



MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA  
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

# IMPACTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS EPICONTINENTALES.



Selección de marcadores y de estaciones de seguimiento.

Mayo 2023

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](tel:21.803-0985/0411)

Este documento pertenece a la serie de informes producidos en el marco del proyecto Plan 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)

Versión	Fecha	Modificaciones	Responsable
1	15/06/2022	Finalización	ACC
2	29/03/2023	Revisión	JPL



# Índice

<b>1.</b>	<b>Introducción .....</b>	<b>5</b>
<b>2.</b>	<b>El cambio climático en ecosistemas acuáticos epicontinentales.....</b>	<b>8</b>
2.1.	Condiciones de referencia y clima.....	9
A)	Condiciones de referencia variables para distintos escenarios meteorológicos .....	9
B)	Condiciones de referencia alteradas por distintos escenarios climáticos .....	10
<b>3.</b>	<b>Propuesta preliminar de variables de seguimiento como marcadores .....</b>	<b>11</b>
3.1.	Indicadores abióticos .....	12
A)	Componente meteorológica.....	12
B)	Componente hidrológica.....	15
C)	Componente geomorfológica .....	19
D)	Componente físico-química del agua .....	22
3.2.	Indicadores bióticos.....	25
A)	Vegetación de ribera - Ríos .....	25
B)	Vegetación de ribera - Lagos.....	27
C)	Fitoplancton - Lagos .....	30
D)	Diatomeas - Ríos.....	32
E)	Macrófitos - Ríos.....	37
F)	Macrófitos - Lagos .....	50
G)	Invertebrados - Ríos.....	53
H)	Invertebrados - Lagos .....	66
I)	Ictiofauna - Ríos .....	78
J)	Relaciones entre los componentes de la comunidad .....	91
3.3.	Otros factores a considerar .....	91
<b>4.</b>	<b>Propuesta de estaciones de seguimiento - Ríos.....</b>	<b>93</b>
4.1.	Estaciones pertenecientes a la red de Reservas Naturales Fluviales.....	93
4.2.	Análisis Marxan .....	97
4.3.	Propuesta preliminar .....	101
<b>5.</b>	<b>Propuesta de estaciones de seguimiento - Lagos.....</b>	<b>106</b>
<b>6.</b>	<b>Propuesta de estudios adicionales sobre cambio climático .....</b>	<b>113</b>
6.1.	Cambios en distribución de especies a lo largo de un gradiente altitudinal .....	113
6.2.	Lagunas desaparecidas por escasez de precipitaciones o descenso del freático .....	116
6.3.	Ictiofauna .....	117
6.4.	Macroinvertebrados acuáticos.....	118
A)	Cambios en la distribución de rasgos y taxones .....	118
B)	Cambios en la estructura de la comunidad .....	119
C)	Identificación de refugios climáticos .....	119
<b>7.</b>	<b>Referencias citadas .....</b>	<b>120</b>





## 1. Introducción

El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD) ha encargado 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 conforme a lo previsto en el Real Decreto 817/2015 (RDSE), 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, 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 RDSE traspone, en parte, la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE (DMA, European Commission, 2000).

Tragsatec cuenta con el apoyo de los contratos de "ASESORAMIENTO EXPERTO SENIOR EN LIMNOLOGÍA APLICADA PARA LA REVISIÓN DE LAS CONDICIONES DE REFERENCIA DE LAS MASAS DE AGUA", gracias a los cuales se ha recibido apoyo científico para el desarrollo de cada una de las áreas que abarca el presente trabajo.

La naturaleza de la presente encomienda implica trabajar con una red de puntos de muestreo en masas de agua sometidas a una nula o escasa intervención humana, o, en los tipos en los que estos no existan, en puntos situados en un gradiente de presiones. La ausencia de estas presiones directas, locales o puntuales, facilita la tarea -normalmente muy compleja- de estudiar los efectos del cambio climático. Aún dentro de la propia red, existen distintos niveles de presión y es, por tanto, necesaria la identificación de lugares remotos y prístinos que permita el descarte de factores de confusión y establecer una conexión más directa entre los efectos y fenómenos de cambio global (sin dejar de considerar el transporte atmosférico; Morales *et al.* 1992; Mladenov *et al.* 2011, Rieradevall *et al.* 2018; Schmeller *et al.* 2018). Estos puntos servirán para establecer las condiciones de referencia, las comunidades biológicas potenciales (es decir, las que se desarrollarían en ausencia de presiones antrópicas significativas) de cada tipo de río o lago existente en



España. Estas comunidades potenciales permitirán evaluar el estado ecológico de las diferentes masas de agua epicontinentales según lo establecido por la DMA. Al mismo tiempo, la encomienda implica seleccionar algunos de estos puntos de referencia para realizar un seguimiento del cambio climático según lo establecido en el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (Oficina Española de Cambio Climático, 2006). Para ello, deberán desarrollarse indicadores específicos de cambio climático que respondan a las modificaciones ambientales que se prevén en un futuro.

La respuesta de los ecosistemas acuáticos epicontinentales al cambio climático es difícil de predecir ya que, por un lado, la hidromorfología de las diferentes cuencas puede modular su respuesta y, por otro lado, la respuesta de las comunidades biológicas puede verse afectada por muchos otros factores que enmascaran los efectos del cambio climático (por ejemplo, contaminación química o degradación del hábitat). Así, se hace necesario establecer una red de ríos y lagos representativos de los diferentes tipos hidromorfológicos que pueda servir para monitorizar los efectos del cambio climático. Para diseñar dicha red es importante conocer los impactos potenciales del cambio climático, qué indicadores pueden utilizarse para realizar su seguimiento y, a partir de esto, seleccionar estaciones de control que puedan reflejar los impactos, que a ser posible minimicen las interferencias de otros impactos no climáticos, y que sean representativas de la diversidad de España.

El establecimiento de esta red de seguimiento del cambio climático es el propósito del presente informe que, a partir de la información recogida en la bibliografía científica respecto a los efectos del cambio climático (CC) en ecosistemas acuáticos (véase listado de referencias), tiene los siguientes objetivos:

1. Caracterizar los efectos potenciales del CC sobre las condiciones ambientales, hidromorfológicas y ecológicas sobre los ríos y lagos de España y, específicamente, sobre las condiciones de referencia de los distintos elementos de calidad biológica estudiados bajo la DMA.
2. Proponer una serie de indicadores para el seguimiento del CC, tanto en ríos, como en los lagos, con la intención de seleccionar algunos de ellos para su seguimiento a lo largo del periodo 2020-2023 durante los trabajos de muestreo del proyecto "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".
3. Establecer una metodología y realizar una selección inicial de estaciones de seguimiento del efecto del CC en ecosistemas acuáticos epicontinentales.



4. Proponer una serie de estudios o análisis particulares que permitan abordar específicamente los efectos del CC.

En esta línea, la intención es desarrollar herramientas que permitan a las administraciones llevar a cabo un seguimiento riguroso de los efectos del cambio climático en los ecosistemas acuáticos. Dado que el futuro ambiental es incierto, basado en modelos predictivos con un cierto grado de incertidumbre, estas herramientas han de ser flexibles, versátiles y adaptables, permitiendo a las administraciones gestionar sus recursos en consonancia con los cambios ambientales que vayan produciéndose (Schindler & Hilborn 2015).



## 2. El cambio climático en ecosistemas acuáticos epicontinentales

Todas las predicciones prevén que el CC va a implicar alteraciones de las principales variables climáticas, especialmente en las temperaturas y las precipitaciones (IPPC3 2013), tanto en sus tendencias globales, como en su estacionalidad: i) cambios en la temperatura; ii) cambios en la precipitación; iii) cambios en la frecuencia de eventos extremos.

Estos cambios pueden alterar sustancialmente distintos parámetros y fenómenos ligados con los sistemas acuáticos, como la evapotranspiración real, el grado de humedad en el suelo, los depósitos de nieve, la recarga y el volumen subterráneo y la escorrentía (CEDEX 2010).

En España los extremos climáticos (lluvias torrenciales, sequías, etc.) están aumentando su frecuencia y severidad (De Castro *et al.* 2005), y se prevén incrementos de entre 3 y 5°C en la temperatura máxima, así como disminuciones de alrededor del 20% en las precipitaciones para el final del siglo XXI (Morata-Gasca 2014). Es obvio que estos cambios en el clima tendrán consecuencias para los ecosistemas fluviales y el abastecimiento de agua (Vörösmarty *et al.* 2000; Vörösmarty *et al.* 2010). El impacto del cambio climático se prevé especialmente intenso en los ríos y lagos españoles, ya que muchos de ellos dependen de la precipitación anual o, incluso, de la estacional para mantener su caudal o, para los lagos, su patrón de inundación (Álvarez-Cobelas *et al.* 2005).

Existen diversos estudios que resaltan el potencial de los ecosistemas acuáticos epicontinentales como centinelas del CC (Williamson *et al.* 2008; Adrian *et al.* 2009), incluyendo el caso particular de lagos y ríos españoles (p.ej. Luque Marín 2003; Barriandos & Rodrigo 2006; Kilsby *et al.* 2007; Romero *et al.* 2008; Romero *et al.* 2009). Aunque dicho papel no se ha estudiado lo suficiente como para comprender todos los componentes que actúan, algunos estudios van definiendo poco a poco un marco sobre el que trabajar. Estos ecosistemas son potencialmente buenos indicadores del CC por las siguientes razones: i) están bien definidos, y en algunos casos se enmarcan dentro proyectos de seguimiento; ii) responden de manera directa al CC e incorporan los efectos que el mismo pueda tener en sus cuencas (integradores territoriales); iii) sirven como herramientas de integración temporal, lo que puede ayudar a discernir entre la variabilidad aleatoria o errores de los datos de las tendencias más robustas y significativas; y iv) se distribuyen globalmente, y en el ámbito nacional, por todo el territorio, por lo que pueden ejercer su función centinela desde gran parte de nuestra geografía (Williamson *et al.* 2008; Adrian *et al.* 2009). Además de su valor indicador, existen ya diversos estudios realizados en nuestro país que evidencian que el cambio climático va a provocar alteraciones en el papel biogeoquímico



de los lagos (Camacho *et al.* 2017, Morant *et al.* 2020a y 2020b) y los ríos (Cole *et al.* 2007), por lo que además de considerarlos en una perspectiva de adaptación al cambio climático, debe considerarse también su influencia directa en el ciclo del carbono.

## 2.1. Condiciones de referencia y clima

Las condiciones de referencia para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua pueden verse afectadas por distintos aspectos climáticos. Por un lado, la variabilidad meteorológica propia de los ambientes mediterráneos supone la existencia de distintos escenarios hidrológicos, en función del balance precipitación/evaporación en sus cuencas hidrográficas e inmediatas. Por otro lado, las condiciones de referencia pueden verse afectadas por los cambios potencialmente predecibles ligados a las tendencias climáticas marcadas por el CC. Con respecto a esto, se describen a continuación los principales aspectos que se recomienda desarrollar en este proyecto.

### A) Condiciones de referencia variables para distintos escenarios meteorológicos

El clima mediterráneo se caracteriza por su alta variabilidad interanual, de forma que el patrón meteorológico (principalmente los valores de temperatura y precipitación, y su distribución en el ciclo hidrológico anual) cambia de un año a otro. Esto provoca que las condiciones ecológicas a las que un lago o río se ve sometido, especialmente si tiene poca inercia hídrica (su alimentación subterránea es poco relevante con respecto a la superficial), puedan diferir de manera extrema debido a patrones naturales y no a presiones externas. Para estos tipos de ecosistemas acuáticos, las condiciones de referencia bien pudieran estar ligadas a distintos escenarios meteorológicos (por ejemplo, años secos vs años húmedos) y sería recomendable no establecer un único valor de referencia, sino un rango de valores que atienda a la posible variabilidad entre años. Para llegar a ello, es imprescindible analizar cómo la variabilidad meteorológica interanual influye sobre los valores de referencia (y los umbrales entre clases de estado) de las distintas métricas de los elementos de calidad, al menos para determinados tipos de ríos y lagos. Para ello se debe modelizar el comportamiento de esas variables en los principales escenarios meteorológicos que experimentan las masas de agua.

Se propone aquí realizar una modelización de los comportamientos de las distintas métricas, atendiendo a la variabilidad meteorológica y su influencia principal en la hidrología (modelización hidrológica, fenología y patrones de llenado). Seguidamente, se utilizarán todos los datos disponibles (los generados por el proyecto y aquellos disponibles en la base de datos de seguimiento del estado de las masas de agua continentales NABIA) para modelizar la respuesta de cada variable, y con ello poder proponer nuevas



condiciones de referencia y umbrales entre clases de estado para los tipos que presenten esa variabilidad.

## B) Condiciones de referencia alteradas por distintos escenarios climáticos

Además de la variabilidad interanual propia del clima mediterráneo, el CC marca una tendencia direccional en la evolución de las condiciones ecológicas hacia las cuales van a estar sometidos los ecosistemas acuáticos en el futuro. Por ello, se propone modelizar los cambios en las principales condiciones ambientales (fundamentalmente lo ligado a la hidrología) en los diferentes escenarios climáticos (escenarios RCPs, *Representative Concentration Pathways*), para poder realizar predicciones sobre las características futuras de cada tipo de masa de agua y las métricas de los diferentes elementos de calidad. Con ello, se pretende predecir los cambios potenciales en las condiciones de referencia (y los valores umbrales entre clases de estado) que se puedan dar en el futuro debido a las tendencias del CC.



### 3. Propuesta preliminar de variables de seguimiento como marcadores

Para estudiar los efectos del CC se deben seleccionar una serie de variables para cada uno de los componentes principales del medio que podrían incorporarse al protocolo de seguimiento, atendiendo a los principios de sensibilidad al cambio, replicabilidad futura y viabilidad técnica y económica. Estas variables podrán posteriormente depurarse e integrarse en marcadores más complejos que puedan indicar posibles cambios de una manera más sintética. Siguiendo el esquema propuesto en el apartado anterior, en este apartado se realiza una primera aproximación que está basada en el Protocolo de seguimiento del cambio climático en las Reservas Naturales Fluviales elaborado por el MITECO, actualmente MITERD (MITECO 2018), y plantea trabajar en los siguientes tipos de indicadores:

- a) Indicadores abióticos, fundamentalmente que muestren los cambios hidrológicos ligados a las tendencias direccionales del CC.
- b) Indicadores basados en los cambios en las comunidades biológicas. Se refiere a los cambios, tanto en la composición, como en la abundancia relativa de los grupos taxonómicos ligados a elementos de calidad (por tanto, monitorizados en las redes de control y en el proyecto REFCON).
- c) Indicadores basados en los cambios en los procesos ecosistémicos, tanto en las tasas de procesos (por ejemplo, cambios sinérgicos o antagónicos entre las tendencias climáticas y la respuesta a nutrientes ligada a la eutrofización, que se visualizaría en las métricas que responden a esta presión) o en las relaciones entre los componentes de la comunidad (en especial aquellas que atañen a los elementos de calidad monitorizados), así como en la resiliencia de las masas de agua y los puntos críticos de cambio (por ejemplo, transiciones entre fases claras – fases turbias en lagos).

A continuación, se expone una propuesta preliminar de las variables de seguimiento, susceptibles de ser utilizadas, y del modo de obtenerlas.

A efectos prácticos, en la medida de lo posible, se han separado las propuestas de variables para ríos y lagos, si bien es cierto que muchas de estas variables son comunes para ambas categorías de masas de agua.



### 3.1. Indicadores abióticos

#### A) Componente meteorológica

Las proyecciones realizadas por la AEMET (AEMET 2016) y utilizadas por el CEDEX (CEDEX 2017), muestran un claro aumento de la temperatura media, que provocaría un incremento de la temperatura del agua, unido a un aumento de la evapotranspiración potencial (ETP) que, si se da una disminución de las precipitaciones, provocaría un mayor estrés hídrico en los ríos y lagos españoles. La componente meteorológica debe de ser por tanto considerada y monitorizada de manera regular.

Igualmente, la precipitación es una de las variables más afectadas por el CC. Es también la variable sobre la que los diferentes modelos predictivos muestran un mayor grado de incertidumbre, con más variaciones dependiendo del escenario, estación y región, aunque la mayoría de los modelos predicen una disminución de la cantidad de lluvia unida a un aumento de su distribución en eventos extremos.

Para la propuesta de indicadores climáticos propiamente dichos, se han tomado como referencia las variables meteorológicas empleadas en el Programa de Seguimiento de Cambio Global del MITERD (Portal web del Programa de Seguimiento del Cambio Global), que se podrían obtener de las estaciones más próximas a cada masa de agua. Las variables básicas propuestas para incluir en el protocolo son la precipitación y la temperatura. Además, cuando se encuentren disponibles, se propone incluir otras variables tales como la humedad relativa, evapotranspiración y radiación solar. En cualquier caso, se considerarán diferentes indicadores, estimados a partir de las variables indicadas (por ejemplo: temperatura mínima o máxima, o número de días con temperaturas inferiores a 0°C), y se trabajará especialmente con la estimación de las desviaciones de los valores recientes con respecto a periodos anteriores (Tabla 1).

Idealmente, las medidas de estas variables se realizarán a partir de sensores instalados en las estaciones de seguimiento. Alternativamente y/o complementariamente, las variables se medirán a partir de los datos de las estaciones meteorológicas más próximas, cuando se trate de variables meteorológicas tomadas en aire, mientras que se intentará usar sensores térmicos con capacidad de acumulación de información (termistores con data-loggers) para recabar los datos de temperatura del agua. Para considerar una estación meteorológica representativa, se propone, siempre que sea posible, seleccionar aquellas estaciones de la red AEMET u otros servicios meteorológicos (por ejemplo, las estaciones agronómicas de



control) que se encuentren a menos de 20 km del punto y cuyas características topográficas sean representativas (en la misma vertiente, altitud aproximada, etc.), o, en su defecto, la mejor combinación de éstas.

Además, será recomendable que dichas estaciones se encuentren instaladas desde hace varios años, de forma que se pueda contar con una serie temporal larga que permita los cálculos descritos (desviación con respecto al periodo anterior). En el caso de no existir sensores, ni estación meteorológica que cumpla estas características, los datos se obtendrán de la triangulación con las tres estaciones más cercanas. En este caso, y de cara a un seguimiento correcto en el futuro, se propondrá la instalación de una estación nueva en las proximidades del punto a la autoridad competente de su gestión.

*Tabla 1. Indicadores abióticos relacionados con la componente meteorológica para el seguimiento de los efectos del CC sobre los sistemas acuáticos.*

<b>Datos recolectados</b>	<b>Métrica/variable</b>	<b>Posibles indicadores de CC</b>	<b>Frecuencia</b>
Temperatura del aire	Temperatura	Desviaciones en las temperaturas máximas y mínimas diurnas y nocturnas	Continua
	Heladas	Desviaciones en la frecuencia, duración y distribución anual de los días con temperaturas inferiores a 0°C	
	Episodios extremos	Desviaciones en la frecuencia, intensidad y distribución de olas de frío y/o calor	
Temperatura del agua	Temperatura	Desviaciones en las temperaturas máximas y mínimas diurnas y nocturnas Cambios en el patrón de estratificación (en lagos estratificables)	Continua
Precipitación	Precipitación	Desviaciones en la frecuencia, intensidad y distribución general de las precipitaciones anuales	Continua
Humedad relativa	Humedad relativa	Desviaciones respecto a la media de la humedad relativa del aire	Continua
Evapotranspiración	Evapotranspiración	Desviaciones respecto a la media de la evapotranspiración	Continua
Radiación solar	Radiación solar neta	Desviaciones respecto a la media de la radiación solar neta	Continua
Viento	Velocidad y dirección del viento	Estas variables tienen especial incidencia en los lagos, provocando movimientos del agua e influyendo sobre el transporte y estratificación de masas de agua	Continua



## Cambios en la temperatura del agua

Dada la relativa escasez de registros continuos y de larga duración de temperatura del agua en ríos y lagos, es difícil estimar los efectos del cambio climático sobre este parámetro. Sin embargo, los estudios disponibles parecen indicar que, en términos generales, la temperatura del agua está aumentando en los ríos (Whitehead *et al.* 2009). Por ejemplo, el análisis de 39 años de datos (período 1980–2009) en 18 puntos de muestreo en el Noroeste de EE.UU. reveló una tendencia significativa de aumento de la temperatura estival de alrededor de 0,22 °C por década (Isaak *et al.* 2012). De manera similar, las temperaturas en el arroyo Girnock Burn (Escocia) aumentaron de manera significativa para la primavera durante el período 1968–1997 (Langan *et al.* 2001). Es importante recalcar que en ambos casos no hubo aumentos significativos de la temperatura media anual, y las tendencias a largo plazo solo fueron detectadas una vez se analizaron los datos estacionales. Esta podría ser la razón por la que Pace *et al.* (2013) no encontraron cambios significativos en la temperatura media anual del agua en dos tramos de la cuenca del Río Llobregat (Cataluña, España) para el período 1995–2008. Aunque un estudio de 20 grandes ríos de EEUU sí registró un aumento significativo de la temperatura media anual a un ritmo de 0.009–0.077°C por año (Kaushal *et al.* 2010). En cualquier caso, parece conveniente registrar datos de temperatura del agua con una frecuencia elevada (idealmente en intervalos de minutos, para poder capturar los cambios en las fluctuaciones diarias de la temperatura).

En cuanto a las predicciones futuras, dada la mencionada escasez de datos, de momento se basan en gran medida en las correlaciones entre la temperatura del agua y la temperatura del aire. Aunque la temperatura del agua en los ríos no depende exclusivamente de la temperatura del aire, sino también de otras variables como el caudal (Isaak *et al.* 2012; Kamarianakis *et al.* 2016), ambas suelen estar relacionadas (Langan *et al.* 2001). Basándose en esta correlación los modelos prevén aumentos significativos en las temperaturas que podrían afectar de forma severa a la disponibilidad de hábitats. Por ejemplo, se han previsto aumentos de entre 2.4 °C y 4.7 °C para ríos de EE.UU si se doblase la concentración actual de CO<sub>2</sub> atmosférico, y el aumento podría llegar hasta 6 °C si se toma en cuenta la probable reducción en la cobertura de vegetación de ribera (Stefan & Sinokrot 1993). Sin embargo, es importante tener en cuenta que el uso de la temperatura del aire para predecir la temperatura del agua en ríos ha sido puesto en entredicho (Arismendi *et al.* 2014), y sería mucho más conveniente utilizar datos reales de temperatura del agua en ríos para desarrollar predicciones de cara al futuro.

Por lo que respecta a los lagos, las variaciones en la temperatura del agua pueden reflejarse, entre otras, tanto en la actividad de los organismos y sus implicaciones biogeoquímicas (p. ej. Morant *et al.* 2020a y 2020b), en su abundancia y distribución



(Cabrerizo *et al.* 2020) y en la estructura física de la masa de agua (Granados *et al.* 2020). Las primeras producen alteraciones funcionales que modifican, por ejemplo, al papel de los lagos y humedales en la regulación climática, a través de los cambios en la captación de carbono y en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Por otro lado, los cambios en las condiciones ambientales afectan a las comunidades biológicas, y en consecuencia estos cambios se estudiarán mediante el seguimiento de indicadores bióticos que se refieren más adelante, pero deben ser relacionados con las variables ambientales que, como la temperatura, influyen sobre estas (Brentrup *et al.*, 2016). Mas específico de este apartado es lo que hace referencia a los cambios de temperatura en el agua, que afectan a la estructura física de la columna de agua y, en particular, para aquellos lagos con condiciones morfológicas adecuadas, a su patrón de estratificación, que se ve determinado tanto por la temperatura ambiental, que regula la del agua, pero también por la incidencia del viento con sus componentes de fuerza y dirección.

## B) Componente hidrológica

Los recursos hídricos son muy sensibles al aumento de la temperatura y los cambios en la precipitación. La información sobre los cambios hidrológicos es esencial para evaluar los efectos del CC sobre los ecosistemas acuáticos epicontinentales. Tal y como se ha comentado en el apartado anterior, la sensibilidad de los recursos hídricos al aumento de la temperatura y a los cambios en la precipitación es muy alta. Estos cambios pueden afectar a los recursos hídricos de diferentes modos y variabilidad en función de la localización geográfica y la estación de año.

### *Cambios en el régimen hidrológico - Ríos*

Al igual que en el caso de la temperatura, se dispone de muy pocos registros continuos y de larga duración de caudal en los ríos. Esto es especialmente acusado en pequeños ríos y arroyos, en los que no hay estaciones de aforo instaladas y que, al mismo tiempo, están entre los más vulnerables al cambio climático, ya que muchos podrían ver sus regímenes de caudales pasar de permanentes a temporales, con periodos de flujo nulo (Cid *et al.* 2015; Gallart *et al.* 2012). Además, el caudal de cada río depende no solo de la precipitación, sino también de otros parámetros como la cobertura vegetal (Gallart *et al.* 2002) o la conexión del río con los acuíferos superficiales (Winter 1999), lo que hace muy difícil la generalización de predicciones a escala regional. A esto se debe de sumar la gran variabilidad espacial de las precipitaciones, que también dificulta las generalizaciones en el ámbito regional (López-Moreno *et al.* 2008).



Aun así, en términos generales, parece claro que habrá una disminución en el caudal de la mayoría de los ríos de latitudes medias y bajas, y un aumento del caudal en los ríos situados en latitudes altas. Esto es debido principalmente a un aumento de la temperatura y la evapotranspiración en los primeros y a un mayor aporte de agua proveniente del deshielo en estos últimos (Nohara *et al.* 2006; Döll & Zhang 2010). Un estudio de los cambios en caudal de los grandes ríos del mundo para el período 1984-2004 reveló que el número de ríos que habían experimentado reducciones significativas en su caudal era más del doble que el de los que habían experimentado aumentos significativos (Dai *et al.* 2009). Así, en España se esperan reducciones generalizadas en el caudal de los ríos. Por ejemplo, un descenso de los caudales ha sido ya registrado para las cuencas del Duero (Morán-Tejeda *et al.* 2011) y el Tajo (Lorenzo-Lacruz *et al.* 2010) y para la zona del Pirineo (López-Moreno *et al.* 2006), y predicho en un futuro para los ríos Gállego (Majone *et al.* 2012) y Guadiana (Kilsby *et al.* 2007). Por otro lado, a nivel estacional, se espera un aumento en la duración y severidad de avenidas y sequías (Mantua *et al.* 2010; Van Vliet *et al.* 2013). Como hemos señalado, es muy probable también que muchos ríos permanentes pasen a ser temporales debido al déficit hídrico en la época estival (Larned *et al.* 2010; Tockner *et al.* 2014).

Así pues, una de las variables más afectadas puede ser el caudal, que podría verse alterado de diferentes maneras. Por un lado, la disminución de la precipitación conllevaría una reducción de los caudales. Este hecho es especialmente importante en regiones mediterráneas, donde la disminución de los caudales podría provocar un cambio en los regímenes hidrológicos de los ríos, aumentando la proporción de ríos intermitentes y efímeros frente a ríos permanentes (Datry *et al.* 2011). Por otro, la mayor recurrencia de eventos extremos conllevaría una mayor recurrencia de picos de caudal (avenidas) (IPCC, 2014). Los nuevos escenarios de CC introducen también bastantes incertidumbres de cara al futuro en cuanto a las aguas subterráneas. También resultarán claves las variaciones que se puedan dar en la escorrentía y aportaciones externas. En consecuencia, la información sobre los cambios hidrológicos es tan esencial como la biológica para evaluar los efectos del CC.

Para el seguimiento de estas variables se proponen, en principio, diferentes técnicas. Los indicadores del comportamiento hidrológico se deberían analizar a partir de los datos que se obtengan de medidores instalados específicamente para ello en las estaciones de referencia. Para la medición del caudal se propone la instalación de sensores que registren la velocidad del agua en continuo. Por ejemplo, sensores Doppler que envían una señal ultrasónica continua que penetra en el agua a un ángulo conocido. Para conocer el caudal, a esto se le deberían de sumar medidas periódicas de anchura y profundidad del cauce. No



se recomienda el uso de estaciones de aforo debido a su impacto en el río (por ejemplo, tala de árboles, la afección a las riberas, el impedimento en los desplazamientos de la fauna acuícola). Una alternativa para conocer la anchura del cauce sería el uso de imágenes de satélite. En cuanto a la profundidad, se podrían utilizar sondas de presión hidrostática, que es proporcional a la altura de la columna de agua. Incluso hay algunos modelos de sondas que incorporan tanto la medida de la velocidad del agua como la de la presión hidrostática. También se propone identificar estaciones de aforo existentes próximas a los sitios de referencia y recabar dichos datos para su posible utilización. Una alternativa útil y económica para poder saber si el río está seco o no (aunque no sirva para estimar el caudal), es el uso de sensores de temperatura modificados (Chapin *et al.* 2014).

Para las estaciones de referencia que tengan una conexión con el agua subterránea, se propone tener en cuenta los datos generados por el seguimiento del estado cuantitativo de la masa de agua subterránea correspondiente.

### ***Cambios en el régimen hidrológico - Lagos***

El CC provocará potencialmente cambios sustanciales en la calidad y cantidad de los regímenes de aportación a los lagos y humedales, afectándolos de diferentes formas, en función de su localización geográfica y la estación del año. Resultarán claves las variaciones que se puedan dar en las aportaciones externas: lluvia, deshielo, escorrentía, etc. Además, los ecosistemas lacustres con conexión fluvial se verán afectados por los cambios en los regímenes de caudales (descenso de caudal, picos de caudal...) de los ríos que los alimentan. Los nuevos futuros escenarios de CC introducen también bastante incertidumbre en cuanto a las aguas subterráneas. Estos cambios sobre el régimen hídrico, al incidir sobre una componente ecológica esencial del ecosistema lacustre, es previsible que alteren las condiciones para el desarrollo de la biota, tal como se ha demostrado en diversas ocasiones (p.ej. Camacho *et al.* 2016).

Los indicadores del componente hidrológico se deberían analizar a partir de datos obtenidos con medidores instalados específicamente para ello en puntos adecuados del lago o humedal. Tanto el nivel del agua como la permanencia hidrológica pueden medirse en continuo mediante sensores, capaces de dar valores precisos (con frecuencia incluso horaria) de la profundidad de la lámina de agua, incluso cuando ésta fuera igual a 0. Algunos de estos sensores también permiten medir la temperatura del agua, por lo que tal como se ha especificado en un anterior apartado, su aplicación sería muy práctica para el seguimiento del CC. Si no fuera posible la instalación de estos sensores, se recurrirá a imágenes de satélite tomadas periódicamente para detectar la presencia/ausencia de agua y el área inundada (Bustamante *et al.* 2005; Doña *et al.* 2016). De hecho, se propone recurrir



a este tipo de técnicas para la reconstrucción de series hídricas más largas. A efectos del seguimiento de la presencia/ausencia de agua durante el seguimiento anual de estos ecosistemas seleccionados, se propone solicitar la colaboración de la red de guardas fluviales ya existente, que podrían informar (al menos mensualmente) del estado cuantitativo de los lagos, lagunas y zonas húmedas, o incluso semi-cuantificar la cantidad de agua mediante referencias fijas.

Para las estaciones de referencia que tengan una conexión con el agua subterránea, se propone establecer un seguimiento de los niveles piezométricos de dicha masa.

*Tabla 2. Indicadores abióticos relacionados con la componente hidrológica para el seguimiento de los efectos del CC sobre los sistemas acuáticos.*

	<b>Datos recolectados</b>	<b>Métrica/variable</b>	<b>Posibles indicadores de CC</b>	<b>Frecuencia</b>
Lagos	Cota/batimetría	Volumen del lago	Alteraciones en el patrón de variación del volumen de agua almacenada en la cubeta	Continua o variable
	Permanencia hidrológica	Hidrodinámica/ Hidroperiodo	Alteraciones en los patrones de profundidad, duración, frecuencia y estacionalidad de la permanencia hidrológica	Continua o variable
Ríos	Caudal	Caudal	Alteraciones en el patrón de variación del volumen de agua	
		Permanencia hidrológica	Alteraciones en el patrón de permanencia hidrológica	Continua
	Avenidas	Frecuencia de avenidas	Alteraciones en el patrón de avenidas	Continua
	Sequías	Frecuencia y duración de períodos de flujo nulo	Alteraciones en el patrón de sequías	Continua
Ambos	Niveles piezométricos	Nivel del acuífero/ Conexión con aguas subterráneas	Variaciones de los niveles piezométricos asociados a sistemas acuífero-masa de agua	Continua o variable



### C) Componente geomorfológica

El cambio climático también lleva asociado cambios en los procesos geomorfológicos tanto a nivel de cuenca como en el propio ecosistema fluvial (Stromberg *et al.* 2010; Verdonschot *et al.* 2010; Rivaes *et al.* 2013). Las alteraciones de régimen hidrológico, caudales de ríos, aguas subterráneas y escorrentías producidas por el cambio climático son los que determinarán en mayor medida los cambios en la morfología del río y en los diferentes hábitats disponibles (ampliación o disminución del área de inundación, incremento en la erosión de las orillas, cambios en la vegetación, aumentos en la entrada de materia orgánica alóctona, mayor sedimentación, etc.). Estos cambios en la morfología dependerán del régimen hidrológico, pero también de la vulnerabilidad de los propios ecosistemas, los usos del suelo (que en el caso de los sitios de referencia deberían de ser principalmente naturales) o los incendios.

Para la selección de las variables de seguimiento de la componente geomorfológica, se han seleccionado aquellas que puedan ser más sensibles a las variaciones producidas por el CC, que sean replicables y viables técnica y económicamente, de acuerdo con los documentos para el Establecimiento de condiciones hidromorfológicas del CEDEX (CEDEX 2010) y Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos (MITECO 2015).

#### **Cambios geomorfológicos - Ríos**

Para la evaluación de la morfometría fluvial se propone el análisis de las ortofotografías del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA 2019) o el uso de LiDAR aéreo o dron. Para la caracterización del hábitat fluvial se propone el cálculo del Índice de Hábitat Fluvial (IHF), que es una medida de la diversidad de hábitats fluviales (Pardo *et al.* 2002). Es importante no reportar únicamente el valor final del índice, sino también el de cada uno de los bloques que lo conforman, ya que estos nos aportan información sobre algunos elementos clave del hábitat de los macroinvertebrados acuáticos, tales como: la frecuencia de rápidos, la existencia de distintos regímenes de velocidad y profundidad, el grado de inclusión del sustrato y sedimentación en pozas, y la diversidad y representación de sustratos, la presencia de materiales de origen alóctono (hojas, madera) y la presencia de diversos grupos morfológicos de productores primarios. Para evaluar el bosque de ribera se propone calcular el índice de calidad del bosque de ribera (QBR), que toma en cuenta el grado de cubierta de la zona de ribera, la estructura y calidad de la cubierta y el grado de naturalidad del canal fluvial (Munné *et al.* 2003). Alternativamente, se podrán calcular otros índices, como el Índice de Vegetación Fluvial (IVF, Gutiérrez *et al.* 2001), el Riparian Quality Index (RQI, González del Tanago *et al.*, 2006) o el Riparian Forest Evaluation (RFV,



Magdaleno *et al.*, 2010). Al igual que con el IHF, es importante aquí no reportar únicamente el valor final del QBR sino también el valor individual de cada bloque. Esta información se complementará con un inventario detallado de las especies presentes (distinguiendo entre especies autóctonas e invasoras) y valores de recubrimiento forestal de la zona de ribera (que se pueden calcular a partir de las mismas ortofotografías usadas para evaluar los cambios en la morfometría fluvial).

El bosque de ribera se evaluará también utilizando los datos de estructura, composición y dimensiones de la zona ribereña observados en el Protocolo Hidromorfológico. La aparición o mayor superficie ocupada por especies termófilas será un punto importante de evaluación del CC, así como la reducción del bosque de ribera teniendo en cuenta como referencia las dimensiones de las riberas funcionales y topográficas.

*Tabla 3. Indicadores morfológicos de cambio climático sobre los sistemas acuáticos.*

	<b>Datos recolectados</b>	<b>Métrica/variable</b>	<b>Posibles indicadores de CC</b>	<b>Frecuencia de la toma de datos</b>
Ríos	Morfometría fluvial	Tamaño y evolución del cauce fluvial: cauce activo, ribera funcional y ribera topográfica (PHMF)	Alteraciones morfométricas y desplazamientos en el cauce del río	Sexenal
		Perfil geobotánico del río	Alteraciones morfométricas y desplazamientos en el cauce del río	
		Tipo y dinámica de los sedimentos	Alteraciones tipo y distribución de sedimentos	
	Caracterización del hábitat	Índice de Hábitat Fluvial (IHF)	Cambios en la composición del hábitat (es decir, cambios en cada uno de los bloques del IHF) y en la diversidad total de hábitats (es decir, el valor final del IHF).	Sexenal
	Caracterización del bosque de ribera	Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR), inventario de especies, porcentaje de cobertura riparia forestal.	Cambios en el bosque de ribera, tanto en estructura (es decir, cambios en cada uno de los bloques del QBR), como en calidad (es decir, el valor final del QBR), composición (listado de especies) y densidad (porcentaje de cobertura riparia forestal).	Sexenal
Tipo de sedimentos, formas de depósitos emergentes y movilidad	(PHMF) varios apartados observados dentro de la estructura y sustrato del lecho	Cambios en el tamaño de los sedimentos, formas emergentes y movilidad de los mismos por cambios de caudal y/o aumento de la torrencialidad	Sexenal	



	Datos recolectados	Métrica/variable	Posibles indicadores de CC	Frecuencia de la toma de datos
	Estructura de la zona ribereña	(PHMF) Superficie de la ribera funcional y topográfica ocupada por vegetación, especies sensibles presentes, Distribución de la vegetación observable en el perfil geobotánico y aparición de individuos muertos en la zona externa de la ribera funcional y topográfica	Reducción (estrechamiento) del bosque de ribera por disminución de caudales, aparición de especies termófilas, cambios de distribución de las especies de ribera y muerte de los individuos más alejados del canal fluvial.	Sexenal
Lagos	Morfometría del lago en planta	Tamaño y evolución de la cubeta	Alteraciones en el estado y estructura de la cubeta	Sexenal
	Testigos de sedimento	Cantidad, estructura y sustrato del lecho del lago	Alteraciones en la tasa de sedimentación y granulometría	Sexenal
	Estructura de la zona ribereña	Superficie de la ribera funcional y topográfica ocupada por vegetación, especies sensibles presentes. Distribución de la vegetación observable en el perfil de zonación y aparición de individuos muertos en las zona externa de la ribera funcional y topográfica	Reducción (estrechamiento) de la vegetación de ribera por disminución del tamaño del lago, aparición de especies termófilas, cambios de distribución de las especies de ribera y muerte de los individuos más alejados.	Sexenal

Dentro del protocolo hidromorfológico se observará y evaluará la aparición de individuos muertos en las orlas externas de la ribera funcional y topográfica debidos a la reducción del canal de agua, así como del aporte hiporreico. Se tendrá en cuenta la evolución de comunidades o individuos vegetales sensibles al aumento de temperaturas y/o reducción de caudales en función de la región biogeográfica en la que se encuentre el punto de referencia. Como resumen de identificación de cambios en la dinámica fluvial y la estructura ribereña por el CC se utilizará el perfil geobotánico, el cual deberá ser realizado lo más preciso posible para su posterior evaluación comparativa en el tiempo.

### **Cambios geomorfológicos - Lagos**

Para la medida de la morfometría del lago en planta, se debería llevar a cabo un levantamiento topobatómetrico que permita la obtención de una cartografía de precisión, en la que quede reflejada el tamaño y forma del lago. Para la evolución de la cubeta activa se propone el análisis de las ortofotografías del PNOA o el uso de LiDAR aéreo o dron. Para los lagos profundos, se tratará de recabar además batimetrías cuando estas existan, ya que no es realista pensar que en el marco del presente proyecto se puedan realizar batimetrías



de todos los lagos estudiados durante la vigencia del mismo. No obstante a medio plazo será necesario de disponer de batimetrías de los lagos estudiados.

En el caso de lagos y lagunas también se evaluará la estructura de la zona ribereña utilizando los datos de estructura, composición y dimensiones de la zona ribereña. Al igual que para la ribera de los ríos, la aparición o mayor superficie ocupada por especies termófilas alrededor del lago, o los cambios en la proporción relativa de las especies, será un punto importante a considerar para la evaluación de los efectos del CC, así como la reducción de la vegetación de ribera. Se observará y evaluará la aparición de individuos muertos en las orlas externas de la ribera del lago debidos a la reducción del tamaño de la masa de agua, así como del aporte hiporreico. Se tendrá en cuenta la evolución de comunidades o individuos vegetales sensibles al aumento de temperaturas y/o desecación en función de la región biogeográfica en la que se encuentre el punto de referencia. Cómo resumen de identificación de cambios en la estructura ribereña por el CC se utilizará la zonación de especies, el cual deberá ser realizado lo más preciso posible para su posterior evaluación comparativa en el tiempo.

#### D) Componente físico-química del agua

El aumento de la temperatura del agua podría conllevar una modificación de los ciclos biogeoquímicos, por ejemplo, mediante la aceleración de las tasas de los principales procesos (Camacho *et al.* 2017). Numerosos estudios apuntan a cambios en la componente físico-química derivados del CC:

- En los lagos de alta montaña, la temperatura del agua también está relacionada con otras variables como el espesor y la duración de la cubierta nívea o el patrón de deshielo. En consecuencia, el aumento de la temperatura puede afectar a la duración del periodo vegetativo (favorable para el desarrollo de los productores primarios), la concentración de oxígeno disuelto en el agua, la temperatura ambiental, la estratificación del agua (Granados *et al.* 2020), etc.
- En ríos, por ejemplo, el análisis de 17 arroyos de montaña pertenecientes a las diferentes cuencas hidrográficas de España entre 1973 y 2005 reveló un aumento en las concentraciones de fósforo reactivo soluble relacionado con un aumento de la temperatura (Benítez-Gilabert *et al.* 2010). Otras posibles alteraciones físico-químicas son un aumento en la concentración de materia orgánica disuelta y del nitrógeno inorgánico y una acidificación del agua (Monteith *et al.* 2007; Whitehead *et al.* 2009).



- Además, la disminución de caudal de los ríos asociada al cambio climático podría llevar a incrementos de la conductividad por un efecto de concentración de las sales disueltas en un volumen menor de agua y un mayor lavado de las rocas (con la consiguiente disolución de sales) por reducciones en la cobertura vegetal (Cañedo-Argüelles *et al.* 2013; Le *et al.* 2019; Olson 2019).
- La concentración de CO<sub>2</sub> o la presión parcial del mismo podrían ser objeto de seguimiento, aunque los efectos directos de éste cambio no se prevén como muy notables (Álvarez Cobelas *et al.* 2005; Low-Décarie *et al.* 2015; Hasler *et al.* 2016).
- Numerosos estudios (Dhir 2015; Reitsema *et al.* 2018) apuntan a que las temperaturas más cálidas y otros factores de cambio global aumentan las concentraciones de DOC, el cual influye en el metabolismo bacteriano. Un componente del DOC, la materia orgánica cromofórica (cDOM), que incluye, entre otros, las sustancias húmicas, provoca una coloración marrón en el agua y un cambio en las propiedades y comunidades, especialmente en relación con la vegetación sumergida. Este proceso se conoce como "browning" o "brownification".
- En el caso de los lagos, se ha observado enfriamiento de capas profundas y calentamiento de capas superficiales en lagos profundos en relación al aumento de las mínimas diarias (nocturnas) asociadas al CC, sin afectar a las máximas diarias (diurnas) (Livingstone 2003; O'Reilly *et al.* 2003, Granados *et al.*, 2020).

Sin embargo, se puede considerar que por el momento existen pocos datos respecto a los cambios físico-químicos del agua en ecosistemas acuáticos provocados por el cambio climático. Es por tanto importante generar esta información para poder determinar su relevancia.

Atendiendo a lo establecido en la Directiva Marco del Agua (DMA, European Commission, 2000) y en el RD 817/2015, se seleccionan como variables físico-químicas del agua potencialmente sensibles al CC: la temperatura, la conductividad, el oxígeno disuelto y la concentración de nutrientes y materia orgánica (Tabla 4).

*Tabla 4. Indicadores abióticos relacionados con la componente físico-química para el seguimiento de los efectos del CC sobre los sistemas acuáticos.*

Datos recolectados	Métrica/variable	Posibles indicadores de CC	Frecuencia
Temperatura del agua	Temperatura (sonda de la columna de agua en el caso de lagos) y termistores	Aumento en la temperatura media y máxima mensual, estacional y anual.  En Lagos: índice de estabilidad de Schmidt(*) y/o	Continua / Estacional o bianual



Datos recolectados	Métrica/variable	Posibles indicadores de CC	Frecuencia
	instalados in situ	frecuencia de Brunt-Väisälä	
Conductividad	Conductividad/salinidad (sonda de la columna de agua en el caso de lagos)	Desviaciones respecto a la media debido a cambios en la evapotranspiración, aportes, etc.	Continua / Estacional o bianual
	Concentración de iones mayoritarios (Na, K, Ca, Mg, SO <sub>4</sub> y Cl)	Cambios en la composición iónica del agua asociados a cambios hidrogeomorfológicos	Estacional o bianual
Oxígeno disuelto	Concentración de oxígeno disuelto	Cambios en la concentración de oxígeno disuelto en el agua asociados a cambios en su solubilidad y en la producción primaria	Continua / Estacional o bianual
Concentración de nutrientes	Concentración de fósforo reactivo soluble, fósforo total, nitrato y amonio	Aumento en la concentración de nutrientes. Cambios en el ratio de C:N:P que es muy relevante para la producción primaria (267).	Mensual, estacional o bianual
Materia orgánica	Concentración de materia orgánica disuelta	Aumento de la materia orgánica disuelta (DOM), concretamente del carbono orgánico disuelto (DOC)	Mensual, estacional o bianual

*(\*) El índice de estabilidad de Schmidt o la intensidad de la frecuencia de Brunt-Väisälä (Whitehead et al. 2009) calculados en el perfil vertical, y en especial en la termoclina, pueden dar información interesante sobre el efecto del CC (CEDEX 2017; Zadereev 2017). Estos índices informan sobre los efectos de los cambios de temperatura, junto con otras variables como la salinidad, dada su influencia en la densidad del agua, que afecta a la estratificación de la columna de agua y su dinámica vertical, y con ello a las comunidades biológicas.*

Todas estas medidas pueden tomarse, y de hecho ya se toman en muchos casos, dentro de los programas de seguimiento de los distintos organismos de cuenca. A pesar de ello, en el caso de la temperatura, la conductividad y el oxígeno, se recomienda la instalación de sondas que permitan registrar estas variables en continuo, puesto que estas variables fluctúan en el tiempo de manera acusada, y tener registros en continuo puede ser muy útil para detectar los efectos del cambio climático. En el caso de la concentración de nutrientes y de materia orgánica disuelta, aunque la instalación de sondas para registrar datos en continuo es recomendable, esta puede ser una opción costosa y técnicamente más difícil. Así pues, se propone como alternativa tomar muestras de agua para su análisis en el laboratorio. Como se trata de puntos de referencia, con niveles de concentración de nutrientes bajos, sería necesario mejorar los análisis de nutrientes, especialmente en lo relativo a la obtención de un límite de detección más bajo. En cuanto a la concentración de iones, dado que no suele presentar cambios temporales a corto plazo, se propone tomar muestras de agua una vez al año para su análisis en el laboratorio.



## 3.2. Indicadores bióticos

En ecosistemas acuáticos, el CC puede generar un efecto cascada: a partir de su impacto sobre el balance hídrico, incide sobre distintos procesos del ecosistema, afectando a los distintos elementos de calidad del agua y alterando el valor de sus descriptores. En relación con los elementos biológicos, estas modificaciones podrían suponer un adelantamiento de los ciclos biológicos, un desplazamiento en altitud de las especies e incluso su desaparición por la pérdida de las características de su hábitat.

### A) Vegetación de ribera - Ríos

La franja de vegetación más inmediata al cauce de ríos y arroyos, conocida como vegetación riparia, es un elemento clave del ecosistema fluvial, en cuanto que interviene en muchos de los procesos abióticos y bióticos que determinan su funcionamiento. Así, influye en los regímenes de erosión/sedimentación, evaporación, escorrentía, etc. Además, es una buena fuente de recursos y refugio para muchos elementos de fauna y flora (Naiman *et al.* 2005; Dufour *et al.* 2019). En función del uso del suelo, tamaño del río, el ámbito biogeográfico y otros muchos factores, su tipología y anchura puede ser muy variable (Lara *et al.* 2004; Garillete *et al.* 2012; Biurrun *et al.* 2016).

