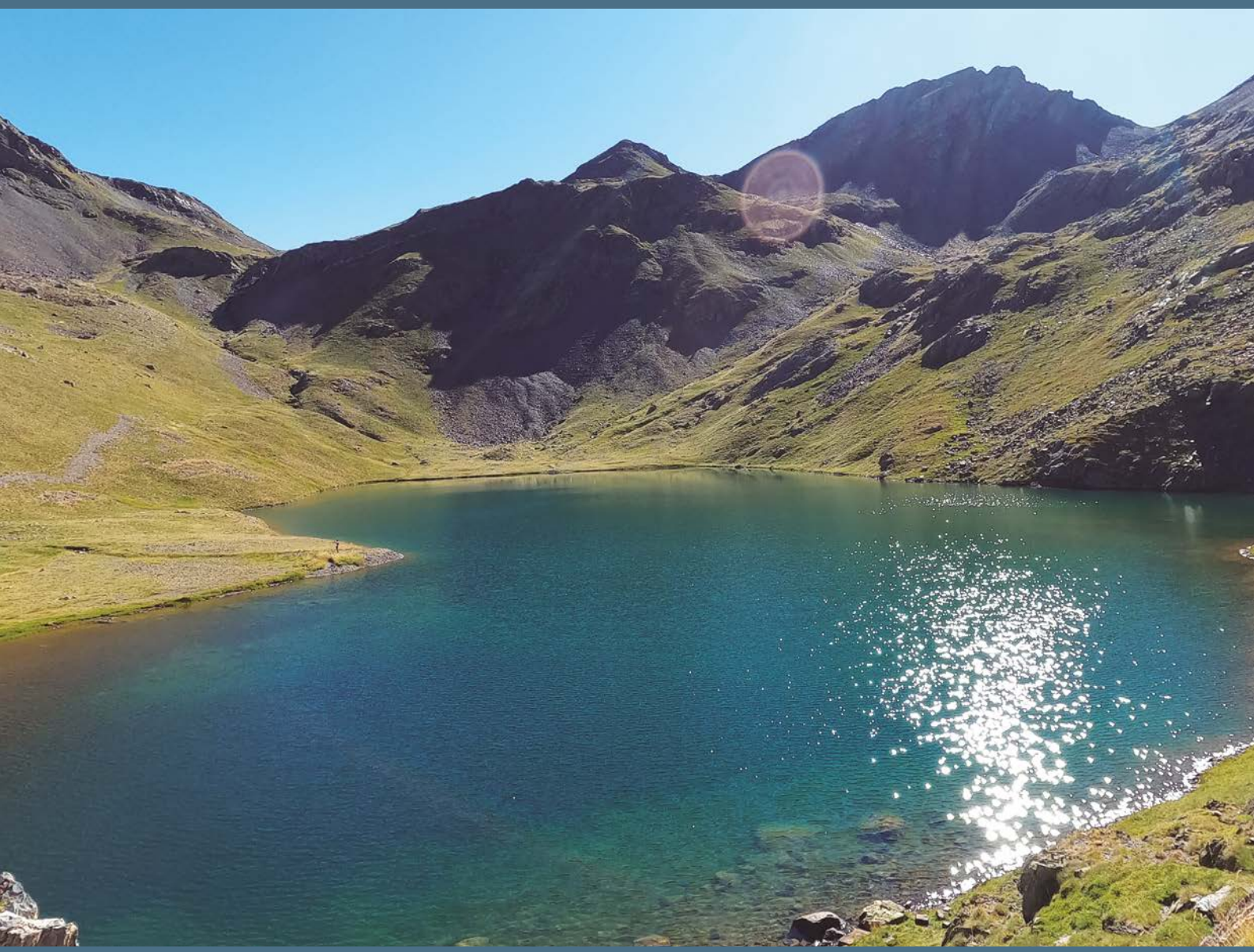
EXPLOTACIÓN DE LA RED DE REFERENCIA EN LAGOS

Informe de revisión de condiciones de referencia en lagos

Junio de 2025



GOBIERNO DE ESPAÑA
VICEPRESIDENCIA TERCERA DEL GOBIERNO
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

EXPLOTACIÓN DE LA RED DE REFERENCIA EN LAGOS

Informe de revisión de condiciones de referencia en lagos

Junio de 2025

GOBIERNO DE ESPAÑA
VICEPRESIDENCIA TERCERA DEL GOBIERNO
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Catálogo de publicaciones del Ministerio: https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/servicios/publicaciones/
Catálogo general de publicaciones oficiales: https://cpage.mpr.gob.es/

Título:
EXPLOTACIÓN DE LA RED DE REFERENCIA EN LAGOS
Informe de revisión de condiciones de referencia en lagos
Junio de 2025

Coordinadores MITECO
Juan Alández Rodríguez
Paloma Crespo Iniesta

TRAGSATEC
Dr. Andrés Mellado Díaz. Especialista en macrófitos
David Martín Albaladejo. Especialista en fisicoquímica
Dra. Núria Vila Martínez. Especialista en fauna ictiológica
Dr. Rafael Muñoz Mas. Especialista en fauna ictiológica
Elena Granell Pérez. Especialista en invertebrados bentónicos
Dr. Joaquín Soler Girbes. Especialista en invertebrados bentónicos
José Pahissa López. Especialista en fitoplancton
Dra. Jara García Chicote. Especialista en invertebrados bentónicos y planctónicos
Dra. Sara Calero Cervera. Especialista en macrófitos
Federico Carlos García López. Especialista en hidromorfología
Pablo Quilez Muñoz. Especialista en química
Alfredo Corrochano Codorníu. Jefe de proyecto

Panel de expertos
Dr. Antonio Camacho González. Catedrático de Ecología, Universidad de Valencia
Dr. Emili García Berthou. Catedrático de Ecología, Universidad de Girona
Dr. José Luis Moreno Alcaraz. Profesor e investigador, Universidad de Castilla-La Mancha
Dr. Miguel Alonso García-Amilivia. Profesor e investigador, Universidad de Barcelona
Dr. Miguel Cañedo-Argüelles. Profesor e investigador, Universidad de Barcelona
Dr. Sergi Sabater Cortés. Catedrático de Ecología, Universidad de Girona

Fotografía de cubierta
Ibón de Catieras
Proyecto REFCON

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Edita:
© SUBSECRETARÍA
Gabinete Técnico

© De los textos e imágenes: sus autores

NIPO: 665-26-072-1

Imprime: Grupo TRAGSA

Este documento pertenece a la serie de informes producidos en el marco del proyecto Palan PIMA Adapta. Servicio técnico para la vigilancia de las estaciones de referencia y obtención de la línea base para evaluar alteraciones debidas a cambio climático y a la contaminación atmosférica (21.803-0985/0411)

índice

1. INTRODUCCIÓN ____ 9

2. CONTEXTO ____ 11
2.1. Marco normativo . . . 11
2.1.1. La Directiva 2000/60/CE (DMA) . . . 11
2.1.2. Documentos de apoyo técnico . . . 12
2.1.3. El Real Decreto 817/2015 . . . 14
2.2. Marco físico . . . 16
2.2.1. Conceptos limnológicos básicos . . . 16
2.2.2. Productores primarios. El fitoplancton y los macrófitos . . . 16
2.2.3. Consumidores. Los macroinvertebrados y los microinvertebrados . . . 18
2.2.4. Otros grupos no considerados por la DMA . . . 19
2.2.5. Presiones que afectan a los ecosistemas lénticos . . . 20
2.3. Marco técnico . . . 23
2.3.1. Diversidad palustre y la DMA en España . . . 23
2.3.2. Red de masas de agua de la categoría lago . . . 30
2.3.3. Inventario de presiones e impactos (IMPRESS) . . . 32
2.3.4. Metodología de muestreo y análisis de los elementos de calidad. . . . 34

3. SELECCIÓN INICIAL DE ESTACIONES DE REFERENCIA ____ 39

4. CAMPAÑA DE RECONOCIMIENTO INICIAL ____ 47

5. ESTUDIO DE VALIDACIÓN DE ESTACIONES DE REFERENCIA ____ 51
5.1. Establecimiento de criterios para confirmar y definir estaciones de referencia . . . 52
5.2. Selección de lagos, lagunas y humedales . . . 53
5.3. Análisis de presiones antrópicas. . . . 54
5.3.1. Estudio de presiones de la UVEG . . . 54
5.3.2. Ejercicio de presiones e impactos IMPRESS 2PHC . . . 54
5.3.3. Fuentes difusas/usos del suelo . . . 56
5.3.4. Información disponible en NABIA . . . 57
5.3.5. Campaña de reconocimiento inicial . . . 57
5.4. Resultados . . . 58
5.4.1. Presiones y validación de estaciones de referencia . . . 58
5.4.2. Diseño de campaña de 2020 . . . 61

6. RESUMEN DE TRABAJOS DE CAMPO Y LABORATORIO ____ 63
6.1. Diseño de las campañas de muestreo . . . 63
6.2. Análisis de laboratorio adicionales . . . 65
6.3. Trabajos de caracterización hidromorfológica . . . 65
6.4. Asignación y revisión de tipos asignados a las lagunas muestreadas . . . 73
6.4.1. Justificación y objetivos . . . 73
6.4.2. Origen de los datos . . . 74
6.4.3. Resumen de la asignación y revisión . . . 75
6.4.4. Aspectos en la asignación de tipos que requieren de especial atención . . . 75
6.5. Red de estudio . . . 80

7. METODOLOGÍA PARA LA REVISIÓN DE CONDICIONES DE REFERENCIA 87
7.1. Descripción general del proceso 87
7.2. Cuantificación de presiones 89
7.2.1. Análisis del régimen de aportación de cada laguna 89
7.2.2 Análisis de usos del suelo 90
7.2.3. Presiones de eutrofización y contaminación orgánica 98
7.2.4. Presiones hidrológica y morfológica 101
7.2.5. Otras presiones 107
7.3. Disponibilidad de datos y escenarios metodológicos por tipo. 107
7.4. Metodología en función del escenario 109
7.4.1. Metodología para los escenarios 1 y 2. 110
7.4.2. Metodología para el escenario 3. 110
7.5. Aspectos específicos del elemento fitoplancton y la presión de eutrofia 114
7.5.1. La métrica Biovolumen total de fitoplancton. 114
7.5.2. Dinámica poblacional del fitoplancton y comunidades de referencia 118
7.6. Aspectos específicos del elemento otro tipo de flora acuática (macrófitos) 119
7.6.1. Agrupamiento de tipos de lagos 119
7.6.2. Respuestas de los macrófitos a distintas presiones 130
7.7. Aspectos específicos del elemento invertebrados bentónicos 131
7.7.1. Agrupamiento de tipos de lagos 131

8. RESULTADOS DE LA REVISIÓN DE CONDICIONES DE REFERENCIA 147
8.1. Fitoplancton 147
8.2. Otros elementos de flora acuática (macrófitos) 149
8.2.1. Presencia/ausencia de hidrófitos 149
8.2.2. Riqueza de macrófitos 151
8.2.3. Cobertura total de macrófitos típicos 153
8.2.4. Cobertura total de hidrófitos típicos y cobertura total de helófitos típicos 154
8.2.5. Cobertura total de especies indicadoras de condiciones eutróficas. 155
8.2.6. Cobertura de especies de macrófitos exóticos. 156
8.3. Invertebrados bentónicos 158

9. PROPUESTA DE RED PARA EL ESTUDIO DE LA CATEGORÍA LW 165
9.1. Validación de la red de referencia activa a 2024 165
9.2. Propuesta de nuevos puntos de referencia 166
9.3. Propuesta de puntos con características particulares. 168
9.4. Propuesta de puntos para el seguimiento 171
9.5. Balance final de lagos en la red ampliada 173

10. CONCLUSIONES FINALES 174

BIBLIOGRAFÍA 180





EXPLOTACIÓN DE LA RED DE REFERENCIA EN LAGOS



1. Introducción

El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD) encargó a Tragsatec los trabajos para la revisión de las condiciones de referencia en masas de agua de la categoría ríos y lagos mediante el contrato PLAN PIMA ADAPTA. SERVICIO TÉCNICO PARA LA VIGILANCIA DE LAS ESTACIONES DE REFERENCIA Y OBTENCIÓN DE LA LÍNEA BASE PARA EVALUAR LAS ALTERACIONES DEBIDAS AL CAMBIO CLIMÁTICO Y A LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA. SITUACIÓN ACTUAL (21.803-0985/0411).

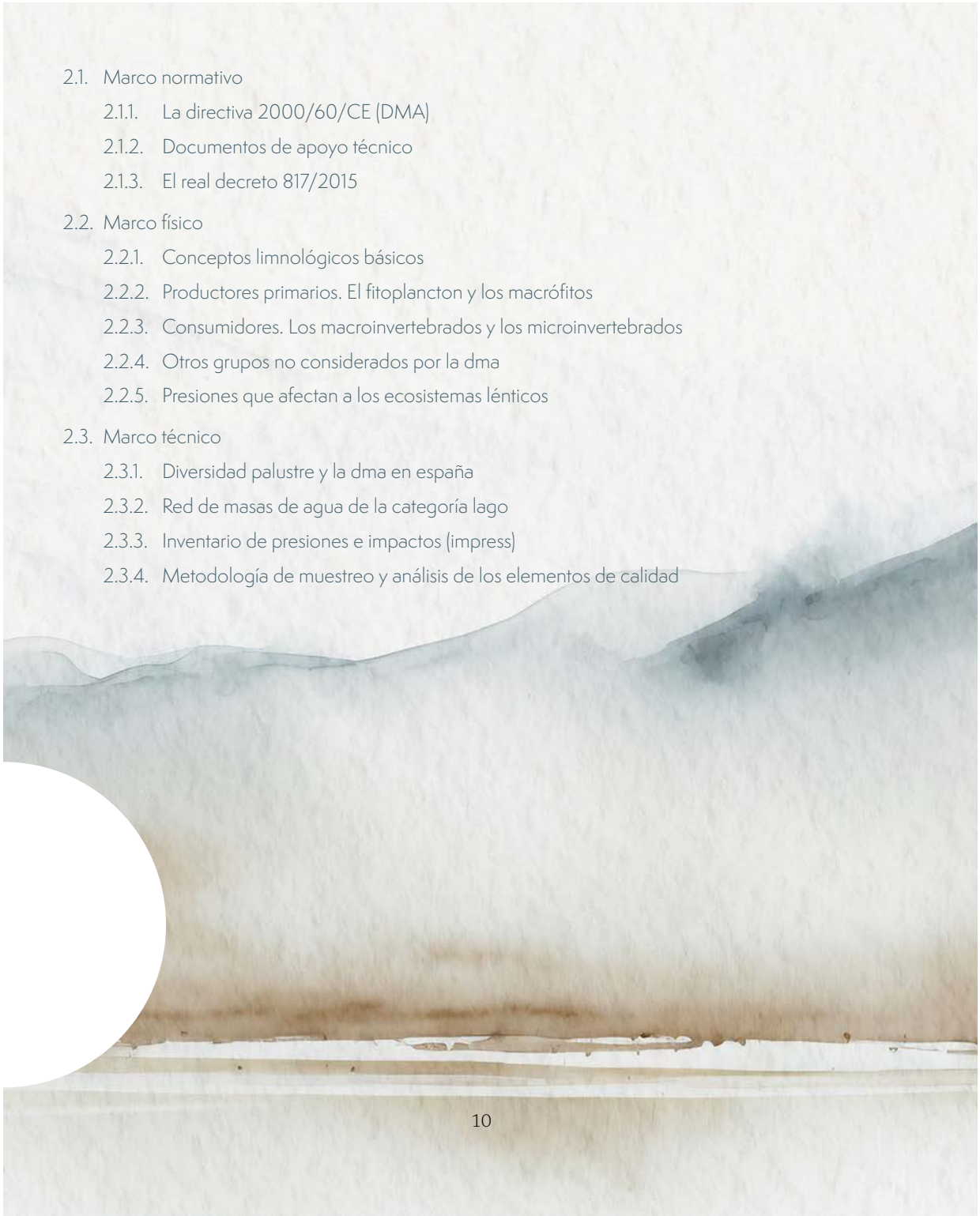
El objeto del servicio técnico es la ejecución del subprograma de referencia de las masas de agua superficiales de acuerdo a los criterios definidos en el artículo 8 de la Directiva Marco del Agua (DMA) y en el Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental (RDSE), mejorar el nivel de confianza en las condiciones de referencia y límites de clases de estado de los indicadores de estado definidos en el RDSE, realizar el seguimiento de las alteraciones y tendencias debidas al cambio climático, estableciendo la situación actual, y evaluar los efectos negativos de la contaminación atmosférica en los ecosistemas acuáticos, en cumplimiento del Real Decreto 818/2018, de 6 de julio, sobre medidas para la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos.

El subprograma de referencia, tal y como define el RDSE, se enmarca en el Programa de Control de Vigilancia y tiene por objeto evaluar tendencias a largo plazo en el estado de las masas de agua debidas a cambios en las condiciones naturales, así como establecer condiciones de referencia específicas para cada tipo de masa de agua.

El actual informe presenta un resumen del trabajo desarrollado entre los años 2019 y 2024 para la revisión y determinación de dichas condiciones de referencia en las masas de agua de la categoría lagos. Estos trabajos han incluido el diseño de una serie de complejas campañas de muestreo, el desarrollo de trabajo de campo por gran parte de la geografía española peninsular, el análisis de muestras de distintos elementos de calidad biológicos en numerosos lagos, lagunas y humedales y el tratamiento de un gran volumen de datos.

o

2.1. Marco normativo
2.1.1. La directiva 2000/60/CE (DMA)
2.1.2. Documentos de apoyo técnico
2.1.3. El real decreto 817/2015
2.2. Marco físico
2.2.1. Conceptos limnológicos básicos
2.2.2. Productores primarios. El fitoplancton y los macrófitos
2.2.3. Consumidores. Los macroinvertebrados y los microinvertebrados
2.2.4. Otros grupos no considerados por la dma
2.2.5. Presiones que afectan a los ecosistemas lénticos
2.3. Marco técnico
2.3.1. Diversidad palustre y la dma en españa
2.3.2. Red de masas de agua de la categoría lago
2.3.3. Inventario de presiones e impactos (impress)
2.3.4. Metodología de muestreo y análisis de los elementos de calidad



2. Contexto

2.1. Marco normativo

2.1.1. La Directiva 2000/60/CE (DMA)

La Directiva 2000/60/CE (Commission and Environment 2014), también conocida como Directiva Marco del Agua (DMA), es un instrumento legislativo fundamental de la Unión Europea (UE) en el ámbito de la gestión del agua. Se basa en el principio de la gestión integrada de los recursos hídricos, reconociendo que el agua es un recurso vital y limitado que debe protegerse. Su objetivo general es lograr un buen estado ecológico y químico de las aguas, promover un uso sostenible de los recursos hídricos y mitigar los efectos de inundaciones y sequías.

El ámbito de aplicación de la DMA abarca todas las aguas continentales, incluidos ríos, lagos, aguas costeras y aguas subterráneas, así como las masas de agua artificiales y las zonas protegidas relacionadas con el agua. La directiva establece un enfoque de cuenca hidrográfica, reconociendo que la gestión del agua debe basarse en las características y las interconexiones de una cuenca hidrográfica determinada en lugar de abordar los cuerpos de agua de forma aislada. En la España peninsular tenemos 15 cuencas hidrográficas desde el punto de vista de la gestión (Figura 1).

La DMA establece disposiciones para proteger y restaurar los ecosistemas acuáticos, incluyendo la obligación de tomar medidas para evitar la alteración del equilibrio natural de los cuerpos de agua y la protección de hábitats acuáticos y especies en peligro. También establece estándares de calidad para las aguas y exige a los Estados miembros que establezcan programas de prevención y control de la contaminación, así como programas de vigilancia y control de la calidad del agua. Estos programas deben ser diseñados para proporcionar información precisa y deben estar basados en criterios científicos y técnicos sólidos, que permitan el establecimiento de una serie de objetivos ambientales a largo plazo.

El punto de partida para la evaluación de dichos estándares de calidad, referidos como estado ecológico, es el establecimiento de las condiciones de referencia, que se definen en base al estado natural de las aguas (sin influencias negativas significativas causadas por la actividad humana). La DMA establece que los Estados miembros deben definir estas condiciones de referencia para cada masa de agua en su territorio. Se espera que los Estados miembros identifiquen los elementos y características clave de las masas de agua en su estado de referencia (natural), considerando tanto los aspectos hidromorfológicos, como los químicos y biológicos.

Figura 1. Delimitación de las 15 demarcaciones hidrográficas peninsulares.



La propia DMA reconoce que alcanzar un buen estado ecológico y químico en todas las masas de agua puede no ser técnicamente factible debido a la influencia de actividades humanas previas o a circunstancias naturales. En tales casos, los Estados miembros pueden establecer objetivos de protección y medidas adecuadas para prevenir un mayor deterioro del estado de las aguas y para lograr una mejora gradual en su calidad.

En el artículo 5 se establece que los Estados miembros deben revisar y, si es necesario, actualizar sus programas de seguimiento y evaluación al menos cada 6 años, y con ello revisar, actualizar y/o validar las condiciones de referencia.

2.1.2. Documentos de apoyo técnico

Tras la aprobación de la DMA, se inició el proceso de trasposición del marco normativo a la legislación nacional de cada Estado miembro. Para ello, desde la Comisión Europea se promovió la creación de una estrategia común de implementación (CIS) articulada por medio de grupos de trabajo compuestos por expertos en los campos relevantes para cada uno de los documentos a desarrollar.

En el documento número 10 para la implementación de la DMA (Working Group 2.3 2009) se tratan los temas de tipología, condiciones de referencia y sistemas de clasificación para lagos y ríos. El grupo de trabajo 2.3 REFCOND fue el encargado de desarrollar dicho documento, liderado por Suecia y compuesto por ecólogos y técnicos especializados de agencias gubernamentales y no gubernamentales.

Aunque este documento no exige su cumplimiento de manera obligatoria, en él se establecen muchos conceptos importantes que han facilitado la buena implementación de la directiva, incluyendo el establecimiento de las condiciones de referencia.

Aunque la DMA indica que el establecimiento del estado ecológico debe basarse en criterios ecológicos (esto es, en la definición de las comunidades existentes en las masas de agua), desde una fase muy temprana de la implementación se resalta que, probablemente, la manera más eficiente de identificar masas de referencia sea mediante un proceso de evaluación conjunto de presiones antrópicas y criterios ecológicos. Es decir, es preferible hacer una primera aproximación mediante la evaluación de las presiones, considerando que los sistemas de referencia deben presentar mínimas o nulas alteraciones de origen antrópico, y posteriormente confirmar dicha selección mediante el estudio de las comunidades que en ellos se desarrollan.

También en este documento 10 del CIS se desarrollan una serie de opciones metodológicas para el establecimiento de las condiciones de referencia:

Condiciones de referencia por estudio espacial. Si existen un número suficiente de masas de agua sin perturbaciones antrópicas (respecto al total de masas asignadas a un tipo determinado), se pueden obtener datos actuales de muestreo, calcular los distintos índices y métricas, y analizar los datos de dicho conjunto. Es el método más sencillo y preferible.

i. **Condiciones de referencia por modelo predictivo**. Cuando no existen suficientes masas de agua con mínimas o sin perturbaciones antrópicas en un tipo determinado, se requerirá de la obtención de datos fuera de la pareja referencia-tipo. Se puede, por lo tanto, tomar datos "prestados" de otros tipos, de otras zonas o de masas de agua que sí sufren de perturbaciones antrópicas, y construir modelos que permitan inferir valores de referencia para las métricas y parámetros considerados.

ii. **Condiciones de referencia por estudio temporal**. En ausencia de suficientes masas de agua sin perturbaciones antrópicas significativas, y cuando los modelos predictivos anteriores tampoco sean posibles, se puede analizar la potencial utilización de datos históricos, reconstrucciones paleolimnológicas o una combinación de ambas. Dichas reconstrucciones se basan en el estudio de testigos de sedimento que pueden datarse y correlacionarse con distintos parámetros relacionados con la productividad y otros procesos relevantes de los ecosistemas lénticos.

iii. **Condiciones de referencia por opinión de experto**. Cuando la falta de datos sea más acusada, las reconstrucciones paleolimnológicas inviables o inexistentes y el número de masas escaso, es posible que ninguno de los anteriores métodos pueda desarrollarse satisfactoriamente. En estos casos, la opinión de experto debe cuantificarse para establecer unos valores de condición de referencia. Su validación como método es de gran valor, ya que puede emplearse en combinación con otros métodos, en la interpretación de datos históricos, la elaboración de modelos, etc.

En el documento 10 del CIS se aborda también el proceso de validación de las condiciones de referencia, incluyendo aspectos como la minimización del riesgo de incurrir en circularidad (por el uso únicamente de criterios ecológicos para la definición de las masas de referencia) o la trazabilidad de los cálculos. Otros aspectos importantes considerados son la variabilidad de las condiciones de referencia y la significación estadística. En la DMA se exige un nivel de confianza y precisión elevado, pero no se define estadísticamente dicho concepto, por lo que en el documento 10 del CIS se delega su definición a los Estados miembros.

Otro documento de apoyo técnico es la Guía Para la evaluación del Estado de las Aguas Superficiales y Subterráneas (Dirección General del Agua, 2021), donde se desarrolla en profundidad el aspecto de

la confianza en la evaluación del estado ecológico. Se consideran, tal y como se describe en el Anexo II de dicho documento, cuestiones tan variadas como: i) las condiciones hidro-meteorológicas (año hidrológico, época de muestreo, situación hidrológica); ii) devenir del muestreo (idoneidad del muestreador, desarrollo normal del trabajo de campo); iii) análisis y determinaciones (idoneidad del analista y calidad del ensayo, análisis o determinación); iv) índices (seguridad del índice) y v) condiciones de referencia y máximo potencial (confianza en la determinación de las condiciones de referencia en masas naturales y de máximo potencial ecológico en masas muy modificadas).

2.1.3. El Real Decreto 817/2015

El Real Decreto 817/2015 (RD 817/2015), por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental (MAGRAMA 2015), es un instrumento normativo de España que establece los procedimientos y criterios técnicos para la clasificación y seguimiento de las masas de agua, tanto superficiales como subterráneas, con el objetivo de evaluar su calidad y lograr un buen estado ecológico y químico, tal y como exige la DMA.

Las masas de agua se clasifican en función de su estado ecológico y químico en diferentes categorías, como "muy bueno", "bueno", "moderado", "deficiente" o "malo". La clasificación se basa en indicadores y parámetros establecidos en el decreto, que reflejan la calidad y el estado de las aguas en términos de contaminantes, nutrientes, características físicas y biológicas, entre otros aspectos relevantes.

El decreto también establece los métodos y procedimientos para llevar a cabo el seguimiento y la evaluación del estado de las aguas, incluyendo la toma de muestras y el análisis de laboratorio. Además, se establecen criterios para la interpretación de los resultados y la comparación con los valores de referencia establecidos en el mismo.

Evaluación de estado en lagos

Entre las masas de agua superficiales y, dentro de éstas, en las denominadas masas de categoría Lagos (LW), se incluyen lagos, lagunas y humedales de naturaleza muy diferente. Durante el proceso de implantación de la DMA en España, se desarrolló un sistema de clasificación oficial que divide los lagos españoles en 30 tipos (que describiremos más adelante en el apartado 2.3.1). El RD 817/2015 resume todas las métricas y parámetros que se deben considerar en el caso de las masas de agua de la categoría lagos, dando una relación detallada de los valores de referencia por tipo, así como de los límites entre clases de estado ecológico para cada métrica y parámetro (también por tipo).

Tal y como se resume en la Tabla 1, la propia aplicabilidad de las distintas métricas y parámetros también depende del tipo, dada la diferente naturaleza de unos ecosistemas y otros. Un ejemplo muy evidente sería el del Disco de Secchi, una medida de transparencia del agua. Este parámetro permite discernir la profundidad de la capa fótica, -donde la luz tiene una intensidad del 1% o superior a la encontrada en la superficie-, la cual se considera adecuada para el desarrollo de especies fototróficas planctónicas. Se trata de una medida relacionada con parámetros muy diversos, tanto biológicos como fisicoquímicos (Håkanson and Boulion 2003), que se toma haciendo descender un disco lastrado coloreado con alto contraste en su capa superior (pudiendo ser blanco y negro, o blanco y con agujeros), y anotando la profundidad a la que no se distingue dicho contraste. Es lógico, por lo tanto, no considerar dicha medida en la evaluación de estado de masas de agua que, por definición, son muy someras, donde la columna de agua tiene muy limitado su desarrollo en profundidad.

Pese a que el marco teórico de aplicación de las distintas métricas está ya claramente definido, existen tareas pendientes en la consolidación del sistema. En la Tabla 1 puede apreciarse una serie de marcadores en determinados cruces métrica/parámetro-tipo, que denotan, como se explica con detenimiento en el encabezado correspondiente, que hay distintos grados de incertidumbre en el establecimiento de las condiciones de referencia específicas.

En el presente proyecto se pretende minimizar dicha incertidumbre e identificar las necesidades y tareas aún pendientes. Para ello se explotarán todos los datos producidos en el marco de este proyecto durante los muestreos realizados entre 2019 y 2023.

Tabla 1. Tabla que indica cuales de los indicadores de estado empleados en lagos, lagunas y humedales se aplican en los diferentes tipos. Los cruces sombreados en gris marcan que el indicador se considera en la evaluación del tipo, y los no sombreados que no se considera. #: Este indicador está pendiente de intercalibrar, además los valores de condición de referencia se han obtenido con elevada incertidumbre estadística. *: Valor de condición de referencia obtenido bien con elevada incertidumbre estadística o bien a partir de datos insuficientes por interpolación y criterio de expertos. +: Valor de condición de referencia no se ha definido porque bien la información disponible, bien el número de masas de referencia es insuficiente. Adaptada de RD 817/2015.

		IBCAEL	Cobertura macrófitos eutrofia	Cobertura macrófitos exóticos	Cobertura total helófitos	Cobertura total hidrófitos	Cobertura total macrófitos	Presencia/ausencia hidrófitos	Riqueza macrófitos	Biovolumen total fitoplanct.	Clorofila-a	Fósforo total	pH	Profundidad disco de Secchi
Tipo de lago, laguna o humedal (L-T)	1	#	*	*				*						
	2	#	*	*				*						
	3	#	*	*				*						
	4	#	*	*				*						
	5	#	*	*				*		+				
	6	#	*	*				*						
	7	#	*	*				*						
	8	#	*	*				*						
	9	#												
	10	#	*	*	*	*			*					
	11	#	*	*	*	*			*					
	12	#	*	*	*	*			*					
	13	#								+				
	14	#	*	*	*	*			*					
	15	#	*	*	*	*			*					
	16	#	*	*	*	*			*	+				
	17	#	*	*			*		*	+				
	18	#	*	*	*	*			*	+				
	19	#	*	*			*		*	+				
	20	#	*	*	*	*				+				
	21	#	*	*	*	*				+				
	22	#	*	*	*	*				+				
	23	#	*	*	*	*				+				
	24	#	*	*	*	*			*	+				
	25	#	*	*	*	*			*	+				
	26	#	*	*	*	*			*	+				
	27	#	*	*	*	*			*	+				
	28	#	*	*	*	*			*	+				
	29	#	*	*	*	*			*	+				
	30	#								+				

2.2. Marco físico

2.2.1. Conceptos limnológicos básicos

La limnología es la ciencia que estudia los lagos, los ríos y los humedales como sistemas y podría decirse que es la rama de la ecología más exitosa en la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas que estudia (Kalff 2002). Ha atraído a científicos especializados en campos tan variados como la física, la química, la biología o la geología. Por ello, desde sus orígenes, la limnología ha sido una ciencia multidisciplinar.

El presente informe se centra en el estudio de ecosistemas lénticos, es decir de lagos, lagunas y humedales (Figura 2). Los lagos se caracterizan, normalmente, por ser ecosistemas con unas fronteras muy bien definidas, por lo que su estudio como unidades individuales ha atraído a una gran cantidad de ecólogos interesados en el funcionamiento de sistemas completos (Wetzel 2001). Encontramos en estos sistemas gran diversidad de organismos que habitan el medio acuático y que interaccionan con él. A continuación, se analizarán los principales grupos de organismos que se estudian en el contexto de la gestión, incluyendo productores primarios (fitoplancton y macrófitos) y consumidores (invertebrados bentónicos).

Figura 2. Ejemplos en España de lago, laguna y humedal. De izquierda a derecha: Lago de Sanabria, Zamora. Laguna del Tejo, Cuenca. Ojos de Monreal (humedal), Teruel.

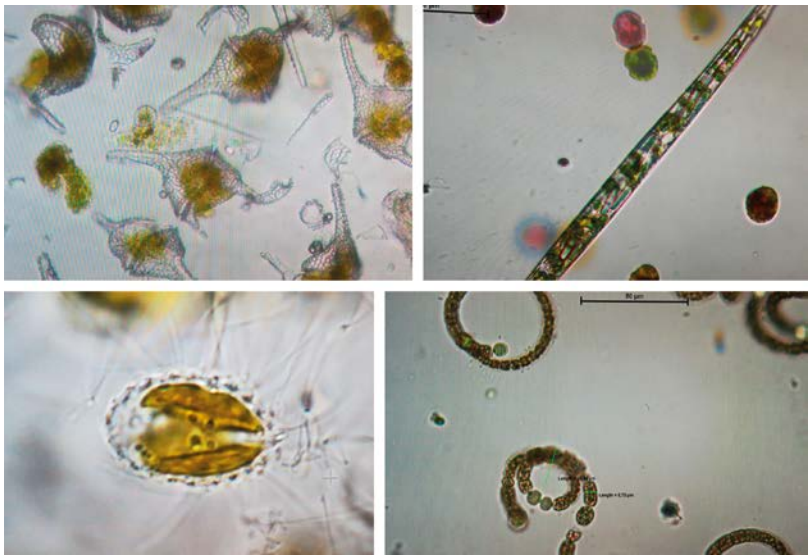


2.2.2. Productores primarios. El fitoplancton y los macrófitos

En la base de la red trófica nos encontramos a los productores primarios y, en el contexto de las aguas continentales, podríamos distinguir a los productores planctónicos unicelulares (fitoplancton) de los organismos heterótrofos pluricelulares que se engloban dentro de los macrófitos. Ambos grupos están considerados en España para el seguimiento del estado ecológico de los ecosistemas acuáticos.

El fitoplancton de aguas dulces incluye representantes de varios grupos de algas y bacterias, así como las fases infecciosas de determinados actinomicetos y hongos (Figura 3). Los más conspicuos de entre los anteriores son sin duda las algas, pero no se puede subestimar ni la biomasa de las bacterias ni su contribución al funcionamiento de los ecosistemas acuáticos.

Figura 3. Ejemplos de taxones existentes en la comunidad fitoplanctónica. En la fila de arriba, el dinoflagelado *Ceratium* sp. y la euglenofícea *Lepocinclis acus*. En la fila de debajo, la crisofícea *Mallomonas* sp. y la cianobacteria *Anabaenopsis woltereckii*.



La variación de la biomasa y composición de las comunidades fitoplanctónicas a lo largo de ejes tanto estacionales como tróficos se ha investigado durante décadas y es un fenómeno conocido y muy estudiado. De este modo, se puede emplear el análisis de dichas comunidades de fitoplancton para determinar la desviación respecto a comunidades tipo designadas en base a criterios de presiones en la cuenca y de concentraciones de nutrientes limitantes, como las formas de nitrógeno y especialmente las de fósforo.

El término macrófito se refiere a las plantas acuáticas visibles a simple vista (Figura 4). Entre ellas se encuentran distintos grupos taxonómicos: plantas vasculares (o cormófitos), musgos y hepáticas (o briófitos), macroalgas (algas filamentosas, carófitos y otros grupos) y cianobacterias.

Figura 4. Ejemplos de macrófitos. A la izquierda, se observan algas carofíceas, dentro del grupo de los hidrófitos sumergidos. A la derecha, flores del helófito *Schoenoplectus*.



Entre los macrófitos podemos encontrar dos tipos básicos: i) Hidrófitos, que completan su ciclo biológico cuando todas sus partes se encuentran sumergidas o flotando en la superficie del agua. Pueden corresponder a distintas formas biológicas, siendo algunas enraizadas y otras flotantes; ii) Helófitos, que no precisan necesariamente de inundación. La existencia de un nivel freático próximo a la superficie es suficiente en muchos casos para que se desarrollen, creciendo en la zona de las orillas. De entre los helófitos, algunas plantas tienen un carácter anfibio (anfífitos), ya que presentan las hojas e inflorescencias emergidas, pero pueden permanecen enraizadas bajo el agua, gracias a su buena adaptación a estas condiciones.

Los macrófitos son importantes en los medios acuáticos debido a su capacidad para retener nutrientes y fijar los sedimentos, disminuyendo la cantidad de sólidos en suspensión y clarificando el agua, pero también por su papel como refugio y alimento para otros organismos, como los invertebrados acuáticos. El uso de los macrófitos como indicadores del estado ecológico está claramente señalado en la DMA, y procede de experiencias previas realizadas en Europa en el marco de la vigilancia de la calidad de las aguas.

2.2.3. Consumidores. Los macroinvertebrados y los microinvertebrados

La DMA considera también los macroinvertebrados bentónicos y los microcrustáceos (Figura 5) que son, en general, consumidores primarios, aunque hay también estrategias detritívoras y depredadoras. Son comunidades diversas y abundantes en las masas de agua, compuestas por taxones con amplio espectro ecológico, con tolerancia variable a la eutrofia y ciclos de vida heterogéneos.

Figura 5. Ejemplos de microcrustáceos y macroinvertebrados bentónicos.



Los macroinvertebrados bentónicos son el grupo dominante en los ríos, aunque también se encuentran en las zonas litorales, someras y fondos de lagos y humedales. Se trata de invertebrados de un tamaño relativamente grande (visibles al ojo humano), no inferiores a 0,5 mm.

Por otra parte, los microcrustáceos son (por lo general) de menor tamaño y son especialmente importantes en lagos y humedales. Habitan tanto las zonas litorales como la columna del agua y están compuestos básicamente por braquiópodos, copépodos y ostrácodos.

2.2.4. Otros grupos no considerados por la DMA

Existen otros organismos que no se estudian en el contexto de la gestión de lagos, pero que son igualmente importantes en el entramado ecológico de los ecosistemas lénticos, como el zooplancton, los peces, el bacterioplancton o los virus (Figura 6).

Figura 6. Ejemplos de individuos de las comunidades no consideradas por la DMA en lagos en España. A la izquierda un rotífero del género *Brachyonus*, componente típico de la comunidad zooplanctónica. A la derecha un ejemplar de *Luciobarbus sclateri* (barbo gitano).





El zooplancton engloba a los grupos de microinvertebrados que habitan en la zona pelágica (o de aguas abiertas) y están representados por braquiópodos, copépodos, ostrácodos y rotíferos. La mayoría de estos organismos pacen en la zona pelágica, desarrollando una función limitadora del desarrollo cuantitativo de algas fitoplanctónicas, siempre y cuando haya una población suficiente.

Los peces conforman los estratos superiores de las redes tróficas en los ecosistemas acuáticos y tienen el potencial de ejercer un control *top-down* (de arriba a abajo) en todas las poblaciones, hasta los productores primarios. La transmisión de estos efectos se explica por el concepto de cascada trófica (Paine 1980), introducido en el estudio de la ecología pelágica por Carpenter, Kitchell, and Hodgson 1985. Por esto, los peces pueden provocar efectos importantes en los ecosistemas en los que están presentes, sobre todo en aquellos en los que han sido introducidos de manera artificial. La presencia de peces en lagos, lagunas y humedales que están conectados por cauces fluviales permanentes es esperable, aunque la existencia de obstáculos en los cauces puede ejercer presión selectiva en determinados grupos migrantes, modificando la comunidad piscícola. Los ecosistemas lénticos temporales no suelen tener presencia de peces, a menos que los colonicen de manera temporal a través de redes fluviales conectadas (especialmente en humedales o lagunas en llanuras de inundación).

2.2.5. Presiones que afectan a los ecosistemas lénticos

Las comunidades biológicas de ecosistemas lénticos se ven afectadas por factores muy diversos que surgen del uso del agua de manera directa o indirecta, o simplemente por efectos antrópicos en el entorno a cualquier escala espacial. Para establecer un marco físico adecuado para la evaluación del estado ecológico hay que hacerlo en el contexto de una población humana en aumento y de un desarrollo tecnológico que incrementa cada vez más el consumo de recursos per cápita. Estos crecimientos producen una huella en el medio ambiente dentro del cual se desarrollan y del cual dependen, obligando a una gestión responsable de los recursos. El agua es uno de los principales recursos que explota este crecimiento demotécnico y es, por lo tanto, un foco importante para gestores e interesados.

Del total de agua existente en la Tierra, tan solo en torno al 0,009 % se encuentra en lagos, lagunas y humedales de agua dulce, mientras que 0,008 % se encuentra en lagos, lagunas y humedales de aguas salinas (Wetzel 2001). Esta bajísima proporción pone de manifiesto la importancia que tiene la conservación de estos ecosistemas para la gestión sostenible del agua. El conflicto conservación-desarrollo se hace aún más evidente si se considera la disparidad geográfica y climática en cuanto a la disponibilidad del agua como recurso. Estudios recientes identifican un grave problema de reducción de los recursos hídricos disponibles en ecosistemas lénticos, asociado a consumos crecientes y a cambios globales en la precipitación y la temperatura. En un estudio de 1051 lagos naturales a nivel global, se detectó una reducción del volumen contenido en 26,38 ± 1,59 Gt año^{-1}. Un 56 ± 9 % de dicha reducción se atribuye directamente a actividades humanas, así como a cambios de temperatura y evapotranspiración potencial (Yao *et al.* 2023). El problema cuantitativo, por lo tanto, es relevante a nivel global, y también local, y se cuantifica en forma de presiones hidrológicas.

Al problema cuantitativo acompaña el de la contaminación de los recursos hídricos. Desde el punto de vista de la gestión, la contaminación se considera en cuatro categorías:

i. **Contaminación química**, en la que una amplia batería de sustancias químicas como hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), pesticidas, medicamentos y otras sustancias están afectando negativamente a los ecosistemas acuáticos (Malaj *et al.* 2014; Moschet *et al.* 2014; Tousova *et al.* 2017) (Figura 7).

Figura 7. Orilla norte de la Bassa d´en Constance (Gerona). Se aprecian abundantes residuos tirados en la orilla, con restos de medicamentos desperdigados.



ii. **Contaminación orgánica**, se define como un aumento de las concentraciones disueltas de carbono. Está estrechamente ligada al fenómeno del cambio climático. Afecta de manera general a todos los ecosistemas acuáticos (Monteith *et al.* 2007) e incide especialmente en conjuntos taxonómicos como los macrófitos (Dhir 2015; Reitsema, Meire, and Schoelynck 2018) (Figura 8).

Figura 8. Laguna del Longar, en el Complejo Lagunar de Lillo (Ciudad Real). Esta laguna recibe aguas de una depuradora, lo que provoca un aumento en la cantidad de materia orgánica presente en la cubeta.



iii. **Eutrofización cultural**, es decir, el aumento de producción primaria en ecosistemas debido a un incremento en la cantidad de nutrientes de origen antrópico es el principal problema afectando a las aguas continentales hoy en día (Smith and Schindler 2009). Sus efectos van desde la alteración de las comunidades (Dodson, Arnott, and Cottingham 2000; Leibold 1999; Ritchie and Olff 1999) hasta las mortandades de peces y la anoxia (Kalff 2002), pasando por el deterioro de la calidad del agua para su consumo y uso (Padedda *et al.* 2017) o el aumento del ritmo de colmatación de las cubetas afectadas (Sánchez-Carrillo, Álvarez-Cobelas, and Angeler 2001), entre otros (Figura 9).

Figura 9. Laguna de las Madres (Huelva) y Galacho de los Fornazos (Zaragoza). Se observan dos equilibrios alternativos en sistemas eutróficos. En el primero el fitoplancton domina la producción primaria, creando blooms con altas densidades de células en suspensión que dan ese color verde vivo y opaco a las aguas. En el segundo, los nutrientes son captados por macrófitos sumergidos, que se desarrollan hasta cubrir la totalidad de la columna, y no dejan proliferar al fitoplancton.



iv. **Acidificación**, referida a la contaminación atmosférica por óxidos de azufre y nitrógeno, principalmente. Es producida por la lluvia ácida, así como por el depósito atmosférico seco, afectando a la diversidad en tierra y agua (Almer *et al.* 1974; Carpenter *et al.* 1992; Duprè *et al.* 2010; Moiseenko 1994; Nakahara *et al.* 2010; Wright *et al.* 1976; Yu *et al.* 2017). El efecto principal de la acidificación no está tanto relacionado con la corrosividad sino, eminentemente, con una mayor movilización de metales potencialmente tóxicos por solubilización (Beaune *et al.* 2018; Moiseenko *et al.* 2018; Skjelkvåle *et al.* 2001) (Figura 10).

Figura 10. Laguna de la Isla, en Muniellos (Asturias) y Laguna de Trescuro de Baix, en Aigüestortes (Gerona). Ambas lagunas son remotas y se sitúan en contextos geológicos ricos en rocas silíceas, por lo que el contenido de sus aguas es bajo en sales tamponadoras. Son, potencialmente, ecosistemas en riesgo de acidificación por depósito atmosférico.



Por último, hay que considerar el aspecto morfológico de las alteraciones derivadas de la actividad humana. Las alteraciones morfológicas en lagos, lagunas y humedales son muchas y diversas, como lo son también los efectos que tienen en el entramado ecológico de los sistemas palustres. Recrecimientos, desecaciones, canalizaciones, retornos de riego, extracciones, amuramientos, modificación de orillas o dragados son algunas de las modificaciones que hemos identificado en la red de estudio (Figura 11).

Todos estos factores se traducen en presiones que afectan a las comunidades que se desarrollan en los ecosistemas acuáticos continentales de distintas formas. No obstante, la aspiración en el marco de la DMA es la de preservar los ecosistemas en su estado prístino (en aquellos lagos sometidos a niveles bajos de presiones) o recuperarlos hasta un estado lo más similar posible al mismo (reduciendo dichas presiones al mínimo).

Figura 11. Ejemplos de alteraciones hidromorfológicas que pueden encontrarse en ecosistemas lénticos. En la fila de arriba, de izquierda a derecha: Lamioxín (Álava), humedal recrecido mediante una "mota", desde donde se saca la foto. Es típico encontrar árboles muertos que no han podido sobrevivir tras quedar inundada su base; Laguna de Zaída (Zaragoza), totalmente desecada para cultivar en su sedimento rico en nutrientes y materia orgánica; Estany de Sils (Gerona), en la foto se aprecia una canalización que se emplea para regular su nivel; Ontalafia (Albacete), laguna temporal de forma natural que ha pasado a ser permanente debido a los retornos de riego. En la segunda fila, de izquierda a derecha: Taray Chico (Cuenca), pequeña canalización que lleva a un sistema de bombeo para extraer agua de riego para los campos cercanos; Talayuelas (Cuenca), muro y compuerta que acotan la cubeta por el lado sur para favorecer la permanencia del agua; Estany de Cardonera (Gerona), dividido por la mitad por una carretera, alterando así sus orillas drásticamente; Laguna Larga de Neila (Burgos), además de estar recrecida por una "mota", en su desagüe está dragada, encontrándose ahí la zona de máxima profundidad.



2.3. Marco técnico

2.3.1. Diversidad palustre y la DMA en España

España es un país con escasos y desigualmente distribuidos recursos hídricos (Riera *et al.* 1992). Tan solo existen dos masas de agua que pueden considerarse Lagos en el sentido estricto de la palabra: el Lago de Sanabria, en Zamora, y el Lago de Banyoles, en Girona. Existen también algunos grandes humedales someros, tanto interiores (Laguna de Gallocanta, en Zaragoza y Laguna de Fuente de Piedra, en Málaga) como costeros (por ejemplo, la Albufera de Valencia, en Valencia). No obstante, la escasez de grandes lagos y humedales contrasta con la abundancia de pequeñas lagunas y humedales diseminados por todo el territorio (Alonso 1986).

Para acomodar dicha diversidad, la agenda de aplicación de la DMA establece un contexto tipológico para la aplicación del sistema de evaluación del estado ecológico. Cada tipo debe ser, en condiciones ideales, significativamente distinto al resto en cuanto a las comunidades que lo habitan, pese a que las variables descriptoras consideradas no sean biológicas. Para la caracterización de las masas de agua la DMA propone el uso de ecotipos con características homogéneas que pueden ser definidos por dos sistemas de variables (sistema A y B). El sistema A sólo considera la altitud, geología y tamaño. El sistema B considera otros muchos factores (5 obligatorios y hasta 15 optativos) y, en caso de ser utilizado, la DMA exige que se debe lograr por lo menos, el mismo grado de discriminación al que se llegaría con el sistema A. En España se ha optado por el sistema B.

Una forma muy completa, por lo tanto, para describir gran parte de la abundancia de ecosistemas de tipo lago, laguna o humedal de España es revisar la clasificación tipológica establecida por el sistema de evaluación. A continuación, se van a desarrollar, tal y como se establece en los documentos oficiales (CEDEX 2005, 2008), los elementos descriptores de los 30 tipos de lagos considerados para la categoría LW.

- Índice de humedad: Cociente entre la precipitación media anual y la evapotranspiración potencial calculada mediante el método de Penman-Monteith. Se distinguen dos rangos, superior e inferior a 2, con objeto de diferenciar las zonas muy húmedas del resto (Figura 12).

Figura 12. Mapa peninsular representando los dos rangos del Índice de humedad de Penman-Monteith considerados en la clasificación tipológica de lagos, lagunas y humedales.



- Altitud: Cota sobre el nivel del mar de la lámina de agua del lago correspondiente a máxima inundación (Figura 13).

Figura 13. Ejemplos de los extremos del rango altitudinal cubierto por la tipología española. A la izquierda, el Ibón de Tebarray (Huesca), fotografiado desde el paso de los infiernos, en un entorno alpino, a 2684 m. s. n. m. A la derecha la Laguna de Santa Olalla (Huelva), con el mar de fondo, en los mantos eólicos del PN de Doñana, a 5 m. s. n. m.



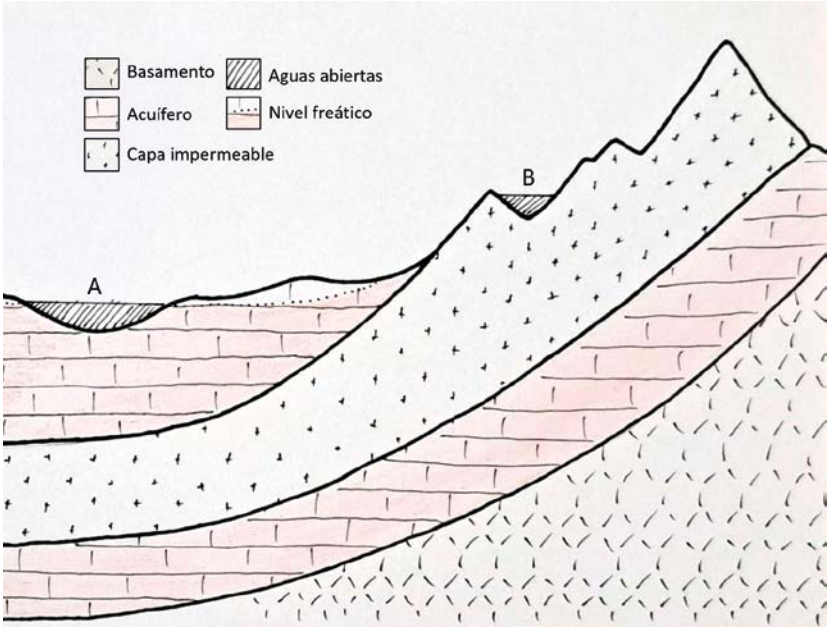
- **Origen**: Factor predominante en la génesis del lago (Figura 14). Dentro de los tipos de alta y media montaña (1 a 9) se distingue el origen exclusivamente glaciar de los lagos ácidos y el origen glaciar o glaciokarst de los lagos alcalinos. Dentro de los tipos cársticos se distingue entre los que se desarrollan sobre materiales calcáreos y los que se desarrollan sobre materiales evaporíticos. Dentro de los cársticos-calcáreos se diferencian por su origen los del tipo L-T10, originados por hundimientos en áreas muy carstificadas en profundidad que ocupan dolinas o uniones de éstas (uvalas) o incluso se abren a poljes; los del tipo L-T11, surgencias, que son manantiales cársticos con una elevada tasa de renovación debido a su poca capacidad de almacenamiento y al importante flujo que presentan y los del tipo L-T12, que se originan como consecuencia del cierre del curso fluvial por un dique travertínico. En los tipos correspondientes a lagunas y humedales interiores en cuenca de sedimentación (16 a 23) no asociados a cursos fluviales permanentes ni a turberas alcalinas, los procesos genéticos que originan cada sistema pueden ser diversos (tectónico-estructurales, aluviales, erosivos, carstificación sin colapso, etc.), presentándose a menudo una incidencia de varios de estos procesos en la génesis de cada sistema concreto. Dentro de los tipos litorales se distinguen los marjales y otro tipo de lagunas litorales que no tienen una influencia marina determinante, que integran el tipo L-T28, de aquéllos que se desarrollan sobre complejos dunares (L-T29 y L-T30).

Figura 14. Ejemplos de orígenes distintos de entre la variedad considerada por el sistema tipológico. A la izquierda la Laguna de Urbión, ejemplo típico de laguna de circo glaciar. En la foto se aprecia la mitad este del circo, y al fondo el Pico de Urbión. A la derecha la Laguna de Arbieto (Álava), originada por el derrumbamiento de una dolina en 1911, en el mucho más amplio polje del Diapiro de Orduña.



- **Régimen de aportación**: Descripción del origen predominante de la aportación (Figura 15). Algunos tipos pueden incluir masas con diferente régimen de aportación (L-T14 y L-T15). Los grupos considerados son:
  - Epigénico: aportación mayoritariamente superficial.
  - Hipogénico: aportación mayoritariamente subterránea.
  - Mixto: tanto la componente subterránea como la superficial son importantes en la aportación total.

Figura 15. Ilustración que representa un posible ejemplo de A, una laguna con régimen de aportación hipogénico o mixto, es decir, dependiente de las aguas subterráneas y, en el caso presentado, coincidente con el nivel freático del acuífero libre; y B, una laguna en materiales impermeables cuyas aguas deben acumularse, necesariamente por escorrentía y es, por lo tanto, epigénica.



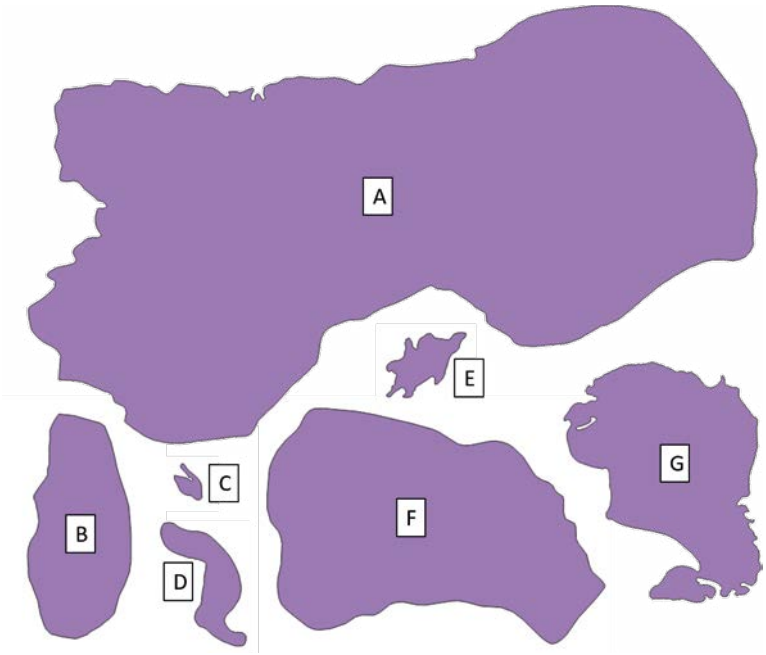
- **Hidroperiodo**: Variable relativa a la frecuencia y persistencia de la inundación en la cubeta. Se consideran dos posibilidades:
  - Permanente: incluye fluctuante y no fluctuante, así como los semipermanentes, según el criterio del Inventario de Lagos y Humedales de España de 1996, es decir, aquellos que quedan secos de forma muy esporádica y bajo condiciones naturales extremas.
  - Temporal: incluye sistemas estacionales (Figura 16) y sistemas erráticos. Un caso particular es el tipo L-T13, que corresponde a sistemas cársticos que sólo se llenan, y de manera efímera, cuando el nivel piezométrico del acuífero es muy alto.

Figura 16. Laguna de Cabuezo (León), los días 08/06/2021 (izquierda) y 23/08/2021 (derecha). Se trata de un humedal temporal de montaña.



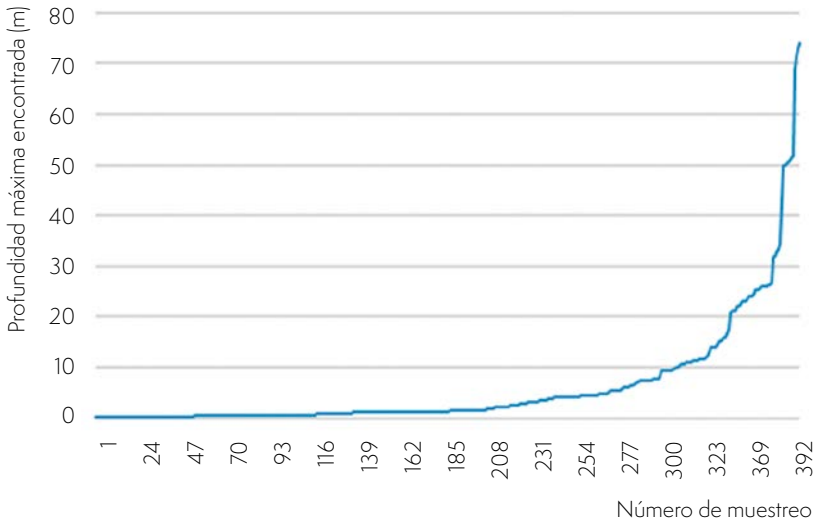
- **Tamaño**: Superficie de la lámina de agua correspondiente a la máxima inundación en situación actual. En los lagos de España hay una gran diferencia de tamaños (Figura 17).

Figura 17. Área y forma de numerosas lagunas que ilustran la variabilidad de tamaños existente. Se representan a escala homogénea los polígonos de: A, Lago de Sanabria (Zamora) con 348,8 ha; B, Laguna Grande de la Albuera (Badajoz), con 96,8 ha; C, Laguna de Cebolléu (Asturias), con 0,87 ha; D, Laguna Tinaja (Albacete), con 8,26 ha; E, Laguna de la Clara (Zamora), con 4,52 ha; F, Laguna de Medina (Cádiz), con 111,9 ha; G, Laguna de Salicor (Ciudad Real), con 47,87 ha.



- **Profundidad**: Profundidad máxima del lago correspondiente a la lámina de máxima inundación en situación actual. Dentro de los lagos de montaña permanentes se establece un umbral de 10 m, que corresponde, aproximadamente, a la profundidad a partir de la cual se suele producir estratificación térmica estable en verano en estos lagos (Figura 18).

Figura 18. Distribución ordenada de profundidades en orden creciente de 400 muestreos realizados durante el proyecto. Se aprecia que muchos de los sistemas estudiados se caracterizan por tener profundidades bajas, mientras que los más profundos son minoría.



- **Conductividad**: Se establecen las siguientes clases de conductividad eléctrica a 20 °C (Figura 19):
  - Inferior a 500 µS/cm: mineralización baja (oligosalinos o aguas dulces)
  - 500-3.000 µS/cm: mineralización media (subsalinos)
  - 3.000-50.000 µS/cm: mineralización alta o muy alta (hiposalinos y mesosalinos)
  - Superior a 50.000 µS/cm: hipersalinos

Los rangos indicados son orientativos y se refieren al periodo de máxima inundación en años hidrológicos normales.

Figura 19. Izquierda: Costra salina en la laguna endorreica de Alcahozo de Pedro Muñoz (Ciudad Real). Las lagunas endorreicas no tienen salidas de agua más que por evaporación, por lo que van concentrando las sales que reciben. Ullal de la Carrova (Tarragona). Está asociado a un manadero o surgencia de agua y de la misma sale un arroyo, por lo que no concentra sales.



- **Alcalinidad**: Refleja la geología, tanto de la cuenca vertiente como de la propia cubeta (Figura 20). Se considera de aguas ácidas cuando es inferior a 1 meq/l y, en caso contrario, de aguas alcalinas, salvo en los tipos de lagos de media y alta montaña en los que se considera el límite de 0,2 meq/l (para el tipo L-T9 se mantiene el límite de 1 meq/l).

Figura 20. Ejemplos de aguas con alcalinidades distintas., A la izquierda, Laguna de Marquesado (Cuenca), represada por un muro tobáceo, que se ha producido por un proceso de precipitación intensa de CaCO3 en la vegetación. A la derecha, Lagoa da Serpe (Orense), localizada en el macizo galaico-leonés, cuya geología está dominada por granitos paleozoicos. Su alcalinidad es muy baja. En medio, Laguna de las Moñetas (Asturias), de origen glacio-kárstico, situada en una dolina formada en caliza de montaña.



Una vez considerados los anteriores descriptores, se agrupan las masas de agua y demás cuerpos de agua en función de los límites descritos en los documentos que formalizan la descripción tipológica (Tabla 2) para la DMA en masas de la categoría LW (CEDEX 2008), donde se incluyen lagos, lagunas y humedales declarados.

Tabla 2. Valores y rangos orientativos de las variables que definen la tipología de lagos. Adaptada de CEDEX 2008.

Tipo (L-T)	Índice humedad	Altitud (m)	Origen*	Régimen de aportación	Hidroperiodo	Tamaño (ha)	Profundidad (m)	Conductividad (µS/cm)	Alcalinidad (meq/l)
1	>2	>1.500	1.1	Epigénico	Permanente	<50	>10	<500	<0,2
2	>2	>1.500	1.2	Mixto	Permanente	<50	>10	<500	>0,2
3	>2	>1.500	1.1	Epigénico	Permanente	<50	<10	<500	<0,2
4	>2	>1.500	1.2	Mixto	Permanente	<50	<10	<500	>0,2
5	>2	>1.500	1.1	Epigénico	Temporal	<50	<3	<500	>0,2
6	>2	900-1.500	1.1	Epigénico	Permanente	>50	>10	<500	<0,2
7	>2	1.000-1.500	1.2	Mixto	Permanente	<50	>10	<500	>0,2
8	>2	1.000-1.500	1.2	Mixto	Permanente	<50	<10	<500	>0,2
9	<2	>2.000	1.1	Epigénico	Permanente	<50	>3	<500	<1
10	<2	15-1.500	2.1	Hipogénico	Permanente	<50	>3	<3.000	>1
11	<2	5-1.500	2.2	Hipogénico	Permanente	<50	<3	500-3.000	>1
12	<2	15-1.500	2.3	Mixto	Permanente	Cualquiera	>3	<3.000	>1
13	<2	15-1.500	2.1	Hipogénico	Temporal	<50	>3	<3.000	>1
14	<2	15-1.500	2.4	Hipogénico o mixto	Permanente	>50	>3	500-3.000	>1
15	<2	15-1.500	2.4	Hipogénico o mixto	Permanente	<50	>3	500-50.000	>1
16	<2	15-1.500	3	Mixto	Permanente	Cualquiera	<5	<500	Cualquiera
17	<2	15-1.500	3	Mixto	Temporal	Cualquiera	<3	<500	Cualquiera
18	<2	15-1.500	3	Mixto	Permanente	Cualquiera	<3	500-3.000	>1
19	<2	15-1.500	3	Mixto	Temporal	Cualquiera	<3	500-3.000	>1
20	<2	15-1.500	3	Mixto	Permanente	Cualquiera	<3	3.000-50.000	>1
21	<2	15-1.500	3	Mixto	Temporal	Cualquiera	<3	3.000-50.000	>1
22	<2	15-1.500	3	Mixto	Permanente	Cualquiera	<6	>50.000	>1
23	<2	15-1.500	3	Mixto	Temporal	Cualquiera	<3	>50.000	>1
24	<2	5-1.500	4.1	Mixto	Cualquiera	Cualquiera	<3	<3.000	>1
25	<2	5-1.500	4.1	Mixto	Cualquiera	Cualquiera	<3	3.000-50.000	>1
26	<2	5-1.500	4.2	Mixto	Cualquiera	Cualquiera	<10	500-3.000	>1
27	<2	15-1.500	5	Hipogénico	Permanente	<50	<3	3.000-50.000	>1
28	<2	<15	6	Mixto	Permanente	Cualquiera	<3	500-50.000	>1
29	<2	<70	7	Mixto	Permanente	Cualquiera	<3	<3.000	>1
30	<2	<70	7	Mixto	Temporal	<50	<3	<3.000	>1

* Origen: 1.1, Glaciar; 1.2, Glaciar o glacio-karst; 2.1, Cárstico-calcáreo; 2.2, Cárstico-calcáreo Surgencia; 2.3, Cárstico-calcáreo Cierre travertínico; 2.4, Cárstico-evaporitas; 3, Procesos genéticos diversos; 4.1, Fluvial. Tipo llanura de inundación; 4.2, Fluvial. Tipo meandro abandonado; 5, Asociado a turberas alcalinas; 6, Marjales y lagunas litorales sin influencia marina; 7, Complejo dunar.

En el Anexo II, se desarrollan las características de cada tipo en mayor detalle, con una serie de mapas que dan contexto geográfico a las masas de agua declaradas en cada tipo. Una recopilación cartográfica tipo a tipo se puede encontrar en el Anexo III.

2.3.2. Red de masas de agua de la categoría lago

Dentro de los Planes Hidrológicos del tercer ciclo (2022-2027), encontramos 298 masas de agua de la categoría lagos declaradas entre todos los Organismos de Cuenca. De entre estas masas de agua, 3 están catalogadas como artificiales, 56 como muy modificadas y 239 lagos se consideran naturales.

El número de masas de agua por tipos es muy desigual (se puede observar la distribución por tipos en la Tabla 3), siendo el L-T01 –alta montaña septentrional, profundo, aguas ácidas- el mayoritario, con 31 masas de agua naturales. Otros tipos como el L-T21 –interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal-, el L-T19 –interior en cuenca de sedimentación, mineralización media, temporal-, el L-T28 -lagunas litorales sin influencia marina- y el L-T12 –cárstico, calcáreo, permanente, cierre travertínico- también presentan al menos 20 masas de agua naturales. Sin embargo, en 15 de los 30 tipos de lagos encontramos menos de 5 masas de agua naturales declaradas. Los casos más extremos son los tipos que solo incluyen un único lago o laguna: el L-T06 (Lago de Sanabria), el L-T07 (Lago Enol), el L-T08 (Lago Ercina) y el L-T09 (Laguna de la Caldera), el L-T14 (Estany de Banyoles) y el L-T22 (Laguna Salada de Chiprana).