En el contexto de los escenarios de CC se esperan unos cambios que condicionarán el balance de agua entendido como la relación de la cantidad de agua que llega al suelo y la que finalmente queda accesible por las plantas. También condicionarán las tasas de evaporación y evapotranspiración. Estos y otros factores pueden afectar a la vegetación ribereña, por lo que ésta podría resultar indicadora de los efectos del CC (Rivaes *et al.* 2014; Rocha *et al.* 2015; Van Looy & Piffady 2017).

Las dimensiones de la zona ribereña determinan la funcionalidad de las riberas en cuanto a conexión y permeabilidad con el ecosistema terrestre circundante. En lo referente a la estructura de la vegetación, ésta y sus posibles cambios se pueden medir combinando técnicas de muestreo de campo y teledetección, de modo que la información obtenida pueda ser complementaria (Bertoldi *et al.* 2011). Las nuevas tecnologías de teledetección, como LiDAR, permiten obtener de modo automático algunos parámetros de estructura de la cubierta forestal, como la altura de dosel, a través de un modelo digital de alturas de dosel (Lallias-Tacon *et al.* 2017).

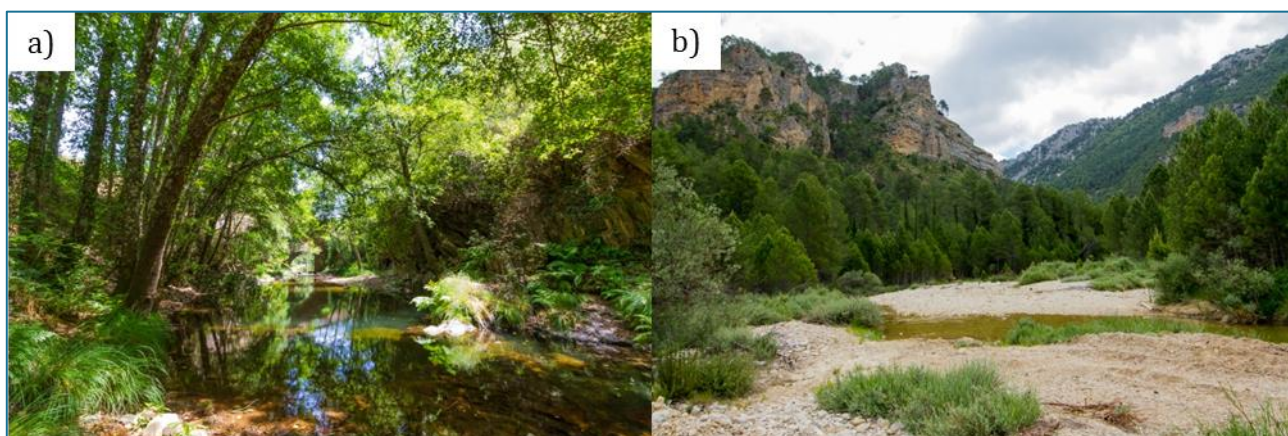


Tabla 5. Variables de vegetación de ribera propuestas para el seguimiento del cambio climático en ríos.

Datos recolectados	Métrica/variable	Posibles indicadores de CC	Frecuencia
Dimensiones de la zona ribereña	Área ocupada	La distribución espacial de la vegetación se va a ver condicionada por la variación de precipitación, temperatura y sus repercusiones sobre el régimen de caudales y sedimentos. El área y volumen ocupado por la vegetación de ribera puede verse reducido debido a un deterioro progresivo de la vegetación de ribera, vigor de las plantas, ocupación del espacio por vegetación propia de áreas degradadas, etc. Todo ello puede afectar a la conectividad longitudinal y transversal de la vegetación.	Sexenal
	Volumen		
	Cobertura		
	Conectividad ecológica		
Composición específica	Riqueza de especies	Una disminución de la riqueza y diversidad (incluyendo el reparto de individuos) de especies puede deberse a que los cambios en las condiciones ambientales presentes en la ribera (disminución de las precipitaciones y la escorrentía, desplazamiento del nivel freático a cotas más bajas), pueden comprometer la supervivencia de muchas especies. El CC puede favorecer también la entrada de especies exóticas invasoras.	Sexenal
	Abundancia de cada especie		
	Especies indicadoras de cambio		
	Especies exóticas invasoras		
Dendrometría	Diámetros y alturas de los árboles	Cambios en la dendrometría de la vegetación de ribera.	Sexenal
Estado fitosanitario	Estado fitosanitario	Mayor incidencia de plagas, mayor grado de defoliación, daños por eventos catastróficos, etc.	Sexenal
Fenología	Índices de verdor (NDVI)	Una disminución de NDVI nos indica que la vegetación está perdiendo vigor, lo que se advertirá posiblemente antes que la presencia de daños en la vegetación o vegetación muerta, Un aumento del NDVI, por el contrario, nos va a indicar que el vigor de la vegetación está aumentando Todo ello sería aplicable a las masas de agua con suficiente tamaño como para poder efectuar una resolución de pixel entre el agua, la vegetación, y otros componentes.	Sexenal

La composición de especies es una variable importante para el seguimiento del CC, ya que éste puede alterar la composición de la comunidad vegetal y su distribución (Rodríguez-González *et al.* 2014). En el caso del seguimiento planteado, se proponen métodos de campo para analizar los cambios en la riqueza de especies y también en la densidad de cada una de ellas, pudiéndose producir alteraciones en la dominancia de determinadas especies. En este equilibrio se incluyen cambios en especies indicadoras de CC por su sensibilidad a alteraciones y también la aparición de especies alóctonas o invasoras que, en general, se caracterizan por una amplia plasticidad fenotípica y adaptabilidad a ambientes cambiantes que pueden aprovechar de modo oportunista los cambios en las condiciones del ecosistema.

La **productividad-fenología** son variables muy empleadas en el seguimiento del CC por su estrecha relación. A través de modernas técnicas de teledetección (Cunningham *et al.* 2018), se pueden estimar ya de modo sencillo y coste reducido, diferentes parámetros relativos a la fenología y a la producción primaria de la vegetación, como es el caso de los índices de verdor (NDVI; Martínez & Gilabert 2009). El seguimiento de campo de la fenología es muy costoso, de este modo se realiza de modo mucho más asequible. Numerosas administraciones hacen un seguimiento continuo de estos índices, como es el caso de Andalucía, que cuenta con una serie comparable desde 1992. De modo adicional, pueden calcularse otros índices como el estrés hídrico de la vegetación. Existe información directa de cobertura nacional para la obtención de estos índices a través del satélite MODIS, con una periodicidad cada 16 días, si bien se debería tender a usar los satélites Sentinel lanzados por la UE, con diferentes capacidades de análisis temporal y de frecuencias. Dado que los drones o vuelos también pueden obtener estos índices teniendo una resolución espacial mucho más detallada, para el caso de este protocolo se debería evaluar la resolución de las imágenes de satélite para el nivel de análisis espacial requerido.



*Figura 1. Vegetación de ribera de los ríos a) Tus y b) Ladrillar. Fotografías: David Martín, campaña REFCON 2019.*

## B) Vegetación de ribera - Lagos

El uso del suelo que rodea el ecosistema lacustre es un elemento clave en muchos de los procesos que afectan al lago, tanto abióticos -como los regímenes de erosión/sedimentación, evaporación o escorrentía- como bióticos -la vegetación ribereña constituye una fuente de recursos y refugio para la fauna y la flora. La estructura y composición de la vegetación ribereña puede ser muy variable, en función del uso del suelo, el ámbito geográfico y otros muchos factores como la tipología, el tamaño y la anchura del lago. Aunque en muchos lagos puede adscribirse a un cinturón de vegetación helofítica que rodea la orilla (formado por especies gramínoideas anuales y cuyo



seguimiento está incluido en el muestreo de otra flora acuática), la vegetación ribereña también incluye especies leñosas y arbóreas a analizar como parte del protocolo hidromorfológico (CEDEX 2010; Ruiz *et al.* 2011).

En el contexto del CC, los cambios esperados en las tasas de evaporación y evapotranspiración y, por tanto, en el balance hídrico total, condicionarán la cantidad de agua que llega al suelo y la que finalmente queda accesible por las plantas, afectando a la estructura de la vegetación ribereña (Tabla 6). En el caso de las lagunas de origen hipogénico, la recesión de la vegetación ribereña y la colonización de las orillas por parte de vegetación esclerófila (o poco favorecida por suelos húmedos o encharcados) pueden indicar la regresión de los acuíferos. Cuando estas especies son de desarrollo lento, además, estarían integrando la información de largos períodos de tiempo. Un ejemplo de esto lo encontraríamos en la Torca Seca (Cañada del Hoyo, Cuenca), donde se observa un claro avance de los pinos (*P. nigra*) hacia el interior de la cubeta que podrían indicar un cambio de régimen hídrico (Figura 2).

En lo referente a la estructura de la vegetación, ésta y sus posibles cambios se pueden medir combinando técnicas de muestreo de campo y de teledetección, de modo que la información obtenida pueda ser complementaria. Las nuevas tecnologías de teledetección, como es la tecnología LiDAR, permite obtener de modo automático algunos parámetros de estructura de la vegetación forestal como es la altura de dosel, a través de un modelo digital de alturas de dosel. En cuanto al análisis de la composición de especies, se proponen métodos de campo para analizar los cambios en la riqueza de especies y también en la densidad de cada una de ellas. Para estimar diferentes parámetros relativos a la fenología y a la producción primaria de la vegetación, como son los índices de verdor (NDVI) o el estrés hídrico de la vegetación, también pueden utilizarse técnicas de teledetección, o incluso visores y sus herramientas asociadas, como es el caso de Google Earth Pro. Numerosas administraciones hacen un seguimiento continuo de estos índices, como es el caso de Andalucía, que cuenta con una serie comparable desde 1992. Existe información directa de cobertura nacional para la obtención de estos índices a través del satélite MODIS, con una periodicidad de 16 días. Si bien, debería haber una tendencia hacia el uso preferente de los satélites Sentinel, lanzados por la UE, con diferentes capacidades de análisis temporal y frecuencias, para el estudio de los lagos y el nivel de análisis espacial requerido, debería evaluarse la resolución de las distintas imágenes de satélite. De hecho, dado que los vuelos con dron también permiten obtener estos índices con una resolución espacial mucho más detallada, podría considerarse su uso en este proyecto.

Tabla 6. Indicadores bióticos en la vegetación ribereña para el seguimiento de los efectos del CC sobre los sistemas lacustres.

Datos recolectados	Métrica/variable	Posibles indicadores de CC	Frecuencia
Dimensiones de la zona ribereña	Área ocupada	La distribución espacial de la vegetación se verá condicionada por la variación de precipitación, temperatura y sus repercusiones sobre el régimen de caudales y sedimentos. El área y volumen ocupado por la vegetación ribereña puede verse reducido debido a su deterioro progresivo: pérdida de vigor de las plantas, ocupación del espacio por vegetación propia de áreas degradadas... Consecuentemente, la conectividad longitudinal y transversal de la vegetación también se verá afectada.	Sexenal
	Volumen		
	Conectividad ecológica		
Composición específica	Riqueza de especies	Los cambios en las condiciones ambientales presentes en la ribera (disminución de las precipitaciones y la escorrentía, desplazamiento del nivel freático a cotas más bajas) pueden comprometer la supervivencia de muchas especies, provocando una disminución de la riqueza y diversidad (incluyendo el reparto de individuos).  El CC también puede alterar la dominancia de determinados taxones sensibles a alteraciones (especies indicadoras) y favorecer la entrada de especies alóctonas y/o invasoras que, en general, se caracterizan por una amplia plasticidad fenotípica y adaptabilidad a ambientes cambiantes.	Sexenal
	Abundancia de cada especie		
	Especies indicadores de cambio		
	Especies exóticas invasoras		
Productividad - fenología	Índices de verdor (NDVI)	Una disminución de NDVI nos indica que la vegetación está perdiendo vigor, lo que se advertirá posiblemente antes que la presencia de daños en la vegetación o vegetación muerta, Un aumento del NDVI, por el contrario, nos va a indicar que el vigor de la vegetación está aumentando Todo ello sería aplicable a las masas de agua con suficiente tamaño como para poder efectuar una resolución de pixel entre el agua, la vegetación, y otros componentes (Gao 1996; Yang <i>et al.</i> 2012, Doña <i>et al.</i> , 2016).	Sexenal



Figura 2. El avance de los pinos (*P. nigra*) hacia el interior de la cubeta en la Torca Seca (Cañada del Hoyo, Cuenca) podrían indicar un cambio de régimen hídrico.



### C) Fitoplancton - Lagos

Entre los distintos componentes biológicos de los ecosistemas leníticos, el fitoplancton es uno de los grupos potencialmente más sensibles a cambios relacionados con el clima, especialmente en relación a los cambios fenológicos (Thackeray *et al.* 2016) y de patrones físicos (Brentrup *et al.*, 2016). Esto, en combinación con el seguimiento detallado realizado hasta el momento por parte de las administraciones gestoras, supone que el potencial de dicho elemento para estudiar el CC es muy elevado (Tabla 7).

*Tabla 7. Indicadores bióticos relacionados con el fitoplancton para el seguimiento de los efectos del CC sobre los sistemas lacustres.*

Datos recolectados	Métrica/variable	Posibles indicadores de CC	Frecuencia
Recuentos y cálculos biovolumétricos / Clorofila	Abundancia de fitoplancton	Aparición de proliferaciones masivas de fitoplancton.	Bianual
	Proporción relativa de cianobacterias	Aumento de la dominancia de cianobacterias	
	Tamaño de células de fitoplancton	Cambios en el tamaño de células de fitoplancton	
	Abundancia de la proliferación primaveral	Cambios en la magnitud y sincronización de la proliferación primaveral	
	Recuento de especies invasoras	Aparición de especies invasoras de origen sub-tropical o tropical	
	Proporciones relativas de los grupos funcionales	Cambios en la abundancia relativa entre los diferentes grupos funcionales	

Las proliferaciones masivas de fitoplancton pueden verse favorecidas por un aumento en las temperaturas, y podrían seguirse con un estadístico de frecuencia a nivel del territorio a modo de "variable centinela" (Álvarez Cobelas *et al.* 2005; Havens *et al.* 2019).

Se ha observado un aumento de la dominancia de cianobacterias en muchos lagos someros que sufren calentamiento acoplado al clima y/o incremento de nutrientes. Cabe pensar en la retroalimentación del cambio por ser las cianobacterias, además, muy competitivas en ambientes con altos índices de absorción lumínica (Nöges *et al.* 2003; Kosten *et al.* 2010; Paerl & Paul 2012; Havens *et al.* 2019). En mesocosmos de fitoplancton marino se ha visto una clara relación entre el tamaño medio celular de distintas especies y la temperatura, siendo ésta inversamente proporcional (Sommer & Lengfellner 2008). También se han observado cambios en el inicio de la proliferación de fitoplancton



primaveral, así como en su magnitud, lo que tiene, además, importantes efectos en el funcionamiento del lago (Winder & Sommer 2012).

Por otro lado, las especies de origen sub-tropical o tropical, como *Cylindrospermopsis raciborskii* u otras cianobacterias Nostocales, presentan características de desarrollo e invasibilidad favorecidas por el CC (Briand *et al.* 2004). Contando con una base de datos que las identifique y contabilice su abundancia relativa en los lagos, tal como la referida en NABIA para las masas de agua, podría controlarse su aparición y evolución de la importancia relativa a nivel del territorio.

Finalmente, con el cambio climático podrían darse cambios en la abundancia relativa entre los diferentes grupos funcionales. Los distintos codones (grupos funcionales) establecidos en la literatura muestran preferencias en cuanto a distintos parámetros, como la época de mezcla, la intensidad de la estratificación, la temperatura, etc. (Reynolds *et al.* 2002; Padisák *et al.* 2009).

Todas las métricas propuestas podrían calcularse con los datos obtenidos en los 2 muestreos anuales como parte del seguimiento llevado a cabo por los Organismos de cuenca: recuentos y cálculos de biovolumen a nivel de especie (siempre que se pueda), y medida de las concentraciones de clorofila-a en el agua. Si bien es cierto que en muchos casos los biovolúmenes asignados a los individuos de cada especie se asignan, según el protocolo MFIT-2013, en base a los volúmenes celulares estandarizados descritos en TAXAGUA, los instrumentos necesarios para el cálculo individual en cada muestra son intrínsecos a la metodología del recuento. Esto permitiría calcular biovolúmenes individuales, si bien no en todas las muestras, sí en las suficientes como para poder evaluar cambios en el tamaño de las células, por lo que sería necesaria una modificación en NABIA para que esos datos estén disponibles a partir de los programas de seguimiento del estado ecológico.

Para evaluar de la aparición de especies invasoras de origen sub-tropical o tropical, se pretende realizar una recopilación de información bibliográfica que identifique dichas especies. Esta información se incorporará a TAXAGUA para facilitar el uso de estas especies como marcadores de cambio climático.

De forma adicional, la posibilidad de realizar un seguimiento temporal mucho más detallado de la evolución de la concentración de clorofila mediante teledetección (p.ej. Doña *et al.* 2014 y 2015) permitiría mejorar enormemente la resolución temporal y el número de masas de agua consideradas.



## D) Diatomeas - Ríos

### **Respuestas generales**

Como se explica en un apartado anterior, el cambio climático puede promover un menor flujo de agua y la disminución del volumen de ésta (un proceso que podría llamarse lentificación, Sabater 2008). A estos cambios físicos se les asocia una menor dilución, además de favorecer temperaturas más altas del agua. El aumento de la temperatura y la disminución del volumen del agua pueden favorecer los procesos de estratificación (en lagos) y tiempos de residencia hidráulicos más largos (en sistemas fluviales). En estas situaciones, se podría esperar -en general- una mayor producción de algas, una proliferación de cianobacterias, y una disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto. Las concentraciones de nutrientes resultantes pueden reducirse en paralelo al mayor crecimiento de la biomasa de las algas. Sin embargo, las respuestas a nivel de comunidad son necesariamente menos generales. Las consecuencias que pudieran ser esperadas sobre la estructura de las comunidades biológicas incluyen:

- Pérdida de riqueza y diversidad local, que afecta al número y la proporción de especies en la comunidad (no está claro si serán más afectadas las especies raras o las más abundantes).
- Variaciones en la diversidad beta (dirección poco clara, pueden ocurrir varias posibilidades).
- Cambios en la composición de rasgos y diversidad de la comunidad biológica.
- Variación en las proporciones entre taxones especializados y generalistas.

Es también necesario destacar que cualquier descripción del papel de las especies en relación con los efectos del cambio climático debe considerar datos ambientales sobre temperatura e hidrología (Falasco *et al.* 2016).

Con respecto al componente algal (incluyendo las diatomeas), la literatura detalla varios patrones de respuesta, así como también muestra relevantes lagunas de conocimiento. A continuación, se detallan por separado las respuestas conocidas para los principales factores asociados con el cambio climático y que afectan a los ecosistemas fluviales, es decir, la reducción del flujo y el aumento de la temperatura. Dado que el objetivo de la investigación es sobre los sitios de referencia y su respuesta al cambio climático, la



relevancia de las presiones químicas antropogénicas o la alteración del hábitat se han considerado circunstanciales.

### **Respuestas a la temperatura**

Los modelos que usan las diatomeas para inferir cambios en la temperatura del agua a partir de los testigos de sedimentos en sistemas lacustres son menos relevantes que los realizados con salinidad, pH o nutrientes (Anderson 2000). Esta restricción también es aplicable al fitoplancton contemporáneo. Litchman y col. 2010 describen como características las respuestas fisiológicas de las especies individuales a la temperatura (Litchman *et al.* 2010). Así, es posible observar cambios en el tamaño celular promedio, el tamaño del organismo, el contenido de carbono y nitrógeno celular, la tasa de absorción de fosfato, el metabolismo del nitrógeno, la relación C:N, y el contenido de clorofila. La relación entre la temperatura y la tasa de crecimiento en el fitoplancton comúnmente sigue una forma de aumento lento (no lineal normalmente) hasta llegar a la temperatura óptima, seguido de una disminución rápida en el crecimiento a temperaturas superiores a este óptimo. Los parámetros generalmente considerados en la literatura incluyen la tasa de crecimiento máxima, la temperatura óptima para el crecimiento y el rango de temperatura (Bestion *et al.* 2018), todos ellos característicos a diferentes especies (y cepas).

En lagos, las temperaturas más altas se han relacionado con el aumento en la proporción de cianobacterias (Carey *et al.* 2012) con respecto a otros grupos. En ríos, estas relaciones no están bien definidas, pero podría esperarse que las temperaturas más altas (asociadas a un flujo bajo) favorezcan las algas verdes y algunas cianobacterias (Sabater 2008). Usando diatomeas, también en lagos, Reavie *et al.* 2016 identificó el cambio en la dominancia de varios taxones de *Cyclotella* y los asoció a los cambios en la temperatura y la profundidad de la termoclina (Reavie *et al.* 2017). Estos patrones son mucho más difíciles de encontrar en los ríos, donde no se puede establecer un perfil y una datación tan detallados como en aquellos sistemas.

A pesar de estas dificultades, se han descrito cambios en la composición de especies de diatomeas que pueden atribuirse a cambios en la temperatura de las aguas circulantes. Fell *et al.* (2018) determinaron que la retirada de los glaciares en los Alpes se asoció a cambios relevantes en la diversidad alfa y beta de las comunidades de diatomeas (Fell *et al.* 2018). Este estudio mostró que algunas especies de diatomeas fueron favorecidas por el cambio en la cubierta de hielo en los glaciares, mientras que otras fueron afectadas negativamente. Algunas especies altamente sensibles a temperaturas muy bajas (por ejemplo, *Caloneis lancettula* y *Eunotia trinacria*) se encontraron exclusivamente en sitios con una restante alta proporción de cobertura glaciar. Otros se vieron favorecidos por la disminución y se



encontraron solo en sistemas alimentados por agua subterránea (0% de cobertura de glaciares). Estos incluyeron los taxones *Chamaepinnularia mediocris*, *Cymbella parva*, *Gomphonema angustatum*, *Gomphonema calcareum*, *Meridion circulare*, *Reimeria sinuata* f. *antiqua* y *Stauroneis agrestis*. Esta observación abre un espacio interesante sobre el uso de la composición de especies como indicadora a cambios de temperatura del agua; sin embargo, es posible que sea complejo atribuir cambios en la composición de las especies cuando los gradientes son más suaves.

### **Respuestas a la sequía y a la desecación**

Uno de los posibles efectos del cambio climático es la mayor frecuencia de períodos de caudales bajos. Estos bajos flujos, de continuar, pueden conducir a la desecación, lo que causa un estrés importante para las células que se someten a fuertes presiones osmóticas e incluso a la lisis celular. El bajo flujo y la desecación son fuerzas de selección que favorecen a los microorganismos adaptados. El secado y la rehumectación inducen lisis celular que altera la composición de la comunidad microbiana y grandes reducciones en la actividad microbiana y la biomasa (Timoner *et al.* 2014).

Las respuestas a la interrupción del flujo se pueden ver en la composición de la comunidad, así como en la alteración de los rasgos de las especies respectivas. En el valle de Taylor, Antártida (Stanish *et al.* 2012), se observaba un gradiente de circulación que se correspondía a especies adaptadas de diatomeas (por ejemplo, *Psammothidium*, *Diadesmis*, en los cursos menos intermitentes; *Luticola* en los más intermitentes; *Hantzschia* en cursos con frecuencias de flujo más moderadas).

La desecación no es homogénea en el canal fluvial y en su profundidad, y puede producir un gradiente que va desde cuerpos de agua permanentes hasta sedimentos temporalmente mojados. Se han descrito (Souffreau *et al.* 2013) cambios en las diatomeas bentónicas, asociado a este gradiente. Hay un cierto número de morfoespecies de diatomeas confinadas en gran parte a suelos o sedimentos húmedos, que podrían denominarse "terrestres". Varios mecanismos explican que las diatomeas puedan hacer frente a la desecación y a las fluctuaciones de temperatura en sus hábitats: mecanismos de protección como la excreción de polisacáridos extracelulares, la acumulación de metabolitos, o estrategias de migración (esto implica una potencial (re) colonización desde parches cercanos). En algunas especies, se pueden encontrar fases de reposo (células en reposo, esporas), lo que no solo les permite persistir localmente a lo largo del tiempo, sino también dispersar y colonizar nuevos parches de hábitat adecuados. Se ha detectado que algunos taxones (*Achnanthes coarctata*, *Luticola* spp., *Hantzschia amphioxys*, *Pinnularia borealis* o *Mayamaea atomus*) sobreviven a períodos más largos de desecación en forma de



fases de reposo, pero también por sus gruesas paredes celulares que aseguran un mayor aislamiento del medio externo. Cabe también indicar que la respuesta de las células solitarias es mucho más extrema que en células protegidas por biofilms, y entre estos a los más gruesos que permiten una mayor capacidad de refugio a la escala de las células. Souffreau *et al.* (2010) indica asimismo que las cepas terrestres de algunas diatomeas tienen una capacidad de supervivencia a la desecación mayor que las propias de la misma especie, pero de origen acuático. Entre éstas cuenta *Rhopalodia gibba* y *Cymbella subaequalis*. En algunos casos, pocos, se han descrito formas de resistencia en diatomeas de las aguas continentales. Entre ellas se cuenta la especie *Craticula cuspidata*, que configura formas de resistencia en el caso de desecación y se recupera con la rehidratación (Souffreau *et al.* 2010). La formación de formas de resistencia es difícil de detectar, ya que las células vegetativas son morfológicamente muy parecidas a las resistentes (McQuoid & Hobson 1996), y la diferencia se define en lo fisiológico. Por ello, la atribución de estas formas de resistencia se puede efectuar solamente en base a estudios previos y revisiones, que dejan profundas lagunas de conocimiento ya que difícilmente son exhaustivas.

En entornos menos extremos, la detección de estos patrones es mucho menos evidente. Piano *et al.* (2019) no encontraron respuestas claras de las diatomeas a la sequía utilizando formas de vida y ecomorfotipos (B-Beres *et al.* 2017; Piano *et al.* 2019); sin embargo, se pudieron detectar respuestas en los invertebrados.

Los rasgos biológicos pueden complementar la información asociada a los cambios en la composición de la comunidad. Los rasgos surgen como innovaciones a lo largo del árbol de la vida y tienden a ser compartidos por especies que tienen ascendencia común y que a menudo muestran similitudes en las preferencias ambientales. El uso de rasgos puede tener un papel relevante en la identificación de respuestas de células de algas al cambio climático. En el fitoplancton se ha indicado lo siguiente: tamaño de algas, forma, fagotrofia, demanda de sílice, motilidad, fijación de nitrógeno, tasas de crecimiento, toxicidad, etapas de reposo, morfología multicelular, adquisición de nutrientes y luz, tipo de reproducción, ultraestructura (estructura tilacoide, cromosoma número, tamaño del genoma), tipo de pared celular, mucílago, aerótopos, simetría (simétrica, asimétrica), polaridad (isopolar, heteropolar), enrollamiento (recto, enrollado), etapas de la vida (zoosporas), tipos de toxinas (neurotoxinas, hepatotoxinas, dérmica toxinas), moléculas tóxicas (p. ej., anatoxina-a, saxitoxinas), tipo de filamento (filamento, pseudofilamento), ramificación de filamento (verdadero, falso, no ramificado), tipo de ramificación de filamento, preferencia de hábitat (marino, agua dulce, terrestre) y tipo de comunidad (pelágico, bentónico) (Litchman *et al.* 2010). En las algas bentónicas, algunos de estos rasgos también podrían considerarse (Wu *et al.* 2019) como indicadores de la respuesta al cambio climático:



- Formas de vida (unidas por almohadillas de mucílago, unidas por pedúnculos, adnatas, pioneros, filamentosos).
- Tamaño (nano, micro, meso, macro, grande).
- Gremios (perfil bajo, perfil alto, móvil o planctónico).

Además, cabe considerar la formación de fases de reposo (células en reposo, esporas) y la frecuencia de aparición de especies con paredes gruesas (morfologías sub aéreas), que pueden indicar una mayor capacidad de resistir los cambios hídricos. Ésta última requiere confirmar si las especies sub aéreas pueden ser o no indicadores del cambio climático.

La presencia de formas teratológicas aún se debate (Coquille & Morin 2019) y, por lo tanto, su uso requiere de una mayor investigación.

Los rasgos también están relacionados con la posición filogenética de la especie. Cuando ambas informaciones pueden estar disponibles, se refuerza el valor indicador de la sensibilidad ambiental de cada especie (Keck *et al.* 2016). Las especies estrechamente relacionadas tienen más probabilidades de exhibir una sensibilidad similar debido a restricciones filogenéticas y a la herencia. La medición y prueba de la presencia de señales filogenéticas entre especies puede reforzar la atribución potencial de éstas como indicadores del cambio climático.

### ***Diatomeas como indicador de CC***

Los escasos estudios que se han encontrado en la literatura muestran que las señales asociadas al cambio climático son leves y requieren de un análisis cuidadoso. Este análisis debe centrarse en lo siguiente:

- Análisis detallado de las variaciones de la composición de especies en las comunidades de diatomeas, con el fin de evaluar los posibles cambios de especies como respuesta al cambio climático, tanto en cuanto a la variación de temperatura como a los cambios hidrológicos. Este análisis permitirá determinar las especies más sensibles y las más tolerantes a los cambios cuando se proceda a un análisis multivariante que use las señales acumuladas en muchos puntos.
- Atribución a cada una de las especies de los rasgos biológicos que las caracterizan; especialmente por lo que se refiere a sus formas de vida, tamaño,



gremios, y especialmente por la posible existencia de fases de reposo (células en reposo, esporas).

Estas características se deben cruzar con la historia hidrológica de los puntos de muestreo, que a ser posible tiene que ser lo más exhaustiva posible. La comparación con muestras históricas es asimismo una posibilidad que se debiera considerar.

Tabla 8. Indicadores bióticos a partir de las diatomeas para el seguimiento de los efectos del CC sobre los sistemas lacustres.

Datos recolectados	Métrica/variable	Indicador de CC	Frecuencia
Composición de especies	Composición de especies	Cambios en la prevalencia de formas de vida, tamaños, gremios*	Anual
		Aumento de fases de reposo (células en reposo, esporas)	Anual

## E) Macrófitos - Ríos

Los macrófitos, junto con el fitobentos (diatomeas), conforman el elemento de calidad biológico (BQE) "flora acuática" que establece la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE (DMA) para la clasificación del estado ecológico de los ríos. En general, incluirían al resto de organismos autótrofos que viven en los ríos, una vez excluidas a las diatomeas y el fitoplancton. El término "macrófito" significa literalmente "planta macroscópica", lo que incluiría a cualquier organismo autótrofo de tamaño macroscópico, es decir, visibles a simple vista, ya sean individuos macroscópicos o agregados o colonias de micrófitos que adquieren tamaño macroscópico (Moreno *et al.* 2006). Por lo tanto, los macrófitos fluviales forman un grupo muy heterogéneo constituido por grupos taxonómicos y niveles de organización muy diversos. Tienen representantes de los reinos Monera, Protista, Plantae y Fungi (si se tienen en cuenta los líquenes acuáticos). Los niveles de organización abarcan organismos *protófitos* (procariotas y eucariotas, unicelulares, colonias o agregados; representados por cianobacterias y algunas algas), *talófitos* (pluricelulares no cormófitos; algas, líquenes), *cormófitos* (plantas vasculares, con raíz, tallo y hojas; pteridófitos y angiospermas) y *briófitos* (plantas no vasculares que pueden desarrollar rizoides, caulidios y filidios, pero no verdaderas raíces, tallos y hojas, que presentan organización intermedia entre los talófitos y cormófitos; musgos y hepáticas). Como consecuencia, las formas biológicas y tipos de comunidades que forman son también muy variadas (Margalef 1983).



Margalef (1983) distingue entre *macrófitos*, si su capacidad de transporte de sustancias es mayor de 10 cm, y *micrófitos* si es menor. Estos últimos, pueden formar principalmente dos tipos de comunidades de tamaño macroscópico, típicas en ríos y actualmente incluidas dentro del grupo BQE "macrófitos": *pecton* (tapetes discontinuos delgados, láminas, almohadillas, costras, pulvínulos, masas globulares, sobre sustrato compacto; cianobacterias y algunas algas) y *plocon* (organismos filamentosos fijos al sustrato por su base, accidentalmente desprendidos flotando; algas). Las plantas vasculares se suelen clasificar en *pleustófitos* (flotantes, usan CO<sub>2</sub> atmosférico), *rizófitos limnófitos* (sumergidos, usan C inorgánico disuelto), *rizófitos anfífitos* (hojas sumergidas y flotantes) y *helófitos* (hojas y tallos emergidos) (Margalef 1983). También se utiliza el término *hidrófito* para las plantas vasculares que completan su ciclo biológico con toda su masa sumergida o flotando en el agua (Cirujano *et al.* 2014).

Esta gran heterogeneidad de tamaños, formas, comunidades y su diferente grado de dependencia del agua complica el muestreo y la cuantificación de la abundancia o coberturas y, a la vez, dificulta su tratamiento como grupo homogéneo indicador de presiones. Recientemente, se ha publicado un protocolo de muestreo e identificación de macrófitos en ríos vadeables (CHE 2018), donde se pondera la abundancia según la escala de tamaño de las especies, y se recoge un listado actualizado de los macrófitos recolectados en las campañas de muestreo de seguimiento del estado ecológico de las cuencas españolas según la DMA. El listado refleja la diversidad de grupos taxonómicos considerados en el elemento BQE macrófitos fluviales: 20 géneros de cianobacterias, 61 géneros (especies en el caso de géneros monoespecíficos) de algas, 33 especies de briófitos, 2 especies de pteridófitos y 59 especies de fanerógamas (15 helófitos y 44 hidrófitos)

En cuanto a las respuestas a las presiones, puede ser diferente según el grupo considerado. Las plantas vasculares, y especialmente los helófitos, pueden responder con mayor claridad a las modificaciones hidromorfológicas del cauce (sedimentación, pendiente de las márgenes, canalización, régimen de caudales) ya que necesitan espacio en las orillas, y un suelo adecuado para enraizar y obtener nutrientes. Sin embargo, las cianobacterias, algas y briófitos que viven sumergidos, no poseen raíces para absorber nutrientes del suelo, y suelen responder mejor a las condiciones físico-químicas del agua, incluyendo los nutrientes disueltos (mineralización, eutrofización, estado trófico).

En cuanto al tiempo de respuesta a las presiones, tampoco es homogéneo dentro del grupo. Así, las plantas vasculares responden a medio y largo plazo (meses, años), mientras que las cianobacterias y algas (comunidades de *pecton* y *plocon*) suelen responder más a



corto plazo (semanas). Por todo ello, diversos autores han debatido si estudiar independientemente las comunidades de plantas superiores del resto (*pecton, plocon*), o si estudiarlas juntas, principalmente debido a un problema de escala (Margalef 1983). Si se estudian separadamente se retiene una mayor flexibilidad y siempre es posible considerar a la vegetación total como el resultado de la superposición, en grado diverso en cada punto, de estratos distinguibles (Margalef 1983).

En conclusión, los macrófitos fluviales pueden ser utilizados como potenciales centinelas de los efectos del CC, ya que pueden responder a presiones a corto, medio y largo plazo, ya sean hidromorfológicas o fisico-químicas, presiones que pueden ser originadas y/o alteradas por el cambio climático. En los siguientes apartados se analizan los diferentes grupos de macrófitos, con indicaciones sobre su posible utilización como marcadores de los efectos del cambio climático.

### **Cianobacterias**

La mayoría de los estudios sobre el efecto del cambio climático en cianobacterias se han realizado sobre el fitoplancton de lagos y océanos. Una reciente revisión ha sido realizada por Pathak y colaboradores (Pathak *et al.* 2019). En general, los efectos fisiológicos del CC sobre las cianobacterias fluviales podrían ser similares a los obtenidos en lagos y océanos, por lo que a continuación se comentan los efectos más constatados en estos procariontes fotosintéticos.

El incremento de la temperatura junto con el aumento de nutrientes produciría un aumento sinérgico en la abundancia de cianobacterias (Kosten *et al.* 2012). El aumento de temperatura de los lagos, nutrientes y descenso de escorrentías provocaría un incremento en la abundancia relativa de cianobacterias (Elliott 2012). Por otra parte, los blooms de cianobacterias se incrementarían con el calentamiento global (Paerl & Huisman 2008; Paerl & Paul 2012) dado que su temperatura óptima fotosintética y su crecimiento son más altos que en las algas eucariotas (Castenholz & Waterbury 1989). El incremento de las sequías y de salinidad del agua puede aumentar la predominancia de cianobacterias y la ocurrencia de blooms, debido a su mayor adaptación a condiciones extremas (Crusberg & Eslamian 2017).

Sin embargo, el aumento de radiación ultravioleta UV-B (280-315 nm) asociado al CC, provocaría una disminución de la actividad fotosintética y de la fijación de nitrógeno en las cianobacterias (Lesser 2008), así como destrucción de membranas celulares (He & Häder 2002) y ADN (Singh *et al.* 2010). El resultado de la interacción entre aumento de



temperatura, CO<sub>2</sub> y UV-B en cianobacterias debe de estudiarse con mayor profundidad (Häder *et al.* 2015; Pathak *et al.* 2019).

El calentamiento global también está provocando una invasión de *Nostocales* tropicales. Especies tropicales de los géneros *Cylindrospermopsis* y *Aphanizomenon* están apareciendo en Europa (Sukenik *et al.* 2012). *C. raciborskii* se ha expandido en Europa y latitudes centrales (Kokocinski *et al.* 2009), mientras que *A. ovalisporum* ha aparecido en el sureste de Europa (Bazzichelli & Abdelahad 1994), y en España ha producido blooms en embalses y estanques (Quesada *et al.* 2006; Cirés *et al.* 2013). El incremento de temperatura favorece a especies tropicales frente a las nativas (Mehnert *et al.* 2010). La aparición de *Nostocales* tropicales podría ser un candidato a marcador del CC.

*Nostochopsis lobata* es una especie de distribución principalmente tropical, que habita en África (Frémy 1930), América del Sur y del Norte y Australia (Cáceres 1973; Sarma & Chapman 1975; Branco *et al.* 2001), y Asia (Geitler 1930-1932; Desikachary 1959; Tiwari 1978; Peerapornpisal *et al.* 2006). En Europa ha sido recolectada muy escasamente, existiendo solo cuatro citas en ríos cálidos de Francia (Frémy & Feldmann 1934), Córcega (Hoffmann 1990), Italia (Del Grosso 1977) y España (Moreno *et al.* 2012 y 2013). En todos los casos son citas en un solo punto y recolectadas una sola vez. Es una especie que crece abundantemente en zonas tropicales donde tiene su óptimo climático, mientras que en zonas no tropicales parece que su aparición es más efímera, formando colonias de pequeño tamaño y en escasa abundancia (Moreno *et al.* 2012 y 2013). Sin embargo, en los últimos años se está recolectando con más frecuencia y recurrencia en España, en concreto en las cuencas del Guadalquivir, Guadiana y Galicia Costa (Andrés Mellado, com. pers.). Ello podría significar que las condiciones ambientales son cada vez más favorables, probablemente como consecuencia del CC. Podría constituir un marcador de CC, como especie tropical en expansión en los ríos españoles. No está presente en estaciones del programa de seguimiento de estaciones de referencia. Presente en la RNF gn03r19m1.

En ríos, se ha comprobado que la riqueza de cianobacterias disminuye con el incremento de contaminación río abajo, principalmente con el SRP (Perona *et al.* 1998), mientras que su abundancia y proporción con respecto a otros grupos aumenta con el aumento de nutrientes (N y P) (Fisher *et al.* 1982; Mulholland *et al.* 1995). En un estudio sobre tapetes de cianobacterias realizado en ríos del centro-sur peninsular (Monteagudo & Moreno 2016) se identificó una comunidad que habitan ríos silíceos fríos de alta montaña, en condiciones naturales o de referencia: *Coelodesmium wrangeli*, *Nostoc caeruleum* y *Phormidium fonticola*. Podrían considerarse marcadores del CC como estenotermos de aguas frías,



candidatos a ser desplazados a altitudes mayores a medida que aumente la temperatura media del agua. Presente en la red de estaciones del programa de referencia.

### **Macroalgas**

Existen numerosos trabajos sobre algas carófitas en España, sintetizados en la monografía de Flora Ibérica (Cirujano *et al.* 2008). La mayoría de los estudios han sido realizados en aguas estancadas, como lagunas y una gran variedad de tipos de humedales (Cirujano 1990; Cirujano 1995; Cirujano & Medina 2002).

Los efectos del CC sobre las algas carófitas han sido analizados en algunos estudios, pero al igual que otros macrófitos se refieren a medios leníticos. Joye and Rey-Boissezon (2015) aplicaron modelos de distribución de especies a un escenario de CC en Suiza y obtuvieron que la mitad de las especies modelizadas aumentarían su distribución (*Chara hispida*, *C. vulgaris*, *C. globularis*, *C. aspera*, *C. strigosa* y *C. intermedia*) mientras que la otra mitad disminuirían (*C. contraria*, *C. virgata*, *C. tomentosa*, *Nitella opaca* y *N. obtusa*). El tamaño de los cuerpos de agua y la temperatura (media de julio) fueron las variables que más influyeron en los modelos de distribución. Así *C. strigosa* tuvo el rango más estrecho y frío de temperatura (11-12°C), resultando ser un estenotermo especialista de aguas frías, mientras que *C. hispida*, *N. obtusa*, *C. globularis*, *C. contraria* y *C. aspera* mostraron un rango más amplio de temperatura, con óptimos en torno a 20°C.

El éxito de las especies puede estar relacionado con los rasgos ecológicos que presentan (Joye & Rey-Boissezon 2015). Así las especies con alta fertilidad que producen muchas esporas resistentes tendrían ventajas en el nuevo escenario de CC (*C. aspera*, *C. contraria*, *C. globularis* y *C. vulgaris*), así como las especies más resistentes a la desecación (*C. aspera*, *C. hispida* and *C. vulgaris*). En los ríos ibéricos, las especies de carófitos más frecuentes son *C. vulgaris* (y variedades), *C. hispida* y *C. globularis*, que son especies adaptadas a la desecación y fluctuaciones del caudal. *C. vulgaris*, la más común en los ríos españoles, es una especie resiliente a la desecación (Van Geest *et al.* 2005), asociada a cuerpos de agua frecuentemente perturbados (Bornette & Arens 2002).

El aumento de la cobertura de especies más resilientes a las perturbaciones podría constituir un marcador de efectos del CC (*C. vulgaris*, *C. hispida*, *C. globularis*, *C. aspera*). Podrían seleccionarse algunas estaciones donde estas poblaciones estén bien representadas para realizar un seguimiento de la variación en coberturas. Presente en la red de estaciones del programa de referencia y algunas RNFs.



En cuanto a las macroalgas fluviales distintas a los carófitos, existen pocos trabajos extensivos enfocados a su uso como bioindicadores de estado ecológico de los ríos, destacando los más recientes realizados en la cuenca del Ebro (Tomás 2016) y en Castilla-La Mancha (Monteagudo 2016). Los diferentes índices tróficos de macrófitos fluviales publicados en España recogen las algas más frecuentes, principalmente a nivel de género (Moreno *et al.* 2005, Moreno *et al.* 2006; Moreno *et al.* 2008; Arnau *et al.* 2015). El nuevo protocolo de muestreo e identificación de macrófitos (CHE, 2018), recoge 55 géneros de algas (excluidas las carófitas y cianobacterias).

Entre los posibles candidatos a marcadores de CC se encuentran las siguientes especies:

- *Hydrurus foetidus*, *Bangia atropurpurea* y algunas formas de *Ulothrix zonata* normalmente no se desarrollan a temperaturas superiores a 10-15°C (Margalef 1983). Descienden de altitud durante los meses fríos considerablemente, también como consecuencia de la velocidad de la corriente (Margalef 1983). *Hydrurus foetidus* es un habitante exclusivo de arroyos fríos de montaña con alta velocidad de corriente de todo el mundo, en un rango de temperatura del agua entre 2-12°C (Hieber *et al.* 2001; Wehr & Sheath 2003; Krizmanic *et al.* 2008). La temperatura máxima que soporta a partir de la cual desaparece se sitúan entre 10°C (Wehr & Sheath 2003) y 15°C (Starmach 1977). En España se ha encontrado en Pirineos (Margalef 1948; Llimona *et al.* 1985), cordillera cantábrica (Margalef 1950), Sierra Nevada (Sánchez-Castillo 1984) y Sierra de Ayllón, Guadalajara (Monteagudo 2016; Monteagudo & Moreno 2016). Tomás (2016) la encuentra en 20 sitios de la cuenca del Ebro principalmente en ríos de alta montaña de Pirineos, pero advierte que podría verse afectada por el CC. Presente en estaciones de referencia.
- *Bangia atropurpurea* es en España una especie escasamente citada, mientras que en Europa es un rodófito común en tramos altos de montaña (Sabater *et al.* 1989). En la cuenca del Ebro es propia de aguas dulces de montaña oligomesotróficas, que crece en zonas turbulentas y de elevada corriente, aunque puede tolerar altos niveles de eutrofia en tramos inferiores (Tomás *et al.* 2013). Su aparición en tramos inferiores más cálidos hace pensar que no podría ser un marcador estenotermo de aguas frías. Presente en estaciones de referencia. Presente en la RNF ES030RNF063.
- La comunidad de pecton de arroyos de montaña (ritron) con *Hydrococcus*, *Hildenbrandia* y *Heribaudiella* (Margalef 1983), podría ser candidata a un seguimiento para estudiar los efectos del CC. *Heribaudiella* es una feofíceas escasamente citada en España (Moreno *et al.* 2018) que actualmente está siendo detectada con mayor frecuencia (Andrés Mellado, com. pers.) y que podría ser de



interés su seguimiento. Presente en las RNFs ES030RNF055, ES016RNF015, ES017RNF008 y ES016RNF015.

- *Tetrasporidium javanicum* es bastante común en zonas tropicales (Entwisle & Skinner 2001) como India (Iyengar 1932), China (Hu & Wei 2006), Islas Hawai (Sherwood 2004), Java, Estados Unidos, Australia y Bangladesh (Entwisle & Skinner 2001). En Europa se ha citado puntualmente en República Checa, Francia, Portugal y España (Moreno *et al.* 2013). En la Península Ibérica ha sido recolectada en Alicante (Aboal & Llimona 1984), Cáceres (Marin-Murcia & Aboal 2007), Galicia (Rodríguez & Rodríguez 2007), Castilla-La Mancha (Moreno *et al.* 2013), y en numerosos ríos de la Cuenca del Ebro (Tomás *et al.* 2013; Tomás 2016) y del Guadalquivir (Andrés Mellado, com. pers.). El hábitat más frecuente en España son ríos de aguas eutróficas cálidas en tramos medios y bajos, lentos, turbios y mineralizados, aunque también ha sido encontrado en ríos de media montaña de aguas claras y contenido bajo en nutrientes. Podría constituir un marcador de CC, como especie tropical en expansión en los ríos españoles. No está presente en estaciones de referencia. Presente en la RNF ES010RNF001.
- *Compsopogon caeruleus* es una especie ampliamente distribuida en arroyos cálidos templados y tropicales (Kwandrans & Eloranta 2010). En la Península Ibérica las citas son escasas, creciendo principalmente en aguas salobres cerca de la costa o en ramblas salinas del sureste peninsular (Aboal 1989; Sabater *et al.* 1989), y ocasionalmente en aguas dulces interiores (Busquets *et al.* 1985). En la cuenca del Ebro, *C. caeruleus* se ha recolectado en numerosas localidades, correspondiendo con tramos medios caudalosos de aguas cálidas, alcalinas, mineralizadas y eutróficas (Tomás *et al.* 2013) *C. caeruleus*, junto con *Tetrasporidium javanicum*, están consideradas como especies tropicales que podrían estar ampliando su distribución en las últimas décadas a zonas más norteñas como consecuencia del CC (Aboal 2010). Podría constituir un marcador de CC, como especie tropical en expansión en los ríos españoles. Presente en estaciones de referencia.

### Briófitos

Glime (2011) y más recientemente Martínez Abaigar and Núñez-Olivera (Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 2019), han realizado una revisión detallada de los efectos del cambio climático en los briófitos acuáticos. Los briófitos han sido considerados más sensibles al CC que las plantas vasculares (Scarpitta *et al.* 2017) y el grupo taxonómico más en riesgo de reducir sus áreas de distribución, aunque algunas especies podrían ampliarlo (Pearce-Higgins *et al.* 2017; Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 2019). Ya sea ampliando o



reduciendo su distribución geográfica, los briófitos serían buenos indicadores del CC ya que además presentan una respuesta rápida a sus efectos (Gignac 2011). En general, los briófitos son plantas ideales como bioindicadores de CC, debido a su sensibilidad a los cambios ecológicos (Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 2019).

Los briófitos acuáticos se pueden clasificar en tres tipos según su dependencia del agua (Glime & Vitt 1984; Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 2019):

- 1) emergentes semiacuáticos con la base de sus talos permanentemente mojadas, pero expuestos al aire; viven en turberas (*Sphagnum* spp.), forman tobas o "tufa" (ej. los musgos *Didymodon tophaceus*, *Eucladium verticillatum*, *Palustriella commutata*, y las hepáticas *Southbya tophacea* y *Pellia endiviifolia*) o flotando en el agua como pleustófitos (ej. las hepáticas *Riccia fluitans*, *Ricciocarpus natans*).
- 2) los acuáticos facultativos, que viven en suelo o rocas del borde de los ríos y sufren períodos inundación por las riadas.
- 3) los briófitos acuáticos obligados (conocidos como Obligated Aquatic Bryophytes, OAB), son especies perennes que permanecen sumergidos la mayor parte del año ya sea en aguas corrientes (reófilos) o estancadas (limnófilos). Las especies más frecuentes en los ríos europeos templados son los musgos *Brachythecium rivulare*, *B. plumosum*, *Cinclidotus* spp., *Dichelyma falcatum*, *Fissidens crassipes*, *F. fontanus*, *F. grandifrons*, *Fontinalis* spp., *Hygroamblystegium tenax*, *H. fluviatile*, *Hygrohypnum duriusculum*, *H. ochraceum*, *Hyocomium armoricum*, *Leptodictyum riparium*, *Palustriella falcata*, *Rhynchostegium riparioides*, *Racomitrium aciculare*, *Schistidium agassizii* y *S. rivulare*; y las hepáticas *Aneura* spp., *Chiloscyphus polyanthos*, *Jungermannia atrovirens*, *J. exsertifolia* subsp. *cordifolia*, *J. pumila*, *Marsupella emarginata*, *Porella cordaeana*, *P. pinnata* y *Scapania undulata* (Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 2019). Sin embargo, no existe un catálogo específico de briófitos acuáticos en España.

El reciente protocolo para el muestreo y determinación de macrófitos fluviales (CHE 2018), incluye 34 musgos acuáticos que viven preferentemente sumergidos (27 musgos y 7 hepáticas). Un estudio sobre la flora y vegetación acuática de Castilla-La Mancha incluye un catálogo de briófitos acuáticos que recoge 22 especies de briófitos fluviales acuáticos obligados, referidos como "principalmente sumergidos" (16 musgos y 3 hepáticas) (Moreno *et al.* 2011). Además, los volúmenes de la Flora Briofítica Ibérica contienen información detallada sobre el hábitat de cada una de las especies presentes en la Península Ibérica (Guerra *et al.* 2018).



Mientras que los dos primeros tipos de briófitos acuáticos (emergentes semiacuáticos y facultativos) junto a los terrestres son dependientes del medio atmosférico, los OAB reflejan con mayor realidad los efectos del CC en el medio acuático ya que están influidos por la temperatura del agua, concentración de CO<sub>2</sub> disuelto, nutrientes y contaminantes disueltos, y están expuestos a la radiación solar que penetra en la columna de agua (UV-B) (Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 2019). Funcionalmente, los OAB juegan un papel importante en la producción primaria de los ríos, en los ciclos de nutrientes y redes tróficas, proveen sustrato para epífitos y refugio y alimento a consumidores, e incluso alimento directo en algunos casos (Bowden *et al.* 1999).

Los principales factores ecológicos que determinan la composición de la comunidad de briófitos acuáticos fluviales son la composición físico-química del agua (pH, alcalinidad, formas de C inorgánico, nutrientes y contaminantes), temperatura del agua, velocidad de la corriente, caudal, turbulencia, fluctuaciones del nivel de la lámina de agua, luz, turbidez y estabilidad del sustrato (Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 2019). Por tanto, los principales factores de estrés son la desecación estacional, abrasión y sólidos en suspensión, movimientos del sustrato, temperaturas muy frías, limitación de nutrientes en aguas no alcalinas, limitación de CO<sub>2</sub> en aguas estancadas y alcalinas, radiaciones UV y fotosintéticas altas en arroyos de altitud expuestos, y las dificultades de dispersión y fijación en nuevos sustratos (Glime 2011). No se conocen briófitos que utilicen el bicarbonato como fuente de carbono inorgánico, lo cual los coloca en desventaja frente a los carófitos y plantas superiores en aguas alcalinas (Margalef 1983). En comparación con estos últimos, el crecimiento es más lento y limitado por difusión del CO<sub>2</sub>. Por tanto, los briófitos necesitan CO<sub>2</sub> libre para realizar la fotosíntesis, por lo que prefieren arroyos de montaña a los tramos bajos de los ríos, ya que en arroyos de montaña las aguas turbulentas son ricas en CO<sub>2</sub> libre, disminuyendo su concentración en aguas lentas y alcalinas.

Los briófitos acuáticos obligados se verán desplazados por el CC a latitudes y altitudes más altas, ya que serán afectados por los siguientes factores: mayor tasa de respiración, disminución de las tasas de fotosíntesis, del CO<sub>2</sub> disponible y disminución de caudal, flujos alterados, sequías, alteración de la disponibilidad de nutrientes, y una mayor competición por parte de las algas y plantas vasculares (Glime 2011). El patrón de cambios estacionales, el aumento de la frecuencia de riadas y sequías y el incremento de luz solar alterarán la composición de especies de briófitos acuáticos (Glime 2011).

Un incremento de CO<sub>2</sub> atmosférico debido al CC, aumentaría el CO<sub>2</sub> libre en el agua, y en principio favorecería a los briófitos. Los briófitos acuáticos están adaptados a temperaturas bajas y tienen su óptimo fotosintético y de crecimiento alrededor de los 15°C (Glime 2011),



por lo que un aumento de temperatura en regiones templadas puede afectar al crecimiento y disminuir su abundancia (Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 2019). La disminución de caudales y el incremento en extensión y duración de las sequías afectará negativamente al crecimiento y desarrollo de los OAB (Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 2019). Sin embargo, los AOB bien adaptados a la desecación (p.ej. *Fontinalis antipyretica* y *Rhynchostegium ripariodes*) se verán favorecidos por el CC, mientras que los menos adaptados (*Jungermannia*, hepáticas foliosas en general) se verán más afectados (Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 2019). Por otra parte, la mayor frecuencia de riadas debido al CC, podría eliminar a los briófitos de los cauces, arrancándolos del sustrato, movilizándolo piedras (sustratos inestables no pueden ser colonizados por briófitos) e impidiendo la fijación de diásporas (Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 2019).

En conclusión, los briófitos acuáticos obligados son unos bioindicadores relevantes para monitorizar los efectos del CC en los ecosistemas acuáticos (Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 2019).

Podrían seleccionarse estaciones ricas en briófitos obligados que incluyan buenas poblaciones de hepáticas foliosas. Numerosas estaciones en NABIA y RNFs.

### **Cormófitos o plantas vasculares (Angiospermas y Pteridófitos)**

Los principales factores que influyen en la distribución y el crecimiento de los cormófitos en los ríos son la turbulencia y velocidad de la corriente, el régimen térmico, las características físico-químicas del agua y del sedimento, el tipo de sustrato, la luz que penetra en el cauce (presencia de riberas), y, por último, la influencia de otra biota (White & Hendricks 2000). En general, la variación en la distribución espacial y temporal de la vegetación acuática es muy elevada de forma natural, resultando a menudo en la formación de mosaicos de "fitocenosis" que resultan primariamente de la naturaleza turbulenta del flujo en combinación con la historia a medio y largo plazo de la interacción con el sustrato (Dawson 1988).

Los cormófitos enraizados sumergidos (limnófitos, hidrófitos) obtienen nutrientes e iones tanto del agua como del sedimento, actuando como conductores entre los dos medios (White & Hendricks 2000). Pueden alterar sensiblemente la disponibilidad de nutrientes en el agua a través de procesos biológicos y fisiológicos, así como alterar el flujo del agua y la deposición de sedimentos (Sculthorpe 1967). El papel de los cormófitos es fundamental como aporte de materia orgánica y liberación de nutrientes después de su muerte, aportando además un sustrato de fijación para el perifiton (epífitos), y alimento y refugio para invertebrados acuáticos y peces (Allan 1995).



Cirujano y colaboradores recogen monográficamente la descripción, hábitat y distribución de los hidrófitos vasculares españoles (Cirujano *et al.* 2014). Se enumeran 47 géneros, 117 especies y 4 subespecies pertenecientes a 4 familias de pteridófitos y 27 familias de espermatófitos (fanerógamas). En el caso de los ríos no existe ningún catálogo específico de plantas acuáticas, aunque se puede considerar que la mayoría de los cormófitos citados en humedales también pueden crecer en el ecosistema fluvial, ya sea dentro del mismo cauce, en zonas de inundación de riberas o charcas marginales en contacto con el cauce principal. En general, los ríos son menos diversos en hidrófitos que los humedales, debido a que pocas plantas vasculares han conseguido adaptarse específicamente para vivir en aguas corrientes (Hynes 1970). Los géneros más frecuentes en ríos españoles son: *Potamogeton*, *Ranunculus*, *Myriophyllum*, *Ceratophyllum*, *Callitriche*, *Zannichellia*, *Lemna*.

Algunos estudios indican que la abundancia de los helófitos (macrófitos emergentes) aumentará en detrimento de las plantas sumergidas (Alahuhta *et al.* 2011). Los modelos bioclimáticos sugieren un incremento de las plantas acuáticas emergentes y una expansión de su distribución geográfica (Dhir 2015). Así, se apunta que su abundancia se incrementará alrededor de un 25% ya que aumentará su capacidad reproductiva, producción de esporas, germinación y crecimiento (Dhir 2015). El aumento de crecimiento con la temperatura ha sido comprobado en diversos macrófitos como *Phalaris arundinacea*, *Potamogeton natans*, *Lemna major*, *Equisetum fluviatile*, *Typha* tras una exposición a temperaturas 3-7º por encima de la temperatura ambiente (Riis *et al.* 2012).

Macrófitos sumergidos y flotantes termotolerantes que pueden crecer bajo altas temperaturas como *Hydrilla verticillata* and *Myriophyllum spicatum* se verán favorecidos por el aumento de temperatura provocado por el CC (Dhir 2015). El adelanto del período de crecimiento que predicen los modelos climáticos aumentará la biomasa y ampliará la distribución de las comunidades de macrófitos sumergidos, modificando el funcionamiento y la estructura de lagos templados norteros (Rooney & Kalff 2000).

El incremento de nutrientes puede favorecer a las plantas flotantes frente a las sumergidas (Netten *et al.* 2010). El aumento del crecimiento por un incremento en la concentración de CO<sub>2</sub> ha sido observado en macrófitos sumergidos como *Vallisneria americana*, *Ceratophyllum demersum* e *Hydrilla verticillata* (Alahuhta *et al.* 2011). El incremento de la temperatura, nutrientes y la acumulación de sedimentos favorecerá el crecimiento y el aumento de cobertura de macrófitos emergentes como *Phragmites australis*, *Equisetum fluviatile*, *Typha latifolia* y *Schoenoplectus lacustris*, lo que supondrá un cambio en la estructura de las comunidades de helófitos (Partanen & Luoto 2006; Park & Blossey 2008; Dhir 2015).



Por último, algunos cormófitos acuáticos son considerados especies exóticas invasoras en ríos. Cirujano *et al.* (2014) catalogan 21 especies de hidrófitos introducidos, 7 de los cuales consideran invasores: *Azolla filiculoides*, *Eichornia crassipes*, *Egeria densa*, *Ludwigia grandiflora*, *Myriophyllum aquaticum*, *Nymphaea mexicana*, *Pistia stratiotes* (Cirujano *et al.* 2014). El Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras incluye además a *Elodea canadensis*, *Cabomba caroliniana*, *Elodea nuttallii*, todas las especies de *Ludwigia* excepto *L. palustris*, y todas las especies del helecho *Salvinia*. Es probable que el CC aumente la distribución de estas especies. Algunos estudios sugieren que el calentamiento global favorecerá a las plantas flotantes frente a las sumergidas (Netten *et al.* 2010). Por otra parte, un incremento de carbono orgánico disuelto (DOC) puede estimular especies exóticas invasivas como *Elodea canadensis* que podrían reducir el crecimiento de otros competidores como las algas y macrófitos sumergidos nativos (Dhir 2015).

Podrían seleccionarse algunas estaciones de referencia donde medir métricas como el porcentaje de hidrófitos respecto a helófitos, o donde las poblaciones de hidrófitos flotantes sean relevantes. La presencia de especies invasoras de hidrófitos en tramos de referencia también constituiría un marcador de CC, así como su expansión global en las cuencas hidrográficas.

### Macrófitos de ríos como indicadores de CC

La revisión bibliográfica sobre la respuesta de los macrófitos al cambio climático nos lleva a proponer las variables de la Tabla 9 para ser estudiadas como posibles indicadores en la red de seguimiento.

Tabla 9. Variables de macrófitos propuestas para el seguimiento del cambio climático en ríos.

Grupo	Métrica/ variable	Posibles indicadores de CC	Fre- cuencia
Cianobacterias	Riqueza y composición de especies	– Aparición de <i>Nostocales</i> tropicales de los géneros <i>Cylindrospermopsis</i> y <i>Aphanizomenon</i> (por ejemplo <i>C. raciborskii</i> y <i>A. ovalisporum</i> )	Anual
	Abundancia/ Distribución	– Aumento de blooms. – Aumento de <i>Nostochopsis lobata</i> , de distribución tropical. – Desplazamiento a altitudes mayores de especies estenotermas de aguas frías (por ejemplo: <i>Coelodesmium wrangeli</i> , <i>Nostoc caeruleum</i> y <i>Phormidium fonticola</i> )	Anual
Macroalgas	Abundancia/ Distribución	– Aumento de la cobertura de especies más resilientes a las perturbaciones como <i>Chara vulgaris</i> , <i>C. hispida</i> , <i>C. globularis</i> y <i>C. aspera</i> . – Aumento de especies tropicales en expansión, como <i>Tetrasporidium javanicum</i> y <i>Compsopogon caeruleus</i> . – Disminución o desplazamiento a altitudes mayores de especies estenotermas de aguas frías como <i>Hydrurus foetidus</i> ,	Anual

Grupo	Métrica/ variable	Posibles indicadores de CC	Fre- cuencia
		<p><i>Bangia atropurpurea</i> y algunas formas de <i>Ulothrix zonata</i>.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Retroceso de la comunidad de pecton de arroyos de montaña con <i>Hydrococcus</i>, <i>Hildenbrandia</i> y <i>Heribaudiella</i>.</li> </ul>	
Briófitos	Abundancia/ Distribución	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Desplazamiento de especies representativas del grupo OAB (Obligated Aquatic Bryophytes) hacia latitudes y altitudes más altas.</li> <li>– Aumento de OABs bien adaptados a la desecación como <i>Fontinalis antipyretica</i> y <i>Rhynchostegium ripariodes</i>.</li> <li>– Disminución de OABs poco adaptados a la desecación como <i>Jungermannia</i> y otras hepáticas foliosas.</li> </ul>	Anual
Cormófitos o plantas vasculares (Angiospermas y Pteridófitos)	Riqueza y composición de especies	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Aumento de la cobertura de especies helófitas (macrófitos emergentes) en detrimento de las plantas sumergidas.</li> <li>– Aumento de la cobertura de plantas flotantes frente a las sumergidas.</li> </ul>	Anual
	Abundancia/ Distribución	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Aumento de macrófitos sumergidos y flotantes termotolerantes que pueden crecer a altas temperaturas como <i>Hydrilla verticillata</i> o <i>Myriophyllum spicatum</i>.</li> <li>– Aumento de la distribución de plantas exóticas invasoras como <i>Azolla filiculoides</i>, <i>Eichornia crassipes</i>, <i>Egeria densa</i>, <i>Ludwigia grandiflora</i>, <i>Myriophyllum aquaticum</i>, <i>Nymphaea mexicana</i>, <i>Pistia stratiotes</i>, <i>Elodea canadenses</i>, <i>Cabomba caroliniana</i>, <i>Elodea nuttallii</i>, todas las especies de <i>Ludwigia</i> excepto <i>L. palustris</i>, y todas las especies del helecho <i>Salvinia</i>.</li> </ul>	Anual

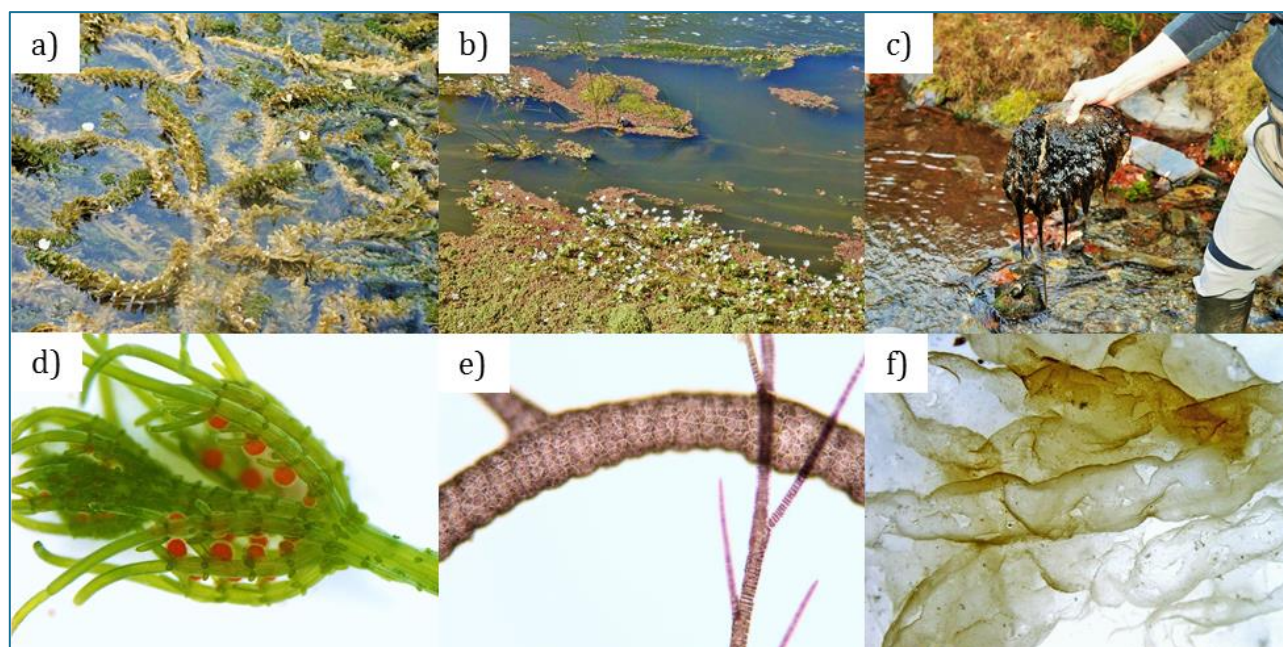


Figura 3. Representación de taxones de macrófitos posibles indicadores del cambio climático. a) *Egeria densa*, b) *Azolla filiculoides*, c) *Hydrurus foetidus*, d) *Chara vulgaris*, e) *Compsopogon caeruleus*, f) *Tetrasporidium javanicum*. Fotografías: José Luis Moreno Alcaraz.



## F) Macrófitos - Lagos

Los macrófitos (del elemento "Otra flora acuática" aplicable a lagos) son aquellas plantas acuáticas o hidrófilas visibles a simple vista, incluyendo distintos grupos taxonómicos: plantas vasculares, musgos, hepáticas y macroalgas (carófitos y otros grupos). En el caso de los lagos, se distinguen dos tipos básicos: los hidrófitos, que completan su ciclo biológico cuando todas sus partes se encuentran sumergidas o flotando en la superficie del agua, y los helófitos, que no precisan necesariamente de inundación y pueden crecer dentro de la lámina de agua o en la zona de las orillas en suelos hídricos más o menos saturados. Los macrófitos se consideran útiles para la detección y seguimiento a medio o largo plazo de presiones físico-químicas (reducción de la transparencia del agua, variación de la mineralización y eutrofia) y de presiones hidromorfológicas (variación del nivel del agua, cambios en la duración del periodo de inundación...). Son, por tanto, potenciales centinelas de los efectos del CC ya que, como se ha señalado anteriormente, ambos tipos de factores pueden ser susceptibles de alteración por el CC. En la Tabla 10 se presentan algunas de las variables relacionadas con los macrófitos que podrían actuar como marcadores de los efectos del CC.

*Tabla 10. Indicadores bióticos relacionados con los macrófitos para el seguimiento de los efectos del CC sobre los sistemas lacustres.*

<b>Datos recolectados</b>	<b>Métrica/variable</b>	<b>Posibles indicadores de CC</b>	<b>Frecuencia</b>
Riqueza y abundancia de especies de macrófitos	Riqueza	Cambios en la riqueza de especies.	Anual
	Distribución de especies	Cambios en la distribución de especies	
	Riqueza de especies exóticas	Aumento del número de especies exóticas	
Coberturas totales de helófitos e hidrófitos	Proporción helófitos/hidrófitos	Cambios en la dominancia de helófitos/hidrófitos	Anual
Coberturas específicas de hidrófitos	Riqueza de especies termo-tolerantes	Aumento de especies termo-tolerantes	Anual
	Riqueza de especies halo-tolerantes	Aumento de especies halo-tolerantes	
	Riqueza de especies favorecidas por altas concentraciones de CO <sub>2</sub>	Aumento de especies favorecidas por altas concentraciones de CO <sub>2</sub>	



Datos recolectados	Métrica/variable	Posibles indicadores de CC	Frecuencia
	Riqueza y cobertura de especies flotantes y algas filamentosas	Aumento de especies flotantes y algas filamentosas	
Cobertura de especies exóticas	% de cobertura de especies exóticas	Aumento de especies exóticas	Anual

Algunos estudios apuntan a que el calentamiento (Jeppesen *et al.* 2014) y el proceso de "browning" (Reitsema *et al.* 2018), llevará a una disminución de la riqueza de macrófitos.

El CC podría favorecer la aparición de especies propias de zonas meridionales en lugares más septentrionales (Alahuhta *et al.* 2011; Gillard *et al.* 2017). El grupo taxonómico más en riesgo de reducir sus áreas de distribución en lagos, al verse desplazados a latitudes y altitudes más altas, son los briófitos acuáticos obligados (conocidos como *Obligated Aquatic Bryophytes*, OAB), que son aquellos que permanecen sumergidos la mayor parte del año. En general, están adaptados a temperaturas bajas y tienen su óptimo fotosintético y de crecimiento alrededor de los 15°C, por lo que un aumento de temperatura en regiones templadas puede afectar al crecimiento y disminuir su abundancia. Los OAB menos adaptados a la desecación también pueden verse afectados, como las hepáticas foliosas en general, y *Jungermannia* en particular. Los OAB bien adaptados a la desecación, como *Fontinalis antipyretica* y *Platyhypnidium ripariodes*, podrían ampliar sus áreas y abundancias (Glime 2011, Martínez-Abaiagar & Núñez-Olivera 2019). En general, las especies con ciclos biológicos rápidos, alta fertilidad y rangos ecológicos más amplios (mayor tolerancia a temperaturas altas y desecación) podrían ampliar sus rangos de distribución, como se ha predicho en carófitos para las especies *Chara hispida*, *C. aspera*, *C. globularis* y *C. vulgaris* (Joye & Rey-Boissezon 2015). En especies anuales, como *C. canescens*, el aumento de las temperaturas invernales podría alargar su ciclo vital y provocar un segundo ciclo reproductivo otoñal, aumentando su fertilidad (Calero 2018). Los modelos bioclimáticos también sugieren un incremento general de las plantas acuáticas emergentes (como *Phragmites australis*, *Equisetum fluviatile*, *Typha latifolia* y *Schoenoplectus lacustris*) y una expansión de su distribución geográfica (Dhir 2015).

Contando con una base de datos que identifique los rasgos ecológicos de las especies de macrófitos, podrían controlarse los cambios de distribución entre los distintos grupos y, sobre todo, las relaciones entre estos. Conociendo las características de sus nichos debería ser posible establecer índices de composición relativa (y/o cobertura) que resulten indicativos de estos cambios. Por ejemplo, dado que en España existen numerosos tipos de



lagos temporales, la relación entre la cobertura de las plantas anfititas y la de los hidrófitos estrictos podría cambiar. Además, el aumento de las temperaturas, unido a los procesos de "browning" y eutrofización, parece que favorecerá la entrada de especies exóticas de aguas cálidas (zonas tropicales) (Jeppesen *et al.* 2014; Dhir 2015; Gillard *et al.* 2017).

Varios estudios indican que los helófitos (macrófitos emergentes) se verán favorecidos por el CC, aumentando su abundancia alrededor de un 25% en detrimento de las plantas sumergidas (Dhir 2015), especialmente en ecosistemas someros (Partanen & Luoto 2006). Sin embargo, otros estudios muestran que las fluctuaciones rápidas en el nivel del agua podrían llevar a una dominancia de los macrófitos sumergidos respecto a los emergentes (Tachet *et al.* 2000). En algunos casos, los niveles bajos de agua están relacionados con lagos completamente cubiertos de plantas sumergidas, mientras que niveles altos se relacionan con su ausencia (Jeppesen *et al.* 2014). Otros factores como la eutrofización o el *browning* podrían llevar a la disminución de la cobertura total de hidrófitos (Reitsema *et al.* 2018).

El calentamiento favorece a las especies tolerantes a altas temperaturas, como *Hydrilla verticillata* y *Myriophyllum spicatum* (Dhir 2015). Igualmente, el aumento de salinidad debido a una mayor evapoconcentración o al aumento de las aportaciones de agua salada en ecosistemas costeros favorece a las especies tolerantes a altas salinidades (Merritt & Cummins 1996). Por otro lado, el aumento de las concentraciones de CO<sub>2</sub>, favorece el crecimiento de algunas especies como *Myriophyllum* spp. y *Ceratophyllum demersum* (Merritt & Cummins 1996; Dhir 2015). Además, varios estudios apuntan al aumento de las especies flotantes y las algas filamentosas, en detrimento de los macrófitos sumergidos, debido al incremento de la temperatura y la eutrofización (Merritt & Cummins 1996; Jeppesen *et al.* 2014; Dhir 2015). Contando con una base de datos como la antedicha, que identifique los rasgos ecológicos de las especies de macrófitos, podría controlarse el aumento de cobertura de estas especies.

Todas las métricas propuestas podrían calcularse con los datos obtenidos en los muestreos del seguimiento llevado a cabo por los organismos de cuenca.

Para la medida de los cambios en la distribución de especies, los cambios en la dominancia de helófitos/hidrófitos, el aumento de especies termo-tolerantes, el aumento de especies halo-tolerantes, el aumento de especies favorecidas por altas concentraciones de CO<sub>2</sub>, el aumento de especies flotantes y algas filamentosas, y el aumento de especies exóticas, se pretende realizar una recopilación de información bibliográfica que identifique las especies con cada rasgo ecológico. Esta información se incorporará a TAXAGUA para facilitar el uso de dichas especies como marcadores de cambio climático, lo cual se evaluará mediante los



datos específicos disponibles en NABIA y los obtenidos en el presente proyecto (subprograma de referencia).

### G) Invertebrados - Ríos

Los macroinvertebrados acuáticos, y en especial los insectos, son uno de los principales grupos en términos de abundancia y riqueza de especies en los ríos (Merritt & Cummins 1996; Tachet *et al.* 2000). Se encuentran en todo tipo de ríos y engloban una gran diversidad de rasgos ecológicos (estrategias de vida, formas de alimentación, preferencias de hábitat, etc.). Se trata de un grupo clave para el funcionamiento del ecosistema como elemento intermedio entre los productores primarios (de los que muchos invertebrados se alimentan) y los peces (McIntosh & Townsend 1996; Leung *et al.* 2009). Además, muchas especies juegan un papel importante en el procesamiento de materia orgánica mediante la descomposición de hojarasca (Graça 2001). Al mismo tiempo, se trata de un grupo gravemente amenazado a nivel global por los impactos humanos. Por ejemplo, se calcula que un 15% de las especies de Odonatos están en peligro de extinción (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019). Entre estas amenazas se encuentra el cambio climático, que podría reducir drásticamente la biodiversidad de macroinvertebrados en los ríos (Hering *et al.* 2009; Poff *et al.* 2012; Conti *et al.* 2014). Por ejemplo, alrededor de un 63% de las especies de Plecópteros europeos son susceptibles al cambio climático (Tierno de Figueroa *et al.* 2010). Los impactos asociados al cambio climático vienen derivados de dos factores principales: la temperatura del agua y la hidrología.

#### **Cambios en la temperatura del agua**

Los insectos acuáticos se ven profundamente afectados por la temperatura en todas las etapas de su ciclo de vida (huevos, larvas, pupas, adultos). Los cambios de temperatura son los principales impulsores del desarrollo embrionario, el crecimiento de las ninfas y la emergencia de los adultos (Butler 1984; Lillehamnur *et al.* 1989; Marten 1990; Watanabe *et al.* 1999; Haidekker & Hering 2008). Además, la temperatura puede influir en la fecundidad de los adultos (Bradshaw 1980; Vannote & Sweeney 1980) y la eclosión de las puestas (Elliott 1972; Friensen *et al.* 1979). Incluso, algunas especies desarrollan mecanismos de diapausa como estrategia de resistencia a temperaturas elevadas (Khoo 1968; Harper & Hynes 1970). Así, las diferencias en temperatura entre unos ríos y otros pueden influir en las dinámicas poblacionales y determinar en gran medida la distribución geográfica de los insectos (Sweeney *et al.* 1992; Ward & Stanford 1982).

Se prevé que los cambios en la temperatura del agua asociados al cambio climático tengan un efecto directo en las comunidades de macroinvertebrados al excederse los rangos de



tolerancia termal de muchas especies (Bennett *et al.* 2018). Por ejemplo, Domisch *et al.* (2013) modelaron los rangos de tolerancia termal de 191 especies de macroinvertebrados acuáticos en ríos europeos y predijeron cambios significativos en la distribución potencial de entre el 57 y 59 % de las especies para el año 2080 según los escenarios climáticos propuestos por el IPCC. El aumento de la temperatura en muchas regiones provocará que los macroinvertebrados busquen refugio en zonas más elevadas de temperaturas más frías (Alba-Tercedor *et al.* 2017). Esto pone en situación de especial vulnerabilidad a las especies propias de alta montaña, que no tienen la posibilidad de migrar hacia cotas más elevadas (Sauer *et al.* 2011; Domisch *et al.* 2011).

### **Cambios en el régimen hidrológico**

Los macroinvertebrados acuáticos están adaptados a condiciones hidrológicas específicas. Por ejemplo, dentro de un mismo río, encontramos comunidades propias de zonas de rápidos y lentos (Scullion *et al.* 1982; Brown & Brussock 1991). Por tanto, las alteraciones hidrológicas en forma de avenidas y sequías pueden tener una enorme influencia en sus comunidades. La predictibilidad y magnitud de estas alteraciones determina la capacidad de los macroinvertebrados de adaptarse a ellas (Lytle & Poff 2004). Por ejemplo, el escarabajo acuático gigante *Abedus herberti* es capaz de predecir las avenidas que se producen durante la época del monzón en el desierto de Arizona y huye a refugiarse en cavidades de la montaña antes de ser arrastrado por la corriente (Lytle 1999; Lytle & White 2007; Lytle *et al.* 2008). En el otro extremo del gradiente hidrológico, muchas especies han desarrollado estrategias para resistir a la sequía (por ejemplo, mediante la diapausa) en los ríos temporales de zonas Mediterráneas y áridas (Bonada *et al.* 2007; Cañedo-Argüelles *et al.* 2016; Leigh *et al.* 2016; Bogan *et al.* 2017). En ambos casos, se trata de estrategias evolutivas que se han desarrollado durante largos períodos de tiempo. Sin embargo, la rapidez e impredecibilidad de los cambios hidrológicos asociados al cambio climático no permitirá el desarrollo de dichas adaptaciones, pudiendo tener por tanto un efecto drástico en las comunidades de macroinvertebrados de los ríos. Por ejemplo, de nuevo en el desierto de Arizona (donde las alteraciones hidrológicas asociadas al cambio climático están empezando a notarse de manera pronunciada), el cambio en el régimen hidrológico de un arroyo, que pasó de permanente a temporal, conllevó modificaciones irreversibles en la comunidad de invertebrados en forma de extinciones locales y aumentos muy significativos en la abundancia de algunas especies (Bogan & Lytle 2011).

Se espera por tanto que el aumento en la frecuencia y la severidad de los eventos hidrológicos extremos (avenidas y sequías) asociado al cambio climático modifique sensiblemente la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados de los ríos (Resh *et al.* 1998; Woodward *et al.* 2016; Alba-Tercedor *et al.* 2017). De manera



general las especies estrategias de la r (crecimiento poblacional rápido, ciclos de vida cortos, pequeño tamaño corporal) resultarán favorecidas respecto de las estrategias de la k (crecimiento poblacional lento, ciclos de vida largos, gran tamaño corporal) (Ledger *et al.* 2013; Woodward *et al.* 2015). Al mismo tiempo, es probable que las especies y poblaciones mejor adaptadas a los extremos hidrológicos (por ejemplo, las que habitan en arroyos temporales de la región Mediterránea) aumenten su distribución y que algunas especies consigan adaptarse a las nuevas condiciones hidrológicas (por ejemplo, acortando su ciclo de vida) dependiendo de su plasticidad fenotípica (Bonada *et al.* 2007).

### ***Macroinvertebrados de Ríos como indicador de CC***

Los macroinvertebrados son muy buenos indicadores del cambio ambiental en ríos y han sido ampliamente utilizados para tal fin (Bonada *et al.* 2006). Su poder indicador reside en su ubiquidad, la gran diversidad de especies y rasgos ecológicos que comprenden, su respuesta rápida a los cambios ambientales y su relativamente fácil recolección e identificación. Existen numerosos índices basados en la riqueza y diversidad de invertebrados acuáticos, así como en la composición de la comunidad en función de su mayor o menor tolerancia a determinadas variables ambientales (Birk *et al.* 2012; Buss *et al.* 2015). Más recientemente han comenzado a utilizarse los rasgos ecológicos (estrategias de vida, formas de alimentación, preferencias de hábitat, etc.) como indicadores de cambios en la estructura de la comunidad y funcionamiento del ecosistema (Dodélec & Statzner 2008; Kuzmanovic *et al.* 2017). A pesar de la gran cantidad de índices existentes, se ha comprobado que muchos de los índices tradicionales no responden de manera adecuada al cambio climático y es necesario desarrollar indicadores específicos para este fin (Lawrence *et al.* 2010; Munné & Prat 2011).



Tabla 11. Indicadores bióticos relacionados con los macroinvertebrados para el seguimiento de los efectos del CC en ríos.

Datos recolectados	Métrica/variable	Indicador de CC	Frecuencia
Composición de la comunidad	Riqueza acumulada a nivel de género del grupo EPT	Disminución de la riqueza acumulada a nivel de género de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros (EPT)	Anual
	Composición por rasgos ecológicos	Disminución de la abundancia relativa de especies con poca capacidad de dispersión*	Anual
		Las especies de ciclo de vida corto se verán favorecidas frente a las de ciclo de vida largo*	Anual
		Disminución de la abundancia en las especies endémicas (con rangos de distribución más estrechos y por tanto, más vulnerables)*	Anual
		Retroceso de especies muy especializadas en su alimentación, frente a las especies generalistas*	Anual
		Aumento de especies con preferencia por caudales bajos*	Anual
		Las especies de mayor tamaño serán substituidas por especies de menor tamaño con el aumento de temperatura*	Anual

### a) Taxones indicadores

De acuerdo con la bibliografía y bases de datos consultadas, se han identificado un total de 184 taxones de macroinvertebrados acuáticos potencialmente vulnerables al cambio climático distribuidos en 13 órdenes. El orden con un mayor número de taxones es el de los Plecópteros (65 taxones), seguido de los Tricópteros (63 taxones), y el de los Efemerópteros (18 taxones). Es muy importante tener en cuenta que la mayor parte de esta información viene dada por modelos predictivos que, aunque son robustos, tienen unos límites de confianza limitados y determinados por múltiples factores como la cantidad de datos usados en la construcción de los modelos, las variables predictoras incorporadas o los escenarios futuros empleados en la modelización (Araujo & Guisan 2006; Araújo *et al.*



2005). Así pues, se recomienda usar como taxones indicadores aquellos que hayan sido identificados como vulnerables al cambio climático por varios estudios independientes. Por ejemplo, parece claro que la familia de Tricópteros Ryacophilidae es una buena candidata para monitorizar el cambio climático ya que ha sido propuesta por 3 estudios (Durance & Ormerod 2009; Conti *et al.* 2014; Alba-Tercedor *et al.* 2017), y contiene 1 género (*Ryacophila*) y 11 especies (*R. adjuncta*, *R. aquitanica*, *R. arties*, *R. carpathica*, *R. evoluta*, *R. intermedia*, *R. meridionalis*, *R. munda*, *R. nubila*, *R. praemorsa* y *R. pubescens*) identificadas como vulnerables al cambio climático. Otro ejemplo es la familia de Plecópteros Leuctridae que, aunque solo fue señalada por un estudio (Conti *et al.* 2014), contiene 20 especies (*L. alticola*, *L. ariega*, *L. autumnalis*, *L. berthelemyi*, *L. besucheti*, *L. bidula*, *L. braueri*, *L. clerguae*, *L. gallaeca*, *L. hiberiaca*, *L. joani*, *L. kempnyi*, *L. microstyla microstyla*, *L. microstyla nalon*, *L. microstyla saja*, *L. moselyi*, *L. pseudocingulata*, *L. rauscheri*, *L. rauscheri* y *L. wilmae*) identificadas como vulnerables al cambio climático. Por el contrario, los órdenes Oligochaeta, Turbellaria y Diptera no parecen contener taxones indicadores fiables, ya que solo han sido propuestos de manera puntual. Una vez seleccionada la lista de taxones indicadores que vamos a utilizar, se deben de monitorizar cambios tanto en su abundancia como en su distribución total, regional (extinciones locales) y altitudinal (migraciones hacia altitudes más elevadas).

*Tabla 12. Lista detallada de todos los taxones identificados como potencialmente vulnerables al cambio climático según la bibliografía revisada (cada taxón tiene asignadas una o varias referencias bibliográficas que lo proponen como vulnerable al cambio climático).*

<b>Arhynchobdellida</b>	
<u>Familias</u>	
Erpobdellidae	Durance & Ormerod 2009; Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
<b>Rhynchobdellida</b>	
<u>Familias</u>	
Glossiphoniidae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
<b>Oligochaeta</b>	
<u>Especies</u>	
<i>Stylodrilus brachystylus</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<b>Turbellaria</b>	
<u>Familias</u>	
Planariidae	Domisch <i>et al.</i> 2011
<u>Especies</u>	
<i>Dugesia tigrina</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<b>Bivalvia</b>	
<u>Familias</u>	
Pisidium	Durance & Ormerod 2007



<u>Especies</u>	
<i>Pisidium amnicum</i>	Domisch <i>et al.</i> 2011
<i>Pisidium personatum</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Pisidium supinum</i>	Domisch <i>et al.</i> 2011
<b>Crustacea</b>	
<u>Especies</u>	
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Gammarus trigrinus</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Niphargus aquilex</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<b>Megaloptera</b>	
<u>Géneros</u>	
Sialis	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017; Kroll <i>et al.</i> 2017
<b>Ephemeroptera</b>	
<u>Familias</u>	
Heptageniidae	Conti <i>et al.</i> 2014
Ephemerellidae	Durance & Ormerod 2009
Ephemeridae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
<u>Especies</u>	
<i>Ameletus inopinatus</i>	Sauer <i>et al.</i> 2011
<i>Baetis bundyae</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Baetis nicolae</i>	Pace <i>et al.</i> 2013
<i>Baetis subalpinus</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Epeorus silvicola</i>	Pace <i>et al.</i> 2013
<i>Ephemerella aurivillii</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Nigrobaetis digitatus</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	Domisch <i>et al.</i> 2011
<i>Rhithrogena hercynia</i>	Sauer <i>et al.</i> 2011
<i>Rhithrogena monserrati</i>	Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	Pace <i>et al.</i> 2013
<i>Serratella ignita</i>	Pace <i>et al.</i> 2013
<i>Torleya major</i>	Domisch <i>et al.</i> 2011
<i>Torleya nazarita</i>	Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<b>Plecoptera</b>	
<u>Familias</u>	
Chloroperlidae	Conti <i>et al.</i> 2014
Leuctridae	Conti <i>et al.</i> 2014
Nemouridae	Conti <i>et al.</i> 2014
Perlidae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
Perlodidae	Conti <i>et al.</i> 2014
Taeniopterygidae	Conti <i>et al.</i> 2014



<u>Géneros</u>	
Amphinemura	Daufresne <i>et al.</i> 2004
Chloroperla	Daufresne <i>et al.</i> 2004
Dinocras	Kroll <i>et al.</i> 2017
Epoerla	Kroll <i>et al.</i> 2017
Nemoura	Daufresne <i>et al.</i> 2004
Perla	Kroll <i>et al.</i> 2017
Protonemura	Daufresne <i>et al.</i> 2004
<u>Especies</u>	
<i>Amphinemura hibernatarii</i>	<i>Benejam et al. 2010; Tierno de Figueroa et al. 2010; Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Arcynopteryx compacta</i>	<i>Hershkovitz et al. 2015;</i>
<i>Capnia vidua</i>	<i>Sauer et al. 2011</i>
<i>Capnioneura brachyptera</i>	<i>Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Capnioneura narcea</i>	<i>Tierno de Figueroa et al. 2010; Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Dinocras cephalotes</i>	<i>Pace et al. 2013;</i>
<i>Diura bicaudata</i>	<i>Domisch et al. 2013</i>
<i>Diura nanseni</i>	<i>Domisch et al. 2013</i>
<i>Isoperla bipartita</i>	<i>Domisch et al. 2013</i>
<i>Isoperla rivulorum</i>	<i>Sauer et al. 2011</i>
<i>Leuctra alticola</i>	<i>Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Leuctra ariega</i>	<i>Tierno de Figueroa et al. 2010; Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Leuctra autumnalis</i>	<i>Sauer et al. 2011</i>
<i>Leuctra berthelemyi</i>	<i>Tierno de Figueroa et al. 2010; Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Leuctra besucheti</i>	<i>Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Leuctra bidula</i>	<i>Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Leuctra braueri</i>	<i>Domisch et al. 2011</i>
<i>Leuctra clerguae</i>	<i>Tierno de Figueroa et al. 2010; Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Leuctra gallaeca</i>	<i>Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Leuctra hiberiaca</i>	<i>Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Leuctra joani</i>	<i>Tierno de Figueroa et al. 2010; Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Leuctra kempnyi</i>	<i>Tierno de Figueroa et al. 2010</i>
<i>Leuctra microstyla microstyla</i>	<i>Tierno de Figueroa et al. 2010; Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Leuctra microstyla nalon</i>	<i>Tierno de Figueroa et al. 2010; Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Leuctra microstyla saja</i>	<i>Tierno de Figueroa et al. 2010; Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Leuctra moselyi</i>	<i>Tierno de Figueroa et al. 2010</i>
<i>Leuctra pseudocingulata</i>	<i>Sauer et al. 2011</i>
<i>Leuctra rauscheri</i>	<i>Sauer et al. 2011</i>
<i>Leuctra rauscheri</i>	<i>Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Leuctra wilmae</i>	<i>Tierno de Figueroa et al. 2010; Hershkovitz et al. 2015</i>
<i>Nemoura mortoni</i>	<i>Sauer et al. 2011</i>
<i>Nemoura moselyi</i>	<i>Hershkovitz et al. 2015</i>



<i>Nemurella pictetii</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Nemoura erratica</i>	Tierno de Figueroa <i>et al.</i> 2010
<i>Nemoura sciurus</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Pachyleuctra bertrandi</i>	Tierno de Figueroa <i>et al.</i> 2010; Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Pachyleuctra ribauti</i>	Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Protonemoura beatensis</i>	Pace <i>et al.</i> 2013
<i>Protonemura brittaini</i>	Tierno de Figueroa <i>et al.</i> 2010; Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Protonemura canigolensis</i>	Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Protonemura culmenis</i>	Tierno de Figueroa <i>et al.</i> 2010; Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Protonemura fusunae</i>	Tierno de Figueroa <i>et al.</i> 2010; Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Protonemura hrabei</i>	Tierno de Figueroa <i>et al.</i> 2010
<i>Protonemura isabellae</i>	Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Protonemura nimborum</i>	Sauer <i>et al.</i> 2011
<i>Protonemura tuberculata</i>	Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Protonemura zhiltzovae</i>	Tierno de Figueroa <i>et al.</i> 2010; Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Rhabdiopteryx antoninoi</i>	Tierno de Figueroa <i>et al.</i> 2010; Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Rhabdiopteryx navicula</i>	Tierno de Figueroa <i>et al.</i> 2010
<i>Siphonoperla neglecta</i>	Sauer <i>et al.</i> 2011
<i>Taeniopteryx aubert</i>	Sauer <i>et al.</i> 2011
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<b>Trichoptera</b>	
<b>Familias</b>	
Brachycentridae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
Glossosomatidae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
Helicopsychidae	Conti <i>et al.</i> 2014
Limnephilidae	Conti <i>et al.</i> 2014
Philopotamidae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
Polycentropodidae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
Psychomyiidae	Conti <i>et al.</i> 2014; Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
Rhyacophilidae	Durance & Ormerod 2009; Conti <i>et al.</i> 2014; Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
Sericostomatidae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
<b>Géneros</b>	
Anomalopterygella	Kroll <i>et al.</i> 2017
Allogamus	Kroll <i>et al.</i> 2017
Drusus	Kroll <i>et al.</i> 2017
Halesus	Kroll <i>et al.</i> 2017
Limnephilus	Kroll <i>et al.</i> 2017
Potamophylax	Kroll <i>et al.</i> 2017
Ryacophila	Daufresne <i>et al.</i> 2004
Sericostoma	Kroll <i>et al.</i> 2017
<b>Especies</b>	



<i>Allogamus uncatus</i>	Sauer <i>et al.</i> 2011
<i>Anabolia nervosa</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Anomalopterygella chauviniana</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Apatania meridiana</i>	Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Athripsodes tavaresi</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Chaetopterygopsis maclachlani</i>	Sauer <i>et al.</i> 2011; Bálint <i>et al.</i> 2011
<i>Drusus annulatus</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Drusus berthelemyi</i>	Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Drusus discolor</i>	Sauer <i>et al.</i> 2011, Domisch <i>et al.</i> 2011; Bálint <i>et al.</i> 2011
<i>Drusus romanicus</i>	Bálint <i>et al.</i> 2011
<i>Drusus vinconi</i>	Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i>	Domisch <i>et al.</i> 2011
<i>Ecclisopteryx guttulata</i>	Sauer <i>et al.</i> 2011
<i>Glossosoma intermedium</i>	Sauer <i>et al.</i> 2011
<i>Glossosoma privatum</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Hydroptila fuentaldeala</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Hydroptila idifix</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Hydropsyche instabilis</i>	Pace <i>et al.</i> 2013
<i>Hydropsyche silfvenii</i>	Pace <i>et al.</i> 2013
<i>Hydropsyche tenuis</i>	Bálint <i>et al.</i> 2011; Sauer <i>et al.</i> 2011; Pace <i>et al.</i> 2013
<i>Melampophylax mucoreus</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Micrasema longulum</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Oxyethira archaica</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Plectrocnemia geniculata geniculata</i>	Domisch <i>et al.</i> 2011
<i>Polycentropus telifer</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Pseudopsilopteryx zimmeri</i>	Sauer <i>et al.</i> 2011, Domisch <i>et al.</i> 2011
<i>Psychomyia ctenophora</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Rhyacophila adjuncta</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Rhyacophila aquitanica</i>	Bálint <i>et al.</i> 2011
<i>Rhyacophila arties</i>	Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Rhyacophila carpathica</i>	Bálint <i>et al.</i> 2011
<i>Rhyacophila evoluta</i>	Sauer <i>et al.</i> 2011
<i>Rhyacophila intermedia</i>	Hershkovitz <i>et al.</i> 2015
<i>Rhyacophila meridionalis</i>	Pace <i>et al.</i> 2013
<i>Rhyacophila munda</i>	Durance & Ormerod 2007
<i>Rhyacophila nubila</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Rhyacophila praemorsa</i>	Domisch <i>et al.</i> 2011
<i>Rhyacophila pubescens</i>	Domisch <i>et al.</i> 2011; Bálint <i>et al.</i> 2011
<i>Potamophylax latipennis</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Sericostoma vittatum</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013



<i>Thremma tellae</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Wormaldia copiosa</i>	Sauer <i>et al.</i> 2011
<i>Wormaldia corvina</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Wormaldia lusitanica</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Wormaldia pulla</i>	Sauer <i>et al.</i> 2011
<b>Coleoptera</b>	
<u>Familias</u>	
Dryopidae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
Gyrinidae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
Scirtidae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
<u>Géneros</u>	
Autogyrus	Kroll <i>et al.</i> 2017
Orectochilus	Kroll <i>et al.</i> 2017
Gyrinus	Kroll <i>et al.</i> 2017
<u>Especies</u>	
<i>Agabus nevadensis</i>	Abellán <i>et al.</i> 2019
<i>Hydraena melas</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Hydroporus sabaudus sierranevadensis</i>	Abellán <i>et al.</i> 2019
<b>Odonata</b>	
<u>Familias</u>	
Aeshnidae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017; Hassall <i>et al.</i> 2010
Calopterygidae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017; Hassall <i>et al.</i> 2010
Cordulegastridae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017; Hassall <i>et al.</i> 2010
Gomphidae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
Lestidae	Hassall <i>et al.</i> 2010
Platycnemidae	Hassall <i>et al.</i> 2010
<u>Especies</u>	
<i>Cordulegaster boltonii</i>	Durance & Ormerod 2007
<i>Coenagrion hastulatum</i>	Termaat <i>et al.</i> 2019; Escolà 2008
<b>Diptera</b>	
<u>Familias</u>	
Ceratopogonidae	Durance & Ormerod 2007
Stratiomyidae	Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
<u>Especies</u>	
<i>Cricotopus trifascia</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Eukiefferiella fuldensis</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Orthocladius holsatus</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Oxycera morrisii</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Ptychoptera minuta</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013
<i>Rheocricotopus fuscipes</i>	Domisch <i>et al.</i> 2011
<i>Simulium lundstromi</i>	Domisch <i>et al.</i> 2013

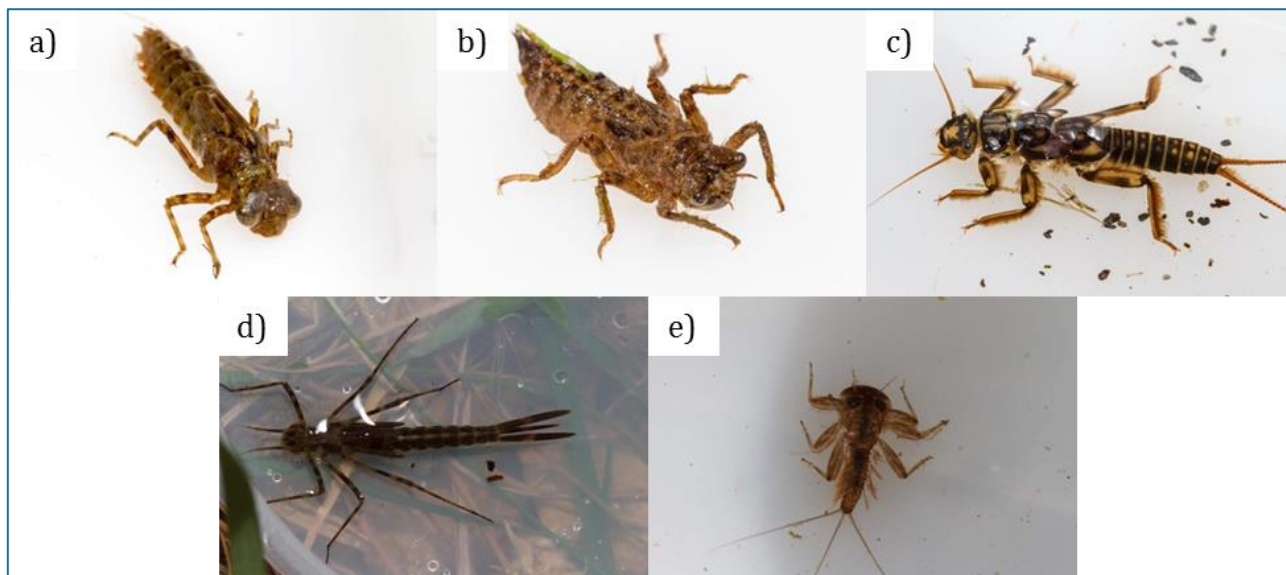


Figura 4. Representación de taxones de macroinvertebrados acuáticos posibles indicadores del cambio climático. a) Aeshnidae, b) Cordulegastridae, c) Perlidae, d) Calopterygidae, e) Heptageniidae. Fotografías: David Martín, campaña REFCON 2019.