En algunos de estos casos con menos de 5 masas de agua naturales, es posible encontrar lagos, lagunas y humedales en el territorio español peninsular no declarados como masa de agua que podrían equipararse a los tipos definidos, de acuerdo con las características resumidas en la Tabla 2. Aunque estos lagos no formen parte del sistema de evaluación de estado actualmente, pueden aportar datos de gran utilidad en el estudio de la determinación de las condiciones de referencia. En otros casos, no obstante, existen algunos lagos con características únicas. Por ejemplo, el tamaño de una laguna puede suponer una fuerza conductora de muchos procesos (Håkanson 2005) que la separa de otras en cuanto a su funcionamiento ecológico y a las comunidades que lo habitan, y esto, por supuesto, identifica a los únicos dos lagos, Sanabria y Banyoles, como únicos en España. Por otro lado, la Laguna Salada de Chiprana es la única laguna hipersalina endorreica permanente con tal profundidad, lo que le confiere cualidades físicas y biológicas únicas (Guerrero *et al.* 1991). Esta situación, por tanto, indica que serán necesarias distintas aproximaciones para la determinación de las condiciones de referencia, en función de la disponibilidad de masas de agua y la situación particular de cada tipo.

Tabla 3. Resumen del número masas de agua declaradas en el 3er ciclo de Planificación Hidrológica perteneciente a cada uno de los tipos definidos en la categoría lagos. Se incluye el número de lagos por naturaleza de la masa de agua: naturales, muy modificadas y artificiales. Estos datos están representados (tipo por tipo) en los mapas del Anexo II. En color turquesa están indicados los tipos con menos de 5 masas de agua naturales declaradas.
***De acuerdo con el criterio utilizado en el estudio elaborado por la Universidad de Valencia-UVEG (Antonio Camacho 2018), la Sèquia Major (ES100MSPFH1900010) podría considerarse masa muy modificada y la Marisma de Doñana (ES050MSPF012000028) podría considerarse masa de agua de transición.**

Tipo (L-T)	TOTAL masas de agua (3er ciclo de PH)	Naturales	Muy modificadas	Artificiales
L-T01	58	31	27	0
L-T02	5	4	1	0
L-T03	6	6	0	0
L-T04	5	5	0	0
L-T05	2	2	0	0
L-T06	1	1	0	0
L-T07	1	1	0	0

Tipo (L-T)	TOTAL masas de agua (3er ciclo de PH)	Naturales	Muy modificadas	Artificiales
L-T08	1	1	0	0
L-T09	1	1	0	0
L-T10	8	8	0	0
L-T11	8	6	2	0
L-T12	22	20	2	0
L-T13	3	3	0	0
L-T14	1	1	0	0
L-T15	13	13	0	0
L-T16	7	6	0	1
L-T17	16	16	0	0
L-T18	15	7	8	0
L-T19	23	22	1	0
L-T20	5	4 (3)*	1 (2)*	0
L-T21	25	23	2	0
L-T22	2	1	1	1
L-T23	18	15	2	1
L-T24	5	4	1	0
L-T25	6 (5)*	5 (4)*	1	0
L-T26	4	2	2	0
L-T27	2	2	0	0
L-T28	27	21	6	0
L-T29	5	5	0	0
L-T30	3	3	0	0
TOTAL	298	239	56	3

La distribución geográfica de las masas de agua naturales puede observarse en la Figura 21. Se aprecian extensas zonas poco prolijas en masas de agua de esta categoría (como Galicia), donde muchas de sus abundantes lagunas costeras tienen influencia marina. También hay otros humedales de diversa índole, aunque en general son difíciles de equiparar a la tipología actual por el elevado índice de humedad de la zona. Otro ejemplo sería el de los sectores oeste de las cuencas del Duero, del Tajo y del Guadiana, coincidentes con Extremadura y SE de Castilla León. Llama la atención la declaración de solo una laguna de montaña en Gredos, y la ausencia de humedales declarados en la dehesa Centro Oeste de Salamanca, al norte de la Peña de Francia, donde hay media docena de lagunas naturales, normalmente temporales. También es llamativa la ausencia de declaraciones en la zona de Extremadura, donde vemos el complejo lagunar de la Albuera como único representante. Otra región con escasez de representación es la de la cuenca del Segura, con algunos representantes en la zona de contacto con la cuenca del Júcar, pero ninguno declarado en el litoral. En general se podría deducir que, excluyendo la montaña, son los terrenos calcáreos dónde se producen más fenómenos que conllevan la aparición de lagunas y humedales dada su gran solubilidad, y escasean cubetas inundables en zonas de dominadas por una litología silícea.

Figura 21. Mapa de situación de las masas de agua naturales de acuerdo con en el 3er ciclo de Planificación Hidrológica.



2.3.3. Inventario de presiones e impactos (IMPRESS)

En el Artículo 5 y en el Anexo II de la DMA se establece la obligación de realizar un estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales, con el objetivo de identificar el riesgo de que una masa de agua no alcance los OMA (Objetivos Medioambientales) marcados por la propia DMA. Este estudio, denominado Análisis de Presiones e Impactos y Evaluación del Riesgo (IMPRESS), debe elaborarse por cada demarcación hidrográfica de acuerdo con el "Manual para la identificación de las presiones y análisis del impacto en aguas superficiales" (MMA 2004a) y será revisado cada 6 años. Las últimas versiones disponibles del ejercicio IMPRESS son los presentados por los distintos Organismos de cuenca en 2022 junto con los documentos del 3er ciclo de planificación hidrológica (IMPRESS 3PHC) (MITERD 2023b). Durante el cierre de este proyecto, sin embargo, aún no se disponía de una recopilación uniforme de toda esta información, por lo que a efectos de este informe se ha utilizado la información del 2º ciclo (IMPRESS 2PHC).

Para el análisis del IMPRESS, la primera tarea consiste en identificar las presiones significativas que afectan a cada masa de agua, analizando la presencia (con/sin presión global), el tipo (origen de la presión) y la magnitud (o alcance). Estas presiones se clasifican según los 7 grupos que establece el Anexo II de la DMA: fuentes significativas de contaminación puntual, fuentes significativas de contaminación difusa, extracciones de agua significativas y retornos, obras de regulación significativas, alteraciones morfológicas significativas, otras incidencias antropogénicas significativas y usos de suelo. La magnitud se valora a través del umbral (o criterio cualitativo a partir del cual una presión es significativa) y del parámetro específico (unidades que permiten cuantificar la presión). La valoración se resume en la Tabla 4.

Como consecuencia de este estudio, las masas de agua se clasifican en tres grupos: masas de agua sometidas a presiones significativas, masas de agua no sometidas a presiones significativas o masas de agua sin datos sobre las presiones significativas.

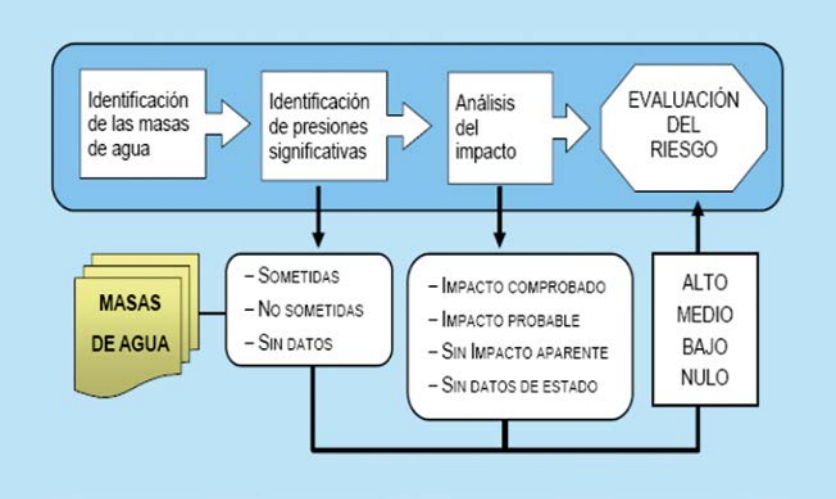
Tras el inventario de presiones, se analiza el impacto que provocan éstas en cada masa de agua. Este análisis se realiza principalmente a partir de los resultados del control y vigilancia de las aguas que proceden de las redes de seguimiento del estado de las distintas administraciones hidráulicas. En algunos casos, esta información puede complementarse con criterios cualitativos no asociados a un valor numérico que aporten información sobre el estado de la masa de agua, por ejemplo, la desaparición de determinada especie, la observación de floraciones masivas de algas, etc.

Tabla 4. Tabla resumen de validación de presiones del IMPRESS 2PHC.

Presión	1= con presión global 0= sin presión global
Tipo de presión	2= contaminación fuente puntual 3= contaminación fuente difusa 4= extracción de agua 5= regulación, trasvase y desvío de agua 6= morfológica 7= otros tipos de incidencia antropogénica 8= uso del suelo
Validación del criterio	0=presión significativa 1= ausencia de presión o sin datos

Como consecuencia del análisis de impactos, las masas de agua se clasifican en cuatro grupos: masas de agua con impacto comprobado (las que incumplen la normativa vigente de calidad de aguas), masas de agua con impacto probable (las que posiblemente incumplan los OMA de la DMA), masas de agua sin impacto aparente (las que no reflejan deterioro significativo, por lo que se prevé que cumplan los OMA de la DMA) y masas de agua sin datos sobre su estado. En el esquema de la Figura 22 se resume este proceso elaborado por los Organismos de Cuenca.

Figura 22. Esquema de la evaluación de riesgo IMPRESS 2PHC.



2.3.4. Metodología de muestreo y análisis de los elementos de calidad

Los requerimientos específicos en cuanto a la metodología de muestreo y análisis de cada elemento de calidad están marcados por los parámetros y métricas definidos por el RD 817/2015 como descriptores del estado ecológico de las masas de agua de la categoría LW.

Fitoplancton y fisicoquímica

En el caso del fitoplancton (Figura 23), los parámetros que se deben considerar, según la DMA son la abundancia y la composición de la población. El primer parámetro, la abundancia, se ataja mediante medidas de clorofila-*a* y de biovolumen. El biovolumen se considera más representativo que la biomasa dado el gran contenido en agua de las células fitoplanctónicas, además de su variabilidad de tamaño. No obstante, hay que mencionar que se trata de una métrica redundante con la clorofila-*a*, y esta primera responde bastante mejor a presiones de eutrofia, dado precisamente a las importantes variaciones que puede sufrir el biovolumen por razones estocásticas de la propia alícuota sedimentada (Canfield Jr *et al.* 2019).

Para abordar el aspecto de la composición se han desarrollado muchos índices cimentados en medias (ponderadas por biovolumen) de ocurrencia de los distintos taxones en aguas asociadas a valores de nutrientes determinados, o a clasificaciones tróficas, que marcan los óptimos ecológicos del taxón, así como en desviaciones típicas dentro de los grupos que marcan la tolerancia, lo que se puede traducir en valor indicador del taxón. En el RD 817/2015 no existen métricas de composición que se consideren en la evaluación de estado de masas de la categoría LW, por lo que se subraya aquí una tarea necesaria para el futuro.

La DMA contempla, por último, la necesidad de prestar especial atención al riesgo de floraciones masivas de cianobacterias, uno de los grupos pertenecientes al fitoplancton, ya que la probabilidad de que produzcan cianotoxinas supone un riesgo importante para la salud en sí mismo. Una vez más, las métricas que se consideran en el conjunto de embalses españoles para controlar este tipo de riesgos (porcentaje de cianobacterias en España, biovolumen de cianobacterias en otros países de la ecorregión mediterránea) no son de aplicación, según el RD 817/2015, en masas de la categoría LW, por lo que se define otra importante tarea para el futuro.

Figura 23. Bote hinchable en el Estany de Trescuro de Baix, en la Reserva Integral del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, en 2021. A la derecha todo el equipo necesario para el muestreo de fitoplancton a orillas de la Laguna de la Caldera, en Sierra Nevada (de izquierda a derecha, red de plancton, ecosonda, sonda multiparamétrica botella hidrográfica tipo Niskin y contenedor para homogeneizar la muestra integrada). Fotografía de campo sedimentado con luz polarizada mostrando fitoplancton.



En el presente proyecto se muestrean los lagos, lagunas y humedales según el **Protocolo de Lagos y Embalses para Muestreo de Fitoplancton** (Código: M-LE-FP-2013) (MAGRAMA 2013c). Los datos con los que se trabajarán no solo incluirán los datos brutos de determinaciones taxonómicas sino la batería de índices y métricas contempladas en el ***Protocolo de Análisis y Cálculo de Métricas de Fitoplancton en Lagos y Embalses*** (Código: MFIT- 2013) (MAGRAMA 2013a).

Las muestras de fisicoquímica se toman, como se define en los anteriores protocolos, a partir de la muestra integrada compuesta en la zona fótica, o en la columna completa si no existe una estructuración térmica vertical en el lago, laguna o humedal.

Otro elemento de flora acuática (macrófitos)

En el marco de la aplicación de la DMA, los macrófitos (Figura 24) se consideran útiles para la detección y seguimiento a medio o largo plazo de: i) Presiones fisicoquímicas, que produzcan reducción de la transparencia del agua, variación de la mineralización (conductividad y salinidad) y eutrofia y ii) Presiones hidromorfológicas, que produzcan variaciones del régimen de caudal, continuidad del río y características morfológicas del lecho en ríos; variación del nivel del agua en lagos o cambios en la duración del periodo de inundación en humedales; y variación de las características morfológicas del vaso en lagos.

En general, la comunidad de hidrófitos presente en un lago refleja las condiciones de estado ecológico existentes durante los últimos meses o incluso años. Cuando las condiciones del medio cambian, puede producirse la desaparición o descenso de unos taxones y la aparición o el aumento de otros, indicando el

tipo de presiones que está sufriendo la masa de agua. La desaparición de una especie en un sistema, especialmente las de pequeño tamaño, puede ser altamente significativo. Sin embargo, no todos los hidrófitos tienen el mismo valor indicador, por lo que su identificación a nivel taxonómico de especie es fundamental.

En relación al seguimiento de los macrófitos de lagos, el presente proyecto se ha desarrollado de acuerdo al ***Protocolo de muestreo de otro tipo de flora acuática*** (macrófitos) en lagos (Código: M-L-OFM-2013) (MAGRAMA 2013d). Las identificaciones en laboratorio, así como el cálculo de métricas se ha desarrollado de acuerdo al ***Protocolo de laboratorio y cálculo de métricas de otro tipo de flora acuática*** (macrófitos) en lagos (Código: OFALAM-2013) (MAGRAMA 2013b). Para aquellas masas de agua de la categoría lago que no tienen macrófitos en condiciones naturales (los lagos de los tipos L-T01 al L-T04 que se localicen por encima de los 2300 m. s. n. m. y los pertenecientes al tipo L-T09, de acuerdo con la actual tipología española de lagos), este grupo biológico no se utilizará como indicador.

Figura 24. Arriba, izquierda: Muestreo de macrófitos desde kayak en Lagoa de Sobrado. Derecha: Muestreo de macrófitos con vadeador en Laguna de Cabuezo. Abajo, izquierda: Rastrillo provisto de palo telescópico (una de las herramientas fundamentales para extraer muestras de macrófitos), cubierto de algas filamentosas. Centro: Trabajo de identificación de muestras en laboratorio. Derecha: briófito del género Sphagnum en placa Petri.



Invertebrados bentónicos

En las últimas décadas se han desarrollado en Europa y en el contexto de la DMA, así como en el resto del mundo, un gran número de metodologías y métricas para la monitorización biológica de los ecosistemas acuáticos mediante el uso de las comunidades de invertebrados acuáticos (Figura 25), macroscópicos y microscópicos.

Su adecuación a la tarea se relaciona con muchos factores, entre los que destacan: i) Tienen una amplia distribución ambiental, estando presentes en casi todos los ecosistemas acuáticos; ii) Son organismos que discriminan sus respuestas al medio ambiente integrando factores físicos, químicos y biológicos en el tiempo; iii) Tienen un papel importante en el ciclo de nutrientes y la transferencia de energía, puesto que sus representantes están situados entre los niveles tróficos superiores y los productores primarios, siendo sensibles por lo tanto a efectos tanto de control de nutrientes ("*bottom-up*") como de depredación ("*top-down*"); iv) Los tiempos de generación individuales son reducidos; debido a ello, los cambios en la composición específica pueden ser detectados en estudios a corto plazo, ya que generalmente muestran una rápida respuesta a las alteraciones en su hábitat. Pero, además, los tiempos de generación son suficientes para integrar los efectos de problemas crónicos y v) Los taxones tienden a tener amplias distribuciones geográficas, por lo que las diferencias locales en la comunidad generalmente no provienen de la limitación a la dispersión, así, la variación en la composición de sus poblaciones se encuentra más comúnmente asociada con características ambientales.

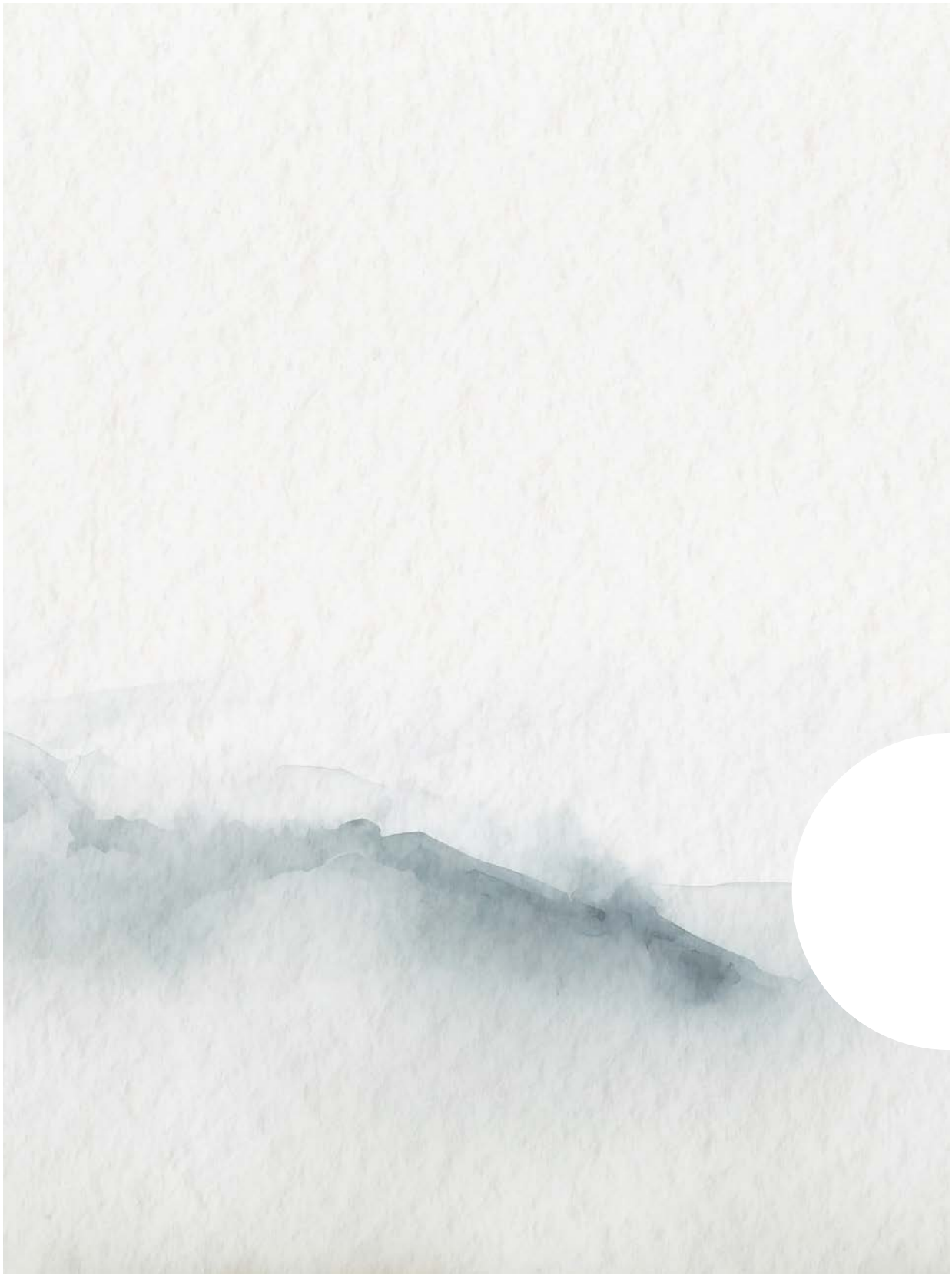
Desde el punto de vista práctico también poseen características que los convierten en organismos idóneos para su utilización en multitud de estudios: pueden ser muestreados de forma sencilla y barata, tienen una taxonomía, en general, bien conocida y muchos de sus taxones son sensibles a diferentes tipos de contaminación.

Figura 25. Izquierda: Muestreo de invertebrados bentónicos con vadeador en Estany Negre de Boi. Centro: Bandeja de campo con contenido de la red, para limpieza de elementos orgánicos previa al fijado de la muestra. Derecha: Laboratorio de identificación de invertebrados, donde la especialista está observando una muestra en la lupa; a su derecha, un microscopio invertido.



En relación al seguimiento de los invertebrados bentónicos de lagos, el presente proyecto se ha desarrollado de acuerdo al ***Protocolo de muestreo y laboratorio de invertebrados bentónicos en lagos*** (Código: ML-L-I-2013) (MAGRAMA 2013e). Las identificaciones en laboratorio, así como el cálculo de métricas se ha desarrollado de acuerdo al Protocolo para el cálculo del índice IBCAEL de invertebrados en lagos (Código: IBCAEL-2013) (MAGRAMA 2013f).

o



3. Selección inicial de estaciones de referencia

En un primer momento, se realizó una consulta en NABIA de los puntos de muestreo activos en la red de referencia de masas de agua superficiales de la categoría ríos y lagos. A partir de dicha consulta, se obtuvieron 444 puntos, incluyendo los puntos de las cuencas intercomunitarias y las intracomunitarias, así como los correspondientes tanto al muestreo biológico como los del muestreo físico-químico. Del total, solo 27 puntos de muestreo activos en la red de referencia correspondían a la categoría lagos (Tabla 5).

Tabla 5. Número de puntos de muestreo pertenecientes a la categoría lagos activos en la red de referencia de acuerdo con información extraída en NABIA al inicio del proyecto.

ID_Demarcación	Nombre demarcación	Nº de lagos
21	Duero	2
31	Tajo	10
40	Guadiana	4
81	Jucar	1
91	Ebro	10

De este listado se excluyeron aquellos puntos que correspondían a masas de agua cuya naturaleza se clasificaba como "Muy modificada" (Tabla 6). El listado resultante se preparó en una tabla para remitir a los distintos Organismos de cuenca, con un campo para la validación por parte de las administraciones y otro campo de observaciones en el que pudieran incluir cualquier información de interés. En el caso de que algún organismo de cuenca tuviera información sobre otros puntos posibles para la explotación del subprograma de referencia, éstos podrían incluirse en dicha tabla para que fueran considerados en la campaña inicial a realizar durante el año 2019.

Tabla 6. Puntos de referencia de la categoría lagos de NABIA excluidos por ser masas de agua Muy Modificadas.

Demarcación	Tipo	Punto de muestreo		Masa de agua		Estación	
		Código	Nombre	Código	Nombre	Código	Nombre
EBRO	L-T01	EBL5008	Estany Negre (Espot)	ES091MSPF1008	Estany Negre	EBL1008	Estany Negre (Espot)
EBRO	L-T01	EBL5018	Estany Tort de Rius	ES091MSPF1018	Lac Tort de Rius	EBL1018	Estany Tort de Rius

En este proceso de consulta solo se validaron 21 puntos y se propusieron algunos adicionales en masas de agua de la categoría lago. En la Figura 26 se muestra la distribución de los puntos de la red de referencia activa de lagos a inicio del proyecto, indicando los que se validaron.

Figura 26. Distribución de los puntos de referencia de la categoría lagos incluidos en NABIA en 2019.



Con estos puntos, se inició un proceso de análisis consistente en los siguientes pasos:

- Búsqueda y descarte de puntos duplicados (3 puntos descartados por estar duplicados y 1 punto descartado por presiones antrópicas - Ibón de Astún, también llamado Ibón de Truchas).
- Análisis de la representatividad de los diferentes tipos de masas de agua: los lagos validados incluían solo 10 de los 30 tipos (ver detalles en Tabla 7). Solo el tipo L-T03 incluía más de dos puntos validados. No puede considerarse una red de referencia como tal, ya que los puntos son muy escasos y claramente insuficientes, tal y como ya se indicaba en el informe elaborado por el Centro de Estudios Hidrográficos del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX 2009b).

Tabla 7. Puntos de referencia de la categoría lagos recogidos en NABIA en 2019, tras el descarte de puntos duplicados y la validación por parte de las Confederaciones Hidrográficas. Se incluyen también algunos puntos propuestos por las mismas.

Demarcación	Tipo	Punto de muestreo		Masa de agua	
		Código	Nombre	Código	Nombre
Ebro	L-T01	EBL6466	Estany Gran de Mainera	ES091 MSPF1747	Complejo lagunar Cuenca de San Antonio (1,3)
Ebro	L-T01	EBL5987	Estany Negre (de Boí)	ES091 MSPF987	Estany Negre
Duero	L-T03	DUGRA1	Laguna Grande de Gredos	ES020MSPF 000101106	Laguna Grande de Gredos
Tajo	L-T03	TA48205002	Laguna de Los Pájaros	ES030MSPF 0456040	Laguna de los Pájaros

Demarcación	Tipo	Punto de muestreo		Masa de agua	
		Código	Nombre	Código	Nombre
Tajo	L-T03	TA48305001	Laguna Grande de Peñalara	ES030MSPF 0455040	Laguna Grande de Peña-lara
Tajo	L-T03	DULAC1	Laguna de Lacillos	ES020MSPF 000101104	Laguna de Lacillos
Ebro	L-T03	EBL7085	Ibón de Anayet	ES091 MSPF689	Río Canal Roya desde su nacimiento hasta su desembocadura en el río Aragón y la toma para las centrales de Canfranc.
Tajo	L-T05	TA48205003	Complejo lagunar de humedales temporales de Peñalara	ES030 MSPF0457040	Complejo lagunar de humedales temporales de Peñalara
Duero	L-T06	DUSAN1	Lago de Sanabria	ES020MSPF 000101101	Lago de Sanabria
Cma	L-T09	MA00MD0153	Laguna de La Caldera	ES060MSPF 0632500	Laguna de la Caldera
Tajo	L-T10	TA53901007	Laguna de Taravilla	ES030MSPF 0149040	Laguna de Taravilla o de La Parra
Tajo	L-T12	TA43304002	Laguna de Somolinos	ES030MSPF 0331040	Laguna de Somolinos
Guadiana	L-T12	GN00000713	Laguna Concejo	ES040MSPF 004000500	Lagunas Conceja y Redon-dilla del Osero
Ebro	L-T15	EBL5014	Estanque Grande de Estanya	ES091MSPF 1014	Estanque Grande de Estanya
Guadiana	L-T21	GN00000692	Laguna de El Hito	ES040MSPF 004000270	Laguna de El Hito
Guadiana	L-T23	GN00000704	Laguna de Alcahozo	ES040MSPF 004000320	Laguna de Alcahozo de Pedro Muñoz
Guadiana	L-T23	GN00000707	Laguna de Salicor	ES040MSPF 004000420	Laguna de Salicor

- Inclusión de nuevos puntos de referencia obtenidos del último estudio limnológico de lagos elaborado por la Universidad de Valencia - UVEG (Antonio Camacho 2018): 6 puntos añadidos (tipo L-T01, L-T05, L-T10, L-T12 y L-T17). Estos lagos, lagunas y humedales serían revisados tras la primera campaña de estudio con objeto de confirmarse como estaciones de referencia de su tipo.
- Propuesta de incorporación de nuevos puntos de referencia. Se realizó un análisis de discriminación de masas de agua con nulo o bajo nivel de alteraciones, de acuerdo con la evaluación de presiones elaborada por la UVEG (Antonio Camacho 2018):
  - Nulo: 3 puntos añadidos (tipos L-T10, L-T16 y L-T17)
  - <3%: 3 puntos añadidos (tipos L-T02, L-T04 y L-T19)
  - <5%: 2 puntos añadidos (tipos L-T27 y L-T30)
  - <10%: 2 puntos añadidos (tipos L-T26 y L-T29)

Estos lagos, lagunas y humedales serían revisados tras la primera campaña de estudio con objeto de saber si pueden confirmarse como estaciones de referencia de su tipo o si tienen un nivel de alteraciones demasiado grande como para ser consideradas de referencia.

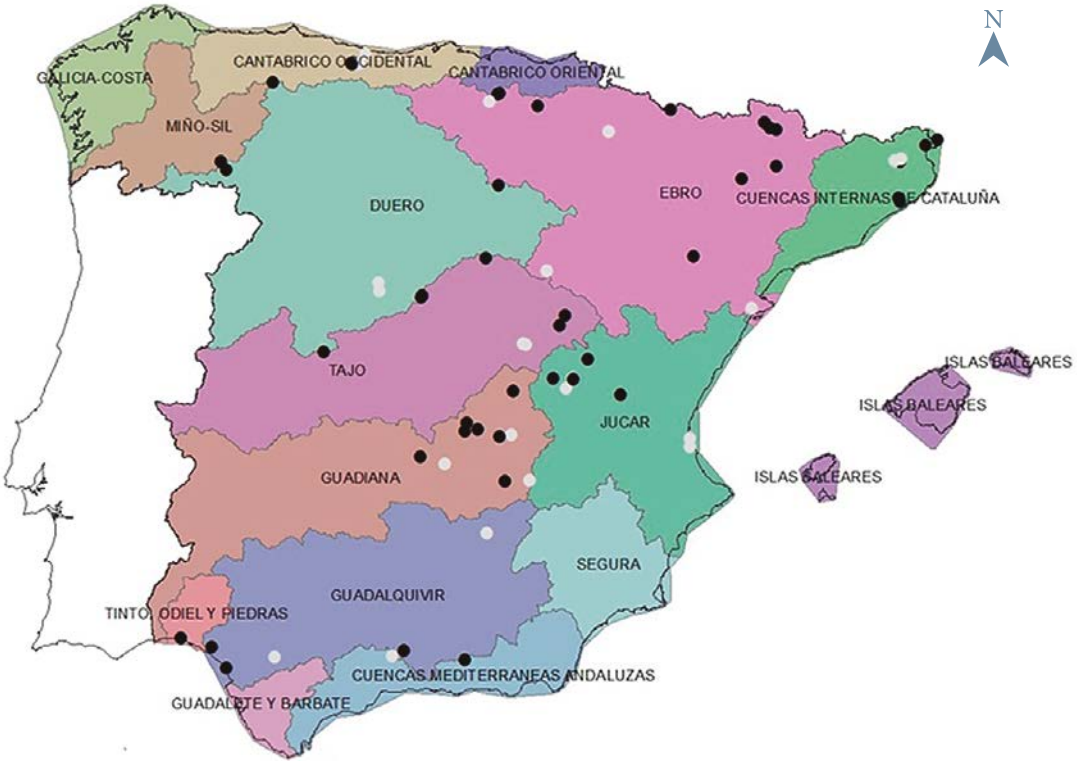
- Propuesta de nuevos puntos de muestreo que presentan alteraciones (tipos de lagos sin puntos de referencia).
  - Lagos únicos del tipo: 4 puntos añadidos (tipos L-T07, L-T08, L-T14 y L-T22)
  - Lagos con alteraciones para modelización del estado de referencia: 8 puntos añadidos para la campaña de muestreo de 2019 (tipos L-T11, L-T15, L-T18, L-T20, L-T21, L-T25, L-T28)

Para que la modelización sea fiable y aporte unos resultados robustos y estadísticamente significativos, es preciso analizar las condiciones de lagos alterados con diferente grado de presión, y para cada una de las presiones de las que se pretenda modelizar el estado no alterado. De esta forma, a lo largo del proyecto, se ha intentado estudiar un número suficiente de puntos en los tipos en los que no se contaba con estaciones de referencia. Para cada campaña se han seleccionado puntos de muestreo distintos que cubrieran al máximo el espectro de presiones existentes.

- Propuesta de puntos de muestreo en tipos de lagos con condiciones particulares:
  - Lagos del tipo L-T13 (cárstico, calcáreo, temporal). Tienen la particularidad de que sólo se llenan de manera efímera cuando el nivel piezométrico del acuífero es muy alto, y en ocasiones, el periodo en el que se mantiene el agua es muy corto. Además, debido a las variaciones interanuales de las condiciones climáticas, en muchos años, estas lagunas no llegan a llenarse dentro del periodo de muestreo que establecen los protocolos para los elementos de calidad biológicos. Dado que sus condiciones particulares hacen que estas lagunas puedan ser muestreadas en pocas ocasiones, se intentó crear una amplia red de lagunas que cumplieran las características que definen el grupo. Se consideraron las masas de agua ya establecidas y recomendaciones particulares de expertos consultados: 8 puntos añadidos, que tendrán prioridad frente a lagunas con hidroperiodos más constantes.
  - Lagos del tipo L-T24 (interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media). Son humedales muy fértiles, que han sido habitualmente explotados para la agricultura, por lo que han llegado pocos hasta nuestros días. Se han considerado las masas de agua ya establecidas, lagos con datos de seguimiento no clasificados como masa de agua y recomendaciones particulares de expertos consultados: 8 puntos añadidos.
  - Lagos del tipo L-T11 (cárstico, calcáreo, permanente, surgencia): 2 puntos añadidos por posible conveniencia geográfica en el diseño de la campaña.
  - Lagos del tipo L-T30 (litoral en complejo dunar, temporal). 1 punto añadido por posible conveniencia geográfica en el diseño de la campaña.

Después de todo el proceso de selección, se obtuvo un listado de 65 lagos distribuidos por toda la Península Ibérica (Figura 27) para su consideración en la primera campaña de muestreo. Entre ellos, 20 lagos se muestrearían en función de sus condiciones hidrológicas (muestreo condicional), considerando un máximo de 5, por lo que lo esperado en la primera campaña de muestreo era muestrear un total de 50 lagos.

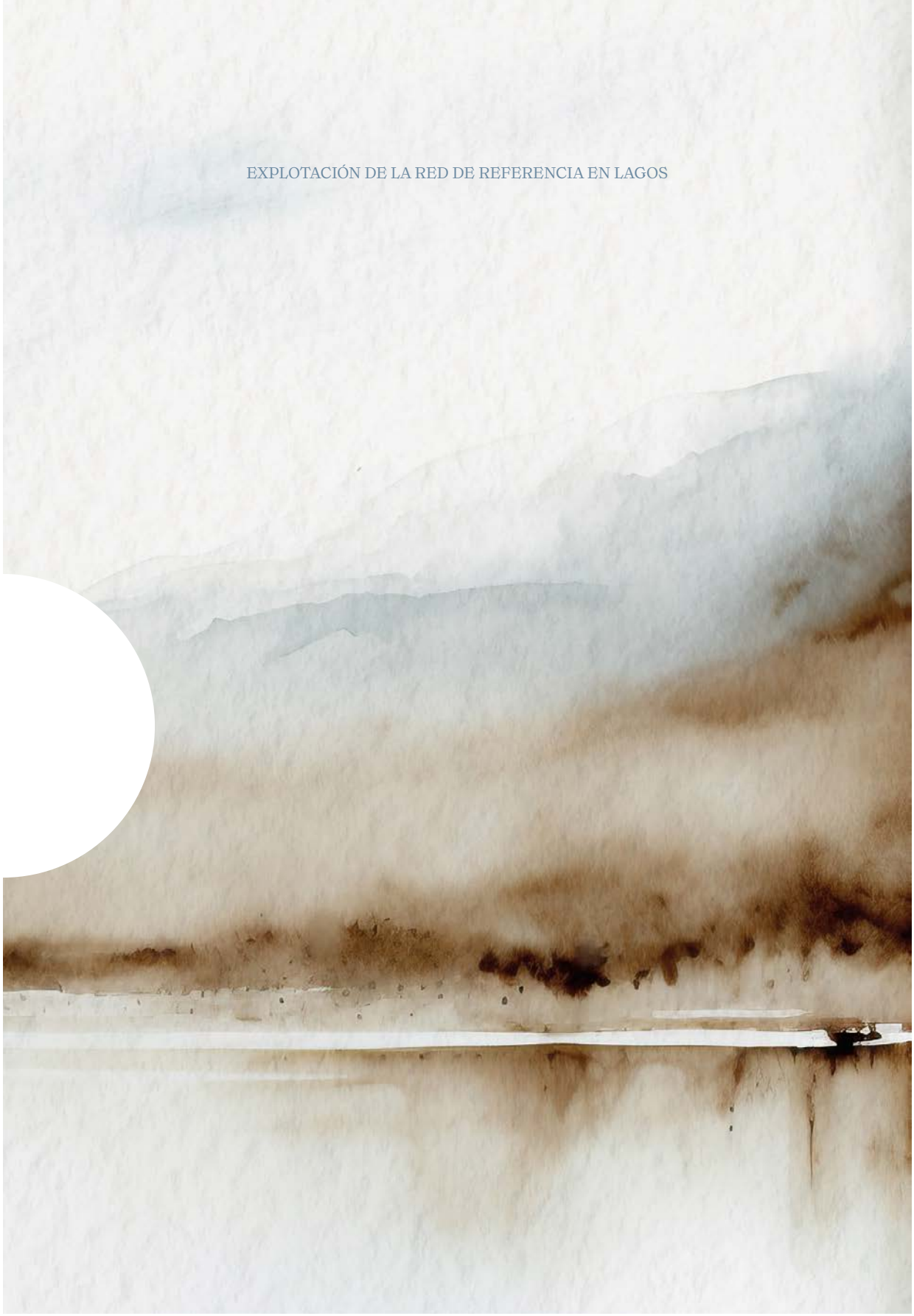
Figura 27. Distribución por Organismo de cuenca hidrográfica de la red de la categoría LW para la primera campaña de muestreo. Los puntos grises indican aquellos lagos que se muestrearían en función de sus condiciones hidrológicas (condicionales).



Como se ha explicado anteriormente, se seleccionaron de acuerdo con distintos criterios (Tabla 8), incluyendo la validación de las estaciones por los Organismos de cuenca (VAL+NUE+VAL*), los datos en base a la evaluación de presiones (Antonio Camacho 2018) (PTC+VAL*) y criterios adicionales basados en la información consultada con los expertos (PR+CON). De esta forma, el listado final de la primera campaña de muestreo incluía al menos un representante para cada tipo de lago y una buena representatividad respecto al número de masas de agua total en algunos de los tipos.

Tabla 8. Desglose del número de masas de agua de la categoría lagos a muestrear en la campaña inicial (2019) por cada tipo, incluyendo el criterio de selección utilizado en cada caso. Se distinguen: los lagos únicamente validados (VAL) y propuestos (NUE) por los Organismos de cuenca, los propuestos por el Informe de la UVEG (Antonio Camacho 2018) que no han sido validados por los Organismos de cuenca (PTC), los propuestos por el Informe de la UVEG (Antonio Camacho 2018) que también han sido validados por los Organismos de cuenca (VAL*), los propuestos por Tragsatec (PR) y los propuestos por Tragsatec cuyo muestreo sería condicional (CON). De éstos últimos, se muestrearían un máximo de 2 puntos de los 9 considerados para el tipo L-T13 y un máximo de 2 puntos de los 8 para el tipo L-T24, mientras que en el tipo L-T11 se muestrearían únicamente 1 de los 2 condicionales. Uno de los lagos validados por los Organismos de cuenca en el tipo L-T03 ha sido eliminado. Finalmente, se incluye el número final de masas de agua por tipo.

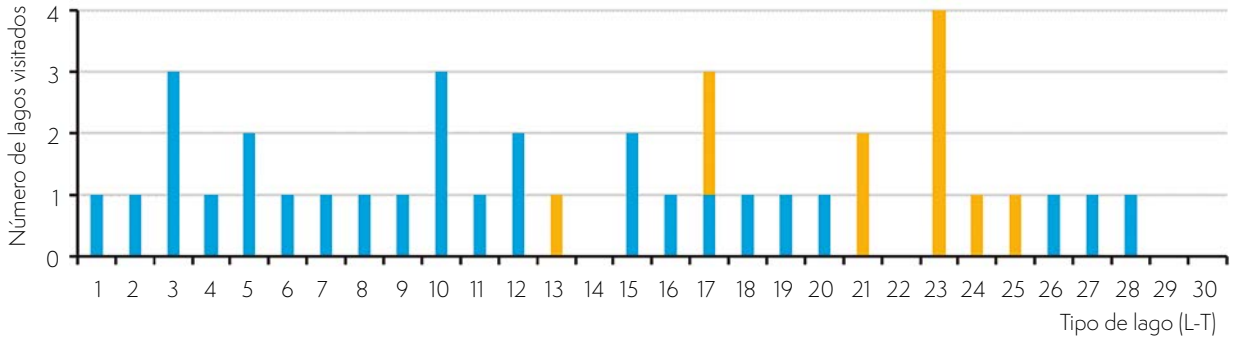
Tipo de lago	VAL	NUE	PTC	VAL*	PR	CON	TOTAL
L-T01	1		1	1			3
L-T02					1		1
L-T03	2	1		2			5
L-T04					1		1
L-T05			1	1			2
L-T06	1						1
L-T07					1		1
L-T08					1		1
L-T09				1			1
L-T10			2	1	1		4
L-T11					1	1	2
L-T12	2		1				3
L-T13						2	2
L-T14					1		1
L-T15	1				1		2
L-T16					1		1
L-T17			1		1		2
L-T18					1		1
L-T19					1		1
L-T20					2		2
L-T21	1				1		2
L-T22					1		1
L-T23	2						2
L-T24						2	2
L-T25					1		1
L-T26					1		1
L-T27					1		1
L-T28					1		1
L-T29					1		1
L-T30					1		1
Total	10	1	6	6	22	5	50



4. Campaña de reconocimiento inicial

Aunque lo esperado era poder muestrear 50 puntos en la campaña de reconocimiento inicial, pertenecientes a los 30 tipos de lagos, lo cierto es que en 2019 únicamente pudieron visitarse 39 lagos, pertenecientes a 26 tipos (Figura 28). Esto se debió a una serie de factores que dificultaron la planificación y el desarrollo adecuado de la campaña.

Figura 28. Número de lagos muestreados de cada tipo durante la campaña 2019. Se indica en azul los lagos que fueron muestreados correctamente y en amarillo los que no pudieron muestrearse por encontrarse secos o con poco nivel.



En primer lugar, no se pudo iniciar la campaña con anterioridad al mes de mayo debido a cuestiones logísticas, por lo que algunos de los lagos (en color amarillo en las Figuras) se encontraron secos o con un volumen de agua demasiado bajo como para realizar un muestreo óptimo. Además, dos lesiones en el equipo ocasionaron retrasos en parte de la planificación.

En segundo lugar, los puntos elegidos presentaban una gran dispersión geográfica (Figura 29), por lo que, en un área de muestreo tan grande como la España peninsular, se dedicaba demasiado tiempo a los desplazamientos. Durante la campaña inicial se intentó muestrear al menos un lago de cada tipo. Puesto que cada año presenta una climatología distinta, esto nos permitiría abarcar mayor variabilidad climática dentro de cada tipo de lago, al tener un representante anual en cada tipo. Sin embargo, este criterio también redujo la eficacia de la campaña, ya que muchas de las lagunas de un mismo tipo suelen situarse próximas geográficamente. Una vez realizados los desplazamientos a la zona, hubiera sido más eficaz tomar muestras de varias lagunas en el mismo momento (aunque fueran del mismo tipo). En campañas sucesivas, podrían muestrearse determinadas regiones geográficas más o menos intensivamente (incluyendo todos los lagos posibles en dicha región), no teniendo que recorrer toda la península completa cada año.

Figura 29. Distribución de la red de muestreo de la categoría LW para la primera campaña de muestreo. Los puntos verdes indican los lagos que fueron muestreados correctamente y en amarillo los que no pudieron muestrearse por encontrarse secos o con poco nivel.



En tercer lugar, el orden de muestreo se decidió de acuerdo con tres criterios estrictamente ecológicos:

- Hidromorfología: En primer lugar, se muestrearon las lagunas temporales, después las permanentes someras y después las permanentes profundas.
- Latitud: Se empezó por el sur de la Península Ibérica, en las zonas más áridas y templadas, para seguir por zonas más húmedas y frías del norte peninsular.
- Altitud: Primero se tomaron muestras de los lagos situados en cotas bajas, y al final de campaña los de alta montaña.

Por supuesto, esto se hizo teniendo en cuenta las épocas de muestreo óptimas indicadas en los protocolos correspondientes a cada elemento de calidad, pero se hizo de una forma bastante estricta, haciendo que los desplazamientos por la España peninsular tampoco fueran los más eficientes posibles. Para poder abarcar mayor número de muestreos las siguientes campañas se planificaron con mayor flexibilidad, considerando los periodos completos indicados para cada tipo de lago.

o

5.1. Establecimiento de criterios para confirmar y definir estaciones de referencia

5.2. Selección de lagos, lagunas y humedales

5.3. Análisis de presiones antrópicas

- 5.3.1. Estudio de presiones de la uveg
- 5.3.2. Ejercicio de presiones e impactos impress 2phc
- 5.3.3. Fuentes difusas/usos del suelo
- 5.3.4. Información disponible en nabia
- 5.3.5. Campaña de reconocimiento inicial

5.4. Resultados

- 5.4.1. Presiones y validación de estaciones de referencia
- 5.4.2. Diseño de campaña de 2020



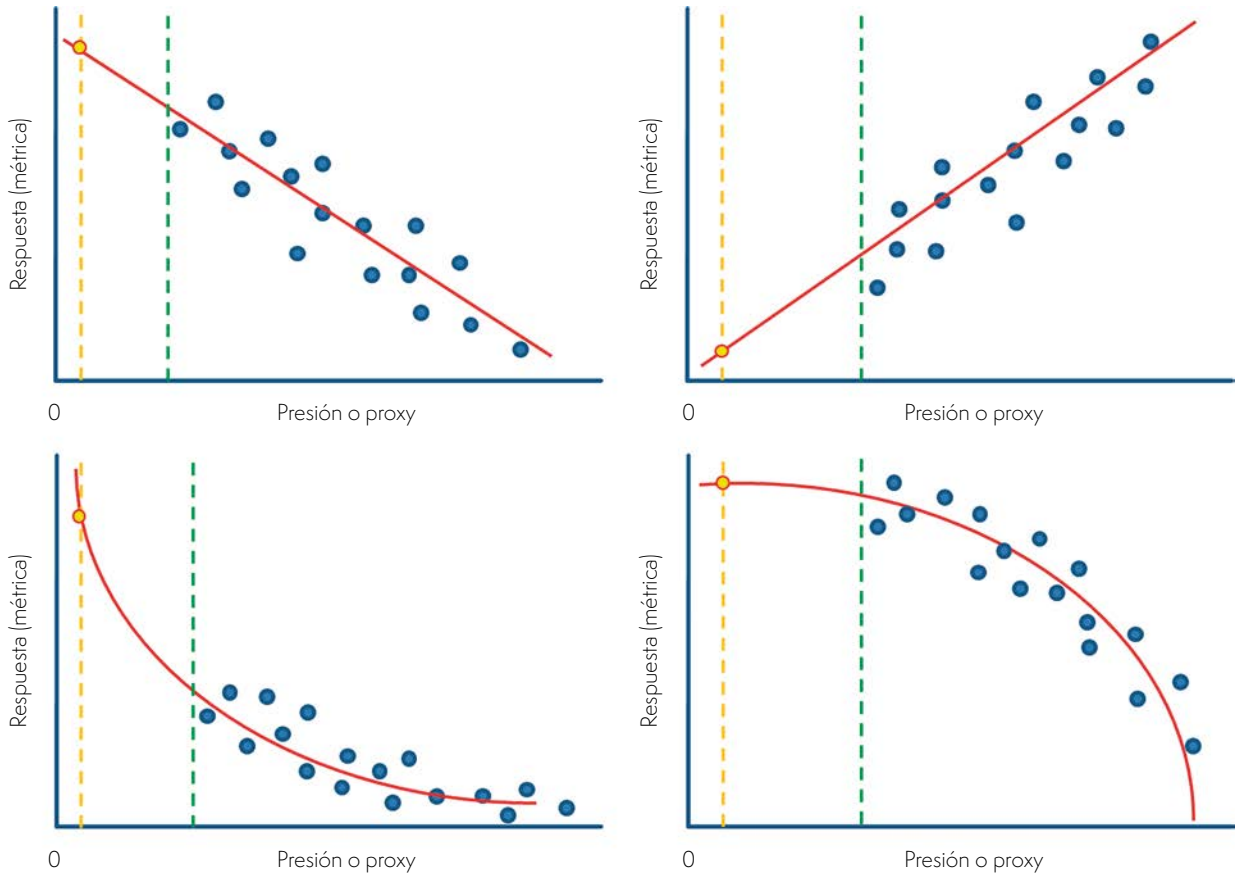
5. Estudio de validación de estaciones de referencia

Tras la campaña de reconocimiento inicial, se comprobó la marcada asimetría en relación a las presiones antrópicas a las que están sometidos los distintos tipos de lagos, debido en parte a grandes diferencias territoriales en cuanto a densidad de población, usos de suelo, desarrollo industrial, actividad agropecuaria, etc. *A grosso modo*, las masas de agua de la categoría lagos de alta y media montaña presentaban niveles de presiones potencialmente aceptables para el establecimiento de una red de referencia, mientras que las masas de agua de otros tipos situados por debajo de los 1500 m.s.n.m. estaban sometidos a mayores niveles de presiones difusas y/o directas. Debido a esto, se confirmó la necesidad de trabajar al menos dos enfoques:

- Establecer criterios para confirmar y definir estaciones de referencia en aquellos tipos con lagos, lagunas y humedales donde existan estaciones con niveles bajos de presiones. Obtener información de masas de agua más remotas y con potencialmente menos presiones que las consideradas actualmente en la red de referencia. Incluir y obtener información de lagos no-masa que pudieran presentar presiones menores que las masas de agua declaradas.
- Realizar un estudio de gradiente de presiones en aquellos tipos sin estaciones de referencia estrictas, que permitiera relacionar las presiones con las variables respuesta medidas de los distintos elementos de calidad (Figura 30). A partir de esta modelización de respuestas se podrían determinar unos niveles de presión límite para el establecimiento de una red de referencia más amplia y se podrían marcar una serie de objetivos en relación con los tipos sin ninguna estación de referencia (mediante la aplicación de distintos métodos de modelización de condiciones de referencia).

En cualquier caso, se decidió que la mejor aproximación de cara a la planificación de las campañas era muestrear el mayor número de estaciones posibles para cada uno de los tipos, muestreando distintas estaciones en las sucesivas campañas de campo, de manera que se recopilara un gran número de datos para todos los elementos de calidad.

Figura 30. Marco teórico para el establecimiento de condiciones de referencia para una variable respuesta (métrica) cualquiera. Este tipo de modelización podría aplicarse en tipos de lagos sin representantes considerados de referencia. Los puntos azules representan valores de las variables medidas (campañas del proyecto y datos históricos) en función de distintos valores de presión o proxies ajustables a las mismas. La línea roja representa el modelo de máximo ajuste que define la respuesta de la variable en función de la presión o el proxy. La línea verde discontinua representa el límite de presión a partir del cual no hay representantes (lagos). La línea amarilla discontinua representa el nivel equivalente a ausencia de presión. Por último, el punto amarillo, la intersección entre el modelo y la ausencia de presión y, por tanto, el valor de condición de referencia extrapolado.



5.1. Establecimiento de criterios para confirmar y definir estaciones de referencia

Como punto de partida, se consideraron los criterios establecidos en el trabajo circulado por el CEDEX en 2009 "Selección Preliminar de estaciones de referencia en lagos v1.0a" (CEDEX 2009b) y el documento "Revision of the consistency in Reference Criteria application in the Phase I of the European Intercalibration exercise" (Pardo, Poikane, and Bonne 2011), en el que se detallan los distintos procesos de selección de lagos de referencia aplicados en todos los Grupos de Intercalibración Geográfica (GIG) Europeos. En ambos casos los criterios son variados: usos del suelo, densidad poblacional, alteraciones morfológicas e hidrológicas, introducción de especies exóticas, vertidos directos, uso recreativo y pesca, conectividad y estado de las masas de agua subterráneas y superficiales asociadas, etc.

También se han tenido en cuenta los criterios propuestos en la Guía 10 de la Estrategia Común de Implantación de la Directiva Marco del Agua (River and Lakes – Typology, reference conditions and

classification systems) (Working Group 2.3 2009), basados en datos disponibles sobre las presiones que puedan afectar a los elementos de calidad biológicos, incluyendo la contaminación por compuestos sintéticos específicos.

5.2. Selección de lagos, lagunas y humedales

Para la selección de las distintas estaciones se partió del listado de masas de agua recogidas en NABIA en 2019. Como ya hemos comentado en el apartado 2.3.2, el número de masas de agua catalogadas en algunos de los tipos es limitado, habiendo tipos incluso con una sola masa. En algunos de estos casos, realmente no existen más lagos con esas características, pero en otros tipos sí que es posible encontrar láminas de agua que se ajusten a sus parámetros. Un ejemplo sería el tipo L-T05, correspondiente a lagunas de alta montaña temporales, para el que solo hay declaradas dos masas de agua (una en la Sierra de Urbión y otra en la Sierra de Guadarrama), pero en el cual podrían encuadrarse sistemas de otras zonas de montaña (como Pirineos o la cordillera cantábrica). En consecuencia, a partir de la segunda campaña se consideró la inclusión de lagos, lagunas y humedales que no estuvieran considerados como masa de agua pero que pudieran encuadrarse dentro de los parámetros que definen los distintos tipos. Para poder identificar estos lagos no-masa, se tuvieron en cuenta distintas fuentes.

En primer lugar, se utilizó el listado de puntos considerado en el estudio "Asistencia Técnica Consistente en la Investigación e Innovación en Limnología de Lagos Españoles para la Consolidación del Sistema Nacional de Evaluación de Calidad Biológica de Lagos Establecido por la Directiva 2000/60/CE (REF. TEC0004751)" elaborado por la Universitat de València-UVEG (Antonio Camacho 2018). Además de para todas las masas de agua de la categoría lago, este estudio incluye el análisis de presiones para algunos lagos no considerados masa de agua, pero cuyas evaluaciones del estado ecológico se llevan a cabo por los Organismos competentes. Estos resultados permitieron planificar los muestreos más inmediatos (primeras campañas).

Una fuente adicional para localizar posibles estaciones de muestreo fue el Inventario Español de Zonas Húmedas (MMA 2004b), que incluye todo tipo de zonas húmedas, desde embalses y ríos hasta estuarios. Para cribar este listado, se realizó un cruce de datos georreferenciados entre el conjunto de masas de agua y el del IEZH del que surgieron 1288 zonas húmedas no catalogadas como masas de agua. Aunque el Inventario no incluye datos limnológicos asociados, la información toponímica permitió hacer un cribado y eliminar las siguientes zonas húmedas según su nombre: Acequias (1), Arrozales (47), Arroyos (1), Embalses (17), Colas (1), Estuarios (2), Graveras (6), Herrizas (1), Alcanaras (1), Marismas (1), Molinos (1), Mares (1), Pantanetas (2), Pantanos (4), Piornales (1), Ríos (5), Ramblas (1), Prados (3) y Sotos (2). El total de zonas húmedas eliminadas de ésta manera fueron 104, quedando un total de 1184 a considerar como asimilables a masas de agua tipo lago.

Además, se consideraron los polígonos definidos como lámina de agua en el Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE) que no intersectaran con las 220 masas de agua de NABIA (2CPH) ni con los 1184 humedales del IEZH. Los polígonos considerados estaban clasificados dentro de la descripción del SIOSE como "Lago o laguna", "Zona húmeda o pantanosa", "Salina" o "Turbera". De dicho proceso surgieron un total de 425 puntos complementarios que podrían, en un momento dado, ayudar a buscar lagos, lagunas y/o humedales con bajos niveles de presiones para algunos tipos determinados.

Todos estos listados a nivel nacional, se complementaron con información bibliográfica procedente de publicaciones científicas y de gestión sobre lagunas y humedales españoles, además de información obtenida a través de mapas e imágenes de satélite. Por último, la inclusión de algunas estaciones fue por sugerencia del panel de expertos y/o del propio personal técnico de determinados espacios protegidos y regiones.

5.3. Análisis de presiones antrópicas

Para definir y validar las estaciones de referencia y planificar los muestreos para el estudio de gradiente de presiones, se realizó una primera aproximación al análisis de presiones antrópicas mediante una recopilación de información procedente de distintas fuentes.

5.3.1. Estudio de presiones de la UVEG

El punto de partida fueron los resultados del estudio elaborado por la Universidad de Valencia-UVEG (Antonio Camacho 2018). En la "TAREA 2 – Revisión de tipologías de masas de agua lagos; análisis de la asignación a tipología de cada lago y análisis de presiones e impactos involucrados" se desarrolla una metodología unificada y estandarizada para la asignación y evaluación de las presiones causantes del conjunto de impactos generados sobre las masas de agua. Por un lado, en este estudio se elaboraron una serie de índices individuales (calculados masa a masa) relativos a las alteraciones hidrológicas y morfológicas. Por otro lado, se estudiaron las presiones indirectas por usos del suelo elaborado a partir de la clasificación de Corine-Land Cover, mediante una agrupación de presiones, de manera que pudieran obtenerse valores globales para los grandes grupos definidos por la DMA: eutrofización, contaminación orgánica, acidificación y contaminación química. Finalmente, se analizaron también las presiones por vertidos directos y otras presiones puntuales. Este análisis se realizó para las masas de agua de la categoría lagos y algunas de las no-masas con seguimiento por parte de los Organismos de cuenca.

Como ya se ha comentado en el apartado 3, la selección inicial de estaciones de muestreo se basó en la información contenida en este informe (Antonio Camacho 2018). Además, la revisión de tipología elaborada por el equipo de la UVEG se consideró a lo largo del proyecto, especialmente para descartar masas de agua que pudieran pasar a considerarse como "muy modificadas" (como el caso de la Sèquia Major-ES100MSPFH1900010) o como de la categoría "aguas de transición" (como el caso de las Marismas de Doñana-ES050MSPF012000028).

5.3.2. Ejercicio de presiones e impactos IMPRESS 2PHC

Se utilizaron los datos procedentes del análisis de presiones e impactos (apartado 2.3.3) reportado a la Comisión Europea para el 2º ciclo de planificación hidrológica (IMPRESS 2 PHC), siendo la última versión disponible en el momento de la realización del Estudio de validación de estaciones de referencia.

Tras la revisión del ejercicio IMPRESS 2PHC relativa a las masas de agua tipo lago y a los puntos no-masa de los que se hace seguimiento por parte de los Organismos de cuenca, se identificaron 71 masas sin presencia significativa de presiones y sin impacto significativo, a considerar (junto con el resto de información) para la selección de posibles estaciones de referencia. Además, la identificación de distintos tipos de presiones e impactos en el resto de masas también aportó información de cara a la selección de estaciones de muestreo a lo largo del proyecto para el análisis de gradiente.

La Figura 31 recoge el nivel global de presión y la Figura 32 recoge el nivel global de impacto identificados para cada tipo; un mismo lago puede tener varias presiones/impactos identificados, por lo que la proporción descrita para las distintas categorías no se basa en el número total de lagos por tipo sino en el número total de presiones/impactos identificados por tipo.

Figura 31. Resumen del IMPRESS relativo a PRESIONES. Explicación de la leyenda: NOSI, sin presión significativa; DSPO, presión por fuentes difusas de contaminación; PSPO, presión por fuentes puntuales de contaminación; ABST, presión por actividades extractivas; REGM, presión por regulación y alteraciones morfológicas; OTHE, otras fuentes de presión y/o alteración; Sin datos, aquellas láminas de agua que no fueron estudiadas en el IMPRESS 2PHC.

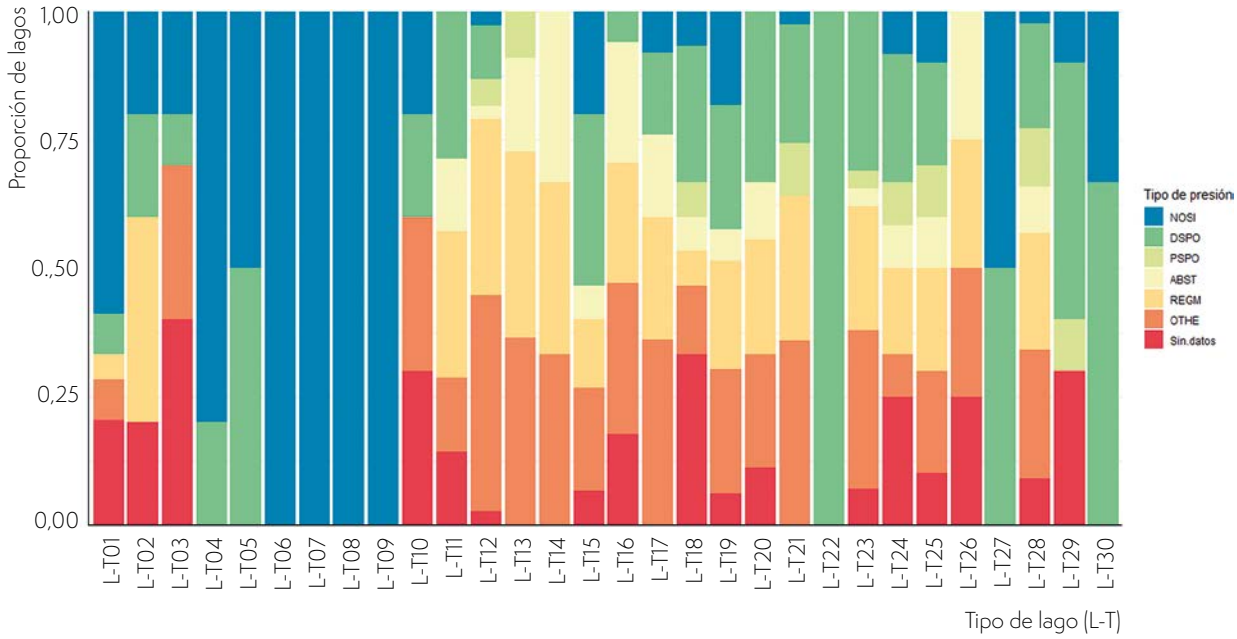
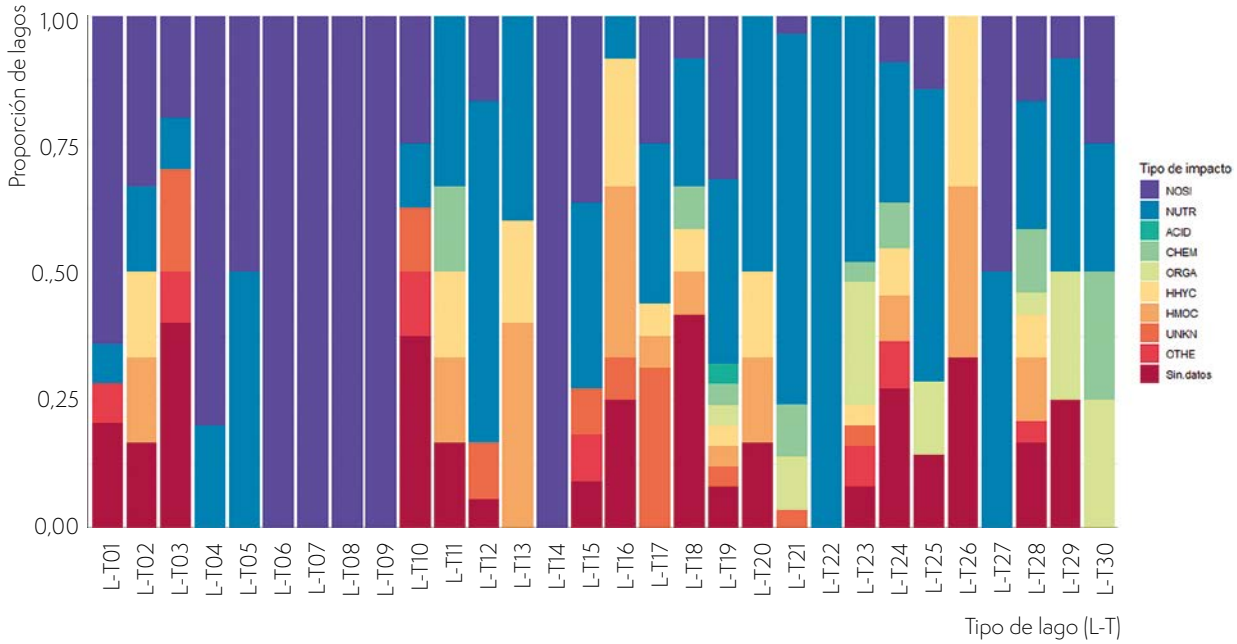


Figura 32. Resumen del IMPRESS 2PHC relativo a IMPACTOS. Explicación de la leyenda: NOSI, sin impacto significativo; NUTR, contaminación por nutrientes; ACID, alteraciones por acidificación; CHEM, contaminación química; ORGA, contaminación orgánica; HHYC, alteración de hábitats debido a alteraciones hidrológicas; HMOC, alteración de hábitats debido a alteraciones morfológicas (incluyendo conectividad); UNKN, fuentes desconocidas de contaminación y/o alteración; OTHE, otras fuentes de contaminación y/o alteración; Sin datos, cuerpos de agua que no fueron estudiados en el IMPRESS 2PHC.



5.3.3. Fuentes difusas/usos del suelo

Para obtener información sobre las fuentes de contaminación difusas se analizaron los usos del suelo mediante Sistemas de Información Geográfica. Se partió de un Modelo Digital del Terreno de cuadrícula de 5x5 m y se generó uno de 10x10 m, mediante el cual se definió la red de drenaje de para cada lámina de agua. A continuación, se definieron los puntos de desfogue de cada lámina de agua, a partir de los cuales se pudieron obtener los polígonos de la cuenca de drenaje. Una vez obtenidos, éstos se cruzaron con los datos del Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE) para obtener una cuantificación del porcentaje de uso de suelo atribuido a cada categoría dentro de la cuenca vertiente de la masa de agua.

SIOSE está integrado dentro del Plan Nacional de Observación del Territorio (PNOT), cuyo objetivo es generar una base de datos de Ocupación del Suelo para toda España a escala de referencia 1:25.000, integrando la información disponible de las Comunidades Autónomas y la Administración General del Estado. Se utilizó la versión de SIOSE 2014, por ser la más reciente disponible en el momento. Los usos del suelo de SIOSE se agruparon de acuerdo con lo indicado en la Tabla 9.

Tabla 9. Agrupación de categorías básicas de SIOSE consideradas a la hora de evaluar el uso del suelo en las cuencas vertientes de los lagos estudiados.

Categoría agrupada	Listado de códigos incluidos
Urbano/Industrial	111, 112, 113, 114, 122, 130, 140, 161, 163, 171, 172
Minería	123
Agricultura. (Secano y Regadío)	150, 121, 210, 220, 231, 232, 233, 234, 235, 236, 250, 260
Ganadero	240, 320*
Degradado	353**
Natural	311, 312, 313, 330, 340, 351, 352, 654, 411, 412, 413, 415, 511, 512, 516

*A falta de información acerca de cabezas de ganado, además de para evitar el riesgo de considerar usos naturales en zonas donde las presiones de origen orgánico fueran elevadas, se incluyeron los pastos y prados como usos ganaderos.

** La categoría de suelos degradados incluye tan solo aquellos suelos en los que ha habido incendios recientes según el análisis SIOSE empleado.

Los resultados obtenidos respecto a los usos del suelo en las cuencas se tuvieron en cuenta considerando los criterios empleados en anteriores proyectos de índole similar. De esta forma, los lagos con un porcentaje de uso de cuenca definido como natural o semi-natural superior al 70% se valoraron como candidatos a referencia. Por el contrario, fueron candidatos a descartar:

i. Los lagos con presencia de actividad minera (>0%) en la cuenca

ii. Los lagos con un uso de suelo urbano superior al 0%, 1% o 2% (tipos 1-9, 10-15 y 16-30 respectivamente)

iii. Los lagos con uso agrario en regadío superior al 0%, 10% o 15% (tipos 1-9, 10-15 y 16-30 respectivamente)

iv. Los lagos con uso agrario general superior al 10%, 30% o 50% (tipos 1-9, 10-15 y 16-30 respectivamente)

5.3.4. Información disponible en NABIA

La base de datos de NABIA contiene información taxonómica de los muestreos realizados en las masas de agua de la categoría lagos a nivel nacional, así como datos físico-químicos. Ambos conjuntos fueron de gran utilidad a la hora de detectar posibles presiones por:

- Presencia de Especies Exóticas Invasoras. La naturaleza de exótica invasora de las distintas especies incluidas en NABIA se extrajo de la sección de TAXAGUA de la propia base de datos, donde hay un sub-valor que define las especies como invasoras. Dado que se comprobó que había muchas especies invasoras registradas en TAXAGUA de las que no se indicaba su carácter invasor, se cotejó el listado con el "Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras" (CEEEI), disponible online en la web del MITERD (MITERD 2023a). Se identificaron 53 taxones en los listados taxonómicos disponibles en NABIA que estaban clasificados como "Exóticos Invasores" en el CEEEI. Solo 11 registros pertenecían a masas de agua de la categoría lagos, ninguna de las cuales formaba parte de la red de referencia validada por los Organismos de cuenca.
- Acidificación. Se consideraron los datos de pH almacenados en la base de datos NABIA para analizar si existen lagos que hayan podido estar sufriendo los efectos de fuentes atmosféricas de sustancias acidificantes. En relación a las masas de agua pertenecientes a la red de referencia explotada por los Organismos de cuenca, solo se obtuvieron datos de 4 estaciones.
- Nutrientes. Se consideraron los datos de compuestos nitrogenados y fósforo almacenados en la base de datos NABIA para analizar posibles impactos por eutrofización. En relación a las masas de agua pertenecientes a la red de referencia explotada por los Organismos de cuenca, solo se obtuvieron datos de 8 estaciones, con valores superiores al límite establecido para lagos oligotróficos en 2 de ellas.

Se han utilizado los datos más recientes disponibles en NABIA como información adicional para la validación final de estaciones de referencia y el estudio de gradiente.

5.3.5. Campaña de reconocimiento inicial

Durante el año 2019, se visitaron unos 40 puntos de muestreo en lagos con el objetivo de obtener información relativa a su estado ecológico y detectar posibles presiones antrópicas que no pudieran ser identificadas mediante los trabajos de gabinete descritos.

Se realizó un ejercicio cualitativo con 3 resultados posibles: "1" cuando se detectó la presión, "0" cuando no se detectó la presión y "ne" (no evaluado) cuando no se pudo afirmar su presencia, debido a las características de la visita a la lámina de agua. Se tuvieron en cuenta cinco categorías distintas:

1. Infraestructuras: represamiento, muros/carreteras, canalizaciones, tuberías
2. Agricultura: regadío alrededor, secano alrededor, desperdicios pesticidas/abonos
3. Ganadería: ganado suelto (bovino, ovino, porcino, equino o caprino), granjas cercanas
4. Uso público: aglomeraciones, baño, uso recreativo, pesca, presencia de basuras
5. Otras: Presencia de especies exóticas, avifauna, otra fauna

5.4. Resultados

5.4.1. Presiones y validación de estaciones de referencia

En general, en la Tabla 10 se encuentra una relación del número de masas y láminas de agua consideradas en el estudio de presiones descrito. Desde el inicio del proceso de selección, la poca disponibilidad de estaciones de referencia propuestas (y los indicios de presiones en algunas de ellas) apuntaban a que iba a ser necesario un análisis de gradiente de presiones en numerosos tipos de la categoría lago. Además, algunos tipos incluían muy pocas masas de agua declaradas (menos de 5), lo que también podría dificultar dicho análisis de gradiente.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en el análisis de presiones y considerando los criterios descritos, si realizamos una validación estricta de las estaciones de referencia activas y las propuestas por los Organismos de cuenca, podríamos validar tan solo 3 masas de agua de la categoría lagos como referencia (Tabla 11).

Tabla 10. Masas de agua de la categoría lagos para el 2PH y láminas de agua consideradas para la validación de masas de referencia y para selección de tipos susceptibles de análisis por gradiente. Incluye las masas propuestas por las CCHH para referencia, así como las propuestas en el informe de la UVEG según su análisis cuantitativo de presiones (Antonio Camacho 2018). Sombreados en oscuro los tipos donde no hay masas de referencia propuestas en ninguna fuente de información. Sombreados en claro los tipos en los que, pese a haber lagos de referencia propuestos, hay indicios de que las condiciones reales distan de lo que se espera de un sitio de referencia. Sombreados en gris los tipos sin masas de referencia, pero con una única masa de agua declarada. En la columna "Masas/láminas totales" se han sombreado los tipos con menos de 5 masas de agua.

Tipo	Descripción del tipo	Masas/láminas totales	Red de referencia	Ref. según UVEG
L-T01	Alta montaña septentrional, profundo, aguas ácidas	38	2	2
L-T02	Alta montaña septentrional, profundo, aguas alcalinas	6	0	0
L-T03	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas	8	4	2
L-T04	Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas alcalinas	5	0	0
L-T05	Alta montaña septentrional, temporal	2	1	2
L-T06	Media montaña, profundo, aguas ácidas	1	1	0
L-T07	Media montaña, profundo, aguas alcalinas	1	0	0
L-T08	Media montaña, poco profundo, aguas alcalinas	1	0	0
L-T09	Alta montaña meridional	1	1	1
L-T10	Cárstico, calcáreo, permanente, hipogénico	7	1	3
L-T11	Cárstico, calcáreo, permanente, surgencia	4	0	0
L-T12	Cárstico, calcáreo, permanente, cierre travertínico	19	2	1
L-T13	Cárstico, calcáreo, temporal	4	0	0
L-T14	Cárstico, evaporitas, hipogénico o mixto, grande	1	0	0
L-T15	Cárstico, evaporitas, hipogénico o mixto, pequeño	12	1	0
L-T16	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización baja, permanente	9	0	0
L-T17	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización baja, temporal	15	0	1

Tipo	Descripción del tipo	Masas/láminas totales	Red de referencia	Ref. según UVEG
L-T18	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización media, permanente	9	0	0
L-T19	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización media, temporal	22	0	0
L-T20	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, permanente	7	0	0
L-T21	Interior en cuenca de sedimentación, mineralización alta o muy alta, temporal	26	1	0
L-T22	Interior en cuenca de sedimentación, hipersalino, permanente	1	0	0
L-T23	Interior en cuenca de sedimentación, hipersalino, temporal	14	2	0
L-T24	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media	6	0	0
L-T25	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización alta o muy alta	6	0	0
L-T26	Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo meandro abandonado	4	0	0
L-T27	Interior en cuenca de sedimentación, asociado a turberas alcalinas	2	0	0
L-T28	Lagunas litorales sin influencia marina	18	0	0
L-T29	Litoral en complejo dunar, permanente	8	0	0
L-T30	Litoral en complejo dunar, temporal	3	0	0

Tabla 11. Relación de masas de agua de la categoría lagos en la red de referencia propuesta por los Organismos de cuenca. Se recogen las presiones detectadas. UVEG (%) indica el rango de % de presión agrupada detectado en el estudio de la UVEG (Antonio Camacho 2018). IMPRESS 2PHC indica la presencia de presión detectada en el ejercicio IMPRESS 2PHC (NOSI: no significativa; REGM: Presión por regulación hídrica; OTHE: Otras presiones). Usos NAT (SIOSE, %) incluye el porcentaje de la cuenca de cada masa de agua con usos del suelo naturales y semi-naturales. Usos ACTIV-excl ganadería (SIOSE, %) incluye el porcentaje de la cuenca de cada masa de agua con usos del suelo dedicados a minería, uso urbano/industrial, uso agrario regadío y uso agrario general (se excluye la ganadería); en los casos donde se superan los criterios establecidos en el apartado 5.3.3 solo se ha indicado el uso en el cual se superan dichos criterios. NABIA13-17 (fósforo, µg/L) recoge el rango de fósforo total para cada masa de agua, de acuerdo con los datos de NABIA correspondientes al periodo 2013-2017. Campaña inicial (0-17) incluye el recuento de presiones detectadas en campo durante los muestreos de 2019. Las celdas marcadas con sombreado azul indican valores fuera de lo esperado para lagos en una red de referencia. Las celdas marcadas con una línea diagonal indican la ausencia de datos.

codigorefcon	Cod_MASA	Nom_MASA	Tipo	UVEG (%)	IMPRESS 2PHC	Usos NAT (SIOSE, %)	Usos ACTIV-excl ganadería (SIOSE, %)	NABIA13-17 (fósforo, µg/L)	Campaña inicial (0-17)	VALIDADO
eb01g	ES091MSPF1747	Complejo lagunar Cuenca de San Antonio (1,3)	L-T01	>10	NOSI	41,63	0	3.0	/	
eb02g	**ES091MSPF987**	**Estany Negre**	**L-T01**	**<3**	**NOSI**	**71,63**	**0**	/	**1**	**SI**
du01g	**ES020MSPF000101106**	**Laguna Grande de Gredos**	**L-T03**	**Nulo**	**NOSI**	**97,09**	**0**	**0.7-2.5**	/	**SI**
du02g	ES020MSPF000101104	Laguna de Lacillos	L-T03	>10	NOSI	95,60	0	0.8-4.8	1	

codigorefcon	Cod_MASA	Nom_MASA	Tipo	UVEG (%)	IMPRESS 2PHC	Usos NAT (SIOSE, %)	Usos ACTIV-excl ganadería (SIOSE, %)	NABIA13-17 (fósforo, µg/L)	Campaña inicial (0-17)	VALIDADO
eb04g	EBL7085	Ibón de Anayet	L-T03	/	/	/	/	/	/	
ta01g	ES030MSPF0456040	Laguna de los Pájaros	L-T03	Nulo	OTHE	20,50	0	4.0-7.0	2	
ta02g	ES030MSPF0455040	Laguna Grande de Peñalara	L-T03	Nulo	OTHE	82,83	0	2.0-6.0	0	
ta03g	ES030MSPF0457040	Complejo lagunar de humedales temporales de Peñalara	L-T05	Nulo	NOSI	63,87	0	/	3	
du03g	ES020MSPF000101101	Lago de Sanabria	L-T06	>10	NOSI	72,46	>0 URB/ IND	0.5-2.3	10	
ma01g	**ES060MSPF0632500**	**Laguna de la Caldera**	**L-T09**	**Nulo**	**NOSI**	**92,20**	**0**	/	**2**	**SI**
ta04g	ES030MSPF0149040	Laguna de Taravilla o de La Parra	L-T10	Nulo	NOSI	100,00	0	>40	4	
gn01g	ES040MSPF004000500	Lagunas Conceja y Redondilla del Osero	L-T12	>10	REGM OTHE	30,40	>30 AGR	/	6	
ta06g	ES030MSPF0331040	Laguna de Somolinos	L-T12	>10	NOSI	44,41	<	>40	2	
eb10g	ES091MSPF1014	Estanque Grande de Estanya	L-T15	>10	NOSI	59,45	>30 AGR	/	6	
gn04g	ES040MSPF004000270	Laguna de El Hito	L-T21	>10	REGM OTHE	33,51	>50 AGR	/	4	
gn05g	ES040MSPF004000320	Laguna de Alcahozo de Pedro Muñoz	L-T23	>10	REGM OTHE	9,39	>50 AGR	/	4	
gn06g	ES040MSPF004000420	Laguna de Salicor	L-T23	>10	REGM OTHE	25,26	>50 AGR	/	2	

Este análisis, incluyendo el realizado para todas las masas de agua, demostró lo que ya se preveía desde el momento de la selección inicial de estaciones: la necesidad de buscar lagunas no-masa de agua que presentaran un menor nivel de presiones y la de realizar un estudio de gradiente de presiones para la mayor parte de los tipos de la categoría lagos. Debido a esto, y en base a la literatura (Marlene *et al.* 2020), se prefirió aumentar el número de puntos y con ello la representación espacial en cada uno de los tipos, aunque eso fuera en detrimento de obtener varios datos en años sucesivos de un mismo punto.

5.4.2. Diseño de campaña de 2020

Teniendo en cuenta este marco de actuación para abordar el estudio de las condiciones de referencia para los lagos españoles, se diseñó la campaña de 2020 (Figura 33), incluyendo las referencias validadas por las confederaciones, lagos con valores bajos o nulos de presión de acuerdo con las fuentes descritas, lagos no-masa que pudieran asignarse a tipos con pocos representantes y/o que se encontraran en zonas con pocas presiones, y lagos con distintos niveles de presiones para la elaboración del análisis de gradiente.

Figura 33. Distribución por tipos de los muestreos realizados en la campaña 2019 (verdes) y los planificados para la campaña 2020 (amarillos). La asignación de tipos en estos muestreos estaba pendiente de revisión.



Teniendo en cuenta la experiencia de la campaña de reconocimiento inicial (apartado 3), la campaña de 2020 se programó atendiendo a criterios geográficos, de manera que el esfuerzo de muestreo se centraría en determinadas zonas (Parque Nacional de Doñana, norte de Catalunya), en detrimento de otras, que serían explotadas los años siguientes (por ejemplo, noroeste peninsular a visitar previsiblemente en 2021).

o

6.1. Diseño de las campañas de muestreo

6.3. Análisis de laboratorio adicionales

6.4. Trabajos de caracterización hidromorfológica

6.5. Asignación y revisión de tipos asignados a las lagunas muestreadas

- 6.5.1. Justificación y objetivos
- 6.5.2. Origen de los datos
- 6.5.3. Resumen de la asignación y revisión
- 6.5.4. Aspectos en la asignación de tipos que requieren de especial atención

6.6. Red de estudio



6. Resumen de trabajos de campo y laboratorio

Durante el período 2019-2023 se ha realizado un trabajo polifacético, cimentado en la planificación detallada de campañas de muestreo específicamente diseñadas para la tarea principal del proyecto. Esto ha implicado contrastar las bases de datos oficiales y la relación de masas de agua declaradas, además de extensa información bibliográfica de índole científica y cartográfica. Así mismo, y siempre enfocado desde la óptica de la DMA y sus protocolos de aplicación en España, se han tomado datos y realizado análisis, en ocasiones mejorando las exigencias de las normas de calidad requeridas para el estudio de ecosistemas naturales de referencia. Dichos análisis, realizados tanto por Tragsatec como por colaboradores externos se han recopilado en una base de datos extensa y funcional, compatible con sistemas de almacenamiento oficiales.

6.1. Diseño de las campañas de muestreo

Para la elaboración de la red de lagos, lagunas y humedales para el proyecto se ha llevado a cabo un amplio proceso de búsqueda bibliográfica, especialmente centrado en localizar puntos que se ajustaran a los tipos con pocos representantes. Así, como ya hemos comentado en el apartado 5, se han identificado aquellas lagunas que no son masa de agua, pero para las que los Organismos de cuenca sí que realizan seguimiento de estado ecológico, se ha analizado el Inventario Español de Zonas Húmedas, nos hemos apoyado en publicaciones científicas y de gestión sobre lagunas y humedales españoles, e incluso en mapas e imágenes de satélite. Además, se han consultado a expertos, gestores y entidades y grupos de acción local. Por ello, en la red de estudio se han incluido todas las lagunas y humedales posibles para cada tipo, incluyendo lagunas no consideradas masa de agua, en un intento de conseguir al menos 8 lagos por tipo (exceptuando aquellos tipos con un único representante).

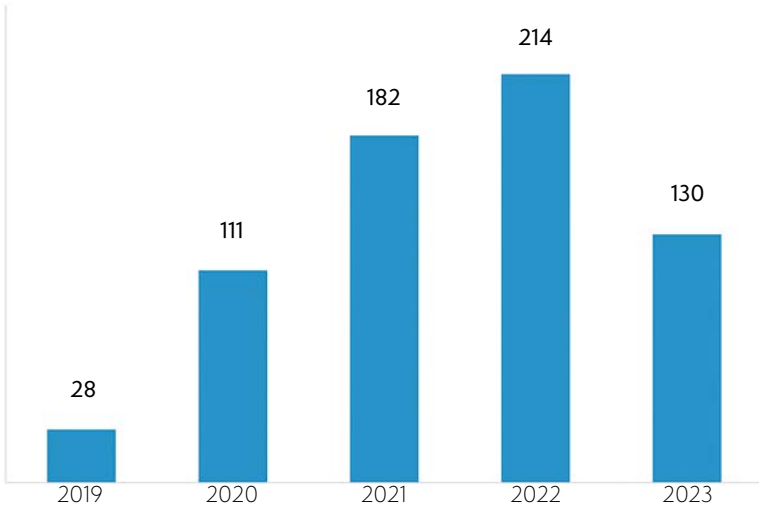
A lo largo del proyecto se han diseñado y planificado 4 campañas de muestreo (adicionales a la campaña inicial ya descrita en el apartado 4), a realizar entre los meses de primavera (desde finales de febrero o principios de marzo) y verano (hasta los meses de septiembre-octubre), de acuerdo con los tiempos recomendados en los protocolos de muestreo y las circunstancias meteorológicas. A partir de la campaña de 2020, se decidió separar al equipo de trabajo en dos subequipos, para optimizar los tiempos de muestreo: uno para el muestreo de la fisicoquímica y el fitoplancton y otro para el muestreo de los invertebrados y los macrófitos. De manera adicional, en 2022 y 2023, el muestreo de algunos puntos -especialmente aquellos de especial dificultad- se llevó a cabo por un equipo de refuerzo en campo preparado para el trabajo en alta montaña.

Las campañas y el diseño de nuestra red se han visto limitados desde el inicio por la gran cantidad de lagunas secas que nos hemos encontrado a lo largo de la geografía y los años hidrológicos (ver más detalles en el apartado 6.6). Muchos de los tipos con los que se ha trabajado se definen por tener un hidroperiodo temporal, es decir, que hay periodos más o menos dilatados en el tiempo, ya sea a escala intra-anual o inter-anual, en los que el humedal o laguna se encuentra seco. Esto

depende enormemente de variables climáticas locales, así como de tendencias a más largo plazo como el cambio global (Junk *et al.* 2013; Parra *et al.* 2021), que son difíciles de prever y complican mucho la planificación de las campañas de muestreo.

La planificación se complicó aún más con la declaración del estado de alarma y el confinamiento estatal decretado en 2020 durante la pandemia de la COVID-19. La campaña de muestreo de este año se suspendió desde mediados de marzo hasta comienzos del mes de mayo, estando después limitada desde un punto de vista logístico. Esto supuso un reajuste importante en el diseño de la campaña. Desde ese momento, para el muestreo de lagos, lagunas y humedales hemos contado con un listado de puntos y un diseño de campañas dinámico, con capacidad de rectificación e incluso de improvisación que nos permitiera adaptarnos a situaciones muy variadas, en función de lo encontrado en campo, de las condiciones meteorológicas y de determinados problemas logísticos. En este sentido, las campañas de muestreo han sido abiertas, con una serie de lagunas "titulares" o preferentes (inicialmente programadas para cada subcampaña anual) y una serie de puntos con vocación suplente, esto es, puntos alternativos para muestrear en caso de que hubiera problemas con el muestreo de las lagunas preferentes. Para poder adaptar las campañas a la coyuntura del momento, ha sido fundamental contar con una importante red de contactos locales y colaboradores altruistas, incluyendo agentes y técnicos medioambientales, alcaldes de pequeñas localidades, vecinos y trabajadores del campo, agrupaciones conservacionistas… Todos ellos nos han aportado información útil como: el momento adecuado del muestreo en función de las condiciones ambientales del año en cuestión, el estado de inundación de lagunas temporales y permanentes someras en determinados momentos, restricciones para el muestreo (por ejemplo, para evitar momentos y zonas sensibles de nidificación de aves), propuestas de lagunas no-masa en buen estado ecológico, etc.

Figura 34. Número de muestreos por año sin contar las visitas a puntos secos o inaccesibles.



Al final se han conseguido ejecutar campañas de muestreo muy completas, alcanzándose la cifra más alta de muestreos, 214, en 2022. Todos los años, menos el de la campaña inicial, se han superado los 100 muestreos, incluso en el año 2020, con las complicaciones derivadas del confinamiento por COVID-19 (Figura 34).

6.2. Análisis de laboratorio adicionales

Como se ha mencionado con anterioridad, en ocasiones se han realizado análisis que trascienden las exigencias mínimas marcadas por los protocolos y sistemas de calidad establecidos. El caso más llamativo, muy probablemente, sea el de los análisis de fósforo total. Dichos análisis son fundamentales para la definición y reconocimiento del estado trófico de masas de agua léntica (Wetzel 2001) y se emplean para el calibrado de métricas biológicas de manera habitual en Europa (Poikane *et al.* 2022). Además, en la categoría LW se emplean dichos datos en el propio proceso de evaluación de estado, siendo el único parámetro químico considerado en lagos (MAGRAMA 2015). El procedimiento habitual en este tipo de proyectos es ceñirse al análisis siguiendo procedimientos acreditados, pero en el caso del fósforo, dichos procedimientos no se ciñen a los requerimientos propios de una red de aguas naturales de las características aquí estudiadas. Por lo tanto, se han realizado análisis muy precisos de este elemento siguiendo métodos afianzados que permiten alcanzar una resolución dentro de los límites marcados por el RD 817/2015.

Aunque no se presentan resultados por no pertenecer al sistema de calidad, se han realizado también análisis complementarios de formas de nitrógeno, demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno, sulfatos, sólidos en suspensión, ortofosfatos, carbono orgánico disuelto, carbono orgánico total y dureza de manera generalizada.

Otros análisis químicos realizados en la porción de la red solapada con la de control de la contaminación atmosférica son los de hidrocarburos aromáticos persistentes (naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fenantreno, antraceno, benzo-(a)-antraceno, criseno y dibenzo-(a,h)-antraceno) y los de semivolátiles (o,p'-DDT y p,p'DDT).

También se han realizado análisis taxonómicos de invertebrados más detallados en aquellos puntos de la red en los que se solapa con la red de control del cambio climático, lo que, si bien no es aplicable a las métricas consideradas en el RD 817/2015, sí que es interesante desde el punto de vista del reconocimiento limnológico de los ecosistemas estudiados.

6.3. Trabajos de caracterización hidromorfológica

Durante las campañas de muestreo de los años 2020, 2021 y 2023 se ha realizado la caracterización hidromorfológica de 189 masas de agua de la categoría lagos (lagos, lagunas y humedales). Estos trabajos se realizaron al mismo tiempo que las visitas para los muestreos de fisicoquímica y fitoplancton.

El desarrollo de los estadillos de campo y los muestreos de caracterización hidromorfológica realizados durante el proyecto han servido de base y han sido el punto de comienzo para el desarrollo del "Protocolo de caracterización hidromorfológica lacustre" actualmente en fase de aprobación y publicación por parte de la Dirección General del Agua del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

En la Figura 35 se muestra uno de los dibujos de campo realizados durante los muestreos como material de acompañamiento a los parámetros observados para el estudio hidromorfológico.

Figura 35. Dibujo de campo de la Laguna de la Caldera (Sierra Nevada).



Los trabajos de caracterización hidromorfológica de Lagos, lagunas y humedales se han basado en el informe técnico realizado por el CEDEX "Establecimiento de las condiciones hidromorfológicas y fisico-químicas específicas de cada tipo ecológico en masas de agua de la categoría lagos en aplicación de la Directiva Marco del Agua". CEDEX 44-407-1-002 y la norma UNE-EN 16870 "Calidad del agua – "Guía para la determinación de las condiciones hidromorfológicas de lagos" debido a la inexistencia de un protocolo aceptado formalmente, el cual está en proceso de elaboración.

El protocolo utilizado para el estudio hidromorfológico de las masas de agua visitadas se divide en varios bloques, descritos en la Tabla 13, para los cuales se ha tomado numerosa información en campo y en gabinete.

Tabla 13. Bloques en los que se diferencia el protocolo utilizado en los trabajos de caracterización hidromorfológica de lagos, lagunas y humedales.

Bloque	Información tomada en campo y en gabinete
Datos generales	Nombre de la masa de agua Tipo de la masa de agua Fecha de la visita Descripción del acceso y coordenadas de acceso Figura de protección Máxima profundidad. Altitud de la lámina de agua Región biogeográfica Lluvias recientes y otras observaciones
Características generales	Tipo genérico de masa de agua Origen geomorfológico
Régimen hidrológico	Perímetro Superficie Conectividad de salida Estacionalidad Conexión con aguas subterráneas
Condiciones morfológicas	Tipo de sustrato, tamaño del sedimento, profundidad, forma, pendientes de orillas y laderas, erosión en laderas circundantes y estructura de la zona ribereña-vegetación

A continuación, se presentan y comentan algunos de los datos obtenidos, considerados los más relevantes: el tipo genérico de masa de agua, su origen geomorfológico, su estacionalidad y se conexión de salida. El total de los datos recopilados se puede encontrar en la base de datos de resultados que acompaña a este informe.

Tipo genérico de masa de agua

En el apartado de características generales se han diferenciado los siguientes tipos de masas de agua según criterios geomorfológicos: lago, laguna y humedal.

- Humedal: Baja profundidad (< 0,6 m de profundidad) y cualquier superficie.
- Laguna: somera (< 6 m de profundidad máxima) o profunda (>6 m de profundidad máxima).
- Lago: Superficie mayor de 100 Ha y profundidad máxima superior a 35 m.

En la Figura 36 se muestra el número de cada tipo de masa de agua muestreado durante el proyecto y en la Figura 37 se muestran 3 ejemplos de masas visitadas con diferentes tipologías genéricas, en función de su superficie y profundidad.

Figura 36. Número de masas de agua estudiadas en la red de la categoría LW del proyecto, según tipo genérico.

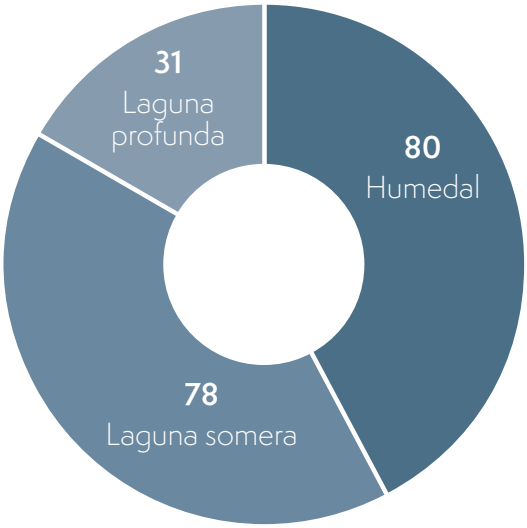


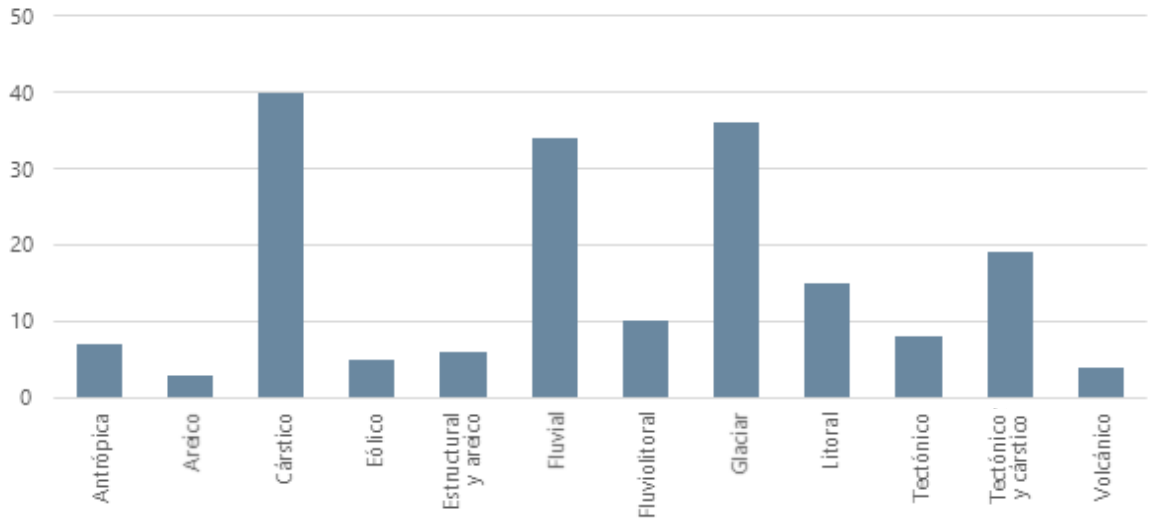
Figura 37. Varios ejemplos de diferentes tipos genéricos: ejemplo de laguna profunda, Lac Redón (arriba); ejemplo de laguna somera, complejo lagunar de Muniellos (centro) y humedal, Laguna de Pitillas (abajo).



Origen geomorfológico

Durante las campañas de muestreo 2020, 2021 y 2023 se han caracterizado todos los tipos de origen geomorfológico de los medios lacustres ibéricos. En la Figura 38 se muestra la distribución de estos muestreos hidromorfológicos. Las masas de agua lacustres más visitadas han sido las de origen cárstico, glaciar y fluvial. Entre estos tres tipos suman 110 lagunas de las 189 visitadas.

Figura 38. Número de masas de agua visitadas en la red de lagos del proyecto, clasificadas por su origen geomorfológico.



En la Figura 39 se pueden observar varias imágenes de humedales y lagunas con diferentes orígenes geomorfológicos.

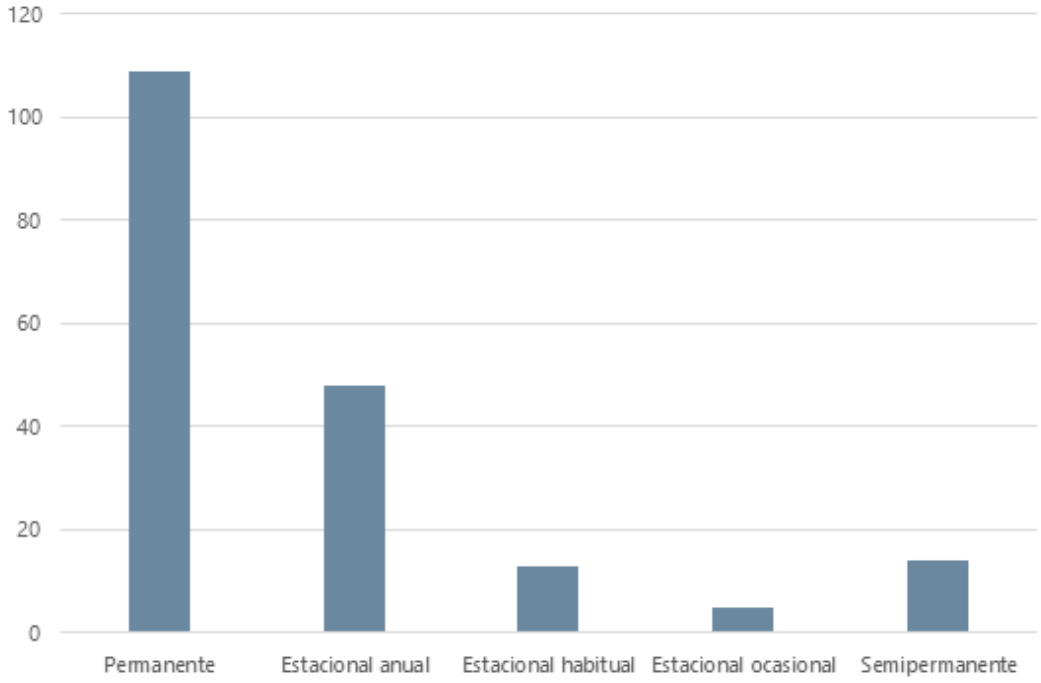
Figura 39. Varios ejemplos de masas de agua tipo lagos de diferente origen geomorfológico: Laguna de Tebarray, de origen glaciar por sobre-excavación (arriba izquierda); Laguna de Arbieto, de origen cárstico y colapso sobre materiales margosos (arriba derecha); Laguna de Fuentillejo, de origen volcánico en cráter freatomagmático (abajo izquierda); Estany de Sils, de origen fluvial (abajo derecha).



Estacionalidad

Se ha valorado también la estacionalidad de las masas de agua visitadas. En la Figura 40 se representa el número de masas de agua según su estacionalidad. Queda patente que la mayoría, 109 de las 189 masas de agua lacustres visitadas, tienen agua durante todo el año, y son consideradas permanentes (solo excepcionalmente pueden secarse). El resto de masas de agua se consideran semipermanentes (pueden llegar a secarse con cierta frecuencia) o estacionales (quedan secas todos los años, aunque algún año, excepcionalmente, pueden conservar agua de forma permanente). Entre los lagos estacionales, se diferencian los anuales (se inundan prácticamente todos los años), habituales (no suelen inundarse todos los años, pero sí lo hacen con cierta frecuencia) y ocasionales (solo se inundan de vez en cuando, después de periodos de sequía que se prolongan durante años).

Figura 40. Número de masas de agua tipo lagos muestreados en el proyecto según su estacionalidad.



En la Figura 41 se muestran diferentes imágenes de lagunas visitadas durante las tres campañas de muestreo, donde se aprecian ejemplos de los diferentes regímenes de estacionalidad.

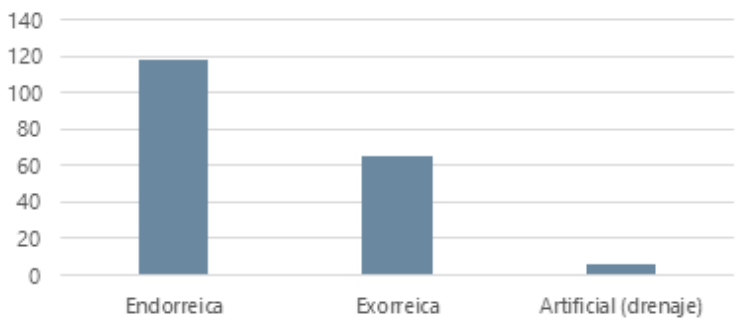
Figura 41. Ejemplos de varias lagunas con diferente régimen de estacionalidad: Permanente, Ibón Superior Azul (arriba izquierda); estacional habitual, Bassa Rodona (arriba derecha); estacional anual, Salina de Camarón (abajo izquierda) y semipermanente, Laguna Grande de Villafranca (abajo derecha).



Conectividad de salida

En la caracterización de las masas de agua visitadas se ha diferenciado en tres categorías: i) Endorreicas, ii) Exorreicas y iii) Drenaje artificial. A continuación, en la Figura 42 se muestran los números totales según esta caracterización.

Figura 42. Número de masas de agua según la conexión de salida.



Las masas de agua endorreicas son las más visitadas, sumando un total de 118 de 189 totales. Es destacable que 6 de las lagunas visitadas presentan un drenaje artificial mediante canales y compuertas de regulación hídrica. Algunos ejemplos de lagunas con diferente conectividad de salida se muestran en la Figura 43.

Figura 43. Ejemplos de varias lagunas con diferente conexión de salida. Endorreica, Laguna de la Llana de Cañada de Hoyo (arriba), exorreica, ibón de Acherito (abajo izquierda) y drenaje artificial, Nacimiento del riu Verd (abajo derecha).



Durante los trabajos de campo de caracterización hidromorfológica se realizaron numerosos dibujos de campo como acompañamiento de los datos y observaciones recopiladas. A continuación, se presenta una muestra de estas ilustraciones realizadas en campo.

Figura 44. Ejemplos de varias ilustraciones de campo, Basses de Can Jordá (arriba izquierda), La lagunilla de Gredos (arriba derecha) y la Nava grande de Malagón (abajo).



6.4. Asignación y revisión de tipos asignados a las lagunas muestreadas

6.4.1. Justificación y objetivos

Como ya hemos indicado, para incrementar la significación estadística y robustez de los resultados en tipos de lagos con pocas masas de agua declaradas, ha sido necesaria la inclusión de otros lagos, lagunas y humedales (no-masa de agua) en los muestreos y análisis. En general, al no formar parte de las redes de seguimiento del estado ecológico de los Organismos de cuenca, son lagos que no tienen un tipo asignado de acuerdo con el sistema descrito en el apartado 2.3.1 de este informe. Puesto que esta clasificación es la base para la aplicabilidad de las distintas métricas, así como para el análisis posterior de estimación de los valores de referencia, ha sido fundamental analizar en detalle las características de cada lago para poder asignarles un tipo.

Esta tarea se ha complementado con la revisión de los tipos asignados a los lagos, lagunas y humedales considerados en el proyecto que pertenecen a masas de agua. Este ejercicio se vio, en parte, motivado por un trabajo de revisión previo al inicio del proyecto (Antonio Camacho 2018). El equipo de la Universidad de Valencia ya proponía algunos cambios en la asignación de tipología en determinados lagos, especialmente en tipos con condiciones ambientales muy variables, como es el caso de las lagunas temporales de mineralización alta e hipersalinas. Además, en las últimas fases del proyecto, los propios organismos de cuenca nos advirtieron de que con la aprobación de los planes hidrológicos del tercer ciclo (2022-2027), el tipo asignado a determinadas lagunas había sido modificado, por lo que el análisis de estos casos fue necesario. El proceso de revisión de los parámetros tipológicos, por lo tanto, se extendió por una cuestión de practicidad y uniformidad a la totalidad de los lagos, lagunas y humedales considerados en el proyecto con la intención de que los conjuntos de datos generados en cada tipo fueran lo más ecológicamente relevantes y homogéneos posibles de cara al análisis final.

La tabla completa relativa a la asignación y revisión de tipos asignados a los lagos incluidos en el proyecto está disponible en el Anexo IV. Hay que resaltar que esta revisión no se hace con la vocación de actualizar los tipos asignados por las administraciones de cuenca, aunque en algunos casos se pueden inferir recomendaciones de cara a una posible revisión por parte de las mismas.

6.4.2. Origen de los datos

Este proceso ha supuesto una tarea intensa y combinada de trabajo de campo y gabinete para recabar información en cuanto a la hidromorfología, fisicoquímica y biología de los ecosistemas estudiados. Se han empleado los siguientes datos: i) respecto a la conductividad eléctrica, 469 datos de muestreos y análisis propios y 1090 registros obtenidos de multitud de fuentes externas, como NABIA, artículos, fichas de muestreo de Confederaciones Hidrográficas, tesis doctorales y otros seguimientos; ii) respecto a la alcalinidad, 477 datos de muestreos y análisis propios, y 1096 registros obtenidos de fuentes externas como las anteriormente descritas; iii) respecto a parámetros importantes como la génesis, régimen de aportación y profundidad, 189 reconocimientos geomorfológicos in situ complementados con extensa investigación bibliográfica para completar en todos aquellos puntos no visitados y iv) respecto a parámetros y descriptores geográficos tan relevantes como la altitud, índice de humedad y tamaño, estudios cartográficos realizados exhaustivamente en todas y cada una de las masas *ex profeso* para el presente proyecto.

Las fuentes de datos externas han sido: Ballesteros Navarro *et al.* 2018; Berga-Celma 1994; Camacho 1997; Díaz-Paniagua *et al.* 2016; Guisande *et al.* 2008; Piazuelo 2017; M Toro and Granados 1998; Manuel Toro *et al.* 2006; Villar-Argaiz *et al.* 2018. Adicionalmente se han consultado datos remitidos por la Agència Catalana de l´Aigua, la Confederación Hidrográfica del Ebro, la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil, informes de seguimiento de la URA de 2015 y 2018, así como su base de datos y, por supuesto, la base de datos de NABIA.

Las decisiones finales se han tomado en un proceso de comunicación continua entre el equipo del proyecto y un panel de expertos. Dicho panel cuenta con una amplia experiencia en el estudio científico de lagos y en la gestión del agua en el contexto de la DMA, incluyendo vinculaciones con la implementación de la directiva en España, la declaración de las masas de agua y la realización de las sucesivas revisiones del sistema de evaluación de estado.

6.4.3. Resumen de la asignación y revisión

Tras la asignación y revisión de tipos en las lagunas muestreadas obtenemos el siguiente balance: i) 135 lagunas y humedales declaradas masa de agua han conservado la tipología; ii) 25 masas de agua se han reclasificado a efectos de los análisis en este proyecto; iv) 104 lagunas no son masa de agua y se han clasificado satisfactoriamente; v) 2 lagunas que no son masa de agua (pero para las que los Organismos de cuenca sí realizan seguimiento) se han reclasificado a efectos de los análisis; y vi) 10 puntos de muestreo (entre masas de agua y no-masas), no pudieron asignarse a ningún tipo satisfactoriamente, debido a incompatibilidades ecológicas importantes.

En este último grupo encontramos casos como la Laguna de Doniños, Els Muntanyans-Platja de Torredembarra, Laguna del Faro o la Mallada de las Dunas del Pinet. Todas ellas son lagunas costeras asociadas a complejos dunares, pero no pueden asimilarse a los tipos L-T29 o L-T30 debido a la fuerte influencia marina que reciben. Ampliar la representación de estos tipos de la categoría lagos puede ser complicado, ya que presentan posiblemente características solapadas con algunos tipos de la categoría aguas de transición. En esta categoría encontramos los tipos AT-04, AT-05 y AT-06 que corresponden con lagunas costeras mediterráneas con aportes bajos, medios y altos de agua dulce, respectivamente. Sería necesario definir mejor las características de cada uno de estos tipos de lagunas costeras (categoría lagos y categoría aguas de transición), así como obtener información detallada sobre los aportes de agua que recibe cada laguna, para poder aumentar el número de estaciones de los tipos L-T29 y L-T30.

Otro caso singular de laguna no-masa que no se ha podido clasificar en ningún tipo establecido es el de la Laguna Fonda de Muniellos. Se trata de una laguna de media montaña de aguas ácidas poco profunda, es la denominación que falta de media montaña según la tipología de lagos (7 - aguas alcalinas profundo, 8 - aguas alcalinas poco profundo, 6 - aguas ácidas profundo). Aunque no se pretende modificar la tipología existente en la categoría LW (lagos, lagunas y humedales), sino actuar dentro del marco establecido por la misma, según el cual, a la Laguna Fonda de Muniellos no se le puede asignar tipo.

Además, en el listado del Anexo IV también se incluyen 104 puntos que han quedado excluidos del proceso de revisión tipológica (sin datos y sin muestreos) y otros 79 puntos externos a nuestra base de datos. Para estos últimos se ha recopilado información potencialmente útil para el futuro, de manera que 36 masas de agua han conservado su tipología, 4 masas de agua se han reclasificado, 37 puntos no son masa de agua y se han clasificado satisfactoriamente, y otros 2 puntos no se han podido clasificar en ningún tipo.

6.4.4. Aspectos en la asignación de tipos que requieren de especial atención

A continuación, se analizan en detalle algunos de los aspectos más conflictivos en la asignación de tipos, que explican la mayor parte de las reasignaciones llevadas a cabo a efectos de este estudio.

Complejos lagunares que incluyen distintas tipologías de lagos

En España se han identificado varios casos de complejos lagunares considerados, a efectos del sistema de evaluación de estado como una sola masa, y por lo tanto asignados a un solo tipo, pero que contienen masas de agua de distintos tipos, lo que ocasiona un conflicto a la hora de la selección de condiciones de referencia y fronteras entre clases de estado para el contraste de los resultados.

Tenemos, por ejemplo, el caso de la masa de agua ES050MSPF012000004 - Complejo lagunar lagunas Peridunares de Doñana, clasificada como tipo L-T30. En el polígono que la define se encuentran lagunas como la de Santa Olalla, Dulce y Sopetón, todas consideradas del tipo permanente costero L-T29 (Toja, López, and Gabellone 1997). Estas lagunas se han muestreado. Dentro del complejo hay lagunas temporales que si se adecuan al tipo L-T30 asignado al complejo, como la de Zahillo, pero no se han podido muestrear.

Otro caso es el de los estanys del entorno del Estany de Banyoles (ES100MSPF0450401). Los estanyols de la Cendra, Vilà, Montalt y d'en Sisó están incluidos en el mismo polígono, pero por razones evidentes, no se han considerado en el tipo de Banyoles (L-T14) dado su reducido tamaño, y se han tipificado como L-T15. El Estanyol de Montalt se ha podido muestrear.

Otro conjunto que hay que mencionar es el de 7 masas del pirineo que son complejos lagunares que incluyen estanys de los tipos L-T01 y L-T03. Estas son la masa ES091MSPF1745 - Complejo lagunar Cuenca de San Nicolás (1,3), muestreada, y las masas ES091MSPF1746 - Complejo lagunar Cuenca de Flamisell (1,3), ES091MSPF1747 - Complejo lagunar Cuenca de San Antonio (1,3), ES091MSPF1748 - Complejo lagunar Cuenca del Peguera (1,3), ES091MSPF1749 - Complejo lagunar Cuenca del Espot (1,3), ES091MSPF1750 - Complejo lagunar Cuenca del Bonaigua (1,3) y ES091MSPF1751 - Complejo lagunar Cuenca Noguera del Torr (1,3), no muestreadas. Una vez más vemos que hay dos tipos asignados dentro de la misma masa de agua.

Límite entre mineralización media-alta

Durante los planes hidrológicos del tercer ciclo (2022-2027), algunas demarcaciones hidrográficas intercomunitarias han modificado el tipo asignado a determinadas lagunas. Un ejemplo de ello sería el de la Laguna de la Fuente del Complejo lagunar de Villafáfila, mineralización media. Como indica el propio nombre de la masa de agua, ésta estaba clasificada como tipo L-T19, pero en el último ciclo se le ha asignado un tipo L-T21 (mineralización alta). Es importante destacar que la clasificación en un tipo u otro debe hacerse basándose en los valores que presente la masa en condiciones naturales de máxima inundación en años hidrológicos normales. Por ello, a efectos de este estudio, se ha mantenido la tipología anterior (tipo L-T19) al coincidir con los valores que hemos obtenido en nuestros muestreos (conductividad eléctrica media de 1439 µS/cm, máxima de 2115 µS/cm) y los valores recogidos en la bibliografía, donde disponemos de un valor medio indicado en la web de la Junta de Castilla y León dedicada a las Lagunas del complejo de Villafáfila de 1110 µS/cm (JCyL 2024). Un caso homólogo sucede con la Laguna de Boada de Campos, la cual se considera L-T19 en el proyecto por tener una conductividad media de 1602 µS/cm (máximo 1928 µS/cm de y mínimo de 1276 µS/cm).

Límite entre mineralización alta-hipersalinidad

Otro conjunto de casos del que hay que hacer mención es el de los tipos L-T21 que están a caballo entre el L-T21 y el L-T23, dependiendo, en gran medida, de las condiciones hidrológicas del año. Esto sucede cuando la conductividad oscila alrededor del valor de 50.000 µS/cm, situándose por debajo en años muy húmedos y niveles de agua altos, y por encima en años muy secos y niveles de agua muy bajos. Un ejemplo muy claro es el de la Salada Grande de Alcañiz. Dicha laguna se ha muestreado una vez en el proyecto, y además disponemos de datos externos obtenidos de fichas de la Confederación Hidrográfica del Ebro de varios años. Los datos se presentan en la Tabla 14.

Tabla 14. Datos de conductividad obtenidos de fuentes externas y dentro del proyecto relativos a la Salada Grande de Alcañiz. Los datos propios se obtuvieron in-situ con sonda multiparamétrica.

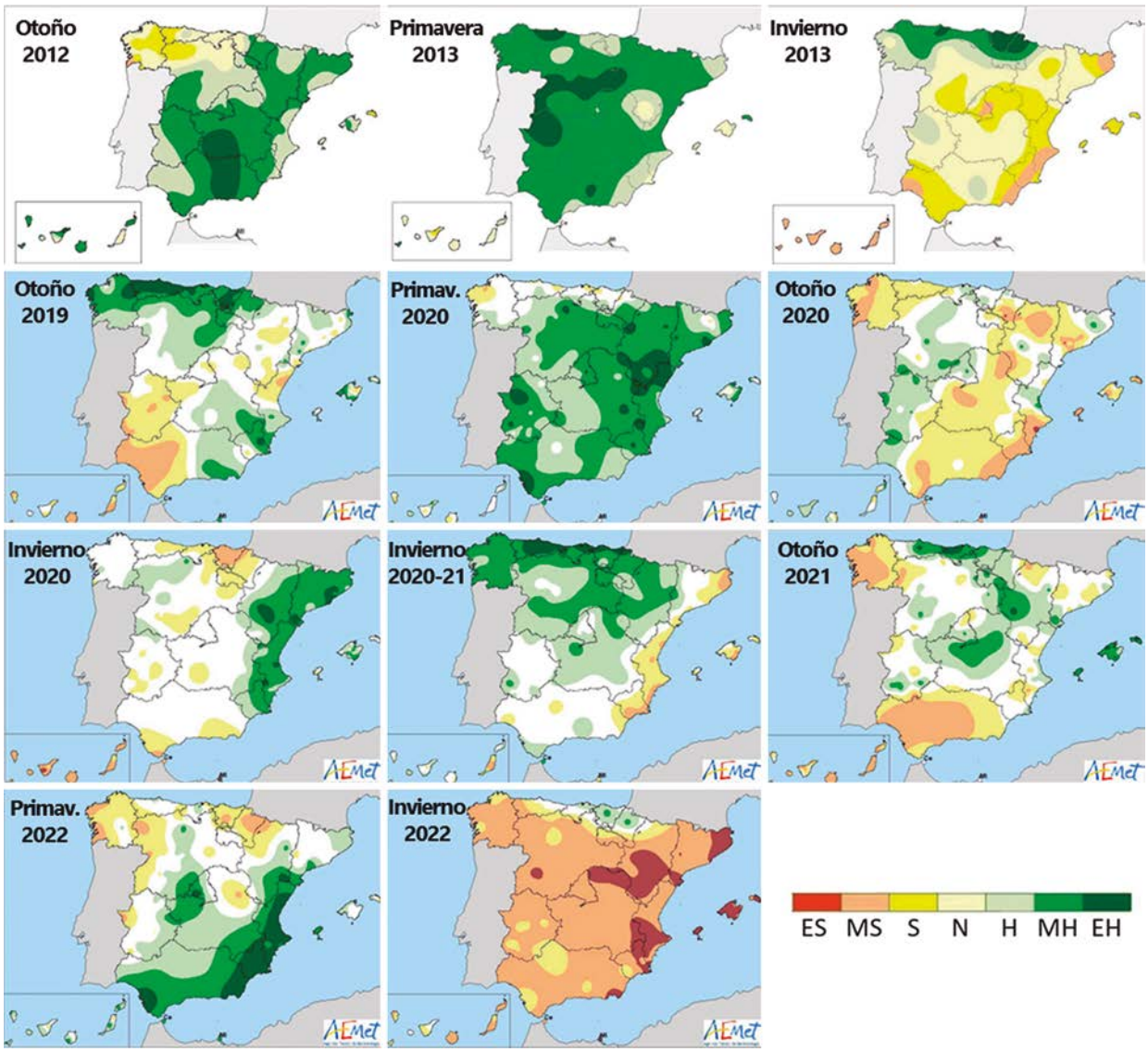
Fuente	Fecha	Conductividad (µS/cm)
Ficha CHE	12/06/2008	98000
Ficha CHE	08/03/2013	29000
Ficha CHE	31/05/2013	70000
Ficha CHE	27/05/2020	20425
Propio	01/06/2020	23955
Ficha CHE	09/03/2021	77100
Ficha CHE	02/05/2022	49268

Para comprobar de manera visual lo descrito en el anterior párrafo, es imprescindible conocer datos meteorológicos que permitan relacionar las distintas conductividades con las precipitaciones propias de los periodos en los que se obtiene cada una. Hay que recordar que, de acuerdo con la tabla de tipología, los rangos de conductividad se refieren al periodo de máxima inundación en años hidrológicos normales. Suponiendo que el periodo de máxima inundación es esperable en invierno, hay pocos datos de conductividad en esos periodos.

En la Figura 45 se exponen los mapas de resumen climatológico de España de la AEMET. El valor recogido el 12 de junio de 2008, de 98000 µS/cm, se considera anómalo, ya que se toma en una época en la que se espera que la laguna esté secándose (lejos de la inundación máxima). El valor recogido el 8 de marzo de 2013, de 29000 µS/cm se toma después de una época muy lluviosa, con el otoño previo (2012) muy húmedo y el invierno fue normal-seco. El 31 de mayo de 2013 se mide una conductividad de 70000 µS/cm, cuando la laguna ya estaba secándose. Después de un invierno normal, fue una primavera muy lluviosa, especialmente el mes de marzo, pero al parecer luego mayo fue muy seco. La muestra del 27 de mayo de 2020 es de 20425 µS/cm. Se toma en una fecha muy cercana al muestreo del proyecto (1 de junio, con una conductividad de 23955 µS/cm). Si se atiende a los informes meteorológicos de la AEMET, el otoño de 2019 fue normal-seco, pero el invierno de 2019-2020 y la primavera de 2020 fueron más húmedas de lo normal, con más precipitaciones que la media entre 1981-2010. La muestra del 9 de marzo de 2021, de 77100 µS/cm se enmarca en un contexto meteorológico que, de acuerdo con los resúmenes, fue un otoño (septiembre a noviembre de 2020) normal o seco y un invierno (diciembre 2020 a febrero 2021) entre normal y húmedo. Por último, la muestra del 2 de mayo de 2022, con una conductividad de 49268 µS/cm se toma después de un otoño de 2021 normal o húmedo, un invierno (2021-2022) extremadamente seco y una primavera (2022) bastante húmeda. Hay que tener en cuenta que los resúmenes climatológicos presentan unos mapas generales, y que todos estos comentarios se han fundamentado tan solo en la variable precipitación, que, si bien es muy relevante, no es la única a considerar, especialmente en lagunas de alimentación mixta (también de acuífero).

Tras este análisis detallado de la evolución de la conductividad en un contexto meteorológico variable parece que, efectivamente, se trata de una laguna que queda en el límite de los 50000 µS/cm, con valores propios de tipo L-T21 cuando la laguna coge más agua, pero que en seguida sufre una salinización de sus aguas cuando empieza a secarse. Teniendo en cuenta que los datos del proyecto proceden de un año húmedo, con valores propios de tipo L-T21, optamos por asimilarla a ese tipo a efectos del presente estudio.

Figura 45. Mapas de resumen climatológico de España de la AEMET. Las etiquetas de la leyenda se corresponden con lo siguiente: ES, extremadamente seco (las precipitaciones no alcanzan el valor mínimo registrado en el período de referencia 1981-2010); MS, muy seco (f ≥ 80 %, las precipitaciones se encuentra el intervalo correspondiente al 20% de los años más secos); S, seco (60 % ≤ f < 80 %); N, normal (40 % ≤ f < 60 %, las precipitaciones registradas se sitúan alrededor de la media); H, húmedo (20 % ≤ f < 40 %); MH, muy húmedo (f < 20 %, las precipitaciones se encuentra el intervalo correspondiente al 20% de los años más húmedos); EH, extremadamente húmedo (las precipitaciones sobrepasan el valor máximo registrado en el período de referencia 1981-2010).



Se ha considerado este caso particular con bastante detalle por varias razones. Por un lado, ejemplifica de manera completa la dificultad de la asignación de tipos en lagunas y humedales con mineralización alta. Esta misma casuística se puede aplicar a 15 de los humedales que se han considerado en un tipo distinto al asignado por las autoridades de cuenca. Además, pone de manifiesto la necesidad de definir condiciones de referencia para años húmedos y para años secos, cuestión que se ha identificado como crucial para la buena aplicabilidad de la DMA en países dentro de la ecorregión mediterránea. Esto se vuelve especialmente relevante cuando consideramos tipos de lagunas y humedales temporales.

Este tipo de reclasificaciones tiene un gran efecto en la valoración del estado ecológico, ya que, para algunos elementos de calidad biológicos, el tipo asignado a la masa de agua determina no sólo las condiciones de referencia, sino también el procedimiento en campo, los taxones a considerar en el cálculo de las métricas y la propia aplicación de unas u otras métricas. Para el elemento de calidad de otra flora acuática (macrófitos) son especialmente importantes los cambios entre algunos tipos como es el caso del ejemplo descrito (de un tipo L-T19 al L-T21), puesto que el propio muestreo difiere. De esta manera, los datos obtenidos en años anteriores, donde el muestreo y el cálculo de las métricas se ha realizado considerando que la laguna se clasifica en un tipo, no puede recalcularse a la luz de la nueva reclasificación.

Delimitación del hidroperiodo

El hidroperiodo se contempla en la clasificación tipológica de manera binaria y muy sencilla, clasificando las masas en función de si son permanente o temporales. La realidad de esta apreciación, no obstante, dista mucho de una categorización tan sencilla. La manera más precisa de abordar cuestiones del hidroperiodo en España es considerarlo a la luz de dos ejes, el de la duración y el de la frecuencia de la inundación. Así, nos encontramos un gradiente completo que va desde los humedales más efímeros y ocasionales como podrían ser los incluidos en el tipo L-T13, que pueden pasar años sin llenarse y hacerlo un breve espacio de tiempo cuando esto sucede, hasta aquellos que acostumbran a mantener agua durante todo el estío, pero en años o períodos de múltiples años con pocas precipitaciones pueden secarse. Estos últimos humedales se considerarían sistemas semipermanentes que, de acuerdo con la tabla de definición de tipología, entran dentro de los grupos de lagunas permanentes (y no de las temporales). Explícitamente se expone en dicha tabla que cualquier masa de la categoría lago clasificada como permanente puede ser "(…) fluctuante y no fluctuante, así como los semipermanentes, (…), es decir, aquellos que quedan secos de forma muy esporádica y bajo condiciones naturales extremas". Sin embargo, no siempre es fácil identificar estos patrones o identificar qué son condiciones naturales extremas, especialmente en sistemas muy presionados y en el contexto actual de cambio climático. A efectos de los análisis del proyecto, algunas masas de agua clasificadas como temporales se han reclasificado como semipermanentes, por su afinidad ecológica más próxima a las lagunas permanentes que a las temporales. Este sería el caso de la laguna de Talayuelas (semipermanente actualmente por la existencia de una pequeña construcción en su orilla que favorece la permanencia del agua; Figura 46, izquierda), y otras lagunas "permanentes" andaluzas como la laguna de Jeli o la Laguna Salada de Zorrilla, en el complejo lagunar de Espera, que no se han podido muestrear al encontrarse secas durante los años del proyecto.

Otro caso que se debe mencionar es el de la Charca de Monreal, inicialmente asignada en el tipo L-T18. Se sabe que su nivel desciende y puede secarse durante el verano, por lo que recientemente se ha propuesto su reclasificación como temporal, L-T19, en los documentos de los planes hidrológicos del tercer ciclo (2022-2027). A efectos de nuestros análisis, sin embargo, hemos mantenido el tipo L-T18 asignado, dado que no tenemos una evidencia clara de temporalidad, sino que la laguna parece tener más bien un carácter semi-permanente (Figura 46, derecha). De nuevo, para el elemento de calidad de otra flora acuática (macrófitos) son especialmente importantes los cambios entre algunos tipos como los de este ejemplo (de un tipo L-T18 al L-T19), puesto que el propio muestreo difiere. De esta manera, los datos obtenidos en años anteriores, donde el muestreo y el cálculo de las métricas se ha realizado considerando que la laguna se clasifica en un tipo, no puede recalcularse a la luz de la nueva reclasificación.

Figura 46. Fotografías ilustrando aspectos importantes de la consideración del hidroperiodo. A la izquierda, la Laguna de Talayuelas y la barrera construida en su orilla S. A la derecha la Charca de Monreal el 28/08/2019, presentando un nivel importante de inundación.



Esta diversidad hidrológica conlleva un reto a la hora de la planificación de las campañas. A priori se suelen priorizar el muestreo de las lagunas y humedales temporales de la España más mediterránea y meridional primero, para ir barriendo hacia el norte hasta adentrarnos en temporales emplazadas en climas de influencia más atlántica. La variabilidad climática, los diferentes tiempos de respuesta entre los distintos elementos biológicos de calidad y la amplitud del territorio cubierto convierten en un reto el seleccionar un momento óptimo de muestreo para todos los elementos de calidad, lo que tiene implicaciones para los resultados, en especial en el caso de los macrófitos.

6.5. Red de estudio

Finalmente, tras el proceso de búsqueda de posibles lagos, lagunas y humedales para su inclusión en el presente proyecto, se han considerado un total de 370 estaciones de muestreo, quedando 189 de ellas fuera de las masas de agua declaradas por las confederaciones hidrográficas. 23 lagos y lagunas sí que forman parte de la red de masas de agua, aunque son estaciones alternativas a las muestreadas por los organismos de cuenca dentro de complejos lagunares. Tras la asignación y revisión de tipos asignados, el balance total por tipos de masas y no-masas de agua se recoge en la Tabla 15. En general, este esfuerzo en ampliar la red potencial de muestreo en lagos ha resultado especialmente útil para aumentar considerablemente el tamaño muestral en algunos tipos con pocos representantes, como los tipos L-T02 –alta montaña septentrional, profundo, aguas alcalinas-, L-T05 –alta montaña, septentrional, temporal-, L-T16 –interior en cuenca de sedimentación, mineralización baja, permanente-, L-T24 –de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización baja o media- o L-T26 –de origen fluvial, tipo meandro abandonado.

Tabla 15. Resumen del número de puntos de muestreo considerados en nuestro estudio, separando aquellos localizados en masas de agua, aquellas lagunas y humedales que no son masas de agua y aquellos que son puntos de muestreo alternativos dentro de complejos lagunares (CL) declarados como masa de agua. Los datos se dan tipo a tipo. En la última columna se da el número de masas de agua por tipo de acuerdo con los documentos del 3er Ciclo de Planificación Hidrológica, tal y como se recoge en la Tabla 3.

Tipo (L-T)	Masas de agua BDD	No masas de agua	Alternativos en CL	TOTAL	Masas de agua naturales (3er ciclo de PH)
L-T01	12	7	4	23	31
L-T02	3	9		12	4
L-T03	6	17		23	6
L-T04	4	10	1	15	5
L-T05	2	16		18	2
L-T06	1			1	1
L-T07	1			1	1
L-T08	1	2		3	1
L-T09	1			1	1
L-T10	4	7	3	14	8
L-T11	5	6	3	14	6
L-T12	11			11	20
L-T13	3	6	1	10	3
L-T14	1			1	1
L-T15	9	8	1	18	13
L-T16	4	10		14	6
L-T17	13	23	2	38	16
L-T18	10	5		15	7
L-T19	15	10		25	22
L-T20	5	1		6	4 (3)*
L-T21	15	4		19	23
L-T22	1			1	1
L-T23	11	5		16	15
L-T24	3	10		13	4
L-T25	2		2	4	5 (4)*
L-T26	2	10	1	13	2
L-T27	3		1	4	2
L-T28	11	2		13	21
L-T29	4	5	3	12	5
L-T30	2	9	1	12	3
TOTAL	168	189	23	370	

Dada la complejidad de la planificación de las campañas (ver apartado 6.2), no todos estos lagos, lagunas y humedales incluidos en el estudio se han podido muestrear. Como ya hemos descrito, las campañas de muestreo han sido muy abiertas, de manera que se han incluido numerosos puntos con vocación suplente. Se trataban de puntos alternativos para muestrear, en caso de que se encontraran problemas en el muestreo de las lagunas "titulares" o preferentes (las inicialmente programadas para cada subcampaña anual). Así, nos encontramos con 116 lagos, lagunas y humedales que no se han llegado a visitar, lo que supone un 31,35% del total. En los tipos en los que tan solo hay una masa de agua declarada, se han realizado un mínimo de 2 visitas a lo largo del proyecto.

Figura 47. Mapa en el que se representa el conjunto total de puntos de muestreo en la red de estudio dentro de los tipos L-T01, L-T02, L-T03, L-T04, L-T05, L-T06, L-T07, L-T08 y L-T09. No todos se han llegado a muestrear.



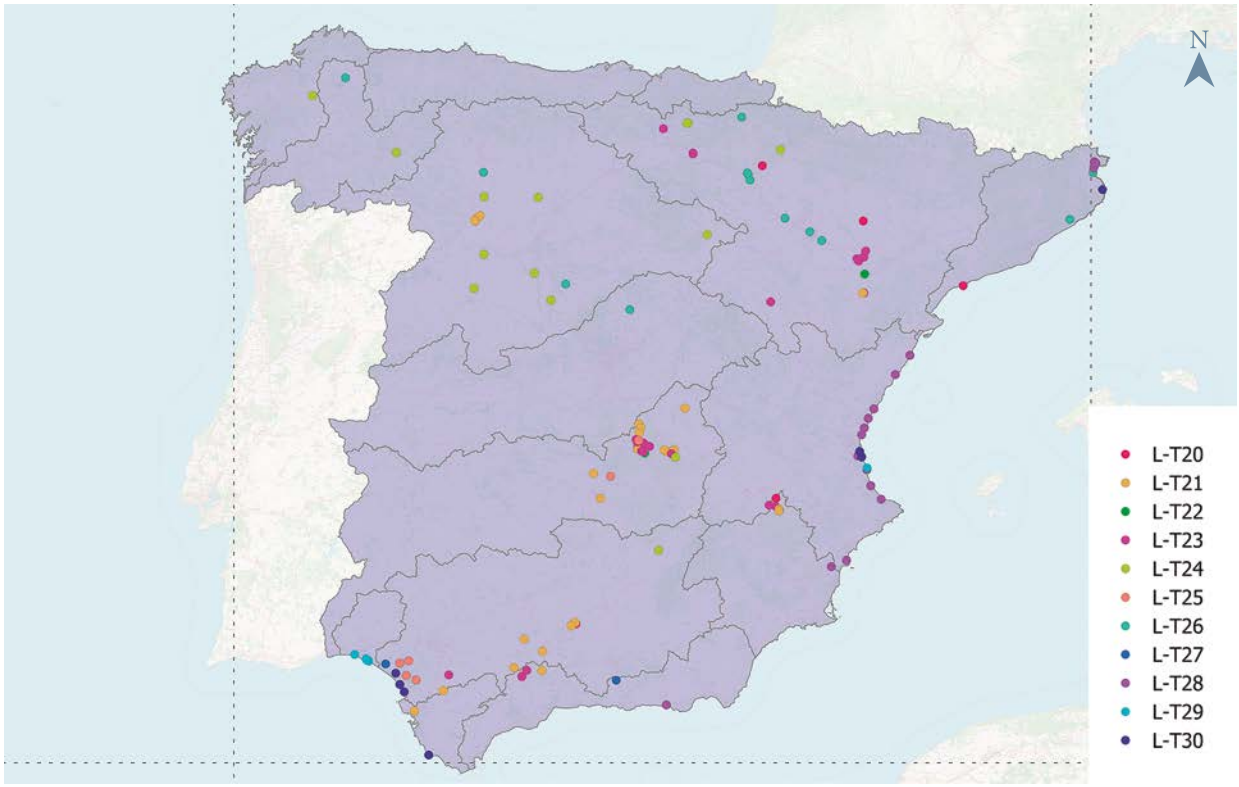
Como ya se ha descrito, uno de los criterios utilizados para el diseño de la red de estudio fue la de alcanzar una gran representación geográfica. En la Figura 47 se aprecia la distribución de puntos tipificados del L-T01 al L-T09. Este conjunto equivale a los puntos de alta y media montaña, y vemos que coinciden con los principales sistemas montañosos de la península. El grueso de representantes, especialmente de los tipos L-T01 a L-T04, se encuentra en los Pirineos, pero también tenemos representantes en el sistema Central (Gredos y Guadarrama), y en el Sistema Ibérico. En la Cordillera Cantábrica y en la Sierra de la Cabrera tenemos numerosas masas también, y el representante más meridional en Sierra Nevada.

Figura 48. Mapa en el que se representa el conjunto total de puntos de muestreo en la red de estudio dentro de los tipos L-T10, L-T11, L-T12, L-T13, L-T14, L-T15, L-T16, L-T17, L-T18 y L-T19. No todos se han llegado a muestrear.