### b) Índices unimétricos y multimétricos

Tal y como acabamos de ver en la última sección, los Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros (EPT) contienen el mayor número de taxones potencialmente vulnerables al cambio climático. Así la riqueza acumulada (a nivel de familia o, preferiblemente, de género) de taxones pertenecientes a estos órdenes de insectos podría ser un buen indicador de cambio climático en ríos. De hecho, varios estudios han mostrado una relación entre la riqueza de EPT y la temperatura (Hamilton *et al.* 2010; Lawrence *et al.* 2010). Dado que algunos índices basados en macroinvertebrados tales como el IBMWP parecen mostrar también cierta sensibilidad al cambio climático (Munné & Prat 2011), podría desarrollarse algún índice multimétrico que combinase la riqueza de EPT con modificaciones de índices tradicionales en el que los valores indicadores de los taxones se reajustaran de acuerdo a la información presentada en la Tabla 12. Este índice multimétrico podría complementarse con las métricas basadas en rasgos ecológicos que presentamos en la siguiente sección.



### c) Rasgos ecológicos

Los rasgos ecológicos tienen la gran ventaja de que pueden ser estudiados de manera global, porque no dependen de la identidad de las especies (Menezes *et al.* 2010; Dolédec *et al.* 1999). Esto es especialmente importante de cara a la monitorización del cambio climático, ya que muchas de las especies vulnerables tienen rangos de distribución geográfica muy restringidos (por ejemplo, arroyos de alta montaña de una determinada región de España), dificultando su recolección y limitando su uso de cara al futuro (una vez que la especie desaparece de la región de estudio deja de ser útil como indicadora). La información relativa a los rasgos ecológicos de los diferentes taxones se encuentra disponible al nivel de familia, y en muchos casos también a nivel de género e incluso de especie (Bonada & Dodélec 2011; Tachet *et al.* 2010).

De acuerdo con la bibliografía consultada existen al menos 13 rasgos ecológicos que podrían responder de manera significativa al cambio climático: 2 ligados a ciclos de vida, 1 al tamaño corporal, 1 a la dispersión, 1 a la forma de alimentación y 8 a preferencias ambientales y/o de hábitat. Por ejemplo, se espera que el cambio climático traiga una reducción en la abundancia de taxones con preferencias por temperaturas bajas (Chessman 2009; Hering *et al.* 2009; Hamilton *et al.* 2010; Poff *et al.* 2010; Stamp *et al.* 2010; Tierno de Figueroa *et al.* 2010; Domisch *et al.* 2013; Conti *et al.* 2014) y altitudes elevadas (Tierno de Figueroa *et al.* 2010; Sauer *et al.* 2011; Conti *et al.* 2014; Sandin *et al.* 2014). También se espera que se favorezcan las especies con ciclos de vida cortos (Hering *et al.* 2009; Lawrence *et al.* 2010; Sandin *et al.* 2014) y multivoltinas (Bonada *et al.* 2007; Stoks *et al.* 2014), ya que el aumento de la temperatura permitirá a estas especies crecer suficientemente rápido como para completar sus ciclos de vida en zonas donde actualmente las temperaturas bajas son un factor limitante para ellas (Ward & Stanford 1982). A nivel de microhábitat, el cambio climático conllevará reducciones de caudal (ver sección 2.2.2) y un aumento de la cobertura algal asociado a una pérdida de vegetación riparia y, por tanto, una mayor penetración de la luz en el lecho del río (Stromberg *et al.* 2010; Millán *et al.* 2011; Rivaes *et al.* 2013). Esto resultará en un aumento en el porcentaje de taxones asociados a aguas lentas y a sustratos algales (Conti *et al.* 2014). Dada la relativa facilidad con la que se puede recolectar la información de rasgos ecológicos una vez que el listado de familias presentes en un punto está disponible, se recomienda su uso rutinario en la red de seguimiento del cambio climático en ríos. Además, se propone explorar su incorporación a un índice multimétrico tal y como se ha mencionado en la sección anterior.



Tabla 13. Listado de rasgos ecológicos a considerar como indicadores de cambio climático, con una breve explicación de su respuesta esperada y las referencias que la avalan.

Rasgo ecológico	Explicación	Referencias
Dispersión	Las especies con poca capacidad de dispersión tendrán menos capacidad de sostener sus poblaciones mediante inmigración y también menor capacidad de buscar hábitats favorables.	Bonada <i>et al.</i> 2007; Sandin <i>et al.</i> 2014
Duración de ciclo de vida	Las especies de ciclo de vida largo son reemplazadas por especies de ciclo de vida corto.	Hering <i>et al.</i> 2009; Lawrence <i>et al.</i> 2010; Sandin <i>et al.</i> 2014
Endemismo	El cambio climático afectará a las condiciones ambientales y por tanto a los rangos de distribución de las especies. Las especies endémicas son más vulnerables a estos cambios.	Hering <i>et al.</i> 2009; Tierno de Figueroa <i>et al.</i> 2010; Domisch <i>et al.</i> 2013; Conti <i>et al.</i> 2014
Forma de alimentación	Las especies con nichos pequeños, que requieren un tipo específicos de alimentación, son más sensibles al cambio climático que las especies generalistas.	Conti <i>et al.</i> 2014; Kroll <i>et al.</i> 2017
Número de ciclos de vida por año	Con el aumento de la temperatura se puede acelerar el metabolismo y acortar los ciclos de vida.	Bonada <i>et al.</i> 2007; Stoks <i>et al.</i> 2014
Preferencia altitudinal	Con el aumento de la temperatura, las especies propias de zonas de montaña (asociadas a bajas temperaturas) se verán forzadas a migrar hacia cotas más elevadas.	Tierno de Figueroa <i>et al.</i> 2010; Conti <i>et al.</i> 2014; Sandin <i>et al.</i> 2014; Alba-Tercedor <i>et al.</i> 2017
Preferencia de caudal	Con el cambio climático se producirán cambios en el caudal de los ríos.	Chessman 2009; Domisch <i>et al.</i> 2013; Conti <i>et al.</i> 2014;
Preferencia de micro-hábitat y sustrato	Con el cambio climático habrá cambios hidromorfológicos y en la vegetación de ribera que cambiarán la composición de micro-hábitats y sustratos en los ríos.	Tierno de Figueroa <i>et al.</i> 2010; Poff <i>et al.</i> 2010; Conti <i>et al.</i> 2014; Sandin <i>et al.</i> 2014
Preferencia de temperatura	Las diferentes especies tienen diferentes rangos de tolerancia a la temperatura. Por tanto los cambios en la temperatura del agua afectarán de diferente manera a las diferentes especies presentes en los ríos.	Chessman 2009, Hering <i>et al.</i> 2009; Hamilton <i>et al.</i> 2010; Stamp <i>et al.</i> 2010; Tierno de Figueroa <i>et al.</i> 2010; Poff <i>et al.</i> 2010; Conti <i>et al.</i> 2014; Domisch <i>et al.</i> 2013; Sandin <i>et al.</i> 2014
Preferencia de tramo del río	Los ecosistemas fluviales tienen una zonación longitudinal desde la cabecera hasta la desembocadura, con diferencias importantes en términos de hábitat y funcionamiento. Esta zonación puede verse afectada por el cambio climático.	Conti <i>et al.</i> 2014; Domisch <i>et al.</i> 2013
Preferencia por fuentes	Algunas especies son propias de fuentes, ya que proporcionan unas condiciones ambientales (p.ej. temperatura del agua, hidrología) determinadas y relativamente estables.	Hering <i>et al.</i> 2009
Resistencia a	Con el cambio climático las sequías serán más frecuentes	Sandin <i>et al.</i> 2014; Cañedo-



Rasgo ecológico	Explicación	Referencias
la sequía	y prolongadas, e incluso muchos ríos permanentes se volverán temporales.	Argüelles <i>et al.</i> 2016
Tamaño corporal	Las especies de mayor tamaño son reemplazadas por especies de menor tamaño cuando aumenta la temperatura (ley de Bergmann).	Lawrence <i>et al.</i> 2010

## H) Invertebrados - Lagos

En el apartado anterior se han desarrollado los conocimientos actuales y propuesta de estudio para evaluar los efectos del cambio climático en ríos. En general los lagos comparten algunas familias de macroinvertebrados con los ríos, y varios de los conocimientos y propuestas pueden ser compartidos. Desafortunadamente, los conocimientos de la función y patrones estructurantes de la producción secundaria bentónica en lagos, lagunas y humedales son todavía limitados y no están tan desarrollados como en los ríos. Es por ello, que nos basaremos en gran parte en los estudios de los ríos como base de conocimiento para los lagos, por supuesto siendo conscientes de las grandes diferencias que también hay entre ellos.

Los invertebrados bentónicos son uno de los componentes clave de los ecosistemas lénticos, constituyen un eslabón esencial entre los productores primarios, los depósitos detríticos y los niveles tróficos más altos en las redes tróficas acuáticas (Johannsson *et al.* 2000; Tachet *et al.* 2000; Schindler & Scheuerell 2002; Vander Zanden & Vadeboncoeur 2002; Reynolds 2008). La teoría ecológica predice que la estructura y el funcionamiento de las comunidades de invertebrados bentónicos cambian según el nivel y el tipo de perturbación (Lago 2000), lo que convierte a los invertebrados bentónicos en un indicador ecológico adecuado para evaluar la calidad ecológica y la gestión de los ecosistemas lacustres. Cualquier cambio ambiental como, por ejemplo, los debidos al cambio climático, se reflejará en cambios en la estructura y composición de la comunidad de invertebrados bentónicos.

Los invertebrados bentónicos se encuentran en todo tipo de ecosistemas lacustres y engloban una gran diversidad de rasgos ecológicos (estrategias de vida, formas de alimentación, preferencias de hábitat, etc.). Como se ha comentado en el apartado anterior de "Macroinvertebrados en ríos", se trata de un grupo gravemente amenazado a nivel global por los impactos humanos, y entre ellos, por el cambio climático que podría reducir drásticamente la biodiversidad de invertebrados (Conti *et al.* 2014; Hering *et al.* 2009; Poff *et al.* 2012). Al igual que en ríos, los impactos asociados al cambio climático vienen



derivados de dos factores principales: la temperatura del agua y la hidrología, aunque cambios indirectos consecuencia del CC, tales como aquellos esperables en la dinámica de nutrientes, podrían ser también relevantes.

Dependiendo de las características particulares de cada ecosistema lacustre, la influencia de las presiones asociadas al cambio climático tendrá diferente magnitud e impacto y alterará de manera diferente a las distintas poblaciones de invertebrados presentes. Por ejemplo, los cambios térmicos se verán más reflejados en los lagos alpinos permanentes, influyendo determinantemente en la composición de las comunidades de microcrustáceos, viéndose más favorecidas las especies termófilas que irán sustituyendo a las especies que viven actualmente. Sin embargo, las alteraciones hidrológicas y de calidad de las aguas se verán más reflejadas en los lagos someros (tanto permanentes como temporales, y tanto alpinos como esteparios y costeros), en los que cambiarán los ciclos de inundación y sequía, la morfología lacustre y las condiciones hidroquímicas de las aguas. Dichas alteraciones previsiblemente irán también acompañadas de transformaciones de la composición de las comunidades de invertebrados que incluirían especies con sus ciclos vitales adaptados a las nuevas condiciones hidromorfológicas y con tolerancia a los cambios hidroquímicos, en especial a los de salinidad.

Además de los macroinvertebrados, desde hace ya unos años, se vienen estudiando los microcrustáceos bentónicos dentro de los programas de seguimiento del estado ecológico en lagos por su gran valor indicador, y de hecho se incluyen en el índice oficial utilizado en España (IBCAEL), de modo que también se ha querido incluir su análisis particular como integrantes fundamentales de los invertebrados bentónicos en la red de estudio de la influencia del cambio climático sobre los ecosistemas lacustres.

Los microcrustáceos incluyen las clases Branchiopoda, Copepoda y Ostracoda cuyos organismos poseen tamaños generalmente inferiores a 3 mm. La clase Branchiopoda, incluye también algunos ordenes que no son propiamente microcrustáceos, como es el caso de los Anostraca, Spinicaudata y Notostraca, cuyo tamaño es comparable al de los macroinvertebrados, pero que, por su biología y su cercanía taxonómica con el resto de los Branchiopoda, y por los objetivos del presente proyecto, se incluyen también entre los microinvertebrados.

En los lagos, los microcrustáceos aparecen en el plancton y en el bentos. La comunidad bentónica es generalmente más diversa porque su hábitat es más rico y variado en recursos vitales. Además, los microcrustáceos cumplen la totalidad de su ciclo vital en la masa de agua en la que habitan, la cual debe reunir plenamente las características necesarias para su existencia, lo que les convierte en indicadores ecológicos muy apropiados. Debido a esta



característica, la composición y estructura de la comunidad de microcrustáceos tiene un significado muy importante para el cálculo del índice IBCAEL (MAGRAMA 2013) en la valoración del estado ecológico de los lagos.

Los cladóceros, gracias a que dejan restos reconocibles en el sedimento y a que su taxonomía global está bastante bien resuelta, han tenido mucho interés en estudios paleoecológicos, que son los que les han dado más valor como indicadores, por ejemplo, de condiciones térmicas (Jeppesen *et al.*, 2003), de estado trófico (Chen *et al.*, 2010), de acidificación (Walseng *et al.* 2003), y de condiciones hidromorfológicas (López-Blanco, *et al.* 2011; Korhola *et al.*, 2000). Los copépodos y ostrácodos han sido menos utilizados como indicadores porque dejan pocos restos reconocibles en el sedimento y se han utilizado mucho menos en paleoecología, pero también tienen su valor indicador. Concretamente en Alonso (1998), se definen comunidades características de copépodos y cladóceros de los lagos ibéricos de acuerdo con su ciclo hidrológico, y la salinidad y turbidez inorgánica de sus aguas.

Hasta el momento, el conocimiento sobre la influencia del cambio climático sobre los microcrustáceos es muy escaso, y los estudios que existen lo hacen utilizando estos organismos, principalmente cladóceros y quironómidos, como testigos de fenómenos de cambio climático acontecidos en el pasado (George & Harris 1985; Lotter *et al.* 1997; Battarbee 2000; Duigan & Birks 2000). Por ello son tan importantes los conocimientos que puedan desarrollarse a partir de ahora en proyectos como este, en los que se incluya el estudio de los microcrustáceos como elemento fundamental de la comunidad de invertebrados de los lagos como indicadores del cambio climático.

### ***Cambios en la temperatura del agua***

Como se ha explicado en el apartado de ríos, los invertebrados acuáticos se ven profundamente afectados por la temperatura en todas las etapas de su ciclo de vida, hecho que determina su distribución geográfica y dinámicas poblacionales. Es por ello que los cambios en la temperatura del agua asociados al cambio climático pueden tener un efecto directo en las comunidades de invertebrados también en los ecosistemas lénticos.

Los cambios de temperatura pueden afectar de diversas maneras: pueden excederse los rangos de tolerancia termal de muchas especies (Bennett *et al.* 2018), pueden condicionar el desarrollo de los organismos (Lillehamnur *et al.* 1989; Marten 1990; Watanabe *et al.* 1999), o influir en las dinámicas poblacionales (Butler 1984; Haidekker & Hering 2008). Se ha sugerido que el aumento de las temperaturas podría cambiar el espectro de tamaño en las comunidades hacia un mayor dominio de los organismos más pequeños (Petchey *et al.*



1999; Woodward *et al.* 2010), y esto tiene implicaciones importantes para las redes tróficas lacustres (Woodward *et al.* 2005; Ings *et al.* 2009).

Cabe subrayar que las variaciones de la temperatura tienen efectos sobre el metabolismo de los organismos, pero también sobre los recursos que éstos utilizan, concretamente variaciones de la producción primaria, de los detritos orgánicos y de la concentración de oxígeno en los microhábitats. Además, tienen efectos indirectos que pueden condicionar también a las poblaciones presentes como, por ejemplo, el aumento de la evapotranspiración y secado más rápido de las lagunas temporales, el deshielo más temprano en las lagunas de alta montaña, o cambios en la estratificación de los lagos. Las sinergias con otros factores podrían amplificar los efectos del cambio climático. Por ejemplo, pueden exacerbar los impactos de la eutrofización y las toxinas, bien externas o las producidas de nuevo con la proliferación de cianobacterias fomentada por el CC al aumentar las concentraciones de contaminantes (Woodward *et al.* 2010). Así, los cambios en temperatura debidos al cambio climático condicionarían cambios en la distribución geográfica de los invertebrados acuáticos (Sweeney *et al.* 1992; Ward & Stanford 1982).

Particularmente en cuanto a los microcrustáceos, en *Daphnia magna* se ha comprobado que la aclimatación a una mayor temperatura le permite soportar condiciones de oxigenación más bajas (SeidIR & Pirow 2005). Experimentos realizados con *Eurycercus vernalis* revelaron que con el aumento de la temperatura se potencia el incremento de las poblaciones a través de una reducción del tiempo de desarrollo de los huevos y del adelantamiento de la edad reproductiva (Lemke & Benke 2004). El calentamiento climático posterior a la Pequeña Edad del Hielo coincidió con la alteración limnológica y del estado ecológico de los lagos alpinos, y con la colonización masiva de *Bosmina longirostris*, un cladóceros anteriormente ausente en los mencionados lagos (Nevalainen & Luoto 2012).

### **Cambios en el régimen hidrológico**

Los invertebrados acuáticos están adaptados a condiciones hidrológicas específicas; por ejemplo, hay especies adaptadas a lagunas temporales o incluso efímeras (Colburn *et al.* 2007). Los cambios en el régimen hidrológico pueden tener una enorme influencia en sus comunidades.

Muchas especies han desarrollado estrategias para resistir a la sequía, se trata de estrategias evolutivas que se han desarrollado durante largos períodos de tiempo. Sin embargo, la rapidez e impredecibilidad de los cambios hidrológicos asociados al cambio climático no permitirá el desarrollo de dichas adaptaciones, pudiendo tener por tanto un efecto drástico en las comunidades de invertebrados bentónicos. De este modo, el cambio



en el régimen hidrológico de un lago, que pase de permanente a temporal, podría conllevar modificaciones irreversibles en la comunidad de invertebrados en forma de extinciones locales y aumentos muy significativos en la abundancia de algunas especies, tal como ya ha sido explicado en el apartado de macroinvertebrados de ríos.

Se espera, por tanto, que el cambio en la frecuencia y/o abundancia de lluvias asociado al cambio climático pueda modificar la estructura y composición de las comunidades de invertebrados en algunos lagos. Al igual que podría suceder en los ríos, de manera general las especies estrategas de la r (crecimiento poblacional rápido, ciclos de vida cortos, pequeño tamaño corporal) resultarán favorecidas respecto de las estrategias de la K (crecimiento poblacional lento, ciclos de vida largos, gran tamaño corporal) (Ledger *et al.* 2013); y al mismo tiempo, es probable que las especies y poblaciones mejor adaptadas a los extremos hidrológicos aumenten su distribución y que algunas especies consigan adaptarse a las nuevas condiciones hidrológicas dependiendo de su plasticidad fenotípica (Bonada *et al.* 2007).

En lagos temporales, debido a que el periodo hidrológico es corto o incluso efímero, o al menos altamente variable, los invertebrados necesitan comenzar sus vidas rápidamente y completar cuanto antes las etapas de desarrollo acuáticas de sus ciclos de vida (Williams 1987). Dichas condiciones seleccionan dos estrategias generales de historia de vida: (1) "colonización temprana", para que los animales puedan moverse a nuevos sitios donde las condiciones sean favorables, y (2) "resistencia a la desecación", es decir, la capacidad de evitar, resistir o tolerar el secado de la laguna (Wiggins *et al.* 1980; Williams 1996, 1997).

Muchos animales son residentes permanentes que permanecen en los sedimentos de la laguna y se activan tan pronto como aparece el agua y cuando otras condiciones (por ejemplo, temperatura) son adecuadas; nacen de huevos de resistencia a la desecación que pueden permanecer en el sedimento durante meses y, en algunos casos, hasta décadas, sirviendo como lo que se conoce como un "banco de huevos" (Colburn *et al.* 2007). En muchas ocasiones la capacidad de esos huevos a permanecer en diapausa durante largos periodos permitirá que esas especies puedan aguantar periodos secos más extremos (de varios años) sin que se llegue a producir el llenado de la cubeta, mientras que las especies que puedan permanecer sólo unos meses en estado seco serán desplazadas cuando una sequía más extensa haga que dejen de llenarse algunas lagunas todos los años como posible efecto del cambio climático.

Con el cambio climático, podría darse que algunos ecosistemas lacustres permanentes pasen a ser temporales, y que los temporales permanezcan secos mayores periodos de tiempo; pero, además, otro de los factores que influirá en gran medida, serán los cambios



en el periodo de permanencia del agua en la cubeta, pasando muchas de las lagunas a ser efímeras. En estas condiciones en las que el hidroperiodo es muy corto, se verán favorecidas también las especies con una mayor y más eficaz capacidad de dispersión.

Las especies migratorias con una rápida dispersión, como los insectos voladores, son los primeros colonizadores, que encuentran piscinas recién formadas y recién inundadas en tan solo 24 h (Grensted 1939, Williams 1987). Además, hay otras especies de dispersión pasiva que están especializadas en una colonización temprana de los nuevos hábitats que se inundan, como es el caso de algunos copépodos ciclopoideos, que desarrollan estrategias de desarrollo específicas para dominar estos ambientes efímeros (como su capacidad para almacenar esperma o su rápido desarrollo individual) como se observó en charcas temporales de nueva creación en Doñana (Green, 2007).

Los cambios en el régimen hidrológico influirán particularmente sobre los microcrustáceos bentónicos, ya que éstos son organismos exclusivamente acuáticos, aunque disponen de estrategias muy variadas para su desarrollo. Al igual que en los macroinvertebrados, las especies de microcrustáceos desarrollan preferencias por aguas permanentes o temporales. Las especies que viven en las aguas permanentes, donde hay peces, son generalmente de pequeño tamaño. En las aguas temporales con ausencia de peces aparecen especies de mayores dimensiones, particularmente los grandes branquiópodos (Anostraca, Notostraca y Spinicaudata). En los lagos permanentes el régimen hidrológico interviene en las características de las aguas (mineralización, turbidez, grado trófico) y en la hidromorfología; en estos lagos los microcrustáceos bentónicos ocupan preferentemente las zonas menos profundas y con vegetación acuática, que son las más afectadas por los cambios en el régimen hidrológico. En los lagos temporales, para que la comunidad característica y de mayor valor ecológico de microcrustáceos se mantenga, es preciso que alternen periodos húmedos y secos, sobreviviendo a los periodos secos por formas de resistencia.

Los cambios, ya sean de decremento de las aportaciones superficiales y/o subterráneas en lagos permanentes, como de aumento de los mismos tipos de aportaciones en los lagos temporales con interrupción permanente del periodo seco, pueden ser muy perjudiciales para las comunidades de microcrustáceos bentónicos. Los que afectan a los lagos permanentes que provocan reducciones de nivel, pueden dejar sin agua las zonas menos profundas ocupadas por los microcrustáceos, generalmente los litorales, lo que ha sido objeto de varios estudios (Hofmann 1998; Zawisza *et al.* 2016). Los que afectan a los lagos temporales alterando de forma importante el hidroperiodo suponen la eliminación de la comunidad característica, generalmente de muy elevado valor ecológico.



### **Macroinvertebrados de Lagos como indicador de CC**

Como se ha explicado ya en el apartado anterior, los invertebrados bentónicos son muy buenos indicadores del cambio ambiental y han sido ampliamente utilizados para tal fin (Rosenberg & Resh 1993; Bonada *et al.* 2006). Su poder indicador reside en su ubiquidad, la gran diversidad de especies y rasgos ecológicos que comprenden, su respuesta rápida a los cambios ambientales y su relativamente fácil recolección e identificación. Existen numerosos índices basados en la riqueza y diversidad de invertebrados acuáticos, así como en la composición de la comunidad en función de su mayor o menor tolerancia a determinadas variables ambientales (Birk *et al.* 2012). Más recientemente han comenzado a utilizarse los rasgos ecológicos (estrategias de vida, formas de alimentación, preferencias de hábitat, etc.) como indicadores de cambios en la estructura de la comunidad y funcionamiento del ecosistema (Dodélec & Stutzner 2008).

El estudio de los macroinvertebrados de los lagos, tanto taxonómico, como a partir de rasgos ecológicos, se realizará siguiendo bases análogas a las explicadas para macroinvertebrados de ríos, pero adaptadas para los lagos, ya que las familias que componen ambos tipos de ecosistemas acuáticos son muy similares. Con el desarrollo del proyecto y la adquisición de nuevos conocimientos se adaptarán estos análisis a las particularidades de los lagos. Para más detalle ver el apartado "3.2.7. Macroinvertebrados - Ríos" y Tabla 12 y Tabla 13 del presente informe.

En la Tabla 14 y Tabla 15 se describen los indicadores bióticos relacionados con los invertebrados bentónicos y con sus rasgos ecológicos, respectivamente, para el seguimiento de los efectos de CC sobre los sistemas lacustres. Ambas tablas suponen la base para el estudio, tanto de microcrustáceos, como de macroinvertebrados.

Las métricas propuestas podrían calcularse con los datos obtenidos en los muestreos anuales como parte del seguimiento llevado a cabo por los organismos de cuenca, aunque sería necesario llevar a cabo algunos análisis con una mayor resolución taxonómica. Para la medida de la aparición de especies indicadoras del cambio y especies invasoras, se pretende realizar una recopilación de información bibliográfica que identifique dichas especies. Esta información se incorporará a TAXAGUA para facilitar el uso de estas especies como marcadores de cambio climático.



Tabla 14. Indicadores bióticos relacionados con los invertebrados bentónicos para el seguimiento de los efectos del CC sobre los sistemas lacustres.

Datos recolectados	Métrica/variable	Posibles indicadores de CC	Frecuencia
Riqueza y abundancia de los taxones de invertebrados bentónicos	Riqueza de taxones	Con el CC podrían darse variaciones en la riqueza de especies que no necesariamente tendrían que darse en la misma dirección en todos los tipos de lagos. La variación del clima podría empobrecer la riqueza de ciertos lagos, a la vez que en otros propiciar la aparición de un mayor número de especies.	Anual
	Abundancia relativa de los diferentes grupos taxonómicos	Los diferentes grupos taxonómicos, con sus particularidades biológicas, se verán afectados de manera distinta por el CC, de este modo podrían darse variaciones en la abundancia relativa entre ellos.	
	Abundancia relativa de los diferentes grupos funcionales	La estructura de la red trófica de cada lago podría verse alterada por estas variaciones climáticas y cambiar las abundancias relativas entre grupos funcionales.	
	Presencia y abundancia de especies indicadoras del cambio	Es necesario un análisis más detallado para identificar y estudiar aquellas especies más sensibles a los efectos del CC en lagos que puedan mostrar una respuesta notoria y direccional a él.	
	Presencia y abundancia de especies invasoras	Es probable que ciertas especies de origen exótico vean favorecida su distribución con el CC. Se realizará un registro y seguimiento de las especies invasoras que aparezcan en los lagos.	
	Estructura de tamaños	Se ha sugerido que el aumento de las temperaturas podría cambiar el espectro de tamaño en las comunidades hacia un mayor dominio de los organismos más pequeños.	
	Distribución de especies	Cambios en la distribución geográfica de las especies, cambios en latitud y cambios en altitud. Expansión o retroceso de la distribución de ciertas especies.	
	Especies vulnerables	Disminución de la abundancia de especies vulnerables al CC (ver lista detallada de los taxones vulnerables en el presente informe). Cambios en su distribución total, regional (extinciones locales) y altitudinal (migraciones hacia altitudes más elevadas).	
	Riqueza acumulada a nivel de género del grupo EPT	Disminución de la riqueza acumulada de géneros de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros (EPT)	



Tabla 15. Indicadores bióticos relacionados con los rasgos ecológicos de los invertebrados bentónicos para el seguimiento de los efectos del CC sobre los sistemas lacustres.

Datos recolectados	Métrica/variable	Posibles indicadores de CC	Frecuencia
Riqueza y abundancia de los taxones de invertebrados bentónicos	Composición por rasgos ecológicos	Disminución de la abundancia relativa de especies con poca capacidad de dispersión	Anual
		Las especies de ciclo de vida corto se verán favorecidas frente a las de ciclo de vida largo	
		Disminución de la abundancia en las especies endémicas (con rangos de distribución más estrechos y por tanto, más vulnerables)	
		Retroceso de especies muy especializadas en su alimentación, frente a las especies generalistas	
		Aumento de especies con preferencia por lagos temporales	
		Las especies de mayor tamaño serán substituidas por especies de menor tamaño con el aumento de temperatura	
		Aumento de las especies con formas de resistencia de mayor durabilidad.	
		Desplazamiento a altitudes mayores de especies estenotermas de aguas frías. Aumento de la proporción de especies termófilas.	
		Aumento de la riqueza y abundancia de las especies halotolerantes en lagunas temporales	
		Aumento de la abundancia de las especies indicadoras de eutrofización.	

### **Microcrustáceos bentónicos como indicador de cambio climático**

Las características del hábitat lacustre son los factores que en mayor medida determinan la estructura y composición taxonómica de la comunidad de microcrustáceos bentónicos. Es por esto que los factores ligados al cambio climático que más afectan a esta comunidad son los relacionados con la calidad del agua y la hidromorfología de los lagos. Muchas de las especies ibéricas se encuentran ampliamente representadas en la Región Paleártica en condiciones térmicas muy diferentes, por lo que la temperatura no parece constituir un factor discriminante muy importante para su distribución, aunque sí para su biología; para las especies planctónicas tanto de cladóceros como de copépodos se han descrito efectos significativos de estimulación del desarrollo de las poblaciones ligados al incremento térmico (Rautio, 2001; Dubovskaya et. al 2010).



La composición específica de las comunidades de microcrustáceos en los lagos responde fundamentalmente a tres características (Alonso, 1998): la permanencia del agua (aguas permanentes y temporales), la salinidad y la turbidez inorgánica. En el caso de la reducción de la pluviometría como efecto del cambio climático, parte de los lagos, principalmente los más someros, podrían pasar de permanentes a temporales. Y las aguas de estos lagos, en las zonas con sustratos más solubles y de tipo endorreico, incrementar su salinidad. Estas variaciones conllevarían cambios en la composición específica de las comunidades de microcrustáceos.

Para detectar los efectos de los cambios térmicos, pueden analizarse las variaciones en la composición específica de las comunidades propias de lagos de alta montaña, que serían las que potencialmente se verían más afectadas.

En la Tabla 16 se describe la comunidad característica de cada tipo de lago definido según la temporalidad, la mineralización y la turbidez. Para la evaluación de los cambios debidos al aumento de la temperatura, los tipos más adecuados serían el 1 y el 3, que son los que normalmente se encuentran a mayor altitud. Sería esperable detectar cambios atribuibles, a la colonización de los lagos por especies normalmente situadas en zonas más bajas.

El seguimiento de la composición específica de las comunidades de microinvertebrados bentónicos podrá informar de la desviación que ha tenido cada tipo de lago respecto a sus características actuales. En principio, como ya se ha comentado, los cambios más esperables debido reducción de la pluviometría, se producirían en los tipos de comunidades 4 al 10, en el sentido de que disminuirían los tiempos de inundación y aumentaría la mineralización. Por ejemplo, el tipo 4 con menor aportación hídrica pasaría al tipo 5; el tipo 6 podría pasar al tipo 7 por reducción del tiempo de inundación; el tipo 8 al tipo 7 por incremento de la mineralización de las aguas, y el tipo 7 al tipo 9 por la misma razón.

Tabla 16. Comunidades de microcrustáceos características de agrupaciones de ecosistemas lacustres según temporalidad, mineralización y turbidez.

1. <u>Aguas permanentes, dulces y transparentes</u> Asociación <i>Chydoro-Eucyclopidetum serrulati</i> . Especies: <i>Chydorus sphaericus</i> , <i>Eucyclops serrulatus</i> , <i>Simocephalus vetulus</i> , <i>Alona affinis</i> , <i>Coronatella rectangula</i> , <i>Alonella excisa</i> y <i>Cyprina ophtalmica</i> .
2. <u>Aguas algo mineralizadas, permanentes y transparentes</u> Asociación <i>Acropero-Eucyclopidetum macruroidis</i> . Especies: <i>Acroperus neglectus</i> , <i>Eucyclops macruroides</i> , <i>Alona affinis</i> , <i>Macrocyclus albidus</i> , <i>M. fuscus</i> , <i>Graptoleberis testudinaria</i> , <i>Sida crystallina</i> y <i>Cypridopsis vidua</i> .
3. <u>Aguas semitemporales, limpias y muy poco mineralizadas</u>



<p>Asociación <i>Chydoro-Eucyclopidetum serrulati</i>. En sistemas más maduros y menos permanentes se desarrolla la asociación <i>Eurycercetum lamellati</i> con <i>Eurycercus lamellatus</i>, <i>Megacyclops viridis</i>, <i>Ceriodaphnia reticulata</i>, <i>Simocephalus vetulus</i>, <i>Chydorus sphaericus</i>, <i>Eucyclops serrulatus</i>, <i>Coronatella rectangula</i>, <i>Ephemeroporus margalefi</i>, <i>Alona azorica</i> y <i>Scapholeberis</i> sp. pl.</p>
<p>4. <u>Aguas temporales, limpias y algo mineralizadas</u> Asociación <i>Eurycercetum lamellati</i>. También aparece <i>Daphnia magna</i> y si hay diaptómidos, <i>Mixodiaptomus incrassatus</i>.</p>
<p>5. <u>Aguas temporales y efímeras, limpias y algo mineralizadas</u> Asociación <i>Simocephalion vetuli</i> con <i>Simocephalus vetulus</i>, <i>Canthocamptus staphylinus</i>, <i>Chydorus sphaericus</i> y <i>Diacyclops bicuspidatus</i>.</p>
<p>6. <u>Aguas algo mineralizadas, semitemporales y turbias por arcilla</u> Asociaciones: <i>Neolovenulo-Daphnietum obtusae</i>, con <i>Neolovenula alluaudi</i>, <i>Daphnia obtusa</i>, <i>Tropocyclops prasinus</i> y <i>Cyclops</i> sp. pl. y <i>Mixodiaptometum incrassati</i>, con <i>Mixodiaptomus incrassatus</i>, <i>Ceriodaphnia smirnovi</i> y <i>Daphnia similis</i>. Esta última asociación incluye también especies de aguas temporales como <i>Streptocephalus torvicornis</i>.</p>
<p>7. <u>Aguas algo mineralizadas, temporales y turbias por arcilla</u> Asociación <i>Branchipetum schaefferi</i> con <i>Metacyclops minutus</i>, <i>Mixodiaptomus incrassatus</i>, <i>Branchipus schaefferi</i>, <i>Daphnia atkinsoni</i> y <i>Moina Brachiata</i>.</p>
<p>8. <u>Aguas dulces, temporales y de turbidez por arcillas moderada</u> Asociación <i>Triopsetum mauritanici</i> con <i>Ceriodaphnia smirnovi</i>, <i>Moina brachiata</i>, <i>Mixodiaptomus incrassatus</i>, <i>Metacyclops minutus</i>, <i>Triops cancriformis mauritanicus</i>, <i>Streptocephalus torvicornis</i> y <i>Dunhevedia crassa</i>.</p>
<p>9. <u>Aguas temporales, de turbidez variable y con alcalinidades muy elevadas y dominio de sodio.</u> Asociación <i>Branchinecto-Daphnietum atkinsoni</i>, con <i>Daphnia atkinsoni</i>, <i>Macrothrix hirsuticornis</i>, <i>Mixodiaptomus incrassatus</i>, <i>Chirocephalus diaphanus</i>, <i>Branchinecta ferox</i>, <i>Metacyclops minutus</i>, <i>Eucypris virens</i> y <i>Heterocypris barbara</i>. En aguas algo más saladas y estables aparece el <i>Simocephalodaphnietum magna</i> con <i>Simocephalus exspinosus</i>, <i>Daphnia magna</i>, <i>Pleuroxus letourneuxi</i> y <i>Arctodiaptomus wierzejskii</i>. En los medios más alcalinos (sódicos) aparecería la comunidad de <i>Alona salina</i> con <i>Mixodiaptomus incrassatus</i>, <i>Moina brachiata</i> y <i>Daphnia atkinsoni</i>.</p>
<p>10. <u>Aguas saladas, temporales y semipermanentes de turbidez por arcillas variable</u> Asociación <i>Arctodiaptometum salini</i>, con <i>Arctodiaptomus salinus</i>, <i>Cletocamptus retrogressus</i> y <i>Daphnia mediterranea</i>. En aguas turbias aparece <i>Moina salina</i> con <i>Phallocryptus spinosus</i> o <i>Branchinectella media</i>.</p>
<p>11. <u>Aguas saladas, permanentes y claras</u> <i>Artemia</i> sp es el único taxón característico</p>

### **Taxones indicadores**

Los taxones que se consideran indicadores son los más representativos de cada comunidad característica. Todos los taxones mencionados poseen distribución pasiva, y tienen éxito los que alcanzan hábitats favorables. En la Tabla 17 se incluye la relación de los taxones



considerados estenoicos y fieles a las mencionadas características que definen los tipos de lagos.

Tabla 17. Lista de los taxones de microcrustáceos de lagos identificados como potencialmente vulnerables al cambio climático.

<b>CLASE BRANCHIOPODA</b>	
<b>Orden Anostraca</b>	
Familia Artemiidae <i>Artemia sp</i>	
Familia Branchinectidae <i>Branchinecta ferox</i>	
Familia Branchipodidae <i>Branchipus schaefferi</i>	
Familia Chirocephalidae <i>Chirocephalus diaphanus</i> <i>Branchinectella media</i>	
Familia Streptocephalidae <i>Streptocephalus torvicornis</i>	
Familia Thamnocephalidae <i>Phallocryptus spinosus</i>	
<b>Orden Notostraca</b>	
Familia Triopidae <i>Triops cancriformis mauritanicus</i>	
<b>Orden Ctenopoda</b>	
Familia Sididae <i>Sida crystallina</i>	
<b>Orden Anomopoda</b>	
Familia Daphniidae <i>Daphnia (C.) magna</i> <i>Daphnia (C.) atkinsoni</i> <i>Daphnia (C.) mediterranea</i> <i>Daphnia (C.) similis</i> <i>Daphnia obtusa</i> <i>Simocephalus vetulus</i> <i>Simocephalus exspinosus</i> <i>Ceriodaphnia reticulata</i> <i>Ceriodaphnia smirnovi</i> <i>Scapholeberis sp. pl.</i>	
Familia Moinidae <i>Moina brachiata</i> <i>Moina salina</i>	
Familia Macrothricidae <i>Macrothrix hirsuticornis</i>	
Familia Euryceridae <i>Eurycerus lamellatus</i>	
	<i>Pleuroxus letourneuxi</i> <i>Alonella excisa</i> <i>Ephemeroporus margalefi</i> <i>Dunhevedia crassa</i> <i>Chydorus sphaericus</i> <i>Coronatella rectangula</i> <i>Alona salina</i> <i>Alona azorica</i> <i>Alona affinis</i> <i>Acroperus angustatus</i> <i>Graptoleberis testudinaria</i>
	<b>CLASE MAXILOPODA, SUBCLASE COPEPODA</b>
	<b>Orden Calanoida</b>
	Familia Diaptomidae <i>Neolovenula alluaudi</i> <i>Arctodiaptomus salinus</i> <i>Arctodiaptomus wierzejskii</i> <i>Mixodiaptomus incrassatus</i>
	<b>Orden Cyclopoida</b>
	Familia Cyclopidae <i>Macrocylops albidus</i> <i>Macrocylops fuscus</i> <i>Eucyclops macruroroides</i> <i>Eucyclops serrulatus</i> <i>Tropocyclops prasinus</i> <i>Megacyclops viridis</i> <i>Diacyclops bicuspidatus</i> <i>Metacyclops minutus</i>
	<b>Orden Harpacticoida</b>
	Familia Canthocamptidae <i>Cletocamptus retrogressus</i> <i>Canthocamptus staphylinus</i>
	<b>CLASE OSTRACODA</b>
	<b>Orden Podocopida</b>
	Familia Candonidae <i>Cypria ophthalmica</i> Familia Cyprididae <i>Eucypris virens</i> <i>Heterocypris barbara</i> <i>Cypridopsis vidua</i>



Podría utilizarse el IBCAEL (MAGRAMA 2013), que es un índice multimétrico de calidad ecológica para lagos, que combina el ABCO y el RIC. El ABCO considera únicamente los microinvertebrados y se calcula teniendo en cuenta la abundancia relativa de cada taxón y su valor de sensibilidad. Prácticamente todos los taxones de la Tabla 17 están recogidos en el protocolo del IBCAEL y sus valores de sensibilidad tienen que ver con su valor indicador para cada tipo de lago. El análisis de cambio climático podría efectuarse considerando los lagos dentro de su tipología actual, y en los que mostrasen un empeoramiento respecto a los valores actuales, podría reformularse el ABCO cambiando su tipología de acuerdo con las modificaciones previstas y las variaciones observadas en los inventarios. En el caso de que el ABCO no mejorase, el cambio podría deberse a un deterioro por otras causas, o a que no hubiese habido tiempo para la recuperación de la comunidad característica de microcrustáceos del ecosistema acuático modificado por el cambio climático.

## I) Ictiofauna - Ríos

### ***Importancia de los peces de río como indicadores ecológicos***

En comparación con otros grupos taxonómicos, los peces de río tienen algunas desventajas, pero también varias ventajas importantes como indicadores ecológicos y herramienta para la gestión ambiental y su comunicación (Benejam *et al.* 2010; García-Berthou *et al.* 2016; Simon & Evans 2017):

- Su taxonomía, ecología y biología en general se conocen mejor que la de algas o macroinvertebrados
- Integran múltiples perturbaciones antropogénicas a escalas temporales y espaciales más grandes. Por ejemplo, una barrera espacial (por ejemplo, un gran embalse) puede influir en la ausencia aguas arriba de una especie de pez muchos kilómetros (incluso centenares) y una comunidad de peces puede tardar años a recuperarse de un episodio severo de contaminación
- Son excepcionales para comunicar el estado ecológico y de conservación de un río al público en general por numerosas razones (mayor tamaño, ser vertebrados como los humanos, importancia de la pesca, etc.)

Además, tal y como se resume a continuación, el cambio climático afectará enormemente a los ecosistemas de aguas continentales y especialmente a los peces continentales, por lo que es sumamente importante usar los peces como indicadores.



### **Efectos del cambio climático observados en los peces de río**

La temperatura es un factor determinante en la distribución altitudinal de los peces y afecta de muchas maneras a los peces y muchos otros animales poiquilotermos (de sangre fría), desde el metabolismo, la actividad, la tasa de ingestión de alimento y la digestión, hasta la selección de microhábitat y la competencia entre especies (García-Berthou *et al.* 2007). Existen numerosas revisiones sobre los efectos ya observados o previsibles del cambio climático en los ecosistemas acuáticos continentales (Heino *et al.* 2009; Moss *et al.* 2009; Filipe *et al.* 2013; Kelley *et al.* 2018), incluidas algunas que se centran en la Península Ibérica (Álvarez Cobelas *et al.* 2005; Iglesias *et al.* 2007; Sabater *et al.* 2016) o en los peces de río (Buisson *et al.* 2010; Comte *et al.* 2013; Lynch *et al.* 2016; Carlson *et al.* 2017; Jarić *et al.* 2019), incluidos los ibéricos (Elvira & Almodóvar 2007; García-Berthou 2007; Sabater *et al.* 2016).

Los efectos del cambio climático **ya detectados** en comunidades de peces continentales de **fuera de la Península Ibérica** son principalmente:

- En Gran Bretaña, se observaron cambios en la distribución de peces continentales entre 1970-1995, con un desplazamiento medio para 15 especies de 51 km hacia el norte y 32,7 m de altitud (Hickling *et al.* 2006).
- En Francia, el rango de distribución medio de los peces continentales en Francia ha cambiado unos 13.7 m/década a mayor altitud y se ha desplazado unos 0,6 km/década aguas arriba (Comte & Grenouillet 2013). El límite altitudinal superior en general ha aumentado unos 61.5 m/década, mientras que el inferior se ha contraído unos 6.3 km/década (Comte & Grenouillet 2013). Los peces están adaptando su distribución geográfica pero no a la velocidad a la que se produce el cambio climático (Comte & Grenouillet 2013 y 2015).
- En Francia se ha estimado que entre 1980–1992 y 2003–2009, los cambios en la distribución de peces debidos a otros impactos antropogénicos (degradación del hábitat, especies invasoras, etc.) han sido 3,2-3,7 mayores que los debidos al cambio climático.
- En Francia se ha demostrado que las especies de corta longevidad son más resilientes al cambio climático mientras que las de vida larga, distribución restringida o poca altitud se adaptan peor al cambio climático (Grenouillet & Comte 2014).



- En el río Ródano (Francia), se ha observado un aumento de abundancia del barbo común (*Barbus barbus*) y el bagre (*Squalius cephalus*) y disminución de dos especies de ciprínidos más de aguas frías (el alburno *Alburnus alburnus* y *Leuciscus leuciscus*) en el Ródano, relacionados con el aumento de la temperatura (Daufresne & Boët 2007). En algunos puntos del Ródano donde se tienen series temporales largas (Daufresne *et al.* 2004; Daufresne & Boët 2007), se ha observado un aumento de la abundancia total de peces, pero especialmente de las especies termófilas, y una disminución de la equitatividad (es decir, un aumento de la dominancia de unas cuantas especies).
- En grandes ríos franceses, se ha observado (desde los 1980s a 2003), básicamente por el cambio climático, un aumento de la abundancia relativa de especies de aguas cálidas, de la riqueza local (en parte por especies invasoras), una disminución de la equitatividad (es decir, un aumento de la dominancia de unas pocas especies) y un aumento de la abundancia total, sobretodo de peces pequeños (Daufresne & Boët 2007).
- En Norteamérica, se han detectado unos 15 ejemplos (Lynch *et al.* 2016) de cambios fenológicos, por ejemplo, en la reproducción y migración más temprana de salmónidos, pero también especies de otras familias. En algunos casos también van acompañados de respuestas evolutivas (Lynch *et al.* 2016).
- Aunque el clima (por ejemplo, a distintas latitudes) afecta a la demografía (supervivencia, abundancia, crecimiento o reclutamiento) de muchos peces (Carmona- Benejam *et al.* 2009; Carmona-Catot *et al.* 2011; Catot *et al.* 2014), los cambios demográficos atribuidos al cambio climático en Norteamérica son más escasos (Lynch *et al.* 2016).
- En Europa se han observado también muchos cambios fenológicos (fechas de puesta y migración), especialmente en el salmón, pero también en otras especies de agua dulce, y también cambios en la biología (básicamente en la edad de maduración, crecimiento, tamaño) (Crozier & Hutchings 2014). La mayoría de estudios lo han atribuido a plasticidad fenotípica pero unos pocos han demostrado cambios evolutivos (Crozier & Hutchings 2014) aunque no es fácil diferenciar entre los dos (Crozier & Hutchings 2014; Merilä & Hendry 2014).
- En Norteamérica, se han detectado que cambios diferenciales en la distribución de especies y sus presas implican cambios en las interacciones ecológicas (depredación, competencia, etc.) (Lynch *et al.* 2016).



- También se han observado cambios en la fisiología de los peces que están en la base de otros efectos del cambio como los poblacionales, como, por ejemplo: exceder los límites de tolerancia térmica, reducción en la función cardiorrespiratoria, función comprometida del sistema inmune y patrones alterados en cuanto a inversión reproductiva individual (Whitney *et al.* 2016).

Los efectos del cambio climático **detectados** en comunidades de peces continentales específicamente para ríos **españoles** son mucho menores (Álvarez Cobelas *et al.* 2005), por la escasez de series temporales largas y monitorización. Podemos destacar:

- Las capturas de salmón (*Salmo salar*) en ríos españoles han disminuido desde cifras próximas a los 10.000 ejemplares anuales en la década de 1960 hasta sólo un 20% de esos datos en los años 2000 (Elvira & Almodóvar 2007; Nicola *et al.* 2018; Almodóvar *et al.* 2019). Ello está relacionado en parte con aumentos de temperatura en el mar (y otros cambios asociados) pero también con la sobreexplotación y deterioro del hábitat fluvial (Elvira & Almodóvar 2007; Almodóvar *et al.* 2019).
- El cambio climático reciente ha provocado una llegada más tardía de los salmones a los ríos cantábricos, con tamaños menores para edades similares por menor crecimiento (y acumulación de lípidos) en el mar (Valiente *et al.* 2011).
- El cambio climático reciente ha provocado un mayor *straying* (retorno a ríos distintos a los que nacieron, es decir menor *homing*) de los salmones del Cantábrico, lo que aumenta el flujo génico entre poblaciones y su homogeneización genética (Horreo *et al.* 2011).
- En España, la trucha común (*Salmo trutta*) ha visto reducida la disponibilidad de hábitat en aproximadamente un 25% (de cuadrículas UTM 10 × 10) desde los años 1850s a los 2000s (Clavero *et al.* 2017).

### **Predicciones de efectos del cambio climático en peces de río**

La Península Ibérica es muy rica en peces endémicos, muchos de ellos amenazados, y es de las zonas de Europa con mayor número y proporción de especies susceptibles al cambio climático, según evaluaciones de la UICN (Figura 5). Algunas de las especies de peces continentales europeos identificadas como las más susceptibles al cambio climático son endemismos ibéricos amenazados como *Squalius malacitanus*, *Aphanius baeticus*, *Iberocypris palaciosi*, *Anaocypris hispanica*, *Squalius torgalensis* o *Valencia hispanica* (Jarić *et al.* 2019). Típicamente, las especies más vulnerables son las mediterráneas, amenazadas,

con poca relevancia comercial y vulnerabilidad por pesca, de tamaño pequeño, distribución restringida y ambientes cálidos (Jarić *et al.* 2019).

A continuación, se resumen los efectos del cambio climático previstos o proyectados a partir de modelos en comunidades de peces y revisiones. Se destaca la trucha común (*Salmo trutta*) porque por su amplia distribución e importancia socioeconómica hay mucha más información disponible sobre esta especie.

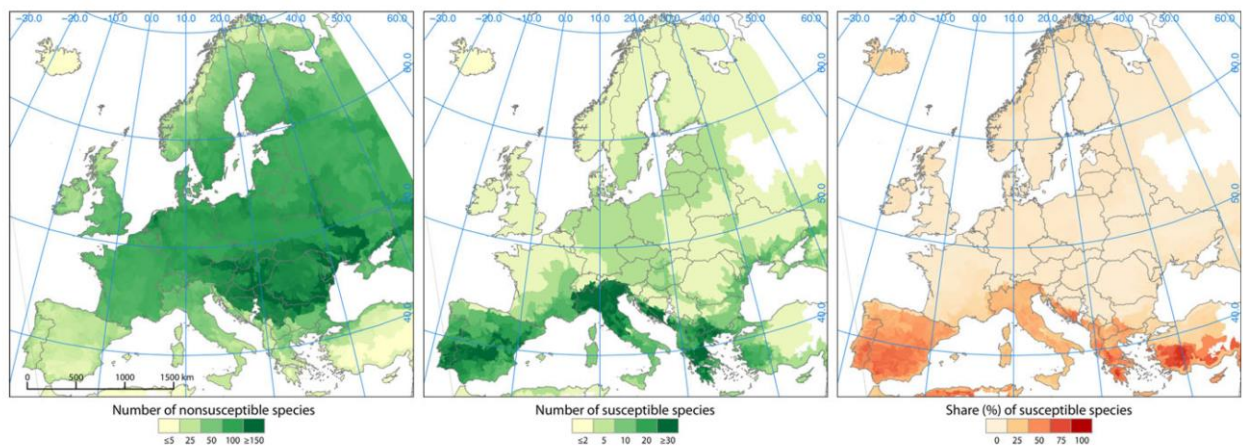


Figura 5. Riqueza (número de especies) de especies de peces continentales no susceptibles (izquierda) y susceptibles (medio) al cambio climático y porcentaje de susceptibles en Europa (Jarić *et al.* 2019).

### Efectos previstos para la trucha común

La trucha común (*Salmo trutta*) tiene una amplia distribución nativa (esencialmente Europa, pero también una pequeña parte de Asia y norte de África) y una gran importancia socioeconómica (y también ecológica) por lo que ha sido introducida en muchos países del planeta y es una de las especies de pez continental más estudiadas (Lobón-Cerviá 2003 y 2012; Jonsson & Jonsson 2009; Budy *et al.* 2013; Ayllón *et al.* 2016). Por ello los efectos potenciales del cambio climático se conocen mucho mejor que para la mayoría de las otras especies (Jonsson & Jonsson 2009), incluido para la Península.

Los efectos previstos para las poblaciones de trucha son disminución del hábitat disponible y de la distribución (Lassalle & Rochard 2009; Santiago *et al.* 2016 y 2017; Muñoz-Mas *et al.* 2016), seguramente acompañada de fragmentación de las poblaciones y deriva genética (Elvira & Almodóvar 2007; Buisson *et al.* 2010; Sabater *et al.* 2016). La reducción del hábitat disponible para la trucha no sería solo por el aumento de temperatura sino también por la reducción de caudales (Ayllón *et al.* 2019) y ambos dependen también de la geología de la zona (Santiago *et al.* 2017). El cambio climático afectaría sobre todo a las truchas de mayor

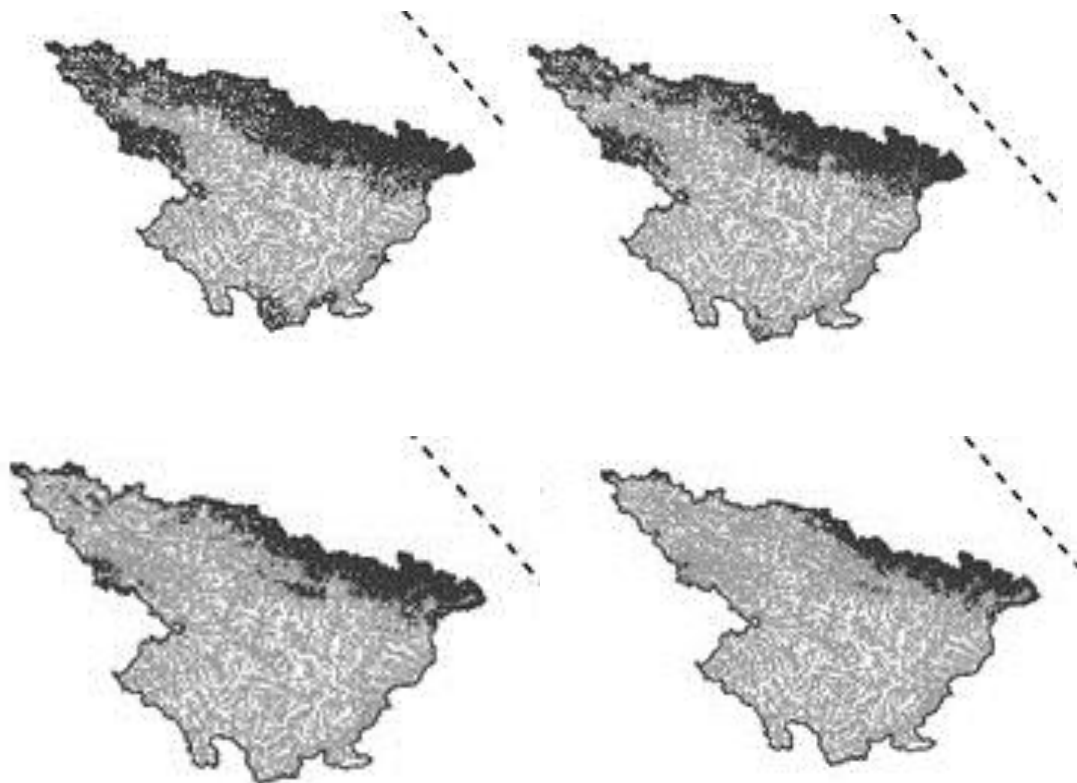


tamaño, por mayor coste metabólico y menor entrada de energía, por lo que cambiaría la estructura poblacional de tamaños (mayor dominancia de truchas pequeñas y jóvenes).

En España, la trucha común (*Salmo trutta*) podría ver reducida la disponibilidad de hábitat en aproximadamente un 56% (de cuadrículas UTM 10 x 10) en el 2050 respecto su distribución histórica en los años 1850s (Figura 5). En el Ebro, se ha proyectado una pérdida del 83% del hábitat de la trucha para los 2080s (Figura 6).

Además de los cambios en distribución, abundancia y extirpaciones (extinciones de poblaciones) respecto a la latitud y altitud, además se esperan en general tanto para la trucha como para el salmón (*Salmo salar*), migraciones más tempranas, desove posterior, edad más temprana de madurez sexual, mayor susceptibilidad a enfermedades y mayor mortalidad (ver versión detallada en Jonsson & Jonsson 2009).

Cabe mencionar también que en lagos del Pirineo las truchas y salmónidos introducidos e invertebrados de mayor altitud tienen mayor concentración de algunos contaminantes (organoclorados semivolátiles que condensan a menos temperatura); el efecto de la altitud y la temperatura varían según la sustancia en cuestión y se prevé que el cambio climático aumentará la concentración de estos contaminantes (Grimalt *et al.* 2001 y 2010; Gallego *et al.* 2007).



*Figura 6. Presencia (en gris oscuro) de trucha común en la cuenca del Ebro proyectada a partir de modelos en la actualidad y en los años 2020s, 2050s y 2080s (desde arriba a la izquierda, siguiendo el sentido de las agujas de reloj) (Filipe et al. 2013).*

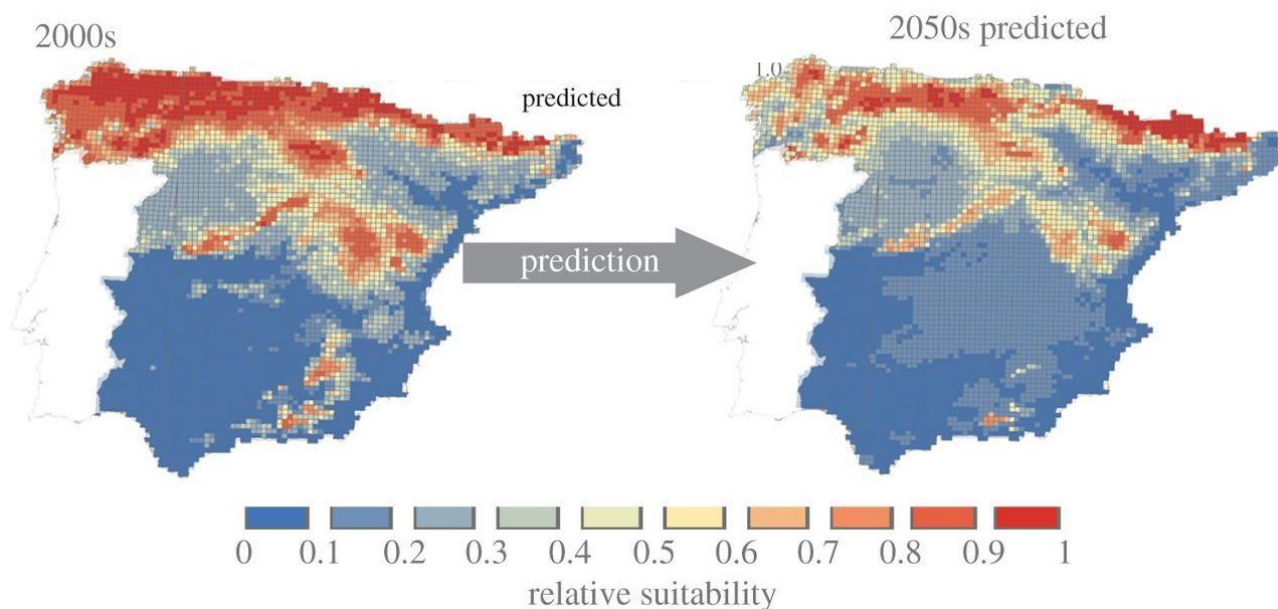


Figura 7. Idoneidad relativa del hábitat para la trucha en España para escenarios climáticos del 2000 (izquierda) y el 2050 (Clavero et al. 2017).

### Efectos previstos para otras especies de peces de río

Otros efectos del cambio climático previstos o proyectados a partir de modelos en comunidades de peces y revisiones son principalmente los siguientes:

- Disminución del hábitat disponible y la distribución para especies de aguas frías, como la trucha o el salmón (Elvira & Almodóvar 2007; Lassalle & Rochard 2009; Buisson et al. 2010; Sabater et al. 2016).
- Reajustes de la distribución de muchas especies de peces continentales, incluidos los ibéricos, en muchos casos los ciprínidos podrían aumentar su distribución (Buisson et al. 2010; Comte et al. 2013), aunque los modelos en general solo consideran el clima y no cambios en la hidrología o la existencia de barreras. Por ejemplo, los barbos (*Barbus* spp. y *Luciobarbus* spp.), los cachos, bagres o bagras (*Squalius* spp.) y otros ciprínidos nativos e introducidos colonizarían, si no tienen barreras naturales o artificiales o hidrología que lo impidan, tramos superiores de los ríos (Sabater et al. 2016).



- Un escenario climático para el 2100 proyecta la desaparición de la trucha, la lamprea marina (*Petromyzon marinus*), y otros peces migradores diádromos (*Alosa alosa*, *Platichthys flesus*) (Lassalle & Rochard 2009).
- Como la riqueza de peces depende del tamaño de la cuenca, pero incluso más de su caudal medio, un modelo estadístico sencillo (Jonsson & Jonsson 2009) predice la extinción local de muchas especies de peces en ríos de latitudes entre 42 °N y 42 °S, donde el caudal se prevé que se reduzca. En algunas regiones, estas extinciones locales aumentan debido a los escenarios de más uso humano del agua. Por ejemplo, en el Duero y el Guadiana, Xenopoulos *et al.* (2005) predicen la extinción del 0-8% de las especies nativas de peces considerando sólo el aumento de temperatura y del 4-18% considerando también las mayores detracciones de agua (Xenopoulos *et al.* 2005).
- Favorecimiento de las especies invasoras existentes, muchas de las cuáles son termófilas, limnofílicas (es decir, que prefieren poca corriente) y de tramos bajos (Sharma *et al.* 2007 y 2009; Rahel & Olden 2008; Britton *et al.* 2010; Hering *et al.* 2010; Sabater *et al.* 2016; Radinger *et al.* 2019). Por ejemplo, la gambusia (*Gambusia holbrooki*) (Murphy *et al.* 2015), la perca americana o black-bass (*Micropterus salmoides*) (Bae *et al.* 2018), y otras especies previsiblemente invadirán tramos medios donde hasta ahora no estaban presentes (Figura 8 y Figura 9) y también el norte de España donde apenas están establecidas (Figura 8).
- Favorecimiento del establecimiento de nuevas especies invasoras (Heino *et al.* 2009; Britton *et al.* 2010; Sabater *et al.* 2016). Por ejemplo, el chanchito (*Australoheros facetus*) es una especie subtropical sudamericana que actualmente solo se encuentra naturalizada en el Guadiana y sur de Portugal y podría ampliar su distribución en España gracias al cambio climático (Sabater *et al.* 2016). Las tilapias (*Oreochromis* spp.) son especies tropicales apenas establecidas en Europa pero que podrían sobrevivir y reproducirse cuando aumenten las temperaturas.
- Cambios en las interacciones bióticas y en los ciclos vitales (por la dependencia de ambos de la temperatura y el régimen hídrico). Como las diferentes especies responderán de manera diferente al cambio climático, y alterarán su abundancia y distribución, esto afectará sus interacciones bióticas, y se producirán nuevas asociaciones de especies (Ficke *et al.* 2007) y ecosistemas «noveles» o «emergentes» (Hobbs *et al.* 2006).



- En Gran Bretaña, se modelaron cinco ciprínidos ampliamente distribuidos en Europa (dos de ellos introducidos en España como *Rutilus rutilus* o *Abramis brama*) y se proyectaron además de cambios en la distribución (a veces contracciones y otras expansiones), para cuatro de las especies: disminución del tamaño corporal máximo o disminución de las tasas de crecimiento, y por tanto alteración de la estructura poblacional (Carmona-Catot *et al.* 2010).

River ( <i>n</i> = current fish richness)	A2		B2	
	Climate warming	Climate and withdrawal	Climate warming	Climate and withdrawal
23. Ave-Douro ( <i>n</i> = 16)	-5% (7)	-14% (7)	0 (7)	-4% (7)
24. Guadiana ( <i>n</i> = 17)	-8% (10)	-18% (10)	-3% (10)	-13% (10)

Figura 8. Predicción de extinción de especies en las cuencas del Duero y el Guadiana, según dos escenarios del IPCC 2001 (A2 y B2) para el 2070, incluyendo el efecto del cambio climático solo y también con el consumo futuro de agua (Xenopoulos *et al.* 2005).

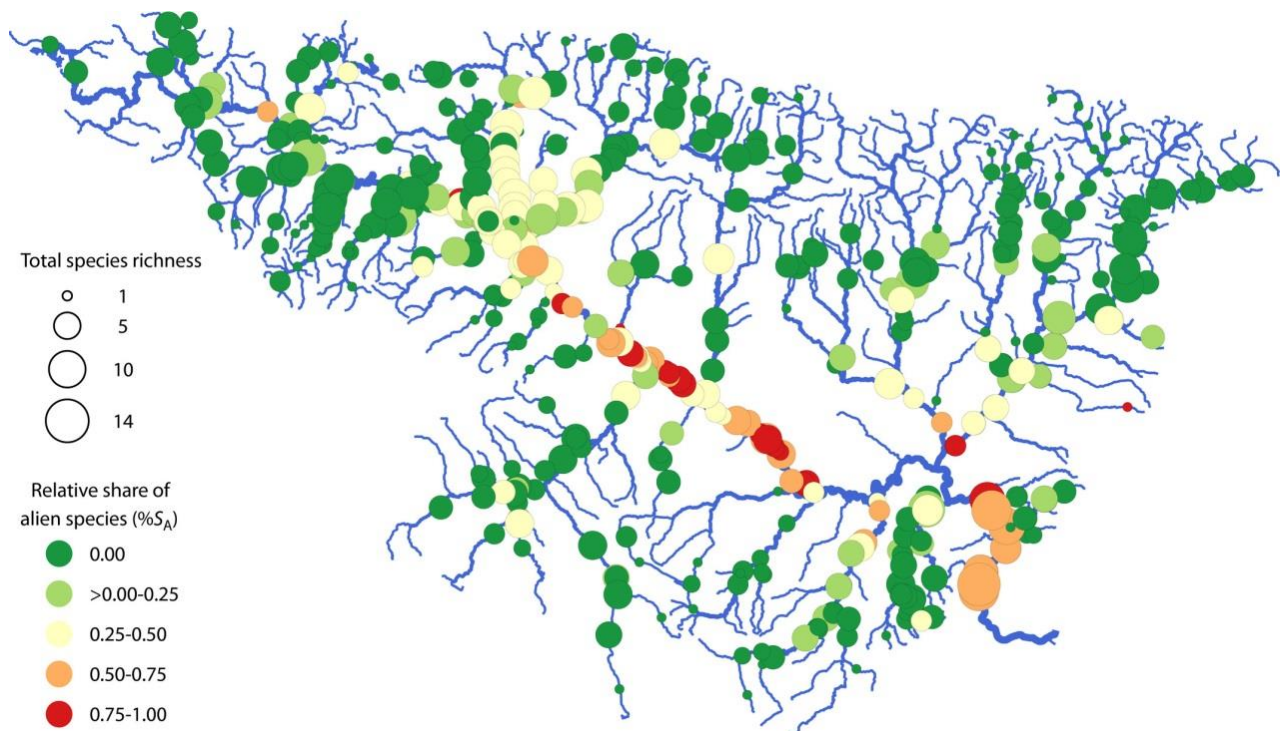


Figura 9. Riqueza total de especies y proporción de especies introducidas (%SA) y su distribución espacial en la cuenca del río Ebro (Radinger et al. 2019). El tamaño de los círculos es proporcional a la riqueza total de especies observada; el gradiente de color verde a rojo indica una proporción creciente de especies introducidas (%SA).

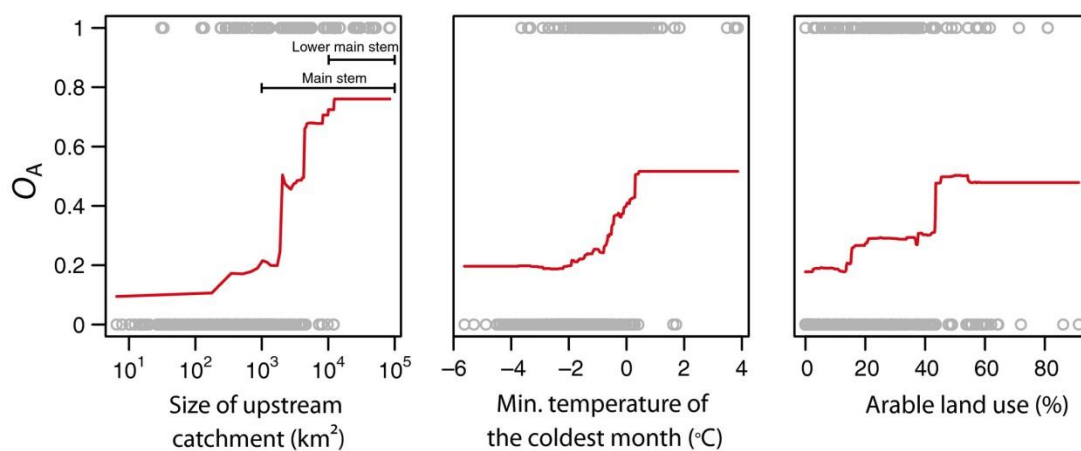


Figura 10. Respuesta de la aparición de especies introducidas de peces, OA, a los tres predictores ambientales más influyentes en la cuenca del Ebro (Radinger et al. 2019). Las líneas muestran las funciones ajustadas del efecto marginal de un predictor dado en función de los resultados del boosted regression tree. Los círculos abiertos grises indican los sitios de muestreo con (1) o sin (0) especies introducidas.

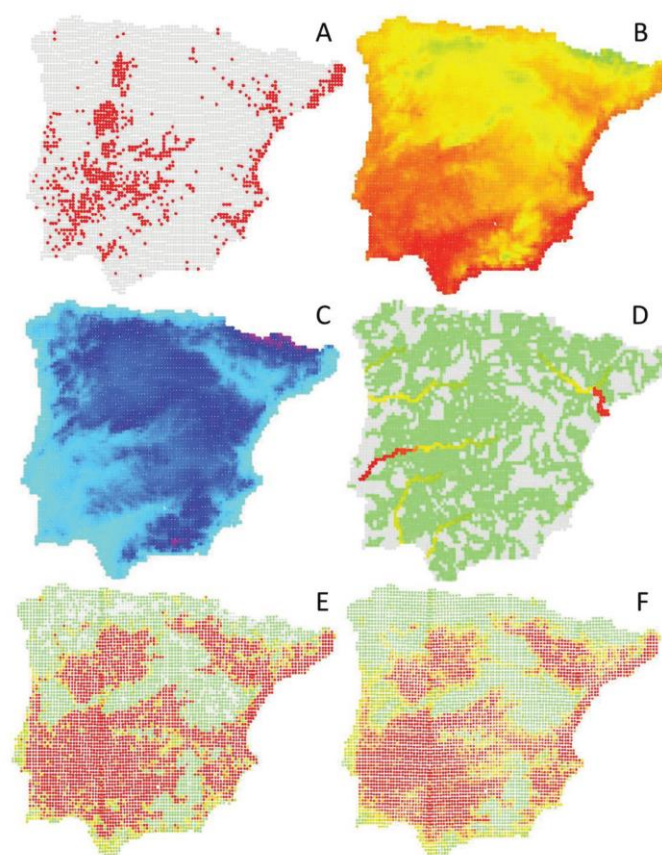


Figura 11. Mapas de la Península Ibérica que muestran la presencia actual (en rojo) del pez invasor *Gambusia holbrooki* (A), temperatura media anual (B), elevación (C), número total de presas aguas arriba del punto (D), probabilidad de presencia de gambusia según el modelo de random forests (E), y pronóstico conjunto (ensemble forecast) de la probabilidad de presencia de gambusia (F). Los colores más oscuros son presencia, temperaturas más cálidas, elevaciones más altas, más represas y mayor probabilidad de presencia, respectivamente.

### Ictiofauna en ríos como indicador del CC

En cuanto a los peces de río, en base a los cambios esperados que hemos revisado en el apartado anterior, las variables que previsiblemente responderán al cambio climático y podrían analizarse en la red de seguimiento de cambio climático en ríos se resumen en la Tabla 18.

Tabla 18. Variables de peces propuestas para el seguimiento del cambio climático en ríos.

Métrica/variable	Posibles indicadores de CC
Riqueza y composición de especies	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Declive de especies de aguas frías o frescas</li> <li>- Reducción de la zona salmonícola y aumento de la ciprinícola</li> <li>- Declive de especies que necesitan mayor columna de agua</li> <li>- Aumento de las especies termófilas, limnófilas, de reproducción fitofílica y tolerantes</li> </ul>

Métrica/variable	Posibles indicadores de CC
	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cambios en la abundancia relativa de las especies               <ul style="list-style-type: none"> <li>- Cambios en la riqueza de especies</li> </ul> </li> <li>- Aumento de la riqueza y la abundancia relativa de las especies exóticas invasoras</li> <li>- cambios en la diversidad de especies y la equitatividad</li> </ul>
Abundancia de las especies	- Cambios en la abundancia de las especies: aumento de algunas y disminución de otras (e.g. las de aguas frías o frescas)
Estructura de talla de las especies	- Disminución de las tallas medias y máximas (y por tanto también de la variabilidad)
Anomalías DELT (268) ( <i>deformities, erosion, lesions, tumors</i> )	- Aumento del porcentaje de los peces con anomalías externas
Índices multimétricos de peces	- EFI+ y otros a desarrollar

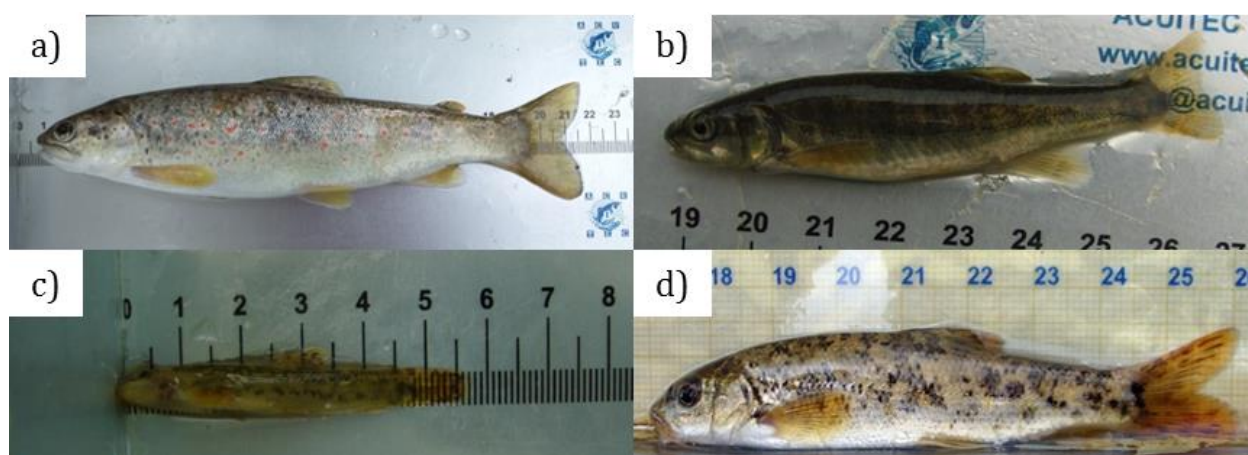


Figura 12. Representación de especies de peces de río potencialmente vulnerables al cambio climático. a) *Salmo trutta*, b) *Phoxinus phoxinus*, c) *Barbatula quignardi*, d) *Barbus haasi*. Fotografías: a), b) y c) Equipo pesca campaña REFCON 2019; d) © David Pérez (DPC), Wikimedia Commons, License cc-by-sa-4.0.

Sería interesante intentar aunar las pocas series temporales de peces en la península para analizar las tendencias recientes en su conjunto. En algunas de las cuencas muestreadas sería interesante hacer un muestreo adicional en varios puntos a lo largo del río (por ejemplo, cada 5 km) para confirmar si los cambios que se observan son por cambios de distribución y abundancia (por ejemplo, a través de la variación longitudinal de la abundancia (Carmona-Catot *et al.* 2010; Benejam *et al.* 2016). Esto además reduce el problema importante de que la mayoría de especies nativas tienen una distribución restringida y se encuentran en unas pocas cuencas.



## J) Relaciones entre los componentes de la comunidad

Teniendo en cuenta todos los datos recogidos de los distintos elementos de calidad biológicos, podrán analizarse en conjunto para detectar cambios en las relaciones entre ellos. Por ejemplo, se tendrá en cuenta los posibles cambios debidos a factores climáticos en la competencia entre fitoplancton y macrófitos sumergidos, relevantes para explicar las transiciones entre fases claras – fases turbias en lagos someros (Kosten *et al.* 2011). El nivel de nutrientes por encima del cual ocurren estas transiciones también parece estar influenciado por el clima (Kosten *et al.* 2009).

Por otro lado, hay efectos en cascada que surgen desde cambios físico-químicos y que podrían extenderse por toda la red trófica, como son, por ejemplo, las variaciones en la ratio CNP. El CC podría causar una desproporción en la cantidad de carbono, reduciendo la calidad del fitoplancton como comida y afectando sucesivamente a niveles tróficos superiores (Álvarez Cobelas *et al.* 2005). Los factores del CC también parecen afectar la ratio CNP en los macrófitos, lo que también se traslada a toda la red trófica y al funcionamiento de todo el ecosistema (Rojo *et al.* 2020).

### 3.3. Otros factores a considerar

Existen otros factores antrópicos o eventos naturales que, de manera indirecta, podrían generar cambios en el funcionamiento del ecosistema acuático. Entender los efectos que estos factores generan es fundamental para discriminar si los cambios observados (hidrología, morfología, calidad, etc.) se relacionan con un cambio en el clima o con una variación de las condiciones de la cuenca como consecuencia de otros factores (Tabla 19).



Tabla 19. Perturbaciones antrópicas y eventos naturales a considerar para el seguimiento de los efectos del CC sobre los sistemas lacustres.

Datos recolectados	Métrica/variable	Posibles indicadores de CC	Frecuencia de la toma de datos
Usos del suelo	Cambios usos del suelo	La naturaleza de los usos del suelo, así como su distribución espacial, está condicionada y condiciona la disponibilidad y calidad de los recursos hídricos. Así mismo, influyen sobre muchos riesgos como el de inundación, incendios, erosión, etc. Deben ser tenidos en cuenta para comprender tanto la dinámica presente como predecir la futura.	Sexenal
Cobertura de nieve	Evolución en la cobertura nívea	Es previsible que mayores temperaturas supongan varios efectos destacables en la capa de nieve: retrasarán la aparición de la nieve, incrementarán la relación lluvia/nieve, acortarán la época de nieves y adelantarán y acortarán el proceso de fusión, lo que conllevará un cambio en la distribución estacional de la escorrentía.	Sexenal
Incendios forestales	Frecuencia y magnitud de incendios	Los incendios forestales dependen directamente de las condiciones climáticas y los efectos que generan (temperatura, precipitación, viento, humedad atmosférica, vegetación, suelo) así como por los usos del suelo (abandono, prácticas de manejo, acumulación de biomasa, etc.). Muchos de los efectos ambientales asociados con el cambio climático pueden afectar la frecuencia, superficie afectada y la intensidad de los incendios, y éstas, a su vez, en los aportes a los ecosistemas acuáticos desde su cuenca.	Sexenal

Para poder realizar una evaluación adecuada de los cambios debidos al cambio climático y discernirlos de los debidos a otros factores, se deberá hacer una discriminación estadística entre los efectos. Ello requerirá, por ejemplo, trabajar con datos históricos, como por ejemplo los disponibles a través de redes de seguimiento previas. Estas variables se van a estudiar a nivel de cuenca de cada masa de agua, lo que requerirá generalmente de análisis de cartografía y teledetección, así como de los registros de eventos y su magnitud. En este sentido, la utilización de sensores remotos, y de imágenes pasadas, para la reconstrucción de una serie temporal de cambios en los usos del suelo en las cuencas parece prometedora (Srivastava *et al.* 2012).



## 4. Propuesta de estaciones de seguimiento – Ríos

Puesto que los recursos disponibles para realizar el seguimiento del cambio climático en ríos son limitados, es vital que la red de seguimiento se diseñe de la manera más eficiente posible. Esta red ha de incluir el máximo número de indicadores, ofrecer una buena representación de todos los tipos fluviales existentes y cubrir gradientes ambientales amplios. Además, es importante que el diseño de la red persiga objetivos cuantificables y concretos, utilice métodos transparentes y reproducibles y presente cierta flexibilidad de cara a ser ajustada en un futuro según varíen las condiciones ambientales, económicas y sociales. Para ello, el Protocolo de seguimiento del cambio climático en RNFs (MITECO 2018) propuso establecer la red de Reservas Naturales Fluviales (RNF) como punto de partida (MITECO, actualmente MITERD, Catálogo Nacional de Reservas Hidrológicas). En el presente informe, además se propone utilizar herramientas de planificación sistemática para complementarla (Margules & Pressey 2000; Watson *et al.* 2011).

### 4.1. Estaciones pertenecientes a la red de Reservas Naturales Fluviales

El concepto de RNF se originó a través de la Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional, que introdujo la siguiente modificación del Texto Refundido de la Ley de Aguas en el apartado 1.b.c') del artículo 42: *La asignación y reserva de recursos para usos y demandas actuales y futuros, así como para la conservación y recuperación del medio natural. A este efecto se determinarán las reservas naturales fluviales, con la finalidad de preservar, sin alteraciones, aquellos tramos de ríos con escasa o nula intervención humana. Estas reservas se circunscribirán estrictamente a los bienes de dominio público hidráulico.* Actualmente se han declarado 135 RNF que sirven como una especie de catálogo de ríos libres de alteraciones por la actividad humana y representativos de los diferentes tipos fluviales que existen en España (Urquiaga & Martín 2017). Esto los convierte en lugares ideales para el seguimiento del cambio climático en ríos (MITECO 2018). Dentro de esta red existen diferentes situaciones en cuanto su tipología, grado de alteración, o figuras de protección paralelas, entre otras. Por este motivo, se plantearon los siguientes criterios de selección que debían cumplir las RNFs para que fueran susceptibles de formar parte de la red de seguimiento del cambio climático:

1. Presentar un régimen natural de caudales y sin presiones antrópicas: selección de RNFs caracterizadas por contar con al menos 5 km en cabecera en régimen natural, no presentando su cuenca un nivel de impacto significativo. Esta estimación se realizó principalmente mediante información cartográfica.



2. Encontrarse integrados dentro de Espacios Naturales Protegidos: seleccionar reservas que se localicen en espacios naturales protegidos (Parque Nacional, Natural o Regional), situación que garantiza una mayor protección legal tanto de las reservas como de su entorno y, por tanto, una reducción de los potenciales factores que puedan alterar su estado de conservación.
3. Presentar un excelente estado de conservación: se seleccionan aquellas reservas que cuentan con un excelente estado de conservación. Esta información se ha obtenido mediante visitas a campo, así como por la información proporcionada por las Confederaciones Hidrográficas y por otros agentes implicados.
4. Ser representativos de las diferentes tipologías de río y de los diferentes ámbitos geográficos del territorio español. Se cree necesario incorporar los diferentes ámbitos geográficos para testar el cambio en diferentes contextos.

Estos criterios resultaron en la selección de 36 reservas de las 135 pertenecientes a la red de RNFs. Para la selección final de puntos se comprobó si pertenecían al subprograma de referencia de los programas de seguimiento del estado de las masas de agua continentales (red de referencia), hecho que resultó en la selección de 16 reservas fluviales que se detallan a continuación en la Tabla 20.

Todas estas RNFs contienen puntos de muestreo de la red del proyecto REFCON a excepción de la reserva ES016RNF022 correspondiente a la cabecera del Saja. En esta existía un punto en la base de datos NABIA con código NO00820010 que se dio de baja el 01/05/2018, motivo por el cual no forma parte de la red REFCON. Así pues, esta reserva se elimina de la red de seguimiento del cambio climático propuesta en el presente informe. Además, la RNF Cabecera del Río Ponga (ES016RNF015) tiene dos puntos en el subprograma de referencia (NO00540009 y SE008), que pertenecen a la misma masa de agua y al mismo tipo de río. Por este motivo, se decidió eliminar uno de estos dos puntos y seleccionar el que tuviera un mayor número de taxones sensibles al cambio climático teniendo en cuenta tanto los resultados obtenidos en la campaña de muestreo REFCON 2019 como los históricos procedentes de NABIA. En este sentido, quedó seleccionado el punto NO00540009. Así pues, los puntos que se proponen para constituir la Red de Seguimiento del Cambio Climático pertenecientes a la red de Reservas Naturales Fluviales son los 15 que se presentan en la Tabla 21 y en la Figura 13. Cuando sea posible, se intentará hacer coincidir los puntos con las secciones de control establecidas en el Protocolo de seguimiento del cambio climático en RNFs (MITECO 2018) para utilizar los mismos datos recogidos en su seguimiento y así evitar duplicar esfuerzos.



Tabla 20. RNF seleccionadas para el estudio del cambio climático en ríos.

Código	Nombre	Demarcación	Espacio Protegido	Red de Referencia	Estación de aforo	Tipo	Origen de aportaciones	Temporalidad
ES010RNF001	Río Burbia I	Miño-Sil		Sí	Sí	Ríos de montaña húmeda silíceo	Pluvial oceánico	Permanente
ES016RNF014	Tramo medio del río Agüeira	Cantábrico Occidental		Sí		Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos	Pluvial oceánico	Permanente
ES016RNF015	Cabecera del río Ponga	Cantábrico Occidental	Parque Natural	Sí	Sí	Ríos cántabro-atlánticos calcáreos	Nivo-pluvial	Permanente
ES016RNF016	Río Porcia desde su nacimiento hasta su desembocadura	Cantábrico Occidental		Sí	Sí	Ríos costeros cántabro-atlánticos	Pluvial oceánico	Permanente
ES016RNF022	Cabecera del Saja	Cantábrico Occidental	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña húmeda calcárea	Pluvio-nival	Permanente
ES017RNF008	Ríos Urrizate-Aritzacun	Cantábrico Oriental		Sí		Ríos vasco-pirenaicos	Nival	Permanente
ES020RNF037	Alto Agadón	Duero	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña mediterránea silíceo	Nival	Temporal o estacional
ES020RNF044	Arroyo Rebedul	Duero		Sí		Ríos mineralizados de la Meseta Norte	Pluvio-nival	Intermitente o fuertemente estacional
ES020RNF050	Alto Rubagón	Duero	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña húmeda silíceo	Nivo-pluvial	Permanente
ES030RNF055	Río Jarama	Tajo	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña mediterránea silíceo	Pluvio-nival	Permanente
ES030RNF063	Río Tajo	Tajo	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña mediterránea calcárea	Pluvio-nival	Permanente
ES030RNF079	Río Arbillas	Tajo	Parque Regional	Sí		Gargantas de Gredos-Béjar	Pluvial mediterráneo	Permanente
ES050RNF096	Nacimiento del Genil	Guadalquivir	Parque Nacional	Sí	Sí	Ríos de montaña mediterránea silíceo	Nival	Permanente
ES070RNF143	Río Tus desde su cabecera hasta el balneario de Tus	Segura	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña mediterránea calcárea	Pluvial mediterráneo	Permanente



Código	Nombre	Demarcación	Espacio Protegido	Red de Referencia	Estación de aforo	Tipo	Origen de aportaciones	Temporalidad
ES070RNF147	Arroyo de la Espinea	Segura	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña mediterránea calcárea	Pluvial mediterráneo	Permanente
ES091RNF132	Río Isuala desde su nacimiento hasta su desembocadura en el río Alcanadre	Ebro	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña mediterránea calcárea	Pluvial mediterráneo	Intermitente o fuertemente estacional

Tabla 21. Puntos de muestreo seleccionados para el estudio del cambio climático en ríos pertenecientes a la red de RNF.

Código REFCON	Código Punto	Nombre Punto	RNF	X (h30)	Y (h30)	Comunidad Autónoma
cn12r	NO00660002	Baztán	ES017RNF008	630756	4790937	Comunidad Foral de Navarra
cn23r	NA022	NA022	ES016RNF014	184965	4796865	Principado de Asturias
cn26r	NO00250010	POR002	ES016RNF016	183199	4818798	Principado de Asturias
cn41r	NO00540009	Aguas abajo Taranes	ES016RNF015	321661	4786115	Principado de Asturias
du04r	DU01070006	Rubagón en Brañosera	ES020RNF050	393116	4754240	Castilla y León
du10r	DU01630003	Rebedul en Canalejas	ES020RNF044	338078	4725556	Castilla y León
du23r	DURS-154	Agadón en Monsagro	ES020RNF037	221712	4488435	Castilla y León
eb27r	EB2005-BIO	Isuala/Alberuela de la Liena	ES091RNF132	744755	4672304	Aragón
gv27r	GVREF017BIO	Río Genil. Primer puente	ES050RNF096	465345	4109780	Andalucía
ms08r	NO01260017	Aguas arriba de Burbia	ES010RNF001	189565	4745952	Castilla y León
se04r	ESP1	Arroyo de la Espinea. Parolís	ES070RNF147	549081	4236310	Andalucía
se12r	TUS3	Río Tus. Aserradero	ES070RNF143	542921	4245364	Andalucía
ta03r	TA45905B02	Cardoso de la Sierra - Jarama	ES030RNF055	465866	4547916	Castilla-La Mancha
ta10r	TA53901B01	Peralejos de las Truchas - Tajo	ES030RNF063	591742	4492375	Castilla-La Mancha
ta21r	TA57809B04	Arenas de San Pedro - Arbillas	ES030RNF079	317000	4450918	Castilla y León

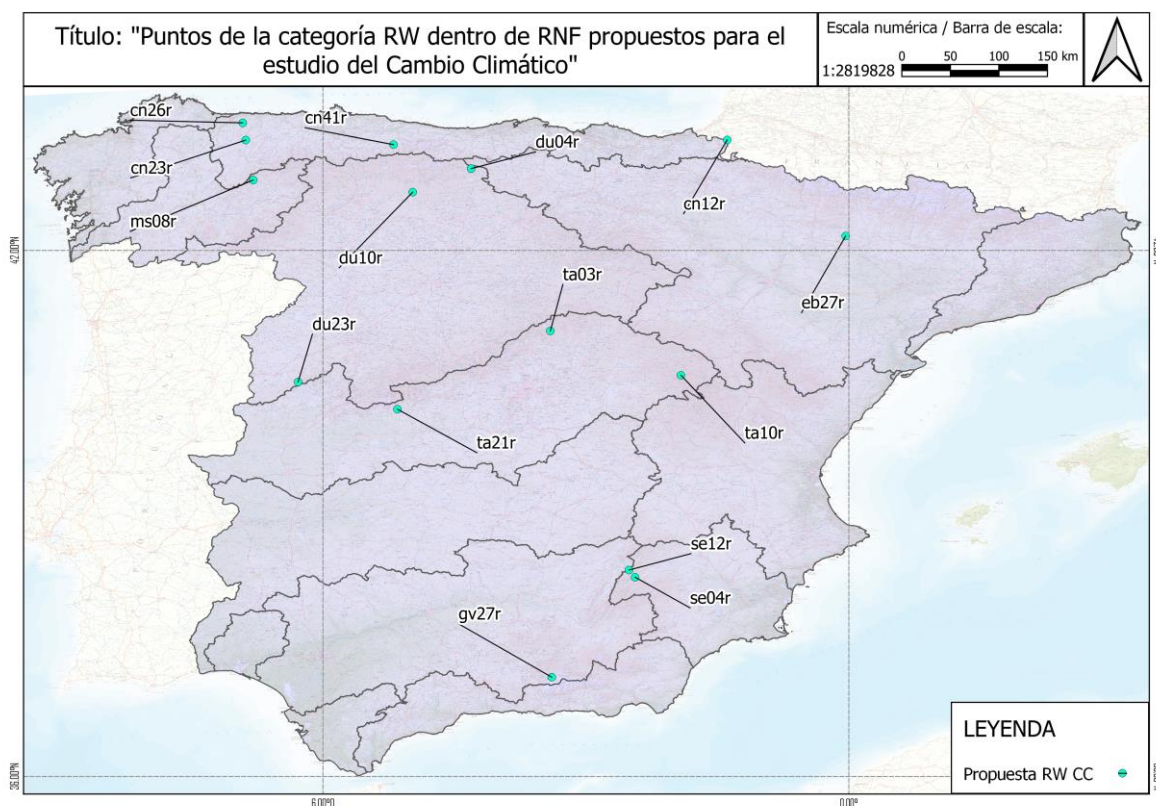


Figura 13. Puntos de muestreo seleccionados para la red de monitorización del Cambio Climático pertenecientes a la red de RNF.