En la Figura 48 se presenta la distribución de los tipos cársticos e interiores en cuenca de sedimentación con mineralización baja y media (L-T10 al L-T19). Se parecía una profusión de puntos especialmente en el entorno calcáreo de la península, que excluye el oeste peninsular, zona en la que se aprecia una concentración mucho menor de humedales y lagunas.

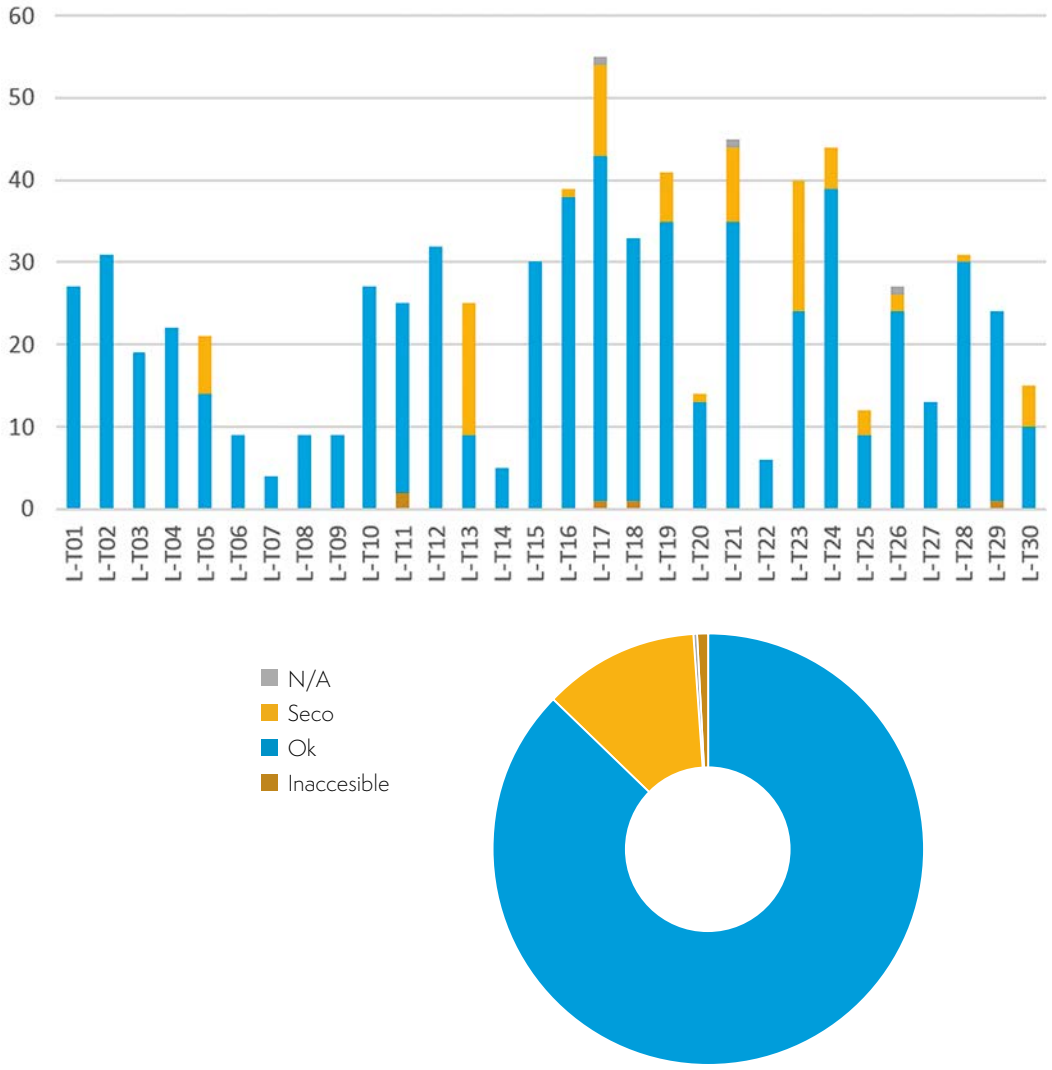
Figura 49. Mapa en el que se representa el conjunto total de puntos de muestreo en la red de estudio dentro de los tipos L-T20, L-T21, L-T22, L-T23, L-T24, L-T25, L-T26, L-T27, L-T28, L-T29 y L-T30. No todos se han llegado a muestrear.



Por último, el resto de tipos que incluyen los interiores en cuenca de sedimentación de mineralización alta y muy alta, los hipersalinos, los de origen fluvial, los asociados a turberas alcalinas y los costeros/litorales se muestran en la Figura 49. Destacan el litoral levantino, con gran cantidad de humedales costeros, así como el litoral atlántico andaluz, donde también hay numerosos humedales y lagunas. La cuenca del Ebro y del Duero están salpicadas de humedales, y no se puede dejar de mencionar los humedales endorreicos del Campo de San Juan, en el extremo oriental de la cuenca del Guadiana.

Como ya hemos comentado anteriormente, las campañas y el diseño de nuestra red se han visto limitados por la gran cantidad de lagunas secas que nos hemos encontrado a lo largo de la geografía y los distintos años del proyecto. De las 737 visitas realizadas para la toma de muestra de físico-química y fitoplancton, el punto de muestreo se encontró seco en 83 visitas, lo que representa un 11,26% del total (Figura 50). La mayor parte de estas lagunas y humedales que se han encontrado secos en algún muestreo pertenecen a tipos con hidroperiodo temporal (tipos L-T05, L-T13, L-T17, L-T19, L-T21, L-T23 y L-T30) o a tipos que incluyen lagunas temporales entre otros posibles hidroperiodos (tipos L-T24, L-T25 y L-T26). Además, algunos puntos tampoco pudieron muestrearse al ser inaccesibles u otras razones asociadas a las condiciones en el momento del muestreo.

Figura 50. Diagrama de barras segmentadas que indica los muestreos de físico-química y fitoplancton que se realizaron a lo largo del proyecto por tipo (OK). Además, se indican las visitas a puntos que se encontraban secos (SECO), los muestreos que no pudieron realizarse porque los puntos fueron inaccesibles (INACCESIBLE) y las visitas a aquellos puntos que al final no se han considerado para los análisis por diversas razones asociadas a las condiciones en el momento del muestreo (N/A). A la derecha, un diagrama circular muestra las proporciones entre los distintos estados encontrados en los puntos de muestreo.



o

7.1. Descripción general del proceso
7.2. Cuantificación de presiones
  7.2.1. Análisis del régimen de aportación de cada laguna
  7.2.2. Análisis de usos del suelo
  7.2.3. Presiones de eutrofización y contaminación orgánica
  7.2.4. Presiones hidrológica y morfológica
  7.2.5. Otras presiones
7.3. Disponibilidad de datos y escenarios metodológicos por tipo
7.4. Metodología en función del escenario
  7.4.1. Metodología para los escenarios 1 y 2
  7.4.2. Metodología para el escenario 3
7.5. Aspectos específicos del elemento fitoplancton y la presión de eutrofia
  7.5.1. La métrica biovolumen total de fitoplancton.
  7.5.2. Dinámica poblacional del fitoplancton y comunidades de referencia.
7.6. Aspectos específicos del elemento otro tipo de flora acuática (macrófitos)
  7.6.1. Agrupamiento de tipos de lagos
  7.6.2. Respuestas de los macrófitos a distintas presiones
7.7. Aspectos específicos del elemento invertebrados bentónicos
  7.7.1. Agrupamiento de tipos de lagos

7. Metodología para la revisión de condiciones de referencia

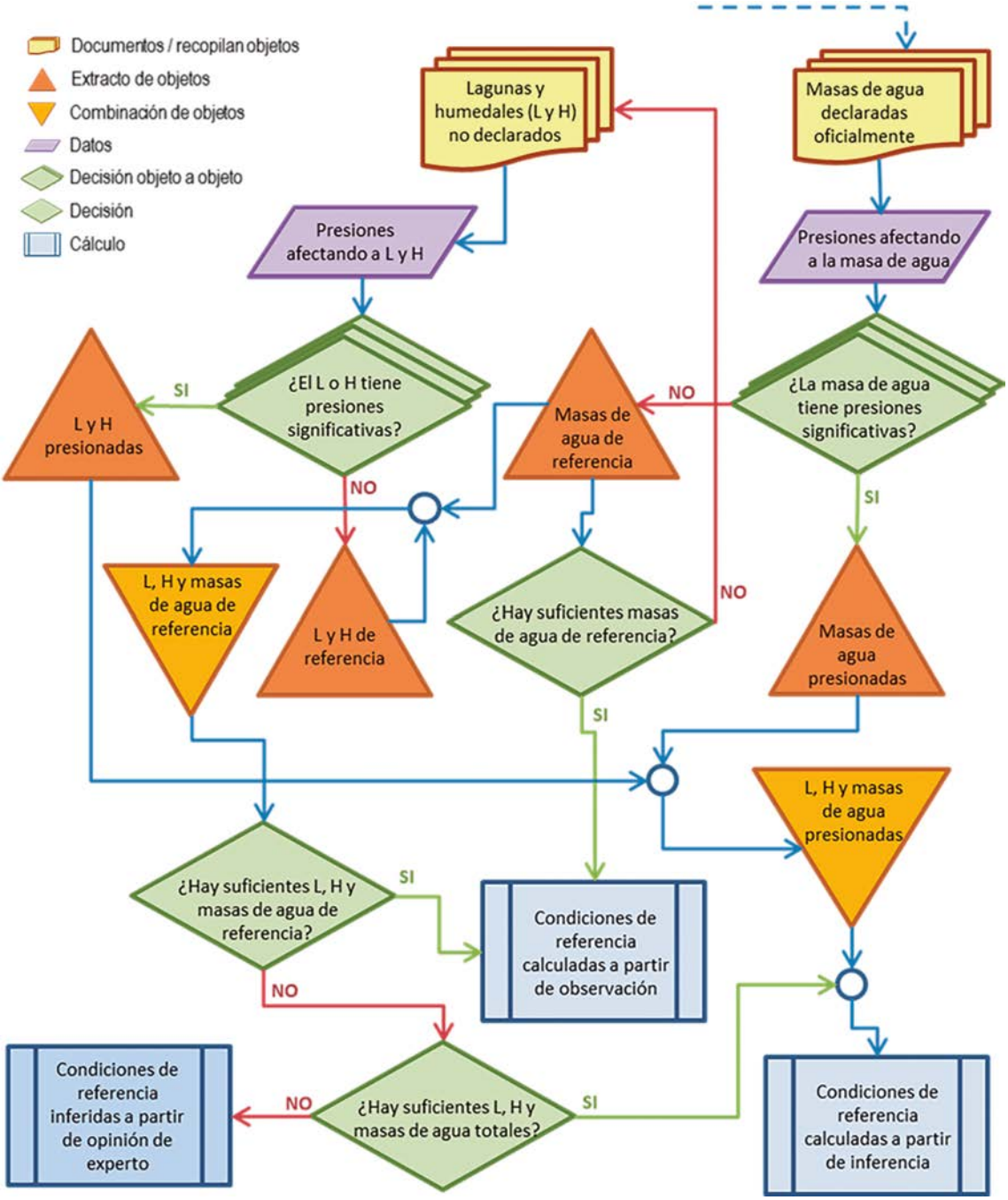
7.1. Descripción general del proceso

Debido a la considerable disparidad en la abundancia y conservación de los distintos tipos de lagos, lagunas y humedales en España, el cálculo y el establecimiento de las condiciones de referencia en las masas de agua de la categoría lagos requiere de la consideración de cada tipo de manera individual. Para poder decidir qué clase de método emplear en cada caso, es fundamental analizar el entorno de datos y la información disponible para cada tipo. El esquema de trabajo que hemos seguido se describe en detalle en el diagrama de flujo de la Figura 51.

Se ha partido de los documentos y bases de datos de los organismos oficiales, como el MITERD y las Confederaciones Hidrográficas en busca de los listados más completos posibles de masas de agua. Además, como ya se ha comentado anteriormente (apartado 5), se ha realizado un trabajo de recopilación importante, ampliando la búsqueda a artículos científicos, mapas, bases de datos de universidades, tesis, trabajos y conjuntos de datos de distintas administraciones en búsqueda de lagunas y humedales que pudieran considerarse dentro de los parámetros definitorios de cada tipo. Es fundamental contar con conjuntos de datos lo más abundantes posibles en todos los tipos y, desde el principio, ésta ha sido la motivación a la hora de conformar la red de estudio. Se ha intentado, *a priori*, dar mayor peso a la búsqueda de lagunas y humedales en condiciones de referencia, es decir, con desviaciones de origen antrópico mínimas o nulas respecto a las que serían unas condiciones prístinas (Working Group 2.3 2009).

Tras la recopilación del listado de posibles puntos de muestreo, se ha llevado a cabo la recopilación de la información relativa a la presencia de presiones antrópicas (apartado 5) y se han cuantificado las principales presiones que afectan a los distintos elementos de calidad estudiados para todas las masas y no-masas consideradas (ver apartado siguiente, 7.2). Esto nos ha llevado a la primera decisión, que es la de determinar si una masa de agua tiene o no presiones significativas.

Figura 51. Diagrama de flujo que describe detalladamente el proceso necesario para el establecimiento de condiciones de referencia, tal y como se identifica en el presente informe, y que debe aplicarse tipo por tipo.



En función de la abundancia de lagos y de la presencia o no de presiones significativas en los distintos lagos considerados dentro de cada tipo, definimos 4 escenarios posibles que determinarán la metodología para el cálculo y revisión de las condiciones de referencia en dicho tipo:

- Escenario 1. Se trataría de una situación ideal, donde para un tipo se obtiene un conjunto de masas de agua que no presentan presiones significativas. Si el número de datos es suficiente, se podría realizar un cálculo estadísticamente robusto de los valores de referencia de las distintas métricas a partir de los valores obtenidos por observación.

- Escenario 2. En caso de no haber suficientes masas de agua sin presiones declaradas dentro del tipo, se vuelve al proceso recopilatorio (Figura 51). Si este proceso permite encontrar lagunas o humedales que se ajusten a las características que definen el tipo y que no tengan presiones significativas, éstas se suman a las masas de agua libres de impactos para generar un conjunto combinado de masas de agua declaradas y lagunas y/o humedales no declarados que no sufren presiones significativas. Hay que identificar si el conjunto combinado contiene suficientes observaciones para llevar a cabo un cálculo estadísticamente robusto de los valores de referencia de las distintas métricas. En caso afirmativo, sería el segundo escenario más aconsejable.
- Escenario 3. Si no se dispone de suficientes lagunas y humedales sin presiones significativas para el tipo analizado (incluyendo masas y no-masas declaradas), nos encontraríamos ante el tercer escenario. En este caso optaríamos por seleccionar todas las masas de agua, lagos, lagunas y humedales disponibles, incluyendo los que presenten niveles significativos de presión, para evaluar si el conjunto de datos es lo suficientemente variado para determinar las respuestas de las métricas a un gradiente de presiones y, con ello, obtener los valores de referencia mediante extrapolación. Este método sería una opción válida, aunque inherentemente el resultado presentaría una mayor incertidumbre que en el caso de los dos escenarios anteriores.
- Escenario 4. Dada la singularidad de algunos tipos, así como la dificultad de recabar datos, homogeneizarlos y hacerlos comparables, cabe la posibilidad de que no se tengan suficientes representantes o suficientes datos de los mismos para realizar los cálculos requeridos en el escenario 3. Este sería el escenario menos favorable. Dada la ausencia de datos y observaciones directas, se podrían establecer unas condiciones de referencia para los distintos parámetros y métricas en base a los conocimientos de técnicos e investigadores familiarizados con el contexto específico de la limnología española. Para determinadas masas de agua con características únicas y niveles de presiones significativas en la actualidad podría hacerse uso de datos históricos o desarrollarse estudios específicos (por ejemplo, estudios paleolimnológicos de los sedimentos) que permitan estimar unos valores de referencia con los que contrastar los valores medidos actualmente.

7.2. Cuantificación de presiones

Para poder seleccionar las lagunas con mínimas presiones, así como para la realización del estudio de gradiente es fundamental detectar las presiones antrópicas que regulan el funcionamiento de los ecosistemas palustres, pero sobretodo es necesario cuantificarlas para todas las masas y no-masas de agua analizadas. Por ello, nuestro estudio no podía basarse únicamente en la información disponible en el IMPRESS (solo incluye masas de agua). Para el total de puntos de la red de estudio (masas y no-masas), hemos cuantificado las presiones que más afectan a los distintos elementos de calidad estudiados en la categoría lagos, de la forma más sistematizada, generalizada y homogénea posible, tal y como se describe a continuación.

7.2.1. Análisis del régimen de aportación de cada laguna

Para la cuantificación de las presiones que podrían estar afectando a la calidad del agua en los distintos lagos, el primer paso es conocer cuál es el origen predominante de la aportación hídrica en cada sistema, ya que aquellos lagos con regímenes de aportación hipogénico o mixto van a ser vulnerables a las presiones que afecten a las aguas subterráneas (Figura 15). Para ello, se realizó una búsqueda bibliográfica extensa, incluyendo la consulta de documentos técnicos, artículos científicos, tesis doctorales, libros sobre limnología de lagunas españolas, etc. La búsqueda se llevó a cabo lago a lago, intentando localizar

estudios específicos sobre el funcionamiento hídrico y la dinámica hidrológica de los distintos sistemas analizados en el proyecto. Con esta información, se identificó el régimen de aportación de las masas y no-masas incluidas en el estudio. En el caso de los lagos y lagunas identificadas como mixtas, y de cara al cálculo de cuantificación de presiones, se consideró un carácter predominantemente epigénico, mixto (con aportaciones superficiales y subterráneas equivalentes) o predominantemente hipogénico, dependiendo de la información específica de cada laguna y del tipo de análisis a realizar. La consideración de un régimen u otro tiene implicaciones en la forma de calcular dichas presiones, pues se le ha dado más o menos peso a la afección de las aguas superficiales y a la afección de las aguas subterráneas. Esta distinción se describirá más en detalle en los siguientes apartados.

Toda la bibliografía consultada, el listado del régimen de aportación identificado para cada laguna, así como el régimen considerado para los análisis de usos del suelo (descrito en el apartado 7.2.2) y el análisis de la presión hidrológica (descrito en el apartado 7.2.4), puede consultarse en el Anexo V.

7.2.2 Análisis de usos del suelo

Existen estudios que relacionan los usos de la cuenca vertiente de un ecosistema léntico con contaminación, deterioro y/o pérdida de funciones del ecosistema (Galbraith and Burns 2007; Morant, Perennou, and Camacho 2021). Multitud de sustancias contaminantes pueden transportarse hasta los ecosistemas lénticos utilizando la escorrentía como medio: la materia orgánica, los nutrientes como el fósforo y el nitrógeno u otros contaminantes específicos (Mulamoottil 1996). A la vez, se ha demostrado que distintos usos de suelo se caracterizan por distintos niveles de exportación de este tipo de sustancias (Elliott and Sorrell 2002). Por lo tanto, se puede inferir que, si se conocen los usos de suelo en una cuenca hidrográfica asociada a una masa de agua, se puede saber bastante del riesgo que dicha masa de agua tiene de recibir aportes importantes de nutrientes, materia orgánica o contaminantes diversos. Además, el estudio de los usos del suelo resulta un método muy práctico para la realización de un barrido general y homogéneo de las presiones que afectan a los distintos lagos, lagunas y humedales objeto del presente estudio.

En el trabajo realizado por la Universitat de València-UVEG (Antonio Camacho 2018) para el MITERD se propone un sistema bajo el nombre de *Land Uses for estimating Pressure Levels to approach the Ecological Status* (LUPLES), en el que se analizan los usos del suelo de la cuenca hidrográfica asociada a una masa de agua y se cuantifican 4 grupos de presiones indirectas. Estas presiones se consideran esenciales para el estudio del estado ecológico en la categoría LW y son la presión de eutrofización antrópica, la de acidificación, la de contaminación orgánica y la de contaminación química. Este método se ha desarrollado y presentado en medios científicos, en los que se ha puesto a prueba en humedales mediterráneos con razonable satisfacción (Morant, Perennou, and Camacho 2021).

El proceso de análisis comienza por delimitar áreas de influencia que estén afectando al agua que conforma el ecosistema léntico, lo que puede implicar una cuenca vertiente, una masa subterránea o ambas, en función del régimen de aportación (apartado 7.2.1).

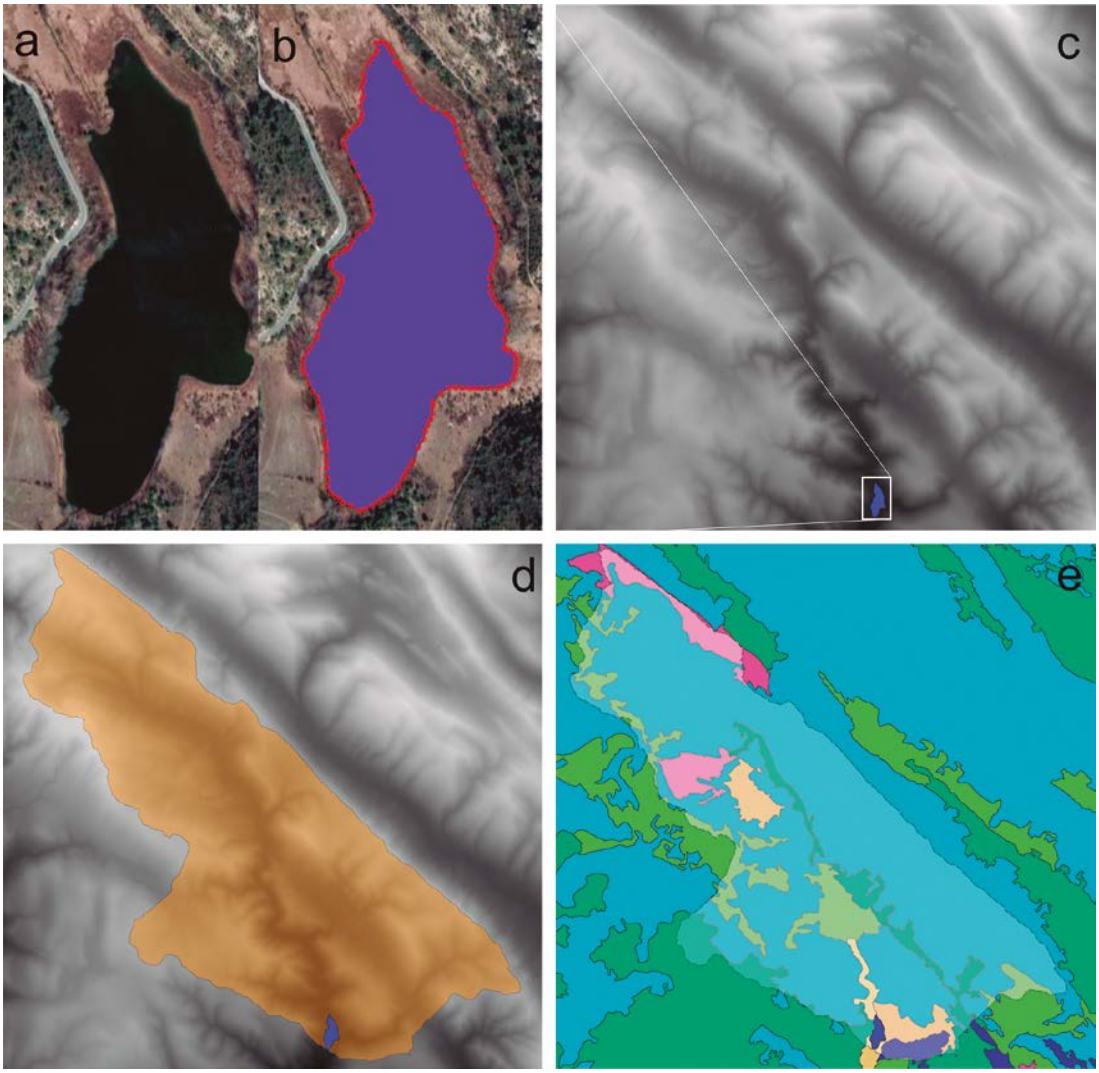
Delimitación de cuencas hidrográficas vertientes (lagunas epigénicas y mixtas)

El proceso de delimitación de cuencas hidrográficas se ha realizado desde cero (una vez más, pues ya se llevó a cabo para el Estudio de validación de estaciones de referencia; apartado 5), para disponer de un cálculo homogéneo para toda la red de estudio. Lo primero que se ha hecho es delimitar las áreas de los lagos, lagunas y humedales considerados mediante el uso de herramientas SIG, y empleando cartografía abierta de imágenes por satélite (Figura 52, a) siempre que fuera posible y de otro tipo de cartografía

cuando las imágenes por satélite no ofrecían información relevante para la delimitación. El polígono cerrado que define el lago, laguna o humedal es el punto de partida para el resto del proceso (Figura 52, b).

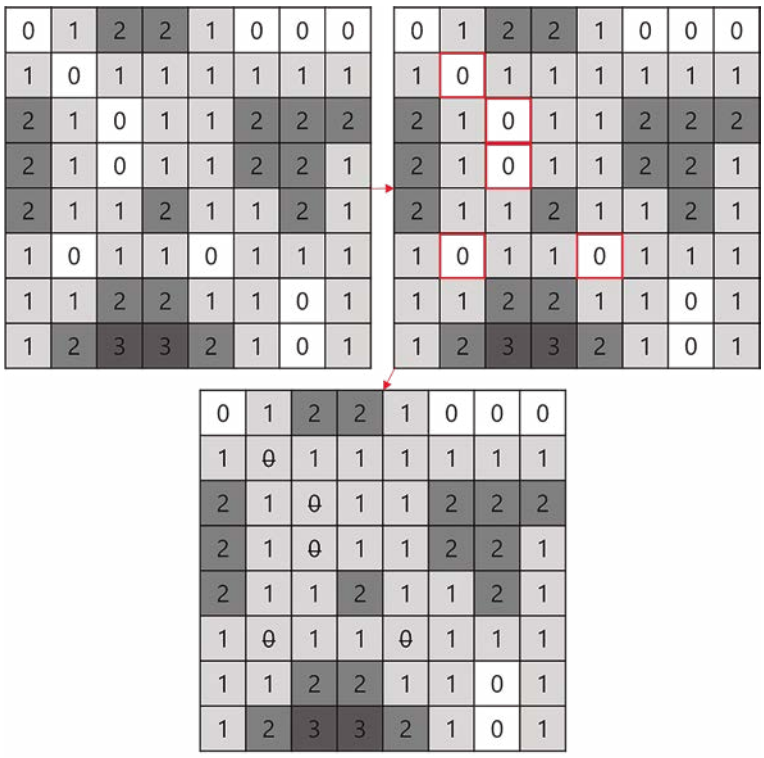
Una vez disponible dicha capa de polígonos, se ha procedido a representarlos sobre un Modelo Digital de Elevación (MDE) (Figura 52, c). Estos modelos consisten en una capa *raster* (o de píxeles) en la que cada pixel tiene asignado el metadato de la elevación media del mismo. La resolución de estos modelos puede ser muy variable, es decir, que el área real representada por cada pixel puede ser mayor o menor, lo que tendrá un efecto en el resultado de los cálculos realizados. Este tipo de cálculos son complejos y trabajan con grandes cantidades de datos, por lo que se necesitan ordenadores muy potentes y un tiempo de uso que no siempre es viable. En este caso, se ha empleado un MDE a la mayor resolución posible que permitiera la realización de los cálculos en tiempos razonables. El MDE empleado, generado por Instituto Geográfico Nacional es un mosaicado a nivel de demarcación, con 5 metros de paso de malla y en formato ".tif" de los archivos 50.000 en formato ".asc" originales de la primera cobertura LiDAR. Emplea el sistema de referencia EPSG: 25830, proyección UTM ETRS89 HUSO 30N. Cada pixel del raster, por lo tanto, tiene lados de 5 metros.

Figura 52. Ejemplo del proceso de cálculo de presiones en cuenca vertiente para la Laguna de Marquesado. Podemos ver: a, imagen satélite de la laguna; b, delimitación y creación de un polígono siguiendo el contorno de las orillas; c, localización del polígono sobre una capa raster tipo MDT; d, delimitación de la cuenca vertiente de la laguna a partir del MDT; e, superposición de la cuenca vertiente con la capa de usos de suelo del Corine Land Cover 2018.



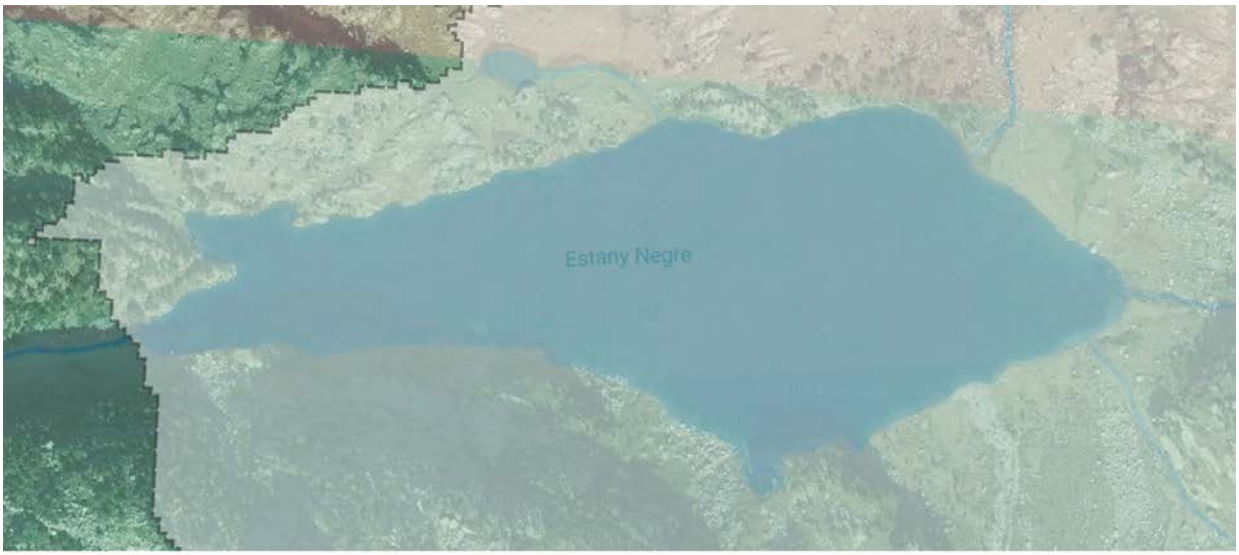
Desde el punto de contacto del polígono de la laguna con el *raster*, se compara pixel a pixel con todos sus vecinos, para detectar y asignar una dirección teórica de flujo de agua en la superficie de la cuenca, teniendo en cuenta que el agua siempre tiende a fluir de puntos más altos a puntos más bajos. Este cálculo se va ejecutando desde el polígono de la laguna hacia fuera, hasta alcanzar puntos en los que el flujo ya no va hacia la laguna. Una de las complicaciones más comunes en este proceso es la existencia de sumideros que podrían generar agujeros en la delimitación de las cuencas vertientes. En la práctica, dichos sumideros se "rellenan" (Figura 53), para obtener áreas de captación continuas.

Figura 53. Esquema teórico de la existencia de sumideros en un análisis de flujo de fluidos sobre una trama de píxeles de un MDE. Los números representarían la elevación, que a su vez se representa con un sombreado de gris. En el entramado teórico existen 4 sumideros en que se resaltan en la figura superior derecha, y se eliminan anulando el metadato de altitud en la figura inferior.



La obtención de las áreas de captación de escorrentía para los lagos, lagunas y humedales es un proceso similar al empleado en el cálculo homólogo para masas de agua lóticas, solo que, en vez de basarse en un punto situado sobre un eje fluvial lineal, se basan en un polígono, por lo que la complejidad es algo mayor. Se puede observar cómo algunas masas de agua de la categoría LW con efluentes asociados tienen cuencas vertientes tangenciales a su perímetro, contactando con el punto de contacto entre la masa y el efluente, mientras que masas de agua endorreicas se sitúan íntegramente dentro de su área de captación, sin puntos de contacto con el borde exterior de la misma (Figura 54).

Figura 54. Visualización de las áreas de captación de dos masas de agua, arriba el Estany Negre, con desagüe al O, y por lo tanto con punto de contacto entre el perímetro de la lámina de agua y la línea punteada que delimita la cuenca; abajo la Salada de Chiprana, endorreica sin punto de contacto entre su perímetro y la cuenca vertiente, lo que pone de manifiesto su endorreísmo.





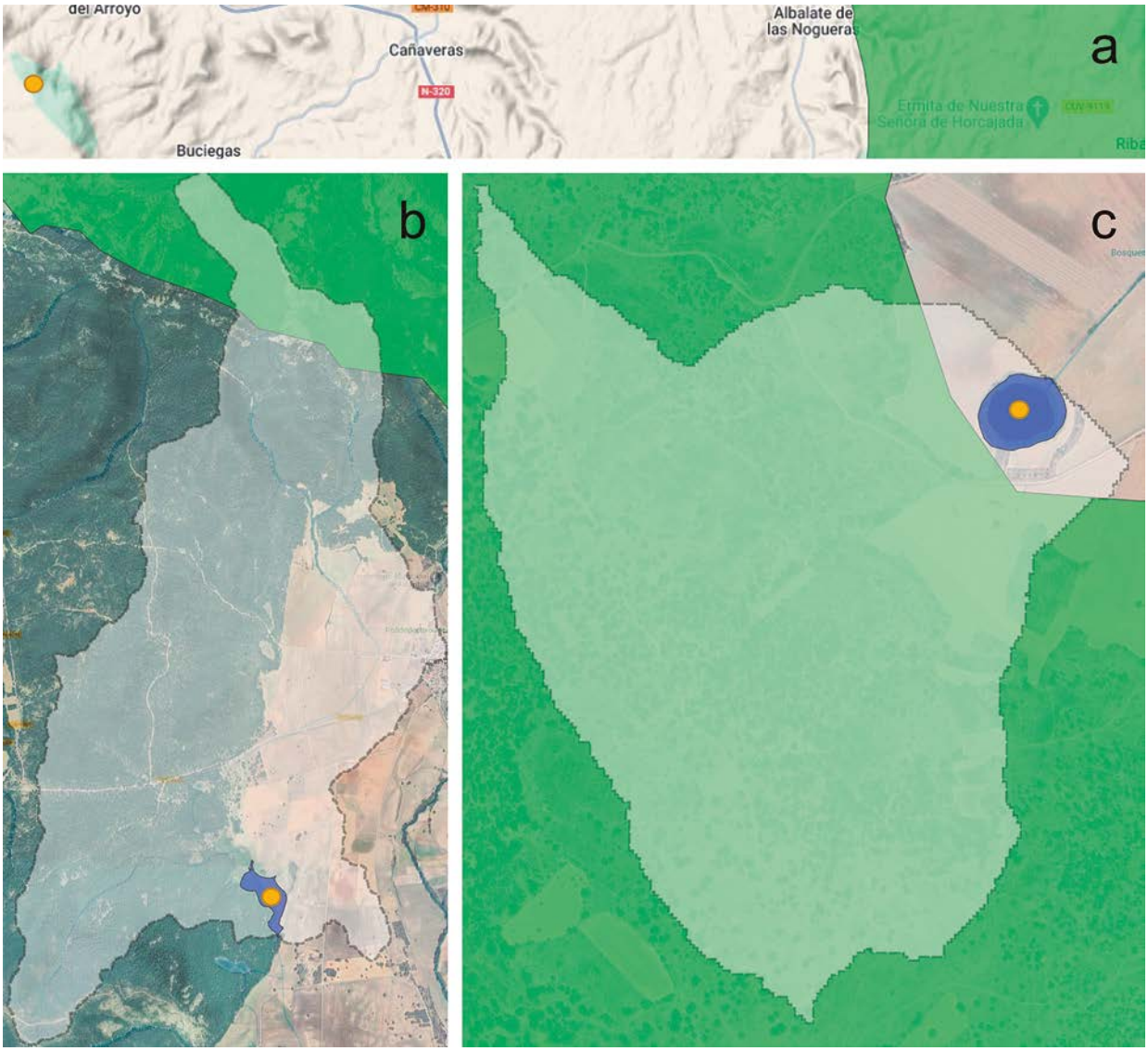
Delimitación de masas subterráneas asociadas (lagunas hipogénicas y mixtas)

Para las lagunas y humedales que dependen íntegramente (régimen hipogénico) o al menos en parte (régimen mixto) de aportes hídricos subterráneos, el cálculo de las cuencas de captación de aguas superficiales puede ocasionar problemas y parece razonable pensar en la consideración de los usos del suelo que afectan al acuífero asociado. Hay casos que ilustran perfectamente el concepto, como el de la Laguna del Tejo, en Cañada del Hoyo (Cuenca). Se trata de una laguna hipogénica de más de 20 metros de profundidad (una dolina o torca rellena de agua), cuya cuenca de captación, si nos ceñimos al MDE, se limita a los taludes que se aprecian en la foto de la Figura 2.

Para los lagos considerados hipogénicos o mixtos a efectos del análisis de usos del suelo (Anexo V), se han cruzado los polígonos de las lagunas y humedales con los polígonos de las masas de agua subterráneas declaradas en España (y extraídas de la base de datos SIG del MITERD). Así, cada lago considerado se ha asociado a una masa subterránea con la que solapa y será este polígono el que se considere para el cálculo de los usos del suelo. Por supuesto, hay que destacar que se trata de una aproximación muy grosera, pues la dinámica hídrica de los sistemas hipogénicos puede ser muy compleja y su estudio científico requeriría de un enfoque específico para cada lago o laguna. Como bien se sabe, las masas de agua subterráneas pueden tener una huella determinada si se representan cenitalmente, pero, tal y como se expresa en la Figura 15, dichos acuíferos pueden estar confinados en gran parte de su extensión por estratos impermeables. Por ello, lagunas situadas sobre estos estratos bien podrían aparecer influenciadas por el acuífero y no estarlo. Así mismo, en muchos acuíferos existe una dirección de flujo, desde las zonas de recarga hacia las de descarga. Una laguna situada en una zona de recarga de un acuífero no debería verse influenciada por procesos que acontezcan en zonas más próximas a las de descarga. En muchos casos, existe un concepto de aguas arriba y aguas abajo del flujo subterráneo del acuífero, al haber acuíferos superficiales y acuíferos más profundos. Todo esto no se considera en la aproximación seguida en el presente trabajo.

Para algunos lagos hipogénicos o mixtos considerados, al llevar a cabo el cruce con las masas de agua subterráneas, ha sido necesario revisar el resultado, ya que no han solapado con ninguna masa. En algunos casos, aunque las lagunas se nutren de aguas subterráneas, la naturaleza de estos reservorios subterráneos está muy fragmentada, es de poca entidad (acuífero local), muy superficial, o ambas cosas. Esto dificulta su estudio dentro de los sistemas nacionales de evaluación del estado, por lo que se trata de acuíferos que no están considerados masa de agua. Un ejemplo de esto sería el de las lagunas del Espinar y Rabogordo, ambas con un régimen de aportación asignado hipogénico. Como se aprecia en la Figura 55, no tienen ningún acuífero declarado como masa cerca (el más cercano está a algo más de 21 km lineales hacia el Este). No obstante, ambas se sitúan sobre calizas y margocalizas que almacenan recursos hídricos. Se captan en el monte de la Dehesa (dónde se sitúan ambas lagunas) con pozos de poca profundidad. El acuífero son retazos de pequeña superficie (<1km^2) sobre arcillas, areniscas y calizas, aunque su espesor es reducido. Son aguas someras, de poca mineralización y facies bicarbonatada cálcica con un contenido notable en nitratos (28-40 mg/L) atribuible a las prácticas antrópicas (Martínez 2005). A falta de una aproximación mejor, por tanto, se ha considerado la cuenca vertiente para el cálculo de los usos del suelo. Un caso similar sería el de la Laguna del Cerrato, con un régimen mixto asignado. Su perímetro no solapa con ninguna masa de agua subterránea, pero un vector de escorrentía vertebra la unidad (Figura 55).

Figura 55. a, localización de la laguna del Espinar respecto al acuífero más cercano. b y c, las áreas de captación (blanco) de estas dos lagunas (azul) entran en contacto con masas de agua subterránea cercanas (verde) y de hecho se vertebran con vectores de escorrentía. A la izquierda la Laguna del Cerrato (b), y a la derecha la Laguna de Océn (c).



Cálculo de usos del suelo

Todo este proceso se lleva a cabo para ofrecer una base geográfica sobre la que analizar los usos de suelo de manera individualizada para cada lago, laguna y humedal. Los usos de suelo en las cuencas de captación de aguas lénticas se pueden considerar como indicadores (o *proxies*) de las presiones a las que dichas aguas se ven sometidas (Galbraith and Burns 2007; Morant, Perennou, and Camacho 2021; Mulamoottil 1996).

Desde los años 80, en la UE se reconoció la necesidad de tener un inventario de usos del suelo cartografiado, homogéneo y comparable para todos los estados miembros. Desde entonces, y gracias al programa *Copernicus Land Monitoring Service* se han generado los productos *Corine Land Cover* (CLC), en los que se detallan los usos de suelo para la totalidad del territorio de la UE divididos en 44 clases

temáticas. Dichas clases se emplean en este punto para agrupar categorías de usos de suelo urbano, vial, agrario de secano, agrario de regadío, ganadero, minero, o vertedero (Tabla 16), todos ellos pertinentes a cada una de las 4 presiones difusas a considerar con el método LUPLES descrito (presión de eutrofización, contaminación orgánica, acidificación y contaminación química).

Tabla 16. Correspondencia entre la codificación del Corine Land Cover (CLC) y la empleada en el proyecto para la consideración de las métricas, así como breve enunciado sobre el significado de cada código. UR: urbano, CO: comunicaciones (uso vial), MI: minas, VE: vertederos, AS: agrario de secano, AR: agrario de regadío, GA: ganadero.

USO 1	USO 2	USO 3	Código CLC	Código proyecto
Artificiales	Tejido urbano	Continuo	1.1.1.	UR
		Discontinuo	1.1.2.	UR
	Industrial, comercial y transportes	Industria o comercio	1.2.1.	UR
		Vías de comunicación	1.2.2.	CO
		Puertos	1.2.3.	UR
		Aeropuertos	1.2.4.	UR
	Minería, vertederos y construcción	Extracciones	1.3.1.	MI
		Vertederos	1.3.2.	VE
		Construcción	1.3.3.	UR
	Zonas artificiales no agrarias con vegetación.	Zonas verdes urbanas	1.4.1.	UR
		Zonas deportivas y de ocio	1.4.2.	UR
Agrarios	Cultivos anuales	Secano	2.1.1.	AS
		Regadío permanente	2.1.2.	AR
		Arrozales	2.1.3.	AR
	Cultivos permanentes	Viñedos	2.2.1.	AS
		Frutales y bayas	2.2.2.	AR
		Olivares	2.2.3.	AS
	Pastizales	Pastizales permanentes	2.3.1.	GA
	Zonas agrarias heterogéneas	Plantaciones anuales asociadas a permanentes	2.4.1.	AS
		Patrones agrarios complejos	2.4.2.	AS
		Eminentemente agrario, vegetación natural significativa	2.4.3.	AS
		Agroforestal	2.4.4.	AS
Forestal y seminatural	Asociaciones arbustivas o herbáceas	Pastizales naturales	3.2.1.	GA

Para analizar los usos de suelo en la cuenca de captación de cada lago, se recortan los polígonos de cada uso que intersectan con la cuenca vertiente (Figura 52, e) y se obtiene un subconjunto que deberá agruparse por los 44 códigos del CLC y sumarse. Tras dividir cada uno de estos usos agrupados por el área total y multiplicarlos por 100, se obtiene un porcentaje sumado de cada uso en la cuenca.

Como ya hemos visto, existen numerosas masas cuyos aportes se establecen como hipogénicos. En ellas se aplica este mismo sistema, pero considerando la huella de la masa de agua subterránea asociada en vez de la de la cuenca vertiente. Para el caso de las lagunas de régimen mixto, para cada una de las

categorías de usos, se ha calculado el valor promedio entre el obtenido considerando la cuenca vertiente y el obtenido considerando la masa de agua subterránea. El listado de lagunas y el régimen de aportación considerado para estos análisis puede consultarse en el Anexo V.

Los resultados del cálculo de usos del suelo para cada cuenca vertiente y las masas de agua subterráneas correspondientes están disponibles en el Anexo VI.

Cálculo de presiones según el LUPLES

Con el método LUPLES, a partir de las categorías de usos de suelo urbano, vial, agrario de secano, agrario de regadío, ganadero, minero, o vertedero, se estiman las 4 presiones difusas principales a partir de una serie de ecuaciones que ponderan la contribución de cada uno de esos usos de manera justificada (Antonio Camacho 2018). Las ecuaciones se listan en la Tabla 17. Los resultados varían de 0 a 100.

Tabla 17. Algoritmos empleados para la inferencia de presiones difusas tal y como se presentan en (Antonio Camacho 2018). En dicho informe se describe detalladamente cómo y porque se establecen los distintos pesos de cada variable.

PRESIÓN DIFUSA	ALGORITMO
Eutrofización cultural	EUTR = AR*0.8 + AS*0.3 + GA*0.3 + UR*0.4 + VE*0.7
Acidificación	ACID = GA*0.3 + UR*0.2 + CO*0.2 + MI*0.9 + VE*0.8
Contaminación orgánica	ORGA = AR*0.2 + AS*0.1 + GA*0.4 + UR*0.6 + VE*0.8
Contaminación química	CHEM = AR*0.7 + AS*0.3 + GA*0.5 + UR*0.5 + CO*0.7 + MI*0.9 + VE*0.8

Esto produce, para cada lago, datos de presión difusa para las cuatro variables mencionadas en función de la cuenca de captación. Como ya hemos visto, estos cálculos se han realizado también a partir de los usos del suelo correspondientes a las masas de agua subterránea en aquellos lagos con aportes hipogénicos y mixtos. El listado de lagunas y el régimen de aportación considerado para estos análisis puede consultarse en el Anexo V. Los resultados de estas presiones difusas estimadas para cada cuenca vertiente y las masas de agua subterráneas correspondientes están disponibles en el Anexo VI.

El cálculo de presión difusa mediante el método LUPLES no deja de ser una aproximación con ciertas limitaciones. En primer lugar, no tiene en cuenta información cuantitativa relativa a los usos, como la ganadería, por lo que no se realiza una distinción entre zonas de pastos naturales con poco ganado y zonas que soportan una gran carga ganadera. En segundo lugar, este método se ha probado en humedales mediterráneos con grandes cuencas vertientes (Morant, Perennou, and Camacho 2021), pero no es aplicable en cuencas de poca extensión o cuencas endorreicas donde el peso relativo de las presiones difusas es mínimo con respecto a las fuentes de presión puntual. En nuestro estudio, un gran número de los lagos, lagunas y humedales considerados presentan cuencas pequeñas o cuencas endorreicas y las zonas ganaderas soportan distintas cargas, por lo que los valores obtenidos por el método LUPLES para la evaluación de las presiones de eutrofización, contaminación orgánica, acidificación y contaminación química no se han considerado en el análisis final. En su lugar, y siguiendo las directrices del propio autor del método LUPLES (Antonio Camacho 2018), hemos aplicado un sistema de evaluación de presiones estandarizado basado en los formularios empleados por el CEDEX para la evaluación de presiones y selección de la red inicial de referencia (CEDEX 2009a).

7.2.3. Presiones de eutrofización y contaminación orgánica

Eutrofización

De todas las presiones e impactos considerados en el informe de Selección preliminar de posibles estaciones de referencia en lagos (CEDEX 2009a) se ha hecho una selección de aquellas que por su naturaleza se consideran más relevantes en procesos de eutrofización de origen antrópico. La necesidad de estudiar el fenómeno de eutrofización de origen antrópico de manera cuantitativa conlleva trasladar el sistema categórico de evaluación empleado en el relleno de los cuestionarios a un sistema numérico, tarea que se lleva a cabo de la manera que se explica a continuación. Esto permite emplear la presión de eutrofia para compararla con las métricas diseñadas para responder a la misma y con ello derivar posibles valores de referencia.

Se han evaluado 13 variables (Tabla 18) en campo, revisadas posteriormente en gabinete, que se emplearán en el cálculo de la presión de eutrofización.

El resultado final que queremos obtener debería variar entre 0 y 100, tal y como sucede con los cálculos de las presiones difusas del método LUPLES, más un posible aumento hasta un 131% en caso de existir vertidos urbanos e industriales directos. El primer paso del proceso fue el de puntuar entre 1 y 10 la relevancia de cada variable para los parámetros ecológicos del ecosistema palustre y luego se transforma, conservando la proporcionalidad descrita por los anteriores pesos, en unos valores de ponderación que sumen 100. Se puede apreciar que la suma de todas las variables es mayor que 100, pero esto es porque hay dos variables que se consideran fuera del cómputo, ambas clasificaciones de vertidos directos (Tabla 18).

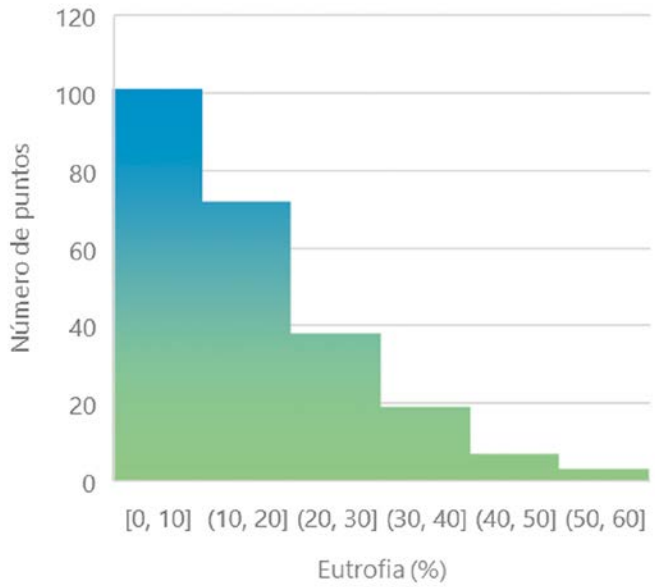
Tabla 18. Variables de hidrológicas y de otras presiones consideradas en el cuestionario de presiones y empleadas para el cálculo de presión de eutrofia en el proyecto. En la columna "tipo" se especifica si son binarias, es decir, toman valores de "presencia" y "ausencia" o si no lo son. Todas las que no lo son pueden tomar valores de "Sin presencia", "Presencia sin efectos significativos", "Presencia con efectos significativos" y "Presencia con efectos significativos que alteran considerablemente las características de la masa de agua". En la columna peso se evalúa la relevancia del parámetro como modificador de los procesos ecológicos del ecosistema palustre, y en la columna Peso% se transforma la anterior evaluación para que sume 100. (*) En este caso, los vertidos directos se consideran fuera del cómputo del porcentaje porque se considera que sus efectos exceden ampliamente lo que podría equivaler a un 100% de presión si un ecosistema recibiera dicho tipo de aportes.

Alteraciones que afectan a la eutrofia		Tipo	Peso	Peso%
Presiones hidrológicas, vertidos	Urbanos directos*	No binaria	10	21
	Industriales directos*	No binaria	5	10
	Agrícolas indirectos	No binaria	5	11
	Urbanos indirectos	No binaria	5	11
	Industriales indirectos	No binaria	5	11
Otras presiones	Especies exóticas introducidas	No binaria	2	4.25
	Retornos de riego	No binaria	10	21
	Actividades recreativas	No binaria	1	2.25
	Explotación de comunidades del ecosistema	No binaria	2	4.25
	Acuicultura	No binaria	5	11
	Sobrecarga ganadera	No binaria	5	11
	Cultivos	No binaria	1	2.25
	Sobrecarga de avifauna	No binaria	5	11

Cada variable, por lo tanto, tiene asignado un rango de valores numéricos que puede tomar, siendo el mínimo 0 y el máximo el valor asignado en la última columna de la Tabla 18. Ahora definimos qué valor toma la variable en función de si toma valores de "Sin presencia", "Presencia sin efectos significativos", "Presencia con efectos significativos" o "Presencia con efectos significativos que alteran considerablemente las características naturales de la masa de agua". En este caso se ha optado por asignar valores de 0%, 33%, 66% y 100%.

La distribución de la presión de eutrofia calculada para los lagos estudiados se muestra en el histograma de la Figura 56. El cálculo de presión de eutrofización y los resultados de todos los lagos, lagunas y humedales analizados se encuentra disponible en el Anexo VII.

Figura 56. Histograma que muestra la distribución de la eutrofización según nuestro sistema en los puntos de muestreo considerados en la red de muestreo del proyecto.



Contaminación orgánica

De todas las presiones e impactos considerados en el informe de Selección preliminar de posibles estaciones de referencia en lagos (CEDEX 2009a) se ha hecho una selección de aquellas que por su naturaleza se consideran más relevantes en procesos de contaminación orgánica. La necesidad de estudiar el fenómeno de contaminación orgánica de manera cuantitativa conlleva trasladar el sistema categórico de evaluación empleado en el relleno de los cuestionarios a un sistema numérico, tarea que se lleva a cabo de la manera que se explica a continuación. Esto permite emplear la presión de contaminación orgánica para compararla con las métricas diseñadas para responder a la misma y con ello derivar posibles valores de referencia.

Se han evaluado 18 variables (Tabla 19) en campo, revisadas posteriormente en gabinete, que se emplearán en el cálculo de la presión de contaminación orgánica.

Tabla 19. Variables de hidrológicas y de otras presiones consideradas en el cuestionario de presiones y empleadas para el cálculo de presión de eutrofia en el proyecto. En la columna "tipo" se especifica si son binarias, es decir, toman valores de "presencia" y "ausencia" o si no lo son. Todas las que no lo son pueden tomar valores de "Sin presencia", "Presencia sin efectos significativos", "Presencia con efectos significativos" y "Presencia con efectos significativos que alteran considerablemente las características de la masa de agua". En la columna peso se evalúa la relevancia del parámetro como modificador de los procesos ecológicos del ecosistema palustre, y en la columna Peso% se transforma la anterior evaluación para que sume 100. (*) En este caso, los vertidos directos se consideran fuera del cómputo del porcentaje porque se considera que sus efectos exceden ampliamente lo que podría equivaler a un 100% de presión si un ecosistema recibiera dicho tipo de aportes. (**) Estas variables se consideran también fuera del cómputo del 100%. (***) Se reduce el peso a 0 por desconocerse en cada caso cual es la especie exótica introducida (si son carpas el peso puede ser muy elevado, si son otras podría no serlo tanto, y buscamos homogeneidad) o por estar ya considerada la variable dentro de los vertidos agrícolas indirectos. (****) Estas variables no computan en el porcentaje final, por tener efectos opuestos, atenuantes sobre la presión evaluada.

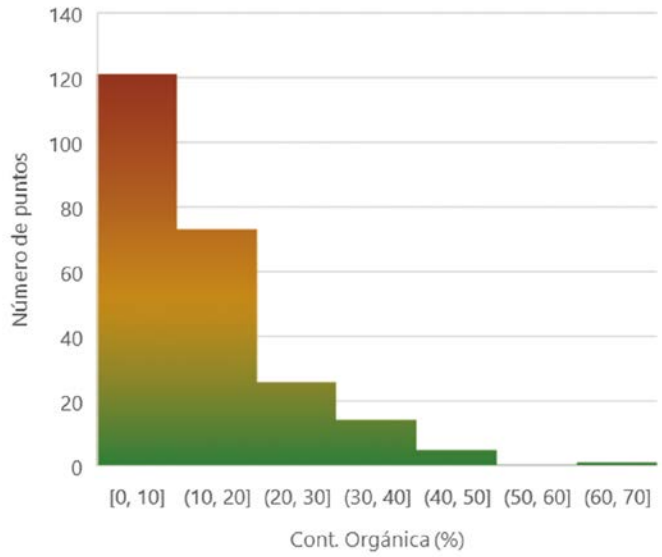
Alteraciones que afectan a la contaminación orgánica		Tipo	Peso	Peso%
Morfología del sustrato	Depósito de materiales naturales de origen antrópico (**)	No binaria	2	5
	Variación de la morfometría y/o características del sustrato (**)	No binaria	1	2.5
Presiones hidrológicas, vertidos	Urbanos directos*	No binaria	10	25
	Industriales directos*	No binaria	6	15
	Agrícolas indirectos	No binaria	2	5
	Urbanos indirectos	No binaria	3	7.5
	Industriales indirectos	No binaria	3	7.5
Otras presiones	Especies exóticas introducidas (***)	No binaria	0	0
	Retornos de riego (***)	No binaria	0	0
	Actividades recreativas	No binaria	3	7.5
	Explotación de comunidades del ecosistema	No binaria	1	2.5
	Acuicultura	No binaria	7	17.5
	Sobrecarga ganadera	No binaria	10	25
	Cultivos	No binaria	1	2.5
	Sobrecarga de avifauna	No binaria	10	25
Morfología, vegetación	Conectividad longitudinal de helófitos (****)	(%)	NA	NA
	Conectividad transversal de helófitos (****)	(%)	NA	NA
	Conectividad transversal de vasculares (****)	(%)	NA	NA

El resultado final que queremos obtener debería variar entre 0 y 100, tal y como sucede con los cálculos de las presiones difusas del método LUPLES, más un posible aumento hasta un 147,5% en caso de existir vertidos urbanos e industriales directos y alteraciones del sustrato del lecho. El primer paso del proceso fue el de puntuar entre 1 y 10 la relevancia de cada variable para los parámetros ecológicos del ecosistema palustre y luego se transforma, conservando la proporcionalidad descrita por los anteriores pesos, en unos valores de ponderación que sumen 100. Se puede apreciar que la suma de todas las variables es mayor que 100, pero esto es porque hay cuatro variables que se consideran fuera del cómputo, ambas clasificaciones de vertidos directos y ambas clasificaciones de alteraciones del lecho (Tabla 19).

Cada variable, por lo tanto, tiene asignado un rango de valores numéricos que puede tomar, siendo el mínimo 0 y el máximo el valor asignado en la última columna de la Tabla 19. Ahora definimos que valor toma la variable en función de si toma valores de "Sin presencia", "Presencia sin efectos significativos", "Presencia con efectos significativos" o "Presencia con efectos significativos que alteran considerablemente las características naturales de la masa de agua". En este caso se ha optado por asignar valores de 0%, 33%, 66% y 100%.

Los 3 factores atenuantes considerados entran en juego *a posteriori*. A la hora de hacer el sumatorio final que computa el nivel de contaminación orgánica se lleva a cabo considerando 2 conjuntos, aquellos factores que pueden verse atenuados por el efecto barrera de bandas de vegetación helofítica o de vasculares fuera de la cubeta y aquellos que no. Los factores atenuados son los vertidos agrícolas indirectos, la sobrecarga ganadera y la presencia de cultivos. Dado que las conectividades se miden en % en campo, se genera un % global de las 3. Sumándolas y dividiéndolas por 3 y se aplica un factor de reducción de dicho porcentaje en la suma de las 3 presiones anteriormente mencionadas. Podemos observar un histograma de la distribución de la presión de contaminación orgánica en la base de datos en la Figura 57. El cálculo de presión de contaminación orgánica y los resultados de todos los lagos, lagunas y humedales analizados se encuentra disponible en el Anexo VIII.

Figura 57. Histograma que muestra la distribución de la contaminación orgánica según nuestro sistema en los puntos de muestreo considerados en la red de muestreo del proyecto.



7.2.4. Presiones hidrológica y morfológica

Las alteraciones antrópicas que afectan a los componentes hidrológicos y morfológicos de los lagos, lagunas y humedales pueden tener efectos importantes en la calidad del agua (Håkanson 2005; Thierfelder 1999; Yang et al. 2016). En el método LUPLES (Morant, Perennou, and Camacho 2021) también se incluye la evaluación de presiones de tipo hidrológico y morfológico. En ambos casos son determinaciones específicas (calculada masa a masa), empleando datos volumétricos de la capacidad de cada lago, así como de las extracciones y transferencias de agua, las longitudes de canalizaciones o presas presentes, etc. Por supuesto, este sistema supone un reto inabarcable para su aplicación en este proyecto, ya que

esta información no está disponible para gran parte de las lagunas y humedales considerados en el proyecto(muchos de ellos no-masa de agua). No obstante, sí que disponemos de observaciones realizadas en campo relacionadas con la caracterización hidromorfológica y las presiones presentes, además de contar con información relativa a otros factores, como el estado cuantitativo de los acuíferos asociados a las masas de agua. Por ello, se ha desarrollado un sistema cuantitativo para valorar estas dos presiones, basándonos en los datos recopilados en los formularios rellenados en campo, lo que nos ha permitido explotar esta información al máximo.

Morfología

Se han evaluado 12 variables (Tabla 20) en campo, revisadas posteriormente en gabinete, que se emplearán en el cálculo de la presión morfológica.

El resultado final que queremos obtener debería variar entre 0 y 100, tal y como sucede con los cálculos de las presiones difusas de la sección anterior. El primer paso del proceso fue el de puntuar entre 1 y 3 la relevancia de cada variable para los parámetros ecológicos del ecosistema palustre y luego se transforma, conservando la proporcionalidad descrita por los anteriores pesos, en unos valores de ponderación que sumen 100. Se puede apreciar que la suma de todas las variables es mayor que 100, pero esto es porque hay dos variables excluyentes (aumento vs reducción de la cubeta: tienen el mismo peso cada una, pero solo una de ellas sumará al valor total) (Tabla 20).

Tabla 20. Variables morfológicas consideradas en el cuestionario de presiones y empleadas para el cálculo de presión empleado en el proyecto. En la columna "tipo" se especifica si son binarias, es decir, toman valores de "presencia" y "ausencia" o si no lo son. Todas las que no lo son pueden tomar valores de "Sin presencia", "Presencia sin efectos significativos", "Presencia con efectos significativos" y "Presencia con efectos significativos que alteran considerablemente las características de la masa de agua". En la columna peso se evalúa la relevancia del parámetro como modificador de los procesos ecológicos del ecosistema palustre, y en la columna Peso% se transforma la anterior evaluación para que sume 100.

Alteraciones morfológicas		Tipo	Peso	Peso%
Alteración de la zona ribereña	Reducción artificial de la superficie	Binaria	3	12
	Alteración de la zona ribereña. Aumento artificial de la superficie	Binaria	3	12
	Alteración de la zona ribereña. Ocupación por infraestructuras	Binaria	2	8
Cantidad, estructura y tamaño del sustrato del lecho	Depósito de materiales naturales antrópicos	No binaria	1	4
	Extracciones de sal, turba u otros materiales	No binaria	2	8
	Aportes de materiales como residuos o escombros	No binaria	1	4
	Dragado	No binaria	3	12
	Ocupación del lecho por estructuras de drenaje como canales, etc	No binaria	3	12
	Variación de morfometría o de características del sustrato	No binaria	2	8
Alteraciones de la profundidad de la cubeta	Recrecimientos	Binaria	3	12
	Colmatación	Binaria	2	8
	Ahondamiento de la cubeta	No binaria	3	12

Cada variable, por lo tanto, tiene asignado un rango de valores numéricos que puede tomar, siendo el mínimo 0 y el máximo el valor asignado en la última columna de la Tabla 20. Ahora definimos que valor toma la variable en función de su "ausencia" o "presencia" en los casos de variables binarias o en función de si toma valores de "Sin presencia", "Presencia sin efectos significativos", "Presencia con efectos significativos" o "Presencia con efectos significativos que alteran considerablemente las características naturales de la masa de agua" en el resto. En el caso de las binarias se ha optado por asignar valores de 0% y 100%". En el resto de casos, al haber 4 posibles valores para cada variable, se ha optado por una división lineal y se han empleado los puntos de corte de 0%, 33%, 66% y 100%.

A este análisis se le ha añadido un factor modificador. Algunas de las lagunas estudiadas tienen un origen artificial o han sido muy modificadas históricamente, siendo ahora sistemas naturalizados diferentes al de origen. En estos casos, la puntuación de las variables anteriores no permitía reflejar esta realidad, por lo que se ha añadido un factor que modula el valor de presión morfológica en función del grado de artificialidad o modificación de la laguna. Dicho factor hace que la presión morfológica de partida sea un 100 (y no un 0) si la laguna es artificial o ha sido desnaturalizada por completo. En los casos donde ha habido una modificación importante de la laguna (pero no completa), la presión morfológica de partida asignada ha sido de 75. Posteriormente, se considera la naturalización o re-naturalización del sistema, que puede tomar valores de 0 a 6. Cada valor equivale a un modificador, que resta presión morfológica a ese valor de 100 o 75 inicial (Tabla 21).

Tabla 21. Tabla que describe la modificación aplicada al valor de partida, en los casos de lagunas y humedales artificiales o que han sufrido alteraciones morfológicas intensas. La variable toma un valor de 0 a 6 según la descripción, y esto aplica el modificador a la puntuación de partida de la presión morfológica.

Valor	Descripción	Modificador
0	No está naturalizada	No modifica
1	Apenas/muy poco naturalizada	-25
2	Poco/algo naturalizada	-50
3	Parcialmente naturalizada	-75
4	Bastante naturalizada	-100
5	Muy naturalizada	-125
6	Totalmente naturalizada	-150

Este sistema de puntuación podría, potencialmente, dar valores de presión morfológica menores de 0 y mayores de 100, por lo que en dichos casos se ha forzado el corte en ambos valores. Solo se ha aplicado en las lagunas artificiales o en las naturales en las que se ha considerado oportuno, al ser lagunas que han sufrido modificaciones importantes en su historia más o menos reciente.

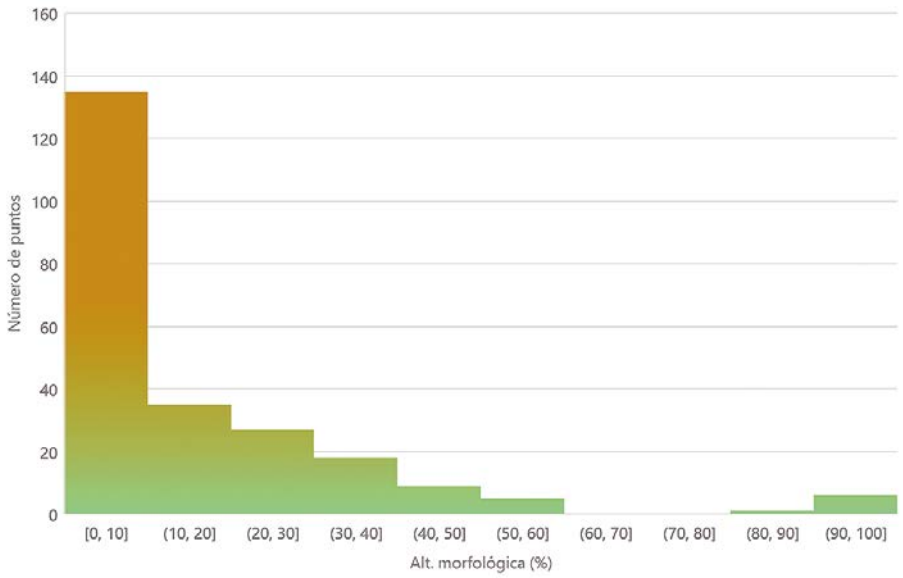
A continuación, exponemos algunos ejemplos para aclarar el funcionamiento del modificador:

- Laguna artificial parte de 100 puntos, si apenas está naturalizada (1), se modifica el valor inicial en -25 puntos, el nuevo punto de partida es de 75 puntos, a los que se sumaría la puntuación obtenida con la ponderación de las 12 variables morfológicas iniciales. Suponiendo que dicho valor de 40 puntos, el total sería de 105 puntos, dando un valor final de 100 puntos tras cortarlo en el máximo, y por lo tanto la presión morfológica sería máxima.