## 4.2. Análisis Marxan

La red de RNF de la que se parte, se encuentra sesgada hacia ríos y arroyos de cabecera, que ocupan alrededor del 86% de la longitud total de red (MAGRAMA, actualmente MITERD. Líneas estratégicas para la gestión de las reservas naturales fluviales). Esto hace que una gran parte de la biodiversidad fluvial esté pobremente representada. Por ejemplo, la almeja perlífera gigante de río (*Margaritifera auricularia*), cuyas únicas poblaciones a nivel mundial se encuentran en Francia y España, está completamente ausente de las RNF. Tampoco están representadas especies vulnerables de macroinvertebrados como los odonatos *Gomphus graslinii* y *Onychogomphus costae*. En el caso de la ictiofauna, nuestra revisión sugiere que los peces diádomos/migradores se verán muy afectados por el cambio climático, pero se encuentran poco en los tramos de cabecera que son mayoría entre las RNF. En cuanto a los macrófitos, se observó una falta de representación de algunas especies relevantes como indicadoras de CC: *Hydrurus foetidus*, especie estenoterma fría de tramos de alta montaña estaba ausente en la red de RNF; macroalgas tropicales en expansión indicadoras del CC como *Tetrasporidium javanicum*, *Nostochopsis*



*lobata* y *Compsopogon caeruleus*, que se suelen encontrar en tramos medios y bajos de aguas lentas o en aguas salobres cerca de la costa, también quedaban fuera de las RNFs o estaban muy escasamente representadas. Además, nuestra revisión también sugiere que los efectos del cambio climático se ven agravados por otras presiones, por lo que si tan solo se consideran los tramos de cabecera mejor conservados se subestimarían los efectos del cambio climático. Así, lo que proponemos es ampliar la red de seguimiento de cambio climático en ríos pertenecientes al subprograma de referencia, más allá de las RNF.

La mejor manera de ampliar la red es siguiendo una metodología robusta y reproducible que asegure considerar la mayor abundancia y diversidad de taxones y rasgos ecológicos vulnerables al cambio climático posible. Para ello, se han seleccionado las estaciones de referencia con una mayor representación de taxones y rasgos indicadores de CC utilizando el programa Marxan (Ball & Possingham 2000; Ball *et al.* 2009), que es un programa gratuito desarrollado por la Universidad de Queensland (Australia) y ampliamente utilizado para diseñar redes de áreas protegidas de manera eficiente (por ejemplo, se utilizó para diseñar gran parte del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral australiano). Aunque inicialmente fue desarrollado para planificar redes de espacios protegidos (Ball, Possingham & Watts 2009), Marxan ha sido utilizado con éxito en el diseño de redes de biomonitorio. Por ejemplo, un estudio reciente mostró como Marxan mejoraba significativamente la eficiencia de las redes de monitoreo de avifauna en Cataluña, permitiendo cubrir de manera suficiente y balanceada todas las especies amenazadas (Morán-Ordóñez *et al.* 2018). Una gran ventaja de Marxan es que es transparente, reproducible y modificable. Así, cualquier persona podría revisar los criterios en base a los cuales se ha diseñado la red, y este diseño se puede modificar tantas veces como sea necesario con un simple ajuste de los diferentes parámetros que se hayan utilizado (por ejemplo, en nuestro caso, los indicadores utilizados y/o las metas de distribución espacial de cada uno de ellos).

Marxan identifica configuraciones de áreas complementarias que permiten alcanzar metas de conservación explícitas (normalmente cuantificables) y objetivas al menor coste posible. El algoritmo de complementariedad de Marxan tiene tres componentes: 1) una penalización por no alcanzar los objetivos definidos; 2) un coste asociado a cada sitio; y 3) un coste asociado a la longitud de las fronteras de nuestra red de sitios (se trata de una variable que nos permite modular la importancia que le damos a la conectividad entre sitios). Un ejemplo de meta de conservación sería proteger un 20% del rango de distribución de una especie determinada. En el caso de la red de seguimiento de cambio climático en ríos, la meta podría ser representar un determinado porcentaje de la distribución de los diferentes taxones vulnerables al cambio climático.



Así pues, para completar la selección de las estaciones de seguimiento del cambio climático se utilizó este programa, fijando como objetivo representar al menos un 20% de la abundancia total de cada uno de los indicadores de cambio climático en ríos basados en diatomeas, macrófitos, macroinvertebrados y peces (Tabla 22). En el caso de la ictiofauna, se tuvieron en cuenta tan solo las especies con preferencias de aguas frías o frescas. Para llevar a cabo este análisis se utilizaron los datos obtenidos en la campaña de muestreos REFCON 2019. Debido a que el número de estaciones de referencia para las que se disponía de datos de macrófitos (71) era menor que el número de estaciones para las que se disponía de datos de diatomeas, macroinvertebrados y peces (217), se ejecutó Marxan por separado para cada una de los grupos de taxones.

Como variable de coste se incluyó la presencia de especies invasoras, de manera que se priorizaron los sitios en los que no había estas especies. En cuanto a la longitud de las fronteras, se utilizó esta variable para maximizar las diferencias ambientales entre los sitios seleccionados por Marxan. Esto se hizo de tres formas diferentes: 1) teniendo en cuenta las variables ambientales medidas en campo durante la campaña REFCON 2019, 2) teniendo en cuenta la tipología de los ríos y 3) maximizando la representación de cuencas hidrográficas. En el primer caso (1) se utilizó la distancia Euclídea entre cada par de sitios en función de las variables ambientales, dando prioridad a combinaciones de sitios que cubrieran la mayor distancia posible (es decir, la mayor variabilidad ambiental posible). Se trata de una aproximación similar a la utilizada por Hermoso *et al.* (2011) en la que se utilizaba la inversa de la distancia hidrológica para priorizar la conectividad entre sitios, solo que en nuestro caso priorizamos la distancia ambiental entre cada par de sitios. En el segundo caso (2) se priorizaron sitios que tuvieran tipologías diferentes, encontrando una solución óptima que cubriera el mayor rango de tipologías fluviales posibles. En el tercer caso (3), se forzó al programa a priorizar puntos que pertenecieran a cuencas hidrográficas diferentes. Además, se tuvieron en cuenta dos escenarios diferentes: A) sin preseleccionar ninguna estación, dejando a Marxan seleccionar libremente las estaciones más óptimas para configurar la red final de cambio climático y B) obligando a Marxan a incluir las 15 RNFs preseleccionadas en la red final de cambio climático (i.e. bloqueándolas en el archivo de entrada). Así pues, se analizaron los siguientes 6 escenarios:

- A1) Sin preselección de estaciones y maximizando la variabilidad ambiental.
- A2) Sin preselección de estaciones y cubriendo el máximo número de tipologías fluviales posibles.
- A3) Sin preselección de estaciones y maximizando la presencia de cuencas hidrográficas diferentes.



- B1) Preselección de estaciones de la red de RNF y maximizando la variabilidad ambiental.
- B2) Preselección de estaciones de la red de RNF y cubriendo el máximo número de tipologías fluviales posibles.
- B3) Preselección de estaciones de la red de RNF y maximizando la presencia de cuencas hidrográficas diferentes.

Tabla 22. Taxones sensibles al cambio climático en ríos basados en diatomeas, macrófitos, macroinvertebrados y peces utilizados en el análisis para la selección de estaciones de seguimiento del cambio climático utilizando el programa marxan.

Diatomeas	Macrófitos	Macroinvertebrados	Ictiofauna
<i>Achnanthydium pyrenaicum</i>	<i>Audouinella</i>	Aeshnidae	<i>Achondrostoma arcasii</i>
<i>Achnanthydium pyrenaicum fanormale</i>	<i>Bangia atropurpurea</i>	Calopterygidae	<i>Barbatula quignardi</i>
<i>Achnanthydium rostropyrenaicum</i>	<i>Chara hispida</i>	Ceratopogonidae	<i>Barbus haasi</i>
<i>Adlafia bryophila</i>	<i>Chara vulgaris</i>	Chloroperlidae	<i>Barbus meridionalis</i>
<i>Adlafia minuscula</i>	<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	Cordulegastridae	<i>Cobitis calderoni</i>
<i>Adlafia minuscula var muralis</i>	<i>Coleodesmium wragelii</i>	Ephemerellidae	<i>Cobitis paludica</i>
<i>Brachysira microcephala</i>	<i>Compsopogon coeruleus</i>	Gammaridae	<i>Gobio lozanoi</i>
<i>Diademsis confervacea</i>	<i>Fontinalis antipyretica</i>	Heptageniidae	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
<i>Diatoma mesodon</i>	<i>Fontinalis hypnoides</i>	Lestidae	<i>Parachondrostoma miegii</i>
<i>Epithemia adnata</i>	<i>Fontinalis squamosa</i>	Leuctridae	<i>Phoxinus bigerri</i>
<i>Epithemia sorex</i>	<i>Heribaudiella fluviatilis</i>	Limnephilidae	<i>Salmo salar</i>
<i>Epithemia turgida</i>	<i>Hildenbrandia</i>	Nemouridae	<i>Salmo trutta</i>
<i>Eunotia arcubus</i>	<i>Hydrococcus rivularis</i>	Perlidae	
<i>Eunotia arcus Ehrenberg</i>	<i>Hydrurus foetidus</i>	Perlodidae	
<i>Eunotia bilunaris</i>	<i>Jungermannia</i>	Platycnemididae	
<i>Eunotia bilunaris</i>	<i>Lemanea</i>	Psychomyiidae	
<i>Eunotia botuliformis</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Rhyacophilidae	
<i>Eunotia exigua</i>	<i>Nostochopsis lobata</i>	Sericostomatidae	
<i>Eunotia fennica</i>	<i>Phormidium incrustatum</i>	Sialidae	
<i>Eunotia implicata</i>	<i>Rhynchostegium riparioides</i>	Sphaeriidae	
<i>Eunotia incisa</i>	<i>Rivularia</i>		
<i>Eunotia minor</i>	<i>Scapania undulata</i>		
<i>Eunotia mucophila</i>	<i>Tetrasporidium javanicum</i>		
<i>Eunotia soleirolii</i>	<i>Thorea hispida</i>		
<i>Eunotia sp</i>			
<i>Eunotia subarcuatoides</i>			
<i>Eunotia sudetica</i>			
<i>Eunotia tenella</i>			



Diatomeas	Macrófitos	Macroinvertebrados	Ictiofauna
<i>Gomphonema lateripunctatum</i>			
<i>Hannaea arcus</i>			
<i>Mayamaea atomus</i>			
<i>Meridion circulare</i>			
<i>Peronia fibula</i>			
<i>Sellaphora stroemii</i>			

Una vez analizados los diferentes escenarios, se consideró el escenario B3 (preselección de estaciones de la red de RNF y representación de todas las cuencas hidrográficas) como el más adecuado según criterio experto (ya que se estimó que incluir estaciones de diferentes cuencas podría ayudar a capturar patrones biogeográficos que son determinantes para la diversidad genética y taxonómica). Para cada uno de los escenarios, Marxan aporta la 'mejor solución' (aquella que cumple las condiciones impuestas siendo lo más eficiente posible, es decir, con el menor número de estaciones posibles) y la frecuencia de selección de cada estación de muestreo (hace referencia a cuantas veces fue incluida cada estación de muestreo en la solución final propuesta por Marxan en cada una de las 100 veces que se ejecutó el programa, y se relaciona en cierta medida con la importancia de esa estación para la consecución de los objetivos). Esta mejor solución fue la que se tuvo en cuenta para seleccionar las estaciones representadas en la red, además de añadir algunas a partir de criterio experto. Dado que Marxan se había ejecutado de manera separada para macrófitos y para diatomeas + macroinvertebrados + peces, la solución final propuesta es una combinación de las dos mejores soluciones de Marxan.

### 4.3. Propuesta preliminar

Teniendo en cuenta la selección llevada a cabo a partir de la red de Reservas Naturales Fluviales y los resultados obtenidos a partir del análisis llevado a cabo con el programa Marxan, se completó la propuesta de selección preliminar de estaciones para el seguimiento del cambio climático en ríos. En el caso del análisis llevado a cabo a partir de los datos de diatomeas, invertebrados e ictiofauna, Marxan seleccionó un total de 48 estaciones como mejor solución (15 preseleccionadas pertenecientes a la red de RNF y 33 de nuevas). En este análisis no fueron incluidos los macrófitos por no encontrarse en ese momento procesadas la totalidad de las muestras. Con objeto de que los macrófitos también estuvieran incluidos en esta propuesta preliminar, se realizó un análisis Marxan para macrófitos con los datos disponibles en ese momento (71 estaciones), que añadió 7 estaciones más a la selección. Finalmente, teniendo en cuenta datos de macrófitos de



campo y laboratorio preliminares del resto de estaciones aún no totalmente procesadas (y por tanto no incluidos en el análisis Marxan de macrófitos), se añadieron 11 estaciones más, con el objetivo de que todos los taxones indicadores estuvieran suficientemente representados en la red.

Por tanto, la propuesta preliminar de estaciones para el seguimiento del cambio climático está formada por 64 estaciones, y quedan establecidas en la Tabla 24

*Tabla 23. Puntos de muestreo seleccionados para el estudio del cambio climático en ríos.*

<b>Código REFCON</b>	<b>Nombre</b>	<b>Tipo</b>	<b>Altitud</b>	<b>X (h30)</b>	<b>Y (h30)</b>
aa12r	Río Oraque	R-T19bis	131	186444	4166422
cc01r	El Brugent Al Molí del Pinetell	R-T10	494	845618	4580918
cc06r	Aigua de Valls a Sorribes	R-T26	1335	886116	4684384
cc17r	Riera de Beget a Sant Miquel d'Hortmoier	R-T12	411	959079	4658816
cc21r	L'Anyet al camí del Castell de Requesens	R-T08	331	989547	4714907
cn08r	San Anton (Lea) (Aulesti)	R-T22	65	537234	4795316
cn12r	Baztán	R-T23	159	630756	4790937
cn13r	Ordoki	R-T23	258	623844	4782009
cn23r	Río Agüeira I en Pesoz	R-T21	166	184965	4796865
cn26r	Río Porcía en Sueiro	R-T30	198	183199	4818798
cn28r	Río Naraval en Naraval	R-T21	414	212629	4815309
cn30r	Vega de Muñalén	R-T21	169	216464	4812690
cn41r	Aguas abajo Taranés	R-T22	444	321661	4786115
cn46r	Río Saja III en Barcenillas	R-T32	284	394257	4783855
cn49r	Paradiñas	R-T21	419	166278	4773753
cn59r	Río Ponga aguas debajo de Taranés	R-T22	803	323071	4781554
du02r	Riolago en San Emiliano	R-T27	1391	248577	4757635
du04r	Rubagón en Brañosera	R-T25	1238	393116	4754240
du09r	Arroyo de Riocamba en Villaverde de Arcayos	R-T04	949	337866	4721802
du10r	Rebedul en Canalejas	R-T04	968	338078	4725556
du18r	Duero en Almazán	R-T15	937	540862	4594355
du31r	Agadon aguas arriba de Monsagro	R-T11	904	223248	4488517
eb15r	Matarraña en Beceite Parrizal	R-T12	646	769114	4522378
eb16r	Ésera en Plan de l'Hospitalet de Benasque	R-T27	1764	795930	4732153
eb21r	Guatizalema en Nocito	R-T26	922	726214	4689200
eb27r	Isuala en Alberuela de la Liena	R-T12	523	744755	4672304
eb34r	Aragón Subordán en Hecho (Selva de Oza)	R-T27	1235	687495	4746657
gc05r	Barragan, Cabo de Raña	R-T31	337	47833	4697506
gc07r	Deza, Vilatuxe	R-T21	593	70518	4728025



<b>Código REFCON</b>	<b>Nombre</b>	<b>Tipo</b>	<b>Altitud</b>	<b>X (h30)</b>	<b>Y (h30)</b>
gc08r	Eume, Irixoa	R-T21	675	123106	4820995
gc10r	Masma, Penido Grande	R-T25	806	132850	4821731
gc15r	Río Tambre II	R-T28	194	43994	4773476
gn03r	Guadalmez Pista Conquista en Fuencaliente	R-T01	588	372289	4252593
gn06r	Río Guadiana, Valdelacalzada	R-T17	180	178836	4308569
gv01r	Río Robledillo en Solana del Pino	R-T08	512	409556	4253491
gv03r	Río Yeguas aguas arriba del Embalse de Yeguas	R-T08	359	397195	4227039
gv12r	Río Rivera de la Ciudadeja en vado de la SE-150	R-T08	472	280684	4201000
gv13r	Río Guadaloras en segundo cruce CO-140	R-T06	196	296547	4190241
gv16r	Arroyo Galapagar	R-T06	115	263266	4172796
gv22r	Río Castрил aguas arriba del Embalse del Portillo	R-T12	952	519880	4189032
gv27r	Río Genil en el primer puente sobre el río	R-T11	1302	465345	4109780
gv35r	Arroyo del Salado	R-T13	369	440652	4195119
ju11r	Río Júcar - Valdeganga	R-T16	650	614527	4333367
ma04r	El Corchado	R-T14	132	284590	4041558
ma13r	Alto Trevélez	R-T27	1540	477442	4096796
ma16r	Fuentes de Marbella	R-T13	155	498034	4075525
ma18r	Jimena	R-T20	39	280227	4034154
ms05r	Guimara	R-T25	1188	198701	4756144
ms07r	Sorbeira	R-T31	853	197095	4746096
ms08r	Aguas Arriba de Burbia	R-T25	1031	189565	4745952
ms11r	Playa Fluvial de Magros	R-T21	577	68307	4714183
se01r	Arroyo Blanco	R-T12	1032	568473	4224571
se04r	Arroyo de la Espinea en Parolís	R-T12	759	549081	4236310
se10r	Río segura en Huelga Utrera	R-T12	1058	534538	4224278
se11r	Río Tus aguas arriba de Baños de Tus	R-T09	877	550632	4247038
se12r	Río Tus. Aserradero	R-T12	1018	542921	4245364
ta02r	Sorbe en Huerce	R-T11	1113	483814	4553207
ta03r	Jarama en Cardoso de la Sierra	R-T11	1172	465866	4547916
ta06r	Dulce en Sauca	R-T12	1045	532703	4540399
ta09r	Tajo en Huertahernando	R-T16	892	560194	4515916
ta10r	Tajo en Peralejos de las Truchas	R-T12	1203	591742	4492375
ta21r	Arbillas en Arenas de San Pedro	R-T24	721	317000	4450918
ta22r	Tiétar en Candeleda	R-T15	330	311439	4440207
ta27r	Séver en Valencia de Alcántara	R-T08	304	128000	4378451



La presente propuesta representa un total de 26 tipos de ríos diferentes (Figura 14), con un máximo de 11 estaciones para el tipo 12.

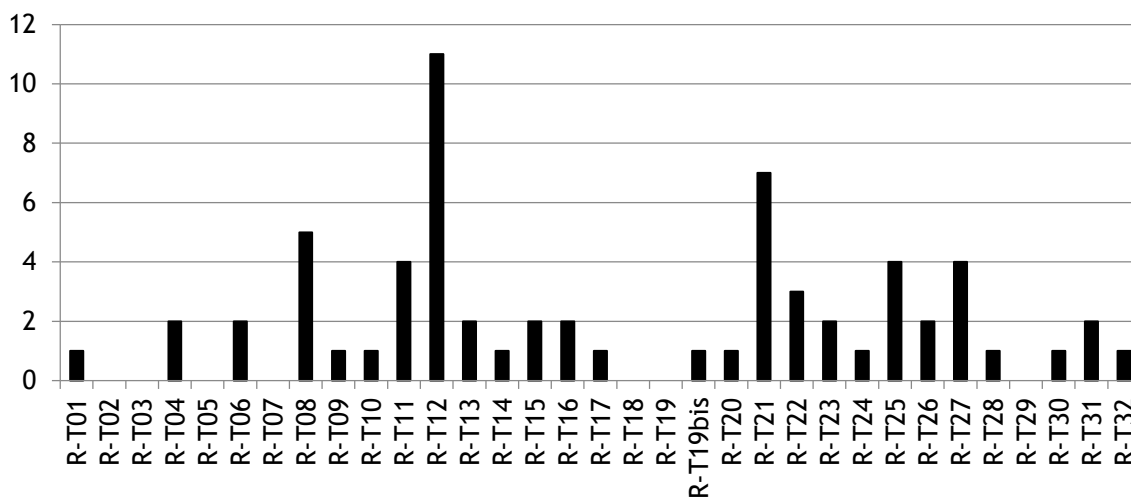


Figura 14. Estaciones seleccionadas para el seguimiento del cambio climático en ríos por tipo.

Los siguientes mapas muestran la frecuencia de selección de cada estación de referencia por Marxan para macrófitos (arriba) y diatomeas + macroinvertebrados + peces (abajo). El tamaño de los círculos es proporcional a la frecuencia de selección de cada estación de referencia por Marxan y su color corresponde a los diferentes tipos de masas de agua según el RDSE (RD 817/2015).

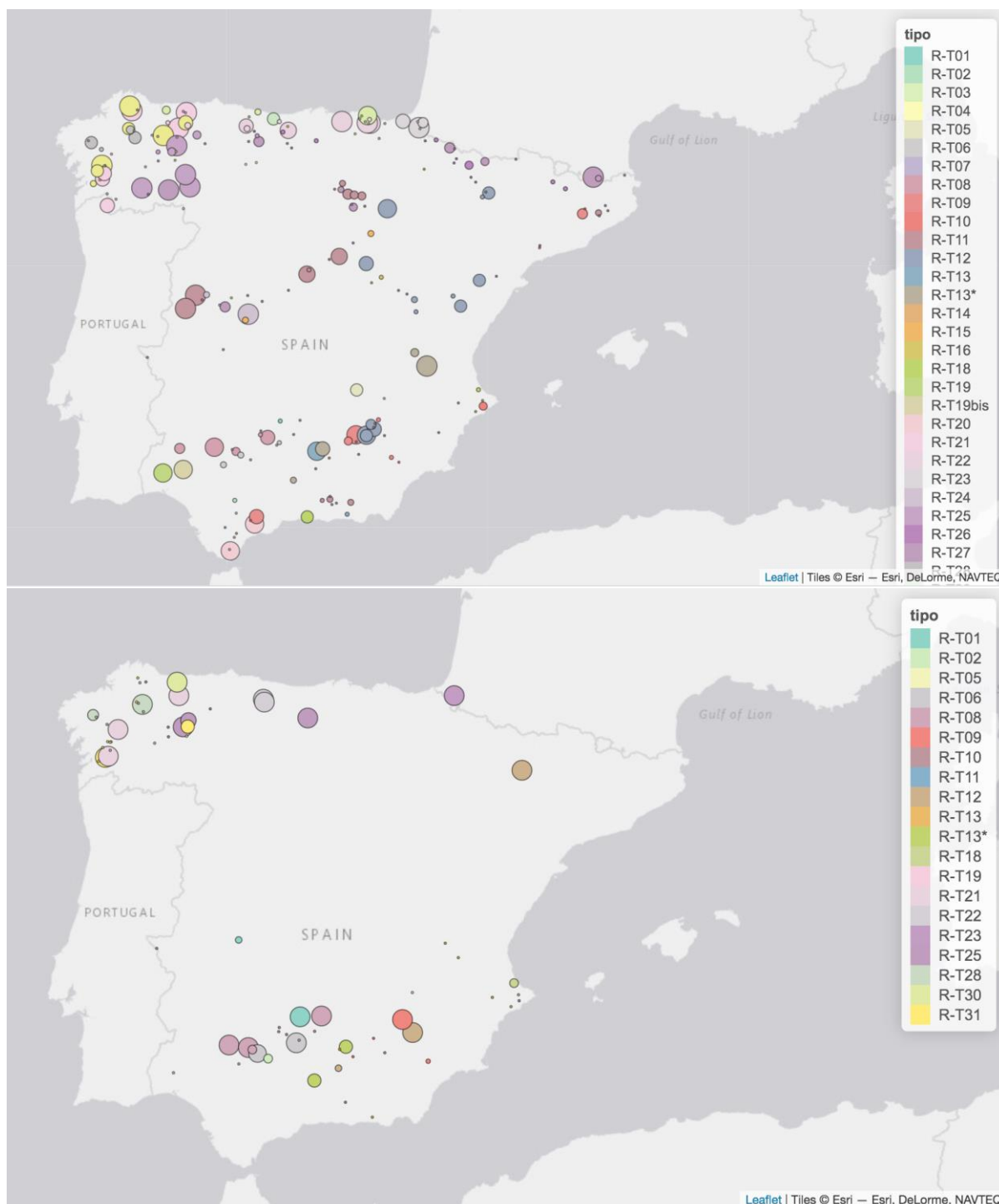


Figura 15. Mapas de frecuencias de selección de estaciones de referencia por Marxan. Macrófitos arriba y diatomeas, peces e invertebrados abajo. .

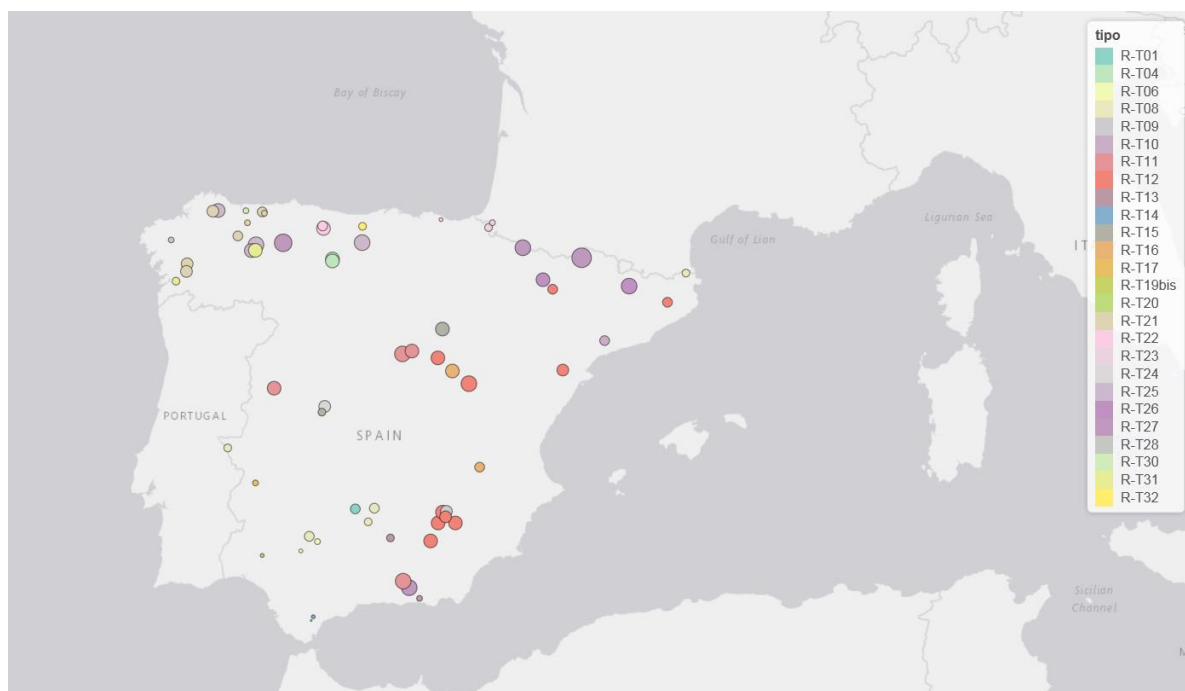


Figura 16. Mapas de frecuencias de selección de estaciones de referencia por Marxan.

## 5. Propuesta de estaciones de seguimiento – Lagos

Para el estudio de la influencia del CC y la constatación de sus efectos en lagos y humedales es vital que la red de seguimiento se diseñe de la manera más eficiente posible; esta red ha de incluir el máximo número de indicadores, ofrecer una buena representación de todos los tipos existentes y cubrir gradientes ambientales amplios. Además, es importante que el diseño de la red persiga objetivos cuantificables y concretos, utilice métodos transparentes y reproducibles y presente cierta flexibilidad de cara a ser ajustada en un futuro según varíen las condiciones ambientales, económicas y sociales.

Para el estudio de la influencia del CC y la constatación de sus efectos en lagos y humedales se recopilará toda la información disponible en NABIA sobre los programas de seguimiento del estado de las masas de agua de la categoría lagos. Se espera que toda esta información sirva para tener un gran alcance espacial, pero también para contar con algunas series temporales largas (si están disponibles) con las que poder detectar cambios en los ecosistemas. Sin embargo, será necesario tener en cuenta que estos programas de seguimiento no están específicamente orientados al estudio del CC. Para cubrir las carencias de información existente, en el presente proyecto se proponen una serie de lagos



que servirán como estaciones de seguimiento para la vigilancia específica de los efectos del CC en los sistemas lacustres españoles.

Para la selección de estaciones de seguimiento del CC (en la Tabla 25 y Figura 17 encontramos la selección inicial de estaciones de seguimiento), se siguen los siguientes criterios:

1. Representatividad tipológica: La red debe abarcar el mayor número posible de tipos de lagos, ya que los efectos del CC van a ser distintos en función de su tipología, debido a sus características particulares.
2. Representatividad geográfica: La red debe incluir lagos de diferentes ámbitos geográficos del territorio español, para testar el cambio en diferentes contextos.
3. Existencia de series de datos y estudios previos: Para este tipo de seguimientos, probablemente uno de los valores más importantes y a la vez difíciles de acomodar, sea la existencia de series de datos a largas, así como de estudios previos que hayan tratado el tema.
4. Presentar un buen estado de conservación: se seleccionan aquellos lagos que cuentan con un buen estado de conservación. Esta información se ha obtenido mediante:
  - a) La información disponible en NABIA y en las redes de control.
  - b) Resultados de la campaña inicial (2019) del presente proyecto, descritos en el "Informe de Muestreos de Lagos. Campaña 2019".
5. Presentar un régimen natural y sin presiones antrópicas directas: de manera que los cambios que se observen en su funcionamiento limnológico puedan ser atribuidos al clima y no debidos a otras presiones. Para ello se cuenta con la información de impactos y presiones:
  - a) Cálculos de presiones en lagos realizados por la UVEG (UVEG 2018)
  - b) Usos del suelo calculados para las distintas masas de agua tipo lago, descritos en el "Informe de Estudio, validación y selección final de estaciones de referencia en lagos"



- c) Resultados de la campaña inicial (2019) del presente proyecto, descritos en el "Informe de Muestreos de Lagos. Campaña 2019".
6. Seleccionar aquellos sistemas más vulnerables al CC: Entre los sistemas lacustres españoles encontramos algunos más vulnerables al CC, donde se espera que sus efectos sean mayores y, por tanto, más detectables. Distinguimos cinco grupos principales de lagos de acuerdo con su vulnerabilidad:
- a) Lagunas de alta montaña (L-T01 al L-T05 y L-T09). Se espera que su biota cambie considerablemente con la disminución de la cobertura névea (en cantidad y tiempo), el aumento de temperatura, el cambio en el patrón de estratificación, y otros efectos del CC. Encontramos ejemplos en los Pirineos, el Sistema Cantábrico, el Sistema Central y Sierra Nevada.
  - b) Lagos cársticos (L-T10 al L-T15). Se esperan cambios en su funcionamiento debido al calentamiento del agua, disminución de la entrada de agua y a posibles cambios en los nutrientes. Los de origen hipogénico son especialmente vulnerables a la desecación, e incluso a la desaparición, debido a los cambios en el nivel del acuífero. Los que presentan cierre travertínico pueden verse afectados por el aumento del CO<sub>2</sub> en el agua. Dentro de este grupo encontramos las Torcas de Cañada del Hoyo o los Hoyos de Archidona.
  - c) Lagos de interior en cuenca de sedimentación (L-T16 al L-T23). Se esperan cambios en su funcionamiento debido al calentamiento del agua y a posibles cambios en los nutrientes y el régimen de llenado. Muchos de estos ambientes dependen de aguas subterráneas y son especialmente vulnerables a la desecación. Su posible desconexión de los acuíferos podría afectar a los organismos que habitan en estas lagunas. Dentro de este tipo encontraríamos los complejos lagunares de "La Mancha Húmeda", relacionados con el acuífero 23.
  - d) Humedales costeros y sistemas litorales dunares (L-T28 al L-T30). Se espera que se produzcan cambios de salinidad, cambios en las aportaciones (cantidad y calidad) de agua, cambios del nivel de mar.
  - e) Otros: En algunos de los tipos anteriores (y los no incluidos), también encontramos lagunas temporales y lagunas permanentes someras muy



vulnerables, especialmente los que se encuentren en territorios con gran estrés hídrico. En los tipos de origen fluvial (L-T24 al L-T26), como los meandros abandonados y los lagos en llanuras de inundación, la variabilidad interanual prevista llevará a que muchos años no se llenen, mientras que otros años sufrirán grandes avenidas.

7. Economía y eficacia: Se debe adoptar un planteamiento económico en términos de costes y, cuando sea posible, se utilizarán los emplazamientos y los datos recabados con arreglo otros programas. Con el objetivo de ser lo más eficiente el presente proyecto pretende establecer una red única de lugares de estudio en las que se analicen los descriptores necesarios para dar respuesta a los tres subproyectos que tiene: revisión de las condiciones de referencia, indicadores de cambio climático y de deposición atmosférica.
8. Otros criterios técnicos recomendables:
  - a) Seleccionar preferentemente lagos con una estación meteorológica cercana, en la misma cuenca del lago.
  - b) Seleccionar preferentemente lagos en los que ya exista una batimetría y estudio de cuenca.

A partir de esta selección preliminar, se propone llevar a cabo un ejercicio a través del software Marxan (similar al llevado a cabo en la propuesta de selección de estaciones en ríos) utilizando la base de datos de los diferentes indicadores obtenidos en el subprograma de referencia de lagos, con el objetivo de identificar posibles nuevas estaciones de seguimiento del cambio climático.



Figura 17. Puntos de muestreo de lagos seleccionados para la red de monitorización del Cambio Climático.

Por último, siendo conscientes de que en sólo 10 puntos de muestreo específico de cambio climático no se puede profundizar en algunos de los impactos previsibles que el cambio climático puede tener en los ecosistemas acuáticos, se ha querido proponer unos estudios adicionales (explicados en el siguiente apartado) para estudiar con más atención los impactos de los cambios en temperatura y pluviosidad que puedan acontecer. Además, se exprimirá al máximo la información proveniente de las redes de control, de estado ecológico para potenciar la magnitud de la información utilizada siempre que ésta cumpla los criterios anteriormente citados.



Tabla 24. Selección inicial de estaciones de seguimiento de los efectos del CC sobre los sistemas lacustres, incluyendo la presencia de presiones antrópicas, estación meteorológica cercana, estudio batimétrico y otros estudios limnológicos previos (se presentan algunas de las referencias disponibles). \*La décima estación de seguimiento será seleccionada posteriormente, entre estas opciones y en base a los resultados obtenidos en la campaña de muestreo de 2020. \*\*Las lagunas interdunares (malladas) del Parque Natural de l'Albufera de Valencia no están consideradas masa de agua, son sistemas restaurados que presentan pocas presiones antrópicas en la actualidad, han sido muy estudiadas (a consultar la disponibilidad de batimetría y estudios previos realizados por los técnicos del PN) y se considerará su posible inclusión en la red de seguimiento tras realizar un análisis más detallado.

Nº	Código masa de agua	Nombre	Tipo (L-TXX)	Coordenadas UTM			Demarcación	Rango de presiones en % (UVEG 2018)	Estación meteorológica cercana (Ver Referencias para el enlace de acceso)	Batimetría	Estudios previos
				Hu so	X	Y					
1	ES091 MSPF972	Estany de Travessany	01	31	325962	4719821	Ebro	0	En el Refugi d'Amitges, a unos 9 km lineales.	United Research Services España 2009	-
2	ES091 MSPF970	Lac Redon	01	31	317852	4723301	Ebro	0-40	A escasos metros de la orilla S del lago	Catalan <i>et al.</i> , (2002)	Catalan <i>et al.</i> , (2002), entre otros.
3	-	Lagunas altas del PN del Lago de Sanabria	02	29	681190	4665310	Duero	0	En Presa del Embalse de Puente Porto, a unos 1,8 km lineales.	-	Consultar
4	ES030MS PF0455040	Laguna Grande de Peñalara	03	30	419282	4521438	Tajo	0	En Rascafría, a unos 10 km lineales, y varias en el Parque Nacional.	Granados <i>et al.</i> 2006	Toro & Granados 1998; Granados <i>et al.</i> 2006; Toro 2007
5	ES020MS PF000101101	Lago de Sanabria	06	29	689467	4665804	Ebro	0-25	Al Sur del propio lago, a escasos 50 m de la orilla, y en	Vega <i>et al.</i> , 2005	Cambra 1991; Gacia <i>et al.</i> 2005; Camarero & Aniz 2010
6	-	Laguna Fonda (Muniellos)	08	29	684532	4764347	Cantábrico	0	En Tablizas, cerca del Centro de la RI de Muniellos, a 5,12 km lineales	-	Consultar
7	ES060MS PF0632500	Laguna de La Caldera	09	30	470789	4100932	Cuencas Mediterráneas Andaluzas	0	En el Refugio Poqueira, a 3 km lineales.	Rodríguez-Rodríguez <i>et al.</i> 2004	Martínez-Silvestre 1975; Cruz-Pizarro 1981; Echevarría <i>et al.</i> 1990; Rodríguez-Rodríguez <i>et al.</i> 2004
8	ES080 MSPFL12	Laguna del Tejo (condicional)	10	30	595827	4426880	Júcar	0-2,2	En Cuenca, a unos 20 km lineales.	Barreiro-Lostres 2016	Camacho <i>et al.</i> 2003; Barreiro-Lostres 2016



Nº	Código masa de agua	Nombre	Tipo (L-TXX)	Coordenadas UTM			Demarcación	Rango de presiones en % (UVEG 2018)	Estación meteorológica cercana (Ver Referencias para el enlace de acceso)	Batimetría	Estudios previos
				Hu so	X	Y					
9	ES080 MSPFL14	L. de Marquesado (condicional)	12	30	613441	4449376	Júcar	0-3,3	En Zafrilla, a unos 4 km lineales.	Cebriá Romero 2014	Roca <i>et al.</i> 2000; Martínez <i>et al.</i> 2011; Cebriá Romero 2014
10 **	-	CL Malladas del Saler Llacuna Nova del Canyar	29	30	732376	4356623	Júcar	-	En el Centre d'Informació del Racó de l'Olla, a menos de 2 km lineales.	-	Calero Cervera 2018; Olmo 2016
	-	CL Malladas del Saler Mata del fang	29	30	731701	4357980	Júcar	-	En el Centre d'Informació del Racó de l'Olla, a menos de 2 km lineales.	-	Olmo 2016
	-	CL Malladas del Saler Mallada del Quarter	30	30	730156	4362814	Júcar	-	En el Centre d'Informació del Racó de l'Olla, a menos de 2 km lineales.	-	Olmo 2016
	-	CL Malladas del Saler La Malladeta	30	30	732091	4356799	Júcar	-	En el Centre d'Informació del Racó de l'Olla, a menos de 2 km lineales.	-	Olmo 2016
	-	CL Malladas del Saler Mallada del Canyar	30	30	732291	4356315	Júcar	-	En el Centre d'Informació del Racó de l'Olla, a menos de 2 km lineales.	-	Olmo 2016



## 6. Propuesta de estudios adicionales sobre cambio climático

Además del establecimiento de una red de seguimiento de los efectos de CC en los sistemas lacustres españoles, sería recomendable la realización de estudios adicionales que permitan analizar algunos aspectos concretos sobre los efectos biológicos o hidrológicos del CC.

### 6.1. Cambios en distribución de especies a lo largo de un gradiente altitudinal

Como efecto del CC, hay bastante consenso en el posible cambio de distribución de las especies: las propias de altitudes más bajas podrían colonizar cotas más altas debido al aumento de temperatura mientras que otras especies de aguas frías, como por ejemplo la trucha, perderán hábitat y disminuirán su rango de distribución y abundancia. Estos cambios altitudinales en la abundancia y distribución de especies debidos al cambio climático ya se han detectado en las últimas décadas en otros países como Francia o Reino Unido, pero apenas se han demostrado en España. Como hemos revisado en apartados anteriores, en peces de río los cambios altitudinales ya detectados son del orden de 14-600 m por década y los cambios debidos a otros impactos antropogénicos (degradación del hábitat, especies invasoras, etc.) han sido 3,2-3,7 mayores que los debidos al cambio climático. Las redes de referencia y de cambio climático cuentan con una serie de puntos en un área grande con una enorme heterogeneidad espacial (climática y ambiental) y muchos impactos antrópicos. Por tanto, los efectos del cambio climático en ríos seguramente serán pequeños respecto a estas otras variaciones naturales y antrópicas.

Los efectos del cambio climático a pequeña escala deberían ser más fáciles de detectar realizando muestreos a lo largo de gradientes altitudinales en ríos concretos. Por ejemplo, se podrían muestrear cuatro ríos de la red de cambio climático de distintas latitudes (por ejemplo, desde el norte de España hasta Andalucía) cada 5 km en cada ocasión que se muestree la red de CC para detectar posibles cambios en la distribución y abundancia de los distintos grupos taxonómicos. Estos muestreos, además de eliminar la variación geográfica más directamente, reducen los problemas de distintas floras y faunas regionales en distintas cuencas y permiten modelizar los datos más fácilmente. Es previsible que la respuesta al cambio climático sea distinta en distintos grupos indicadores (por ejemplo, más rápida en cuanto a cambios en abundancia y composición en diatomeas, insectos voladores o grupos con mucha dispersión y tiempos de generación cortos) y en distintas zonas (por ejemplo, según las barreras naturales o artificiales existentes). Pero se espera que las modas de abundancia y los límites altitudinales superiores e inferiores varíen en



función del cambio climático, con mejor adaptación de algunas especies (por ejemplo, las termófilas y las invasoras) y peor para otras (las de aguas frías o las que tienen poca capacidad de dispersión) pero a menudo con un retraso.

Alternativamente, se podrían usar los datos que se obtengan y los previamente disponibles de la red REFCON, ya que en muchas cuencas (por ejemplo, Ebro, Guadalquivir, Tajo o Júcar) existen puntos próximos que varían altitudinalmente (Fig. 17). Estos datos deberían proporcionar series temporales más largas y permitir detectar cambios recientes en la abundancia y distribución altitudinal de muchos grupos indicadores. De forma similar, sería interesante compilar y analizar los numerosos datos de calidad del agua y temperatura del agua ya disponibles para la red REFCON y de la red SAICA, para detectar tendencias recientes debidas al cambio climático y otros factores.

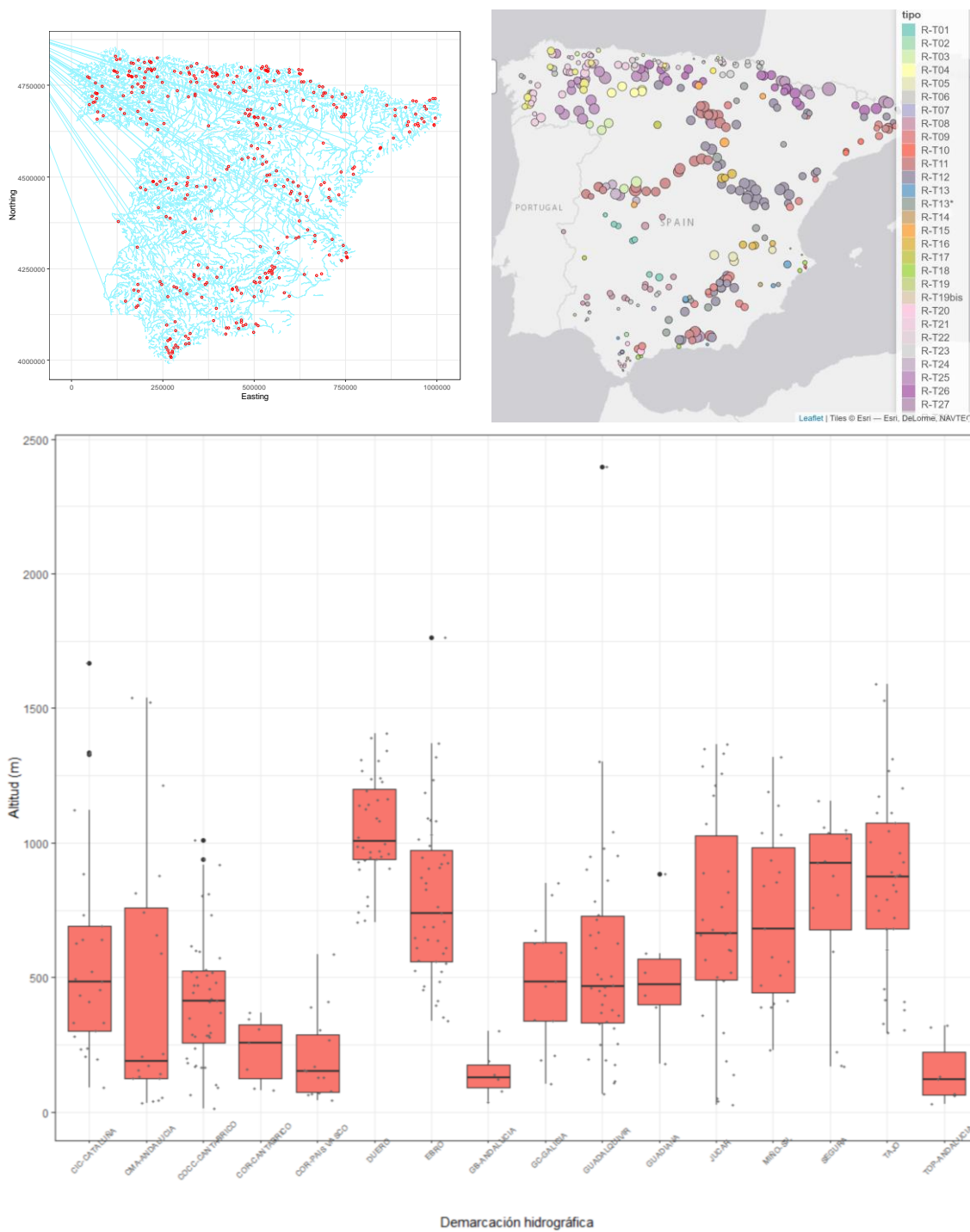


Figura 18. Mapa de las estaciones de la red REFCON con la distribución altitudinal (arriba a la derecha por tipología de río y con círculos proporcionales a la altitud; abajo, gráficas de caja de la altitud por demarcación hidrográfica).



Los muestreos de lagos de alta montaña dentro del subprograma de referencia también podrían ser útiles para estudiar los cambios en la presencia de especies con respecto a la altitud. Al estudiar la biocenosis de lagunas cercanas y pertenecientes a la misma cuenca, pero situadas a distintas altitudes, podrían trazarse los límites de altitud de determinados taxones de los distintos grupos estudiados (fitoplancton, zooplancton, macroinvertebrados y macrófitos). Estos límites actuales servirían como referencia para analizar en un futuro el posible avance en altitud de dichos taxones.

Este análisis podría realizarse, por ejemplo, en los lagos situados en la Vall de Boí (Lleida), donde encontramos una serie de lagos encadenados y muy cercanos entre ellos, con las mismas condiciones climáticas, el mismo tipo de suelos, la misma latitud, pero distinta altitud (Tabla 25). Sin una aparente limitación en la dispersión de las especies, cabría esperar que los cambios en su distribución estén debidos, en su mayor parte, a las diferencias de altitud que existen entre los lagos, y los cambios asociados de temperatura, cobertura névea, radiación, etc.

*Tabla 25. Información básica sobre los lagos de la Vall de Boí (Lleida), incluyendo la diferencia en altitud.*

Código masa de agua	Nombre	Tipo	Altura (m)
ES091MSPF1011	Estany des Monges	L-T01	2420
ES091MSPF1005	Estany de les Mangades	L-T01	2350
ES091MSPF998	Estany de Tumeneia	L-T01	2300
ES091MSPF972	Estany de Travessany	L-T01	2250
ES091MSPF987	Estany Negre de Boí	L-T01	2130

## 6.2. Lagunas desaparecidas por escasez de precipitaciones o descenso del freático

Como ya se ha descrito anteriormente, se prevé que el CC lleve a una modificación de los regímenes hídricos y, con ello, es posible que muchas lagunas disminuyan su hidroperiodo, o incluso lleguen a desaparecer. En este sentido, y como parte del estudio del efecto del CC, sería recomendable analizar el paso de lagunas permanentes a temporales y la desaparición de lagunas. Es posible realizar un seguimiento de la presencia de agua en los lagos a lo largo del tiempo mediante las imágenes de satélite. El grupo de Antonio Camacho en la UVEG tiene ya bastante experiencia en este tipo de análisis (véase, por ejemplo, Doña *et al*, 2014, 2015 y 2016), y además cuenta con una metabase de datos de lagunas y humedales españoles que recopila más de una veintena de bases de datos de diferentes fuentes e incluye miles de referencias.



En los últimos años, ya se tiene constancia de la desaparición de pequeñas lagunas temporales (o efímeras) endorreicas, debido a que llevan varios años sin llenarse. Sería interesante analizar si esta desaparición es debida a su desconexión con el acuífero por la escasez de lluvias o por la sobreexplotación del mismo. Esta parte podría desarrollarse trabajando en conjunto con el equipo de trabajo en aguas subterráneas del que dispone Tragsatec.

### 6.3. Ictiofauna

Algunos estudios particulares sobre cambio climático con peces podrían ser:

- 1) Obtener escamas de las especies con distribución geográfica más amplia en España (por ejemplo, la trucha) para analizar si las tasas de crecimiento varían con el cambio climático. Las escamas tienen la ventaja que registran el crecimiento en años pasados por lo que mediante la técnica llamada retrocálculo (*back-calculation*) (Merciai *et al.* 2017) se puede analizar mucho mejor la relación clima-crecimiento.
- 2) Como las especies introducidas en general se tienen que sacrificar según la legislación, seleccionar algunas ampliamente distribuidas (por ejemplo, gambusia, alburno o similar) para estudiar como varían los ciclos vitales o la carga de contaminantes (Merciai *et al.* 2017) con la latitud y otros gradientes espaciales y ambientales y el clima. Por ejemplo, hemos observado cambios marcados con el gradiente de latitud/temperatura en la reproducción, condición y carga parasitaria de la gambusia (Benejam *et al.* 2009; Carmona-Catot *et al.* 2011 y 2014).
- 3) En relación con el punto anterior, una opción sencilla, con muy poco coste, pero a menudo informativas, sería medir el peso individual de ejemplares de alguna especie (por ejemplo, trucha, anguila o gambusia) para analizar la condición (como relación peso-longitud). La condición no implica el sacrificio de animales y varía con la latitud (Carmona-Catot *et al.* 2011 y 2014), calidad del hábitat (Vila-Gispert & Moreno-Amich 2001; Oliva-Paterna *et al.* 2003) o la contaminación química (Benejam *et al.* 2008 y 2010); existen muchos otros trabajos en la península que lo han demostrado. Recientemente se ha mostrado que la condición (medida a partir del peso fresco) de unos peces de lagos de Canadá (y también la concentración de mercurio) ha disminuido más entre 1967 y 2006 donde el cambio climático ha sido más acusado (Rennie *et al.* 2010).



- 4) Establecer estaciones donde el cambio climático se estudie a largo plazo, para crear series temporales que son esenciales para entender el cambio y desarrollar estrategias de adaptación y mitigación.
- 5) Analizar la variación histórica de la distribución, abundancia y estructura de tamaños de las especies y su relación con el cambio climático, de forma similar a trabajos franceses (Comte *et al.* 2013; Comte & Grenouillet 2013).
- 6) Desarrollar modelos de distribución de especies acoplados a escenarios de cambio climático para predecir los efectos del cambio climático en la distribución del conjunto de peces de los ríos españoles, de forma similar a los realizados en otros países (Lassalle & Rochard 2009; Buisson *et al.* 2010).

Los salmónidos como la trucha, que son las especies más estudiadas entre los peces de río, muestran varias respuestas al cambio climático en su biología (ver apartados anteriores o revisiones más detalladas (Jonsson & Jonsson 2009). Sin embargo, casi no hay evidencias de una respuesta adaptativa (Jonsson & Jonsson 2009) a pesar de que deben existir (Crozier & Hutchings 2014) por lo que de momento no parece que se puedan usar marcadores genéticos del cambio climático con la trucha u otros peces. Sí que son muy conocidos los marcadores genéticos de temperatura y cambio climático en las moscas del vinagre (*Drosophila*) (Huey *et al.* 2000, Gilchrist *et al.* 2001)

## 6.4. Macroinvertebrados acuáticos

### A) Cambios en la distribución de rasgos y taxones

La base de datos generada en este proyecto tendrá un enorme potencial para predecir la distribución futura de la biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos. Al disponer tanto de datos de abundancia de taxones (algunos quizás a un nivel de resolución taxonómica de género o especie) como de una gran cantidad de variables asociadas a los puntos de muestreo (variables climáticas, caracterización del hábitat, usos del suelo, existencia de infraestructuras, etc.), se podrán construir modelos predictivos robustos de distribución de taxones. En base a estos modelos se pueden testar escenarios futuros de cambio climático (por ejemplo, cambios en temperatura y/o precipitaciones) y de usos del suelo (por ejemplo, cambios en la superficie ocupada por agricultura) y predecir como cambiará el rango de distribución de los taxones y de sus rasgos ecológicos asociados. Esta información puede ser útil para fijar metas futuras de mitigación de cambio climático (por ejemplo, reducción de emisiones de CO<sub>2</sub>) y/o de desarrollo urbano y agrícola que permitan conciliar el desarrollo de la sociedad con la conservación de la biodiversidad. Igualmente, esos



escenarios climáticos y como afectarían estos a la biogeoquímica de, por ejemplo, los lagos (Camacho *et al.*, 2017), serían indicadores de utilidad en los aspectos relacionados con la mitigación dado el importante papel de los ecosistemas acuáticos en el ciclo del carbono y la regulación de intercambios de gases de efecto invernadero.

## B) Cambios en la estructura de la comunidad

En relación a los rasgos ecológicos, la base de datos generada puede servir para mejorar nuestro conocimiento acerca de la estructura de las comunidades de macroinvertebrados en condiciones de referencia para las diferentes tipologías fluviales, y para entender como cambiará esta estructura en el futuro y qué consecuencias puede tener para el funcionamiento del ecosistema. Por ejemplo, comunidades con una redundancia funcional elevada (es decir, con numerosos taxones compartiendo rasgos ecológicos similares) deberían de proveer al ecosistema de una mayor resistencia al cambio climático ya que la función que desempeña un taxón que se extingue puede ser suplida por otro que es ecológicamente equivalente.

## C) Identificación de refugios climáticos

En futuros escenarios de aumento de las temperaturas y reducciones en el caudal y en la disponibilidad de agua, es muy probable que muchas especies de macroinvertebrados acuáticos busquen refugios donde poder establecer poblaciones estables. Se propone utilizar Marxan en base a escenarios climáticos futuros para determinar cuáles serán los ríos y arroyos en los que se concentrará la biodiversidad de macroinvertebrados en un futuro y así comenzar a trabajar ya en su protección y/o restauración.



## 7. Referencias citadas

- Abellán P *et al.* 2019. AlpineDiving: Vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en endemismos acuáticos de Sierra Nevada.
- Aboal M, & Llimona X. 1984. Aportación al conocimiento de la flora del río Mula, Murcia SE de España. *Limnetica*, 1, 141-147.
- Aboal M. 1989. Flora algal del río Benamor (cuena del Segura, SE de España). *Limnetica*, 5, 1-11.
- Aboal M. 2010. ¿Está cambiando la distribución de las algas bentónicas de ríos como consecuencia del calentamiento global? Datos de la Península Ibérica. *Actas del XV Congreso de la Asociación Ibérica de Limnología, Ponta Delgada, Azores.*
- Adrian R, O'Reilly C M, Zagarese H, Baines S B, Hessen D O, Keller W & Weyhenmeyer G A. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54 (6 part 2), 2283-2297.
- AEMET. 2016. Proyecciones climáticas para el siglo XXI. *Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.* Acceso 16-07-2016. Disponible en: <http://escenarios.aemet.es/>
- Alahuhta J, Heino J & Luoto M. 2011. Climate change and the future distributions of aquatic macrophytes across boreal catchments. *Journal of Biogeography*, 38(2), 383-393.
- Alba-Tercedor J, Sáinz-Bariáin M, Poquet JM & Rodríguez-López R. 2017. Predicting river macroinvertebrate communities distributional shifts under future global change scenarios in the Spanish Mediterranean Area. *PLoS One*, 12, e0167904.
- Allan JD. 1995. Stream ecology: Structure and function of running waters. *Chapman and Hall. New York.*
- Almodóvar A, Ayllón D, Nicola GG, Jonsson B & Elvira B. 2019. Climate-driven biophysical changes in feeding and breeding environments explain the decline of southernmost European Atlantic salmon populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 76, 1581-1595.
- Alonso M. 1998. Las lagunas de la España Peninsular. *Limnetica*, 15:1-176.
- Álvarez Cobelas M, Catalán J, de Jalón DG, Alonso M, Amores V, Armengol J, Artigas J, Barquín J, Bayo MM, Boix D, Butturini A, Camacho A, Carrillo P, Casas J, Cirujano S, Comín FA, Cruz-Pizarro L, Gaudes A, Lucena J, Menén M & Vidal Abarca MR. 2005. Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. En: Moreno JM (Ed.). *Ministerio de Medio Ambiente y Universidad de Castilla-La Mancha. Madrid.* 113-146. Disponible en: <http://ocw.um.es/ciencias/avances-ecologicos-para-la-sostenibilidad-de-los/lectura-obligatoria-1/leccion13/impactos-ecosistemas-acuaticos-continentales.pdf>
- Anderson NJ. 2000. Diatoms, temperature and climatic change. *European Journal of Phycology*, 35: 307-314
- Araujo MB & Guisan A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33, 1677-1688.
- Araújo MB, Whittaker RJ, Ladle RJ & Erhard M. 2005. Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14, 529-538.
- Arismendi I, Safeeq M, Dunham JB & Johnson SL. 2014. Can air temperature be used to project influences of climate change on stream temperature? *Environmental Research Letters*, 9, 84015.



- Arnau NF, Real M, González G, Sánchez JC, Alcaraz JLM, Solà C & Torras AM. 2015. Índice de Macrófitos Fluviales (IMF), una nueva herramienta para evaluar el estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Limnetica*, 34(1), 95-114.
- Ayllón D, Railsback SF, Harvey BC, García Quirós I, Nicola GG, Elvira B & Almodóvar A. 2019. Mechanistic simulations predict that thermal and hydrological effects of climate change on Mediterranean trout cannot be offset by adaptive behaviour, evolution, and increased food production. *Science of the Total Environment*, 693, 133648.
- Ayllón D, Railsback SF, Vincenzi S, Groeneveld J, Almodóvar A & Grimm V. 2016. InSTREAM-Gen: Modelling eco-evolutionary dynamics of trout populations under anthropogenic environmental change. *Ecological Modelling*, 326, 36-53.
- Bae MJ, Murphy CA & García-Berthou E. 2018. Temperature and hydrologic alteration predict the spread of invasive Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*). *Science of the Total Environment*, 639, 58-66.
- Bálint M, Domisch S, Engelhardt CHM, Haase P, Lehrian S, Sauer J, Theissing K, Pauls SU & Nowak C. 2011. Cryptic biodiversity loss linked to global climate change. *Nature Climate Change*, 1, 313.
- Ball IR & Possingham HP. 2000. Marxan version 1.8.3. Disponible en: <http://www.uq.edu.au/marxan/>
- Ball IR, Possingham HP & Watts M. 2009. Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritisation. *Spatial Conservation prioritisation. Quantitative methods & Computational tools*, 185-195.
- Barreiro-Lostres F. 2016. Evolución de los sistemas kársticos lacustres de la Serranía de Cuenca durante el Holoceno tardío: Modelos de depósito e implicaciones climáticas y ambientales. Tesis doctoral. *Universidad de Zaragoza e Instituto Pirenaico de Ecología*.
- Barriendos M & Rodrigo FS. 2006. Study of historical flood events on Spain rivers using documentary data. *Hydrological Sciences Journal*, 51(5), 765-783.
- Battarbee RW. 2000. Palaeolimnological approaches to climate change, with special regard to biological record. *Quat. Sci. Rev.* 19: 107-124.
- Bazzichelli G & Abdelahad N. 1994. Caractérisation morphométrique et statistique de deux populations d'*Aphanizomenon* du groupe *Aphanizomenon ovalisporum Forti* des lacs de Nemi et albano (Italie). *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie*, Supplement Volumes, 1-21.
- B-Beres V, Torok P, Kokai Z, Lukacs A, T-Krasznaie E, Tothmeresz B & Bacsi I. 2017. Ecological background of diatom functional groups: Comparability of classification systems. *Ecological Indicators*, 82: 183-188.
- Benejam L, Alcaraz C, Sasal P, Simon-Levert G & García-Berthou E. 2009. Life history and parasites of the invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) along a latitudinal gradient. *Biological Invasions*, 11, 2265-2277.
- Benejam L, Benito J & García-Berthou E. 2010. Decreases in condition and fecundity of freshwater fishes in a highly polluted reservoir. *Water, Air & Soil Pollution*, 210, 231-242.
- Benejam L, Benito J, Ordóñez J, Armengol J & García-Berthou E. 2008. Short-term effects of a partial drawdown on fish condition in a eutrophic reservoir. *Water, Air & Soil Pollution*, 190, 3-11.
- Benejam L, Saura-Mas S, Bardina M, Solà C, Munné A & García-Berthou E. 2016. Ecological impacts of small hydropower plants on headwater stream fish: From individual to community effects. *Ecology of Freshwater Fish*, 25, 295-306.



- Benejam LI, Angermeier PL, Munné A & García-Berthou E. 2010. Assessing effects of water abstraction on fish assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 55, 628-642.
- Benítez-Gilabert M, Alvarez-Cobelas M & Angeler DG. 2010. Effects of climatic change on stream water quality in Spain. *Climatic Change*, 103, 339-352.
- Bennett JM, Calosi P, Clusella-Trullas S, Martínez B, Sunday J, Algar AC, Araújo MB, Hawkins BA, Keith S, Kühn I, Rahbek C, Rodríguez L, Singer A, Villalobos F, Olalla-Tárraga MA & Morales-Castilla I. 2018. GlobTherm, a global database on thermal tolerances for aquatic and terrestrial organisms. *Scientific data*, 5, 180022.
- Brentrup JA, Williamson CE, Colom-Montero W, Eckert W, de Eyto E, Grossart H-P, Huot Y, Isles PDF, Knoll LB, Leach TH, McBride CG, Pierson D, Pomati F, Read JS, Rose KC, Samal NR, Staehr PA & Winslow LA. 2016. The potential of high-frequency proiling to assess vertical and seasonal patterns of phytoplankton dynamics in lakes: an extension of the Plankton Ecology Group (PEG) model. *Inland Waters* 6:565–580. <https://doi.org/10.5268/iw-6.4.890>.
- Bertoldi W, Drake NA & Gurnell AM. 2011. Interactions between river flows and colonizing vegetation on a braided river: exploring spatial and temporal dynamics in riparian vegetation cover using satellite data. *Earth Surf. Process. Landf.* 36, 1474-1486.
- Bestion E, Garcia-Carreras B, Schaum CE, Pawar S & Yvon-Durocher G. 2018. Metabolic traits predict the effects of warming on phytoplankton competition. *Ecology Letters*, 21: 655-664.
- Birk S, Bonne W, Borja A, Bruce S, Courrat A, Poikane S, Solimini A, van de Bund W, Zampoukas N & Hering D. 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18, 31-41.
- Biurrun I, Campos JA, García-Mijangos I, Herrera M & Loidi J. 2016. Floodplain forests of the Iberian Peninsula: Vegetation classification and climatic features. *Appl. Veg. Sci.* 19: 336-354.
- Bogan MT & Lytle D. 2011. Severe drought drives novel community trajectories in desert stream pools. *Freshwater Biology*, 56, 2070-2081.
- Bogan MT, Chester ET, Datry T, Murphy AL, Robson BJ, Ruhi A, Stubbington R & Whitney JE. 2017. Resistance, resilience, and community recovery in intermittent rivers and ephemeral streams. *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*. En: Datry T, Bonada N, Boulton AJ (Eds.). Elsevier. 349-376.
- Bonada N & Dodélec S. 2011. Do mediterranean genera not included in Tachet *et al.* 2002 have mediterranean trait characteristics? *Limnetica*, 30, 129-142.
- Bonada N, Dolélec S & Statzner B. 2007. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*, 13, 1658-1671.
- Bonada N, Prat N, Resh VH & Statzner B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495-523.
- Bonada N, Rieradevall M & Prat N. 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia*, 589, 91-106.
- Bornette G & Arens MF. 2002. Charophyte communities in cut-off river channels: the role of connectivity. *Aquatic Botany*, 73, 149-162.
- Bowden WB, Arscott D, Pappathanasi D, Finlay J, Glime JM, LaCroix J, Liao CL, Hershey A, Lampella T, Peterson B, Wollheim W, Slavik K, Shelley B, Chesterton MB, Lachance JA, LeBlanc RM,



- Steinman A & Suren A. 1999. Roles of bryophytes in stream ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 18, 151–184.
- Bradshaw WE. 1980. Thermoperiodism and the thermal environment of the pitcher-plant mosquito, *Wyeomyia smithii*. *Oecologia*, 46, 13-17.
- Branco LHZ, Necchi Jr. O & Branco CCZ. 2001. Ecological distribution of Cyanophyceae in lotic ecosystems of São Paulo State. *Revista Brasileira de Botânica*, 24(1): 99-108.
- Briand JF, Leboulanger C, Humbert JF, Bernard C & Dufour P. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? *Journal of Phycology*, 40(2), 231-238.
- Britton JR, Cucherousset J, Davies GD, Godard MJ & Copp GH. 2010. Non-native fishes and climate change: Predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. *Freshwater Biology*, 55, 1130-1141.
- Brown AV & Brussock PP. 1991. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. *Hydrobiologia*, 220, 99-108.
- Budy P, Thiede GP, Lobón-Cerviá J, Fernandez GG, Mchugh P, Mcintosh A, Voøllestad LA, Becares E & Jellyman P. 2013. Limitation and facilitation of one of the world's most invasive fish: An intercontinental comparison. *Ecology*, 94, 356-367.
- Buisson L, Grenouillet G, Casajus N & Lek S. 2010. American Fisheries Society Symposium, vol. 73. 327-346.
- Busquets JM, Picado Pumariño C & Hernández Mariné M. 1985. *Compsopogon coeruleus* (Blabiz Montagne (Rhodophyta). Ampliación de su area de distribución en la Península Iberica. *Collectanea Botanica*, vol. 16, num. 1, 229-230.
- Buss DF, Carlisle DM, Chon TS, Culp J, Harding JS, Keizer-Vlek HE, Robinson WA, Strachan S, Thirion C & Hughes RM. 2015. Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 4132.
- Bustamante J, Díaz-Delgado R & Aragonés D. 2005. Determinación de las características de masas de aguas someras en las marismas de Doñana mediante teledetección. *Revista de Teledetección*, 24, 107-111.
- Butler MG. 1984. The ecology of aquatic insects. En: Resh VH & Rosenberg DM (Eds.). *Praeger, New York*. 24-55
- Cabrerizo M & Álvarez-Manzaneda MI, León-Palmero E, Guerrero-Jiménez G, Domis L, Teurlincx S & Gonzalez Olalla J. 2020. Warming and CO2 effects under oligotrophication on temperate phytoplankton communities. *Water Research*. 173. 115579.10.1016/j.watres.2020.115579.
- Cáceres EJ. 1973. Contribución al conocimiento de las cianófitas. I. Dos novedades para la Argentina: *Nostochopsis lobatus* (Nostochopsidaceae) y *Rivularia rufescens* (Rivulariaceae). *Kutzingiana*, 7: 165-179.
- Calero Cervera S. 2018. The phenology of submerged macrophytes from Mediterranean wetlands as a sentinel of climate change= La fenologia dels macròfits submergits d'aiguamolls mediterranis com a sentinella del canvi climàtic. Tesis doctoral. *Universitat de València*.
- Camacho A, Wurtsbaugh WA, Miracle MR, Armengol X & Vicente E. 2003. Nitrogen limitation of phytoplankton in a Spanish karst lake with a deep chlorophyll maximum: a nutrient enrichment bioassay approach. *Journal of Plankton Research*, 25(4), 397-404.
- Camacho A, Murueta N, Blasco E, Santamans AC & Picazo A. 2016. Hydrology-driven macrophyte dynamics determines the ecological functioning of a model Mediterranean temporary lake. *Hydrobiologia*, 774(1), 93-107.



- Camacho A, Picazo A, Rochera C, Santamans AC, Morant D, Miralles-Lorenzo J & Castillo-Escrivà A. 2017. Methane emissions in Spanish saline lakes: current rates, temperature and salinity responses, and evolution under different climate change scenarios. *Water*, 9(9), 659.
- Camarero L & Aniz M. 2010. El sistema de seguimiento de las aguas en el nodo LTER-Aigüestortes: tendencias e indicadores de los impactos de la deposición atmosférica de N y S. *Revista Ecosistemas*, 19(2), 24-41.
- Cambra J. 1991. Contribució al coneixement de les algues epítífiques en estanys dels Pirineus. *Scientia gerundensis*, (17), 17-27.
- Cañedo-Argüelles M, Bogan MT, Lytle DA & Prat N. 2016. Are Chironomidae (Diptera) good indicators of water scarcity? Dryland streams as a case study. *Ecological Indicators*, 71, 155-162.
- Cañedo-Argüelles M, Kefford BJ, Piscart C, Prat N, Schäfer RB & Schulze CJ. 2013. Salinisation of rivers: An urgent ecological issue. *Environmenta Pollution*, 173, 157-167.
- Carey CC, Ibelings BW, Hoffmann EP, Hamilton DP & Brookes JD. 2012. Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research*, 46: 1394-1407.
- Carlson AK, Taylor WW, Hartikainen KM, Infante DM, Beard TD & Lynch AJ. 2017. Comparing stream-specific to generalized temperature models to guide salmonid management in a changing climate. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27, 443-462.
- Carmona-Catot G, Benito J & García-Berthou E. 2011. Comparing latitudinal and upstream-downstream gradients: Life history traits of invasive mosquitofish. *Diversity and Distributions*, 17, 214-224.
- Carmona-Catot G, Moyle PB, Aparicio E, Crain PK, Thompson LC & García-Berthou E. 2010. Brook Trout Removal as a Conservation Tool to Restore Eagle Lake Rainbow Trout. *North American Journal of Fisheries Management*, 30, 1315-1323.
- Carmona-Catot G, Santos AFGN, Tedesco PA & García-Berthou E. 2014. Quantifying seasonality along a latitudinal gradient: From stream temperature to growth of invasive mosquitofish. *Ecosphere*, 5, 134.
- Castenholz RW & Waterbury JB. 1989. Bergey's Manual of Systematic Bacteriology Vol. 3. En: Staley JT, Bryant MP, Pfennig N & Holt JG (Eds.). *Williams & Wilkins*, 1989. 1710-1727.
- Cebriá Romero S. 2014. Determinación de los requerimientos hídricos en zonas húmedas con apoyo de imágenes landsat. Aplicación en la demarcación hidrográfica del Júcar. Trabajo Fin de Máster. *Universitat Politècnica de València*.
- CEDEX. 2010. Estudio de los impactos del cambio climático en los recursos hídricos y las masas de agua. Ficha 1. Evaluación del cambio climático en los recursos hídricos en régimen natural. Informe Técnico Centro de Estudios Hidrográficos - CEDEX, Tomo único, clave CEDEX 42-407-1-001. *Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica del Ministerio de Fomento*.
- CEDEX. 2017. Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos y sequías en España. Informe Técnico Centro de Estudios Hidrográficos - CEDEX, Tomo único, clave CEDEX 42-415-0-001. *Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica del Ministerio de Fomento*.
- Chapin TP, Todd AS & Zeigler MP. 2014. Robust, low-cost data loggers for stream temperature, flow intermittency, and relative conductivity monitoring. *Water Resources Research*, 50(8), 6542-6548.



- CHE. 2018. Protocolo de toma de muestras e identificación de macrófitos en ríos vadeables. 39. Disponible en: <http://www.chebro.es>
- Chen G, Dalton C & Taylor D. 2010. Cladocera as indicators of trophic state in Irish lakes. *Journal of Paleolimnology*, 44: 465–481.
- Chessman BC. 2009. Climatic changes and 13-year trends in stream macroinvertebrate assemblages in New South Wales, Australia. *Global Change Biology*, 15, 2791-2802.
- Cid N, Verkaik I, García-Roger EM, Rieradevall M, Bonada N, Sánchez-Montoya MM, Gómez R, Suárez ML, Vidal-Abarca MR, Demartini D, Buffagni A, Erba S, Karaouzas I, Skoulikidis N & Prat N. 2015. A biological tool to assess flow connectivity in reference temporary streams from the Mediterranean Basin. *Science of the Total Environment*. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.06.086.
- Cirés S, Wörmer L, Wiedner C & Quesada A. 2013. Temperature-dependent dispersal strategies of *Aphanizomenon ovalisporum* (Nostocales, Cyanobacteria): implications for the annual life cycle. *Microbial ecology*, 65(1), 12–21.
- Cirujano S & Medina L. 2002. Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla-La Mancha. *Real Jardín Botánico (CSIC) y Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Madrid*.
- Cirujano S, Cambra J, Sánchez PM, Meco A & Flor N. 2008. Flora ibérica. Algas continentales. Carófitos (Characeae). *Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid*.
- Cirujano S, Meco A & García-Murillo P. 2014. Flora acuática española. Hidrofitos vasculares. *Real Jardín Botánico de Madrid, CSIC. Madrid*.
- Cirujano S. 1990. Flora y vegetación de las lagunas y humedales de la Provincia de Albacete. *Instituto de Estudios Albacetenses. Albacete*.
- Cirujano S. 1995. Flora y Vegetación de las lagunas y humedales de la Provincia de Cuenca. *CSIC. Madrid*.
- Clavero M, Ninyerola M, Hermoso V, Filipe AF, Pla M, Villero D, Brotons L & Delibes M. 2017. Historical citizen science to understand and predict climate-driven trout decline. *Proceeding of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284, 20161979.
- Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., McDowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., ... & Melack, J. 2007. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10(1), 172-185.
- Comte L & Grenouillet G. 2013. Do stream fish track climate change? Assessing distribution shifts in recent decades. *Ecography (Cop.)*, 36, 1236-1246.
- Comte L & Grenouillet G. 2015. Distribution shifts of freshwater fish under a variable climate: Comparing climatic, bioclimatic and biotic velocities. *Diversity and Distributions*, 21, 1014-1026.
- Comte L, Buisson L, Daufresne M & Grenouillet G. 2013. Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: Observed and predicted trends. *Freshwater Biology*, 58, 625-639.
- Conti L, Schmidt-Kloiber A, Grenouillet G & Graf W. 2014. A trait-based approach to assess the vulnerability of European aquatic insects to climate change. *Hydrobiologia*, 721, 297-315.
- Coquille N & Morin S. 2019. Fitness of teratological morphotypes and heritability of deformities in the diatom *Gomphonema gracile*. *Ecological Indicators*, 106.
- Crozier LG & Hutchings JA. 2014. Plastic and evolutionary responses to climate change in fish. *Evolutionary Applications*, 7, 68-87.



- Crusberg TC & Eslamian S. 2017. Drought and water quality. En: Eslamian S & Eslamian FA (Eds.). Handbook of Drought and Water Scarcity: Environmental Impacts and Analysis of Drought and Water Scarcity. CRC Press. 205-217.
- Cruz-Pizarro L. 1981. Estudio de la comunidad zooplanctónica de un lago de alta montaña (La Caldera, Sierra Nevada, Granada). Doctoral dissertation. *Universidad de Granada*.
- Cunningham SC, Griffioen P, White MD & Nally RM. 2018. Assessment of ecosystems: a system for rigorous and rapid mapping of floodplain forest condition for Australia's most important river. *Land Degrad. Dev.* 29, 127–137.
- Dai A, Qian T, Trenberth KE & Milliman JD. 2009. Changes in Continental Freshwater Discharge from 1948 to 2004. *Journal of Climate*, 22, 2773-2792.
- Datry T, Arscott DB & Sabater S. 2011. Recent perspectives on temporary river ecology. *Aquatic Sciences*, 73, 453. DOI: 10.1007/s00027-011-0236-1.
- Daufresne M & Boët P. 2007. Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Global Change Biology*, 13, 2467-2478.
- Daufresne M, Roger MC, Capra H & Lamouroux N. 2004. Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhône River: effects of climatic factors. *Global Change Biology*, 10, 124-140.
- Dawson FH. 1988. Water flow and the vegetation of running waters. En: Vegetation of inland waters. Springer, Dordrecht. 283-309.
- De Castro M, Martín-Vide J & Alonso S. 2005. *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*. Moreno J C, Ed. Ministerio de Medio Ambiente y Universidad de Castilla La Mancha, Madrid, España, 2005. 1-65. Disponible en: [https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/evaluacion\\_preliminar\\_impactos\\_completo\\_2\\_tcm30-178491.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/evaluacion_preliminar_impactos_completo_2_tcm30-178491.pdf)
- Del Grosso F. 1977. *Nostochopsis Lobatus* Wood: prima segnalazione per l'Italia. *Informatore Botanico Italiano*, 9: 285-286.
- Desikachary TV. 1959. Cyanophyta. Monographs on Algae. *Indian Council of Agricultural Research. New Delhi*.
- Dhir B. 2015. Status of Aquatic Macrophytes in Changing Climate: A Perspective. *Journal of Environmental Science and Technology*, 8 (4): 139-148.
- Dodédec S & Stanzner B. 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology*, 58, 617-634.
- Dolédec S, Stanzner B & Bournard M. 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology*, 42, 737-758.
- Döll P & Zhang J. 2010. Impact of climate change on freshwater ecosystems: a global-scale analysis of ecologically relevant river flow alterations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14, 783-799.
- Domisch S, Araújo MB, Bonada N, Pauls SU, Jähnig SC & Haase P. 2013. Modelling distribution in European stream macroinvertebrates under future climates. *Global Change Biology*, 19, 752-762.
- Domisch S, Jähnig SC & Haase P. 2011. Climate-change winners and losers: stream macroinvertebrates of a submontane region in Central Europe. *Freshwater Biology*, 56, 2009-2020.



- Doña C, Sanchez JM, Caselles V, Dominguez JA, & Camacho A. 2014. Empirical Relationships for Monitoring Water Quality of Lakes and Reservoirs Through Multispectral Images. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 7, 1632-1641.
- Doña C, Chang NB, Caselles V, Sánchez JM, Camacho A, Delegido J & Vannah BW. 2015. Integrated satellite data fusion and mining for monitoring lake water quality status of the Albufera de Valencia in Spain. *Journal of Environmental Management*, 151, 416-426.
- Doña C, Chang NB, Caselles V, Sánchez JM, Pérez-Planells L, Bisquert MM, García-Santos V, Imen S & Camacho A. 2016. Monitoring hydrological patterns of temporary lakes using remote sensing and machine learning models: case study of La Mancha Húmeda Biosphere Reserve in Central Spain. *Remote Sensing*, 8: art 618.
- Dufour S, Rodríguez-González PM, Laslier M. 2019. Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: Main topics, approaches and needs in a globally changing world. *Science of the Total Environment*, 653: 1168-1185.
- Duigan CA & Birks HH. 2000. The late-glacial and early-Holocene palaeoecology of cladoceran microfossil assemblages at Kråkenes, western Norway, with quantitative reconstruction of temperature changes. *J. Paleolim.* 23: 67-76.
- Durance I & Ormerod SJ. 2007. Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology*, 13, 942-957.
- Durance I & Ormerod SJ. 2009. Trends in water quality and discharge confound long-term warming effects on river macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 54, 388-405.
- Echevarría F, Carrillo P, Jimenez F, Sanchez-Castillo P, Cruz-Pizarro L & Rodriguez J. 1990. The size-abundance distribution and taxonomic composition of plankton in an oligotrophic, high mountain lake (La Caldera, Sierra Nevada, Spain). *Journal of Plankton Research*, 12(2), 415-422.
- Elliott JA. 2012. Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. *Water Research*, 46: 1364-1371.
- Elliott JM. 1972. Effect of temperature on the time of hatching in *Baetis rhodani* (Ephemeroptera: Baetidae). *Oecologia*, 9, 47-51.
- Elvira B & Almodóvar A. 2007. Los ecosistemas fluviales y sus peces ante el cambio climático. *Trofeo Pesca*, 156, 116-117.
- Entwisle TJ & Skinner S. 2001. Non-marine algae of Australia: 4. Floristic form Hawaiian Islands. *Bishop Museum Occasional Papers*, 79: 3-8.
- Escolà J. 2008. Nova cita de *Coenagrion hastulatum* (Charpentier, 1825) a Catalunya (Odonata: Coenagrionidae). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 1, 434.
- Estación meteorológica (AEMET) en Palacios de la Sierra. Disponible en: <http://www.aemet.es/es/eltiempo/observacion/ultimosdatos?k=cle&l=2298&w=0&datos=img&x=h24&f=temperatura>
- Estación meteorológica (AEMET) en Rascafría. Disponible en: <http://www.aemet.es/es/eltiempo/observacion/ultimosdatos?k=mad&l=3104Y&w=0&datos=s=img&x=h24&f=temperatura>
- Estación meteorológica de Beluntza (Izarra). Disponible en: <http://www.euskalmet.euskadi.eus/s07-5853x/es/meteorologia/datos/mapaesta.apl?e=5>
- Estación meteorológica de la AEMET en Agurain/Salvatierra. Disponible en: <http://www.aemet.es/es/eltiempo/observacion/ultimosdatos?k=pva&l=9073X>



- Estación meteorológica de la AEMET en Cuenca. Disponible en: <http://www.aemet.es/es/eltiempo/observacion/ultimosdatos?k=clm&l=8096>
- Estación meteorológica de Zafrilla. Disponible en: <http://meteozafrilla.com/>
- Estación meteorológica del Centre d'Informació del Racó de l'Olla – Albufera. Disponible en: [https://www.avamet.org/mxo\\_i.php?id=c15m250e27](https://www.avamet.org/mxo_i.php?id=c15m250e27)
- Estación Meteorológica del Refugi d'Amitges. Disponible en: <http://www.atmos.cat/perl?num=1282131721>
- Estación meteorológica del Refugio Poqueira. Disponible en: <http://www.uco.es/dfh/refugiopoqueira/>
- EUROPEAN COMMISSION. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L 327, 22.12.2000, 1-72.
- Falasco E, Piano E & Bona F. 2016. Suggestions for diatom-based monitoring in intermittent streams. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 417.
- Fell SC, Carrivick JL, Kelly MG, Fureder L & Brown LE. 2018. Declining glacier cover threatens the biodiversity of alpine river diatom assemblages. *Global Change Biology*, 24: 5828-5840.
- Ficke AD, Myrick Ca & Hansen LJ. 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Review in Fish Biology and Fisheries*, 17, 581-613.
- Filipe AF, Lawrence JE & Bonada N. 2013. Vulnerability of stream biota to climate change in mediterranean climate regions: A synthesis of ecological responses and conservation challenges. *Hydrobiologia*. 719, 331-351.
- Filipe AF, Markovic D, Pletterbauer F, Tisseuil C, De Wever A, Schmutz S, Bonada N & Freyhof J. 2013. Forecasting fish distribution along stream networks: Brown trout (*Salmo trutta*) in Europe. *Diversity and Distributions*, 19, 1059-1071.
- Fisher SG, Gray LJ, Grimm NB & Busch DE .1982. Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. *Ecological Monographs*, 52: 93-110.
- Frémy P. 1930. Les Myxophycées de l'Afrique équatoriale française. *Archives de Botanique*, 3 (2): 1-508.
- Frémy P & Feldmann J. 1934. A propos de la présence en France du *Nostochopsis lobatus* Wood. *Bulletin de la Société Botanique de France*, 81(7/8): 612-618.
- Friensen MK, Flannagan JF & Lawrence SG. 1979. Effects of temperature and cold storage on development time and variability of eggs of the borrowing mayfly *Hexagenia rigida rigida* (Ephemeroptera: Ephemeridae). *Canadian Entomologist*, 111, 665-673.
- Gacia E, Riera J, Ballesteros E, Chappuis E & Lumbreras A. 2005. Vegetación sumergida en lagos del Parque Nacional de Aigüestortes y Estany de Sant Maurici: diversidad funcional y evolución de las comunidades asociada a actividades antrópicas (pastoreo y represamiento). *Proyectos de investigación en parques nacionales*, 2008, 123-134.
- Gallart F, Llorens P, Latron J & Regúés D. 2002, Hydrological processes and their seasonal controls in a small Mediterranean mountain catchment in the Pyrenees. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6, 527-537
- Gallart F, Prat N, García-Roger EM, Latron J, Rieradevall M, Llorens P, Barberá GG, Brito D, De Girolamo AM, Lo Porto A, Buffagni A, Erba S, Neves R, Nikolaidis NP, Perrin JR, Querner EP, Quiñonero JM, Tournoud MG, Tzoraki O, Skoulikidis N, Gómez R, Sánchez-Montoya MM & Froebrich J. 2012. A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in



- relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16, 3165-3182.
- Gallego E, Grimalt JO, Bartrons M, Lopez JF, Camarero L, Catalan J, Stuchlik E & Battarbee R. 2007. Altitudinal gradients of PBDEs and PCBs in fish from European high mountain lakes. *Environmental Science & Technology*, 41, 2196-2202.
- Gao BC. 1996. NDWI-A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58, 257-266.
- García-Berthou E, Bae MJ, Benejam L, Alcaraz C, Casals F, de Sostoa A, Solà C & Munné A. 2016. Fish-Based Indices in Catalan Rivers: Intercalibration and Comparison of Approaches. In: Munné A., Ginebreda A., Prat N. (eds) Experiences from Surface Water Quality Monitoring. Handbook of Environmental Chemistry. Vol. 42. 125-147. Disponible en: [http://link.springer.com/10.1007/698\\_2015\\_342](http://link.springer.com/10.1007/698_2015_342).
- García-Berthou E. 2007. Aigua i Canvi climàtic. Diagnosi dels impactes previstos a Catalunya, Agència Catalana de L'Aigua (Eds.). *Generalitat de Catalunya, Barcelona*. 229-236.
- Garilletei R, Calleja JA & Lara F. 2012. Vegetación ribereña de los ríos y ramblas de la España meridional (península y archipiélagos). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Geitler L. 1930-1932. Cyanophyceae von Europa. En: Rabenhorst L (Ed.). Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. *Koeltz Scientific Books. Leipzig*. 1-1196.
- George D & Harris G. 1985. The effect of climate on long-term changes in the crustacean biomass of Lake Windermere, UK. *Nature*, 316: 536-539.
- Gignac LD. 2011. Bryophytes as predictors of climate change. En: Tuba Z, Slack NG & Stark LR (Eds.). Bryophyte Ecology and Climate Change. *Cambridge University Press, New York*. 461-482.
- Gilchrist GW, Huey RB & Serra L. 2001. Rapid evolution of wing size clines in *Drosophila subobscura*. *Genetica*, 112-113, 273-286.
- Gillard M, Thiébaud G, Deleu C & Leroy B. 2017. Present and future distribution of three aquatic plants taxa across the world: decrease in native and increase in invasive ranges. *Biological Invasions*, 19(7), 2159-2170.
- Glime JM & Vitt DH. 1984. The physiological adaptations of aquatic Musci. *Lindbergia*, 10(1), 41-52.
- Glime JM. 2011. Ecological and physiological effects of changing climate on aquatic bryophytes. En: Tuba Z, Slack NG & Stark LR (Eds.). Bryophyte Ecology and Climate Change. *Cambridge University Press, New York*. 93-114.
- Graça MAS. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review. *International Review of Hydrobiology*, 86, 383-393.
- Granados I, Toro M & Rúbio-Romero Á. 2006. Laguna Grande de Peñalara: 10 años de seguimiento limnológico. *Dirección General del Medio Natural, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Comunidad de Madrid, Madrid, España*.
- Granados I, Toro M, Giralt S, Camacho A & Montes C. 2020. Water column changes under ice during different winters in a mid-latitude Mediterranean high mountain lake. *Aquat Sci* 82, 30. [doi.org/10.1007/s00027-020-0699-z](https://doi.org/10.1007/s00027-020-0699-z).
- Grenouillet G & Comte L. 2014. Illuminating geographical patterns in species' range shifts. *Global Change Biology*, 20, 3080-3091.
- Grimalt JO, Catalan J, Fernandez P, Piña B & Munthe J. 2010. Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems. *Wiley-Blackwell, Oxford, UK*. 180-202. Disponible en: <http://doi.wiley.com/10.1002/9781444327397.ch8>



- Grimalt JO, Fernandez P, Berdie L, Vilanova RM, Catalan J, Psenner R, Hofer R, Appleby PG, Rosseland BO, Lien L, Massabuau JC & Battarbee RW. 2001. Selective trapping of organochlorine compounds in mountain lakes of temperate areas. *Environmental Science & Technology*, 35, 2690-2697.
- Häder D, Williamson CE, Wängberg SA, Rautio M, Rose KC, Gao K, Helbling EW, Sinha RP & Worrest R. 2015. Effects of UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with other environmental factors. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 14: 108-126.
- Haidekker A & Hering D. 2008. Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: a multivariate study. *Aquatic Ecology*, 42, 463-481.
- Hamilton AT, Stamp JD & Bierwagen BG. 2010. Vulnerability of biological metrics and multimetric indices to effects of climate change. *Journal of North American Benthological Society*, 29, 1379-1396.
- Harper PP & Hynes HBN. 1970. Diapause in the nymphs of Canadian winter stoneflies. *Ecology*, 51, 925-927.
- Hasler CT, Butman D, Jeffrey JD & Suski CD. 2016. Freshwater biota and rising pCO<sub>2</sub>? *Ecology Letters*, 19(1), 98-108.
- Hassall C, Thompson DJ & Harvey IF. 2010. The impact of climate-induced distributional changes on the validity of biological water quality metrics. *Environmental Monitoring and Assessment*, 160, 451.
- Havens KE, Ji G, Beaver JR, Fulton RS & Teacher CE. 2019. Dynamics of cyanobacteria blooms are linked to the hydrology of shallow Florida lakes and provide insight into possible impacts of climate change. *Hydrobiologia*, 829(1), 43-59.
- He YY & Häder D. 2002. Reactive oxygen species and UV-B: effect on cyanobacteria. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 1: 729-736.
- Heino J, Virkkala R & Toivonen H. 2009. Climate change and freshwater biodiversity: Detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 84, 39-54.
- Hering D, Haidekker A, Schmidt-Kloiber A, Barker T, Buisson L, Graf W, Grenouillet G, Lorenz A, Sandin L & Stendera S. 2010. Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems. *Wiley-Blackwell, Oxford, UK*. 84-118. Disponible en: <http://doi.wiley.com/10.1002/9781444327397.ch5>
- Hering D, Schmidt-Kloiber A, Murphy J, Lücke S, Zamora-Muñoz C, López-Rodríguez MJ, Huber T & Graf W. 2009. Potential impact of climate change on aquatic insects: a sensitivity analysis for European caddisflies (Trichoptera) based on distribution patterns and ecological preferences. *Aquatic Sciences*, 71, 3-14.
- Hershkovitz Y, Dahm V, Lorenz AW & Hering D. 2015. A multi-trait approach for the identification and protection of European freshwater species that are potentially vulnerable to the impacts of climate change. *Ecological Indicators*, 50, 150-160.
- Hickling R, Roy DB, Hill JK, Fox R & Thomas CD. 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*, 12, 450-455.
- Hieber M, Robinson CT, Rushforth SR & Uehlinger U. 2001. Algal communities associated with different alpine stream types. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 33(4): 447-456.
- Hobbs RJ, Arico S, Aronson J, Baron JS, Bridgewater P, Cramer VA, Epstein PR, Ewel JJ, Klink CA, Lugo AE, Norton D, Ojima D, Richardson DM, Sanderson EW, Valladares F, Vilà M, Zamora R &



- Zobel M. 2006. Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 1-7.
- Hoffmann L. 1990. Presence of *Mastigocladopsis jogensis* (Cyanophyceae, Mastigocladopsiceae) in Corsica (France). *Cryptogamie, Algologie*, 11(2): 219-224.
- Hofmann W. 1998. Cladocerans and chironomids as indicators of lake level changes in north temperate lakes. *Journal of Paleolimnology*, 19, 55-62.
- Horreo JL, Machado-Schiaffino G, Ayllon F, Griffiths AM, Bright D, Stevens JR & Garcia-Vazquez E. 2011. Impact of climate change and human-mediated introgression on southern European Atlantic salmon populations. *Global Change Biology*, 17, 1778-1787.
- Hu H & Wei Y. 2006. The freshwater algae of China. Systematics, taxonomy, and ecology. *Science Press. Pekin*
- Huey RB, Gilchrist GW, Carlson ML, Berrigan D & Serra L. 2000. Rapid evolution of a geographic cline in size in an introduced fly. *Science*, 287, 308-309.
- Hynes HBN. 1970. The ecology of running waters. *University of Toronto Press. Toronto*.
- Iglesias A, Estrela T & Gallart F. 2007. 7. Impactos sobre los recursos hídricos. En: Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático. Moreno Rodríguez JM (Ed.). Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 303-354. Disponible en: <http://digital.csic.es/bitstream/10261/79951/1/Evaluaci%C3%B3n%20preliminar%20de%20os%20impactos%20en%20Espa%C3%B1a.pdf>
- Información sobre la Red Meteorológica del Parque Nacional Sierra de Guadarrama. Disponible en: <https://www.parquenacionalsierraguadarrama.es/es/blogs/blog-centro/item/376-rmpnp>
- Informes de seguimiento y datos de Lamioxín. Disponible en: <http://www.uragentzia.euskadi.eus/u81-0003741/es/?r01kQry=tC:euskadi;tF:documentacion,informacion;tT:documentacion,informacion;m:documentLanguage.EQ.es;cA:r01epd01176818abca9dfe881a5994fb28cb6adf8,r01e0000ff26d462afa470b859ac150984fa9809,r01epd0011661ecdf7a4eabeabe9af61d30b67c4a0,r01epd01439f297942bb935c85bd68fab32d2af88;p:Inter;>
- IPCC. 2014. Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. *Pachauri R K & Meyer L A (Eds.). IPCC, Ginebra, Suiza, 2014*. 157.
- IPCC3. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA., 2013*. Disponible en: [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2017/09/WG1AR5\\_Frontmatter\\_FINAL.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2017/09/WG1AR5_Frontmatter_FINAL.pdf)
- Isaak DJ, Wollrab S, Horan D & Chandler G. 2012. Climate change effects on stream and river temperatures across the northwest US from 1980-2009 and implications for salmonid fishes. *Climatic Change*, 113, 499-524
- Iyengar MOP. 1932. Two Little-known Genera of Green Algae (*Tetrasporidium* and *Eccallocystis*). *Annals of Botany*, 46(2): 191-192.
- Jarić I, Lennox RJ, Kalinkat G, Cvijanović G & Radinger J. 2019. Susceptibility of European freshwater fish to climate change: Species profiling based on life-history and environmental characteristics. *Global Change Biology*, 25, 448-458.
- Jeppesen E, Jensen JP, Lauridsen TL, Amsinck SL, Christoffersen K, Sondergaard M & Mitchell SF. 2003. Sub-fossils of cladocerans in the surface sediment of 135 lakes as proxies for



- community structure of zooplankton, fish abundance and lake temperature. *Hydrobiologia*, 491: 321–330.
- Jeppesen E, Meerhoff M, Davidson TA, Trolle D, Sondergaard M, Lauridsen TL, Beklioglu M, Brucet S, Volta P, González-Bergonzoni I & Nielsen A. 2014. Climate change impacts on lakes: an integrated ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes. *Journal of Limnology*, 73, 84-107.
- Jonsson B & Jonsson N. 2009. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology*, 75, 2381-2447.
- Joye DA & Rey-Boissezon A. 2015. Will charophyte species increase or decrease their distribution in a changing climate? *Aquatic Botany*, 120: 73-83.
- Kamarianakis Y, Velasco S, Cristobal, E, Toro M. 2016. Water temperature forecasting for Spanish rivers by means of nonlinear mixed models. *Journal of Hydrology. Regional Studies*. 229-243.
- Kaushal SS, Likens GE, Jaworski NA, Pace ML, Sides AM, Seekell D, Belt KT, Secor DH & Wingate R. 2010. Rising stream and river temperatures in the United States. *Frontiers in Ecology Environment*, 8, 461-466.
- Keck F, Bouchez A, Franc A & Rimet F. 2016. Linking phylogenetic similarity and pollution sensitivity to develop ecological assessment methods: a test with river diatoms. *Journal of Applied Ecology*, 53: 856-864.
- Kelley JL, Grierson PF, Collin SP & Davies PM. 2018. Habitat disruption and the identification and management of functional trait changes. *Fish and Fisheries*, 19, 716-728.
- Khoo SG. 1968. Proceedings of the Royal Entomological Society of London. Series A, General Entomology. *Wiley Online Library*. Vol. 43. 49-56.
- Kilsby CG, Tellier SS, Fowler HJ & Howels TR. 2007. Hydrological impacts of climate change on the Tejo and Guadiana Rivers. *Hydrology and Earth System Sciences Discuss.*, 11, 1175-1189.
- Kokocinski M, Dziga D, Spoo L, Stefaniak K, Jurczak T, Mankiewicz-Boczek J & Meriluoto J. 2009. First report of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in the shallow, eutrophic lakes of western Poland. *Chemosphere*, 74, 669-675.
- Korhola A, Olander H & Blom T. 2000. Cladoceran and chironomid assemblages as quantitative indicators of water depth in subarctic Fennoscandian lakes. *Journal of Paleolimnology*, 24: 43–54.
- Kosten S, Huszar VLM, Bécares E, Costa LS, van Donk E, Hansson LA, Jeppesen E, Kruk C, Lacerot G, Mazzeo N, De Meester L, Moss B, Lürling M, Nöges T, Romo S & Scheffer M. 2012. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*, 18(1), 118-126.
- Kosten S, Jeppesen E, Huszar V, Mazzeo N, van Nes EH, Peeters ET & Scheffer M. 2011. Ambiguous climate impacts on competition between submerged macrophytes and phytoplankton in shallow lakes. *Freshwater Biology*, 56(8), 1540-1553.
- Kosten S, Kamarainen AMY, Jeppesen E, van Nes EH, Peeters ET, Mazzeo N, Sass L, Hauxwell J, Hansel-Welch N, Lauridsen TL, Søndergaard M, Bachmann RW, Lacerot G & Scheffer M. 2009. Climate-related differences in the dominance of submerged macrophytes in shallow lakes. *Global Change Biology*, 15(10), 2503-2517.