- Laguna natural modificada pero no desnaturalizada por completo parte de 75 puntos, si está parcialmente naturalizada (3), se modifica el valor inicial en -75 puntos, el nuevo punto de partida es de 0 puntos. En este caso se mantiene la puntuación obtenida con la ponderación de las 12 variables morfológicas iniciales.
- Laguna artificial parte de 100 puntos, si está bastante naturalizada (4) se modifica el valor inicial en -100 puntos, el nuevo punto de partida es de 0 puntos, es decir que se mantiene la puntuación obtenida con la ponderación de las 12 variables morfológicas iniciales.
- Laguna modificada pero no desnaturalizada por completo parte de 75 puntos, si está muy naturalizada (5) se modifica el valor inicial en -125 puntos, por lo que el nuevo punto de partida es de -50 puntos, a los que se sumaría la puntuación obtenida con la ponderación de las 12 variables morfológicas iniciales. Suponiendo una puntuación de 53 puntos, la presión morfológica sería de 3, puntuación muy próxima a 0.

La distribución de la presión de contaminación orgánica en los lagos estudiados se muestra en la Figura 58. El cálculo de presión morfológica y los resultados de todos los lagos, lagunas y humedales analizados se encuentra disponible en el Anexo IX.

Figura 58. Histograma que muestra la distribución de la alteración morfológica según nuestro sistema en los puntos de muestreo considerados en la red de muestreo del proyecto.



Hidrología

Se han evaluado 12 variables (Tabla 22) en campo, revisadas posteriormente en gabinete, que se emplearán en el cálculo de la presión morfológica.

El resultado final que queremos obtener debería variar entre 0 y 100, tal y como sucede con los cálculos de las presiones difusas de la sección anterior. El primer paso del proceso fue el de puntuar entre 1 y 3 la relevancia de cada variable para los parámetros ecológicos del ecosistema palustre y luego se transforma, conservando la proporcionalidad descrita por los anteriores pesos, en unos valores de ponderación que sumen 100. Se puede apreciar que la suma de todas las variables es mayor que 100, pero esto es porque hay dos variables excluyentes (aumento vs reducción de la cubeta: tienen el mismo peso cada una, pero solo una de ellas sumará al valor total) (Tabla 22).

Tabla 22. Variables hidrológicas consideradas en el cuestionario de presiones y empleadas para el cálculo de presión empleado en el proyecto. En la columna "tipo" se especifica si son binarias, es decir, toman valores de "presencia" y "ausencia" o si no lo son. Todas las que no lo son pueden tomar valores de "Sin presencia", "Presencia sin efectos significativos", "Presencia con efectos significativos", "Presencia con efectos significativos que alteran considerablemente las características de la masa de agua" y "Presencia con efectos drásticos". En la columna peso se evalúa la relevancia del parámetro como modificador de los procesos ecológicos del ecosistema palustre, y en la columna Peso% se transforma la anterior evaluación para que sume 100.

Alteraciones hidrológicas		Tipo	Peso	Peso%
Dinámica hidrológica	Desvío para hidroeléctricas	Binaria	3	8,3
	Regulación del nivel o caudal de entrada para otros usos	Binaria	3	8,3
	Extracciones directas	No binaria	3	8,3
	Alteración del sistema de llenado	No binaria	3	8,3
	Alteración del sistema de vaciado	No binaria	3	8,3
Permanencia	Alteración del hidroperiodo	No binaria	3	8,3
	Drenaje	No binaria	3	8,3
Vertidos	Urbanos directos	No binaria	3	8,3
	Industriales directos	No binaria	3	8,3
	Agrícolas indirectos	No binaria	1	2.8
	Urbanos indirectos	No binaria	1	2.8
	Industriales indirectos	No binaria	1	2.8
Subterráneas	Riesgo cuantitativo de masa subterránea asociada 2015-2021		3	8,3
	Riesgo cuantitativo de masa subterránea asociada 2022-2027		3	8,3
	Estado cuantitativo de masa subterránea asociada 2015-2021(*)		2	5.5
	Estado cuantitativo de masa subterránea asociada 2022-2027(*)		2	5.5
	Información adicional sobre el nivel del acuífero(*)		1	2.8

Cada variable, por lo tanto, tiene asignado un rango de valores numéricos que puede tomar, siendo el mínimo 0 y el máximo el valor asignado en la última columna de la Tabla 20. Ahora definimos que valor toma la variable en función de su "ausencia" o "presencia" en los casos de variables binarias o en función de si toma valores de "Sin presencia", "Presencia sin efectos significativos", "Presencia con efectos significativos" o "Presencia con efectos significativos que alteran considerablemente las características naturales de la masa de agua" en el resto. En el caso de las binarias se ha optado por asignar valores de 0% y 100%". En el resto de casos, al haber 4 posibles valores para cada variable, se ha optado por una división lineal y se han empleado los puntos de corte de 0%, 33%, 66%, 100% y 200% (esto se aplica a aquellos casos en los que tenemos efectos drásticos que modifican completamente el funcionamiento natural de la masa de agua).

A continuación, se han evaluado en gabinete 3 variables relativas al estado del acuífero asociado a la laguna: i) El riesgo cuantitativo de la masa de agua subterránea coincidente con la laguna mediante la revisión de la información del MITERD correspondiente al segundo y tercer ciclo de planificación (PHC 2015-2021 y PHC 2022-2027); ii) el estado cuantitativo ("bueno" o "malo" de la masa de agua subterránea coincidente con la laguna mediante la revisión de la información del MITERD correspondiente al segundo ciclo de planificación (PHC 2015-2021) y los datos recopilados por el DATADISTA para

Greenpeace, como parte del informe SOS Acuíferos, correspondientes al tercer ciclo (PHC 2022-2027) y iii) información adicional sobre el nivel del acuífero coincidente con la laguna a partir de información bibliográfica variada, disponible en la hoja "Nivel acuífero referencias".

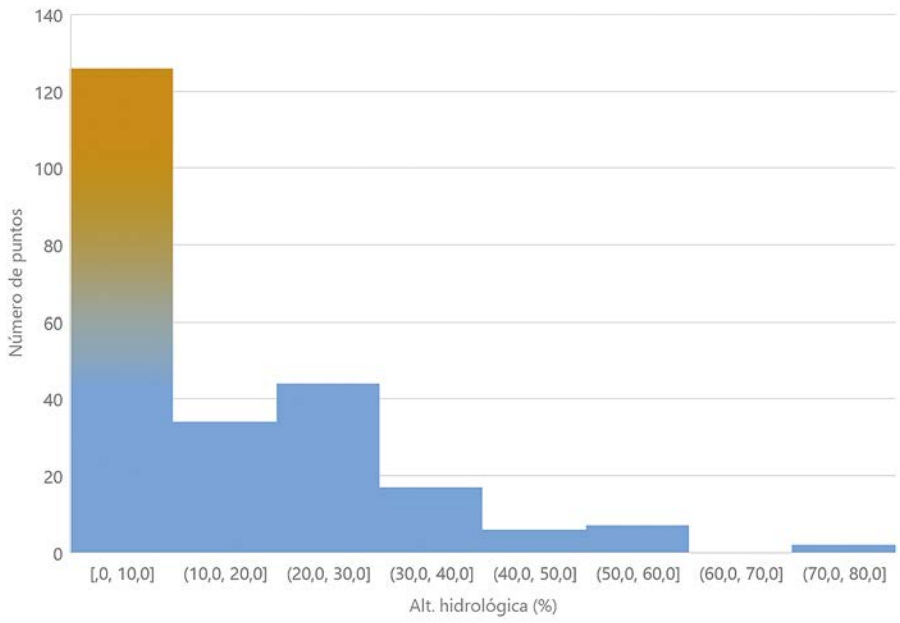
Estas 3 variables son excluyentes, de manera que, si no se puntúa en la primera de ellas, puede puntuarse en la siguiente. Cada una de ellas presenta distinto peso en la ponderación final, (de acuerdo con los coeficientes recogidos en la Tabla 22.

Además, en la ponderación, hay un valor máximo posible y una serie de valores superiores a este, dependiendo del régimen de aportación de la laguna, de tal manera que estas variables asociadas a la conectividad con el acuífero tengan más peso en masas hipogénicas que en las mixtas, y más peso en las mixtas que en las epigénicas. Estos valores se asignan del siguiente modo: i) Lagunas hipogénicas asociadas a acuíferos afectados (su nivel depende del nivel del acuífero): máximo/0,33; ii) Lagunas mixtas asociadas a acuíferos afectados (con parte de aportaciones procedentes de aguas subterráneas; si el nivel del acuífero es bajo, la laguna es más dependientes de la pluviosidad): máximo/0,66; iii) Lagunas epigénicas coincidentes con acuíferos afectados (más vulnerables a sequías; la disponibilidad de agua por escorrentía puede verse afectada si hubiera sobreexplotación de recursos subterráneos en la zona) = máximo; iv) Lagunas sin evidencia de que el acuífero asociado/coincidente esté afectado = 0 (mínimo).

Este sistema de puntuación podría, potencialmente, dar valores de presión hidrológica mayores de 100 en el caso de las lagunas mixtas e hipogénicas, por lo que tras la suma final se ha forzado dicho valor como máximo.

La distribución de la presión por alteración hidrológica en los lagos estudiados se muestra en el histograma de la Figura 59. El cálculo de presión hidrológica y los resultados de todos los lagos, lagunas y humedales analizados se encuentra disponible en el Anexo IX.

Figura 59. Histograma que muestra la distribución de la alteración hidrológica según nuestro sistema en los puntos de muestreo considerados en la red de muestreo del proyecto.



7.2.5. Otras presiones

Existen otras presiones importantes que afectan a las comunidades biológicas sitas en ecosistemas de la categoría LW como la de la contaminación química o la de acidificación. Dichas presiones no se han calculado por no estar tan directamente asociadas a métricas de ninguno de los 3 elementos de calidad a los que se refiere este informe, si bien es cierto que afecta a todos ellos. La contaminación química se evalúa principalmente a través del control de sustancias prioritarias, fuera del ámbito de la revisión de condiciones de referencia, y la acidificación a través del pH, valor evaluado en función de un rango y no de un valor de referencia. Además, a efectos de nuestros análisis, no hemos considerado otras presiones analizadas en los ejercicios IMPRESS elaborados por algunos Organismos de cuenca, como las presiones por contaminación microbiológica o las presiones por contaminación salina.

7.3. Disponibilidad de datos y escenarios metodológicos por tipo

Para la evaluación final de las presiones, se ha tenido en cuenta la recopilación de información ya realizada para el Estudio de validación de estaciones de referencia (apartado 5). Esta recopilación incluía: el estudio de presiones en masas de agua de la categoría lagos elaborado por la UVEG (Antonio Camacho 2018), los resultados del Inventario de presiones e impactos correspondiente al 2º ciclo de Planificación Hidrológica (IMPRESS 2PHC), el estudio de usos del suelo elaborado en 2020 a partir de los datos del SIOSE 2014, la información disponible en NABIA (en relación con la presencia de Especies Exóticas Invasoras, la acidificación y el impacto por nutrientes) para los años 2013-2017, así como las notas de campo sobre presiones de la campaña de reconocimiento inicial (2019). A esta recopilación, se le ha añadido la información disponible en NABIA en relación con la acidificación y el impacto por nutrientes para los años 2018-2021, así como una valoración subjetiva llevada a cabo por los miembros del equipo REFCON en relación con el estado general, las presiones e impactos observados en campo para cada lago muestreado (realizado antes del inicio de la campaña de 2023). Toda esta información, junto con el análisis de usos del suelo a partir de datos del *Corine Land Cover* (apartado 7.2.2) y las 4 presiones calculadas (eutrofización, contaminación orgánica, morfológica e hidrológica; apartados 7.2.3 y 7.2.4), vienen agrupadas para todas las masas y no-masas de la red de estudio en el Anexo X.

Con toda esta cuantificación de presiones, se han analizado cada uno de los tipos, para ver la disponibilidad general de datos en masas y no-masas de agua, así como el nivel de presiones de cada una de ellas. A continuación, se resume el balance general de datos por tipo y los distintos escenarios de análisis, que determinarán la metodología a aplicar para la revisión de condiciones de referencia (Tabla 23). Hay que tener en cuenta que la disponibilidad real de datos por tipo dependerá de cada elemento de calidad, ya que el número de muestreos, pero también la posibilidad de cálculo de las distintas métricas, difiere entre ellos.

Tabla 23. Disponibilidad de datos en masas y no-masas de agua con bajas presiones o en todo un gradiente de presión. En función de ello, escenario metodológico empleado en cada tipo para abordar la revisión de las condiciones de referencia establecidas en el RD 817/2015.

Tipo LW	Nº lagos bajas presiones		Nº lagos gradiente presión		Escenario	Tipo LW	Nº lagos bajas presiones		Nº lagos gradiente presión		Escenario
	Masa	No masa	Masa	No masa			Masa	No masa	Masa	No masa	
L-T01	3	1	3	0	2	L-T16	0	0	4	9	3
L-T02	1	6	1	2	2	L-T17	1	6	5	5	2
L-T03	3	1	1	1	2	L-T18	0	0	7	5	3
L-T04	3	4	0	2	2	L-T19	0	0	9	5	3
L-T05	1	5	1	2	2	L-T20	0	0	4	0	4
L-T06	0	0	1	0	4	L-T21	0	0	11	4	3
L-T07	0	0	1	0	4	L-T22	0	0	1	0	4
L-T08	0	0	1	2	4	L-T23	0	0	8	2	3
L-T09	1	0	0	0	4	L-T24	0	0	3	10	3
L-T10	1	1	3	3	2	L-T25	0	0	2	0	4
L-T11	0	0	5	3	3	L-T26	0	0	2	7	3/4
L-T12	6	0	3	0	1	L-T27	0	0	4	0	4
L-T13	0	2	1	1	4	L-T28	0	0	7	2	3
L-T14	0	0	1	0	4	L-T29	0	0	7	4	3
L-T15	0	0	7	3	3	L-T30	0	0	0	3	4

En resumen, los 4 escenarios de análisis se han dado de la siguiente manera:

- **Escenario 1.** En el L-T12 encontramos 6 masas de agua con bajas presiones. Algunas de ellas ya forman parte de la red de referencia (como la Laguna de Somolinos), y otras masas de las muestreadas presentan pocas presiones, muy buen estado ecológico y se ha considerado aceptable el uso de sus datos para el cálculo de condiciones de referencia (por ejemplo, la laguna del Arquillo), aunque no cumplen con todos los criterios para su designación como masas de referencia.
- **Escenario 2.** En los tipos L-T01, L-T02, L-T03, L-T04, L-T05, L-T10 y L-T17, existen pocas masas de agua con bajas presiones, pero se han podido encontrar lagos, lagunas y humedales no declarados como masa de agua que podrían considerarse dentro de la red de referencia (como la laguna de la Clara). Otros puntos muestreados, aunque no cumplen con todos los criterios para su designación como masas de referencia, tienen pocas presiones y, por tanto, se van a utilizar para el cálculo de condiciones de referencia (por ejemplo, el Ibón de Bernatuara).
- **Escenario 3.** En los tipos L-T11, L-T15, L-T16, L-T18, L-T19, L-T21, L-T23, L-T24, L-T28 y L-T29 no se han encontrado lagos, lagunas o humedales con bajas presiones, ni entre las masas de agua ni entre las no-masas muestreadas. Sin embargo, sí que se cuenta con un número razonable de datos en lagos, lagunas y humedales sometidos a todo un gradiente de presión. En este caso se procede a hacer un análisis de este gradiente con todos los datos recolectados y las presiones específicas a las que responden las métricas y parámetros revisados.

- **Escenario 4.** En este conjunto incluimos tipos con muy pocas masas de agua (menos de 5) y siempre muy diferentes entre ellas, por lo que en el presente informe recomendamos realizar estudios específicos y focalizados en comprender la dinámica rectora de cada uno de los sistemas y acomodar las condiciones de referencia a dichos resultados.
  - En los tipos L-T06, L-T14 y L-T22 hay una única masa de agua declarada y se trata de masas naturales con características únicas, no comparables con otras en toda la España peninsular.
  - En los tipos L-T07, L-T08 y L-T09 hay una única masa de agua declarada, pero sí que podrían existir otros representantes del tipo no-masa. Por ejemplo, en el presente proyecto se han muestreado el lago de La Baña y la laguna de Los Verdes como posibles tipo L-T08; además, se han identificado en la literatura otras lagunas de Sierra Nevada que podrían considerarse como tipo L-T09, como la Laguna de Juntillas, la Segunda de Siete Lagunas y la Laguna de Lanjarón (Linares Cuesta, Olofsson, and Sánchez Castillo 2007). No obstante, en este proyecto no se ha podido abordar este asunto en más profundidad, ya que requeriría de un estudio detallado de los lagos y lagunas de montaña en España (inventario y caracterización).
  - En los tipos L-T20, L-T25 y L-T27 se cuenta únicamente con 2-3 masas de agua naturales declaradas (aunque algunas de esas masas incluyen varios lagos que han constituido puntos de muestreo distintos) y se encuentran sometidas a distintas presiones. Estas masas son los únicos representantes de sus tipos que pueden encontrarse en toda la España peninsular.
  - En los tipos L-T26 y L-T30 se cuenta únicamente con 2-3 masas de agua naturales declaradas y se encuentran sometidas a distintas presiones. Únicamente se ha podido muestrear una de las masas de agua del primer tipo y ninguna del segundo, debido a que no se han encontrado con agua durante el periodo de estudio. Por otro lado, se han localizado y muestreado algunas lagunas y humedales no-masa asimilables a los dos tipos, por lo que estos datos se han utilizado para realizar un estudio de gradiente cuando ha sido posible. Sin embargo, y teniendo en cuenta las dinámicas hidrológicas particulares de ambos tipos, también se recomienda realizar un estudio específico de las masas de agua declaradas para establecer sus condiciones de referencia.
  - En el tipo L-T13 se cuenta con 3 masas de agua naturales declaradas. Únicamente se ha podido muestrear una de ellas –no se ha podido muestrear el Clot d'Espolla, que es la laguna que originó la creación del tipo. Este tipo engloba ecosistemas muy particulares desde un punto de vista hidrológico, con un hidroperiodo efímero, por lo que son difíciles de estudiar. Se han podido muestrear otras lagunas que podrían ajustarse al tipo, aunque en este caso no es posible establecer condiciones de referencia, ya que haría falta un análisis más detallado que no podemos abordar en este proyecto.

7.4. Metodología en función del escenario

A raíz de lo expuesto en el anterior apartado, se procede a proponer, por lo tanto, el empleo de distintas aproximaciones para 3 de los 4 escenarios, el 1, 2 y 3. Dichas metodologías se aplicarán de la manera más uniforme posible, justificando siempre que sea necesario cualquier desviación de lo aquí establecido.

7.4.1. Metodología para los escenarios 1 y 2

En los dos primeros, y basándonos en estadísticos robustos de conjuntos de lagos no impactados, se propone el empleo de la mediana de los datos del conjunto seleccionado (Working Group 2.3 2009). Según se estipula en el documento 10 del CIS para el apoyo técnico en la metodología para el establecimiento de condiciones de referencia, si se dispone de puntos sin presiones o mínimamente presionados adecuados para ofrecer un cálculo fiable de estadísticos como la mediana, la media o la moda, así como de estadísticos de distribución, como los percentiles o los intervalos de confianza, se puede proceder de dicha manera, siendo el procedimiento más sencillo y directo. En estos casos ofreceremos la representación de unos diagramas de caja y bigotes representando los estadísticos más relevantes y una comparación numérica con el valor establecido en el RD 817/2015.

7.4.2. Metodología para el escenario 3

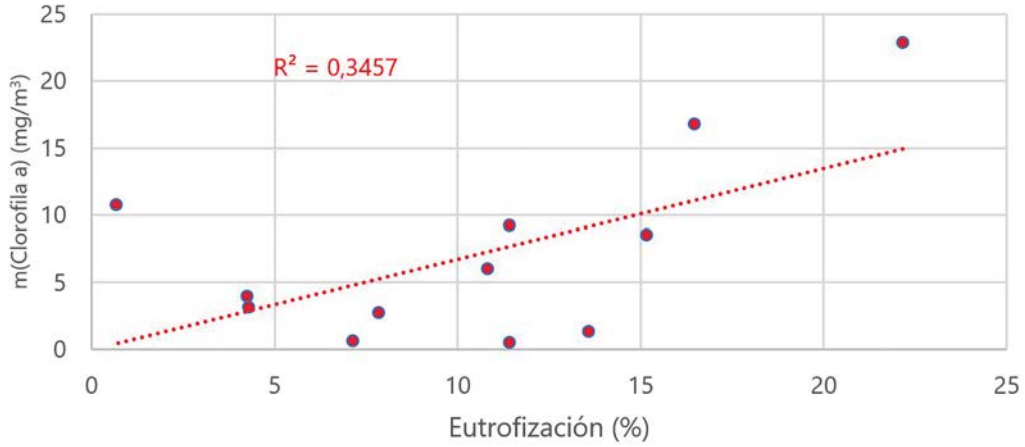
En el escenario 3 entramos en el terreno del cálculo interpretativo de condiciones de referencia a partir de datos que no pertenecen a lugares no impactados o muy poco impactados. La metodología se asemeja al empleo de modelos predictivos propuesto por el CIS (Working Group 2.3 2009), y es estricta en emplear criterios específicos para el caso particular de cada tipo tal y como se recoge en el citado documento. No obstante, y para añadir fiabilidad al análisis, aunque los modelos cambien, la metodología de selección siempre ha sido lo más homogénea posible. A continuación, se ofrece un ejemplo del procedimiento. Dicho procedimiento se ha previsto desde la fase de planificación de las campañas y se han buscado puntos con diversos grados de alteración, con la intención de poder detectar una respuesta decreciente en las métricas a medida que disminuimos el nivel de presión, o a la inversa cuando las métricas crecen con la presión.

El primer paso, por lo tanto, es comprobar que existe una relación de la métrica con la presión a la que en teoría responde, y que dicha respuesta es predecible en cierta medida. Ejemplos de respuesta ideal se plasman en la Figura 30.

La exploración de la respuesta a la presión se hace tipo a tipo para todos aquellos tipos en los que nos encontramos ante un escenario 3 de cálculo. Dado que una misma masa de la categoría LW tiene un valor único de una presión determinada, es conveniente hacer la media de los valores de las métricas respuesta para obtener un valor único, y evitar la aparición de puntos en "columnas" que añadirían un factor de dispersión adicional en el eje de ordenadas.

Al plasmar las métricas en función de las presiones debemos observar una relación lineal clara para poder proseguir con el análisis. Proseguiremos, a partir de este punto, con un ejemplo concreto de la relación de clorofila-*a* con la eutrofización en el tipo L-T16 (Figura 60).

Figura 60. Representación de la media de clorofila-*a* por punto de muestreo en función de la presión de eutrofización calculada durante el proyecto para el tipo L-T16, con el ajuste lineal de mínimos cuadrados y el coeficiente de determinación asociado a dicho ajuste.



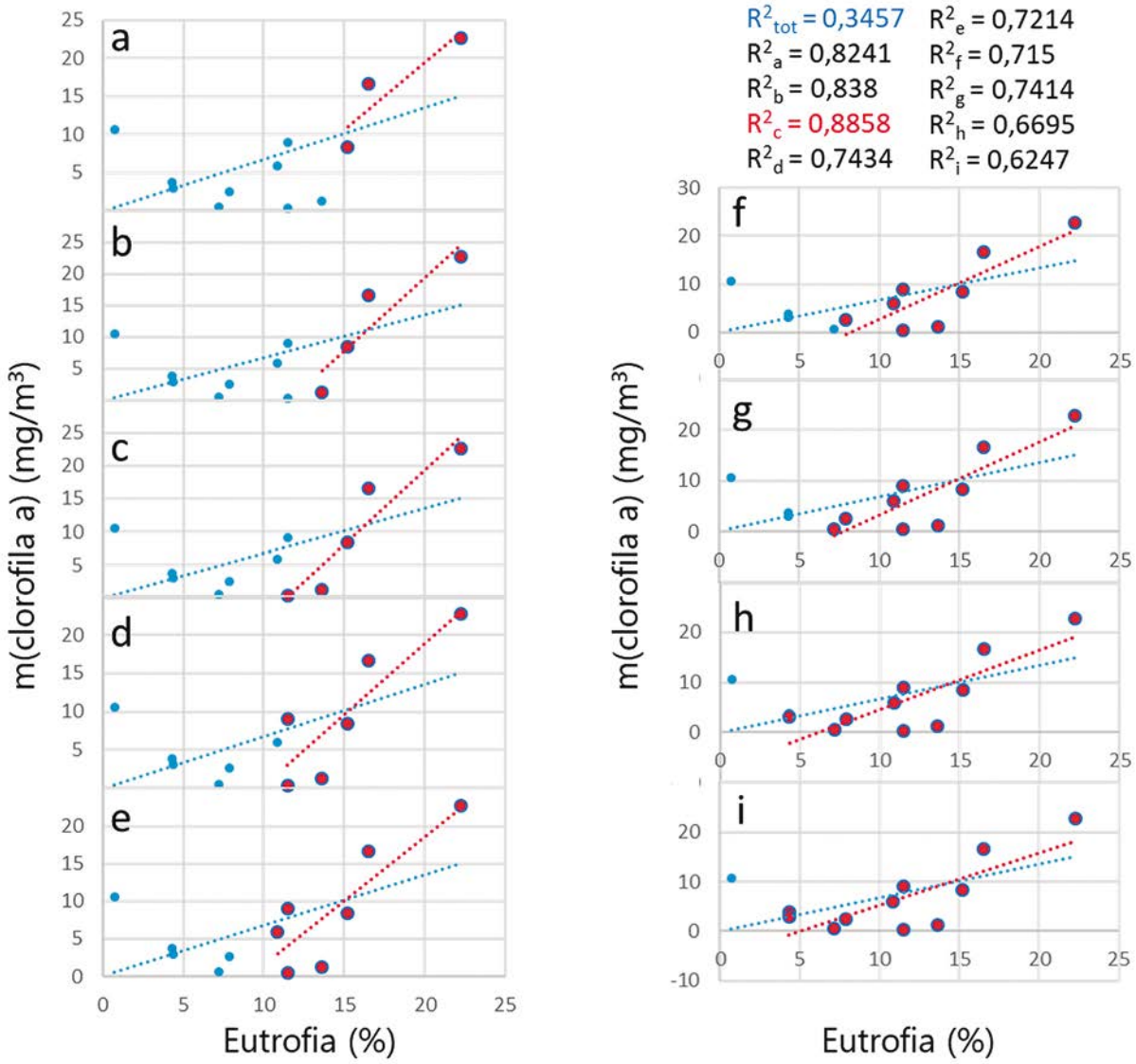
Observamos una relación que podría ser más clara, pero que indudablemente existe. El valor del coeficiente de determinación (R^2) indica la cantidad proporcional de variación en la variable respuesta (clorofila-*a* media), explicada según la variable independiente (eutrofización) en el modelo de regresión lineal aplicado. Se interpreta, por lo tanto, que un 34% de la variación de la clorofila-*a* se explica por la eutrofia considerando el modelo lineal.

Observamos cómo hay cierta estocasticidad en los datos en ciertos tramos de la presión. La relación entre la presión y la métrica, en este caso, es bien conocida (Kalff 2002; Margalef 1983; Wetzel 2001, entre otros), por lo que podríamos deducir que la clorofila-*a* está viéndose afectada por otros factores de manera dominante cuando nos movemos en rangos de presión bajos. Otra forma de expresarlo es que, por debajo de cierto nivel de presión, la métrica deja de ser sensible a la eutrofización tal y como la hemos medido en el presente proyecto, y pasa a responder a otras variables no consideradas en el modelo (Figura 60).

Esto se puede interpretar como una traba en el análisis, pero abre una ventana de oportunidad ya que lo que se pretende es obtener valores de la métrica en los que no se aprecie el efecto de la eutrofia, y justo esta porción donde no hay una respuesta aparente, *a priori*, debería estar constituida por esos datos. Para identificar el sector en todos los tipos se ha utilizado la misma metodología, que hemos denominado el método de "Ventana decreciente incremental". Para aplicarlo seguimos un set de tres reglas: i) Se comienza estudiando la regresión de los 3 datos de presión más elevada; ii) Se extiende la ventana dato a dato por el lado de presión decreciente, calculando siempre la correlación y iii) Se marca y fija la ventana con mayor R^2 como la relación más directa entre presión y métrica respuesta, siempre con un $N \geq 3$ (Figura 61).

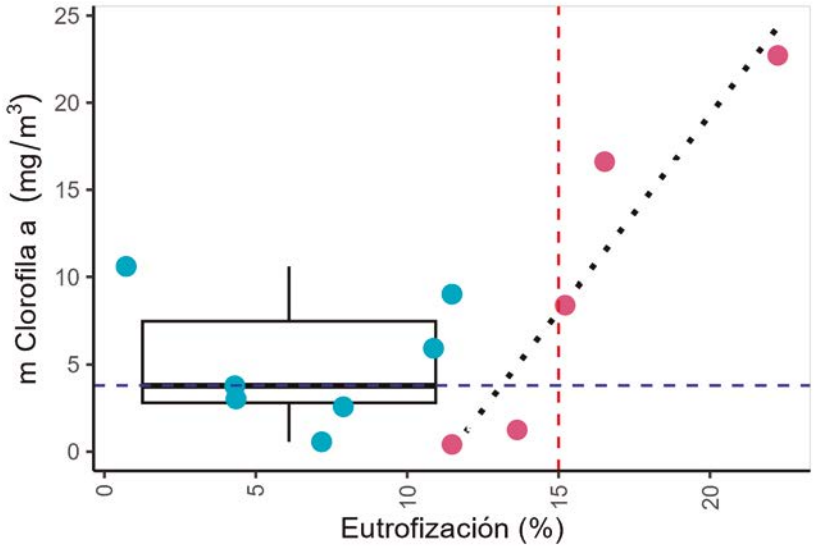
En el ejemplo de la Figura 61 vemos claramente cómo la parte derecha de la nube de puntos responde de manera mucho más clara y directa a la presión, lo cual se observa también de manera numérica en los R^2 expuestos. Tras explorar todas las ventanas (a-i, Figura 61) nos quedamos con la ventana "c" por tener un R^2 de 0,8858, superior al de todas las demás.

Figura 61. Ejemplo de la representación gráfica del método de la "Ventana decreciente incremental" en el tipo L-T16. Observamos en azul en todas las representaciones la relación global de eutrofia y clorofila-*a* media, en rojo las ventanas consideradas: a, ventana inicial (N=3); b-i, ventanas sucesivas, incrementando el N en 1 a cada paso. Arriba a la derecha el R^2 de cada ventana. En azul marcamos el R^2 global. En rojo marcamos el R^2 de la ventana de mejor ajuste, en este caso la C (N=5).



En este punto ya hemos definido satisfactoriamente la ventana de mejor respuesta a la presión, y por consiguiente la ventana de datos en la que la presión no afecta de manera significativa a la variable respuesta y se aprecia alta estocasticidad. De esta manera definimos dos conjuntos de datos, y es a partir de la porción de baja presión de los datos a partir de la que derivamos la condición de referencia. Este subconjunto es en el que la presión no es la variable rectora principal para la métrica respuesta (Figura 62). A este procedimiento lo llamaremos desde ahora **escenario 3a**.

Figura 62. Representación gráfica de la variable respuesta (clorofila-*a* media) en función de la variable independiente (eutrofia) para el tipo L-T16. Los datos se subdividen en dos conjuntos, el de puntos morados (ventana seleccionada por el método de "Ventana decreciente incremental" y su complemento, en azul, el subconjunto en el que la presión no es la variable rectora principal para la métrica respuesta. El modelo lineal empleado para definir los subconjuntos se representa como una línea punteada negra, y el boxplot ofrece los estadísticos básicos (M, Q1, Q3, máx. y min) del subconjunto azul. La línea azul horizontal punteada marca, ahí donde existe, el límite del RD 817/2015.



Hay que hacer, no obstante, varias consideraciones relativas a dicho conjunto. Primero, en este conjunto no se debe admitir la entrada de puntos con presión muy elevada, en el caso de la eutrofia, tal y como se aprecia en el ejemplo, se ha considerado un límite de 15% de presión para no admitir los datos. También hay que considerar que de manera preferente se empleará la mediana (M) como valor propuesto, pero que de manera justificada podría emplearse otro estadístico descriptivo. Por último, y dado que no hay un número muy elevado de observaciones por tipo, consideraremos punto a punto qué lagunas y humedales aparecen, y si es adecuada su consideración en el conjunto de bajas presiones, o cualquier posible característica especial que tengan los ecosistemas particulares y que haya que interpretar para ofrecer resultados adecuados.

Existe la posibilidad de que el R^2 de todas las ventanas testadas no exceda el del conjunto global de los datos. Esto se podría interpretar como que en un determinado tipo no hay conjuntos consecutivos de datos de la variable respuesta que respondan de manera más o menos lineal a la presión. Esto se ilustra de manera numérica con un ejemplo concreto para el tipo L-T28 (Tabla 24).

Tabla 24. Valores de coeficiente de determinación de las distintas ventanas empleadas en el método de la "ventana decreciente incremental" en el tipo L-T28 y su comparación con el coeficiente de determinación global para ese tipo.

Ventana	R^2	Diferencia	Diagnóstico
N=3	0.4012	0.0059	Menor R^2
N=4	0.006	0.4011	Menor R^2
N=5	0.0834	0.3237	Menor R^2
N=6	0.254	0.1531	Menor R^2
N=7	0.4045	0.0026	Menor R^2
N=8 (todos)	0.4071	N/A	N/A

En este tipo de casos debemos concluir que es imposible identificar el subconjunto de datos en el que la variable dependiente deja de responder a variaciones en la variable predictora. Esto resulta de la imposibilidad de identificar una ventana de datos, definida como hasta ahora, en la que la respuesta sea inequívoca. El modelo lineal de mejor ajuste que tenemos es el global y, por lo tanto, hay que derivar los valores de referencia del total de los datos. A partir de ahora consideraremos esta metodología como el **escenario 3b**.

Bajo dicho escenario de cálculo es importante hacer varias consideraciones. La primera es que, ya que se incluyen datos de todo el gradiente en el conjunto de cálculo es inadecuado considerar la mediana (M) como estadístico descriptivo para el establecimiento de la condición de referencia. Es mucho más apropiado el uso del primer cuartil de los datos (Q1) en métricas directamente proporcionales a la presión y el tercer cuartil (Q3) en métricas inversamente proporcionales, y *a priori* éstos serán los estadísticos empleados por defecto. No obstante, y de manera análoga al escenario 3a, debemos considerar el límite de 15% de presión para intentar reforzar el resultado ofrecido por el Q1. Por supuesto, y como aproximación final, consideraremos los ecosistemas específicos que están entrando en el cálculo, ahí donde sea necesario, para reforzar el resultado.

Por último, en las métricas en las que no se observe una relación lineal clara con los valores de presión, nos encontraríamos ante un **escenario 3c**. En estos casos, se ha analizado la situación particular del elemento de calidad, la métrica, y el tipo, considerando los posibles problemas que puedan estar causando esta falta de correlación. El análisis del conjunto de datos del gradiente, pero también del subconjunto correspondiente a un valor de presión menor de un 15%, se realizará en cada caso específico para justificar las decisiones tomadas.

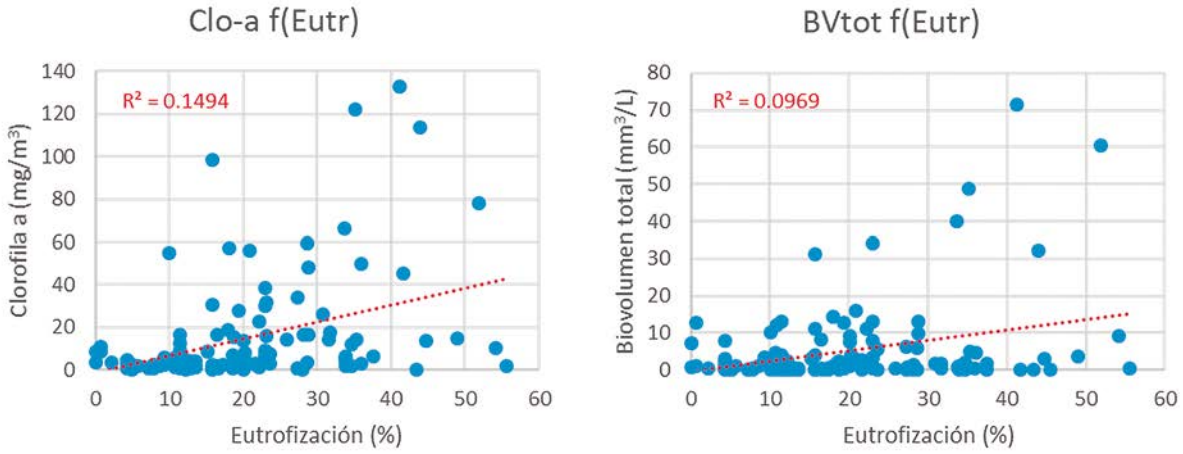
7.5. Aspectos específicos del elemento fitoplancton y la presión de eutrofia

7.5.1. La métrica Biovolumen total de fitoplancton.

En el caso del fitoplancton en la categoría LW (lagos, lagunas y humedales) según la Directiva 2000/60/CE se deben considerar 3 tipos de métricas, las de biomasa o abundancia, las de composición (de las comunidades) y las de blooms. Dada la acuciante escasez de datos existente en los inicios del establecimiento del sistema de calidad en esta categoría de masa de agua tan solo se pudo abordar el aspecto cuantitativo del fitoplancton, aunque se ha sembrado el camino para la obtención de datos que permitan el establecimiento y estudio de métricas de composición y de detección de floraciones masivas.

El aspecto cuantitativo es, por lo tanto, el único que se trata en el presente informe, con la particularidad de que en el sistema de calidad y el RD 817/2015 existen dos métricas redundantes de fitoplancton, diseñadas para responder a la presión de eutrofización. Dichas métricas son la concentración de clorofila-*a* y el biovolumen total de fitoplancton. Todos los planteamientos referidos al sistema de calidad requieren de métricas que respondan a presiones determinadas, y en el caso concreto de las métricas de abundancia de fitoplancton deben responder a la presión de eutrofia. Aún más importante es la identificación de una respuesta clara en todos los tipos en los que aplicamos el escenario 3 de cálculo. Para ello exploramos la relación de la clorofila-*a* media por punto y el biovolumen total medio por punto en función de la eutrofización (Figura 63).

Figura 63. Representación gráfica de las métricas de fitoplancton consideradas en la categoría LW según el RD 817/2015 en función de la eutrofia. En rojo se marca el modelo lineal de mejor ajuste de los datos, y el texto en rojo representa el coeficiente de determinación específico de la recta.



Si bien es cierto que ambas relaciones son pobres, hay una clara ventaja en el caso de la clorofila-*a* media, casi dos veces superior a la variabilidad explicada por el modelo lineal en el caso del biovolumen total. No obstante, se reconoce la necesidad de explorar la relación con más cuidado, ya que ecosistemas distintos pueden responder de maneras distintas. Esta variación se espera que emerja en los distintos tipos considerados en la tipología de la categoría LW, y por lo tanto parece razonable realizar una comparación tipo a tipo en aquellos tipos en los que es necesario realizar estudios en el gradiente de presiones (Tabla 25).

Tabla 25. Resumen de los coeficientes de determinación de los ajustes de mínimos cuadrados tipo a tipo en los tipos que requieren del estudio del gradiente de presiones para ambas métricas de fitoplancton frente a la presión de eutrofización. En la última columna se aplica una resta entre ambos y el signo muestra cual es mayor. Esto se refuerza con el color, rojo cuando el R^2 del biovolumen es mayor (hay más relación) y verde cuando el R^2 de la clorofila-*a* es mayor. En la última fila se ofrece un sumatorio.

Tipo	R^2 Cloa f(Eutr)	R^2 BVtot f(Eutr)	DIF
L-T11	0,0331	0,0786	-0,0455
L-T15	0,528	0,1411	0,3869
L-T16	0,3457	0,0314	0,3143
L-T18	0,595	0,5187	0,0763
L-T19	0,4475	0,1132	0,3343
L-T20	0,7462	0,0773	0,6689
L-T21	0,1715	0,2094	-0,0379
L-T23	0,3993	0,2686	0,1307
L-T24	0,3565	0,0041	0,3524
L-T26	0,6954	0,2793	0,4161
L-T28	0,4071	0,2462	0,1609
L-T29	0,5302	0,4368	0,0934
TOTAL	5,2555	2,4047	2,8508

Al pormenorizar el estudio realizado en la Figura 63 tipo a tipo tal y como se presenta de manera numérica en la Tabla 25, podemos sacar varias conclusiones. La primera es que hay dos tipos en los que será difícil presentar valores de referencia con los sistemas propuestos, el tipo L-T11, con R^2 de 0,0331 para la clorofila-*a* en función de la eutrofia y de 0,0786 para el biovolumen en función de la eutrofia, y el tipo L-T21, con R^2 de 0,1715 para la clorofila-*a* en función de la eutrofia y de 0,2094 para el biovolumen en función de la eutrofia.

Dicha falta aparente de respuesta a la variable de eutrofia generada durante el proyecto de las métricas de fitoplancton estudiadas, si se analiza con detenimiento, tiene sentido. El tipo L-T11, dada su naturaleza (surgencias de aguas subterráneas que generan encharcamientos permanentes en zonas calcáreas), es complicado observar relación entre la clorofila-*a* y la presión. Los tiempos de residencia son muy bajos, el agua, proveniente de acuífero (y por lo tanto sin inóculo previo de fitoplancton) llena la cubeta y en muchas ocasiones la abandona rápidamente, no dando tiempo a la proliferación de una comunidad fitoplanctónica considerable. La proliferación del plancton en estos casos está íntimamente ligada a la variable hidrológica de aporte subterráneo, y solo cuando esta cesa y el agua pasa a estancarse se puede observar una comunidad fitoplanctónica significativa.

En el caso del tipo L-T21 tenemos bastantes masas muy dispares. Todas son muy salinas y temporales, por lo que la dinámica del fósforo, muy relacionada con las variables que hemos seleccionado para definir la presión de eutrofia está enrarecida frente a lo esperado en sistemas más clásicos, en los que, por ejemplo, la coprecipitación del fósforo con la calcita no es un factor dominante. Además las fluctuaciones en la salinidad, en este tipo ligadas, a menudo, a fluctuaciones de nivel, pueden también tener efectos inhibidores en la magnitud de aspectos cuantitativos del plancton, si bien menos en la composición de la comunidad (Li et al. 2021). Varios factores de este tipo pueden conjugarse para resultar en un tipo en el que el fitoplancton es, claramente, un pobre indicador de la eutrofia.

Otra conclusión que se puede extraer de la Tabla 25 es que, en efecto, la relación entre métricas y presiones mejora cuando eliminamos la variabilidad intrínseca de los distintos tipos. Salvo los casos de los dos tipos anteriormente mencionados, todas las correlaciones en el caso de la clorofila-*a* están muy por encima de la relación global.

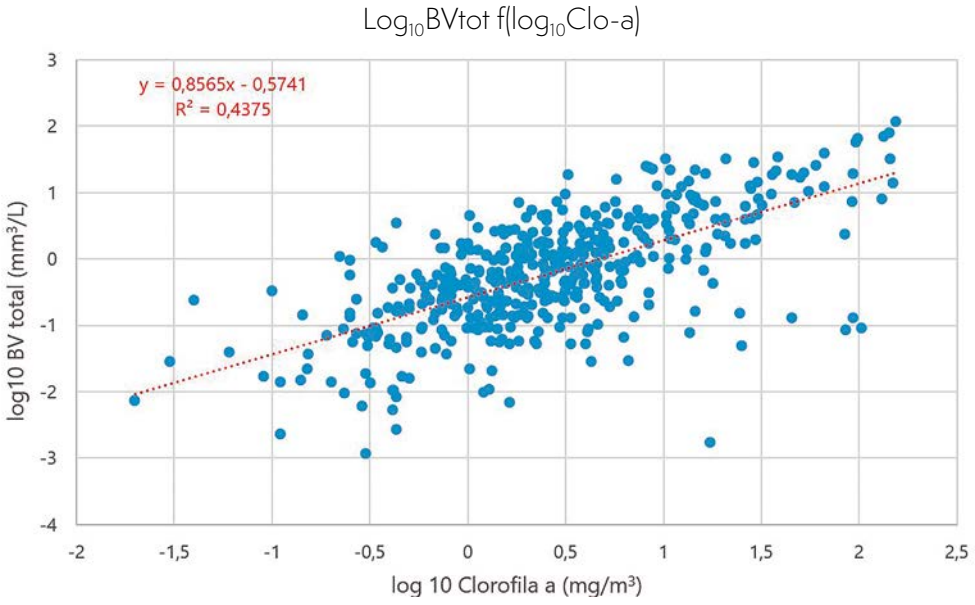
La conclusión principal, y la que ha motivado la realización de este análisis, es estudiar a fondo la diferencia entre ambas variables cuantitativas de fitoplancton y la presión a la que, en teoría, responden. Queda claro, por lo tanto, que para la realización de un gradiente es necesario recurrir a la variable que responde adecuadamente, la clorofila-*a*, y no al biovolumen, una métrica que responde de manera bastante más pobre a dicha presión (Tabla 25 y Figura 63). Este fenómeno se ha estudiado en profundidad, en bastantes ocasiones, dada la importancia del estudio de las comunidades planctónicas en las últimas décadas, en las que la gestión ha empezado a requerir datos de índole biológica. Se han realizado, por ejemplo, estudios exploratívos entre biomasa, clorofila-*a* y nutrientes (Brown et al. 2000; Canfield Jr, Linda, and Hodgson 1985). También se ha explorado la relación con otros parámetros como el disco de Secchi y la transparencia (Canfield and Hodgson 1983). En Canfield Jr et al. 2019 se puede encontrar una revisión profunda en un artículo recopilatorio, tratando precisamente el tema del uso de la clorofila-*a* o el biovolumen en redes de gestión de ecosistemas de agua dulce.

Aquí se concluye de manera clara y lógica que es la clorofila-*a* la que debe protagonizar las campañas de seguimiento convencionales por su mejor relación con nutrientes (fósforo total, nitrógeno total) y variables de transparencia como la profundidad de disco de Secchi. Por supuesto se aborda el tema, aún por atajar en el sistema de evaluación de estado de la categoría LW en España, de las métricas de composición y blooms, para las cuales las mediciones de biovolumen son esenciales (especialmente para la primera) (Canfield Jr et al. 2019).

En el presente proyecto, por lo tanto, se recomienda dejar de considerar el biovolumen como métrica de fitoplancton cuantitativa para el seguimiento de la eutrofia, y con ello dejar de tener dos variables redundantes. El hecho de la pobre respuesta del biovolumen frente a la eutrofia puede comprometer el sistema de evaluación de estado de manera arbitraria, un riesgo innecesario cuando ese aspecto de la evaluación ya está cubierto por una métrica mucho más robusta, la clorofila-*a*.

No obstante, y dado el estado actual del RD 817/2015, en el presente proyecto se plantea la posibilidad de ofrecer valores de biovolumen empleando el método alternativo que se describe a continuación, ya que su mala respuesta a la presión no permite realizar los análisis de gradiente. La relación entre los logaritmos en base 10 de la concentración de clorofila-*a* y el biovolumen total de fitoplancton es bien conocida. Se ha establecido, por ejemplo, con más de 13000 parejas de datos (Canfield Jr et al. 2019) de Dinamarca, EEUU continental y Florida un R^2 de 0,57 sobre un modelo de máximo ajuste Log10BVtot (mm^3/L) = 1,20*log10Clo (mg/m^3) – 0,63. En el subconjunto de datos de la EPA de EEUU continental (N=2187) la relación por ejemplo, tiene un R^2 de 0,35 y un modelo de máximo ajuste Log10BVtot (mm^3/L) = 0,7*log10Clo (mg/m^3) – 0,24. Los datos de Florida (N=318) presentan un R^2 de 0,64 y un modelo de máximo ajuste Log10BVtot (mm^3/L) = 1,2*log10Clo (mg/m^3) – 0,47. Por último, el subconjunto más grande de datos, el de Dinamarca (N=10658) tiene un R^2 de 0,68 y un modelo de máximo ajuste Log10BVtot (mm^3/L) = 0,98*log10Clo (mg/m^3) – 0,85. La relación en nuestros datos se muestra en la Figura 64.

Figura 64. Gráfico y modelo de regresión lineal de mínimos cuadrados junto con su ecuación y coeficiente de determinación para el log10 del biovolumen total en función del log10 de la concentración de clorofila-*a* (N=445).



Como se puede observar, la ecuación del modelo de máximo ajuste de nuestros datos se enmarca perfectamente entre los datos producidos por el estudio tan extenso citado, por lo que la relación es fiable. En el presente proyecto, por lo tanto, no se ofrecerán valores de referencia para biovolumen y, en los casos que se proceda mediante los escenarios 3a o 3b se obtenga, si así se considera necesario, a partir de la ecuación plasmada al final de este apartado. Se deja claro, una vez más, que la métrica no responde adecuadamente al gradiente y que, por lo tanto, se recomienda su eliminación de la revisión del RD 817/2015.

$$BVtotal\ (mm^3/L) = \frac{Clo - a(mg/m^3)^{0,8565}}{10^{0,5741}}$$

7.5.2. Dinámica poblacional del fitoplancton y comunidades de referencia

Las comunidades de fitoplancton son difíciles de estudiar desde la perspectiva de su especificidad o tipicidad en determinados ecosistemas. Una serie de factores ecológicos complejos que se desarrolla a continuación previene la caracterización de poblaciones típicas en los tipos o de referencia a partir de los datos que se producen, no solo en el presente proyecto, sino en el sistema de evaluación de estado. A continuación, se explica por qué.

La variación muy rápida en el tiempo es visible en características como la denominada sucesión estacional, promovida por un entorno competitivo cambiante (Sommer et al. 1986), en el que docenas de generaciones de cada taxón protagonizan los cambios en la composición de la comunidad. Este proceso direccional (Sommer 1991) implica que la exclusión por competencia resulta en comunidades dominadas por una o pocas especies en caso de no darse episodios de perturbación que reviertan el proceso. No obstante, la alta diversidad observada implica que dichas perturbaciones son comunes y promueven este tipo de comunidades diversas (Scheffer et al. 2003).

Además, ciclos recurrentes de variación de los factores ambientales principales reproducen escenarios competitivos que permiten dominar la comunidad en períodos determinados de la sucesión estacional a las especies mejor adaptadas. Estudios detallados (Naselli-Flores et al. 2003) han demostrado que composiciones fijas de fitoplancton se desarrollan en raras ocasiones, y que cuando lo hacen consisten en taxones K-estrategas (Naselli-Flores and Barone 2003).

Se aprecia, por lo tanto, que la composición de la población, si bien es cierto que atiende a factores ambientales, responde de manera rápida a fluctuaciones en los mismos, y de hecho se recomienda el muestreo de fitoplancton con una frecuencia que oscila entre semanal y mensual, pudiendo requerirse de muestreos más frecuentes en períodos de floración intensa para poder caracterizar las poblaciones (Findlay and Kling 2001).

Findlay and Kling 2001 y MAGRAMA 2013c recomiendan el estudio del fitoplancton en el punto más profundo de la cubeta por dos razones. La primera para poder captar posibles diferencias en muestreos diferenciados por capas en la zona epilimnética, la metalimnética y la hipolimnética. La segunda es evitar la influencia en la muestra del fitobentos que se desarrolla adherido al sustrato, y que siempre tiene una importancia mayor en zonas someras como las orillas. Hay que mencionar, por lo tanto, que el muestreo de plancton en lagunas y humedales someros es difícilmente interpretable en los mismos términos que el de lagos y lagunas profundas. Se entiende que la influencia fitobentónica en las muestras integradas será siempre fuerte y enrarecerá cualquier conclusión relacionada con el entorno planctónico, a veces reducido enormemente en importancia respecto al bentónico. Es por esto que se considera que las métricas tradicionales de fitoplancton tienen una capacidad indicadora muy superior en ecosistemas de aguas lénticas profundas, y en someras dependerá de muchos más factores que pueden dificultar la interpretación directa de los datos, como equilibrios alternativos (Phillips, Willby, and Moss 2016), alteraciones provenientes de la re-suspensión del sustrato (Cózar et al. 2005), etc.

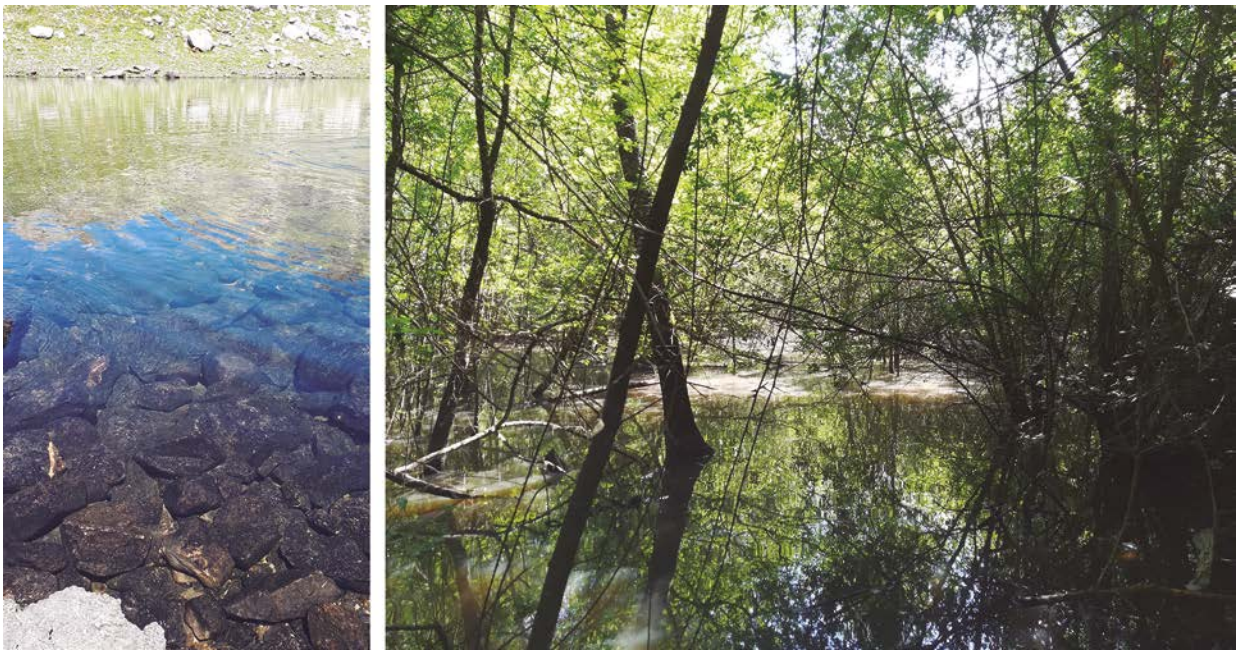
7.6. Aspectos específicos del elemento otro tipo de flora acuática (macrófitos)

7.6.1. Agrupamiento de tipos de lagos

Debido a que el número de lagos estudiados es limitado, ha sido necesario agrupar tipos de características y comunidades biológicas similares para aumentar el número de datos para los análisis de algunos elementos de calidad. Concretamente, para el elemento de otro tipo de flora acuática (macrófitos) hay distintos factores que limitan aún más el número de datos disponibles, ya que la aplicabilidad de las métricas depende del tipo y de las características individuales de cada lago. Por ejemplo, el Protocolo OFALAM (M-L-OFM-2013) y las métricas de macrófitos no pueden aplicarse (Figura 65) en:

- Lagos de montaña que están situados por encima de los 2300 m de altitud; sus condiciones particulares limitan de manera natural el crecimiento de los macrófitos
- Lagos o lagunas con abundancia de sustrato rocoso o pendientes pronunciadas en las orillas y en las zonas someras; también limitan el desarrollo de la vegetación helofítica y subacuática
- Lagos o lagunas con dominancia de vegetación leñosa (principalmente arbórea) en las orillas y, puntualmente, en el interior del agua; también limita la aplicabilidad de estas métricas.

Figura 65. Fotografías de lagos en los que no pudieron evaluarse todas las métricas de macrófitos, debido a las limitaciones en el crecimiento natural de los macrófitos y en la aplicabilidad del propio protocolo. Izquierda: sustrato rocoso en Hoyos de Lloroza N (L-T05). Derecha: vegetación leñosa en el interior del agua en Estany de Bancells (L-T19).



Para seleccionar la agrupación de tipos más adecuada, se recogen en este apartado distintos sistemas y análisis evaluados.

Aplicabilidad de las distintas métricas por tipo

En el caso de los macrófitos, se analizan 7 métricas distintas, de manera que la aplicación de algunas de ellas es común para la práctica totalidad de los tipos (como en el caso de la cobertura de especies indicadoras de condiciones eutróficas), mientras que otras están limitadas a tipos concretos (Tabla 26). Las dos métricas más limitadas son la presencia/ausencia de hidrófitos típicos, solo aplicable en los tipos de montaña (L-T01 al L-T08) y la cobertura total de macrófitos típicos, solo aplicable en los tipos temporales de mineralización baja y media (L-T17 y L-T19).

Tabla 26. Análisis de la aplicabilidad de las distintas métricas de macrófitos. Para los tipos L-T13 y L-T30 (marcados con un *) no hay valores de referencia por falta de información.

Tipos (L-T)		Pres/ ausencia hidrófitos	Riqueza	Cob. tot, hidrófitos	Cob. tot. helófitos	Cob. tot. macrófitos	Con. Ind. Cond. eutróficas	Cob. Macróf. Exóticos.
1	01-08	✓	-	-	-	-	✓	✓
2	09	-	-	-	-	-	-	-
3	10-12, 14-16, 18, 24-29	-	✓	✓	✓	-	✓	✓
4	13*	-	-	-	-	-	-	-
5	17, 19, 30*	-	✓	-	-	✓	✓	✓
6	20-23	-	-	✓	✓	-	✓	✓

Similitud entre tipos (protocolo OFALAM-2013)

El propio protocolo OFALAM-2013 establece una agrupación de tipos para la definición de los listados taxonómicos recogidos en su Anexo II, de acuerdo con la presencia de comunidades similares. La agrupación es la recogida en la Tabla 27.

Tabla 27. Agrupación de tipos incluida en el Anexo II del protocolo OFALAM-2013 para la descripción de los listados de especies características.

	Descripción de la agrupación	Tipos
1	Lagos y humedales de montaña	Tipos 1 a 8
2	Lagos y lagunas cársticas sobre calizas	Tipos 10 a 12
3	Lagos cársticos, calcáreos, temporales	Tipo 13
4	Lagos y lagunas cársticas sobre yesos	Tipos 14 y 15
5	Lagunas y humedales interiores no salinos	Tipos 16 a 19, 24 y 26
6	Lagunas interiores salinas	Tipos 20-23
7	Lagunas interiores en cuenca de sedimentación de origen fluvial, tipo llanura de inundación, mineralización alta o muy alta	Tipo 25
8	Lagunas interiores en cuenca de sedimentación, asociado a turberas alcalinas	Tipo 27
9	Lagunas litorales sin influencia marina	Tipo 28
10	Lagunas en complejos dunares	Tipos 29 y 30

Similitud entre tipos (análisis de ordenación)

Se realizó un análisis de similitud entre los tipos mediante un análisis de redundancia basado en distancias de Bray Curtis (dbRDA), a partir de los datos de cobertura de los taxones de macrófitos recopilados en este proyecto. Los resultados principales para los macrófitos del interior de la cubeta (hidrófitos) se observan en la Figura 66. De acuerdo con este análisis, los tipos más distintos fueron aquellos con una conductividad elevada (del L-T20 al L-T23). Estos tipos (marcados con un recuadro morado, Figura 66 A y B) están asociados a taxones como *Ruppia drepanensis*, *Ruppia maritima* o *Lamprothamnium papulosum*, característicos de aguas con valores altos de salinidad. Si estos datos tan extremos se eliminan del análisis, se observa cómo emergen nuevos grupos de tipos con características similares (Figura 66 C y D). En este caso, la variable de la altitud separa los tipos de alta montaña en un extremo (del L-T01 al L-T05; recuadro verde) y las lagunas costeras e interdunares (L-T28 y L-T29; recuadro azul) en otro, también asociadas a niveles más altos de conductividad. El resto de tipos de lagos no se encuentran tan separados, al tener características más similares. Sin embargo, es posible distinguir algunos pares de tipos similares próximos entre ellos, como los tipos L-T10 y L-T11 (cársticos, calcáreos, permanentes; recuadro naranja) y los tipos L-T14 y L-T15 (cársticos evaporíticos; recuadro amarillo).

Para visualizar la importancia de determinadas especies en la similitud entre los tipos, se ha utilizado una técnica de visualización de datos, llamada "heat map", en la que la magnitud de los valores individuales dentro de un conjunto de datos se indica con un color que varía en intensidad. En la Figura 67 se muestran los 45 taxones de macrófitos localizados en el interior de la cubeta (hidrófitos) más relevantes en los distintos tipos de lagos. Por un lado, observamos una agrupación de tipos pertenecientes a lagos de montaña (L-T02, L-T03, L-T05 y L-T06), con taxones típicos de estos ambientes como *Isoetes velatum* y *Littorella uniflora*. Por otro lado, observamos una gran agrupación que engloba varios tipos de lagos cársticos (L-T10, L-T11, L-T12, L-T14 y L-T15), junto con otros tipos de lagunas permanentes con mineralización media y baja, como el tipo L-T18, los meandros abandonados (L-T26) y las lagunas costeras (L-T28 y L-T29). Todos estos lagos tienen en común una serie de especies de los géneros *Chara*, *Myriophyllum* y *Zannichellia*, así como la especie *Potamogeton pectinatus*, que se trata de taxones generalistas en aguas ricas en minerales y que toleran cierto grado de eutrofización. En general, la presencia de determinados taxones asociados con niveles altos de eutrofia, como los géneros *Spirogyra* y *Oedogonium*, abundantes en lagos de distintos tipos analizados a lo largo del gradiente de presión parece estar asociando tipos que son muy distintos entre ellos (como ocurre con el L-T09 y el L-T07). Finalmente, se observa que hay algunos tipos separados del resto debido a la poca similitud de sus taxones con el resto de tipos, como en el caso del L-T13, L-T27 y L-T30.

Figura 66. Análisis de redundancia basado en distancias de Bray Curtis (dbRDA) entre las abundancias de especies detectadas en la zona interior de la cubeta (hidrófitos). A) Ordenación de tipos con respecto a las variables ambientales y B) con respecto a los taxones principales. C) Ordenación de tipos (excluyendo los tipos salinos) con respecto a las variables ambientales y B) con respecto a los taxones principales.

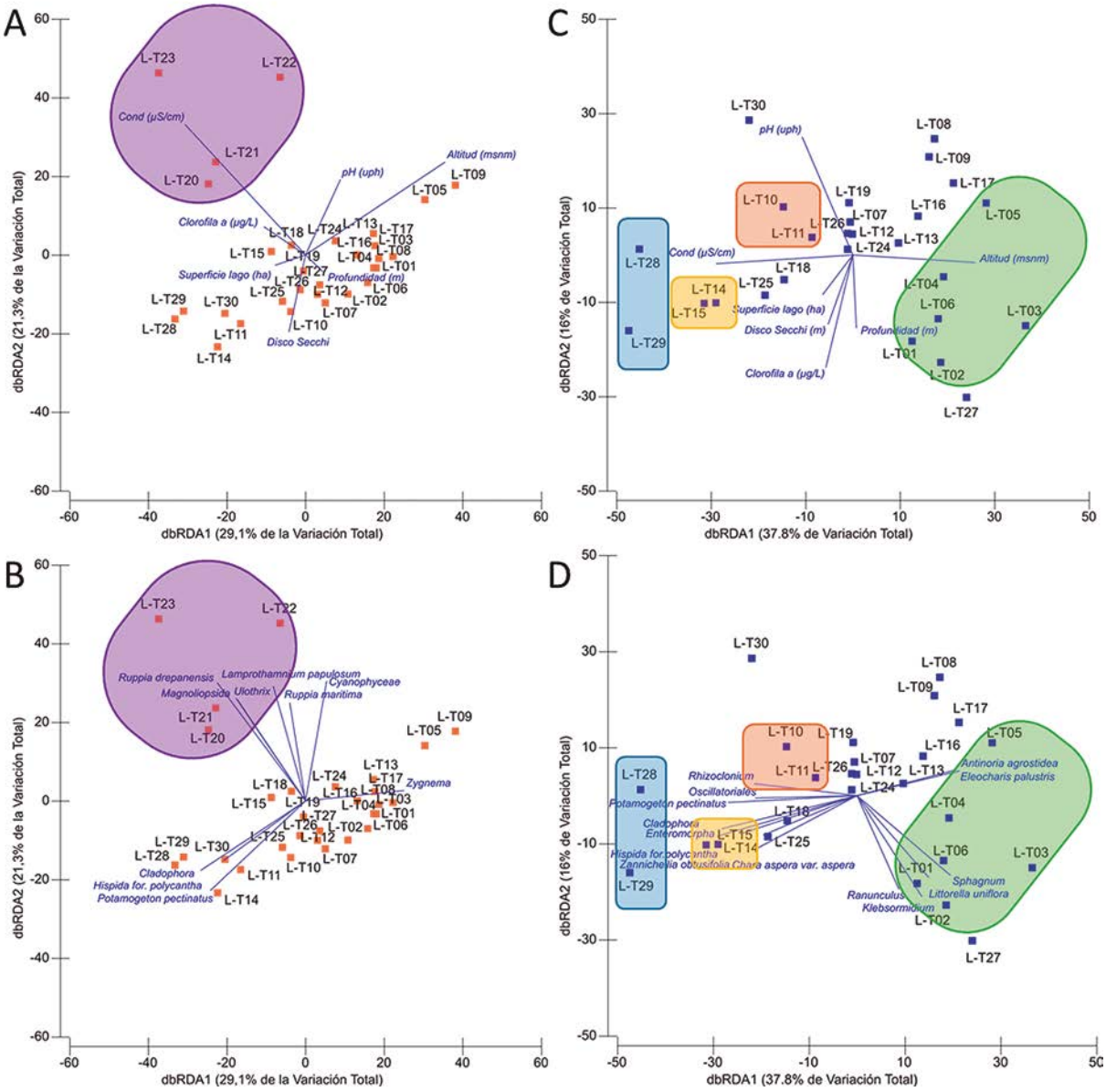
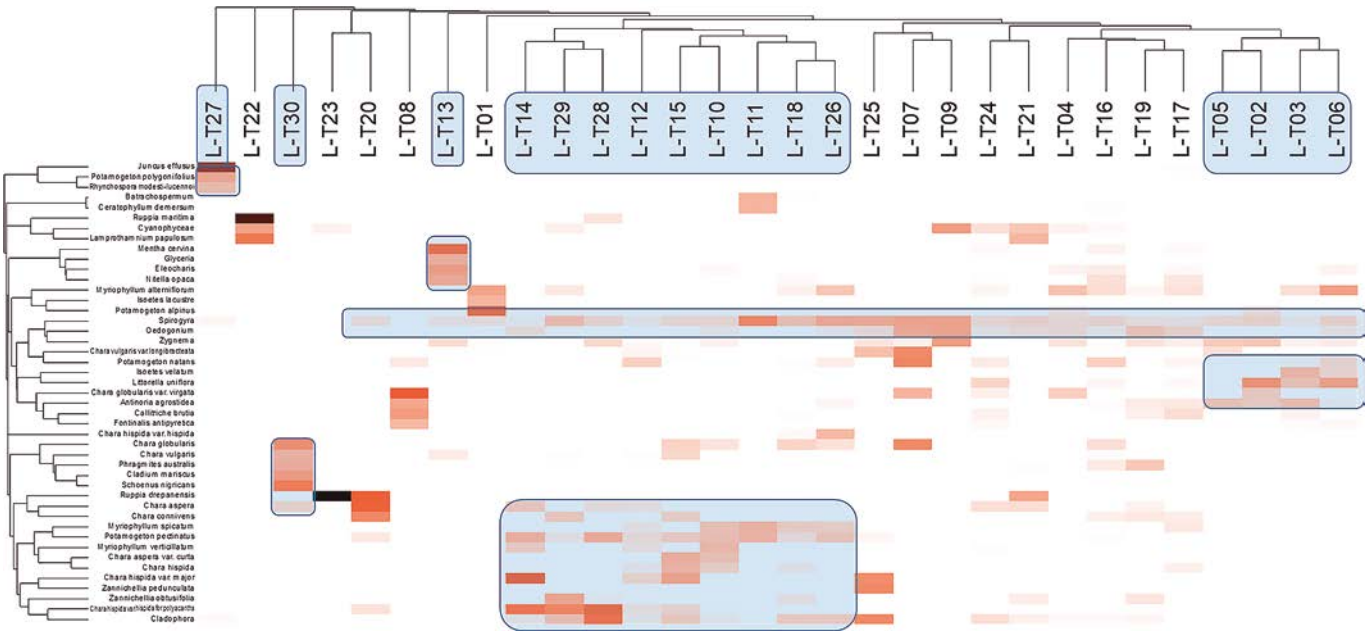


Figura 67. "Heatmap" de la relación entre los tipos y las especies de macrófitos en el interior de la cubeta (hidrófitos).