- Krizmanic J, Subakov-Simic G & Karadzic V. 2008. Supplementary notes on the distribution of *Hydrurus foetidus* (Vill.) Trevisan (chrysophyta) in Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 60(2): 13-14.
- Kroll SA, Ringler NH, Cano Costa MC & De las Heras J. 2017. Macroinvertebrates on the front lines: projected community response to temperature and precipitation changes in Mediterranean streams. *Journal of Freshwater Ecology*, 32, 513-528.
- Kuzmanovic M, Dolédec S, de Castro-Catala N, Ginebrada A, Sabater S, Muñoz I & Barceló D. 2017. Environmental stressors as a driver of the trait composition of benthic macroinvertebrate assemblages in polluted Iberian rivers. *Environmental Research*, 156, 485-493.
- Kwandrans J & Eloranta P. 2010. Diversity of freshwater red algae in Europe. *Oceanological and hydrobiological studies*, 39(1), 161-169.
- Lallias-Tacon S, Liébault F & Piégay H. 2017. Use of airborne LiDAR and historical aerial photos for characterising the history of braided river floodplain morphology and vegetation responses. *Catena*. 149, 742-759.
- Langan SJ, Johnston L, Donaghy MJ, Youngson AF, Hay DW & Soulsby C. 2001. Variation in river water temperatures in an upland stream over a 30-year period. *The Science of the Total Environment*, 265, 195-207.
- Lara A, Garilleti R & Calleja JA. 2004. La vegetación de ribera de la mitad norte española. CEDEX. Ministerio de Fomento, Madrid.
- Larned ST, Datry T, Arscott DB & Tockner K. 2010. Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology*, 55, 717-738.
- Lassalle G & Rochard E. 2009. Impact of twenty-first century climate change on diadromous fish spread over Europe, North Africa and the Middle East. *Global Change Biology*, 15, 1072-1089.
- Latorre D, Masó G, Hinckley A, Verdiell-Cubedo D, Tarkan AS, Vila-Gispert A, Copp GH, Cucherousset J, Da Silva E, Fernández-Delgado C, García-Berthou E, Miranda R, Oliva-Paterna FJ, Ruiz-Navarro A, Serrano JM & Almeida D. 2018. Inter-population variability in growth and reproduction of invasive bleak *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) across the Iberian Peninsula. *Marine and Freshwater Research*, 69, 1326-1332.
- Lawrence JE, Lunde KB, Mazor RD, Bêche LA, McElravy EP & Resh VH. 2010. Long-term macroinvertebrate responses to climate change: implications for biological assessment in mediterranean-climate streams. *Journal of North American Benthological Society*, 29, 1424-1440.
- Le TDH, Kattwinkel M, Schützenmeister K, Olson JR, Hawkins CP & Schäfer RB. 2019. Predicting current and future background ion concentrations in German surface water under climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*, 374, 20180004.
- Ledger ME, Brown LE, Edwards FK, Hudson LN, Milner AM & Woodward G. 2013. Advances in Ecological Research. Elsevier. Vol. 48. 343-395.
- Leigh C, Bonada N, Boulton AJ, Hugueny B., Larned ST, Vorste RV & Datry Thibault. 2016. Invertebrate assemblage responses and the dual roles of resistance and resilience to drying in intermittent rivers. *Aquatic Sciences*, 78, 291-301.
- Lemke AM & Benke AC. 2004. Growth, reproduction, and production dynamics of a littoral microcrustacean, *Euryercus vernalis* (Chydoridae), from a southeastern wetland, USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 23, 806-823.



- Lesser MP. 2008. Effects of ultraviolet radiation on productivity and nitrogen fixation in the cyanobacterium, *Anabaena* sp. (Newton's strain). *Hydrobiologia*, 598: 1-9.
- Leung ES, Rosenfeld JS & Bernhardt JR. 2009. Habitat effects on invertebrate drift in a small trout stream: implications for prey availability to drift-feeding fish. *Hydrobiologia*, 623, 113-125.
- Lillehamnr A, Brittain JE, Saltveit SJ & Nielsen PS. 1989. Egg development, nymphal growth and life cycle strategies in Plecoptera. *Ecography*, 12, 173-186.
- Litchman E, Pinto PD, Klausmeier CA, Thomas MK & Yoshiyama K. 2010. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia*, 653: 15-28.
- Livingstone DM. 2003. Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central European lake. *Climatic change*, 57(1-2), 205-225.
- Llimona X, Ballesteros E, Brugués M, Comín FA, Cros RM, Molero J, Romero J, Tomás X & Torrella F. 1985. Història natural dels països catalans. 4, Plantes inferiors. *Enciclopèdia catalana. Barcelona*.
- Lobón-Cerviá J. 2003. Spatiotemporal Dynamics of Brown Trout Production in a Cantabrian Stream: Effects of Density and Habitat Quality. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132, 621-637.
- Lobón-Cerviá J. 2012. Density-dependent mortality in adults, but not juveniles, of stream-resident brown trout (*Salmo trutta*). *Freshwater Biology*, 57, 2181-2189.
- López-Blanco C, Miracle MR & Vicente E. 2011. Cladoceran assemblages in a karstic lake as indicators of hydrological alterations. *Hydrobiologia*, 676, 249-261.
- López-Moreno JI, Beguería S & García-Ruiz JM. 2006. Trends in high flows in the central Spanish Pyrenees: response to climatic factors or to land-use change? *Hydrological Sciences Journal*, 51, 1039-1050.
- López-Moreno JI, Goyette S & Beniston M. 2008. Climate change prediction over complex areas: spatial variability of uncertainties and predictions over the Pyrenees from a set of regional climate models. *International Journal of Climatology. A J. R. Meteorol. Soc.*, 28, 1535-1550.
- Lorenzo-Lacruz J, Vicente Serrano SM, López-Moreno JI, Beguería S, García-Ruiz JM & Cuadrat JM. 2010. The impact of droughts and water management on various hydrological systems in the headwaters of the Tagus River (central Spain). *Journal of Hydrology*, 386, 13-26.
- Lotter AF, Birks HJB, Hofmann W & Marchetto A. 1997. Modern diatom, cladocera, chironomid and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. *I. Climate. J. Paleolim.* 18: 395-420.
- Low-Décarie E, Bell G & Fussmann GF. 2015. CO<sub>2</sub> alters community composition and response to nutrient enrichment of freshwater phytoplankton. *Oecologia*, 177(3), 875-883.
- Luque Marín JA. 2003. El Lago de Sanabria: un sensor de las oscilaciones climáticas del Atlántico Norte durante los últimos 6.000 años. Tesis Doctoral. *Instituto de Ciencias de la Tierra 'Jaume Almera', Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)*
- Lynch AJ, Myers BJE, C. Chu C, LEby LA, Falke JA, Kovach RP, Krabbenhoft TJ, Kwak TJ, Lyons J, Paukert CP & Whitney JE. 2016. Climate Change Effects on North American Inland Fish Populations and Assemblages. *Fisheries*, 41, 346-361.
- Lytle D & Poff NL. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, 19, 94-100.
- Lytle D & White N. 2007. Rainfall Cues and Flash-Flood Escape in Desert Stream Insects. *Journal of Insect Behavior*, 20, 413-423.



- Lytle D, Bogan MT & Finn DS. 2008. Evolution of aquatic insect behaviours across a gradient of disturbance predictability. *Proceeding of the Royal Society B: Biologic Sciences*, 275, 453-462.
- Lytle D. 1999. Use of rainfall cues by *Abedus herberti* (Hemiptera: Belostomatidae): a mechanism for avoiding flash floods. *Journal of Insect Behavior*, 12, 1-12.
- MAGRAMA. 2013. Protocolo para el cálculo del índice IBCAEL de invertebrados en lagos. Código: IBCAEL2013.
- Majone B, Bovolo CI, Bellin A, Blenkinsop S & Fowler HJ. 2012. Modeling the impacts of future climate change on water resources for the Gállego river basin (Spain). *Water Resources Research*, 48.
- Mantua N, Tohver I & Hamlet A. 2010. Climate change impacts on streamflow extremes and summertime stream temperature and their possible consequences for freshwater salmon habitat in Washington State. *Climatic Change*, 102, 187-223.
- Margalef R. 1948. Flora, fauna y comunidades bióticas del Pirineo de la Cerdaña. *Monografías de la Estación de Estudios Pirenaicos Vol, 11. CSIC Zaragoza*.
- Margalef R. 1950. Datos para la hidrobiología de la cordillera cantábrica, especialmente del macizo de los Picos de Europa. *Publicaciones del Instituto de Biología aplicada*, 7: 37-76.
- Margalef, R. 1983. Limnología. *Ediciones Omega, Barcelona*.
- Margules CR & Pressey RL. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243-253.
- Marín-Murcia, J. P. & Aboal, M. 2007. Estudio de las comunidades vegetales de los canales de Montijo y Lobón y de las condiciones que favorecen su desarrollo. (Informe Técnico). Confederación Hidrográfica del Guadiana. Ministerio de Medio Ambiente. 125 pp.
- Marten M. 1990. Interspecific variation in temperature dependence of egg development of five congeneric stonefly species (*Protonemura* Kempny, 1898, *Nemouridae*, *Plecoptera*). *Hydrobiologia*, 199, 157-172
- Martínez B & Gilabert MA. 2009. Vegetation dynamics from NDVI time series analysis using the wavelet transform. *Remote Sensing of Environment*, 113, 1823-1842.
- Martínez M, Alonso E & Mayordomo J. 2011. Propuesta de nuevos conceptos de patrimonio hidrogeológico: clasificación, valoración y diagnóstico. Aplicación al karst en formaciones yesíferas de la Serranía de Cuenca. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 24(3), 197-214.
- Martínez-Abaigar J & Núñez-Olivera E. 2019. Effects of Climate Change on Aquatic Bryophytes. En: Häder D & Gao K (Eds.). *Aquatic Ecosystems in a Changing Climate. Taylor & Francis Group, LLC*. 268-287.
- Martínez-Silvestre R. 1975. First report on the limnology of the alpine lake La Caldera, in the Penibetic Mountains (Sierra Nevada, Granada, Spain) With 4 figures and 7 tables in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 19(2), 1133-1139.
- McIntosh A & Townsend C. 1996. Interactions between fish, grazing invertebrates and algae in a New Zealand stream: a trophic cascade mediated by fish-induced changes to grazer behaviour? *Oecologia*, 108, 174-181.
- McQuoid MR & Hobson LA. 1996. Diatom resting stages. *Journal of Phycology*, 32: 889-902.
- Mehnert G, Leunert F, Cires S, Johnk KD, Rucker J, Nixdorf B & Wiedner C. 2010. Competitiveness of invasive and native cyanobacteria from temperate freshwaters under various light and temperature conditions. *Journal of Plankton Research*, 32, 1009-1021.



- Menezes S, Bair DJ & Soares AMVM. 2010. Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *Journal of Applied Ecology*, 47, 711-719.
- Merciai R, Guasch H, Kumar A, Sabater S & García-Berthou E. 2014. Trace metal concentration and fish size: Variation among fish species in a Mediterranean river. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 107, 154-161.
- Merciai R, Molons-Sierra C, Sabater S & García-Berthou E. 2017. Water abstraction affects abundance, size-structure and growth of two threatened cyprinid fishes. *PLoS One*, 12, e0175932.
- Merilä J & Hendry AP. 2014. Climate change, adaptation, and phenotypic plasticity: The problem and the evidence. *Evolutionary Applications*, 7, 1-14.
- Merritt RW & Cummins KW. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. *Kendall/Hunt Publishing, Iowa*.
- Millán A, Velasco J, Gutiérrez-Canovas T, Arribas P, Picazo F, Sánchez-Fernández D & Abellán P. 2011. Mediterranean saline streams in southeast Spain: What do we know? *Journal of Arid Environments*, 75, 1352-1359.
- Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. Líneas estratégicas para la gestión de las reservas naturales fluviales. Madrid, Spain, 2017. Disponible en: [https://www.miteco.gob.es/images/es/lineas-estrategicas-rnf-marzo-2017\\_tcm30-377658.pdf](https://www.miteco.gob.es/images/es/lineas-estrategicas-rnf-marzo-2017_tcm30-377658.pdf)
- Ministerio para la Transición Ecológica, Catálogo Nacional de Reservas Hidrológicas. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/delimitacion-y-restauracion-del-dominio-publico-hidraulico/Catalogo-Nacional-de-Reservas-Hidrologicas/>
- MITECO. 2015. Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos (M-R-HMF-2015). MITECO, Madrid (2015).
- MITECO. 2018. Protocolo de seguimiento del cambio climático en las Reservas Naturales Fluviales. *Ministerio de Transición Ecológica*.
- Mladenov N, Sommaruga R, Morales-Baquero R, Laurion I, Camarero L, Diéguez MC, Camacho A, Delgado A, Torres O, Chen Z, Felip M & Reche I. 2011. Dust inputs and bacteria influence dissolved organic matter in clear alpine lakes. *Nature Comm* 2: 405-412. doi 10.1038/ncomms1411
- Monteagudo L & Moreno JL. 2016. Benthic freshwater cyanobacteria as indicators of anthropogenic pressures. *Ecological Indicators*, 67: 693-702.
- Monteagudo L. 2016. Macroalgas bentónicas de los ríos de Castilla-La Mancha. Bases para el estudio de su potencial indicador. Tesis Doctoral. *Universidad de Castilla-La Mancha*.
- Monteith DT, Stoddard JL, Evans CD, de Wit HA, Forsius M, Høgåsen T, Wilander A, Skjelkvåle BL, Jeffries DS, Vuorenmaa J, Keller B, Kopáček J & Vesely J. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450, 537.
- Morales R, Carrillo P, Cruz Pizarro L & Sánchez-Castillo P. 1992. Southernmost high-mountain lakes in Europe (Sierra Nevada) as reference sites for pollution and climate change monitoring. *Limnetica*, 8, 39-47.
- Morán-Ordóñez A, Canessa S, Bota G, Brotons LI, Herrando S & Hermoso V. 2018 Efficiency of species survey networks can be improved by integrating different monitoring approaches in a spatial prioritization design. *Conservation Letters*, 11, e12591.



- Morán-Tejeda E, López-Moreno JI, Ceballos-Barbancho A & Vicente-Serrano SM. 2011. River regimes and recent hydrological changes in the Duero basin (Spain). *Journal of Hydrology*, 404, 241-258.
- Morant D, Picazo A, Rochera C, Santamans AC, Miralles-Lorenzo J, Camacho-Santamans A, Ibañez C, Martínez-Eixarch M & Camacho A. 2020a. The role of ecological features and conservation status on the carbon cycle and methane emissions in the Ebro Delta wetlands. *PLoS ONE* 15(4): e0231713. doi.org/10.1371/journal.pone.0231713.
- Morant D, Picazo A, Rochera C, Santamans AC, Miralles-Lorenzo J & Camacho A. 2020b. Linkage of the conservation status to the carbon balance of semiarid Mediterranean coastal wetlands. *Inland Waters*, In press.
- Morata-Gasca A. 2014. Guía de escenarios regionalizados de cambio climático sobre España a partir de los resultados del IPCC-AR4. *Agencia Estatal de Meteorología*. Disponible en: <http://hdl.handle.net/20.500.11765/697>
- Moreno JL, Aboal M & Monteagudo L. 2012. On the presence of *Nostochopsis lobata* Wood ex Bornet et Flahault in Spain: morphological, ecological and biogeographical aspects. *Nova Hedwigia*, 95(3-4): 373-390
- Moreno JL, De Las Heras J, Prat P & Rieradevall M. 2008. Evaluación del estado trófico de tres cuencas interiores de Cataluña (Foix, Besòs y Llobregat) mediante la vegetación acuática: aplicación de un índice trófico (IVAM-FBL). *Limnetica*, 27(1) 107-118.
- Moreno JL, Monteagudo L & Aboal M. 2013. Morphological description and ecology of some rare macroalgae in south-central Spanish rivers (Castilla-La Mancha Region). *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 70(1): 81-90.
- Moreno JL, Monteagudo L, Ros RM & De las Heras J. 2018. Diversidad, distribución y ecología de los macrófitos fluviales (algas, briófitos y fanerógamas) de la provincia de Albacete. Actas de las III Jornadas sobre el Medio Natural Albacetense. *Instituto de Estudios Albacetenses. Albacete*. 310-326.
- Moreno JL, Navarro C & De Las Heras J. 2005. Índice genérico de vegetación acuática (IVAM): propuesta de evaluación rápida del estado ecológico de los ríos ibéricos en aplicación de la Directiva Marco del Agua. *Tecnología del Agua*, 261: 48-53.
- Moreno JL, Navarro C & De Las Heras J. 2006. Propuesta de un Índice de Vegetación Acuática (IVAM) para la evaluación del estado trófico de los ríos de Castilla-La Mancha: Comparación con otros índices bióticos. *Limnetica*, 25(3): 821-838.
- Moreno JL, Ros RM & De Las Heras J. 2011. La flora acuática de los ríos y humedales de Castilla-La Mancha: Comunidades, hábitats y medidas de conservación. En: Protección de la diversidad vegetal y de los recursos fitogenéticos en Castilla-La Mancha: la perspectiva ex situ y el compromiso del Jardín Botánico. 281-318.
- Moss B, Hering D, Green AJ, Aidoud A, Becares E, Beklioglu M, Bennion H, Boix D, Brucet S, Carvalho L, Clement B, Davidson T, Declerck S, Dobson M, van Donk E, Dudley B, Feuchtmayr H, Friberg N, Grenouillet G, Hillebrand H, Hobaek A, Irvine K, Jeppesen E, Johnson R, Jones I, Kernan M, Lauridsen TL, Manca M, Meerhoff M, Olafsson J, Ormerod S, Papastergiadou E, Penning WE, Ptacnik R, Quintana X, Sandin L, Seferlis M, Simpson G, Triga C, Verdonschot P, Verschoor AM & Weyhenmeyer GA. 2009. Climate Change and the Future of Freshwater Biodiversity in Europe: A Primer for Policy-Makers. *Freshwater Reviews*, 2, 103-130.



- Mulholland PJ, Marzolf ER, Hendricks SP & Wilkerson RV. 1995. Longitudinal patterns of nutrient cycling and periphyton characteristics in streams: a test of upstream downstream linkage. *Journal of the North American Benthological Society*, 14: 357-370.
- Munné A & Prat N. 2011. Effects of Mediterranean climate annual variability on stream biological quality assessment using macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators*, 11, 651-662.
- Munné A, Prat N, Solà C, Bonada N & Rieradevall M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation Marine Freshwater Ecosystems*, 13, 147-163.
- Muñoz-Mas R, Lopez-Nicolas A, Martínez-Capel F & Pulido-Velazquez M. 2016. Shifts in the suitable habitat available for brown trout (*Salmo trutta* L.) under short-term climate change scenarios. *Science for the Total Environment*, 544, 686-700.
- Murphy CA, Grenouillet G & García-Berthou E. 2015. Natural abiotic factors more than anthropogenic perturbation shape the invasion of Eastern Mosquitofish (*Gambusia holbrooki*). *Freshwater Science*, 34, 965-974.
- Naiman RJ, Decamps H, McClain HE. 2005. *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier, New York.
- Netten JJ, Arts GH, Gylstra R, van Nes EH, Scheffer M & Roijackers RM. 2010. Effect of temperature and nutrients on the competition between free-floating *Salvinia natans* and submerged *Elodea nuttallii* in mesocosms. *Fundamental and Applied Limnology*, 177: 125-132.
- Nevalainen L & Luoto TP. 2012. Faunal (Chironomidae, Cladocera) responses to post-Little Ice Age climate warming in the high Austrian Alps. *Journal of Paleolimnology*, 48, 4: 711-724.
- Nicola GG, Elvira B, Jonsson B, Ayllón D & Almodóvar A. 2018. Local and global climatic drivers of Atlantic salmon decline in southern Europe. *Fisheries Research*, 198, 78-85.
- Nöges T, Nöges P & Laugaste R. 2003. Water level as the mediator between climate change and phytoplankton composition in a large shallow temperate lake. *Hydrobiologia*, 506(1-3), 257-263.
- Nohara D, Kitoh A, Hosaka M & Oki T. 2006. Impact of Climate Change on River Discharge Projected by Multimodel Ensemble. *Journal of Hydrometeorology*, 7, 1076-1089.
- Oficina Española de Cambio Climático. 2006. Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático - PNACC, Madrid, Spain, 2006. Disponible en: [https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/folleto\\_pnacc\\_ing\\_tcm30-70395.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/folleto_pnacc_ing_tcm30-70395.pdf)
- Oliva-Paterna FJ, Vila-Gispert A & Torralva M. 2003. Condition of *Barbus sclateri* from semi-arid aquatic systems: Effects of habitat quality disturbances. *Journal of the Fish Biology*, 63, 699-709.
- Olmo Rodríguez C. 2016. Zooplankton assemblages in a Mediterranean restored area: patterns and processes of colonization and establishment. Tesis doctoral. *Universitat de València*.
- Olson JR. 2019. Predicting combined effects of land use and climate change on river and stream salinity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*, 374, 20180005.
- O'Reilly CM, Alin SR, Plisnier PD, Cohen AS & McKee BA. 2003. Climate change decreases aquatic ecosystem productivity of Lake Tanganyika, Africa. *Nature*, 424(6950), 766.
- Pace G, Bonada N & Prat N. 2013. Long-term effects of climatic-hydrological drivers on macroinvertebrate richness and composition in two Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 58, 1313-1328.



- Padisák J, Crossetti LO & Naselli-Flores L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621(1), 1-19.
- Paerl HW & Huisman J. 2008. Blooms like it hot. *Science*, 320, 57-58.
- Paerl HW & Paul VJ. 2012. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water research*, 46(5), 1349-1363.
- Pardo I, Álvarez M, Casas J, Moreno JL, Vivas S, Bonada N, Alba-Tercedor J, Jáimez-Cuéllar P, Moyà G, Prat N, Robles S, Suárez ML, Toro M & Vidal-Abarca MR. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21, 115-133.
- Park MG & Blossey B. 2008. Importance of plant traits and herbivory for invasiveness of *Phragmites australis* (Poaceae). *American Journal of Botany*, 95: 1557-1568.
- Partanen S & Luoto M. 2006. Environmental determinants of littoral paludification in boreal lakes. *Limnological Ecology and Management of Inland Waters*, 36: 98-109.
- Pathak J, Ahmed H, Rajneesh, Singh SP, Häder D & Sinha RP. 2019. Effects of Global Climate Change on Cyanobacteria. En: Häder D & Gao K. Aquatic Ecosystems in a Changing Climate. *Taylor & Francis Group, LLC*. 45-61 (repetido: Jainendra Pathak, Haseen Ahmed, Rajneesh, Shailendra P. Singh, Donat-P. Häder and Rajeshwar P. Sinha...In: Donat-P Häder and Kunshan Gao).
- Pearce-Higgins JW, Beale CM, Oliver TH, August TA, Carroll M, Massimino D, Ockendon N, Savage J, Wheatley CJ, Ausden MA, Bradbury RB, Duffield SJ, Macgregor NA, McClean CJ, Morecroft MD, Thomas CD, Watts O, Beckmann BC, Fox R, Roy HE, Sutton PG, Walker KJ & Crick HQP. 2017. A national-scale assessment of climate change impacts on species: assessing the balance of risks and opportunities for multiple taxa. *Biological Conservation*, 213: 124-134.
- Peerapornpisal Y, Amornledpison D, Rujjanawate C, Ruangrit K & Kanjanapothi D. 2006. Two Endemic Species of Macroalgae in Nan River, Northern Thailand, as Therapeutic Agents. *Science Asia*, 32(1): 71-76
- Perona E, Bonilla I & Mateo P. 1998. Epilithic cyanobacterial communities and water quality: an alternative tool for monitoring eutrophication in the Alberche River (Spain). *Journal of Applied Phycology*, 10, 183-191. DOI: 10.1023/A:1008051327689.
- Piano E, Doretto A, Falasco E, Fenoglio S, Gruppuso L, Nizzoli D, Viaroli P & Bona F. 2019. If Alpine streams run dry: the drought memory of benthic communities. *Aquatic Sciences*, 81.
- PNOA. 2019. Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (2019). Disponible en <https://pnoa.ign.es/>
- Poff L, Olden JD & Strayer DL. 2012. *Saving a million species*. Springer. 309-336.
- Poff NL, Pyne MI, Bledsoe BP, Cuhacyan CC & Carlisle DM. 2010. Developing linkages between species traits and multiscaled environmental variation to explore vulnerability of stream benthic communities to climate change. *Journal of North American Benthological Society*, 29, 1441-1458.
- Portal web del Programa de Seguimiento del Cambio Global: <https://www.miteco.gob.es/es/red-parques-nacionales/red-seguimiento/cambio-global.aspx>
- Quesada A, Moreno E, Carrasco D, Paniagua T, Wormer L, Hoyos CD & Sukenik A. 2006. Toxicity of *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanobacteria) in a Spanish waterreservoir. *European Journal Phycology*, 41, 39-45.
- Radinger J, Alcaraz-Hernández JD & García-Berthou E. 2019. Environmental filtering governs the spatial distribution of alien fishes in a large, human-impacted Mediterranean river. *Diversity and Distributions*, 25, 701-714.



- Rahel FJ & Olden JD. 2008. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology*, 22, 521-533.
- 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. Boletín oficial del Estado, 219 de 12 de septiembre de 2015, 80582 a 80677. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2015-9806>.
- Real Decreto 818/2018, de 6 de julio, sobre medidas para la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos. Boletín oficial del Estado, 164 de 07 de julio de 2018, 68316 a 68335. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2018-9466>.
- Reavie ED, Sgro GV, Estep LR, Bramburger AJ, Chraibi VLS, Pillsbury RW, Cai MJ, Stow CA & Dove A. 2017. Climate warming and changes in *Cyclotella* sensu lato in the Laurentian Great Lakes. *Limnology and Oceanography*, 62: 768-783.
- Reitsemá RE, Meire P & Schoelynck J. 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.
- Rennie MD, Sprules WG & Vaillancourt A. 2010. Changes in fish condition and mercury vary by region, not *Bythotrephes* invasion: A result of climate change? *Ecography (Cop.)*, 33, 471-482.
- Resh VH, Brown AV, Covich AP, Gurtz ME, Li HW, Minshall GW, Reice SR, Sheldon AL, Wallace B & Wissmar RC. 1998. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of North American Benthological Society*, 7, 433-455.
- Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L & Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24(5), 417-428.
- Rieradevall M, Gonzalez Samperiz P, Pérez-Martínez C, Tarrats P, Leunda M, Aranbarri J, Gil-Romera G & Prat N. 2018. Evaluación y seguimiento del cambio global en dos lagos de alta montaña (Enol y Marboré) de la red española de Parques Naturales: indicadores biológicos (clam 2). *Proyectos de investigación en Parques Nacionales: 2012-2015*. Disponible en: [https://www.miteco.gob.es/gl/red-parques-nacionales/programa-investigacion/15-evaluacionyseguimientoclam2307-325\\_tcm37-445444.pdf](https://www.miteco.gob.es/gl/red-parques-nacionales/programa-investigacion/15-evaluacionyseguimientoclam2307-325_tcm37-445444.pdf)
- Riis T, Olesen B, Clayton JS, Lambertini C, Brix H & Sorrell BK. 2012. Growth and morphology in relation to temperature and light availability during the establishment of three invasive aquatic plant species. *Aquatic Botany*, 102: 56-64.
- Rivaes R, Rodríguez-González PM, Albuquerque A, Pinheiro AN, Egger G & Ferreira MT. 2013. Riparian vegetation responses to altered flow regimes driven by climate change in Mediterranean rivers. *Ecohydrology*, 6, 413-424.
- Rivaes RP, Rodríguez-González PM, Ferreira, MT, Pinheiro AN, Politti E, Egger G, García-Arias A & Francés F. 2014. Modeling the evolution of riparian woodlands facing climate change in three European Rivers with contrasting flow regimes. *PLoS One*, 9, e110200.
- Roca JR, Mezquita F, Rueda J, Camacho A & Miracle MR. 2000. Endorheic versus karstic lakes: patterns of ostracod distributions and lake typology in a Mediterranean landscape (Castilla-La Mancha, Spain). *Marine and freshwater research*, 51(4), 311-319.
- Rocha J, Hughes SJ, Almeida P, Garcia-Cabral I, Amich F & Crespí AL. 2015. Contemporary and future distribution patterns of fluvial vegetation under different climate change scenarios and implications for integrated water resource management. *Ecol. Res.* 30, 989-1003.



- Rodríguez MCL & Rodríguez MP. 2007. Novedades de la flora ficológica dulceacuícola (Cyanophyta, Heterokontophyta y Chlorophyta) del Macizo Central Gallego (Ourense, España). *Botanica Complutensis*, 31, 31.
- Rodríguez-González PM, Campelo F, Albuquerque A, Rivaes R, Ferreira T & Pereira JS. 2014. Sensitivity of black alder (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) growth to hydrological changes in wetland forests at the rear edge of the species distribution. *Plant Ecol.* 215, 233–245.
- Rodríguez-Rodríguez M, Moreno-Ostos E, De Vicente I, Cruz-Pizarro L & Da Silva SLR. 2004. Thermal structure and energy budget in a small high mountain lake: La Caldera, Sierra Nevada, Spain. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 38(5), 879-894.
- Royo C, Sánchez-Carrillo S, Rodrigo MA, Puche E, Cirujano S & Álvarez-Cobelas M. 2020. Charophyte stoichiometry in temperate waters. *Aquatic Botany*, 161, 103182.
- Romero L, Julià R, Camacho A, Vicente E & Miracle MR. 2008. Climate signal in varve thickness: Lake La Cruz (Spain), a case study. *Journal of Paleolimnology*, 40, 703-714.
- Romero L, Miracle MR, López R, Cuna E, Vilaclara G, García-Orellana J, Keely BJ, Camacho A & Vicente E. 2009. Sedimentary multiproxy response to hydroclimatic variability in Lagunillo del Tejo (Spain). *Hydrobiologia*, 631, 231-245.
- Rooney N & Kalff J. 2000. Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. *Aquatic Botany*, 68: 321-335.
- Rosenberg DM & Resh VM 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. *Chapman & Hall, New York*.
- Ruiz C, Martínez G, Toro M & Camacho A. 2011. Macrophytes in the assessment of Spanish lakes ecological status under the Water Framework Directive (WFD). *Ambientalia* sp1: 1-25.
- Sabater, S., Aboal, M. & Cambra, J. 1989. Nuevas observaciones de rodofceas en aguas epicontinentales del NE y SE de España. *Limnetica*, 5: 93–100.
- Sabater S, Acuña V, Batalla RJ, Borrego C, Butturini A, Felip M, García-Berthou E, Gascón S, Marcé R, Martí E, Menéndez M, Muñoz I, Quintana X & Sabater F. 2016. Tercer informe sobre el canvi climàtic a Catalunya. En: Martín-Vide J. (Ed.). *Institut d'Estudis Catalans & Generalitat de Catalunya, Barcelona*. 237-261.
- Sabater S. 2008. Alterations of the global water cycle and their effects on river structure, function and services. *Freshwater Reviews*, 1: 75-88.
- Sánchez-Bayo F & Wyckhuys KAG. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8-27.
- Sánchez-Castillo PM. 1984. Estudio ficológico de la vegetación reófila de Sierra Nevada (Granada). *Limnetica*, 1: 136-140.
- Sandin L, Schmidt-Kloiber A, Svenning JC, Jeppesen E & Friberg N. 2014. A trait-based approach to assess climate change sensitivity of freshwater invertebrates across Swedish ecoregions. *Current Zoology*, 60, 221-232.
- Santiago JM, García de Jalón D, Alonso C, Solana J, Ribalaygua J, Pórtoles J & Monjo R. 2016. Brown trout thermal niche and climate change: Expected changes in the distribution of cold-water fish in central Spain. *Ecohydrology*. 9, 514-528.
- Santiago JM, Muñoz-Mas R, Solana-Gutiérrez J, García de Jalón D, Alonso C, Martínez-Capel F, Pórtoles J, Monjo R & Ribalaygua J. 2017. Waning habitats due to climate change: the effects of changes in streamflow and temperature at the rear edge of the distribution of a cold-water fish. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21, 4073-4101.



- Sarma P & Chapman VJ. 1975. Occurrence of the genus *Nostochopsis* in New Zealand. *Nova Hedwigia*, 26: 305-308.
- Sauer J, Domisch S, Nowak C & Haase P. 2011. Low mountain ranges: summit traps for montane freshwater species under climate change. *Biodiversity and Conservation*, 20, 3133-3146.
- Scarpitta AB, Bardat J, Lalanne A & Vellend M. 2017. Long-term community change: bryophytes are more responsive than vascular plants to nitrogen deposition and warming. *Journal of Vegetation Science*, 28: 1220-1229.
- Schindler DE & Hilborn R. 2015. Prediction, precaution, and policy under global change. *Science*, 347(6225), 953-954.
- Schmeller DS, Loyau A, Bao K, Brack W, Chatzinotas A, De Vleeschouwer F & Le Roux G. 2018. People, pollution and pathogens—Global change impacts in mountain freshwater ecosystems. *Science of the Total Environment*, 622, 756-763.
- Scullion J, Parish CA, Morgan N & Edwards RW. 1982. Comparison of benthic macroinvertebrate fauna and substratum composition in riffles and pools in the impounded River Elan and the unregulated River Wye, mid-Wales. *Freshwater Biology*, 12, 579-595.
- Sculthorpe CD. 1967. The Biology of aquatic vascular plants. *St. Martin's Press*. New York.
- Seidler MD & Pirow JP. 2005. Acclimation of the microcrustacean *Daphnia* to warm temperatures is dependent on haemoglobin expression. *Journal of Thermal Biology* 30: 532-544.
- Sharma S, Jackson DA & Minns CK. 2009. Quantifying the potential effects of climate change and the invasion of smallmouth bass on native lake trout populations across Canadian lakes. *Ecography (Cop.)*, 32, 517-525
- Sharma S, Jackson DA, Minns CK & Shuter BJ. 2007. Will northern fish populations be in hot water because of climate change? *Global Change Biology*, 13, 2052-2064.
- Sherwood AR. 2004. New records of freshwater macroalgae and diatoms from Hawaiian Islands. *Bishop Museum Occasional Papers*, 79: 3-8.
- Simon TP & Evans NT. 2017. Environmental Quality Assessment Using Stream Fishes. *Methods in Stream Ecology*, Third Ed., 2, 319-334.
- Singh SP, Häder D & Sinha RP. 2010. Cyanobacteria and ultraviolet radiation (UVR) stress: mitigation strategies. *Ageing Research Reviews*, 9: 79-90.
- Sommer U & Lengfellner K. 2008. Climate change and the timing, magnitude, and composition of the phytoplankton spring bloom. *Global Change Biology*, 14(6), 1199-1208.
- Souffreau C, Vanormelingen P, Sabbe K & Vyverman W. 2013. Tolerance of resting cells of freshwater and terrestrial benthic diatoms to experimental desiccation and freezing is habitat-dependent. *Phycologia*, 52: 246-255.
- Souffreau C, Vanormelingen P, Verleyen E, Sabbe K & Vyverman W. 2010. Tolerance of benthic diatoms from temperate aquatic and terrestrial habitats to experimental desiccation and temperature stress. *Phycologia*, 49(4), 309-324.
- Srivastava PK, Han D, Rico-Ramirez, MA, Bray M & Islam T. 2012. Selection of classification techniques for land use/land cover change investigation. *Advances in Space Research*, 50, 1250-1265.
- Stamp JD, Hamilton AT, Zheng L & Bierwagen BG. 2010. Use of thermal preference metrics to examine state biomonitoring data for climate change effects. *Journal of North American Benthological Society*, 29, 1410-1423.
- Stanish LF, Kohler TJ, Esposito RMM, Simmons BL, Nielsen UN, Wall DH, Nemergut DR & McKnight DM. 2012. Extreme streams: flow intermittency as a control on diatom communities in



- meltwater streams in the McMurdo Dry Valleys, Antarctica. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69: 1405-1419.
- Starmach K. 1977. Phaeophyta. Rhodophyta. Flora Stodkowodna Polsci, vol. 14. *Polska Academia Nauk, Instytut Botaniki. Warsaw.*
- Stefan HG & Sinokrot BA. 1993. Projected global climate change impact on water temperatures in five north central US streams. *Climatic Change*, 24, 353-381.
- Stoks R, Geerts AN, De Meester L. 2014. Evolutionary and plastic responses of freshwater invertebrates to climate change: realized patterns and future potential. *Evolutionary Applications*, 7, 42-55.
- Stromberg JC, Lite SJ & Dixon MD. 2010. Effects of stream flow patterns on riparian vegetation of a semiarid river: implications for a changing climate. *River Research and Applications*, 26, 712-729.
- Sukenik A, Hadas O, Kaplan A & Quesada A. 2012. Invasion of Nostocales (cyanobacteria) to subtropical and temperate freshwater lakes - physiological, regional, and global driving forces. *Frontiers in Microbiology*, 3, 1-9.
- Sweeney BW, Jackson JK, Newbold JD & Funk DH. 1992. Global climate change and freshwater ecosystems. *Springer*. 143-176.
- Tachet H, Richoux P, Ournaud M & Usseglio-Polatera P. 2000. Invertebres d'Eau Douce. Systematique, Biologie, Ecologie (Freshwater Invertebrates. Taxonomy, Biology, Ecology). *CNRS Editions, Paris.*
- Termaat T, van Strien AJ, van Grunsven RHA, De Knijf G, Bjelke U, Burbach K, Conze KJ, Goffart P, Hepper D, Kalkman VJ, Motte G, Prins MD, Prunier F, Sparrow D, van de Top GG, Vanappelghem C, Winterholler M & WallisDeVries MF. 2019. Distribution trends of European dragonflies under climate change. *Diversity and Distributions*, 25, 936-950.
- Thackeray SJ, Henrys PA, Hemming D, Bell JR, Botham MS, Burthe S, Helaouet P, Johns DG, Jones ID, Leech DI, Mackay EB, Massimino D, Atkinson S, Bacon PJ, Brereton TM, Carvalho L, Clutton-Brock TH, Duck C, Edwards M, Elliott JM, Hall SJ, Harrington R, Pearce-Higgins JW, Høye TT, Kruuk LE, Pemberton JM, Sparks TH, Thompson PM, White I, Winfield IJ & Wanless S. 2016. Phenological sensitivity to climate across taxa and trophic levels. *Nature*, 535(7611), 241.
- Tierno de Figueroa JM, López-Rodríguez MJ, Lorenz A, Graf W, Schmidt-Kloiber A & Hering D. 2010. Vulnerable taxa of European Plecoptera (Insecta) in the context of climate change. *Biodiversity and Conservation*, 19, 1269-1277.
- Timoner X, Borrego C, Acuña V & Sabater S. 2014. The dynamics of biofilm bacterial communities is driven by flow wax and wane in a temporary stream. *Limnology and Oceanography*, 59: 2057-2067.
- Tiwari DN. 1978. The heterocysts of the blue-green alga *Nostochopsis lobatus*: Effects of cultural conditions. *New Phytologist*, 81(3): 653-656.
- Tockner K, Larned ST & Datry T. 2014. Intermittent Rivers: A Challenge for Freshwater Ecology. *Bioscience*, 64, 229-235.
- Tomás P, Moreno JL, Aboal M, Oscoz J, Durán C, Navarro P & Elbaile A. 2013. Distribución y ecología de algunas especies de rodófitos (Rhodophyta) en la cuenca del río Ebro. *Limnetica*, 32(1), 61-70.
- Tomás P. 2016. Macrófitos fluviales de la Cuenca del Ebro: distribución, ecología y uso como indicadores del estado ecológico. Tesis Doctoral. *Universidad de Castilla-La Mancha.*



- Toro M & Granados I. 1998. Inventario, cartografía y caracterización de las charcas y lagunas del Parque Natural de la cumbre, circo y lagunas de Peñalara. Universidad Autónoma de Madrid, Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional Comunidad de Madrid, Madrid, España.
- Toro M. 2007. Las lagunas del Macizo de Peñalara (Sierra de Guadarrama): De los primeros naturalistas y científicos a los problemas de conservación a comienzos del siglo XXI. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección biológica*, 102(1), 127-148.
- Umina PA, Weeks AR, Kearney MR, McKechnie SW & Hoffmann AA. 2005. A rapid shift in a classic clinal pattern in *Drosophila* reflecting climate change. *Science*, 308, 691-693.
- United Research Services España, S.L. 2009. Informe preliminar. Asistencia técnica para el control del estado de los lagos de la cuenca del Ebro según la Directiva 2000/60/CE. Expediente nº: 09/07-A. Campaña 2007. Barcelona.
- Urquiaga R & Martín S. 2017. Reservas naturales fluviales en las demarcaciones hidrográficas intracomunitarias e intercomunitarias. Situación actual y propuestas para el 2017, Madrid, Spain. Disponible en: <https://www.ecologistasenaccion.org/?p=32162>.
- UVEG. 2018. 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. Directiva Marco del Agua, DMA.
- Valiente AG, Juanes F & Garcia-Vazquez E. 2011. Increasing regional temperatures associated with delays in atlantic salmon sea-run timing at the southern edge of the European distribution. *Transactions of the American Fisheries Society*, 140, 367-373.
- Van Geest GJ, Coops H, Roijackers RMM, Buijse AD & Scheffer M. 2005. Succession of aquatic vegetation driven by reduced water-level fluctuations infloodplain lakes. *Journal of Applied Ecology*, 42, 251-260.
- Van Looy K & Piffady J. 2017. Metapopulation modelling of riparian tree species persistence in river networks under climate change. *J. Environ. Manag.* 202, 437-446.
- Van Vliet MTH, Franssen WHP, Yearsley JR, Ludwig F, Haddeland I, Lettenmaier DP & Kabat P. 2013. Global river discharge and water temperature under climate change. *Global Environmental Change*, 23, 450-464. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2012.11.002.
- Vannote RL & Sweeney BW. 1980. Geographic analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *The American Naturalist*, 115, 667-695.
- Velasco JL, Álvarez M & García Sánchez-Colomer M. 2005. Comunidades planctónicas de los lagos de montaña de Neila. Burgos, España. *Ecología*, 19, 75-94.
- Velasco JL & M Alvarez. 2000. Lagunas de Neila (Burgos, España): un caso de lagunas de montaña altamente eutróficas. *Ecología*, 14, 17-26.
- Verdonschot PFM, Hering D, Murphy J, Jähniq SC, Rose NL, Graf WW, Brabec K & Sandin L. 2010. Climate change and the hydrology and morphology of freshwater ecosystems. *Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems*, 65-83.
- Vila-Gispert A & Moreno-Amich R. 2001. Mass-length relationship of Mediterranean barbel as an indicator of environmental status in South-west European stream ecosystems. *Journal of the Fish Biology*, 59, 824-832.
- Vörösmarty CJ, Green P, Salisbury J & Lammers RB. 2000. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science*. 289, 284-288.



- Vörösmarty CJ, McIntyre PB, Gessner MO, Dudgeon D, Prusevich A, Green P, Glidden S, Bunn SE, Sullivan CA, Reidy Liermann C & Davies PM. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467, 555-561.
- Walseng B, Yan ND & Schartau AK. 2003. Littoral microcrustacean (cladóceras and Copepoda) indicators of acidification in Canadian shield lakes. *Ambio*, 32:208-213.
- Ward JV & Stanford JA. 1982. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, 27, 97-117.
- Watanabe NC, Mori I & Yoshitaka I. 1999. Effect of water temperature on the mass emergence of the mayfly, Ephoron shigae, in a Japanese river (Ephemeroptera: Polymitarcyidae). *Freshwater Biology*, 41, 537-541.
- Watson JEM, Grantham HS, Wilson KA & Possingham HP. 2011. Systematic conservation planning: past, present and future. *Conservation Biogeography*, 136-160.
- Wehr JD & Sheath RG. 2003. Freshwater algae of North America: ecology and classification. *Academic Press. Boston*.
- White DS & Hendricks SP. 2000. Lotic macrophytes and Surface-Subsurface exchange processes. En: Streams and Groundwaters. *Academic Press. London*. 363-379.
- Whitehead PG, Wilby RL, Battarbee RW, Kernan M & Wade AJ. 2009. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences Journal*, 54, 101-123.
- Whitney JE, Al-Chokhachy R, Bunnell DB, Caldwell CA, Cooke SJ, Eliason EJ, Rogers M, Lynch AJ & Paukert CP. 2016. Physiological Basis of Climate Change Impacts on North American Inland Fishes. *Fisheries*, 41, 332-345.
- Williamson CE, Dodds, W, Kratz TK & Palmer MA, 2008, Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(5), 247-254.
- Winder M & Sommer U. 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia*, 698(1), 5-16.
- Winter TC. 1999. Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. *Hydrogeology Journal*, 7, 28-45.
- Woodward G, Bonada N, Brown LE, Death RG, Durance I, Gray C, Hladyz S, Ledger ME, Milner AM, Ormerod SJ, Thompson RM & Pawar S. 2016. The effects of climatic fluctuations and extreme events on running water ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biology Sciences*, 371, 20150274.
- Woodward G, Bonada N, Feeley HB & Giller PS. 2015. Resilience of a stream community to extreme climatic events and long-term recovery from a catastrophic flood. *Freshwater Biology*, 60, 2497-2510.
- Wu NC, Thodsen H, Andersen HE, Tornbjerg H, Baattrup-Pedersen A & Riis T. 2019. Flow regimes filter species traits of benthic diatom communities and modify the functional features of lowland streams - a nationwide scale study. *Science of the Total Environment*, 651: 357-366.
- Xenopoulos MA, Lodge DM, Alcamo J, Marker M, Schulze K & Van Vuuren DP. 2005. Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. *Global Change Biology*, 11, 1557-1564.
- Yang J, Weisberg PJ & Bristow NA. 2012. Landsat remote sensing approaches for monitoring long-term tree cover dynamics in semi-arid woodlands: Comparison of vegetation indices and spectral mixture analysis. *Remote Sensing of Environment*, 119, 62-71.



- Zadereev ES, Gulati RD & Camacho A. 2017. Biological and ecological features, trophic structure and energy flow in meromictic lakes. In Gulati RD, Zadereevand ES, Degermendzhi AG (eds.), *Ecology of Meromictic Lakes, Ecological Studies 228, Springer International Publishing*, pp 61.86.
- Zawisza E, Zawiska I & Correa-Metrio A. 2016. Cladocera Community Composition as a Function of Physicochemical and Morphological Parameters of Dystrophic Lakes in NE Poland. *Wetlands* 36:1131–1142.