Similitud entre tipos (análisis de agrupamiento)

Para analizar la similitud entre tipos, también se llevaron a cabo análisis de agrupamiento ("*clustering*") con los datos de cada lago incluido en la red REFCON. Para ello, a partir de los datos de cobertura de los distintos taxones de macrófitos del interior de la cubeta (hidrófitos) se obtuvo una matriz de abundancias transformadas (transformación de Hellinger), sobre la que se calculó una matriz de distancias euclídeas (Figura 68A). A partir de esta matriz, se construyó una red no direccionada (Figura 68B), de la que se eliminaron las conexiones menos consistentes, obteniendo una red simplificada (manteniendo la conexión de todos los lagos entre sí) para poder realizar el análisis de agrupamiento (Figura 68C). Este análisis para la agrupación de las comunidades se llevó a cabo con la función "cluster infomap" de R (Rosvall and Bergstrom 2007). De este modo, se obtuvieron un total de 20 comunidades distintas. Se realizó el mismo procedimiento para los datos de macrófitos del exterior de la cubeta (helófitos), donde se obtuvieron un total de 23 comunidades distintas (Figura 69). En ningún caso se detectaron patrones geográficos claros en relación con las comunidades de macrófitos.

Figura 68. Matriz de distancias utilizando la distancia euclídea (A), red no direccionada de interacciones (B), y red simplificada para realizar el análisis de agrupamiento (C). Cada círculo simboliza un lago distinto de la red; la variación del color del círculo indica la presencia de distintas comunidades. Datos: macrófitos del interior de la cubeta (hidrófitos).

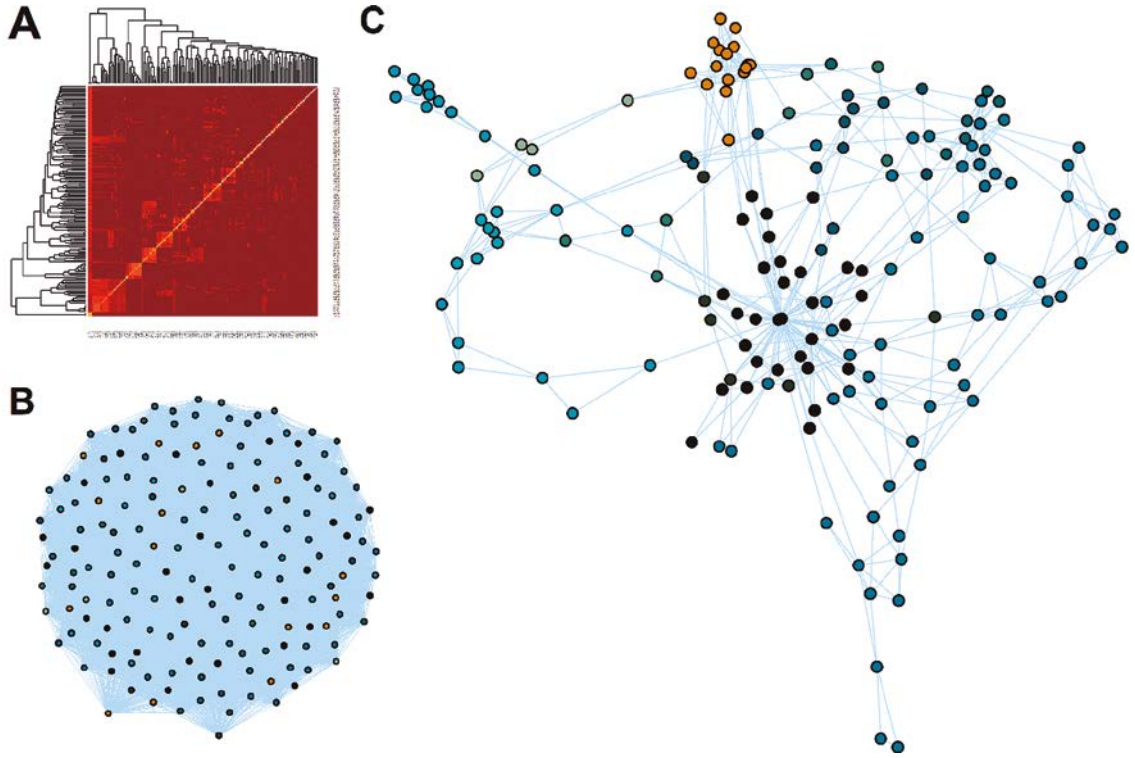
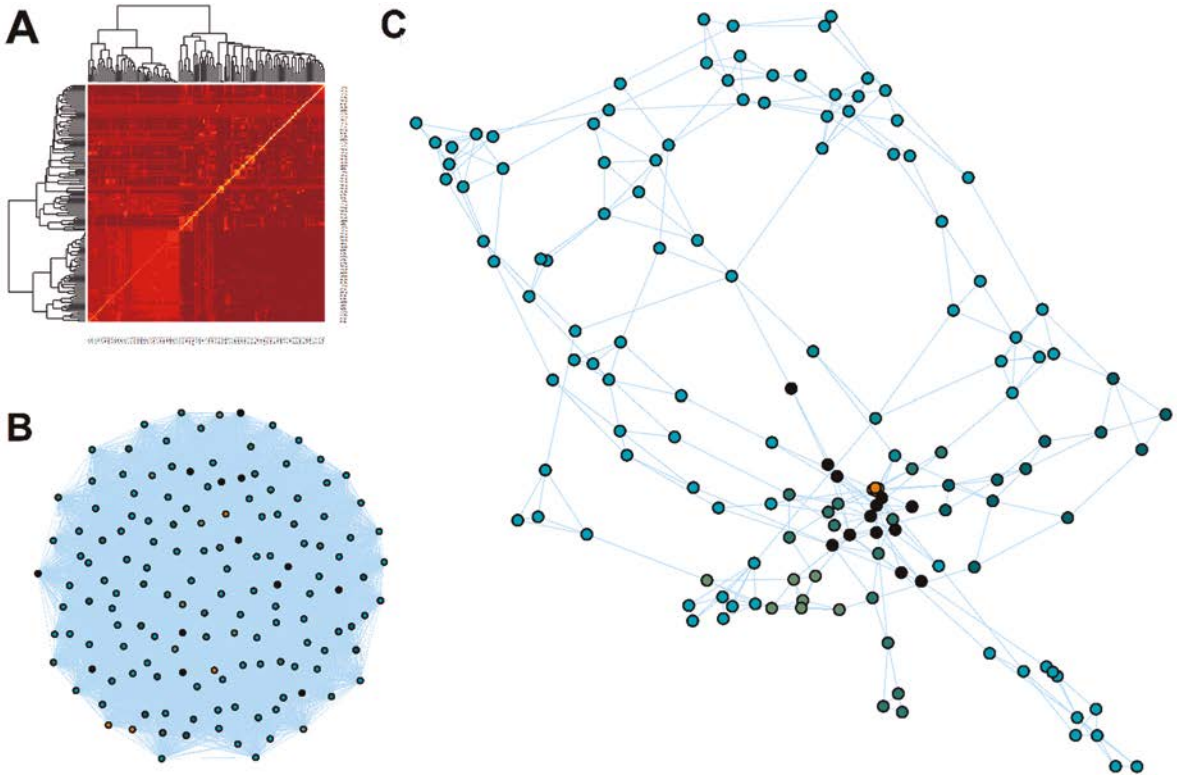


Figura 69. Matriz de distancias utilizando la distancia euclídea (A), red no direccionada de interacciones (B), y agrupación de las comunidades en 23 comunidades distintas (C). Cada círculo simboliza un lago distinto de la red; los colores indican distintas comunidades. Datos: macrófitos del exterior de la cubeta (helófitos)



Se obtuvo un menor número de comunidades de macrófitos que de tipos de lagos y no hubo una correspondencia clara entre los grupos resultantes y los tipos. En general, hubo un gran número de correspondencias cruzadas, donde cada tipo de lagos se relacionó con múltiples comunidades, y a su vez, cada comunidad con varios tipos de lagos, tanto en hidrófitos (Figura 70) como en helófitos (Figura 71). A efectos del análisis, se separó el tipo L-T24 en dos subgrupos: L-T24t englobando las lagunas con un hidroperiodo más temporal (du04g, du12g, du13g, gv03g, gv09g), y L-T24p para aquellas con un hidroperiodo más permanente (du10g, du17g, eb13g, eb15g, gc02g).

Figura 70. Gráfico bipartito de la relación cuantitativa entre comunidades de hidrófitos y tipos de lagos.

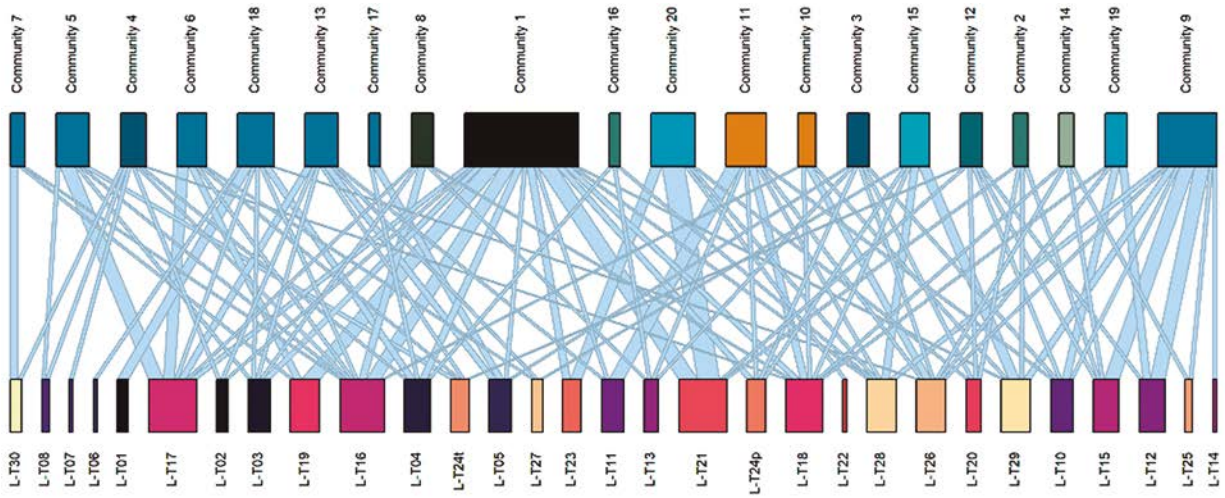
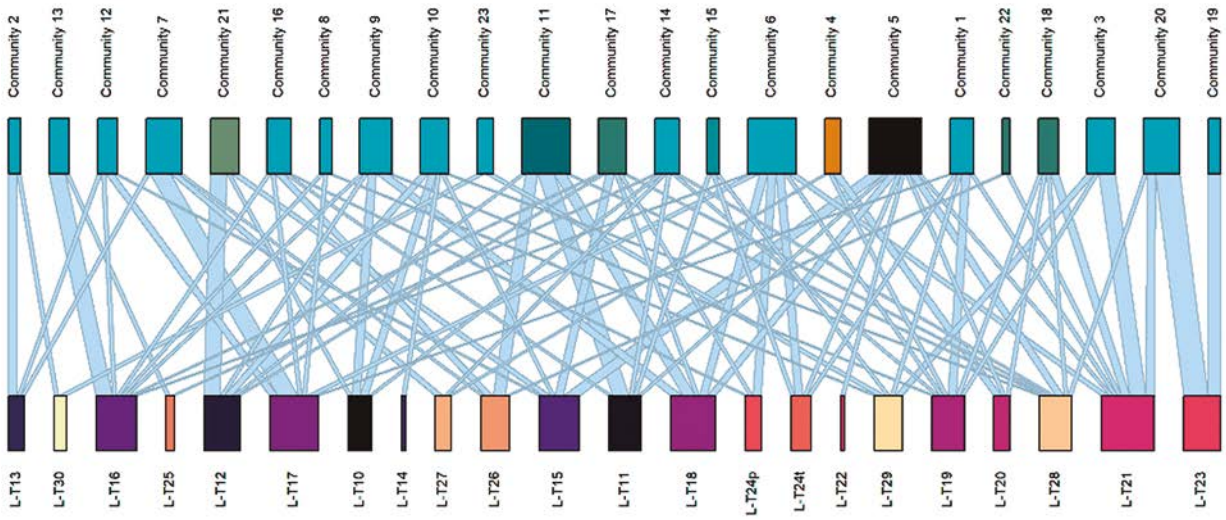


Figura 71. Gráfico bipartito de la relación cuantitativa entre comunidades de helófitos y tipos de lagos.



A partir de este análisis, se siguió el algoritmo propuesto por Beckett (2016) para la agrupación de tipos. Estas asociaciones pueden observarse en la Figura 72 y Figura 73, donde se representa la concordancia entre comunidades y tipos (a mayor intensidad de color, mayor concordancia) y donde se indican los tipos más similares mediante rectángulos de color rojo. A continuación, se realizó un análisis IndVal,

que permite determinar si hay taxones significativamente asociados a los diferentes grupos creados (Dufrêne and Legendre 1997). Este análisis combina la abundancia relativa de la especie con su frecuencia relativa de aparición en los distintos grupos de sitios. El índice IndVal es máximo cuando todos los individuos de un taxón se encuentran en un solo grupo de sitios y cuando el taxón se encuentra en todos los sitios de ese grupo; es un descriptor simétrico.

Los principales resultados a destacar del análisis de agrupación de Beckett y el análisis IndVal son:

1. Lagunas de montaña. Para los hidrófitos, se agrupan los tipos L-T01, L-T04, L-T05 y L-T06 4º módulo, Figura 72). Los principales taxones significativamente asociados a estos grupos son las especies de la Tabla 28. Los tipos L-T02, L-T07 y L-T08 se han incluido en otro grupo junto con el tipo L-T30 (5º módulo, Figura 72), debido a la coincidencia en muestreos puntuales en la dominancia de la especie *Chara globularis* (Indval=0.554, p.valor<0.005), entre otras especies más minoritarias. Por último, el tipo L-T03 se ha incluido en un grupo que ha actuado de "cajón de sastre" (2º módulo, Figura 72), junto con otros lagos someros de agua dulce (L-T17, L-T24t, L-T27, L-T16) con taxones significativamente asociados como *Ranunculus peltatus* (Indval=0.660, p.valor<0.005), *Drepanocladus aduncus* (Indval=0.542, p.valor<0.005), *Callitriche brutia* (Indval=0.431, p.valor<0.025) y *Nitella opaca* (Indval=0.418, p.valor<0.015).

Tabla 28. Principales taxones significativamente asociados a lagunas de montaña de los L-T01, L-T04, L-T05 y L-T06.

Interior de la cubeta (hidrófitos)		
Taxón	Indval	p.valor
Ranunculus trichophyllus	0.650	0.005 **
Carex rostrata	0.590	0.005 **
Potamogeton berchtoldii	0.535	0.015 *
Potamogeton alpinus	0.485	0.005 **
Sparganium angustifolium	0.451	0.005 **
Myriophyllum alterniflorum	0.425	0.030 *
Hamatocaulis vernicosus	0.420	0.010 **
Juncus bulbosus	0.352	0.020 *
Nitella flexilis	0.350	0.025 *
Dicranella palustris	0.343	0.015 *
Subularia aquatica	0.343	0.020 *

2. Lagunas salinas (alta mineralización). Para los hidrófitos, se agrupan los tipos L-T19, L-T21, L-T22 y L-T23 (3er módulo, Figura 72). Para los helófitos, se separa el tipo L-T23 en un único grupo (4º módulo, Figura 73) y se agrupan los tipos L-T19, L-T20, L-T21 (5º módulo, Figura 73) junto con el L-T24. Los principales taxones significativamente asociados a estos grupos son las especies de la Tabla 29, todos ellos ligados a ambientes con valores altos de salinidad.

Tabla 29. Principales taxones significativamente asociados a lagunas salinas.

Interior de la cubeta (hidrófitos)			Exterior de la cubeta (helófitos)		
Taxón	Indval	p.valor	Taxón	Indval	p.valor
Ruppia	0.641	0.005**	*Suaeda vera*	0.705	0.005**
Chara galioides	0.416	0.015*	*Bolboschoenus maritimus*	0.516	0.020*
Lamprothamnium papulosum	0.385	0.020*	*Salicornia ramosissima*	0.343	0.050*

3. Lagunas cársticas. Para los hidrófitos, se agrupan los tipos L-T12, L-T14 y L-T15 con lagos con aguas ricas en minerales, como los tipos L-T20, L-T28 y L-T29 (6º módulo, Figura 72), al estar la mayoría de ellos dominados por comunidades de algas carofíceas. Se encuentran dos taxones significativamente asociados a este grupo: *Chara hispida* (Indval=0.613, p.valor<0.005) y *Nitella hyalina* (Indval=0.338, p.valor=0.035). Por otro lado, los tipos L-T10 y L-T11 se agrupan con otros lagos de mineralización baja y media (L-T13, L-T18, L-T24p, L-T25 y L-T26; 1er módulo, Figura 72), debido a que todos ellos tienen en común la ausencia (o presencia residual) de hidrófitos típicos y la presencia de algas filamentosas indicadoras de eutrofia. De hecho, los principales taxones significativamente asociados a este grupo son *Spirogyra* (Indval=0.565, p.valor<0.05), *Cladophora* (Indval=0.512, p.valor<0.05) y *Myriophyllum spicatum* (Indval=0.387, p.valor<0.03). Esto se entiende ya que, para estos análisis, se han incluido todos los lagos del gradiente de presión analizado, por lo que los lagos con comunidades alteradas por las distintas presiones antrópicas han perdido sus hidrófitos típicos y están incluyéndose en un mismo grupo. Para los helófitos, los tipos cársticos L-T10, L-T12, L-T14 y L-T15 aparecen agrupados (6º módulo, Figura 73) y asociados con los taxones *Cladium mariscus* (Indval=0.613, p.valor<0.005) y *Phragmites australis* (Indval=0.564, p.valor<0.010). En este grupo también se incluyen los tipos L-T18, L-T22 y L-T28. En cuanto al tipo L-T11 (surgencia cárstica), llama la atención su agrupación con el tipo L-T26 (meandros abandonados; 1er módulo, Figura 73), ya que ambos tipos están sometidos a muchas presiones antrópicas y se han agrupado por la presencia y abundancia del taxón exótico *Arundo donax* (Indval=0.766, p.valor<0.005). Otros helófitos significativamente asociados son *Iris pseudacorus* (Indval=0.680, p.valor<0.005) y *Carex distans* (Indval=0.441, p.valor<0.050).

Figura 72. Correspondencia entre tipos de lagos y comunidades de hidrófitos, según el algoritmo de Beckett (2016) para detectar comunidades en redes bipartitas.

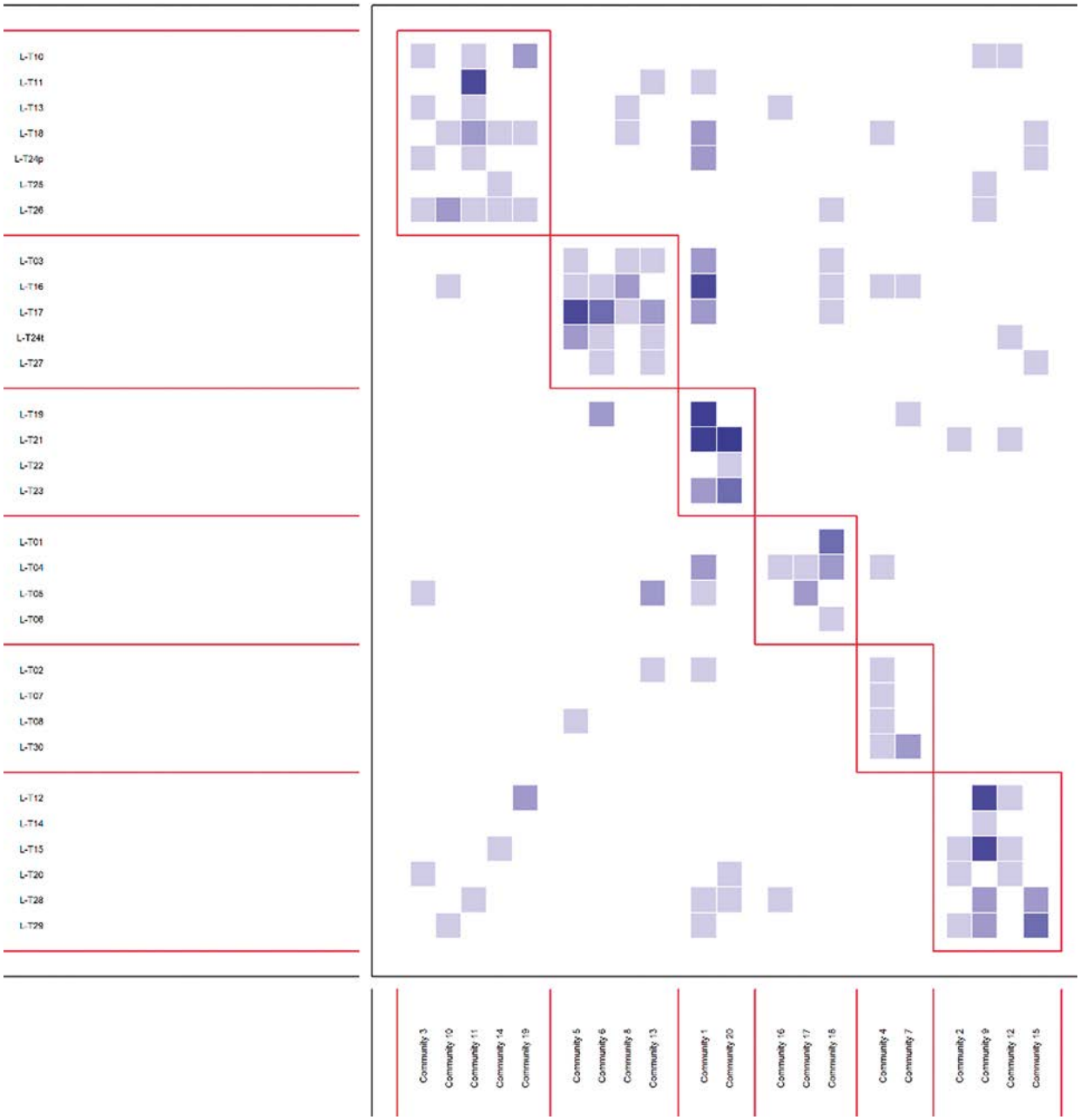
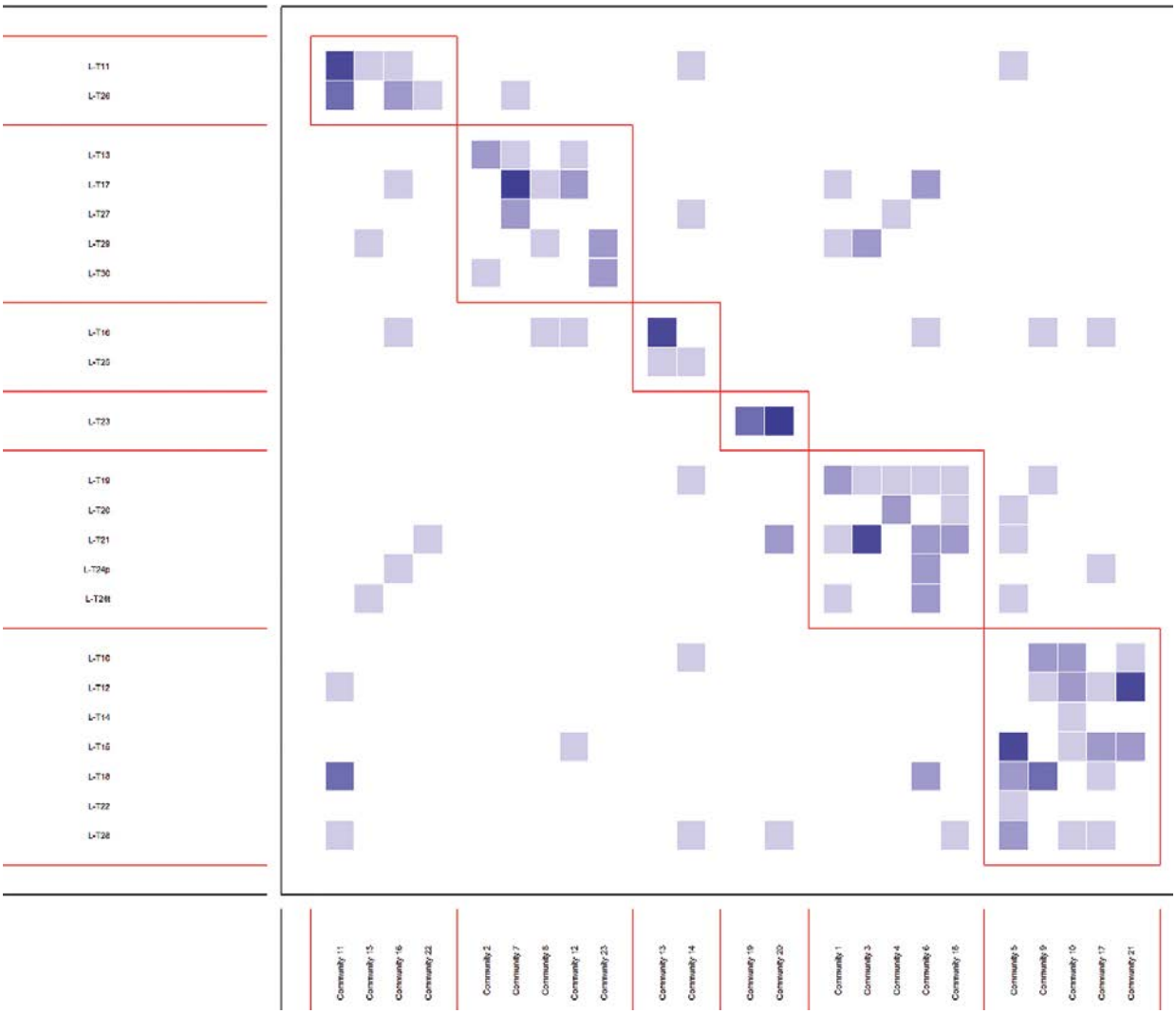


Figura 73. Correspondencia entre tipos de lagos y comunidades de helófitos, según el algoritmo de Beckett (2016) para detectar comunidades en redes bipartitas.



Agrupación final de tipos

Teniendo en cuenta todos los aspectos comentados, finalmente se han distinguido 10 grupos de tipos de lagos para el análisis de los datos de macrófitos y la revisión de las condiciones de referencia (Tabla 30).

Tabla 30. Agrupación de tipos utilizada para la revisión de condiciones de referencia en el presente trabajo, como resultados del análisis. Los tipos marcados con un * se refieren a tipos con pocas masas de agua y características particulares.

Grupo	Descripción	Tipos
G1	Montaña septentrional	L-T01, L-T02, L-T03, L-T04, L-T05, L-T06*, L-T07*, L-T08*
G2	Alta montaña meridional	L-T09*
G3	Cárstico permanente	L-T10, L-T11, L-T12, L-T14*, L-T15
G4	Cárstico temporal	L-T13*

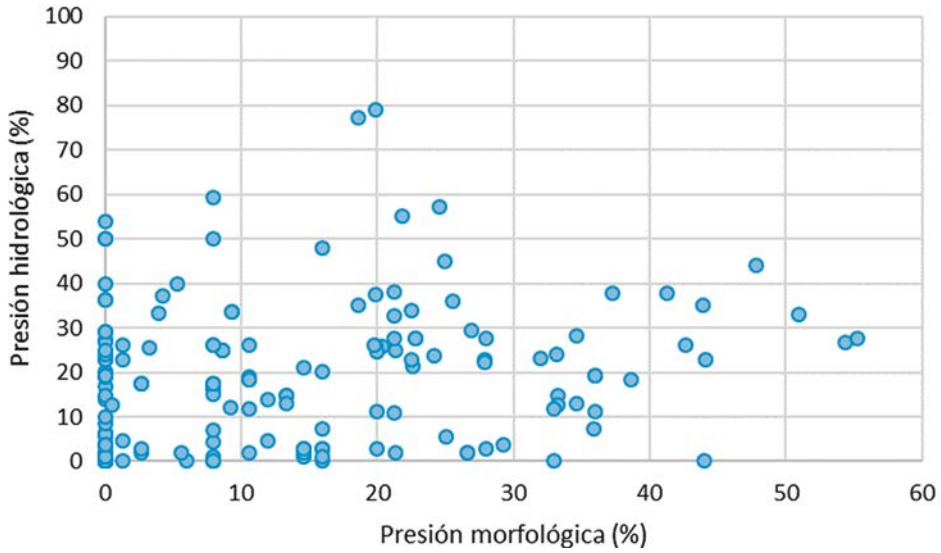
Grupo	Descripción	Tipos
G5	Interior, mineralización baja-media, permanente u origen fluvial	L-T16, L-T18, L-T24, L-T25*, L-T26*
G6	Interior, mineralización baja-media, temporal	L-T17, L-T19
G7	Interior, mineralización alta-hipersalino	L-T20*, L-T21, L-T22*, L-T23
G8	Interior, asociado a turberas alcalinas	L-T27*
G9	Litoral, permanente	L-T28, L-T29
G10	Litoral, temporal	L-T30*

7.6.2. Respuestas de los macrófitos a distintas presiones

A diferencia de otros países de la Unión Europea, donde los macrófitos se utilizan para evaluar el estado trófico, los protocolos M-L-OFM-2013 y OFALAM-2013 se diseñaron con el objetivo de cuantificar la degradación del estado de la comunidad típica de macrófitos debido al efecto de las presiones hidrológicas y morfológicas (A. Camacho 2019). Por ello, 5 de las 7 métricas utilizadas para evaluar el elemento de otra flora acuática (macrófitos), deberían responder a ellas.

Las presiones hidrológicas y morfológicas cuantificadas en los lagos estudiados se han movido en unos rangos bastante amplios. No se ha observado correlación entre ambas presiones (Figura 74), de manera que encontramos lagunas con distintos niveles de una y otra presión.

Figura 74. Relación ente la presión hidrológica y la presión morfológica cuantificadas en los lagos con disponibilidad de datos de macrófitos. Se han excluido aquellos con valores de presión morfológica más extremos: Ullal de la Font del Forner, Sorrals de Can Ponac, Basses de les Garrigues y Laguna Grande de Quero. OJO en repositorio.



A efectos del análisis de los lagos en un gradiente de presión, se han explorado las relaciones de las métricas de riqueza de macrófitos y cobertura de macrófitos típicos con ambas presiones. Por otro lado, la métrica de cobertura total de hidrófitos típicos se ha relacionado únicamente con la presión hidrológica y la métrica de cobertura total de helófitos típicos, con la presión morfológica. Finalmente, la cobertura total de especies indicadoras de condiciones eutróficas se ha relacionado con los valores cuantificados de presión por eutrofización.

7.7. Aspectos específicos del elemento invertebrados bentónicos

7.7.1. Agrupamiento de tipos de lagos

En el elemento de calidad invertebrados bentónicos, debido a que el número de lagos estudiados sigue siendo muy limitado, en algunas ocasiones, se ha tenido que agrupar tipos de características y biocenosis similar para aumentar el número de datos con los que hacer los análisis estadísticos.

El índice IBCAEL propone unos agrupamientos de tipos de lagos que comparten métrica, taxones sensibles y valores asociados de sensibilidad, además del valor de la condición de referencia y límites de estado. Las agrupaciones se muestran en la Tabla 31.

Tabla 31. Correspondencia entre los tipos IBCAEL y los tipos de lagos IPH del índice IBCAEL (ML-L-I-2013).

Tipo IBCAEL	Denominación IBCAEL	Tipo (L-T)
1	Alta montaña.	1, 2, 3, 4, 5 y 9
2	Media montaña o cárstico calcáreo.	6, 7, 8, 10, 11 y 12
3	Cárstico evaporitas y cuenca de sedimentación de origen fluvial.	14, 15, 24, 25, 26, 27 y 29
4	Interior en cuenca de sedimentación, permanente, mineralización baja o media.	16 y 18
5	Interior en cuenca de sedimentación, permanente, mineralización alta o muy alta y litoral sin influencia marina.	20 y 28
6	Interior en cuenca de sedimentación, permanente, hipersalino.	22
7	Cárstico calcáreo, interior en cuenca de sedimentación, y litoral en complejo dunar, temporal.	13, 17 y 30
8	Interior en cuenca de sedimentación, temporal, mineralización media y alta.	19 y 21
9	Interior en cuenca de sedimentación, temporal, hipersalino.	23

En algunas ocasiones se han seguido estos agrupamientos, como, por ejemplo, los tipos L-T16 y L-T18, puesto que los dos son lagos en interior de cuenca de sedimentación, mineralización baja y permanentes; se diferencian en que son de mineralización baja y media, respectivamente; además, comparten gran parte de las especies que en ellos habitan.

En otras ocasiones no se han seguido estos agrupamientos, por ejemplo, los tipos cársticos calcáreos (L-T10, L-T11 y L-T12) con los tipos de media montaña (L-T06, L-T07 y L-T08). Se ha considerado que tienen características demasiado distintas, con comunidades también muy diferentes, como para poder unir sus métricas.

Cabe señalar que los grupos que no están unidos en el protocolo IBCAEL no se pueden unir para la revisión de las condiciones de referencia, la razón es que cada grupo IBCAEL utiliza unas especies indicadoras, con unos valores de sensibilidad propios, por lo que su métrica no es comparable con otros grupos IBCAEL.

Adicionalmente, se han realizado análisis estadísticos de comunidades para reforzar la decisión de unir o no grupos para la revisión de las condiciones de referencia. Los resultados de los análisis de comunidades nos aportan información muy útil sobre la similitud de los tipos de lagos, de su composición de especies, de las especies características de cada tipo (que aparecen en él, pero están ausentes en el resto), las especies más frecuentes, las más abundantes. Todos los análisis de comunidades se realizaron por separado para las especies de microcrustáceos y para los taxones de macroinvertebrados, ya que estaban clasificados a distinto nivel taxonómico, y se detallan a continuación.

El Análisis de Redundancia (RDA) es un método multivariante que permite estudiar la relación entre dos tablas de variables. En la Figura 75 se muestra la relación entre los tipos de lagos, las variables ambientales (superior) y las especies de invertebrados bentónicos (inferior); y en la Figura 76 se muestra la relación entre los tipos de lagos, las variables ambientales (superior) y las especies de macroinvertebrados (inferior).

En estas dos figuras se observa que los tipos más diferentes al resto son los tipos de conductividad alta o muy alta (L-T22, L-T23, L-T21 y L-T20) marcados con un círculo amarillo, y que en ellos las especies más características de crustáceos bentónicos son *Cletocamptus retrogressus, Arctodiaptomus salinus, Branchinectella media, Heterocypris barbara* y *Daphnia mediterranea*. Son especies tolerantes a la salinidad que aparecen en este tipo de lagos, pero están ausentes en el resto. También es destacable que dentro de este grupo de taxones están representados casi todos los grupos de microcrustáceos bentónicos, hay cladóceros, anostráceos, copépodos harpacticoides, calanoides y ostrácodos. Por otro lado, los macroinvertebrados más relacionados con este grupo son los dípteros tolerantes a la salinidad Ephydridae, Stratiomyidae y Ceratopogonidae, y la familia de coleópteros Hydrophilidae. Este grupo de lagos también están relacionados positivamente con el pH y la superficie del lago, lo que es razonable, pues son lagos con pHs más elevados que, en general, ocupan grandes extensiones someras en cuencas de sedimentación.

Por otro lado, se separan los tipos situados a una mayor altitud, y en general, también relacionados positivamente con la profundidad y el disco de Secchi, son los tipos de alta montaña (L-T09, L-T01, L-T02, L-T04, L-T03, L-T06, L-T07, L-T08 y L-T05), destacados con un círculo azul. En ellos las especies más características dentro de los microcrustáceos son los cladóceros *Alona quadrangularis, Alona affinis, Alona guttata* y *Graptoleberis testudinaria*; los copépodos harpacticoides *Brycamptus minutus* y *Attheyella crassa*, y el copépodo ciclopoide *Eucyclops serrulatus*. En alta montaña las especies son muy recurrentes, sobre todo, dentro de las mismas zonas montañosas (ej., Pirineos, Gredos…). Por lo que respecta a los macroinvertebrados, este tipo de lagos está relacionado positivamente con varias familias de tricópteros (Limnephilidae, Polycentropodidae y Leptoceridae), también de efemerópteros (Leptophlebiidae), con los coleópteros de la familia Elmidae y los moluscos Sphaeriidae.

Figura 75. Análisis de redundancia (RDA) de la relación entre los tipos con las variables ambientales (superior) y con las especies de microcrustáceos bentónicos (inferior).

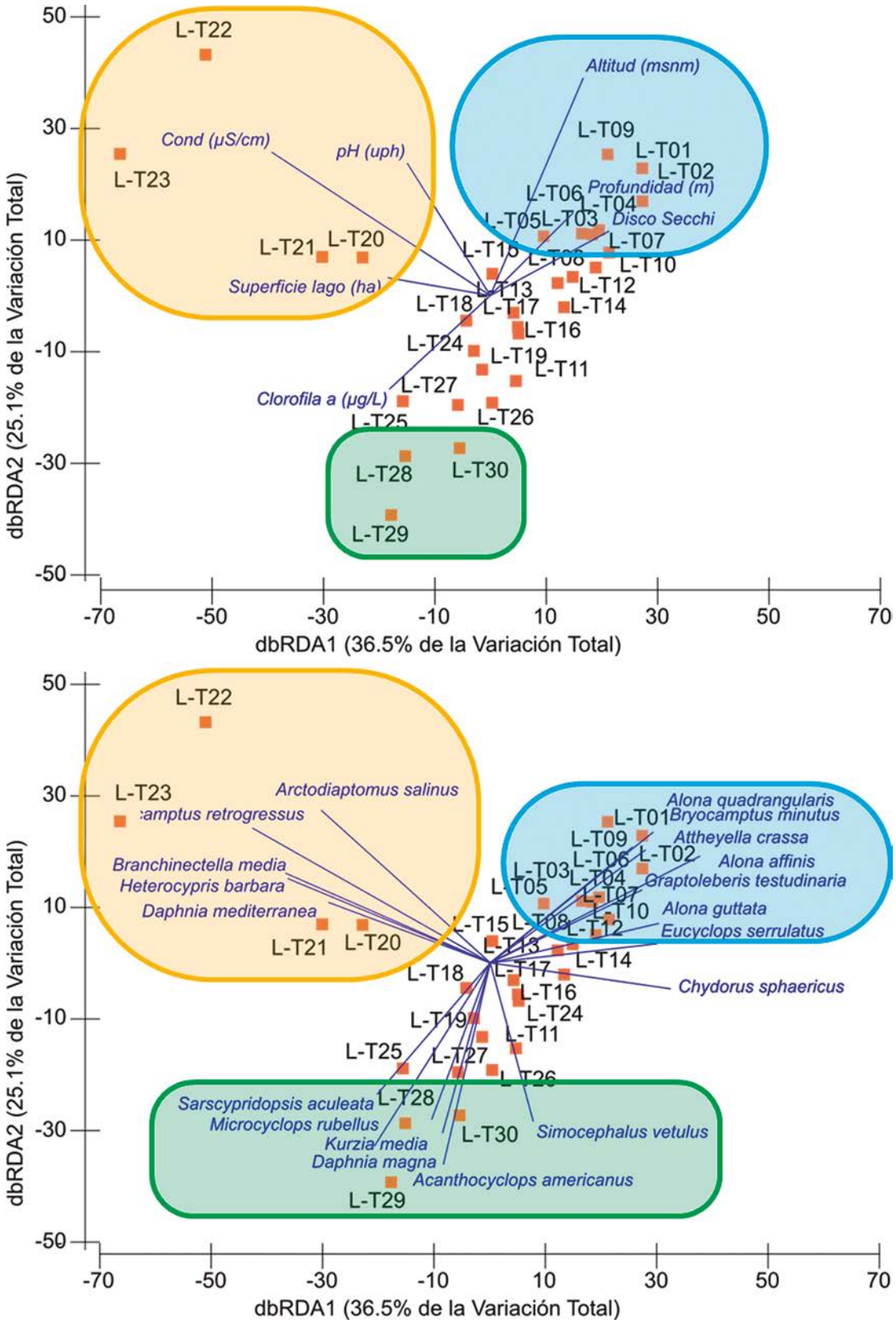
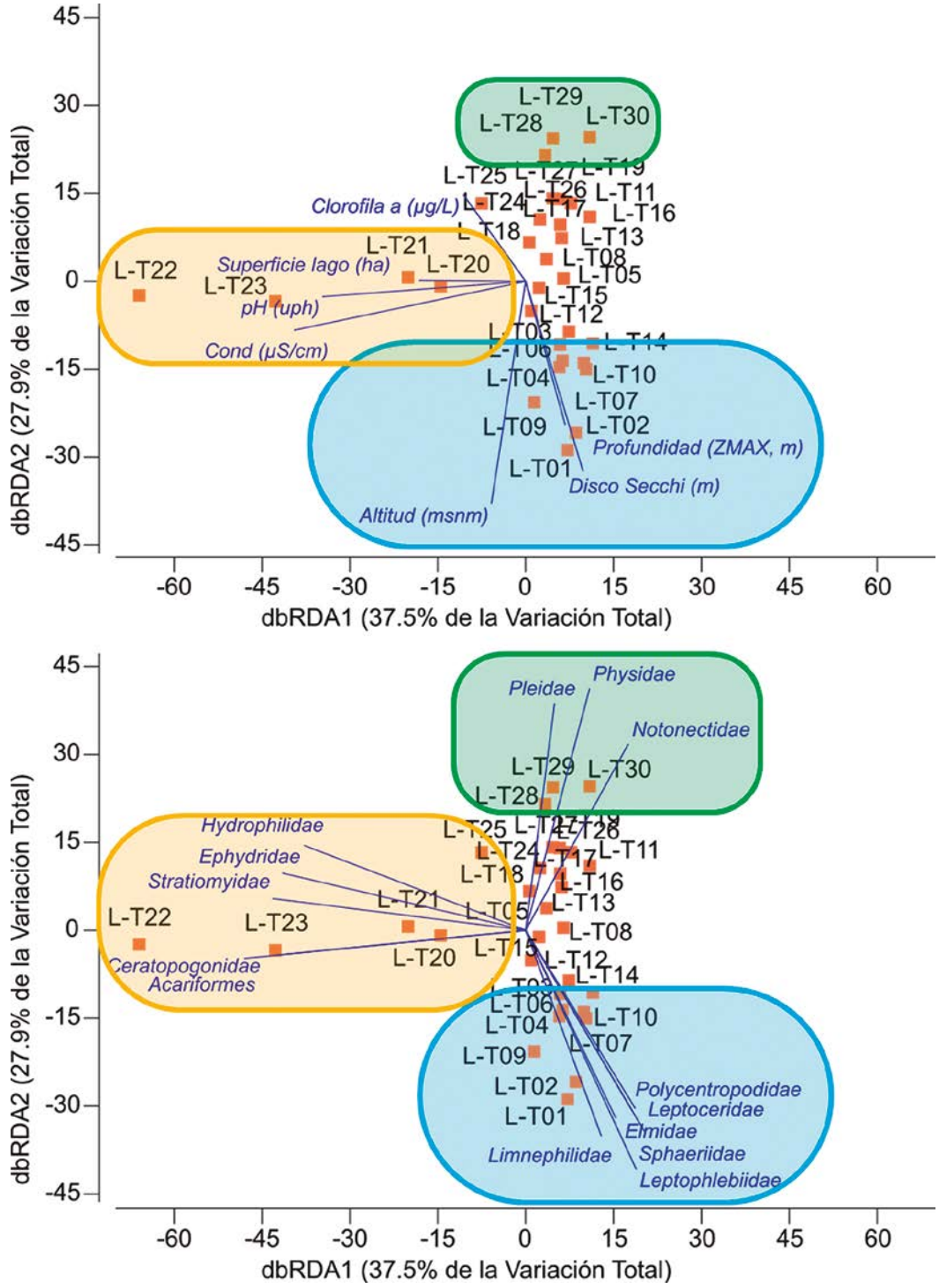


Figura 76. Análisis de redundancia (RDA) de la relación entre los tipos con las variables ambientales (superior) y con las especies de macroinvertebrados del índice RIC (inferior).



Por último, relacionados con concentraciones más elevadas de clorofila-*a*, se encuentran los tipos litorales (L-T29, L-T28 y L-T30), marcados con un círculo verde, seguidos de los tipos L-T25, L-T26 y L-T27. En ellos, las especies de microcrustáceos más relacionadas con estos tipos son *Acanthocyclops americanus, Daphnia magna, Kurzia media, Microcyclops rubellus, Simocephalus vetulus* y *Sarscypridopsis aculeata*. Y entre los macroinvertebrados, las familias más relacionadas con estos tipos son los heterópteros Pleidae y Notonectidae, y los moluscos Physidae. En general, estas especies son tolerantes a la eutrofia y sus condiciones derivadas.

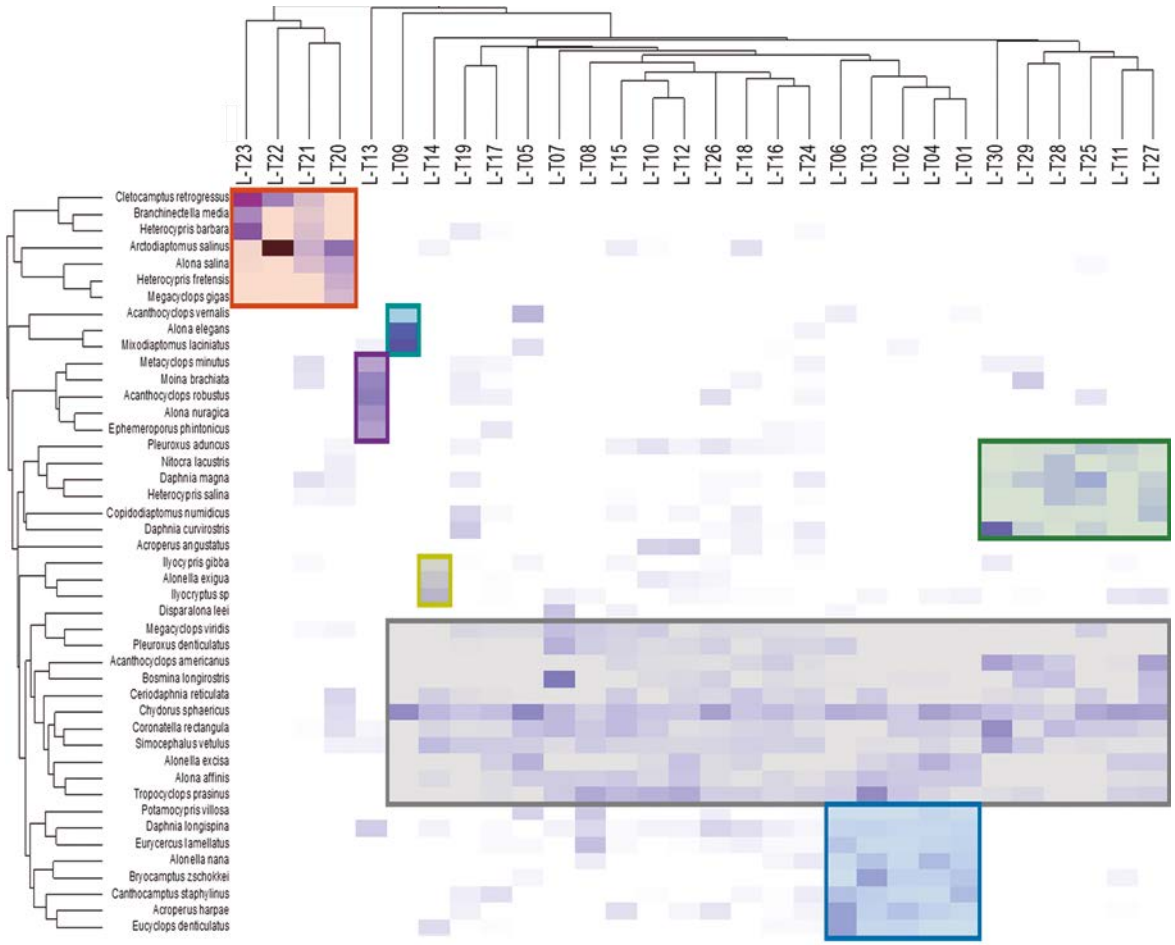
Tanto en los RDAs de microcrustáceos, como de macroinvertebrados, el resto de tipos de lagos no están separados del resto, lo que muestra que las condiciones ambientales no son tan determinantes como en los anteriores. Para poder estudiar la composición de la comunidad de estos tipos y su relación con las variables ambientales, se debería obviar los tipos salados, de alta montaña y litorales del análisis.

Un "Heat map" es una técnica estadística de visualización de datos bidimensional que representa la magnitud de los valores individuales dentro de un conjunto de datos como un color que varía en intensidad. En la Figura 77 se muestra el "Heat map" de las 45 especies de microcrustáceos más relevantes frente a los tipos de lagos. Este tipo de análisis se ha realizado sólo para los microcrustáceos, pues están determinados a nivel de especie, los macroinvertebrados al estar clasificados a nivel de familia, tienen una relación menos específica con los tipos, al contener cada familia diferentes géneros y, a su vez, diferentes especies, que pueden responder de manera distinta a las variables ambientales.

A partir de este análisis (Figura 77) se puede concluir que:

- Al igual que sucedía en los análisis de redundancia, el grupo más distinto al resto (marcado por un cuadro naranja) son los tipos salinos (L-T20 a L-T23) que presentan unas especies propias distintas al resto (no suelen aparecer otras especies, ni sus especies aparecen en otros grupos). Son *Cletocamptus retrogressus, Branchinectella media, Heterocypris barbara, Arctodiaptomus salinus, Alona salina, Heterocypris fretensis* y *megacyclops gigas*. Todas ellas también se representan separadas del resto en el dendrograma vertical.

Figura 77. "Heatmap" de la relación entre los tipos y las especies de microcrustáceos.



- El siguiente tipo de lago que se separa del resto en el dendrograma vertical, con una comunidad muy distinta a los demás, es el L-T13, lagunas cárstico calcáreas temporales, de hidroperiodo habitualmente efímero. Se han destacado sus especies características con un recuadro morado y son: *Metacyclops minutus, Maoina brachiata, Acanthocyclops robustus, Alona nuragica* y *Ephemeroporus phintonicus*. El tipo L-T13 de lagos es el segundo que se separa del resto en el dendrograma horizontal, su grupo de especies descritas es el tercer grupo en separarse del resto en el dendrograma vertical.

- El siguiente tipo de lago que se separa con una comunidad muy distinta al resto es el L-T09, la Laguna de la Caldera, una laguna de alta montaña meridional, única en su tipo (queda destacada en color turquesa). Es una laguna con una comunidad de poca riqueza, donde algunas de sus especies son poco frecuentes en el resto de la península, como: *Mixodiaptomus laciniatus* y *Alona elegans*, aunque también se encuentra el copépodo ciclopoide *Acanthocyclops vernalis*, que también aparece en otro tipo de lagos y que puede encontrarse en altitudes muy elevadas como la de la presente laguna, y la especie ampliamente cosmopolita *Chydorus sphaericus*. Así como el tipo L-T09 de lagos es el tercero que se separa del resto en el dendrograma horizontal, su grupo de especies descritas es el segundo grupo en separarse del resto en el dendrograma vertical.

- El siguiente lago con comunidad propia es Banyoles, es el siguiente en separarse del resto en el dendrograma horizontal. Aunque ya es más similar al resto, pues se encuentran especies que aparecen en otros lugares y hay otros lugares donde aparecen esas especies. Sus taxones característicos (destacados con un cuadro amarillo) son: *Ilyocypris gibba, Alonella exigua* e *Ilyocryptus* sp. Como ya se ha mencionado, en él se encentran también otras especies cosmopolitas que aparecen en otros muchos tipos de lagos, como *Chydorus sphaericus* y *Simocephalus vetulus*.

- En el dendrograma vertical, el siguiente grupo de tipos de lagos (recuadro verde) parece heterogéneo, pero comparten en gran medida el carácter litoral, tipos L-T28, L-T29,L-T30 (lagunas litorales sin influencia marina y en complejo dunar, tanto permanente como temporal), y/o con elevada producción primaria como el tipo L-T25 (Daimiel y Taray de Quero). También están las surgencias y las lagunas asociadas a turberas alcalinas estudiadas, cercanas también casi todas a la zona litoral, y en ocasiones con elevada producción. Este grupo comparte un grupo de especies característico no muy frecuente en otros tipos (cuadro verde) y otro grupo de especies cosmopolitas que comparte con muchos otros tipos de lagos.

- Por último, se separa, en cuanto a composición de las especies más relevantes, las lagunas de alta montaña junto con Sanabria, donde son muy habituales las especies típicas de montaña (recuadro azul) como *Eucyclops denticulatus, Acroperus harpae, Cathocamptus staphylinus, Bryocamptus zschokkei, Eurycercus lamellatus, Daphnia longispina* y *Potamocypris villosa*; aunque también se dan otras especies cosmopolitas que comparten con muchos otros tipos de menores altitudes. Además, sus especies también aparecen, a veces, en otros tipos.

El resto de tipos de lagos comparten entre ellos un grupo de especies cosmopolitas (recuadro gris) que aparecen en casi todos los tipos de lagos (menos los salados y efímeros), como *Chydorus sphaericus, Tropocyclops prasinus, Simocephalus vetulus, Coronatella rectangula,* y otras.

El tercer análisis estadístico de comunidades que se presenta tiene el objetivo de estudiar las especies características de cada tipo de lago y con ello matizar la caracterización de los grupos de tipos definidos en el anterior apartado. El primer paso del análisis fue obtener una matriz de abundancias transformadas (transformación de Hellinger), sobre la que se calculó una matriz de distancias euclídeas (Figura 78 A). A partir de esta matriz, se construyó una red no direccionada (Figura 78 B), de la que se eliminaron las conexiones menos consistentes para determinar la agrupación de las comunidades mediante un análisis de agrupamiento con la función "*cluster infomap*" de R (Rosvall and Bergstrom 2007). De este modo se

obtuvieron un total de 30 comunidades distintas, la disposición de las cuales dentro de la red se representa mediante círculos (sitios de muestreo) en la Figura 78 C). Lo mismo se hizo con los datos de macroinvertebrados (Figura 79), donde se obtuvieron un total de 23 comunidades distintas.

Figura 78. Matriz de distancias utilizando la distancia euclídea (A), red no direccionada de interacciones (B), y agrupación de las lagunas-puntos y comunidades-color (C). Datos: microcrustáceos bentónicos.

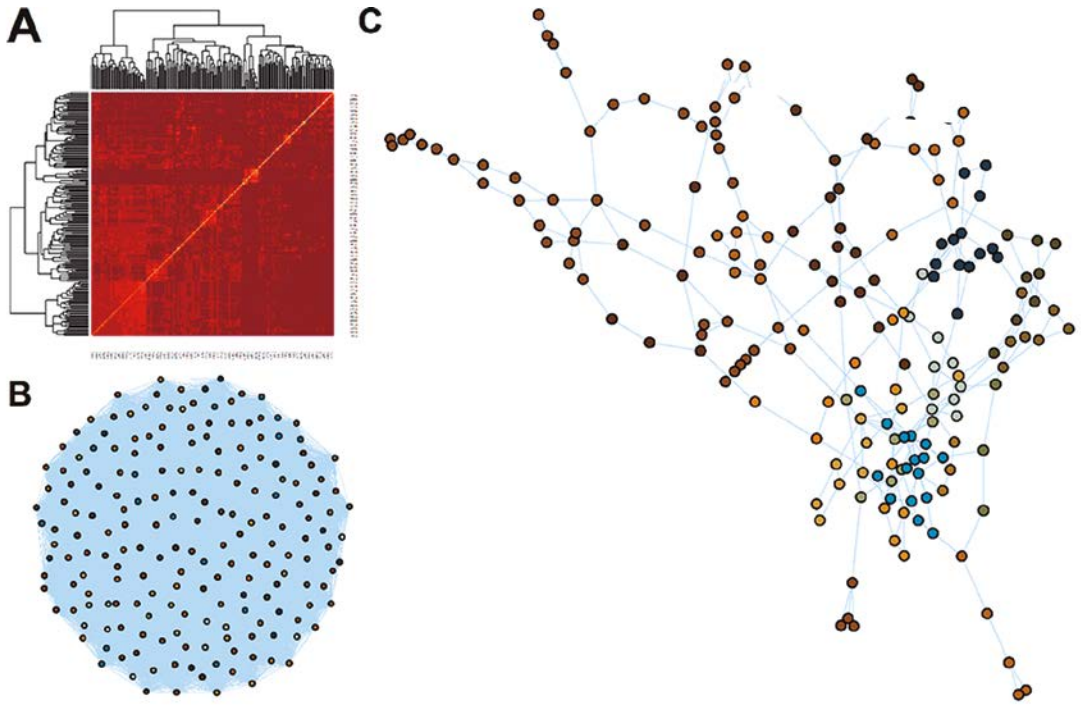
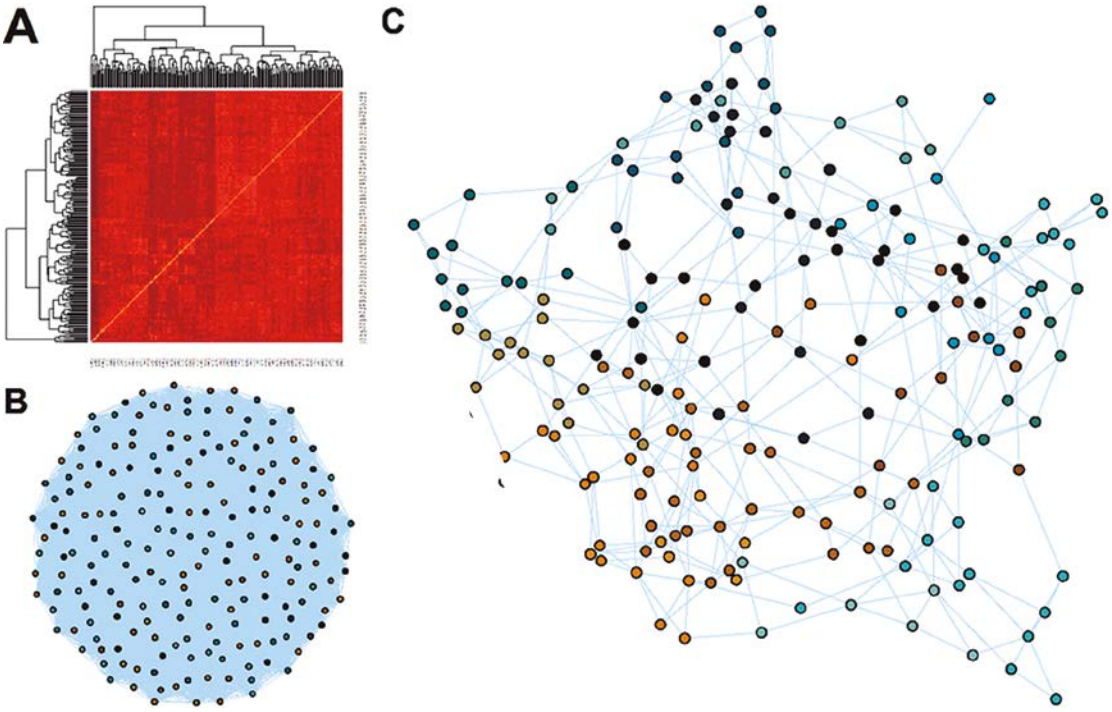


Figura 79. Matriz de distancias utilizando la distancia euclídea (A), red no direccionada de interacciones (B), y agrupación de las lagunas-puntos y comunidades-color (C). Datos: macroinvertebrados bentónicos.



Cuando representamos estos agrupamientos de comunidades de microcrustáceos bentónicos en el espacio (mapa de la Península Ibérica), se observa la disposición de las comunidades de uno u otro grupo (Figura 80). Los colores muestran diferencias en las comunidades en cada uno de los puntos. En la Figura 81 se muestra lo mismo para las comunidades de macroinvertebrados.

En general, no se observa un claro patrón geográfico de la distribución de comunidades de microcrustáceos bentónicos distintas en el ámbito peninsular (Figura 80). En cuanto a la distribución de comunidades de macroinvertebrados (Figura 81), sí hay algo más de diferenciación y aparecen con coloraciones más distintas las comunidades de la zona litoral, montaña y mesetas temporales.

Figura 80. Comunidades de microcrustáceos bentónicos y su distribución en el espacio de la red muestreada. Los colores muestran diferencias en las comunidades en cada uno de los puntos.

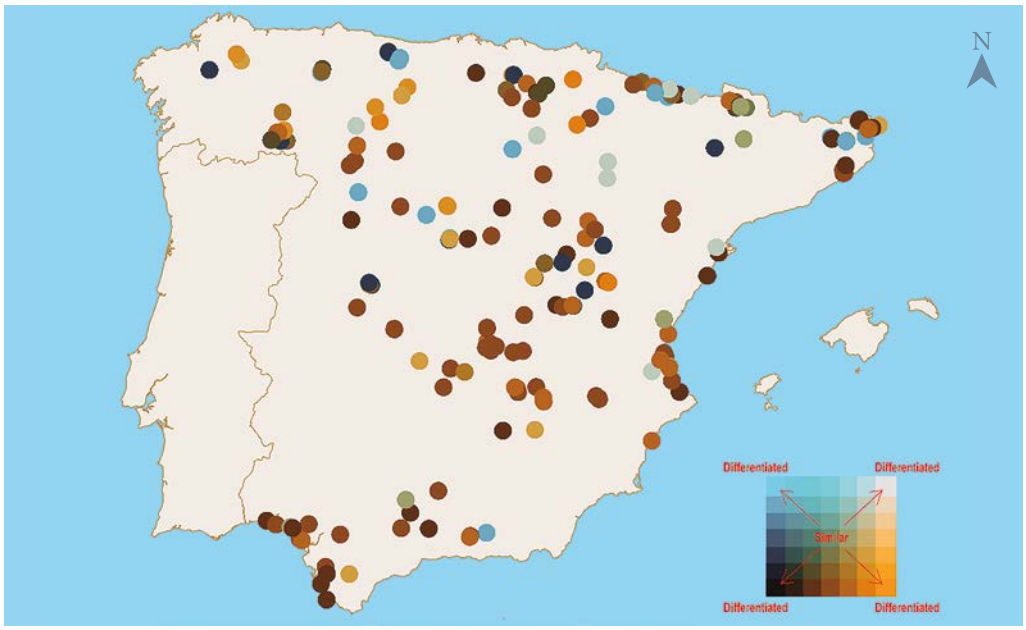
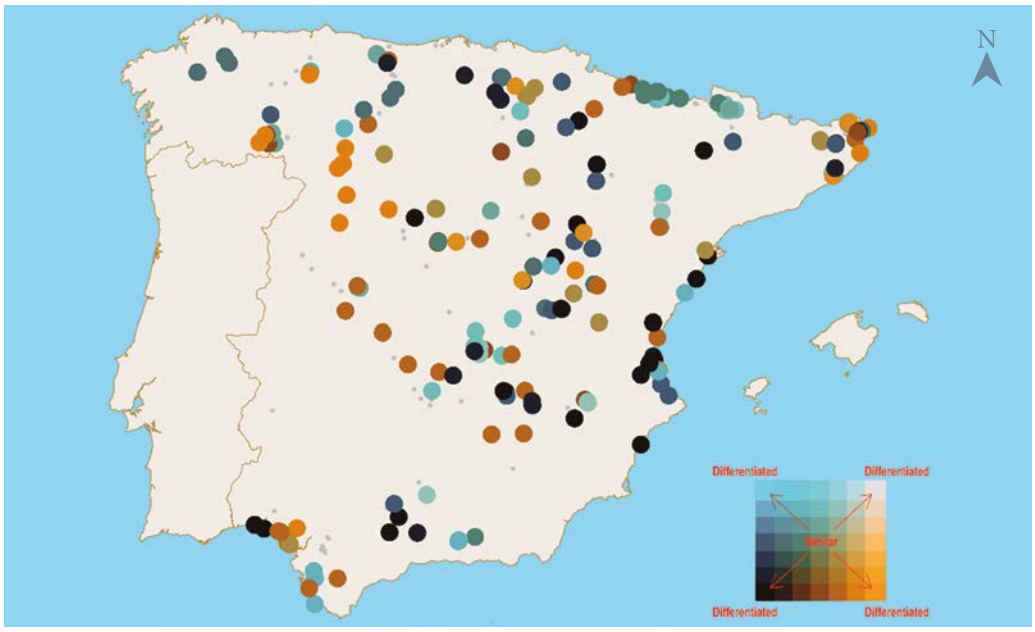


Figura 81. Comunidades de macroinvertebrados y su distribución en el espacio de la red muestreada. Los colores muestran diferencias en las comunidades en cada uno de los puntos.



La correspondencia entre los grupos de comunidades resultantes del análisis de agrupamiento (clúster) y los tipos de lagos mostró que hay el mismo número de comunidades de microcrustáceos que tipos (Figura 82) y menor número de comunidades de macroinvertebrados que de tipos (Figura 83). Además, se encuentran un gran número de correspondencias cruzadas, cada tipo de lagos se relacionó con múltiples comunidades, y a su vez, cada comunidad con varios tipos de lagos, tanto en microcrustáceos, como en macroinvertebrados.

Figura 82. Gráfico bipartito de la relación cuantitativa entre comunidades de microcrustáceos y tipos de lagos.

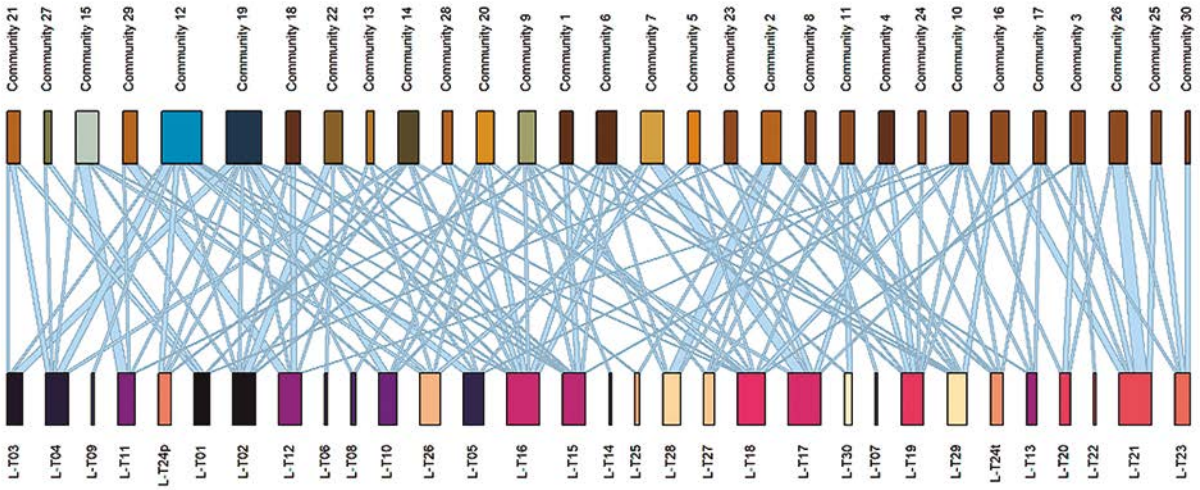
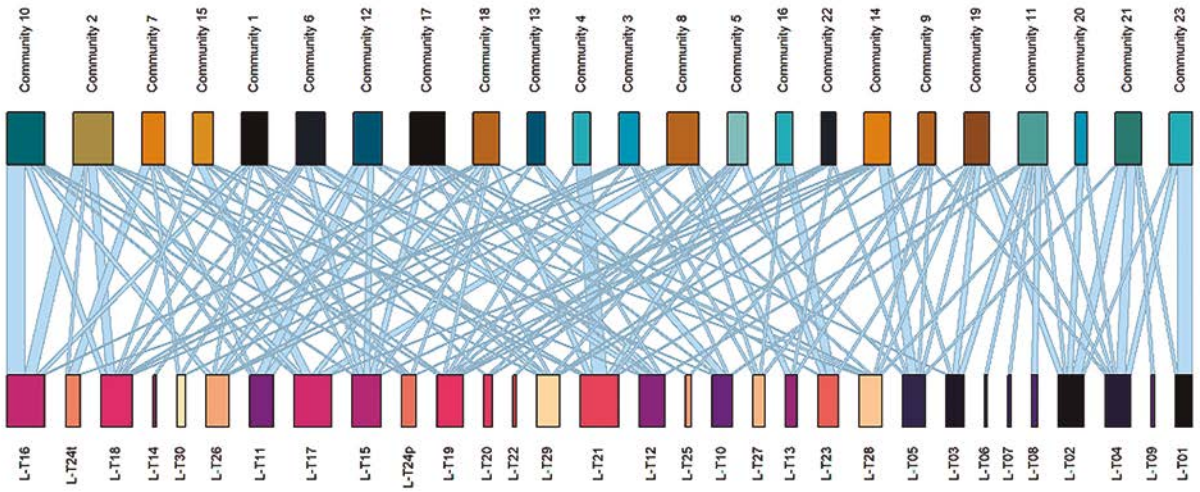


Figura 83. Gráfico bipartito de la relación cuantitativa entre comunidades de macroinvertebrados y tipos de lagos.



Otra manera de visualizar esta correspondencia, es mediante un gráfico bipartito en donde se representa la concordancia entre comunidades y tipos (a mayor intensidad de color, mayor concordancia; o colores más oscuros, interacciones más evidentes). En la Figura 84 y Figura 85, se muestra la correspondencia entre tipos lacustres y comunidades de microcrustáceos y macroinvertebrados, respectivamente, siguiendo el algoritmo propuesto por (Beckett 2016). Esta opción encierra en cuadrados/rectángulos módulos anidados de agrupaciones de tipos que corresponden a comunidades específicas.

A continuación, se dará explicación a los agrupamientos principales que se crean en ambas figuras:

- Lagunas de montaña: Uno de los grupos más robustos y claros es la agrupación de los tipos de montaña, tanto en la figura de microcrustáceos (5º módulo, tipos L-T01, L-T02, L-T04, L-T05, L-T06 y L-T09), como en la de macroinvertebrados (3er módulo, tipos L-T01, L-T02, L-T03, L-T04, L-T06, L-T07, L-T08 y L-T09), ambos módulos agrupan 5 comunidades en cada caso. Los taxones característicos para los tipos de montaña se muestran en la Tabla 32.

Tabla 32. Taxones característicos para los tipos de montaña.

12 especies de microcrustáceos			14 taxones macroinvertebrados		
	stat	p.value		stat	p.value
Alona.affinis	0.519	0.005 **	Sphaeriidae	0.741	0.005 **
Bryocamptus.minutus	0.510	0.005 **	Limnephilidae	0.663	0.010 **
Eucyclops.serrulatus	0.450	0.015 *	Polycentropodidae	0.572	0.005 **
Alona.quadrangularis	0.438	0.010 **	Oligochaeta	0.539	0.005 **
Bryocamptus.zschokkei	0.431	0.010 **	Ancylidae	0.518	0.010 **
Attheyella.crassa	0.397	0.005 **	Heptageniidae	0.515	0.005 **
Acanthocyclops.vernalis	0.383	0.010 **	Nematoda	0.499	0.040 *
Mixodiaptomus.laciniatus	0.379	0.025 *	Hirudinea	0.480	0.015 *
Candona.meerfeldiana	0.343	0.005 **	Leptoceridae	0.471	0.020 *
Candona.candida	0.335	0.020 *	Sialidae	0.431	0.050 *
Potamocypris.zschokkei	0.334	0.020 *	Perlodidae	0.424	0.005 **
Diaptomus.castaneti	0.329	0.010 **	Sericostomatidae	0.414	0.015 *
			Elmidae	0.408	0.030 *
			Perlidae	0.354	0.045 *

- Lagunas salinas: Otro de los agrupamientos más robustos son las lagunas con conductividad alta o muy alta, tanto en la figura de microcrustáceos (7º módulo, tipos L-T20, L-T21, L-T22 y L-T23), como en la de macroinvertebrados (5º módulo, tipos L-T20, L-T21, L-T22 y L-T23), que agrupan 5 y 3 comunidades, respectivamente. Cabe señalar que la única excepción es en el análisis con especies de microcrustáceos, que en el mismo módulo incluye el grupo 13 aunque estudiando las coincidencias de comunidades con el resto de grupos sólo son 2 y muy leves. Los taxones característicos para los tipos salinos se muestran a continuación:

Tabla 33. Taxones característicos para los tipos salinos.

10 especies de microcrustáceos			1 taxon macroinvertebrado		
	stat	p.value		stat	p.value
Arctodiaptomus.salinus	0.621	0.005 **	Dolichopodidae	0.399	0.01 **
Heterocypris.barbara	0.565	0.005 **			
Cletocamptus.retrogressus	0.535	0.005 **			
Alona.salina	0.500	0.005 **			
Daphnia.mediterranea	0.411	0.010 **			
Pleuroxus.letourneuxi	0.394	0.010 **			
Metacyclops.minutus	0.393	0.010 **			
Moina.brachiata	0.347	0.040 *			
Arctocypris.mareotica	0.327	0.020 *			
Branchinectella.media	0.327	0.035 *			

Es destacable la ausencia de taxones de macroinvertebrados en los tipos salinos, lo que se debe a que la elevada salinidad, sobre todo en los tipos hipersalinos, no permite la vida de la mayoría de macroinvertebrados acuáticos, por lo que lo característico de estos tipos no son ciertos taxones, sino la ausencia de macroinvertebrados.

- Lagunas temporales: Por último, se destacarán los módulos de tipos temporales, que, aunque no coinciden exactamente los mismos tipos en los agrupamientos, sí que se crean en ambos análisis un módulo de tipos temporales, tanto para los microcrustáceos (2º módulo, tipos L-T17, L-T19 y L-T24t), como para los macroinvertebrados (4º módulo, tipos L-T05, L-T13, L-T17, L-T19, L-T24t y L-T30), que agrupan 4 y 8 comunidades, respectivamente. En esta ocasión también aparecen los tipos L-T27 y L-T24p dentro del grupo de temporales, aunque estudiando las coincidencias de comunidades con el resto de grupos son pocas y leves. Los taxones característicos para los tipos temporales se muestran a continuación:

Tabla 34. Taxones característicos para los tipos temporales.

17 especies de microcrustáceos			1 taxon macroinvertebrado		
	stat	p.value		stat	p.value
Diacyclops.bicuspidatus.odessanus	0.576	0.005 **	Helophoridae	0.533	0.015
Alona.anastasia	0.531	0.005 **			
Macrothrix.rosea	0.514	0.005 **			
Canthocamptus.staphylinus	0.513	0.005 **			
Mixodiaptomus.incrassatus	0.502	0.005 **			
Cypris.bispinosa	0.490	0.005 **			
Simocephalus.vetulus	0.483	0.025 *			
Scapholeberis.rammneri	0.468	0.005 **			
Cypris.pubera	0.466	0.005 **			
Hemidiaptomus.roubaui	0.400	0.005 **			
Daphnia.curvirostris	0.393	0.015 *			
Cypridopsis.concolor	0.375	0.015 *			
Cypridopsis.hartwigi	0.363	0.010 **			
Megafenestra.aurita	0.355	0.015 *			
Ephemeroporus.phintonicus	0.325	0.020 *			
Metacyclops.planus	0.301	0.020 *			
Diaptomus.kenitraensis	0.272	0.040 *			

En la Figura 86 y Figura 87 se muestran los mapas de distribución de las correspondencias entre tipos de lagos y comunidades de microcrustáceos y macroinvertebrados, respectivamente. Como ya se explicaba en los apartados anteriores, quedan diferenciadas las comunidades de las lagunas de montaña, en naranja (microcrustáceos) y verde (macroinvertebrados); las lagunas saladas en marrón (tanto en microcrustáceos, como en macroinvertebrados); y las lagunas temporales en azul (microcrustáceos) y naranja (macroinvertebrados).

En resumen, para la revisión de las condiciones de referencia del índice IBCAEL de invertebrados bentónicos en lagos, se han unido (analizado conjuntamente) los tipos de lagos que se consideró oportuno, según las agrupaciones ya existentes en el índice IBCAEL y según los resultados de los análisis estadísticos de comunidades.

Figura 84. Correspondencia entre tipos de lagos y comunidades de microcrustáceos bentónicos, según el algoritmo de Beckett (2016) para detectar comunidades en redes bipartitas.

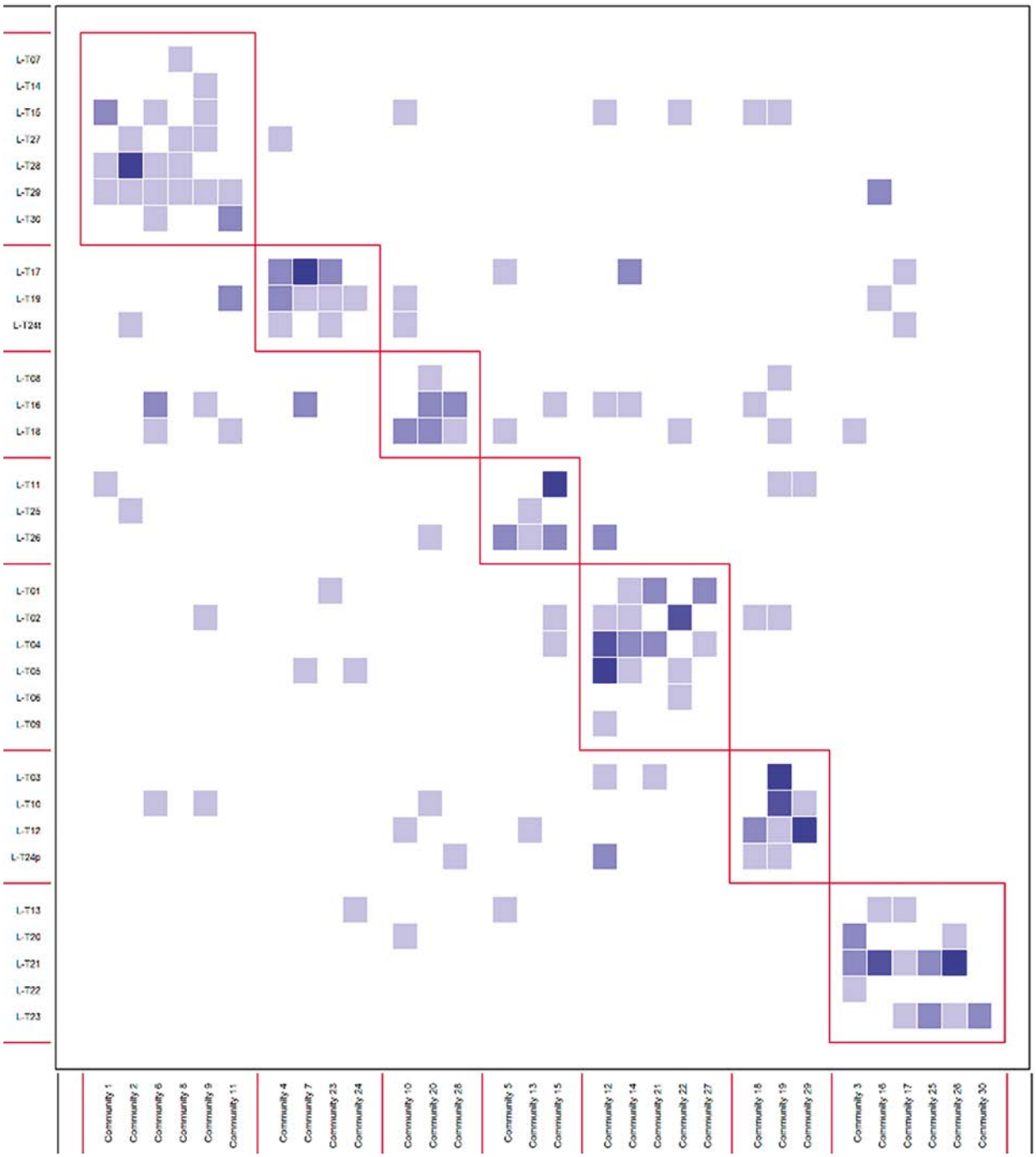


Figura 85. Correspondencia entre tipos de lagos y comunidades de macroinvertebrados, según el algoritmo de Beckett (2016) para detectar comunidades en redes bipartitas.

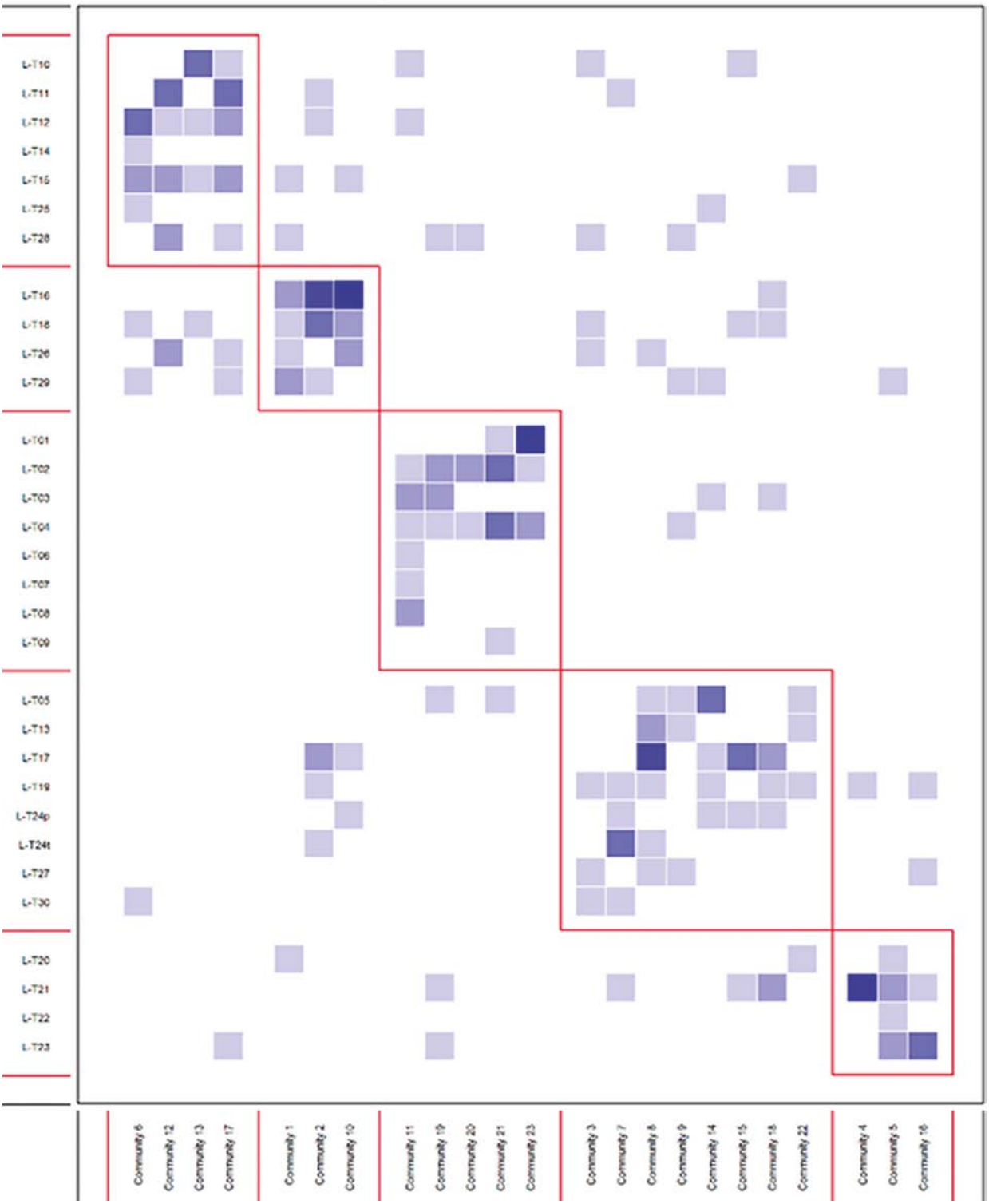


Figura 86. Mapa de distribución de las correspondencias entre tipos de lagos y comunidades de microcrustáceos, siguiendo Beckett (2016).

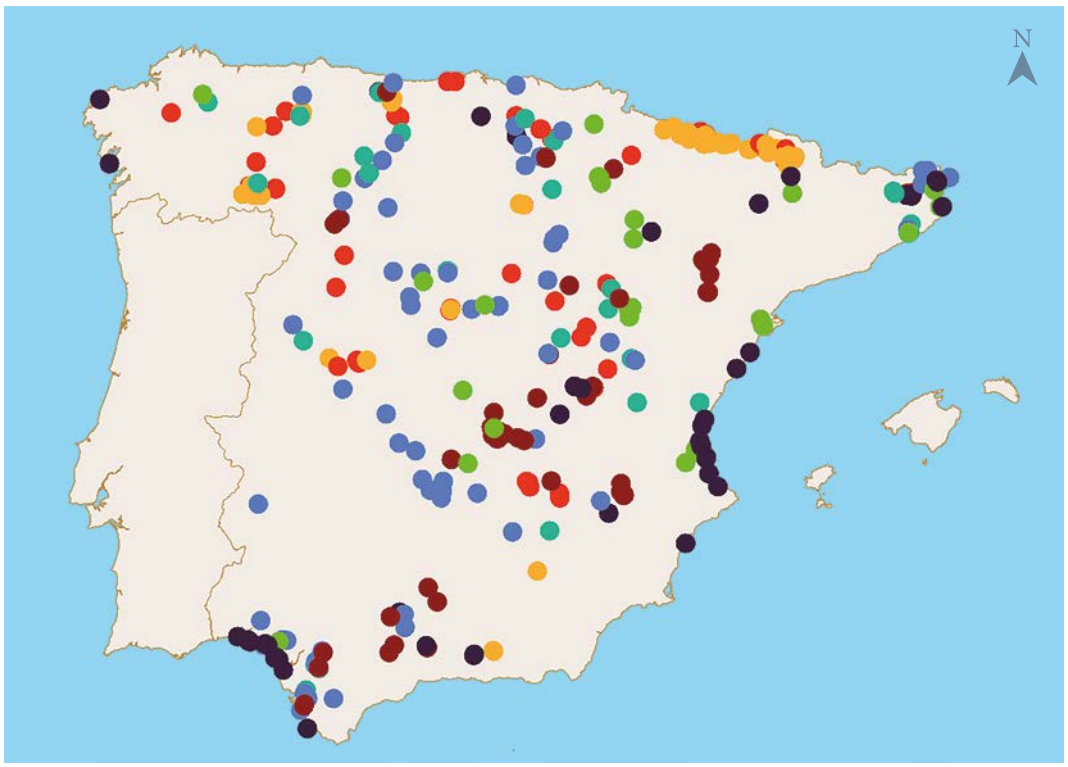
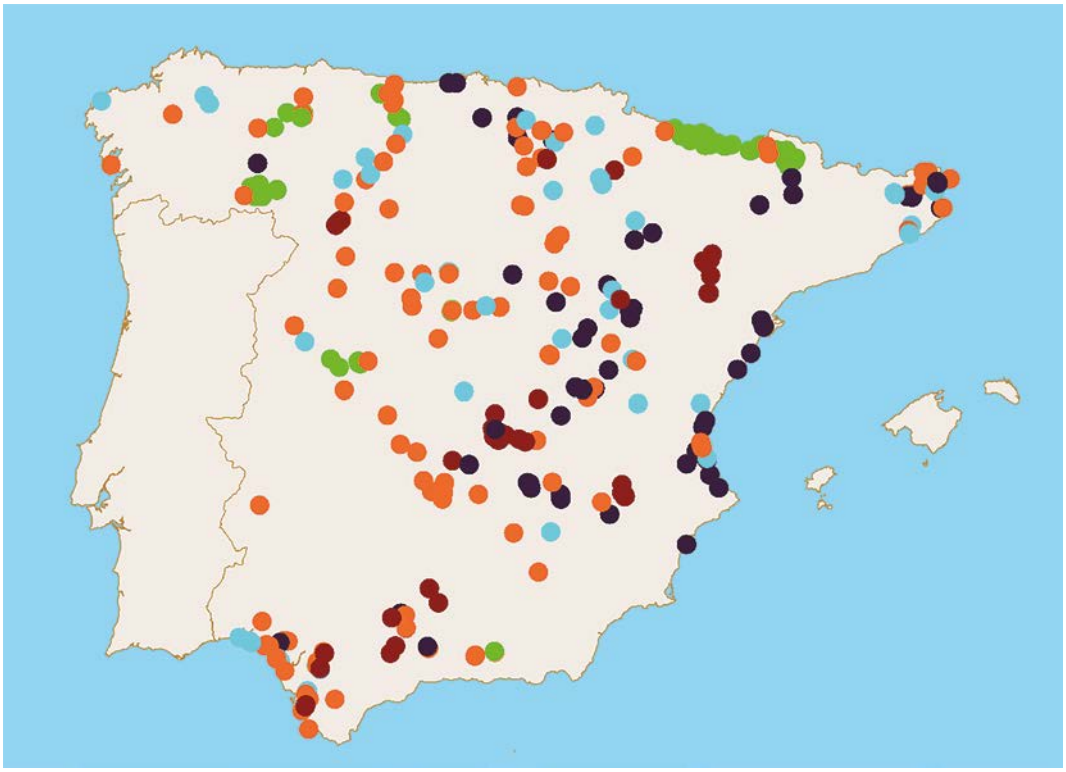


Figura 87. Mapa de distribución de las correspondencias entre tipos de lagos y comunidades de macroinvertebrados, siguiendo Beckett (2016).



o

8.1. Fitoplancton

8.2. Otros elementos de flora acuática (macrófitos)

8.2.1. Presencia/ausencia de hidrófitos

8.2.2. Riqueza de macrófitos

8.2.3. Cobertura total de macrófitos típicos

8.2.4. Cobertura total de hidrófitos típicos y cobertura total de helófitos típicos

8.2.5. Cobertura total de especies indicadoras de condiciones eutróficas

8.2.6. Cobertura de especies de macrófitos exóticos

8.3. Invertebrados bentónicos

8. Resultados de la revisión de condiciones de referencia

Todas las propuestas realizadas en el presente informe y en el Anexo I en relación con la revisión de los valores de condición de referencia están recopiladas en la hoja de cálculo resumen que conforma el Anexo XI.

8.1. Fitoplancton

Para el objetivo de realizar una revisión de las condiciones de referencia actuales, se ha seguido la estructura de escenarios desarrollada en el apartado metodológico, por lo que en este apartado se resume los análisis realizados de las métricas de fitoplancton por bloques en los que se han aplicado las metodologías distintas explicadas para cada escenario.

Escenarios 1 y 2

Para los análisis de los tipos L-T01, L-T02, L-T03, L-T04, L-T05, L-T10, L-T12 y L-T17 se han utilizado los resultados de las métricas de los lagos con presiones nulas o muy bajas, y se ha establecido el valor de la condición de referencia utilizando la mediana de estos datos.

A continuación se muestran los valores resultantes de los análisis como propuesta de mejora a los valores actuales de condición de referencia del biovolumen total y la clorofila-*a* de fitoplancton (Tabla 35). Los análisis y resultados de los lagos analizados para obtener esta propuesta están detallados en el Anexo I.

Tabla 35. Propuesta de actualización del valor de la Condición de Referencia del biovolumen total y la clorofila-*a* para tipos de lagos con representantes sin presiones (o muy bajas presiones). Para complementar la propuesta se muestran también el valor de la condición de referencia actual para cada tipo.

Tipo	Mediana		Referencia actual		Propuesta	
	Clo a (mg/m³)	BVtot (mm³/L)	Clo a (mg/m³)	BVtot (mg/m³)	Clo a (mg/m³)	BVtot (mg/m³)
L-T01	1,2	0,3	1	0,7	**1,2**	**0,3**
L-T02	1,1	0,5	0,9	0,6	**1,1**	**0,5**
L-T03	1,9	0,3	1,3	0,4	**1,9**	**0,3**
L-T04	0,5	0,2	1,5	1	**0,5**	**0,2**
L-T05	2,8	0,9	1,8	0,9	**2,8**	**0,9**
L-T10	1,2	0,6	2,5	0,7	**1,2**	**0,6**
L-T12	1,7	1,1	1,9	0,9	**1,7**	**1,1**
L-T17	1,9	1,1	3,7	-	**1,9**	**1,1**

Hay que destacar que este es el único conjunto de análisis en el que se ha podido ofrecer resultados de biovolumen total que provengan de observación directa, ya que son medias de medidas de muestreos realizados durante el proyecto. Esto no significa que el biovolumen responda bien a la eutrofia en el conjunto de tipos, sino que al obtenerse los datos a partir de la mediana del conjunto de sitios que se han considerado adecuados para el cálculo de los valores de referencia, se pueden ofrecer resultados. No obstante, se sigue resaltando la redundancia de la métrica biovolumen total, y el riesgo que su aplicación conlleva, pudiendo incurrirse en clasificaciones erróneas por razones que poco tienen que ver con la productividad planctónica, como la ocurrencia de especies raras pero grandes en la alícuota sedimentada en laboratorio.

Escenario 3

Para los análisis de los tipos L-T11, L-T15, L-T16, L-T18, L-T19, L-T21, L-T23, L-T24, L-T26, L-T28 y L-T29 se aplica el escenario 3, dado que no contamos con información de lagunas de referencia sin presiones; se realiza un cálculo interpretativo de condiciones de referencia a partir de datos de lagunas sometidas a diferentes niveles de presión. El primer paso es comprobar que existe una relación de la métrica con la presión a la que en teoría responde, en el caso de los índices de abundancia de fitoplancton, la presión de eutrofización. La exploración de la respuesta a la presión se hace tipo a tipo. Y como ya se ha explicado, para un mismo lago que se haya muestreado en varias ocasiones, se aplicará la media de los valores de las métricas respuesta. Si existe una clara correlación entre métrica y presión, se inferirá el estado de referencia tal y como se explica en el apartado metodológico (7.4.2, Metodología para el escenario 3).

A continuación, se muestran los valores resultantes de los análisis como propuesta de mejora a los valores actuales de condición de referencia del biovolumen total y la clorofila-*a* (Tabla 36). Los análisis y resultados de los lagos analizados para obtener esta propuesta están detallados en el Anexo I.

Los escenarios 3 se dividen en 3a y 3b en función de si el sistema de las ventanas decrecientes incrementales es capaz de identificar un subconjunto de los datos en el que la respuesta a las presiones sea aleatoria (3a) o no (3b). Tal y como se explica en el apartado 7.4.2 del presente informe, el procedimiento normal es el de recomendar la mediana en los escenarios 3a y el 1er cuartil en los escenarios 3b. Cualquier desviación de este procedimiento se justifica en el Anexo I y se resalta en la Tabla 36 mediante asteriscos.

Tabla 36. Propuesta de actualización del valor de Condición de Referencia de clorofila-*a* y biovolumen total para los tipos sin representantes sin presiones. Para complementar la propuesta se muestran también el valor de referencia actual, y el origen del cálculo en función de los escenarios 3a o 3b y los estadísticos empleados (Q1 = Primer cuartil, M = Mediana, m = Media). M* se refiere a una mediana de un subconjunto modificado de datos. El biovolumen se ha inferido de la clorofila-*a* por no responder la métrica a la presión.

Tipo	Origen cálculo		Referencia actual		Propuesta	
	Clo a (mg/m³)	BVtot (mg/m³)	Clo a (mg/m³)	BVtot (mg/m³)	Clo a (mg/m³)	BVtot (mg/m³)
L-T11	No responde	-	1.6	0.2	-	-
L-T15	3a → m(Q1, M)	Cálculo	2.7	1.5	**3**	**0.7**
L-T16	3a → M	Cálculo	3.8	-	**3.8**	**0.8**
L-T18	3b → Q1	Cálculo	3.5	-	**2.6**	**0.6**
L-T19	3b → Q1	Cálculo	4.1	-	**1.8**	**0.4**
L-T21	No responde	-	3.2	-	-	-
L-T23	3a → M*	Cálculo	4.7	-	**4.2**	**0.9**

Tipo	Origen cálculo		Referencia actual		Propuesta	
	Clo a (mg/m³)	BVtot (mg/m³)	Clo a (mg/m³)	BVtot (mg/m³)	Clo a (mg/m³)	BVtot (mg/m³)
L-T24	3b → Q1	Cálculo	5.3	-	3.9	0.9
L-T26	3a → M	Cálculo	5.5	-	3.7	0.8
L-T28	3b → M*	Cálculo	5.3	-	3.9	0.9
L-T29	3a → M*	Cálculo	5.8	-	4	0.9

En este conjunto de tipos, en los que se demuestra una falta de respuesta del biovolumen total de fitoplancton frente a la presión de eutrofia en comparación a la clorofila-*a* (apartado 7.5.1) se ofrece, no obstante, un valor de dicha métrica, pero derivado de la equivalencia según el modelo que relaciona la clorofila-*a* y el biovolumen total. Se recomienda, no obstante, dejar de considerar dicha métrica, por ser esta redundante y mucho más volátil que la clorofila-*a* tal y como se explica en el presente informe.

Escenario 4

Como ya se ha explicado en el apartado metodológico, en este conjunto incluimos tipos con muy pocas masas de agua (menos de 5) y siempre muy diferentes entre ellas, por lo que en el presente informe recomendamos realizar estudios específicos y focalizados en comprender la dinámica rectora de cada uno de los sistemas y acomodar las condiciones de referencia a dichos resultados. Los tipos que se encuentran bajo este escenario son los: L-T06, L-T07, L-T08, L-T09, L-T13, L-T14, L-T20, L-T22, L-T25, L-T27 y L-T30. En el caso del fitoplancton, por lo tanto, no se presenta una propuesta de actualización del valor de referencia de clorofila-*a* y biovolumen total de fitoplancton para estos tipos.

8.2. Otros elementos de flora acuática (macrófitos)

La metodología a aplicar en función de los escenarios generales descritos anteriormente (apartados 7.1, Descripción general del proceso, y 7.4, Metodología en función del escenario) se ha adaptado teniendo en cuenta las características particulares de este elemento de calidad, como la necesidad de agrupar tipos similares para disponer de un mayor número de datos para los análisis estadísticos. Los detalles de este análisis, tipo a tipo, están recogidos en el Anexo I.

8.2.1. Presencia/ausencia de hidrófitos

Para esta métrica, se ha contado con datos de lagos con presiones nulas o muy bajas para los tipos L-T01, L-T02, L-T03, L-T04 y L-T05 (escenario 2). Sin embargo, debido a que el número de datos era bajo, se han combinado todos los resultados, considerando el agrupamiento G1. Se ha establecido el valor de la condición de referencia utilizando la mediana de los datos de referencia de todo el G1. Para los tipos de media montaña con un único representante (L-T06, L-T07 y L-T08), aunque *a priori* se recomienda un enfoque específico para cada masa de agua (escenario 4), para la revisión de los valores de referencia de macrófitos (Tabla 37) se han utilizado también los datos agrupados de alta montaña (del L-T01 al L-T05).

Tabla 37. Revisión de los valores de la Condición de Referencia para las métricas de macrófitos. Se indica el valor propuesto, el valor actual (C.R. RD 817/2015), y el origen del cálculo en función de los escenarios 1, 2, 3a, 3b o 3c y los estadísticos empleados (Q1 = Primer cuartil, Q3= Tercer cuartil, M = Mediana). Entre paréntesis se indican los casos en los que se aplicado el escenario en un agrupamiento de lagos.

Tipo	Presencia/Ausencia de hidrófitos		
	Escenario	C.R. (RD 817/2015)	Propuesta
L-T01	2 (G1) → M	Presencia	Presencia
L-T02	2 (G1) → M	Presencia	Presencia
L-T03	2 (G1) → M	Presencia	Presencia
L-T04	2 (G1) → M	Presencia	Presencia
L-T05	2 (G1) → M	Presencia	Presencia
L-T06	4 - 2 (G1) → M	Presencia	Presencia
L-T07	4 - 2 (G1) → M	Presencia	Presencia
L-T08	4 - 2 (G1) → M	Presencia	Presencia

Lo cierto es que esta métrica apenas aporta información, dado que la detección de un briófito típico en cualquier roca de la orilla o la observación de un hidrófito a más de 2 m de profundidad puede suponer un valor positivo de presencia. Además, hay que recordar que los muestreos de este tipo de lagos de montaña requieren de mucho esfuerzo, desde el acceso a los propios lagos (recorridos de varios kilómetros a pie, por senderos y con grandes ascensos), hasta la realización de transectos con embarcación (dado que en muchos casos las orillas son intransitables por la presencia de rocas y caídas en profundidad en determinadas zonas). En este sentido, parece razonable plantear un cambio en el modo de enfocar el elemento de otra flora acuática para los tipos de montaña. Por un lado, debería analizarse la posibilidad de desarrollar la métrica de cobertura de hidrófitos en aquellos lagos, como los temporales (L-T05) o los de media-montaña (L-T06, L-T07 y L-T08), donde la presencia de estos macrófitos es más relevante (Figura 88).

Figura 88. Vistas generales de distintos lagos de montaña. Izquierda, de arriba abajo: Recoleta (L-T05), Sanabria (L-06) y Enol (L-T07), con coberturas de hidrófitos bastante altas. Derecha, de arriba abajo: Estany de Travessany (L-T03), Pájaros (L-T03) y Grande de Peñalara (L-T03), con sustratos más rocosos y coberturas menores de macrófitos.



Por otro lado, podría desarrollarse una métrica específica para la alta montaña, donde quizá se limite un área de muestreo menor que permita dedicar más atención a la cuantificación de los briófitos y ciertas macroalgas que crecen sobre sustrato rocoso (de modo similar al seguimiento de los macrófitos que se realiza en masas de agua de la categoría ríos). En todo caso, sería necesario evaluar hasta qué punto esta información de abundancia de macrófitos podría ser valiosa en relación con el esfuerzo que requiere obtenerla, con el objetivo de optimizar la asignación de recursos dentro del sistema de evaluación de estado.

8.2.2. Riqueza de macrófitos

Para esta métrica se ha contado con datos de lagos con presiones nulas o muy bajas para los tipos L-T10 y L-T12 (escenario 2, agrupamiento G3), en los que generalmente se ha considerado la mediana para la revisión de los valores de referencia. También se ha dado esta situación para el tipo L-T17, aunque las medianas obtenidas se encontraban bastante por debajo del valor de referencia actualmente recogido en el RD 817/2015, por lo que se ha optado por una solución más conservadora, proponiendo como nuevos

valores de referencia los correspondientes al cuartil superior (Q3). Para el tipo L-T19, el análisis de los datos disponibles en el gradiente de presiones no ha permitido identificar una respuesta clara entre la métrica y la presión hidrológica o morfológica (escenarios 3c), por lo que finalmente se ha optado por utilizar los valores obtenidos a partir de las lagunas de referencia del tipo L-T17 (escenario 2, agrupamiento G6). En algunos tipos como el L-T16 y L-T18 tampoco se han podido identificar respuestas claras entre la riqueza y las presiones hidromorfológicas, aun agrupando los datos de tipos similares (escenario 3c, agrupamiento G5). En estos casos, los valores obtenidos para el cuartil superior (Q3) son, en general, más bajos que los recogidos actualmente en el RD 817/2015, por lo que no se proponen cambios por el momento. Para las lagunas litorales permanentes (tipos L-T28 y L-T29), aunque se ha detectado alguna relación entre la riqueza y las presiones hidromorfológicas (a través de un escenario 3b), también se ha optado por no proponer ningún cambio por el momento, a la espera de contar con un mayor número de datos. Por último, para tipos como el L-T25 o L-T27 no se dispone de suficientes datos para los análisis, por lo que se recomienda un estudio más detallado de las masas de agua que integran el tipo (escenario 4). Los distintos escenarios metodológicos para la métrica de riqueza de macrófitos pueden consultarse en la Tabla 38.

Tabla 38. Revisión de los valores de la Condición de Referencia para las métricas de macrófitos. Se indica el valor propuesto, el valor actual (C.R. RD 817/2015), y el origen del cálculo en función de los escenarios 1, 2, 3a, 3b o 3c y los estadísticos empleados (Q1 = Primer cuartil, Q3= Tercer cuartil, M = Mediana). Entre paréntesis se indican los casos en los que se aplicado el escenario en un agrupamiento de lagos.

Tipo	Riqueza		
	Escenario	C.R. (RD 817/2015)	Propuesta
L-T10	2 (G3) → M	11	11
L-T11	2 (G3) → M	13	13
L-T12	2 (G3) → M	10	12
L-T14	4 - 2 (G3) → M	9	12
L-T15	2 (G3) → M - 3c → Q3	9	9
L-T16	3c (G5) → Q3	18	-
L-T17	2 → Q3	20	15
L-T18	3c (G5) → Q3	23	-
L-T19	2 (G6) → Q3	20	15
L-T24	3b Hidro → Q3 3c (G5) Morfo → Q3	15	-
L-T25	4	23	-
L-T26	3c (G5) Hidro → Q3 3b Morfo→ Q3	13	-
L-T27	4	14	-
L-T28	3c (G9) Hidro → ¿? 3b (G9) Morfo → Q3	15	-
L-T29	3c (G9) Hidro → ¿? 3b (G9) Morfo → Q3	9	-

La riqueza es una métrica que puede estar integrando un gran número de procesos, lo que explicaría la dificultad para obtener relaciones lineales claras con las presiones hidrológica y morfológica. Por un lado, cada una de estas presiones afecta más a uno de los componentes de los macrófitos (la presión hidrológica a los hidrófitos y la presión morfológica a los helófitos), que están combinadas en un único valor de riqueza de macrófitos. Por otro, las distintas especies (y por tanto la riqueza) pueden verse afectadas por otras presiones, como la eutrofización o la presencia de especies exóticas. Además, la riqueza detectada puede depender de otros factores ecológicos, como el tamaño de la laguna, o incluso del esfuerzo realizado durante el muestreo (por ej., porcentaje de orilla recorrida). En este sentido, se considera importante trabajar en la estandarización de algunos aspectos relacionados con el muestreo, incluyendo la ampliación de los listados taxonómicos en aquellos tipos en los que se han detectado especies ausentes. Por último, no hay que descartar la posible interacción entre ambas presiones cuando éstas se combinan. En todo caso, una mayor disponibilidad de datos permitirá profundizar en el análisis de todos estos aspectos en un futuro.

8.2.3. Cobertura total de macrófitos típicos

Para esta métrica se ha contado con datos de lagos con presiones nulas o muy bajas para el tipo L-T17 (escenario 2). Sin embargo, las medianas obtenidas se encontraban bastante por debajo del valor de referencia actualmente recogido en el RD 817/2015, por lo que se ha optado por una solución más conservadora, proponiendo como nuevos valores de referencia los correspondientes al cuartil superior (Q3). Para el tipo L-T19, el análisis de los datos disponibles en el gradiente de presiones no ha permitido identificar una respuesta clara entre la métrica y la presión hidrológica o morfológica (escenario 3c), por lo que finalmente se ha optado por utilizar los valores obtenidos a partir de las lagunas de referencia del tipo L-T17 (escenario 2, con agrupación). Ambos tipos son temporales y se integran en la agrupación G6 (Tabla 39).

Para los tipos L-T13 y L-T30, no se disponen actualmente de valores de referencia, debido a la falta de información sobre sus comunidades de referencia y su relación con la hidrología temporal de estos sistemas. Se recomienda realizar un estudio detallado de las masas de agua (escenario 4) para poder desarrollar las métricas en un futuro.

Tabla 39. Revisión de los valores de la Condición de Referencia para las métricas de macrófitos. Se indica el valor propuesto, el valor actual (C.R. RD 817/2015), y el origen del cálculo en función de los escenarios 1, 2, 3a, 3b o 3c y los estadísticos empleados (Q1 = Primer cuartil, Q3= Tercer cuartil, M = Mediana). Entre paréntesis se indican los casos en los que se aplicado el escenario en un agrupamiento de lagos.

Tipo	Cobertura total de macrófitos típicos		
	Escenario	C.R. (RD 817/2015)	Propuesta
L-T13	4	-	-
L-T17	2 → Q3	100	80
L-T19	2 (G6) → Q3	90	80
L-T30	4	-	-

Esta métrica se mide en lagunas temporales, donde las condiciones hidrológicas influyen mucho en los niveles de llenado en distintos momentos del ciclo anual. Por ello, probablemente sería necesario acotar más la ventana de muestreo definida para que los resultados obtenidos realmente sean indicativos del estado ecológico y no del estado de desarrollo de los macrófitos en el tiempo. Además, especialmente para estos tipos, sería recomendable analizar cómo la dinámica hidrológica en años secos y años húmedos afecta a la comunidad típica en ausencia de presiones. Contar con distintos valores de referencia, dependiendo de las condiciones hidrológicas, permitiría distinguir las variaciones debidas a los cambios naturales propios de la variabilidad climática, de aquellos cambios en la comunidad debidos a afecciones antrópicas.

8.2.4. Cobertura total de hidrófitos típicos y cobertura total de helófitos típicos

Para estas métricas se ha contado con datos de lagos con presiones nulas o muy bajas únicamente para el tipo L-T12 (escenario 1 o 2, agrupamiento G3), en los que se ha considerado la mediana para la revisión de los valores de referencia. Para la mayoría de tipos se han analizado los datos disponibles en el gradiente de presiones (escenarios 3a y 3b), realizando los agrupamientos de tipos correspondientes en cada caso y comprobando la idoneidad de los valores actuales recogidos en el RD 817/2015. Los distintos escenarios metodológicos para las métricas de cobertura de hidrófitos y helófitos pueden consultarse en la Tabla 40.

Tabla 40. Revisión de los valores de la Condición de Referencia para las métricas de macrófitos. Se indica el valor propuesto, el valor actual (C.R. RD 817/2015), y el origen del cálculo en función de los escenarios 1, 2, 3a, 3b o 3c y los estadísticos empleados (Q1 = Primer cuartil, Q3= Tercer cuartil, M = Mediana). Entre paréntesis se indican los casos en los que se aplicado el escenario en un agrupamiento de lagos. M* se refiere a una mediana de un subconjunto modificado de datos.

Tipo	Cobertura de hidrófitos típicos			Cobertura de helófitos típicos		
	Escenario	C.R. (RD 817/2015)	Propuesta	Escenario	C.R. (RD 817/2015)	Propuesta
L-T10	3b (G3) → Q3	90	90	3b (G3) → Q3	100	95
L-T11	3b → Q3 - 3b (G3) → Q3	70	-	3b (G3) → Q3	100	95
L-T12	2 (G3) → M	80	80	1 → M	80	90
L-T14	4	90	-	4	80	-
L-T15	3b (G3) → Q3	90	90	3b (G3) → Q3	100	95
L-T16	3a (G5) → M - 3c → Q3	90	90	3b (G5) → Q3	100	90
L-T18	3a (G5) → M	80	80	3b (G5) → Q3	100	90
L-T20	4	65	-	4	70	-
L-T21	3c → M*	65	-	3c → M*	70	-
L-T22	4	65	-	4	70	-
L-T23	3c → ¿?	65	-	3c → ¿?	70	-
L-T24	3a (G5) → M	80	80	3b (G5) → Q3 - 3b → Q3	100	95
L-T25	4	90	-	4	80	-
L-T26	3a (G5) → M	80	80	3b (G5) → Q3	100	90
L-T27	4	80	-	4	100	-
L-T28	3b (G9) → Q3	80	80	3a (G9) → M	100	-
L-T29	3b (G9) → Q3	65	-	3a (G9) → M	80	80

Para los tipos L-T21 y L-T23, aunque se dispone de datos para el análisis de gradiente, no se consideran suficientes para la revisión de las condiciones de referencia. Estas lagunas salinas y temporales son ecosistemas muy variables, ya que las condiciones hidrológicas influyen mucho en los niveles de llenado y la salinidad presente en el agua en distintos momentos del ciclo anual. Por ello, especialmente para estos tipos, sería recomendable analizar cómo la dinámica hidrológica en años secos y años húmedos afecta a la comunidad típica en ausencia de presiones. Contar con distintos valores de referencia, dependiendo de las condiciones hidrológicas, permitiría distinguir las variaciones debidas a los cambios naturales propios de la variabilidad climática, de aquellos cambios en la comunidad debidos a afecciones antrópicas. Para los tipos L-T14, L-T20, L-T22, L-T25 y L-T27 no se dispone de suficientes datos para los análisis, por lo que se recomienda un estudio más detallado de las masas de agua que integran estos tipos (escenario 4).

8.2.5. Cobertura total de especies indicadoras de condiciones eutróficas

Para esta métrica, se ha contado con datos de lagos con presiones nulas o muy bajas para los tipos L-T01, L-T02, L-T03, L-T04, L-T05, L-T10 y L-T12 (escenario 2). Sin embargo, debido a que el número de datos era bajo, se han combinado los resultados considerando los agrupamientos de tipos correspondientes (G1 y G3). En ambos casos se ha utilizado la mediana de los datos de referencia de cada grupo. Para el tipo L-T17 se ha contado con suficientes datos de referencia (escenario 2), y la mediana obtenida se ha extendido como valor correspondiente también para el tipo L-T19 (ambos integrantes del agrupamiento G6). Para los tipos pertenecientes a los agrupamientos G5, G7 y G9 (como los tipos L-T16, L-T21 o L-T28) ha sido necesario analizar esta métrica en relación con el gradiente de presión de eutrofia (escenario 3). En estos casos se ha utilizado el cuartil inferior (Q1) para la revisión del valor de referencia. Para algunos tipos en los que *a priori* se recomienda un enfoque específico para cada masa de agua (escenario 4, en tipos L-T06, L-T07, L-T08, L-T14, L-T20, L-T22 y L-T25), se han analizado los datos de referencia o los del gradiente pertenecientes a sus agrupaciones correspondientes (G1, G3, G5 y G7). En ningún caso se ha propuesto la modificación de los valores actualmente recogidos en el RD 817/2015. Para los tipos L-T13, L-T27 y L-T30 no se ha contado con datos suficientes para la revisión de las condiciones de referencia y se recomienda un estudio específico (escenario 4). Los distintos escenarios metodológicos para la cobertura de macrófitos indicadores de condiciones eutróficas pueden consultarse en la Tabla 41.

Tabla 41. Revisión de los valores de la Condición de Referencia para las métricas de macrófitos. Se indica el valor propuesto, el valor actual (C.R. RD 817/2015), y el origen del cálculo en función de los escenarios 1, 2, 3a, 3b o 3c y los estadísticos empleados (Q1 = Primer cuartil, Q3= Tercer cuartil, M = Mediana). Entre paréntesis se indican los casos en los que se aplicado el escenario en un agrupamiento de lagos.

Tipo	Cobertura de especies ind. cond. eutróficas		
	Escenario	C.R. (RD 817/2015)	Propuesta
L-T01	2 (G1) → M	0	0
L-T02	2 (G1) → M	0	0
L-T03	2 (G1) → M	0	0
L-T04	2 (G1) → M	0	0
L-T05	2 (G1) → M	0	0

Tipo	Cobertura de especies ind. cond. eutróficas		
	Escenario	C.R. (RD 817/2015)	Propuesta
L-T16	3c (G5) → Q1	0	0
L-T17	2 → M	0	0
L-T18	3c (G5) → Q1	0	0
L-T19	2 (G6) → M	0	0
L-T20	4 – 3c (G7)→ Q1	0	0

L-T06	4 - 2 (G1) → M	0	0
L-T07	4 - 2 (G1) → M	0	0
L-T08	4 - 2 (G1) → M	0	0
L-T09	-	na	na
L-T10	2 (G3) → M	0	0
L-T11	2 (G3) → M	0	0
L-T12	2 (G3) → M	0	0
L-T13	4	-	-
L-T14	4 - 2 (G3) → M	0	0
L-T15	2 (G3) → M	0	0

L-T21	3c (G7) → Q1	0	0
L-T22	4 – 3c (G7) → Q1	0	0
L-T23	3c (G7) → Q1	0	0
L-T24	3c (G5) → Q1	0	0
L-T25	4 - 3c (G5) → Q1	0	0
L-T26	3c (G5) → Q1	0	0
L-T27	4	0	-
L-T28	3c (G9) → Q1	0	0
L-T29	3c (G9) → Q1	0	0
L-T30	4	-	-

En general, no se han observado relaciones lineales claras entre la métrica de cobertura de macrófitos indicadores de condiciones eutróficas y la presión de eutrofización, especialmente al combinar datos de distintos tipos. Una de las razones por las que no se observan estas relaciones es por la abundancia de valores de cobertura igual a 0, incluso en niveles de presión altos. Hay que recordar que la presencia de una presión no indica necesariamente un impacto. Por otro lado, en el caso particular de los macrófitos, la abundancia de nutrientes puede causar un sobre-crecimiento de algas fitoplanctónicas, lo que limita la disponibilidad de luz para todos los macrófitos, incluidos los indicadores de eutrofia. En este caso, por tanto, se estaría dando un impacto por eutrofización, pero la métrica seguiría dando un valor igual a 0. También hay que considerar que ciertos tipos de lagunas mediterráneas son ricas en nutrientes de manera natural, aunque estos nutrientes suelen estar retenidos en forma de biomasa de macrófitos. En este sentido, determinadas condiciones hidrológicas (incluyendo las ocasionadas por presiones hidrológicas antrópicas) pueden causar la degradación de parte de esta biomasa, desembocando en un proceso de eutrofización incluso en lagunas con una presión de eutrofización cuantificada como baja. En este sentido, sería necesario analizar bien si para determinados tipos, la referencia de 0% es demasiado estricta (en G3 y G5 se ha obtenido un valor de un 1%, aunque no se haya propuesto su modificación por el momento). Finalmente, se han dado casos donde se han obtenido valores muy altos de macrófitos indicadores de eutrofia, pero donde la clorofila-*a* y el fósforo han dado valores de buen estado. En este sentido, hay que tener en cuenta que posibles picos puntuales de nutrientes y/o crecimiento fitoplanctónico pueden provocar una degradación de la comunidad de macrófitos y que estos efectos pueden mantenerse durante meses hasta que la comunidad se recupera. En algunos casos, el sobre-crecimiento de algas filamentosas como consecuencia de picos de eutrofia puede llevar al declive de los macrófitos típicos, desembocando en la desaparición de estas especies. Esta métrica, por tanto, puede estar aportando una información complementaria a la del fitoplancton sobre los procesos de eutrofización y permite entender qué está ocurriendo en la comunidad de macrófitos. Sería conveniente, sin embargo, considerar su peso en la determinación del estado ecológico en determinados tipos, mientras no se conozca mejor el comportamiento de esta métrica en tipos naturalmente muy vegetados.

8.2.6. Cobertura de especies de macrófitos exóticos

Esta métrica se aplica en todos los lagos en los que se evalúa el elemento de otra flora acuática (macrófitos). Sin embargo, no se ha realizado el análisis de su respuesta a ningún gradiente de presión, ya que la propia métrica es una cuantificación de la presión antrópica de especies exóticas. En este caso, por tanto, se han aplicado únicamente el escenario 1 o 2, donde se ha obtenido la mediana a partir de los datos de lagos de referencia, y el escenario 3c, donde se ha calculado el cuartil inferior (Q1) a partir de los datos

de todos los lagos estudiados dentro del gradiente de presiones (Tabla 42). Se han utilizado los agrupamientos de tipos en casi todos los casos. En ningún caso se ha propuesto la modificación de los valores actualmente recogidos en el RD 817/2015.

En general, la presencia de macrófitos exóticos ha sido poco frecuente y los valores obtenidos para esta métrica han sido muy bajos. Con más datos procedentes de lagos dentro del gradiente de presión, sería interesante analizar la relación de la cobertura de macrófitos exóticos con otras métricas, como la cobertura de hidrófitos típicos o la cobertura de helófitos típicos, para entender el efecto de estas especies exóticas sobre la abundancia de los taxones típicos. Para ello sería conveniente no realizar el cálculo del promedio (como viene en el protocolo estandarizado), sino mantener los valores de cobertura de especies exóticas por separado en ambas zonas muestreadas (exterior-helófitos vs interior-hidrófitos).

Tabla 42. Revisión de los valores de la Condición de Referencia para las métricas de macrófitos. Se indica el valor propuesto, el valor actual (C.R. RD 817/2015), y el origen del cálculo en función de los escenarios 1, 2, 3a, 3b o 3c y los estadísticos empleados (Q1 = Primer cuartil, Q3= Tercer cuartil, M = Mediana). Entre paréntesis se indican los casos en los que se aplicado el escenario en un agrupamiento de lagos.

Tipo	Cobertura de especies de macrófitos exóticos		
	Escenario	C.R. (RD 817/2015)	Propuesta
L-T01	2 (G1) → M	0	0
L-T02	2 (G1) → M	0	0
L-T03	2 (G1) → M	0	0
L-T04	2 (G1) → M	0	0
L-T05	2 (G1) → M	0	0
L-T06	4 - 2 (G1) → M	0	0
L-T07	4 - 2 (G1) → M	0	0
L-T08	4 - 2 (G1) → M	0	0
L-T09	-	na	na
L-T10	2 (G3) → M	0	0
L-T11	2 (G3) → M	0	0
L-T12	2 (G3) → M	0	0
L-T13	4	-	-
L-T14	4	0	0
L-T15	2 (G3) → M	0	0

Tipo	Cobertura de especies de macrófitos exóticos		
	Escenario	C.R. (RD 817/2015)	Propuesta
L-T16	3c (G5) → Q1	0	0
L-T17	2 → M	0	0
L-T18	3c (G5) → Q1	0	0
L-T19	2 (G6) → M	0	0
L-T20	4 – 3c (G7)→ Q1	0	0
L-T21	3c (G7) → Q1	0	0
L-T22	4 – 3c (G7) → Q1	0	0
L-T23	3c (G7) → Q1	0	0
L-T24	3c (G5) → Q1	0	0
L-T25	4 - 3c (G5) → Q1	0	0
L-T26	3c (G5) → Q1	0	0
L-T27	4	0	-
L-T28	3c (G9) → Q1	0	0
L-T29	3c (G9) → Q1	0	0
L-T30	4	-	-

8.3. Invertebrados bentónicos

Para realizar una revisión de las condiciones de referencia actuales, se ha seguido la estructura de escenarios desarrollada en el apartado metodológico, por lo que en este apartado se resume los análisis realizados de las métricas de invertebrados bentónicos por bloques en los que se han aplicado las metodologías distintas explicadas para cada escenario.

Escenarios 1 y 2

Para los análisis de los tipos L-T01, L-T02, L-T03, L-T04, L-T05, L-T10, L-T12 y L-T17 se han utilizado los resultados de las métricas de los lagos con presiones nulas o muy bajas, y se ha establecido el valor de la condición de referencia utilizando la mediana de estos datos.

A continuación se muestran los valores resultantes de los análisis como propuesta de mejora a los valores actuales de condición de referencia del índice IBCAEL de invertebrados bentónicos (Tabla 43). Los análisis y resultados de los lagos analizados para obtener esta propuesta están detallados en el Anexo I.

Tabla 43. Propuesta de mejora del valor de la Condición de Referencia del índice IBCAEL para tipos de lagos con representantes sin presiones (o muy bajas presiones). Para complementar la propuesta se muestran también la mediana de los resultados de los índices ABCO y RIC, y el valor de la condición de referencia actual para cada tipo.

Tipo de lago	ABCO (Mediana)	RIC (Mediana)	Condición de referencia actual	Propuesta de cambio
L-T01	8	15	8,62	9,65
L-T02	7,6	22,5	8,62	12,12
L-T03	7,7	28,5	8,62	12,82
L-T04	8,3	30	8,62	13,25
L-T05	8	31	8,62	12,86
L-T10	6,9	26	4,66	10,47
L-T12	6	35,5	4,66	10,24
L-T17	6,2	38	11,08	11,40

El índice IBCAEL agrupa los tipos L-T01, L-T02, L-T03, L-T04 y L-T05 dentro de un mismo bloque (Tipo IBCAEL 1: Alta montaña), sin embargo, se ha querido ofrecer la propuesta de cambio de condición de referencia por separado para cada uno de los tipos, puesto que como se ve en la Tabla 43, los índices RIC y ABCO son ligeramente distintos entre estos tipos, los lagos L-T01 y L-T02 tienen una mediana de RIC bastante más baja que los otros, y los tipos L-T02 y L-T03 presentan índices ABCO más bajos. Además, el L-T05 tiene carácter temporal, lo que supone un gran cambio en las condiciones de la laguna y en sus especies habitantes. En el caso de haber considerado estos tipos de lagos conjuntamente el valor de propuesta de cambio de las condiciones de referencia para todos los tipos de alta montaña habría sido L-T12,L-T54.

En los análisis de comunidades realizados la comunidad de invertebrados bentónicos de alta montaña, tanto la de microcrustáceos, como la de macroinvertebrados, resultan ser unos de los grupos más diferentes en cuanto a composición del resto. Los análisis de redundancias (RDA) separan los tipos de montaña en cuanto a su composición de especies, señalando incluso algunas especies habituales de

estos tipos (ver Figura 75 y Figura 76). El Heatmap también agrupa los tipos de alta montaña, separados del resto, y los asocia a especies propias de estos lugares (ver Figura 77). Y en los análisis clúster de correspondencia entre tipos de lagos y sus comunidades, según el algoritmo de Beckett para detectar comunidades en redes bipartitas, uno de los bloques más definidos también fue el de los tipos de alta montaña; detectando el Indval algunas especies características de los lagos de alta montaña (ver Figura 84 y Figura 85).

Por lo que respecta a los tipos L-T10, L-T12 y L-T17, también se trataron por separado cada uno de ellos utilizando datos pertenecientes exclusivamente a estos grupos, pues son tipos con características particulares no semejantes entre ellos. En los análisis de comunidades realizados la comunidad de invertebrados bentónicos de estos tipos (L-T10, L-T12 y L-T17), tanto la de microcrustáceos, como la de macroinvertebrados, no muestran que las comunidades de estos tipos sean muy distintas al resto, más bien, suelen estar compuestas por taxones cosmopolitas en su mayoría. Los análisis de redundancias (RDA) no resultan segregados del resto, y su posicionamiento es muy cercano al origen de los ejes (ver Figura 75 y Figura 76). El "Heatmap" también agrupa los tipos L-T10 y L-T12 juntos y en la misma rama que los otros tipos permanentes, y el L-T17 juntos con los tipos temporales (ver Figura 77). Lo mismo sucede en los análisis clúster de correspondencia entre tipos de lagos y sus comunidades, según el algoritmo de Beckett para detectar comunidades en redes bipartitas (ver Figura 84 y Figura 85).

Por último, hay que recordar que una revisión profunda del índice IBCAEL mejoraría en gran medida la valoración del estado ecológico. La revisión de las especies sensibles, ampliación del listado y ajuste de sus valores de sensibilidad, la separación de las agrupaciones de tipos IPH en tipos IBCAEL, la homogeneización de protocolos de muestreo y análisis de laboratorio, … con todo ello se lograría hacer más fiables las determinaciones de estado ecológico a partir de los invertebrados bentónicos. Se recomienda realizar estas mejoras en el índice antes de aplicar exclusivamente los ajustes en el valor de la condición de referencia.

Escenario 3

Para los análisis de los tipos L-T11, L-T15, L-T16, L-T18, L-T19, L-T21, L-T23, L-T24, L-T28 y L-T29 se aplica el escenario 3, dado que no contamos con información de lagunas de referencia sin presiones; se realiza un cálculo interpretativo de condiciones de referencia a partir de datos de lagunas de diferentes niveles de presiones. El primer paso es comprobar que existe una relación de la métrica con la presión a la que en teoría responde, en el caso del índice de invertebrados bentónicos de lagos, a las presiones de eutrofización y contaminación orgánica. La exploración de la respuesta a la presión se hace tipo a tipo. Y como ya se ha explicado, para un mismo lago que se haya muestreado en varias ocasiones, se aplicará la media de los valores de las métricas respuesta. Si existe una clara correlación entre métrica y presión, se inferirá el estado de referencia tal y como se explica en el apartado metodológico (7.4.2, Metodología para el escenario 3).

Dado que el índice IBCAEL responde a las presiones de eutrofización y de contaminación orgánica, se ha realizado el análisis de la relación de la métrica frente a las dos presiones. Cuando no se encuentra relación entre métricas y presiones no se propone cambio en la condición de referencia actual, pues se considera que no se está habiendo respuesta del índice ni a la eutrofización ni a la contaminación orgánica, es el caso de los tipos L-T16, L-T18, L-T19, L-T21 y L-T23. En estos casos es necesario mejorar la respuesta del índice IBCAEL a las presiones con una revisión del índice.

Cuando sólo se encuentra respuesta a una de las dos presiones se propone cambio de la condición de referencia en base a ella; es el caso de los tipos L-T24 y L-T26, en los que la relación entre el IBCAEL y la presión de eutrofización es clara, pero no con la presión por contaminación orgánica.

Cuando se da respuesta de la métrica a ambas presiones, se propone ese valor como condición de referencia si es el mismo para los dos (como sucede en la mayoría de los casos, en los tipos L-T15, L-T28 y L-T29) o, siguiendo el principio de precaución, el menos restrictivo si son diferentes (tipo L-T11).

A continuación, de muestran los valores resultantes de los análisis como propuesta de mejora a los valores actuales de condición de referencia del índice IBCAEL de invertebrados bentónicos (Tabla 44). Los análisis y resultados de los lagos analizados para obtener esta propuesta están detallados en el Anexo I.

Tabla 44. Propuesta de mejora del valor de Condición de Referencia (índice IBCAEL) para los tipos sin representantes sin presiones. Para complementar la propuesta se muestran también el valor de referencia actual, y los valores de referencia resultantes en los cálculos en función de las presiones de eutrofización y contaminación orgánica.

Tipo de lago	Condición de referencia	
	Actual	Propuesta de cambio
L-T11	4,66	8,59
L-T15	6,19	12,79
L-T16	12,44	No
L-T18	12,44	No
L-T19	6,78	No
L-T21	6,78	No
L-T23	9,33	No
L-T24	6,19	12,72
L-T26	6,19	12,72
L-T28	9,2	14,97
L-T29	6,19	8,27

En los análisis de comunidades realizados los tipos tratados en el escenario 3 muestran distintos resultados a tener en consideración para los análisis de correlaciones posteriores para calcular el valor del estado de referencia.

El tipo L-T11 son lagos cárstico calcáreos permanentes que podrían agruparse con los tipos L-T10 y L-T12 con los que comparte métrica ABCO. En los RDA los tipos L-T10, L-T11 y L-T12 se sitúan centrales en la figura sin mostrar una segregación en relación con las variables ambientales utilizadas. En los Heatmaps se ve cómo el tipo L-T11 comparte muchas especies cosmopolitas con los tipos L-T10 y L-T12, a pesar de no quedar agrupado con ellos en la misma rama del dendrograma. Por último, en la correspondencia entre tipos y comunidades según el algoritmo de Beckett, estos tres tipos quedan unidos por sus comunidades de macroinvertebrados. Viendo que los análisis de comunidades respaldan poder utilizar los datos de los tipos L-T10 o L-T12 como apoyo en los análisis de correlaciones para el tipo L-T11, se ha decidido unirlo con el L-T12, pues con él comparte, además, que hay flujo de agua.

El tipo L-T15 son lagos cársticos, en evaporitas, permanentes que sólo se diferencian en el tamaño con el tipo L-T15. En los RDA los tipos L-T14 y L-T15 se sitúan centrales en la figura sin mostrar una segregación en relación con las variables ambientales utilizadas. En los Heatmaps se ve cómo el tipo L-T15 comparte muchas especies cosmopolitas con el tipo L-T14, pese a no quedar agrupados en la misma rama del dendrograma. Y en la correspondencia entre tipos y comunidades según el algoritmo de Beckett, los dos

tipos quedan unidos por sus comunidades, tanto en microcrustáceos, como en macroinvertebrados. Los análisis de comunidades respaldan poder utilizar los datos del tipo L-T15 como apoyo en los análisis de correlaciones para el tipoL-T14, además, ambos comparten métrica ABCO.

Los tipos L-T16 y L-T18 son lagos en interior en cuenca de sedimentación permanentes de mineralización baja y media, respectivamente; además, ambos comparten métrica ABCO. En los RDA los tipos L-T16 y L-T18 se sitúan juntos centrales en la figura sin mostrar una segregación en relación con las variables ambientales utilizadas. En los Heatmaps quedan agrupados en la misma rama del dendrograma, y comparten muchas especies entre los dos. Y en la correspondencia entre tipos y comunidades según el algoritmo de Beckett, los dos tipos quedan unidos por sus comunidades, tanto en microcrustáceos, como en macroinvertebrados. Los análisis de comunidades respaldan poder utilizar los datos del tipo L-T16 y L-T18 conjuntamente en los análisis de correlaciones para calcular el estado de referencia.

Los tipos L-T19 y L-T21 son lagos en interior en cuenca de sedimentación temporales de mineralización media y alta, respectivamente. Ambos comparten métrica ABCO entre ellos, pero no la comparten con ningún tipo más, por lo que sólo podrían unirse entre ellos en caso de que los análisis de comunidades apoyaran esta decisión. En los RDA los tipos L-T19 y L-T21 se sitúan muy separados en la figura, quedando el L-T21 muy cerca del resto de tipos de conductividad alta o muy alta (como el L-T20, L-T22 y L-T23). En los Heatmaps también quedan los tipos L-T19 y L-T21 muy separados en ramas distintas del dendrograma, quedando de nuevo el tipo L-T21 más asociado al resto de lagos salinos. Por último, también resultan muy distantes los L-T19 y L-T21 en la correspondencia entre tipos y comunidades según el algoritmo de Beckett, tanto en microcrustáceos, como en macroinvertebrados; mientras que el tipo L-T21, vuelve a relacionarse con los salinos. Los análisis de comunidades no respaldan poder utilizar los datos del tipo L-T19 y L-T21 conjuntamente en los análisis de correlaciones para calcular el estado de referencia. El tipo L-T21 sí queda muy relacionado con los tipos salinos, sin embargo, al tener diferentes métricas, especies sensibles y valores de sensibilidad asociados en el índice ABCO, no se pueden utilizar en las mismas correlaciones.

Los tipos L-T24 y L-T26 son lagos en interior en cuenca de sedimentación de origen fluvial de mineralización baja o media; además, ambos comparten métrica ABCO. En los RDA los tipos L-T24 y L-T26 se sitúan centrales y cercanos a los tipos litorales. En los Heatmaps quedan agrupados en la misma rama del dendrograma, y comparten muchas especies cosmopolitas entre los dos. Y en la correspondencia entre tipos y comunidades según el algoritmo de Beckett, los dos tipos quedan separados, quizá por el carácter temporal de algunos tipos L-T24 (algo muy discriminante en este análisis), sin embargo, comparten varias comunidades entre ellos. Los análisis de comunidades respaldan pues poder utilizar los datos del tipo L-T24 y L-T26 conjuntamente en los análisis de correlaciones para calcular el estado de referencia.

Por último, el tipo L-T28 sólo está unido al tipo L-T20 en el índice ABCO, por lo que sólo podrían utilizarse los datos de estos dos tipos conjuntamente debido a que sólo entre ellos comparten métrica. Sin embargo, los análisis de comunidades no muestran ninguna similitud entre estos dos tipos. En los RDA, el tipo L-T28 (lejos del tipo L-T20) lo relaciona con los otros tipos litorales L-T29 y L-T30. En los Heatmaps también quedan los tipos L-T20 y L-T28 muy separados en ramas distintas del dendrograma, quedando de nuevo el tipo L-T28 más asociado al resto de lagos litorales. También resultan muy distantes los L-T20 y L-T28 en la correspondencia entre tipos y comunidades según el algoritmo de Beckett, tanto en microcrustáceos, como en macroinvertebrados; mientras que el tipo L-T28, vuelve a relacionarse con el L-T29. Los análisis de comunidades no respaldan poder utilizar los datos del tipo L-T20 y L-T28 conjuntamente en los análisis de correlaciones para calcular el estado de referencia. El tipo L-T28 sí queda bastante relacionado con los otros tipos litorales, sin embargo, al tener diferentes métricas, especies sensibles y valores de sensibilidad asociados en el índice ABCO, no se pueden utilizar en las mismas correlaciones. El tipo L-T29, por tanto, le sucede lo mismo, y tampoco se puede unir con ninguno de los otros tipos con los que comparte métrica.

Hay que recordar que una revisión profunda del índice IBCAEL mejoraría en gran medida la valoración del estado ecológico. La revisión de las especies sensibles, ampliación del listado y ajuste de sus valores de sensibilidad, la separación de las agrupaciones de tipos IPH en tipos IBCAEL, la homogeneización de protocolos de muestreo y análisis de laboratorio, … con todo ello, se lograría hacer más fiables las determinaciones de estado ecológico a partir de los invertebrados bentónicos. Se recomienda realizar estas mejoras en el índice antes de aplicar exclusivamente los ajustes en el valor de la condición de referencia.

Escenario 4

Como ya se ha explicado en el apartado metodológico, en este conjunto incluimos tipos con muy pocas masas de agua (menos de 5) y siempre muy diferentes entre ellas, por lo que en el presente informe recomendamos realizar estudios específicos y focalizados en comprender la dinámica rectora de cada uno de los sistemas y acomodar las condiciones de referencia a dichos resultados. En la Tabla 45 se presenta la propuesta de mejora del valor de Condición de Referencia (índice IBCAEL) para estos tipos.

Tabla 45. Propuesta de mejora del valor de Condición de Referencia (índice IBCAEL) para los tipos del escenario 4.

Tipo de lago	CR Actual	Propuesta de cambio
L-T06	4,66	7,95
L-T07	4,66	5,75
L-T08	4,66	6,47
L-T09	8,62	10,58
L-T13	11,08	Datos insuficientes
L-T14	6,19	9,68
L-T20	9,2	Datos insuficientes
L-T22	6,62	9,54
L-T25	6,19	Datos insuficientes
L-T27	6,19	Datos insuficientes
L-T30	11,08	Datos insuficientes

Para los tipos L-T06, L-T14 y L-T22 hay una única masa de agua declarada y se trata de masas naturales con características únicas, por lo que se ha revisado la condición de referencia tomando estos lagos como referencia de sí mismos y se ha comprobado que el valor de referencia actual es bajo en comparación con los resultados obtenidos, por lo que se ha decidido aumentar hasta la mediana de los resultados obtenidos, a pesar ser conscientes que son lagos con ciertas presiones y que el valor de referencia podría ser aún mayor. Una búsqueda exhaustiva de información bibliográfica histórica podría ayudar a conocer mejor la comunidad típica de estas lagunas en ausencia de presiones.

En los tipos L-T07, L-T08 y L-T09 hay una única masa de agua declarada, pero sí que pueden existir otros representantes del tipo no-masa, aunque sólo en el caso del tipo L-T08 (y en sólo una ocasión) se cuenta con resultados de otro representante. En estos tres tipos se ha procedido de la misma manera que con los 3 anteriores, se ha comprobado que el valor de referencia actual es bajo en comparación con los resultados obtenidos, por lo que se ha decidido aumentar hasta la mediana de los resultados obtenidos, a pesar ser conscientes que son lagos 7 y 8 tienen presiones y que el valor de referencia podría ser aún mayor. Para el tipo L-T09 se recomienda ajustar mejor el índice a la comunidad propia del tipo.

En los tipos L-T20, L-T25 y L-T27 se cuenta únicamente con 2-3 masas de agua naturales declaradas y se encuentran sometidas a distintas presiones. Estas masas son únicos representantes de sus tipos toda la España peninsular. Actualmente no se cuenta con información suficiente para determinar el valor de referencia de estos tipos, por lo que no se ofrece propuesta de cambio.

Por último, de los tipos L-T30 y L-T13 tampoco se cuenta con información suficiente para determinar el valor de referencia del tipo, en ambos tipos se necesitan más datos, ya sean bibliográficos o de análisis directo.

o

9.1. Validación de la red de referencia activa a 2024

9.2. Propuesta de nuevos puntos de referencia

9.3. Propuesta de puntos con características particulares (representativos de sí mismos)

9.4. Propuesta de puntos para el seguimiento y determinación futura de condiciones de referencia

9.5. Balance final de lagos en la red ampliada



9. Propuesta de red para el estudio de la categoría LW

Como ya se ha explicado extensamente, la situación de los distintos tipos de la categoría lagos es muy diversa en términos de presiones antrópicas, pero también en términos numéricos, encontrando algunos tipos con más de 20 masas de agua y otros con únicamente una o dos masas de agua. Por todo esto, la definición de una red de referencia que abarque todos los tipos es un asunto complejo. En este sentido, en el presente proyecto proponemos una **ampliación de la red actual que incluye nuevos puntos de mínimas presiones** (muchos de ellos no declarados masa de agua) **y una serie de puntos que no pueden considerarse de referencia** (puesto que presentan niveles considerables de presión), pero cuyo análisis y seguimiento puede contribuir a centrar esfuerzos de cara a la determinación de las condiciones de referencia de los distintos tipos.

9.1. Validación de la red de referencia activa a 2024

En 2024 se ha procedido a realizar una nueva consulta en NABIA de los puntos de muestreo activos en la red del subprograma de referencia, dentro del programa de control de vigilancia, para las masas de agua superficiales de la categoría lagos, de acuerdo con los documentos del tercer ciclo de planificación hidrográfica. A partir de dicha consulta, realizando el mismo proceso de descarte de masas de agua "muy modificadas", de puntos duplicados y puntos no validados por las Confederaciones descrito en el proceso de selección inicial de estaciones (apartado 3), se obtuvieron únicamente **10 puntos de referencia para la categoría lagos** (Tabla 46).

Tabla 46. Puntos de referencia de la categoría lagos recogidos en NABIA a inicios de 2024, tras el descarte de puntos duplicados y no validados.

Demarcación	Código tipo masa de agua	Punto de muestreo		Masa de agua	
		Código	Nombre	Código	Nombre
EBRO	L-T01	EBL6466	Estany Gran de Mainera	ES091MSPF1747	Complejo lagunar Cuenca de San Antonio (1,3)
	L-T01	EBL5987	Estany Negre (de Boí)	ES091MSPF987	Estany Negre
DUERO	L-T03	DUGRA1	Laguna Grande De Gredos	ES020MSPF000101106	Laguna Grande de Gredos
	L-T06	DUSAN1	Lago De Sanabria	ES020MSPF000101101	Lago de Sanabria

Demarcación	Código tipo masa de agua	Punto de muestreo		Masa de agua	
		Código	Nombre	Código	Nombre
TAJO	L-T03	TA48305001	Laguna Grande de Peñalara	ES030MSPF0455040	Laguna Grande de Peñalara
	L-T03	TA48205002	Laguna de Los Pájaros	ES030MSPF0456040	Laguna de Los Pájaros
	L-T05	TA48205003	Complejo lagunar de humedales temporales De Peñalara	ES030MSPF0457040	Complejo lagunar de humedales temporales del Macizo de Peñalara
	L-T10	TA53901007	Laguna de Tara-villa	ES030MSPF0149040	Laguna de Taravilla
	L-T12	TA43304002	Laguna de Somo-linos	ES030MSPF0331040	Laguna de Somolinos
GUADIANA	L-T12	GN00000713	Laguna Concejo	ES040MSPF004000500	Lagunas Conceja Y Redondilla del Osero

En este listado, con respecto al obtenido en 2019 en el estudio de validación inicial (apartado 5), han quedado fuera de la red actual algunas de las lagunas que presentaron más presiones: Estanque Grande de Estanya (ES091MSPF1014), Ibón de Astún (EBL7051), Ibón de Anayet (EBL7085), Laguna de El Hito (ES040MSPF004000270), Laguna de Alcahozo (ES040MSPF004000320) y Laguna de Salicor (ES040MSPF004000420). Aunque para algunas de las 10 masas de agua restantes se han detectado ciertas presiones, no se considera que ninguna de ellas deba eliminarse de la red de referencia activa. Los resultados obtenidos en el cálculo y análisis de evaluación de presiones para todos estos lagos pueden consultarse en el Anexo X.

En ningún caso las Confederaciones Hidrográficas han incluido en la red activa las lagunas que propusieron en 2019 como posibles candidatas para formar parte de la red de referencia: Laguna de Lacillos o del Acillo (ES020MSPF000101104) y laguna de la Caldera (ES060MSPF0632500).

9.2. Propuesta de nuevos puntos de referencia

Tras el análisis detallado de presiones antrópicas que se recoge en el Anexo X, se ha hecho una selección de puntos para proponer su inclusión en la red del subprograma de referencia. En general, se han elegido los mejores lagos estudiados en cada tipo, en términos de conseguir el mínimo nivel de presiones, el mejor estado ecológico y la mayor variabilidad ambiental posible. Los criterios utilizados se recogen en la Tabla 47.

Tabla 47. Criterios de selección de nuevos puntos de referencia para su inclusión en la red.

Criterios de selección
2 representantes por tipo
Únicamente lagos muestreados en el presente proyecto, para contar con datos propios y conocimiento in situ de las presiones e impactos
Lagos con mínimas presiones posibles (relativo a la cuantificación basada en observaciones de campo, búsqueda bibliográfica y análisis de usos del suelo)
Preferencia a lagos que pertenezcan a redes ya establecidas de seguimiento de los efectos del cambio climático y la contaminación atmosférica
Lagos con accesos asequibles (en montaña se ha evitado incluir lagos con accesos demasiado complejos)
Preferencia a lagos que estén situados en distintas regiones de la península para conseguir una mayor dispersión geográfica en la red
Preferencia a lagos con características hidromorfológicas distintas para conseguir una mayor heterogeneidad ambiental
Preferencia a lagos con posibilidad de muestreo para todos los elementos biológicos (lagos con orillas colonizables por macrófitos, <2300 m de altitud…)

Como ya se ha indicado anteriormente, gran parte de los lagos estudiados en el presente proyecto, no son masas de agua. De manera similar, **10 de los 16 lagos propuestos como de referencia no pertenecen a masas de agua declaradas**. Tal y como indicaba el CEDEX en la propuesta inicial de lagos de referencia (CEDEX 2009b), estos sistemas podrían incluirse en la red de referencia sin declararlas como masas o podrían designarse aunque no cumplan los criterios mínimos establecidos en la Instrucción de Planificación Hidrológica (MITERD 2008), siempre que estuviesen en muy bien estado atendiendo al criterio de relevancia ecológica recogido en dicha instrucción.

Hay que destacar que esta selección **es una red preliminar, ya que la disponibilidad de datos en la categoría lagos es, en general, aún limitada**. El posterior estudio y seguimiento de estos lagos determinará el que se mantengan o no dentro de la red de referencia. Conforme se vaya disponiendo de mayor información, esta selección podrá ser modificada: se podrán proponer nuevos lagos y humedales como estaciones de referencia, mientras que algunos de los ya propuestos podrían ser descartados si se encuentra otros candidatos más adecuados.

El listado de nuevos lagos de referencia propuestos, correspondiente a 8 de los 30 tipos de lagos y se encuentra en la Tabla 48. En el tipo 3 se incluye la Laguna de Lacillos o del Acillo (ES020MSPF000101104), propuesta en 2019 por la Confederación Hidrográfica del Duero durante la consulta de validación de estaciones. Una descripción más detallada, tipo a tipo, de las lagunas seleccionadas está disponible en el Anexo I. El análisis detallado de presiones antrópicas para estos lagos y el resto de puntos considerados en estos tipos se recoge en el Anexo X.

Tabla 48. Listado de puntos con bajas presiones propuestos para la red de referencia.

Tipo (L-T)	codigo refcon	nombrerefcon	Código de Masa de Agua	XUTM (h30)	YUTM (h30	Demarcación
01	du32g	Laguna Cimera	Na	303965	4459506	DUERO
01	eb27g	Lac Redon	ES091MSPF970	809756	4727848	EBRO
02	du06g	Laguna de la Clara	Na	185219	4670050	DUERO
02	eb28g	Ibón de Acherito	Na	687255	4750005	EBRO
03	du02g	Laguna del Acillo	ES-020MSPF000101104	187123	4678847	DUERO
03	ms06g	Lagoa de Ocelo	Na	180422	4682195	MIÑO-SIL
04	cn13g	Lago de las Moñetas	Na	354604	4783676	CANT. OCC.
04	eb31g	Estany de Trescuro de Baix (CL Cuenca de Peguera)	ES091MSPF1754	833106	4719025	EBRO
05	cn15g	Hoyos de Lloroza S (CL de Lloroza, temp)	Na	352849	4780020	CANT. OCC.
05	du09g	Laguna de Cabuezo	Na	245131	4766537	DUERO
10	cn05g	Lamiogin	Na	508715	4757843	CANT. OR.
10	ju01g	Laguna del Tejo (CL Torcas de Cañada del Hoyo)	ES080MSPFL12	595838	4426880	JUCAR
12	ju03g	Laguna del Marquesado	ES080MSPFL14	613470	4449426	JUCAR
12	ju30g	Laguna del Arquillo	ES080MSPFL08	555468	4289568	JUCAR
17	du44g	Laguna Grande o de Pradales (CL Lagunas de Fontecha)	Na	355806	4729937	DUERO
17	ju93g	Laguna del Cerro o de Noguera	Na	615475	4482410	JUCAR

9.3. Propuesta de puntos con características particulares

Como hemos descrito anteriormente, algunos tipos incluyen muy pocas masas de agua (<5), ya que se trata de lagos con características particulares y, en algunos casos, únicas (al no darse en ningún otro lago de la península). En general podría considerarse que estos lagos son únicamente representativos de sí mismos, por lo que **la determinación de sus condiciones de referencia pasa por una aproximación específica para cada masa de agua**. Por tanto, se propone la inclusión de todas las masas de agua declaradas en estos tipos, salvo alguna excepción, en la red de estudio para la determinación de condiciones de referencia.

En primer lugar, encontramos **3 puntos de muestreo que entran dentro de esta categoría y presentan nulas o bajas presiones antrópicas** (Tabla 49). La laguna de la Caldera en Sierra Nevada es la única masa de agua declarada en la alta montaña meridional (L-T09), y fue propuesta como referencia en 2019 por las Cuencas Mediterráneas Andaluzas durante la consulta de validación de estaciones. Por otro lado, hemos encontrado algunas lagunas no-masa de agua asimilables al tipo L-T13 con mínimas presiones, por lo que se han incluido en nuestra propuesta. Se trata de lagunas cársticas calcáreas temporales, con una hidrología efímera muy particular, por lo que sería muy interesante su estudio a largo plazo (ver más detalles en el Anexo I).

Tabla 49. Listado de puntos con bajas presiones y características particulares propuestos para la red de referencia.

Tipo (L-T)	codigo refcon	nombrerefcon	Código de Masa de Agua	XUTM (h30)	YUTM (h30	Demarcación
09	ma01g	Laguna de la Caldera	ES060MSPF0632500	470756	4101023	CUENCAS MEDITERRANEAS ANDALUZAS
13	ju04g	Torca Seca	Na	595394	4427579	JUCAR
13	ta07g	Laguna del Espinar	Na	541103	4466833	TAJO

En segundo lugar, encontramos **17 puntos de muestreo con características particulares que no están ausentes de presiones** y, por lo tanto, no pueden considerarse como de referencia, pero que **deben estudiarse específicamente para poder determinar sus condiciones de referencia**. Serían los lagos y lagunas pertenecientes a:

- Tipos con una única masa de agua: En esta situación encontramos los lagos de Covadonga, en Picos de Europa (con el lago Enol como representante del tipo L-T07 y el lago Ercina del tipo L-T08), el Estany de Banyoles (L-T14) y la Laguna Salada de Chiprana (L-T22).
- Tipos con dos masas de agua: En esta situación encontramos las lagunas asociadas a turberas alcalinas (L-T27), donde se incluyen las de Padul en Granada y las de Ribatehilos en Huelva. En ambos casos se han seleccionado los puntos de muestreo correspondientes a las lagunas de mayor tamaño. También encontramos las lagunas de origen fluvial, tipo meandro (L-T26), donde se incluyen Braç esquerre de l'illa de Tordera (que no ha podido muestrearse al haberse encontrado seco en varias visitas) y meandres del riu Fluvià. Entre los dos puntos de muestreo dentro de esta masa se ha seleccionado el meandre de les Llúdrigues, al haber presentado un mejor estado ecológico.
- Tipos con tres masas de agua: En esta situación encontraríamos las lagunas cársticas calcáreas temporales (L-T13), aunque durante el presente proyecto no se han podido muestrear ni Clot d'Espolla ni Estanyols de la Vall de S. Miquel-temporanis petits. También sería el caso de las lagunas permanentes de mineralización alta o muy alta (L-T20), al descartar la masa de agua Sèquia Major (ES100MSPFH1900010) por considerarse muy modificada (Antonio Camacho 2018). En este tipo, se ha seleccionado la laguna Chica de Villafranca frente a la laguna Grande como punto de muestreo dentro de la masa de agua, debido a que la primera presenta menor nivel de presiones antrópicas.
- Tipos con cuatro masas de agua: Sería el caso de las lagunas de origen fluvial, tipo llanura de inundación, de mineralización alta o muy alta (L-T25), al descartar la Marisma de Doñana (ES050MSPF012000028) por considerarse masa de agua de transición (Antonio Camacho 2018). Durante este proyecto no ha podido muestrearse la Plana de Inundación del Partido al no haberla encontrado con agua. No se incluye en nuestra propuesta la laguna del Arroyo Sajón (ES050MSPF012000006), puesto que los valores obtenidos indican que podría tratarse de un L-T24 (mineralización baja o media; ver Anexo IV), por lo que sería necesario confirmar el tipo cuando se disponga de un mayor número de datos.

Tabla 50. Listado de puntos con características particulares. No pueden considerarse lagos de referencia, pero su análisis es fundamental para poder determinar las condiciones de referencia del tipo.

Tipo (L-T)	codigo refcon	nombrerefcon	Código de Masa de Agua	XUTM (h30)	YUTM (h30	Demarcación
07	cn02g	Lago Enol	ES018MSPF ES141MAL000040	338631	4793117	CANT. OCC.
08	cn03g	Lago Ercina	ES018MSPF ES141MAL000050	339185	4792278	CANT. OCC.
13	cc01g	Clot d'Espolla	ES100MSPFH1040020	976508	4682526	C. INT. CATALUNYA.
13	cc02g	Estanyol de la Sorra (Estanyols de la Vall de S. Miquel. Temporanis petits)	ES100MSPFH1040030	969458	4679715	C. INT. CATALUNYA.
13	gn16g	Laguna de Navalcudia (CL de El Bonillo)	ES040MSPF004000480	544445	4310444	GUADIANA
14	cc03g	Estany de Banyoles	ES100MSPF0450401	975991	4679478	C. INT. CATALUNYA.
20	eb58g	Laguna de Pitillas	ES091MSPF1016	616706	4696725	EBRO
20	gn02g	Laguna Chica de Villafranca de los Caballeros	ES040MSPF004000430	471239	4368302	GUADIANA
20	gv02g	Laguna Honda	ES050MSPF ES0512000020	399082	4161817	GUADALQUIVIR
22	eb12g	Laguna Salada de Chiprana	ES091MSPF990	736103	4569288	EBRO
25	gn08g	Laguna del Taray de Quero	ES040MSPF004000390	472752	4375701	GUADIANA
25	gn17g	Tablas de Daimiel - Los Almochinales	ES040MSPF004000620	439748	4332269	GUADIANA
25	gv15g	Plana de Inundación del Partido (PROV)	ES050MSPF012000024	193780	4117597	GUADALQUIVIR
26	cc06g	Braç esquerre de l'illa del Tordera (Estanys de Tordera)	ES100MSPFH1050040	975111	4633033	C. INT. CATALUNYA.
26	cc09g	Llúdrigues (Aiguamolls de l'Alt Empordà-Meandres)	ES100MSPFH1040010	1002148	4687993	C. INT. CATALUNYA.
27	gv05g	Laguna de Ribatehilos (CL Turberas de Ribatehilos)	ES050MSPF012000022	176817	4115633	GUADALQUIVIR
27	ma04g	Turberas de Padul	ES060MSPF0632510	446365	4096664	CUENCAS MED. ANDALUZAS

Las particularidades de cada tipo se desarrollan con más detalle en el Anexo I y el análisis detallado de presiones antrópicas se recoge en el Anexo X.

9.4. Propuesta de puntos para el seguimiento

Para el resto de tipos de la categoría lagos no tenemos puntos de muestreo con niveles bajos de presiones, pero contamos con más de 5 masas de agua o no-masas asimilables que pueden analizarse en conjunto. Por ello, se han seleccionado los mejores lagos entre las opciones estudiadas, en términos de conseguir el nivel de presiones más bajo, el mejor estado ecológico y la mayor variabilidad ambiental posible, para la creación de una red de seguimiento que permita aumentar la información disponible en cada tipo y focalizar esfuerzos de cara a la determinación futura de sus condiciones de referencia. Los criterios utilizados se recogen en la Tabla 51.

Tabla 51. Criterios de selección de puntos para el seguimiento y determinación futura de condiciones de referencia.

Criterios de selección
2 representantes por tipo
Únicamente lagos muestreados en el presente proyecto, para contar con datos propios y conocimiento in situ de las presiones e impactos
Lagos con mínimas presiones posibles (relativo a la cuantificación basada en observaciones de campo, búsqueda bibliográfica y análisis de usos del suelo)
Preferencia a lagos que pertenezcan a redes ya establecidas de seguimiento de los efectos del cambio climático y la contaminación atmosférica
Preferencia a lagos que estén situados en distintas regiones de la península para conseguir una mayor dispersión geográfica en la red
Preferencia a lagos con posibilidad de muestreo para todos los elementos biológicos (lagos con orillas colonizables por macrófitos, <2300 m de altitud…)

De los **lagos propuestos para el estudio y seguimiento, 9 de los 22 lagos no pertenecen a masas de agua declaradas** (Tabla 52). Un ejemplo serían los dos representantes del tipo L-T30. Para este tipo de lagunas interdunares temporales, únicamente hay 3 masas de agua declaradas (Complejo lagunar lagunas Peridunares de Doñana, Complejo lagunar Navazos y Llanos de las Marismillas y Complejo Corrales de sistema de dunas móviles), todas ellas en el entorno de Doñana. Sin embargo, consideramos que hay otros complejos lagunares repartidos en la costa española que podrían asimilarse al tipo. En este sentido, se ha propuesto el seguimiento de un sistema en la costa valenciana y otro en la costa gaditana.

En este listado de lagunas para su estudio, algunas sí forman parte de la red de masas de agua, pero presentan un tipo distinto al recogido en los documentos del tercer ciclo de Planificación Hidrológica. Por ejemplo, Estanyols del Pla dels Estanyets aparece seleccionado como parte del tipo L-T19, ya que los valores obtenidos en el presente proyecto parecen indicar una mineralización media (y no una mineralización baja propia del L-T17; ver Anexo IV). De manera similar, la Charca de Monreal (en el Complejo de Altube) aparece con un L-T18 asignado, a pesar del cambio de tipología aplicado en los documentos de tercer ciclo. En este caso, se ha decidido mantener el carácter semi-permanente. En ambos casos será necesario obtener más información para confirmar la asignación del tipo en un futuro. También hay discrepancias en el caso de la laguna de Sopetón (L-T29), al tratarse de una laguna permanente situada en un complejo lagunar que incluye varias tipologías (ver apartado 6.5.4).

Tabla 52. Listado de puntos con presiones propuestos para la red de estudio y seguimiento para la determinación de condiciones de referencia.

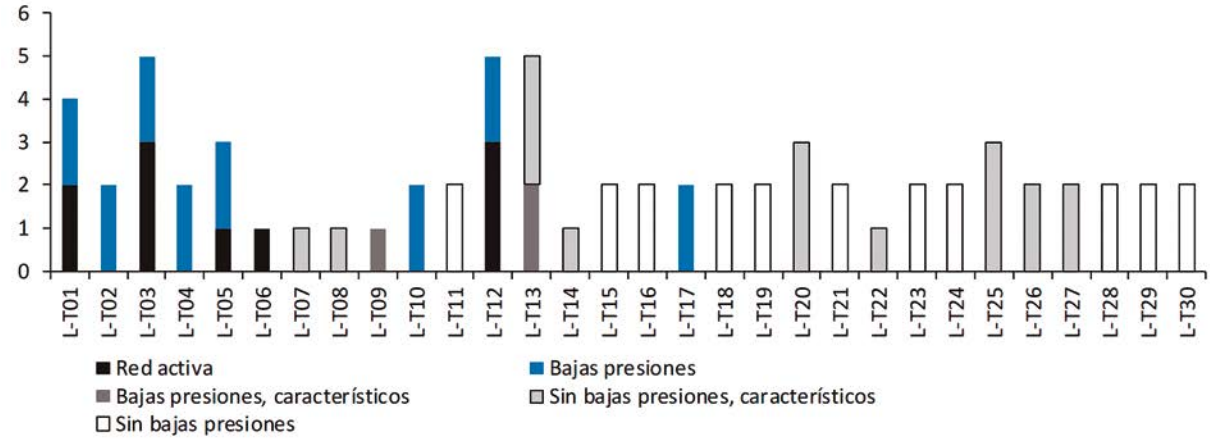
Tipo (L-T)	codigo refcon	nombrerefcon	Código de Masa de Agua	XUTM (h30)	YUTM (h30	Demarcación
11	ebx7g	Ojos de Monreal	Na	639017	4514080	EBRO
11	ju02g	Ullal de Baldoví (Albufera)	ES080MSPFL18	731480	4347759	JUCAR
15	eb54g	Lago de Arreo	ES091MSPF1019	500727	4736198	EBRO
15	eb55g	Laguna de Bárcena (Gayangos o Antozanos)	Na	458677	4760964	EBRO
16	cc15g	Basses de Can Jordà	ES100MSPFH1040060	955161	4680465	C. INT. CATALUNYA.
16	du46g	Laguna Sentiz	Na	318784	4713897	DUERO
18	cn06g	Charca de Monreal (Altube)	ES017MSPF ES053MAL000070	510772	4757870	CANTABRICO ORIENTAL
18	du27g	Laguna de Navaelsoto (CL Cantalejo)	Na	417613	4569699	DUERO
19	cc04g	Estanyols del Pla dels Estanyets	ES100MSPFH1500010	1019408	4704498	C. INT. CATALUNYA.
19	gn10g	Laguna de Fuentillejo	ES040MSPF004000690	408577	4310588	GUADIANA
21	gn03g	Nava Grande (CL Navas de Malagón)	ES040MSPF004000640	419126	4337346	GUADIANA
21	gn04g	Laguna del Hito	ES040MSPF004000270	526337	4412857	GUADIANA
23	gn05g	Laguna de Alcahozo de Pedro Muñoz	ES040MSPF004000320	510655	4360370	GUADIANA
23	gn06g	Laguna de Salicor	ES040MSPF004000420	485383	4368611	GUADIANA
24	du04g	Laguna de la Herrada	Na	552303	4615244	DUERO
24	du12g	Laguna de la Vega	Na	291954	4659341	DUERO
28	ju13g	Prat de Cabanes	ES080MSPFL01	773218	4454277	JUCAR
28	ju26g	Marjal de Peñíscola	ES080MSPFL20	788880	4474858	JUCAR
29	gv11g	Laguna de Sopetón	ES050MSPF012000004	192849	4095772	GUADALQUIVIR
29	ju16g	Llacuna Nova del Canyar (CL Malladas del Saler, perm)	Na	732376	4356623	JUCAR
30	aa10g	Pozo de la Duna (CL Trafalgar) Reserva herpetológica	Na	227389	4009166	GUADALETE Y BARBATE
30	ju09g	La Malladeta (CL Malladas del Saler, temp)	Na	732374	4356237	JUCAR

Hay que destacar que esta selección es preliminar, ya que la disponibilidad de datos en la categoría lagos es, en general, aún limitada. Conforme se vaya disponiendo de mayor información, esta selección podrá ser modificada: se podrán proponer nuevos lagos y humedales, mientras que algunos de los ya propuestos podrían ser descartados si se encuentra otros candidatos más adecuados. Por tanto, es especialmente importante continuar con el proceso de identificación y recopilación de lagos, lagunas y humedales que puedan asimilarse a alguno de estos tipos. El análisis detallado de presiones antrópicas identificadas para estos puntos de muestreo y el resto de puntos considerados en el estudio están disponibles en el Anexo X.

9.5. Balance final de lagos en la red ampliada

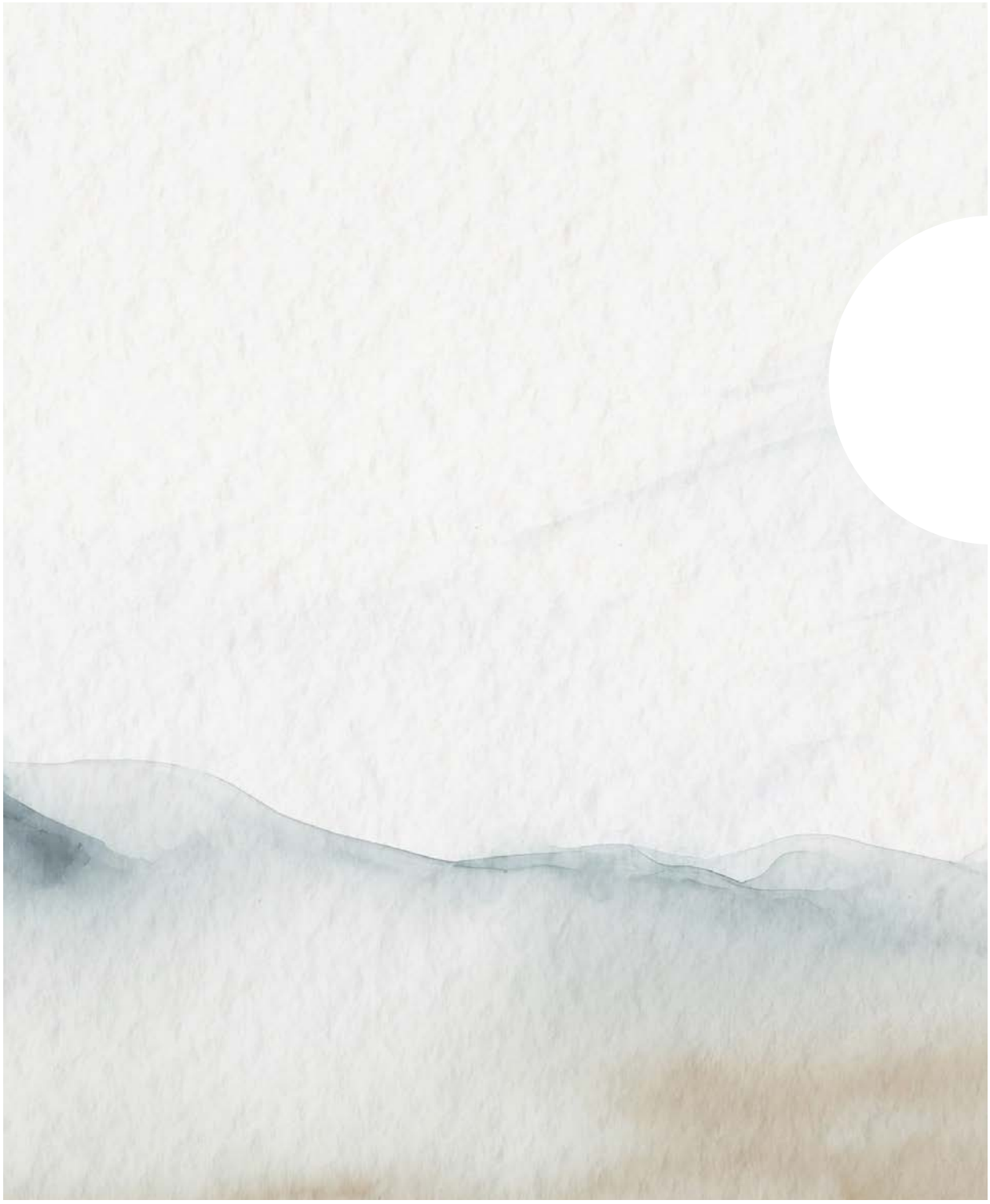
Finalmente, la red ampliada propuesta para el estudio de las masas de agua de la categoría lagos consta de 68 puntos de muestreo, incluyendo entre 2 y 5 puntos por tipo (excepto en los tipos con masas de agua únicas, Figura 89). Como ya hemos indicado, no puede interpretarse como una red de referencia en su conjunto, ya que incluye lagos con niveles considerables de presiones antrópicas. Sin embargo, el estudio y seguimiento de estos lagos puede ser fundamental para la determinación de las condiciones de referencia de los distintos elementos de calidad.

Figura 89. Distribución, por tipos, del número de lagos propuestos para la red de determinación de condiciones de referencia. Incluye 10 puntos de referencia pertenecientes a la red activa a inicios de 2024 (en color negro) y otros 58 puntos con distintas características: 16 lagos con mínimas presiones (color azul), 3 lagos con mínimas presiones y características particulares (representantes de sí mismos; color gris), 17 lagos con niveles considerables de presiones pero características particulares (representantes de sí mismos; color gris y contorno negro) y 22 lagos con niveles considerables de presiones (color blanco, contorno negro).



En general, un paso esencial para la mejora del sistema de evaluación de estado ecológico es la declaración de masas de agua adicionales para garantizar su seguimiento dentro del sistema y la detección de amenazas a su conservación. Ciertos estudios determinan que más de un 30% de las aguas continentales de todo el mundo se encuentran en lagunas y humedales de menos de 10 Ha (Downing et al. 2006). Este fenómeno es especialmente relevante en España, donde la mayoría de ecosistemas naturales son de pequeñas dimensiones (Antonio Camacho 2008). A modo de ejemplo, la Agencia Catalana del Agua no solo propuso como masa de agua todos los lagos y estanques naturales de más de 8 Ha de superficie, sino también aquellos sistemas lacustres o palustres de tamaño inferior a 8 Ha, pero que tienen alguna figura de protección (PEIN, ZEC, ZEPA, Reserva Natural Parcial e Integral, Reserva de Fauna Salvaje). Se incluyeron también zonas húmedas de interés para la conservación de la fauna y flora, aquellas que tenían planes de conservación de especies amenazadas, y todo tipo de sistemas que tuvieran un muy buen o buen estado ecológico, además de aquellos con características singulares (Munné and Prat 2006). Estos criterios tan amplios, sin embargo, no se utilizaron en todos los Organismos de cuenca, por lo que hay un gran número de lagunas y humedales que quedan actualmente fuera del sistema de evaluación y que podrían aportar mucha información de cara a la revisión de las condiciones de referencia. En este sentido, se recomienda continuar con el esfuerzo realizado en este proyecto para la recopilación de datos de no-masas de agua repartidas por la geografía española.

o



10. Conclusiones finales

Las principales conclusiones derivadas de los trabajos desarrollados en el presente proyecto son:

- Para la categoría LW no puede establecerse una red de referencia según se define en el documento 10 del grupo de trabajo del CIS (Wallin, Wiederholm, and Johnson 2003) ya que existen muy pocas masas de agua sin presiones. Esto resulta en la necesidad de derivar condiciones de referencia a partir de métodos alternativos como modelización a partir de estudios de gradiente.
- La escasez de masas de agua de la categoría LW clasificadas como de referencia es síntoma del estado crítico de conservación de este conjunto de ecosistemas. Especialmente en altitudes bajas, fuera de la alta y media montaña, el nivel de degradación de lagos, lagunas y humedales es elevado. Aun saliendo del contexto de las masas de agua declaradas, ha sido imposible localizar ecosistemas inalterados o poco alterados para realizar análisis directos de condiciones de referencia en muchos de los tipos.
- Para generar una cantidad de datos suficiente para el análisis ha sido necesaria la búsqueda de lagos, lagunas y humedales no-masas de agua para los muestreos. Esto ha supuesto un gran esfuerzo, pero ha permitido detectar algunas no-masas con bajas presiones. La información recopilada fuera de los listados de seguimiento de estado ecológico de los Organismos de cuenca es una de las principales contribuciones de los trabajos desarrollados en este proyecto.
- Para el análisis de gradientes de presión se han identificado aspectos muy importantes como:
  - La relevancia de una buena tipificación. Se han revisado los datos que motivan la clasificación y la asignación de tipo en masas y no-masas. Se han detectado aquellos aspectos que requieren especial atención, como el hidroperiodo, la temporalidad o la salinidad, etc.
  - La necesidad de una buena cuantificación de presiones. Se ha realizado una primera aproximación en este proyecto, analizando las presiones hidromorfológicas y las presiones por eutrofización y por contaminación orgánica en base a la información recopilada en campo y parte de información bibliográfica. Para una mejora de los análisis, hay que seguir desarrollando la metodología de cálculo de estas presiones.
- Fuera del contexto del cambio climático y el depósito atmosférico, las principales afecciones antrópicas en todo el territorio son las actividades agrarias y ganaderas, que afectan de manera directa e indirecta a todo el conjunto de sistemas lacustres fuera de la alta y media montaña. La ganadería y la alteración hidromorfológica (de manera más moderada) son los principales vectores de degradación de los ecosistemas lénticos en alta y media montaña.
- Tras la revisión de los niveles de presión en los distintos puntos muestreados, se proponen nuevos puntos de referencia, algunos de ellos fuera del conjunto de masas de agua declaradas, pero perfectamente encuadrados en la tipología y completamente libres de presiones directas.

- Adicionalmente, se han identificado aquellos tipos con muy pocas masas de agua, y se han listado las masas que tienen características ecológicas muy particulares que las hacen difíciles de comparar con otros sistemas. Se propone abordar el establecimiento de las condiciones de referencia de estas masas con análisis específicos, mediante estudios históricos y/o paleolimnológicos.
- Finalmente, se proponen una serie de lagos, lagunas y humedales para su seguimiento, de cara a la recopilación de información para el modelado y futura evaluación o determinación de las condiciones de referencia. Con ello, se completa una propuesta de red para el estudio de la categoría LW, que incluye masas y no-masas de agua, así como puntos de referencia y puntos en un gradiente de presión.
- La mayoría de los ecosistemas lacustres naturales en España son de pequeñas dimensiones y los criterios de tamaño para la declaración de masas de agua difieren entre distintos Organismos de Cuenca. Por ello, gran número de lagunas y humedales repartidas por la geografía española quedan actualmente fuera del sistema de evaluación, pero podrían aportar mucha información de cara a la revisión de las condiciones de referencia. En este sentido, se recomienda continuar con el esfuerzo realizado en este proyecto para la recopilación de datos de no-masas de agua.

Las principales conclusiones derivadas del análisis de los distintos elementos biológicos y las métricas para la evaluación de estado son:

Fitoplancton

- El elemento de calidad fitoplancton representa una herramienta muy útil para el seguimiento y estudio de cuestiones como la eutrofización de las masas de agua del sistema de evaluación de estado ecológico, especialmente en masas de la categoría LW que tengan determinadas características, como un desarrollo en profundidad importante. A medida que la profundidad máxima que define al tipo disminuye, comienzan a ganar importancia otros factores. La importancia relativa del entorno pelágico respecto de otros nichos define el valor indicador del fitoplancton para conjuntos amplios de sistemas, como los que abarca el proyecto. No es de extrañar, por lo tanto, que en determinados tipos no se haya podido encontrar una relación directa y significativa entre la clorofila-*a* (la métrica de biomasa de fitoplancton más robusta) y la presión de eutrofización, tal y como se ha considerado en el presente proyecto.
- El empleo del biovolumen total como métrica de biomasa de manera redundante es desaconsejable, no por el elevado coste de los análisis necesarios para la producción de ese tipo de datos sino por el riesgo de clasificación errónea del estado ecológico de una masa en un sistema "*one out – all out*". Es innecesario aplicar dos métricas de biomasa que responden, teóricamente, a la misma presión, sobre todo cuando se ha demostrado que la primera está mucho mejor relacionada con la misma (Canfield Jr et al. 2019). El riesgo de tener medidas muy altas por factores estocásticos en el momento de la sedimentación de la alícuota para su análisis bajo el microscopio invertido (como la aparición de taxones raros, pero de gran tamaño) es suficientemente común como para conferir una respuesta más débil a la variable frente a la presión. Los análisis de biovolumen son importantes, no obstante, ya que el desarrollo de las métricas obligatorias de composición, aún inexistentes en la categoría LW es una tarea que hay que abordar en un futuro próximo.

Otro elemento de flora acuática (macrófitos)

- El elemento de calidad de otra flora acuática (macrófitos) representa una herramienta muy útil para el seguimiento y estudio de cuestiones como las presiones hidromorfológicas, la eutrofización y la presencia de especies exóticas, especialmente en masas de la categoría LW someras y temporales. En lagunas profundas con sustratos no rocosos permite también detectar alteraciones en las zonas litorales. Su desarrollo, más lento que el de otros elementos de calidad, permite integrar a medio-largo plazo los efectos de las distintas presiones.
- Para la métrica de presencia/ausencia no se propone ninguna modificación de la condición de referencia. Se trata de una métrica que aporta muy poca información, por lo que parece razonable plantear un cambio en el modo de enfocar el elemento de otra flora acuática (macrófitos) para los tipos de montaña, por ej. mediante el desarrollo de una métrica basada en abundancias.
- Para la métrica de riqueza no se han podido detectar respuestas a presión hidrológica ni a presión morfológica, ya que esta métrica puede estar integrando un gran número de procesos y verse afectada por muchos factores. Se proponen ligeros cambios en el valor de referencia en los tipos para los que se dispone de datos de lagos sin presiones, pero no se proponen en aquellos tipos en los que ha sido necesario el estudio de gradiente.
- Para la métrica de cobertura de macrófitos típicos se propone una rebaja de los valores actuales, basado en los datos obtenidos en lagos con bajas presiones. Solo se aplica en tipos temporales, donde las condiciones hidrológicas influyen mucho en los niveles de llenado y en el desarrollo de la vegetación en distintos momentos del ciclo anual. Por ello, sería recomendable acotar más la ventana de muestreo definida y contar con distintos valores de referencia, dependiendo de las condiciones hidrológicas (para años secos y años húmedos).
- Para las coberturas de hidrófitos y helófitos, se ha comprobado su relación con las presiones hidrológica y morfológica, respectivamente. Se proponen ligeros ajustes basados en los datos de lagos de referencia y el estudio de gradiente. Para los tipos salinos (del L-T20 a L-T23) no se proponen cambios, al tratarse de lagunas muy variables donde las condiciones hidrológicas influyen mucho en los niveles de llenado y la salinidad presente en el agua en distintos momentos del ciclo anual. Sería recomendable contar con distintos valores de referencia, dependiendo de las condiciones hidrológicas (para años secos y años húmedos)
- Para la cobertura de macrófitos indicadores de condiciones eutróficas, no se han observado relaciones claras con la presión de eutrofia. Los valores bajos de esta métrica se pueden dar en ausencia de presión, pero también con presencia de presión si no hay impacto, o si el impacto es tal que el sobre-crecimiento de algas fitoplanctónicas limita la disponibilidad de luz también para el desarrollo de los macrófitos indicadores de eutrofia. Por el momento, no se propone ningún cambio. Esta métrica puede estar aportando una información complementaria a la que aporta el fitoplancton sobre los procesos de eutrofización y permite entender qué está ocurriendo en la comunidad de macrófitos. Sin embargo, sería conveniente considerar su peso en la determinación del estado ecológico en ciertos tipos, mientras no se disponga de más datos.
- Para la cobertura de macrófitos exóticos, no se propone ningún cambio, ya que los valores obtenidos en los lagos de todo el gradiente fueron generalmente bajos. Cuando se disponga de más datos será interesante estudiar su relación con las coberturas de hidrófitos y helófitos, para entender el efecto de estas especies exóticas sobre la abundancia de los taxones típicos.

Invertebrados bentónicos

- El elemento de calidad invertebrados bentónicos representa una herramienta muy útil para el seguimiento y estudio del estado ecológico de lagos. La composición y abundancia de los invertebrados bentónicos están relacionadas con las presiones de contaminación orgánica y eutrofización, sin embargo, el índice IBCAEL no siempre responde óptimamente a ellas, por lo que es necesaria una revisión de la métrica.
- El uso de los invertebrados bentónicos como elemento de calidad indicador de condiciones eutróficas es un esencial complemento del fitoplancton, pues adquiere importancia en lagos someros y zonas litorales. A su vez, es muy sensible a la contaminación orgánica en orillas, efecto que con otros elementos de calidad puede pasar desapercibido.
- La métrica IBCAEL, frecuentemente, sobrevalora el estado ecológico, por ello, se proponen cambios de la condición de referencia en algunos tipos:
  - En los tipos de alta montaña (L-T01 al L-T05), los cárstico-calcáreos L-T10 y L-T12, y los temporales L-T17, se ha calculado la condición de referencia a partir de los datos obtenidos en lagunas de referencia (sin presiones) de estos tipos. En todos ellos se propone un aumento del valor de referencia.
  - En los tipos L-T11, L-T15, L-T24, L-T26, L-T28 y L-T29, donde no existían masas de agua de referencia, los valores de referencia se han cuantificado a partir de estudios de gradiente de presiones. En todos ellos se propone, también, un aumento del valor de referencia.
  - Por último, en los tipos L-T06 al L-T09, L-T14 y L-T22, pese a haber pocas masas de agua como representantes, y necesitar de un estudio más detallado de ellas, también se propone aumentar el valor de la condición de referencia, pues actualmente era demasiado bajo para valorar el estado ecológico de estos representantes únicos.
  - En el resto de tipos de lagos, no se ha podido calcular el valor de referencia por falta de datos o de respuesta de la métrica a las presiones.
- Finalmente, cabe destacar el valor de toda la información recopilada en los muestreos y análisis realizados (2019-2023): se ha obtenido información de casi 300 lagos, lagunas y humedales de toda la España peninsular, se han realizado más de 10000 determinaciones taxonómicas, donde se han encontrado 223 especies de microcrustáceos y 98 familias de insectos, se han encontrado varias primeras citas e incluso probables nuevas especies. Todo este conjunto de información será muy útil para futuras revisiones de métricas y, en general, mejorar el conocimiento de nuestros lagos.

Emulando la conclusión final del documento del CEDEX que aborda la selección de masas de agua de referencia y el establecimiento de condiciones de referencia en la categoría lagos (CEDEX 2009a), hay que destacar que los resultados que se presentan aquí suponen un siguiente paso en este proceso. La determinación de los valores de referencia es un tema complejo que requiere de más estudio y de la obtención de un mayor número de datos para la categoría lagos. Para muchos de los tipos, las condiciones de referencia que eventualmente se establezcan se han de complementar con otros análisis alternativos -como el uso de modelos predictivos, el estudio de datos históricos, paleolimnológicos o incluso la opinión de experto-, y podrán quedar sujetas a revisión a medida que la información disponible vaya permitiendo un mejor análisis.

o



11. Bibliografía

Almer, Brodde et al. 1974. "Effects of Acidification on Swedish Lakes." *Ambio;(Norway)* 3.

Alonso, Miguel. 1986. "Las Lagunas de La España Peninsular: Taxonomia Ecologia y Distribucion de Los Cladoceros." Universitat de Barcelona.

Ballesteros Navarro, Bruno José et al. 2018. *Lagunas Mesetarias de La Mancha: Funcionamiento Hidrológico, Cultura y Medio Ambiente*. CSIC-Instituto Geológico y Minero de España (IGME).

Beaune, David, Yann Sellier, Gilles Luquet, and Frédéric Grandjean. 2018. "Freshwater Acidification: An Example of an Endangered Crayfish Species Sensitive to PH." *Hydrobiologia* 813: 41–50.

Beckett, Stephen J. 2016. "Improved Community Detection in Weighted Bipartite Networks." *Royal Society open science* 3(1): 140536.

Berga-Celma, Ana. 1994. "Relaciones Clima-Agua-Suelo-Subsuelo En Monegros II." Universidad de Lleida.

Brown, Claude D, Mark V Hoyer, Roger W Bachmann, and Daniel E Canfield Jr. 2000. "Nutrient-Chlorophyll Relationships: An Evaluation of Empirical Nutrient-Chlorophyll Models Using Florida and North-Temperate Lake Data." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(8): 1574–83.

Camacho, A. 2019. "Other Aquatic Flora as BQE in Spanish Lakes: Template for Reporting the Ms Assessment Method in the Case Where the Intercalibration Exercise Is Not Possible (GAP 3). (REF. TEC0004751). Tragsatec y Universitat de València."

Camacho, Antonio. 1997. "Ecología de Los Microorganismos Fotosintéticos En Las Aguas Microaerobias y Anóxicas de La Laguna de Arcas."

———. 2008. "La Gestión de Los Humedales En La Política de Aguas En España." *Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas*.

———. 2018. *ASISTENCIA TECNICA CONSISTENTE EN LA INVESTIGACION E INNOVACION EN LIMNOLOGIA DE LAGOS ESPAÑOLES PARA LA CONSOLIDACION DEL SISTEMA NACIONAL DE EVALUACION DE CALIDAD BIOLOGICA DE LAGOS ESTABLECIDO POR LA DIRECTIVA 2000/60/CE*. Valencia.

Canfield, Daniel E, and Lynn M Hodgson. 1983. "Prediction of Secchi Disc Depths in Florida Lakes: Impact of Algal Biomass and Organic Color." *Hydrobiologia* 99: 51–60.

Canfield Jr, Daniel E et al. 2019. "To Measure Chlorophyll or Phytoplankton Biovolume: An Aquatic Conundrum with Implications for the Management of Lakes." *Lake and Reservoir Management* 35(2): 181–92.

Canfield Jr, Daniel E, Stephen B Linda, and Lynn M Hodgson. 1985. "CHLOROPHYLL–BIOMASS–NUTRIENT RELATIONSHIPS FOR NATURAL ASSEMBLAGES OF FLORIDA PHYTOPLANKTON 1." *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 21(3): 381–91.

Carpenter, Stephen R, Stuart G Fisher, Nancy B Grimm, and James F Kitchell. 1992. "Global Change and Freshwater Ecosystems." *Annual review of ecology and systematics* 23(1): 119–39.

Carpenter, Stephen R, James F Kitchell, and James R Hodgson. 1985. "Cascading Trophic Interactions and Lake Productivity." *BioScience* 35(10): 634–39.

CEDEX. 2005. "Caracterización de Los Tipos de Ríos y Lagos. Ministerio de Medio Ambiente. Directiva 2000/60/CE. Análisis de Las Características de Las Demarcaciones. Versión 4.0." : 259.

———. 2008. "Ampliación y Actualización de La Tipología de Lagos. Estado Ecológico de Las Aguas Superficiales. Versión 1.0." : 124.

———. 2009a. *Selección Preliminar de Posibles Estaciones de Referencia En Lagos*. Madrid: Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas.

———. 2009b. "Selección Preliminar de Posibles Estaciones de Referencia En Lagos v 1.0." : 69.

Commission, European, and Directorate-General for Environment. 2014. *The EU Water Framework Directive*. Publications Office.

Cózar, Andrés et al. 2005. "Sediment Resuspension by Wind in a Shallow Lake of Esteros Del Ibera (Argentina): A Model Based on Turbidimetry." *Ecological Modelling* 186(1): 63–76.

Dhir, Bhupinder. 2015. "Status of Aquatic Macrophytes in Changing Climate: A Perspective." *Journal of Environmental Science and Technology* 8(4): 139.

Díaz-Paniagua, Carmen et al. 2016. "El Sistema de Lagunas Temporales Del Parque Nacional de Doñana: Aplicación a La Gestión y Conservación de Hábitats Acuáticos Singulares."

Dodson, Stanley I, Shelley E Arnott, and Kathryn L Cottingham. 2000. "The Relationship in Lake Communities between Primary Productivity and Species Richness." *Ecology* 81(10): 2662–79.

Downing, John A et al. 2006. "The Global Abundance and Size Distribution of Lakes, Ponds, and Impoundments." *Limnology and oceanography* 51(5): 2388–97.

Dufrêne, Marc, and Pierre Legendre. 1997. "Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach." *Ecological monographs* 67(3): 345–66.

Duprè, Cecilia et al. 2010. "Changes in Species Richness and Composition in European Acidic Grasslands over the Past 70 Years: The Contribution of Cumulative Atmospheric Nitrogen Deposition." *Global Change Biology* 16(1): 344–57.

Elliott, Sandy, and Brian Sorrell. 2002. *Land-Water Interactions*. Ministry for the Environment.

Findlay, D L, and H J Kling. 2001. "Protocols for Measuring Biodiversity: Phytoplankton in Freshwater." *Winnipeg: Department of Fisheries and Oceans*: 1–10.

Galbraith, Lisa M, and Carolyn W Burns. 2007. "Linking Land-Use, Water Body Type and Water Quality in Southern New Zealand." *Landscape Ecology* 22: 231–41.

Guerrero, M et al. 1991. "CARACTERIZACIÓN LIMNOLÓGICA DE LA LAGUNA SALADA DE CHIPRANA (ZARAGOZA, ESPANA) Y SUS COMUNIDADES DE BACTERIAS FOTOTRÓFICAS." *Limnetica* 7: 83–96.

Guisande, Cástor, Carlos Granado-Lorencio, Julia Toja, and David León. 2008. "Identification of the Main Factors in Structuring Rotifer Community Assemblages in Ponds of Doñana National Park Using the Amino Acid Composition of the Species." *Limnetica* 27(2): 273–84.

Håkanson, Lars. 2005. "The Importance of Lake Morphometry for the Structure and Function of Lakes." *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology* 90(4): 433–61.

Håkanson, Lars, and Viktor V Boulion. 2003. "A Model to Predict How Individual Factors Influence Secchi Depth Variations among and within Lakes." *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology* 88(2): 212–32.

JCyL. 2024. "Villafáfila.Net." *Junta de Castilla y León*.

Junk, Wolfgang J et al. 2013. "Current State of Knowledge Regarding the World's Wetlands and Their Future under Global Climate Change: A Synthesis." *Aquatic sciences* 75: 151–67.

Kalff, Jacob. 2002. *Limnology: Inland Water Ecosystems*. Upper Saddle River: Prentice Hall.

Leibold, Mathew A. 1999. "Biodiversity and Nutrient Enrichment in Pond Plankton Communities." *Evolutionary Ecology Research* 1(1): 73–95.

Li, Zhaoxi et al. 2021. "Phytoplankton Community Response to Nutrients along Lake Salinity and Altitude Gradients on the Qinghai-Tibet Plateau." *Ecological Indicators* 128: 107848.

Linares Cuesta, JE, Leif Olofsson, and Pedro Sánchez Castillo. 2007. "Comunidades de Diatomeas Epipélicas En Las Lagunas de Alta Montaña de Sierra Nevada (Granada, España)." *limnetica* 26(1): 99–113.

MAGRAMA. 2013a. "Protocolo de Análisis y Cálculo de Métricas de Fitoplancton En Lagos y Embalses (Código: MFIT- 2013)." : 28.

———. 2013b. "Protocolo de Laboratorio y Cálculo de Métricas de Otro Tipo de Flora Acuática (Macrófitos) En Lagos. (Código: OFALAM-2013)." : 31.

———. 2013c. "Protocolo de Lagos y Embalses Para Muestreo de Fitoplancton (Código: M-LE-FP-2013)." : 18.

———. 2013d. "Protocolo de Muestreo de Otro Tipo de Flora Acuática (Macrófitos) En Lagos (Código: M-L-OFM-2013)." : 38.

———. 2013e. "Protocolo de Muestreo y Laboratorio de Invertebrados Bentónicos En Lagos (Código: ML-L-I-2013)." : 20.

———. 2013f. "Protocolo Para El Cálculo Del Índice IBCAEL de Invertebrados En Lagos (Código: IBCAEL-2013)." : 16.

———. 2015. *Real Decreto 817/2015, de 11 de Septiembre Por El Que Se Establecen Los Criterios de Seguimiento y Evaluación Del Estado de Las Aguas Superficiales y Las Normas de Calidad Ambiental.*

Malaj, Egina et al. 2014. "Organic Chemicals Jeopardize the Health of Freshwater Ecosystems on the Continental Scale." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111(26): 9549–54.

Margalef, Ramón. 1983. SA, Barcelona *Limnologia. Ediciones Omega*. Barcelona: OMEGA.

Marlene, Pätzig et al. 2020. "How Much Information Do We Gain from Multiple-Year Sampling in Natural Pond Research?" *Limnologica* 80: 125728.

Martínez, Marc. 2005. *Informe Hidrogeológico Para El Abastecimiento de Agua Potable Para La Localidad de Villalba Del Rey (Cuenca)*.

MITERD. 2008. *Instrucción de Planificación Hidrológica*. Madrid.

———. 2023a. "Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras."

———. 2023b. "Planes Hidrológicos Del Tercer Ciclo de Planificación (2022-2027)."

MMA. 2004a. *Manual Para La Identificación de Las Presiones y Análisis Del Impacto En Aguas Superficiales*. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/agua/publicaciones/impress_tcm30-214065.pdf.

———. 2004b. *Real Decreto 435/2004, de 12 de Marzo, Por El Que Se Regula El Inventario Nacional de Zonas Húmedas*. España: «BOE» núm. 73, de 25 de marzo de 2004. https://www.boe.es/eli/es/rd/2004/03/12/435.

Moiseenko, Tatjana. 1994. "Acidification and Critical Loads in Surface Waters: Kola, Northern Russia." *Ambio*: 418–24.

———. 2018. "Present Status of Water Chemistry and Acidification under Nonpoint Sources of Pollution across European Russia and West Siberia." *Environmental Research Letters* 13(10): 105007.

Monteith, Donald T et al. 2007. "Dissolved Organic Carbon Trends Resulting from Changes in Atmospheric Deposition Chemistry." *Nature* 450(7169): 537–40.

Morant, Daniel, Christian Perennou, and Antonio Camacho. 2021. "Assessment of the Pressure Level over Lentic Waterbodies through the Estimation of Land Uses in the Catchment and Hydro-Morphological Alterations: The LUPLES Method." *Applied Sciences* 11(4): 1633.

Moschet, Christoph et al. 2014. "How a Complete Pesticide Screening Changes the Assessment of Surface Water Quality." *Environmental Science & Technology* 48(10): 5423–32.

Mulamoottil, George. 1996. *Wetlands: Environmental Gradients, Boundaries, and Buffers*. CRC Press.

Munné, Antoni, and N Prat. 2006. "Ecological Aspects of the Water Framework Directive." *The Water Framework Directive in Catalonia. Concepts, Challenges and Expectations in Water Resource Management*: 53–75.

Nakahara, Osamu et al. 2010. "Soil and Stream Water Acidification in a Forested Catchment in Central Japan." *Biogeochemistry* 97: 141–58.

Naselli-Flores, Luigi, and Rossella Barone. 2003. "Steady-State Assemblages in a Mediterranean Hypertrophic Reservoir. The Role of Microcystis Ecomorphological Variability in Maintaining an Apparent Equilibrium." In *Phytoplankton and Equilibrium Concept: The Ecology of Steady-State Assemblages: Proceedings of the 13th Workshop of the International Association of Phytoplankton Taxonomy and Ecology (IAP), Held in Castelbuono, Italy, 1–8 September 2002*, Springer, 133–43.

Naselli-Flores, Luigi, Judit Padisák, Martin T Dokulil, and Ingrid Chorus. 2003. "Equilibrium/Steady-State Concept in Phytoplankton Ecology." In *Phytoplankton and Equilibrium Concept: The Ecology of Steady-State Assemblages: Proceedings of the 13th Workshop of the International Association of Phytoplankton Taxonomy and Ecology (IAP), Held in Castelbuono, Italy, 1–8 September 2002*, Springer, 395–403.

Padedda, Bachisio Mario et al. 2017. "Consequences of Eutrophication in the Management of Water Resources in Mediterranean Reservoirs: A Case Study of Lake Cedrino (Sardinia, Italy)." *Global Ecology and Conservation* 12: 21–35.

Paine, Robert T. 1980. "Food Webs: Linkage, Interaction Strength and Community Infrastructure." *Journal of animal ecology* 49(3): 667–85.

Pardo, Isabel, Sandra Poikane, and Wendy Bonne. 2011. "Revision of the Consistency in Reference Criteria Application in the Phase I of the European Intercalibration Exercise." *JRC Scientific and Technical Reports. Office for Official publications of the European Communities, Luxembourg*.

Parra, G et al. 2021. "The Future of Temporary Wetlands in Drylands under Global Change. Inland Waters 11: 445–456."

Phillips, Geoff, Nigel Willby, and Brian Moss. 2016. "Submerged Macrophyte Decline in Shallow Lakes: What Have We Learnt in the Last Forty Years?" *Aquatic Botany* 135: 37–45.

Piazuelo, Sara. 2017. "Estudio de La Comunidad Planctónica y Del Estado de Conservación de Las Saladas Monegrinas Del Conjunto Endorreico Bujaraloz-Sástago: Contextualización En España." : 102.

Poikane, Sandra et al. 2022. "Estimating Nutrient Thresholds for Eutrophication Management: Novel Insights from Understudied Lake Types." *Science of the Total Environment* 827: 154242.

Reitsema, Rosanne E, Patrick Meire, and Jonas Schoelynck. 2018. "The Future of Freshwater Macrophytes in a Changing World: Dissolved Organic Carbon Quantity and Quality and Its Interactions with Macrophytes." *Frontiers in plant science* 9: 629.

Riera, J L et al. 1992. "Patterns of Variation in the Limnology of Spanish Reservoirs: A Regional Study." *Limnetica* 8: 111–23.

Ritchie, Mark E, and Han Olff. 1999. "Spatial Scaling Laws Yield a Synthetic Theory of Biodiversity." *Nature* 400(6744): 557–60.

Rosvall, Martin, and Carl T Bergstrom. 2007. "Maps of Information Flow Reveal Community Structure in Complex Networks." *arXiv preprint physics.soc-ph/0707.0609* 3.

Sánchez-Carrillo, Salvador, Miguel Álvarez-Cobelas, and David G Angeler. 2001. "Sedimentation in the Semi-Arid Freshwater Wetland Las Tablas de Daimiel (Spain)." *Wetlands* 21(1): 112–24.

Scheffer, Marten et al. 2003. "Floating Plant Dominance as a Stable State." *Proceedings of the national academy of sciences* 100(7): 4040–45.

Skjelkvåle, B L, J Mannio, A Wilander, and T Andersen. 2001. "Recovery from Acidification of Lakes in Finland, Norway and Sweden 1990–1999." *Hydrology and Earth System Sciences* 5(3): 327–38.

Smith, Val H, and David W Schindler. 2009. "Eutrophication Science: Where Do We Go from Here?" *Trends in ecology & evolution* 24(4): 201–7.

Sommer, Ulrich. 1991. "A Comparison of the Droop and the Monod Models of Nutrient Limited Growth Applied to Natural Populations of Phytoplankton." *Functional Ecology*: 535–44.

Sommer, Ulrich, Z Maciej Gliwicz, Winfried Lampert, and Annie Duncan. 1986. "The PEG-Model of Seasonal Succession of Planktonic Events in Fresh Waters." *Archiv für Hydrobiologie* 106(4): 433–71.

Thierfelder, Tomas. 1999. "The Role of Catchment Hydrology in the Characterization of Water Quality in Glacial/Boreal Lakes." *Journal of Hydrology* 216(1–2): 1–16.

Toja, J, T López, and N Gabellone. 1997. "Limnology of the Permanent Dune Ponds in Donana National Park (Spain)." *The Ecology and Conservation of European Dunes. Universidad de Sevilla, Sevilla, Spain*: 221–28.

Toro, M, and I Granados. 1998. "Inventario, Cartografia y Caracterización de Las Charcas y Lagunas Del Parque Natural de La Cumbre, Circo y Lagunas de Penalara." *Madrid, Spain: Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional Comunidad de Madrid*.

Toro, Manuel, Ignacio Granados, Santiago Robles, and Carlos Montes. 2006. "High Mountain Lakes of the Central Range (Iberian Peninsula): Regional Limnology & Environmental Changes." *Limnetica* 25(1–2): 217–52.

Tousova, Zuzana et al. 2017. "European Demonstration Program on the Effect-Based and Chemical Identification and Monitoring of Organic Pollutants in European Surface Waters." *Science of the Total Environment* 601: 1849–68.

Villar-Argaiz, Manuel et al. 2018. "Growth Impacts of Saharan Dust, Mineral Nutrients, and CO_2 on a Planktonic Herbivore in Southern Mediterranean Lakes." *Science of the Total Environment* 639: 118–28.

Wallin, Mats, Torgny Wiederholm, and R K Johnson. 2003. "Guidance on Establishing Reference Conditions and Ecological Status Class Boundaries for Inland Surface Waters." *CIS Working Group* 2(3): 93.

Wetzel, Robert G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. gulf professional publishing.

Working Group 2.3. 2009. CIS Guidance document *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*.

Wright, Richard F et al. 1976. "Impact of Acid Precipitation on Freshwater Ecosystems in Norway." *Water, air, and soil pollution* 6: 483–99.

Yang, Guishan et al. 2016. "Lake Hydrology, Water Quality and Ecology Impacts of Altered River–Lake Interactions: Advances in Research on the Middle Yangtze River." *Hydrology Research* 47(S1): 1–7.

Yao, Fangfang et al. 2023. "Satellites Reveal Widespread Decline in Global Lake Water Storage." *Science* 380(6646): 743–49.

Yu, Qian et al. 2017. "Is Surface Water Acidification a Serious Regional Issue in China?" *Science of the Total Environment* 584: 783–90.

o

GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO