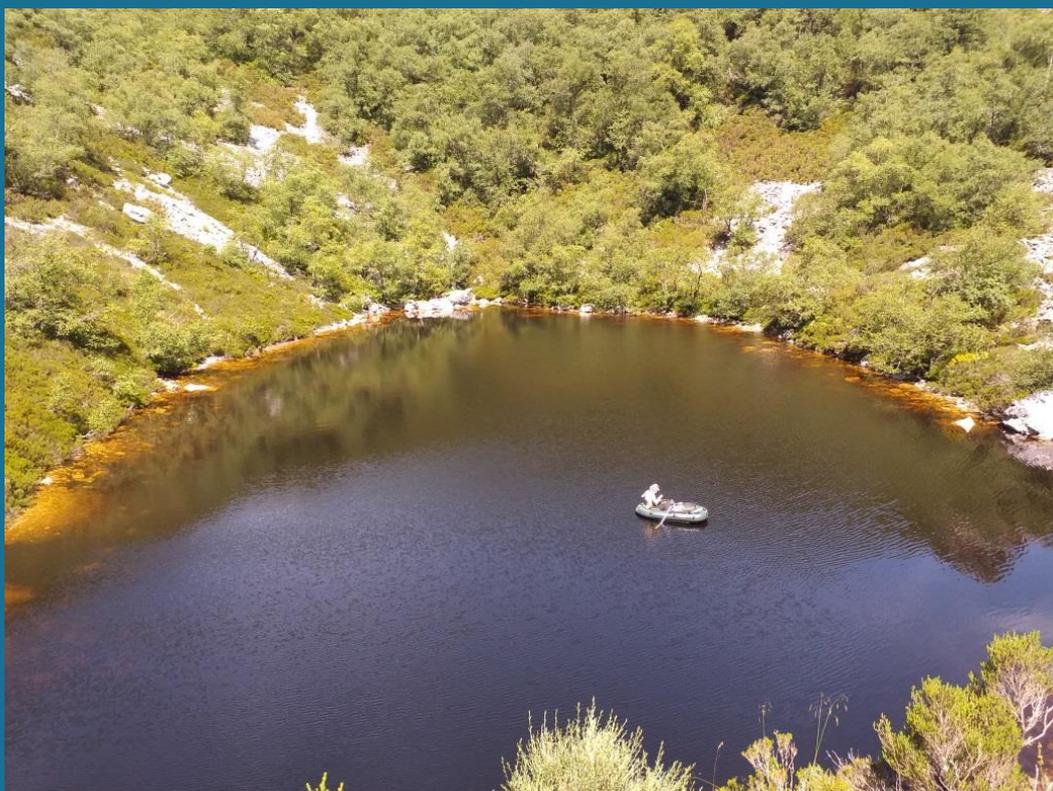




IMPACTOS DEL DEPÓSITO ATMOSFÉRICO EN LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS.



Selección de la red y de los indicadores para la evaluación de los efectos del depósito atmosférico en ríos y lagos.

Mayo 2023

Este documento pertenece a la serie de informes producidos en el marco 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) Encargo encomendado a TRAGSATEC por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD)

Versión	Fecha	Modificaciones	Responsable
1	14/06/2022	Version original	ACC
2	11/08/2022	Revisión	JAR
3	29/03/2023	Revisión	JPL



Índice

1.	Introducción	4
2.	Impactos del depósito atmosférico en aguas continentales.....	6
2.1.	Acidificación.	6
2.2.	Aportes de nutrientes por gases eutrofizantes y depósito mineral atmosférico.....	8
2.3.	Otros contaminantes.	12
2.4.	Depósito atmosférico y cambio climático.	12
3.	Principales efectos y variables a estudiar.	13
3.1.	Acidificación.	14
3.2.	Eutrofización.	14
3.3.	Especies exóticas.	15
3.4.	Otras variables.	15
3.4.1.	Concentración de carbono orgánico disuelto (COD).....	15
3.4.2.	Presencia de mercurio en peces.	16
3.4.3.	Compuestos orgánicos persistentes (COPs).....	17
4.	Criterios principales para la selección de los lugares de estudio.....	19
4.1.	Características generales de los lugares de estudio óptimos.	19
4.2.	Características particulares de ríos y lagos.	20
4.3.	Litología.	20
4.4.	Características específicas para la Península Ibérica.....	21
4.5.	Recopilación de información y datos históricos.	22
5.	Red española de estaciones de seguimiento.	23
6.	Propuesta de modificación de la red actual de lagos.....	25
7.	Propuesta de red en ríos.....	33
8.	Cartografía NEC.	39
9.	Red definitiva tras muestreos de 2020 y 2021	43
10.	Referencias citadas.	45



1. Introducción

El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD) ha encargado a TRAGSATEC los trabajos para establecer las bases para el estudio de los impactos de la contaminación atmosférica en el estado de los ecosistemas acuáticos dentro del 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)**.

Con el fin de llevar a cabo el seguimiento de los efectos de la contaminación atmosférica, tal y como establece el Real Decreto 818/2018, de 6 de julio, sobre medidas para la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos (en adelante RDEN, más detalle en referencias), el MITERD debe crear una red de puntos de seguimiento que sea representativa de los hábitats de agua dulce, naturales y seminaturales.

Para cumplir con las obligaciones fijadas en el artículo 9 del RDEN, la red de seguimiento debe basarse en los indicadores optativos enumerados en el anexo V del real decreto, así como en la Guía elaborada por la Comisión Europea «Seguimiento de los ecosistemas de acuerdo con el artículo 9 y el anexo V de la Directiva 2016/2284» (Monitoring of air pollution impacts in accordance with Article 9 and Annex V of the National Emissions Ceiling (NEC) Directive (EU) 2016/2284).

Para la valoración de los puntos de muestreo y la selección de variables para la evaluación de alteraciones debidas al depósito atmosférico, deberá tenerse también en cuenta la documentación técnica elaborada por el Programa de colaboración internacional para el seguimiento y evaluación de los efectos de la contaminación atmosférica sobre ríos y lagos (ICP Waters en su denominación inglesa) (NIVA 2010), establecido por el Comité ejecutivo del Convenio sobre contaminación atmosférica a gran distancia (LTRAP) de la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa (UNECE).

El RDEN indica que, cuando sea posible, se utilizarán los emplazamientos y los datos recabados con arreglo a esos programas de seguimiento establecidos en Ley 34/2007 de 15 de noviembre, de calidad del aire y protección de la atmósfera, en el texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, en la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, en particular sus artículos 42 a 49, y, en su caso, en el Convenio LRTAP y sus programas internacionales de cooperación (ICP) -ver referencias para más detalle de la normativa-.

El Subprograma de referencia definido en el Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental (RDSE) es el más adecuado para el seguimiento de los efectos negativos de la contaminación atmosférica en los ecosistemas acuáticos, entre otras razones, porque los puntos de muestreo se ubican, en principio, en masas de agua sin presiones antropogénicas significativas, y por ello puede permitir



identificar y realizar el seguimiento de los posibles efectos negativos de la contaminación atmosférica en los ecosistemas, sin otros factores que influyan en su evolución y cambio.



2. Impactos del depósito atmosférico en aguas continentales.

El depósito atmosférico puede tener considerables repercusiones sobre los ecosistemas acuáticos epicontinentales. Los gases contaminantes y partes de otros contaminantes particulados reaccionan con el agua atmosférica y, al alcanzar el suelo, forman compuestos solubles que son arrastrados hasta masas de agua, principalmente por escorrentías de agua de lluvia (o nieve). En este sentido también debe considerarse el depósito atmosférico seco: sustancias minerales y orgánicas que llegan a la atmósfera y son transportadas por las corrientes incluso a muchos kilómetros de distancia, y que finalmente llegan a los ecosistemas por simple depósito seco directo. Igualmente, el transporte atmosférico de microorganismos y propágulos es una fuente de organismos colonizadores para los ecosistemas acuáticos, los cuales podrían desempeñar, cuando se establecen, un papel biogeoquímico relevante y de configuración de las comunidades biológicas.

2.1. Acidificación.

La contaminación atmosférica por óxidos de azufre y nitrógeno tiene efectos acidificantes en suelos y aguas dulces, producido tanto por lluvia ácida como por depósito atmosférico seco, afectando a la diversidad en tierra y agua (Gjessing et al. 1976; Carpenter et al. 1992; Moiseenko 1994, Duprè et al. 2010; Nakahara et al. 2010, Almer 2014; Yu et al. 2017). Esto puede tener efectos graves sobre estos sistemas ya que la mayor parte de los organismos acuáticos son sensibles a la acidificación, produciéndose alteraciones en todos los niveles tróficos.

Debido a las considerables reducciones en las emisiones de SO_x en las últimas tres décadas, los compuestos de nitrógeno emitidos como NO_x han pasado a convertirse en los principales componentes acidificantes en los ecosistemas terrestres y acuáticos, además de causar eutrofización. Sin embargo, las emisiones de SO_x, que tienen un mayor potencial de acidificación que el NO_x, aún contribuyen a la acidificación (EEA 2018).

El efecto principal de la acidificación no está tanto relacionado con la corrosividad sino, principalmente, con una mayor movilización de metales potencialmente tóxicos por solubilización (Skjelkvåle et al 2001, Beaune et al. 2018, Moiseenko et al. 2018), lo que aumenta el riesgo de absorción en la cadena alimentaria. La disminución del pH en las aguas varía la composición química de estas, ya que se liberan al agua iones de metales pesados que, a pH superior, se encontraban inmovilizados en formas insolubles. Además, los metales tóxicos y los COPs (Compuestos Orgánicos Persistentes) pueden tener graves impactos en los ecosistemas. Esto se debe principalmente a su toxicidad ambiental y, en algunos casos, a su tendencia a bioacumularse, un proceso por el cual el tóxico no puede ser digerido y excretado por el ser vivo y, por lo tanto, se acumula lentamente en el organismo, causando problemas de salud crónicos e incluso agudos. La biomagnificación dentro de la cadena alimentaria, es decir, la aparición de concentraciones crecientes de un contaminante en los tejidos de los organismos a niveles sucesivamente más altos en la cadena también puede ocurrir.



Por ejemplo, el ión aluminio es tóxico para muchos organismos y tiene mayor solubilidad a pHs bajos (Zhang et al. 2018). Otros metales pesados tales como el cadmio, níquel, cobre, zinc y plomo tienen igualmente una mayor facilidad para solubilizarse a pHs bajos (Driscoll 1985, Li et al. 2013), por lo que son más accesibles para la biota acuática, causando de igual manera efectos nocivos en los ecosistemas.

Excepto por ocasionales accidentes, hasta ahora no se han observado efectos significativos de acidificación de los ecosistemas acuáticos en España a nivel regional. Así lo confirma el análisis incluido en el informe "ICP-Waters Report 135/2018" (NIVA 2018), para el que se seleccionaron 40 puntos de las redes nacionales españolas para valorar la acidificación. Estos puntos disponían de una frecuencia variable de datos medidos de pH y alcalinidad desde 1990 y no se encontraban sometidos a presión humana de cualquier otro tipo. Los resultados mostraron que, de acuerdo con el análisis de los valores promedio de pH y alcalinidad (meq/l CaCO_3) de todas las mediciones registradas, no había una tendencia significativa ni ningún episodio de acidez durante el período de seguimiento; siendo el valor mínimo de pH registrado en cualquiera de estas estaciones siempre mayor de 5,8-6,0 (MITECO 2019).

La producción de ácidos sulfúricos y nítricos contaminantes y la descarga de las precipitaciones ácidas suelen ocurrir en lugares distantes de las fuentes contaminantes (Kalff 2002). El aire que contiene estos contaminantes se desplaza por la acción de la circulación atmosférica y los efectos de la lluvia ácida pueden ocurrir en lugares (incluso países) distintos de donde se encuentran las causas que las produjeron; por ello, se habla de contaminación transfronteriza. Esto explica que, por ejemplo, gran parte de la lluvia ácida de los países escandinavos llegara, con las masas de aire contaminado procedentes de emisiones de las áreas industriales de Europa central y Gran Bretaña. España se encuentra al este del Atlántico, por lo que no tiene fuentes contaminantes relevantes a barlovento y no recibe contaminación significativa a larga distancia (al contrario de lo que ocurre en el norte y este de Europa). No obstante existen algunos estudios que apuntan a una cierta circulación de contaminantes procedentes de Francia, Portugal o de la actividad de buques en el Mediterráneo (Vivanco et al. 2012).

Además, es importante destacar que los efectos potenciales de la acidificación en general, y en particular en la Península Ibérica, están determinados también por el tipo de litología existente en cada cuenca (Figura 1). Las áreas potencialmente sensibles a la acidificación se encuentran principalmente en el área occidental y en las zonas montañosas en el NE (Pirineos), en pequeñas cuencas en el C-NE (Cordillera Ibérica) y en el SE (Sierra Nevada y cuencas costeras). El resto del país está cubierto de litología cuya composición se puede considerar como "de amortiguación" (por ejemplo, calcárea, evaporitas, o mezclas sedimentarias).

Así pues, el enfoque de España a la hora de estudiar los efectos de la contaminación atmosférica es, en parte, distinto a los que se están haciendo en Europa, cuyas fuentes, litologías, y patrón de circulación de los vientos contrastan, en su acción conjunta acidificadora, con lo imperante en la Península Ibérica.

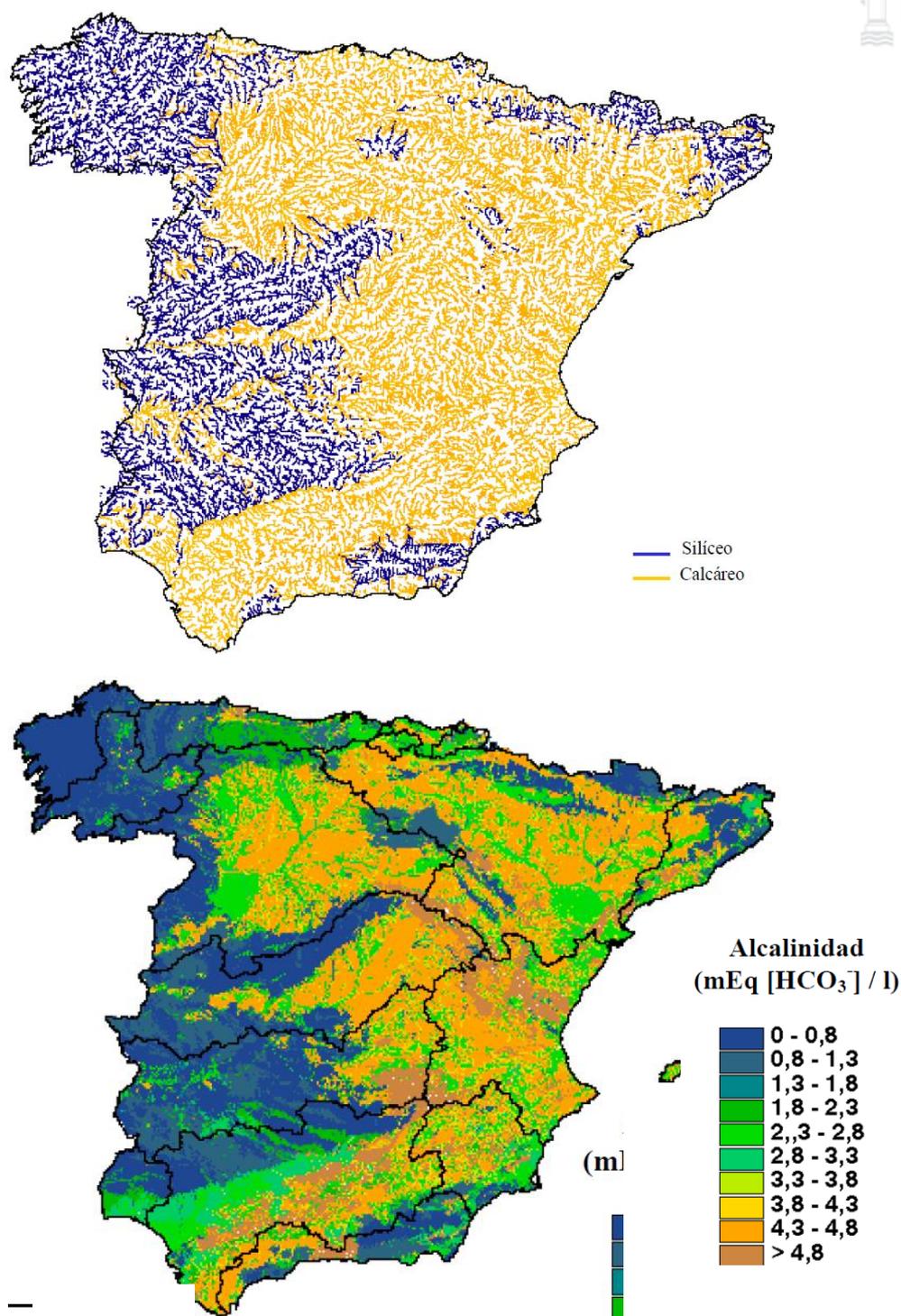


Figura 1. Mapa de la geología (silíceo o calcáreo) (arriba) y de la alcalinidad de las aguas del territorio peninsular Español (abajo). Fuente: http://nfp-es.eionet.europa.eu:8980/Public/irc/eionet-circle/phjornadas/library?l=/herramientas_implantacin/jornadasaquatool/cd_curso_aquatool/escenar_io001_1/caracterizacion/_EN_1.0_&a=i.

2.2. Aportes de nutrientes por gases eutrofizantes y depósito mineral atmosférico.

Se denominan gases eutrofizantes aquellos que favorecen el proceso de eutrofización al alcanzar masas de agua superficiales, proporcionando una sobreoferta de nutrientes,



principalmente nitrógeno, que puede conducir a cambios en la diversidad de especies y, por ejemplo, facilitar invasiones de nuevas especies. Estos gases son principalmente óxidos de nitrógeno (NOx) y amoníaco (NH₃). Las principales fuentes de emisión de este tipo de gases son la utilización de fertilizantes en la agricultura, la gestión de estiércoles en la ganadería, el transporte, las grandes instalaciones de combustión, la incineración y co-incineración, así como otro tipo de instalaciones tales como refinerías o cementeras (www.miteco.gob.es).

Estos compuestos eutrofizantes son transportados por la atmósfera y depositados en sistemas terrestres o acuáticos a través de la lluvia, la nieve o el depósito seco, alcanzando zonas alejadas de los núcleos industriales y agrícolas. Al igual que se explicaba en el apartado anterior, España no recibe aportes significativos de estos compuestos por transporte transfronterizo, lo que hace que el depósito de nitrógeno sea menor que en otras regiones europeas (Figura 2). De seguir las tendencias actuales de consumo energético y de emisiones de óxidos de N a la atmósfera, así como de demanda de alimentos y uso de fertilizantes para la agricultura, para 2050 el depósito de N se habrá duplicado, de forma que es muy necesario conocer sus efectos para poder predecir los posibles cambios y hacer propuestas de mitigación (www.miteco.gob.es).

Otra posible fuente atmosférica de nutrientes eutrofizantes, en este caso de fósforo, son los aportes (naturales) de polvo sahariano, que pueden representar una contribución relevante de éste y otros elementos en los aportes a zonas de aguas oligotróficas, tanto en masas de agua de interior como marinas (Reche y Casamayor, 2011). De hecho, la dinámica de las fuentes atmosféricas y de otras fuentes de nutrientes explica cambios en la limitación de nutrientes en zonas de la Península Ibérica que son remotas y tienen impactos antropogénicos directos bajos. En estos lugares, los aportes de nitrógeno y fósforo alternan su diferente relevancia en función de los cambios estacionales en los aportes por fuentes subterráneas y atmosféricas, determinando un cambio en el nutriente determinante del estado trófico (Camacho et al 2003).

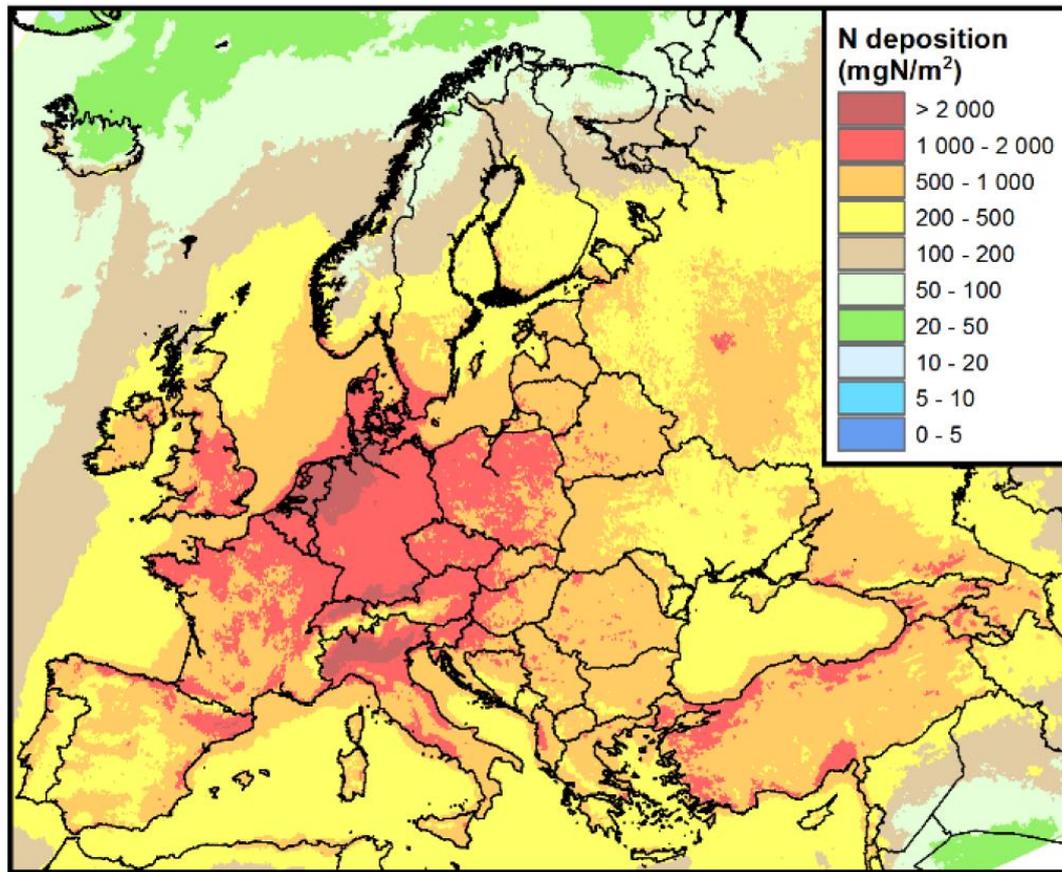


Figura 2. Depósito de N atmosférico en Europa (año 2005). Fuente: EMEP/MSC-W.

El depósito de aerosoles procedentes de intrusiones saharianas supone un aporte puntual de recursos minerales y orgánicos cuya incorporación influye en la estructura y el funcionamiento de la comunidad ecológica autóctona (Reche & Casamayor 2011, Jiménez et al. 2018) y, de cambiar los patrones climáticos, todavía se desconoce las modificaciones que se puedan dar en los patrones de circulación de las masas de aire y, por tanto, los cambios en este depósito de aerosoles saharianos. Junto con los efectos del cambio global, el efecto fertilizador en la producción primaria provocado por la entrada de polvo sahariano, enriquecido en fósforo, así como de calcio, presumiblemente ha provocado durante las últimas décadas un aumento de la producción en algunas lagunas.

En la figura 3 se muestra la distribución global de los aerosoles atmosféricos donde se ve que la zona sur de España entra dentro del área de depósito habitual. Esta figura está extraída del estudio de Andreae (2017) y se trata de un promedio según los vientos dominantes, aunque este

efecto ha sido demostrado mucho más lejos del origen, en los lagos de montaña de los Pirineos (o incluso Alpes) en situaciones de viento particulares (Mladenov et al. 2011). Son estas intrusiones puntuales, con corrientes atmosféricas muy cargadas de polvo sahariano, las que pueden ser más relevantes para nuestros ríos y lagos remotos.

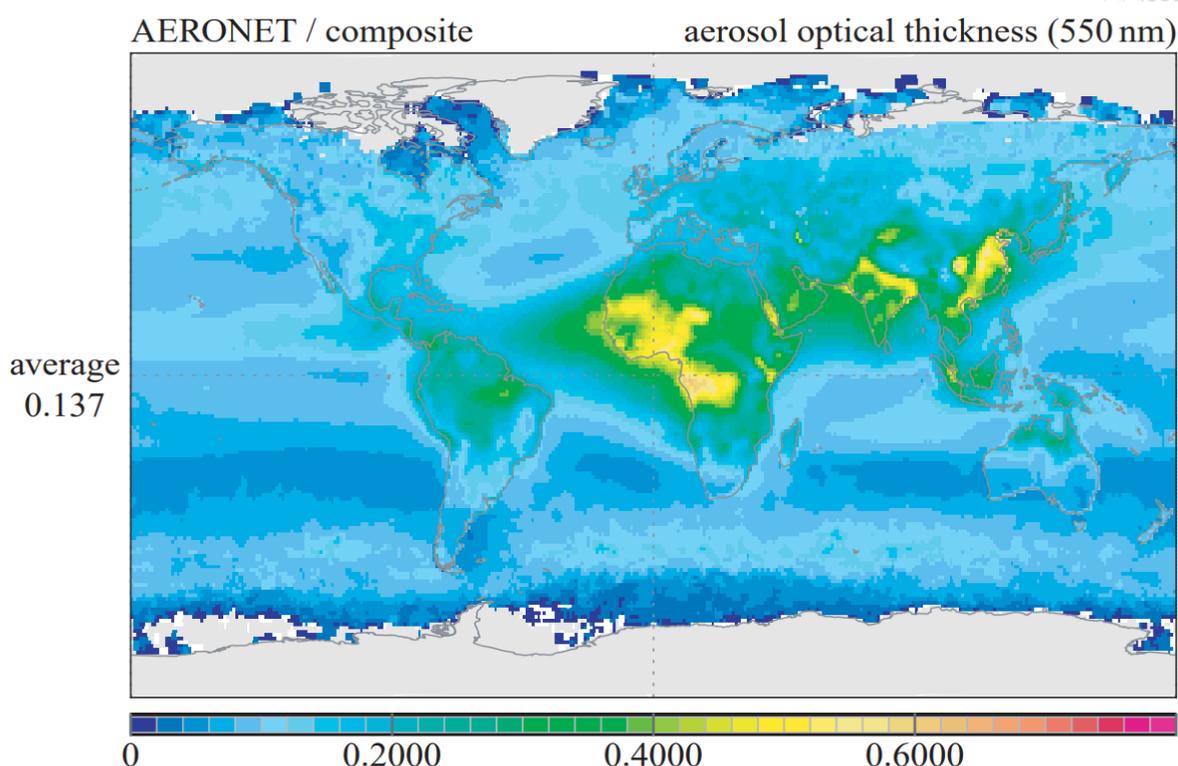


Figura 3. Distribución global de aerosoles atmosféricos representados como espesor óptico de aerosol (es decir, la extinción de la luz solar por aerosoles atmosféricos). Fuente: Andreae 2007.

Cabe destacar que este tipo de materiales alóctonos que llegan a las aguas continentales no tiene gran repercusión en la mayoría de ecosistemas en los que los aportes por otras vías suponen un volumen mucho mayor. Sin embargo, sí que podrían ser muy relevantes sobre ríos con pequeñas cuencas y lagos prístinos de alta montaña donde la mineralización, y en especial el contenido en fósforo, son muy bajos, y estos pequeños depósitos pueden alterar la mineralización de sus aguas y representar una fuente extraordinaria de fósforo en ocasiones puntuales. En los lagos de Sierra Nevada, el aumento de la temperatura y el depósito de polvo del Sahara que contiene fósforo y calcio parecen estar afectando, durante las últimas décadas, a la biota, y aumentando la productividad (Jiménez et al. 2018). El depósito de polvo con fósforo también podría estar causando un posible cambio de la limitación de fósforo a nitrógeno para el fitoplancton en algunos lagos pirenaicos (Camarero & Catalán 2012) y del sistema ibérico, dándose incluso, como ya se ha señalado, cambios estacionales relacionados con la alternancia de las fuentes de nutrientes (Camacho et al. 2003).

Determinar el impacto del depósito de aerosoles en estos ecosistemas prístinos y remotos adquiere, en la actualidad, un interés añadido puesto que, asociado con el cambio global, está habiendo un incremento del contenido de aerosol procedente del suelo africano con consecuencias aún por evaluar. Por ejemplo, se ha observado un aumento reciente del depósito de polvo sahariano, un evento que tiene su raíz en sequías persistentes de la región del Sáhara y el Sahel, y que, por ejemplo, actúa de forma combinada con los efectos del cambio climático en las lagunas de Sierra Nevada (Jiménez et al. 2018).



2.3. Otros contaminantes.

Además de los problemas de la contaminación atmosférica que se han tratado en los apartados anteriores, existen otros contaminantes que también están llegando por vía atmosférica a los ecosistemas acuáticos epicontinentales, tales como los contaminantes metálicos tóxicos y los disruptores endocrinos, aunque hay muchos otros.

Las concentraciones atmosféricas de contaminantes metálicos tóxicos (como As, Cd, Pb, Hg y Ni) son bajas, aunque se produce su depósito y acumulación en suelos y ecosistemas acuáticos. Estos metales tóxicos no desaparecen en el medio ambiente y algunos se bioacumulan y biomagnifican. No obstante, el modelo EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme, EEA 2018) estimó el depósito de Pb, Cd y Hg en los ecosistemas, y modelaron unos flujos de relativamente bajos sobre España.

Existen también sustancias químicas artificiales similares a las hormonas que están cada vez más presentes en el medio ambiente, incluso llegando a las aguas continentales desde zonas de emisión remotas. Éstas pueden producir efectos significativos sobre la biota. Por ejemplo, un equipo del IDAEA-CSIC, del CREAM y de otras entidades, ha detectado en los lagos remotos de los Pirineos y de los Tatras (Eslovaquia), el primer caso de feminización en peces ligado a la contaminación atmosférica por disruptores endocrinos (Jarque et al. 2015).

Es importante tener en cuenta estos otros contaminantes porque pueden causar daños en los ecosistemas por su bioacumulación en la cadena trófica, y porque en un futuro podrían tener graves repercusiones. A pesar de ello, por ahora en España las fuentes atmosféricas no parecen ser significativas en comparación con otras más importantes (como escorrentías o vertidos), por lo que no se considerarán, por el momento, en estos estudios de contaminación atmosférica.

2.4. Depósito atmosférico y cambio climático.

La contaminación del aire y el cambio climático están entrelazados. Los cambios en los patrones de circulación atmosférica debido al cambio climático pueden alterar el transporte, la dispersión, el depósito y la formación de contaminantes del aire en la atmósfera (EEA 2018). Además, hay contaminantes del aire que tienen también un impacto potencial sobre el clima y el calentamiento global.

El cambio climático altera las condiciones ambientales (p. ej., Temperatura, pH, hidrología) que determinan la biodisponibilidad de contaminantes (p. ej. Metales y COP), la exposición, la absorción y la sensibilidad de las especies a los contaminantes (Noyes et al. 2009, Staudt et al. 2013), aumentando así los efectos ambientales adversos de estos.

Tal y como establece la EEA (EEA 2018), la calidad del aire y el cambio climático deben abordarse conjuntamente utilizando políticas y medidas desarrolladas a través de un enfoque integrado. Teniendo esto en cuenta, el MITERD, junto con Tragsatec como empresa ejecutora, está estableciendo las bases para el estudio de los impactos de la contaminación atmosférica y del cambio climático en el estado de los ecosistemas acuáticos, dentro del contrato PLAN PIMA ADAPTA.



3. Principales efectos y variables a estudiar.

El depósito atmosférico en los ecosistemas acuáticos abarca diferentes efectos que deberán ser tratados individualmente, como la acidificación y la eutrofización, y sus efectos derivados. Los indicadores optativos para el seguimiento de los efectos de la contaminación atmosférica a que se refiere el artículo 9 de la Directiva 2016/2284 para ecosistemas de agua dulce son la determinación de la magnitud del daño biológico, incluidos los receptores sensibles (micrófitos, macrófitos y diatomeas), y la disminución de las poblaciones de peces o invertebrados. A estos indicadores se incorporan nuevas variables que mejorarán sustancialmente el estudio de los efectos de la contaminación atmosférica sobre los ecosistemas acuáticos. Por lo tanto, los indicadores para el seguimiento de los efectos del depósito atmosférico que se utilizarán en este subproyecto, coincidiendo con la revisión de las condiciones de referencia serán los siguientes:

Acidificación

- pH
- Capacidad neutralizadora de la acidez (ANC)
- Sulfato disuelto
- Especies sensibles a la acidificación
- Daño biológico

Eutrofización

- Medida de formas de N: nitrógeno total, nitratos, amonio.
- Medida de formas de P: fósforo total y ortofosfato soluble.
- Desarrollo fitoplancton (en lagos): [clorofila-*a*], biovolumen total, % cianobacterias, ocurrencia de blooms.
- Índices biológicos sensibles a la eutrofización: IBMWP, METI, IPS, MDIAT, IGA, IBCAEL, OFM, EFI.
- Presencia de taxones indicadores

Especies exóticas

- Catálogo de especies exóticas de los ecosistemas acuáticos.
- Presencia y abundancia de especies exóticas.
- Áreas de colonización de especies exóticas.

Otros

- Carbono orgánico disuelto (COD)
- Mercurio en peces
- Compuestos orgánicos persistentes (COPs)

Figura 4. Efectos del depósito atmosférico y variables de estudio descriptoras de cada uno de ellos.



3.1. Acidificación.

Pese a que en España no se espera que se dé un importante efecto de la acidificación, se estudiará el pH de los ríos y lagos para evaluar si se dan cambios a largo plazo, variable que se complementará con la capacidad neutralizadora de la acidez, para evaluar la capacidad neutralizante del agua. También se medirá el sulfato disuelto para detectar su posible aumento en el ecosistema.

En caso de observarse una acidificación de algún ecosistema, se prestará especial atención a la aparición de daños biológicos causados por esta. Además, se atenderá a la desaparición de especies sensibles a la acidificación dentro de elementos biológicos como el fitoplancton, diatomeas, macrófitos, zoobentos y peces.

En el anexo 1 se incluye un listado de especies sensibles y tolerantes a la acidificación. El listado se irá completando tal y como se vayan conociendo casos y estudios con el avance del proyecto, y la revisión de las publicaciones de otros autores al respecto.

3.2. Eutrofización.

Por las razones antes explicadas, la eutrofización será probablemente el efecto más importante que tenga el depósito atmosférico sobre los ecosistemas acuáticos de nuestro país. El depósito de formas de nitrógeno y de fósforo puede causar una paulatina eutrofización de las aguas enclavadas en los entornos naturales menos impactados donde la contaminación por otras vías no sea significativa, empeorando el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos más prístinos y aislados.

La eutrofización es un proceso estudiado habitualmente, por lo que se cuentan con numerosos indicadores de monitorización del mismo, usados normalmente en el seguimiento del estado ecológico de ríos y lagos. En concreto se medirá la concentración de las diferentes formas de nitrógeno y fósforo, se evaluarán los índices biológicos sensibles a la eutrofización (de entre IBMWP, METI, IPS, MDIAT, IGA, IBCAEL OFM, EFI...). Además, se analizará el desarrollo del fitoplancton mediante las medidas de concentración de clorofila-a, biovolumen total, porcentaje de biovolumen de cianobacterias y presencia de floraciones masivas.

La eutrofización también puede causar cambios en la estructura de la comunidad, por lo que se estiman los principales descriptores de esta, tales como la riqueza y abundancia de especies (o de otros niveles taxonómicos, tales como familias para invertebrados bentónicos), para poder hacer un seguimiento que alerte de cambios que puedan estar ocurriendo. Un patrón básico de la distribución de riqueza en un gradiente de producción sería el ajuste a una curva unimodal cuyos extremos se dan en aguas muy poco productivas (oligotrofia/ultraoligotrofia) y extremadamente productivas (hipereutrofia) (Leibold 1999, Ritchie & Olff 1999, Dodson et al. 2000). En principio, en los ecosistemas prístinos con limitación de nutrientes, un incremento de la productividad podría incrementar la riqueza de especies si se entiende como una mayor disponibilidad de recurso y, por tanto, menor competencia, mayor diferenciación de nicho o más niveles tróficos (Abrams 1995, García-Chicote 2015); aunque, si sigue aumentando la fertilización, puede darse el efecto contrario,

y un aumento adicional de la producción primaria y secundaria podría favorecer la exclusión competitiva y la dominancia de especies, disminuyendo la riqueza y biodiversidad.

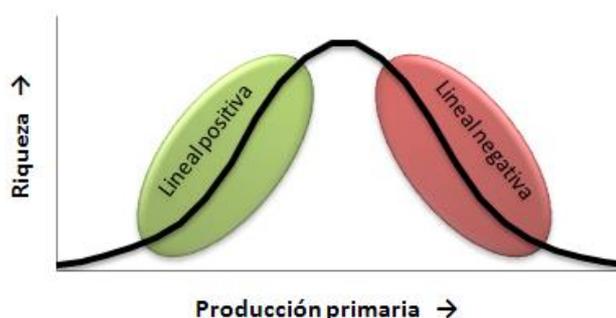


Figura 5. Respuesta unimodal de la riqueza frente a la producción primaria, basado en Dodson et al. 2000. La curva está realizada con unidades arbitrarias sólo con el objeto de ilustrar. Fuente: García-Chicote 2015

También se prestará atención a la aparición de taxones indicadores de signos de eutrofización en los ecosistemas oligotróficos de fitoplancton, diatomeas, macrófitos y zoobentos. Se elaborarán listados de taxones potencialmente indicadores de eutrofización de cada elemento de calidad biológico. El listado se irá completando tal y como se vayan conociendo casos y estudios con el avance del proyecto, y con la revisión de bibliografía al respecto.

3.3. Especies exóticas.

Las alteraciones en los ecosistemas acuáticos están relacionadas con desestabilización de la comunidad natural (y frecuentemente su empobrecimiento), lo que puede favorecer la aparición de especies exóticas invasoras. Los cambios en las condiciones del agua pueden desestructurar las comunidades naturales de los ecosistemas acuáticos favoreciendo la colonización de especies invasoras oportunistas. Dentro de cada análisis de los elementos de calidad biológicos que se estudian en ríos (diatomeas, macrófitos, invertebrados bentónicos y peces) y lagos (fitoplancton, macrófitos e invertebrados bentónicos) se prestará especial atención a la aparición de especies exóticas invasoras y se evaluará hasta qué punto la colonización por parte de estas especies ha podido ser favorecida por cambios en la acidez o estado trófico del agua ligados a los aportes atmosféricos.

El presente proyecto incluye la creación de un catálogo de especies invasoras de los ecosistemas acuáticos de nuestra red de estudio, que servirá de base para notificar la presencia de estos taxones y conocer su área de colonización.

3.4. Otras variables.

3.4.1. Concentración de carbono orgánico disuelto (COD).

Además de las anteriores, también se estudiará la concentración de carbono orgánico disuelto (DOC por sus siglas en inglés). Se han propuesto varias hipótesis para explicar los aumentos recientes y generalizados en las concentraciones de carbono orgánico disuelto



(DOC) en las aguas superficiales, algunas de ellas asociadas al cambio climático, como el aumento de la temperatura (Freeman et al., 2001), variaciones en la precipitación (Evans et al., 2005) o el incremento de la concentración de CO₂ atmosférico (Freeman et al., 2004). Todas estas hipótesis son válidas y se asocian a mecanismos observados experimentalmente, pero ninguna de ellas explica en su totalidad la magnitud de los incrementos de DOC observados.

Según se plasma en Evans et al., 2006, vinculando el aumento de COD a la reducción de elementos acidificantes como el depósito de azufre antropogénico (muy reducido desde la década de los 80) o el de sal marina (en fase de declive cíclico) se explica con mayor precisión la tendencia medida en el medio. La relación inversamente proporcional entre estos factores y el COD se debe a la capacidad de supresión de la solubilidad del mismo en presencia de los dos anteriores. El aumento de COD en los distintos medios estudiados se explica mucho mejor si se consideran éstos factores, y por tanto el aumento de COD podría suponer una recuperación paulatina de un estado más natural de los ecosistemas. Cabe destacar que, pese a que muchos de los patrones aquí descritos se han observado a nivel mundial, los anteriores estudios se basan principalmente en los datos recabados en el AWMN (UK Acid Waters Monitoring Network), dónde el clima atlántico es predominante y por tanto se puede presuponer una mayor influencia de depósito de origen marino.

Así pues, pese a que el efecto del cambio climático sobre el COD se ha demostrado experimentalmente (en cuanto a temperatura, precipitación y concentración de CO₂), es necesario considerar éstos otros factores cruciales a la hora de su estudio.

3.4.2. Presencia de mercurio en peces.

El mercurio es extremadamente volátil y puede circular por la atmósfera a centenares de kilómetros de donde se ha producido. Así, podemos encontrar en los organismos acuáticos mercurio proveniente de producciones industriales, extracciones mineras o de emisiones de automóviles. Entra en la cadena trófica a través del metabolismo de los organismos una vez se ha depositado en sedimentos o agua. La legislación vigente cataloga el mercurio como Sustancia Peligrosa Prioritaria y por ello se establecen en el RD 817/2015 normas de calidad ambiental (NCA) para su presencia en biota.

Con periodicidad anual, se propone estudiar la presencia y abundancia de mercurio en la fauna piscícola, con el objetivo de monitorizar la llegada de este metal pesado a los puntos de control de la red NEC. Para ello, se seguirán las recomendaciones del documento *Guía nº 32 On Biota Monitoring* (EC 2014) de la Directiva Marco del Agua (EC 2000), que pretenden minimizar la variabilidad natural en el análisis de metales pesados en biota. Algunas recomendaciones son:

- Para un mismo punto se muestreará la misma especie todos los años. Lo ideal sería también muestrear en todos los puntos la misma especie, pero en muchos casos esto no es posible debido a una distribución desigual dentro del área de estudio. Entonces se establecerán varias especies alternativas que permitan cubrir toda la



zona geográfica de muestreo y se tendrá en cuenta la aplicación de factores de corrección para el nivel trófico y la proporción de lípidos.

- En cuanto a la edad del pez, se recomienda que sea siempre la misma (todos los años y en todos los puntos) para cada especie. Lo ideal serían peces de 3-4 años. Para ello hay que tener en cuenta la relación edad vs tamaño en las especies escogidas.
- Prioritariamente se utilizarán especies que no migren porque son las que reflejan la influencia de los contaminantes a nivel local.
- Se recomienda evitar muestrear durante, inmediatamente antes e inmediatamente después de la época reproductiva, haciéndolo cada año en el mismo momento.
- Sobre el ratio peso/talla, se ha visto que puede estar relacionada con la acumulación de contaminantes, pero el mecanismo de influencia no está claro. Se medirá la talla y el peso de los peces muestreados para disponer de los datos y analizarlos posteriormente.
- Finalmente, sobre el parámetro sexo no se han establecido recomendaciones.

3.4.3. Compuestos orgánicos persistentes (COPs).

Los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP), POPs (Persistent Organic Pollutants) en inglés, son sustancias químicas que suponen una amenaza para la salud humana y el medio ambiente a nivel global (www.miteco.es) debido a que:

- persisten en el medio ambiente, al ser resistentes a la degradación,
- son bioacumulables, esto es, se incorporan en los tejidos de los seres vivos, pudiendo aumentar de concentración, según se asciende por la cadena trófica,
- son tóxicas para la salud humana y el medio ambiente, y
- tienen potencial para transportarse a larga distancia, pudiendo llegar a regiones en las que nunca se han producido y/o utilizado.

En 2020 se realizará un chequeo de los COP indicados en el manual de ICP Waters Tabla 1 en aguas. En función de los resultados, se propondrá qué contaminantes serán objeto de seguimiento en las campañas de los años siguientes.



Tabla 1. Listado de contaminantes orgánicos persistentes recomendados por ICP Waters (Fuente: NIVA 2018).

PAH: Hydrocarbons polycyclic aromatic

Acenaphthene
Acenaphthalene
Anthracene
Benzo(a)anthracene
Benzo(a)pyrene
Benzo(b)fluoranthene
Benzo(ghi)perylene
Benzo(j+k)fluoranthene
Chrysene
Dibenz(a,c+a,h)anthracene
Phenanthrene
Fluoranthene
Fluorene
Indeno(1,2,3-cd)anthracene
Naphthalene
Pyrene

Dioxin-like polychlorinated biphenyls

PCB 28
PCB 52
PCB 101
PCB 118
PCB 138
PCB 153
PCB 180
PCB 209

Halogenated compounds

-hexachlorocyclohexane (-HCH)
-hexachlorocyclohexane (-HCH)
hexachlorobenzene (HCB)
pentachlorobenzene (PeCB)
octachlorostyrene (OCS)
DDD
DDE
DDT



4. Criterios principales para la selección de los lugares de estudio.

4.1. Características generales de los lugares de estudio óptimos.

Con el fin de realizar el seguimiento de los efectos potenciales del depósito atmosférico en los ecosistemas acuáticos epicontinentales, se deben seleccionar lugares de estudio que permitan obtener una evidencia directa de estas repercusiones, de manera lo más inequívoca posible. Según las recomendaciones recogidas en el manual de ICP Waters (NIVA 2010), en la medida de lo posible, los lugares elegidos deben cumplir los siguientes requisitos:

- a) La red de monitoreo debe incluir, dentro de lo posible, preferentemente sitios que no tengan impactos de fuentes locales de contaminación (por ejemplo, aguas residuales domésticas, aguas residuales industriales, agricultura, ganadería, etc.), y los impactos del depósito atmosférico puedan distinguirse dada la ausencia de otras presiones significativas.
- b) El lugar debe ser característico del tipo de ecosistema (tipo de masa de agua) que va a ser objeto de seguimiento.
- c) El lugar debe ser sensible a la presión de que se trate, de tal manera que, si se produce algún impacto, este debe ser rápidamente observable.
- d) Deben elegirse sitios que representen la diversidad de la región (química, biológica y geográficamente). En regiones con muchos sitios potenciales de muestreo cerca uno del otro, se debe seleccionar el o los sitios que se consideren los más apropiados para cumplir con los objetivos del programa. Es más importante cubrir varias regiones que tener muchos sitios cercanos entre sí.
- e) Es importante tener una buena cobertura regional de los sitios, especialmente las regiones con cuencas sensibles a los efectos del depósito atmosférico.
- f) Son recomendables lugares en los que se tenga confianza de que no van a existir cambios en las influencias locales. Se pueden perder registros a largo plazo muy valiosos debido a cambios locales significativos. Por ejemplo, las áreas protegidas como los parques nacionales, naturales y las reservas generalmente están bien protegidas de los cambios.
- g) El número de sitios debe equilibrarse con la capacidad de apoyar el monitoreo de manera sostenible y a largo plazo. Un mayor número de sitios aumenta las posibilidades de realizar pruebas de tendencias a escala regional, y una elevada frecuencia permite detectar cambios más finos y mejora la interpretación de los resultados.
- h) Cuando la silvicultura afecta al área de captación, el tamaño de la cuenca debería ser lo suficientemente grande en relación con la escala de las actividades forestales, de modo que las medidas individuales, como las talas de aclarado, no tengan un impacto importante en la calidad del agua.
- i) Si es posible, se recomienda seleccionar sitios de cuencas que reciben diferentes niveles de contaminación del aire.

La red de lugares de seguimiento debe ser representativa de sus hábitats de agua dulce naturales, adoptando un planteamiento eficiente en términos de costes y, cuando sea posible, se utilizarán los emplazamientos y los datos recabados con arreglo a otros



programas. En este sentido, el presente proyecto incluye un planteamiento para, en la medida de lo posible, integrar la red para la determinación de las condiciones de referencia, el seguimiento del cambio climático y el depósito atmosférico.

4.2. Características particulares de ríos y lagos.

Además de las características mencionadas en el apartado anterior, según las categorías de ríos y lagos, deben seguirse las siguientes recomendaciones:

Las masas de agua de la categoría lagos seleccionadas serán, preferiblemente:

- Masas exorreicas con un tiempo de residencia corto, no superior a 1 año. Los lagos con tiempos de residencia muy largos reaccionan lentamente a los cambios en los depósitos de contaminantes del aire y no son buenos candidatos para detectar tendencias para escalas de tiempo de décadas.
- Los lagos deben seleccionarse preferiblemente en la parte de cabecera de la cuenca, preferentemente sin la existencia de un lago más grande aguas arriba.

En el caso de masas de agua de la categoría ríos, se recomienda seleccionar:

- Pequeños ríos o arroyos.
- Masas de agua con cuencas de aportación pequeñas ya que estas reaccionan con mayor rapidez que las de mayor tamaño al depósito de contaminantes atmosféricos.
- Sin embargo, el sitio debe ser lo suficientemente grande como para mantener un flujo permanente durante todo el año.
- En regiones con una gran cantidad de lagos, se seleccionarán los ríos con una mínima influencia lacustre y, si es posible, debe evitarse la presencia de lagos aguas arriba del tramo seleccionado.

4.3. Litología.

Hay que prestar especial atención a la litología del lugar, uno de los factores más importantes a la hora de estudiar la acidificación y eutrofización por contaminantes atmosféricos.

- Las zonas silíceas son más sensibles a la acidificación al tener menor capacidad tamponadora en sus aguas, y es en ellas donde se deberían situar estaciones de muestreo para la detección de impactos por acidificación.
- Las zonas calcáreas son menos sensibles a la eutrofización por depósito de fósforo, puesto que el fósforo inorgánico soluble contaminante reacciona con el hidróxido cálcico del agua para formar fosfatos cálcicos de baja solubilidad que precipitan y no quedan disponibles para la producción primaria. En consecuencia, para realizar un seguimiento de la eutrofización por depósito atmosférico también sería preferente seleccionar cuencas pobres en rocas carbonatadas y evaporíticas.



4.4. Características específicas para la Península Ibérica.

Además de los criterios mencionados anteriormente, España tiene unas condiciones particulares que también deben ser tomadas en consideración a la hora de decidir los mejores ecosistemas acuáticos donde estudiar los efectos del depósito atmosférico.

España es un país con una elevada densidad agraria, ganadera y urbana, quedando pocos lugares de cotas medias y bajas totalmente naturales, en los que no exista presión por contaminación antropogénica. En estos lugares alterados es muy difícil detectar los agentes de depósito atmosférico, y discriminarlos del resto, que en general suelen contribuir en mayor proporción. Así pues, todas las cuencas con una importante influencia agraria, ganadera, silvícola, urbana o industrial, que alteren las condiciones naturales de los ecosistemas acuáticos que hay en ellas, directamente o por escorrentías, harían prácticamente indetectable el depósito atmosférico, y deben ser excluidas de nuestra red de estudio. Con el objeto de evaluar el depósito atmosférico de tipo eutrofizante (por nutrientes) se deben seleccionar lugares oligotróficos donde las concentraciones de nutrientes naturales sean bajas, tanto disueltos en el agua, como almacenados en el sedimento; incluyendo el estado de la cuenca subterránea del lago en casos con régimen de aportación hipogénico. Por ejemplo, en lagos es difícil encontrar candidatos de masas de agua no impactadas de los tipos 16 al 30, por lo que es probable que haya que recurrir a una búsqueda más fina de lagunas y humedales que no estén catalogados como masa de agua, y, aun así, es posible que muchos de esos tipos no cuenten con representantes en los que poder evaluar los efectos negativos del depósito atmosférico.

Otra de las características particulares de la Península Ibérica es la gran abundancia de ecosistemas acuáticos temporales; masas de agua en las que se produce una interrupción recurrente del volumen o caudal, o que se secan completamente. Muchos ríos y lagos mediterráneos se secan de manera natural durante el verano, pero recuperan el agua con las lluvias otoñales (por escorrentías o surgencias) aunque pueden permanecer secos durante varios años debido a la fuerte variabilidad hidrológica de un año a otro. Dentro de los ríos y lagos temporales se incluyen también los efímeros, que son aquellos en los que sólo hay agua durante episodios muy breves tras las lluvias. Estas masas de agua temporales pueden ser interesantes de evaluar, ya que lo depositado durante el periodo de desecación entraría en forma de pulso al retomarse la inundación, lo cual podría manifestarse en unos efectos aún más marcados.

Al contrario, grandes lagos que tengan además tiempos de permanencia del agua demasiado elevados, no serían útiles para nuestro propósito, puesto que estos lagos reaccionan lentamente a los cambios en los depósitos de contaminantes del aire y no son buenos candidatos para detectar tendencias para escalas de tiempo de décadas, porque podrían intervenir, además, otras presiones.



Por último, y como se ha comentado anteriormente, la acidificación (con efectos muy importantes en ciertas partes de Europa), en España no se espera que vaya a tener gran repercusión (dada la concurrencia en muchos casos de una litología tamponadora y/o la baja entrada de contaminantes precursores de la acidificación de origen transfronterizo), por lo que, sin olvidar un seguimiento menos exhaustivo de la acidificación, los estudios deben enfocarse más en otros contaminantes.

4.5. Recopilación de información y datos históricos.

Para el estudio de la influencia del depósito atmosférico y la constatación de sus efectos en ríos, lagos y humedales se recopilará toda la información disponible en NABIA y en las redes de control de seguimiento del estado de las masas de agua. Todo este grueso de información servirá para tener un gran alcance espacial, pero también para contar desde el primer momento con algunas series temporales más largas con las que poder detectar cambios en los ecosistemas. Sin embargo, como estas redes de vigilancia y control no están específicamente orientadas al estudio del depósito atmosférico, surge la necesidad de proponer una serie de masas de agua en las que realizar una vigilancia específica adicional de sus efectos, que supondrá un complemento y especialización que cubra las carencias de información existente en las otras redes. Cuando haya registros disponibles de programas anteriores o de estudios que ofrezcan fiabilidad y seguridad en cuanto a la calidad de los datos, se recabará información sobre los indicadores de depósito atmosférico que puedan servir como líneas de datos históricas, que al abarcar una mayor cantidad de tiempo permiten detectar cambios que se producen a lo largo de los años.

Estos datos históricos también pueden ser muy útiles para seleccionar sitios de monitoreo representativos y diseñar un programa óptimo de seguimiento.

5. Red española de estaciones de seguimiento.

La red española de seguimiento de los impactos del depósito atmosférico en ríos y lagos consta actualmente de 25 puntos de muestreo, correspondientes a 10 lagos y 15 ríos (Tabla 1 y la Figura 6). Estos sitios fueron seleccionados de acuerdo con un conjunto de criterios destinados a cumplir con el art. 9 de la Directiva NEC y se encuentran en las regiones biogeográficas Mediterránea (15), Atlántica (5) y Alpina (5) (Fig. 1).

En particular, los ríos están ubicados en las regiones biogeográficas Mediterránea (9), Atlántica (4) y Alpina (2) y los tipos predominantes de ríos son las montañas mediterráneas bajas, bajas-medias y medias-altas (Fig. 2). En cuanto a los lagos, también están ubicados en las regiones biogeográficas Mediterránea (6), Atlántica (1) y Alpina (4) y los *supertipos* predominantes de cuerpos de agua son la alta montaña septentrional y la media montaña cárstico-calcárea (Fig. 2). En ambos casos, el tipo al que pertenece cada una de las masas de agua seleccionadas se señala en la tabla 1. El monitoreo según los procedimientos desarrollados para la evaluación del estado ecológico requerido por la DMA es realizado por la Dirección General del Agua (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico).

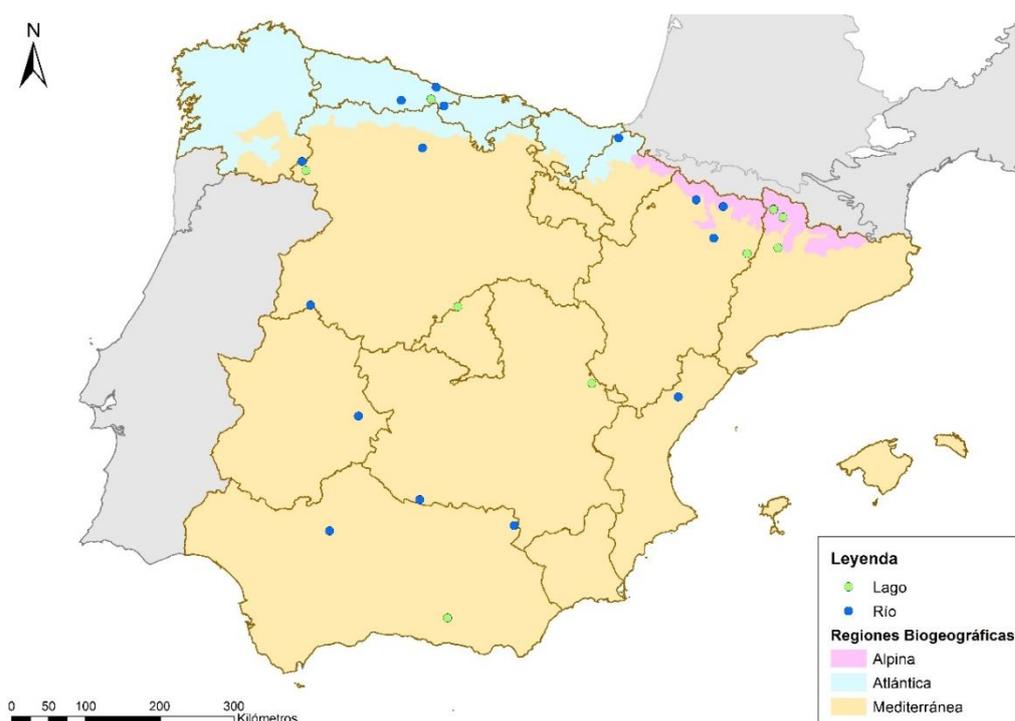


Figura 6. Ubicación de los lugares de monitoreo de ecosistemas de agua dulce en regiones biogeográficas.



Tabla 2. Selección original de sitios de monitoreo en ecosistemas de agua dulce.

Código del punto de muestreo	Demarcación	Tipo de masa de agua	Longitud	Latitud	Código EU masa de agua	Nombre de la masa de agua
DC008	Cantábrico	126	-4,7574112	43,220431	ES018 MSPFES129MAR000580	Río Duje I
DU01630003	Duero	104	-4,9758505	42,665439	ES020 MSPF000000095	Arroyo del Rebedul
DU05260001	Duero	111	-6,2659123	40,50123	ES020 MSPF0000000616	Río Agadón
EB00000539	Ebro	126	-0,4025641	42,598266	ES091 MSPF568	Río Aurín
EB00001128	Ebro	127	0,05025212	42,561227	ES091 MSPF756	Río Vellos
EB00002005	Ebro	112	-0,0371342	42,16462	ES091 MSPF377	Río Isuala
GN00000095	Guadiana	101	-5,1968543	39,290291	ES040 MSPF000120000	Arroyo de Valdefuentes
GV08610002	Guadalquivir	108	-4,0361421	38,425102	ES051 1008080	Río Robledillo
GV09210003	Guadalquivir	106	-5,3120354	37,836929	ES051 1006021	Tramo bajo del río Guadalora
TUS1	Segura	112	-2,5416121	38,312036	ES070 MSPF001010701	Río Tus aguas arriba del Balneario de Tus
JU05920001	Júcar	109	-0,287004	40,174383	ES080 MSPF10.12.01.04.01.01	Río Lucena: Cabecera E. Alcora
MI085	Miño-Sil	125	-6,8663289	42,197128	ES010 MSPFES447MAR001410	Río de Lorzas
NAL060	Cantábrico	121	-5,4723556	43,184477	ES018 MSPFES149MAR001070	Río del Alba
PU001	Cantábrico	130	-4,9428317	43,425832	ES018 MSPFES133MAR000630	Arroyo de Nueva
URU004	Cantábrico	123	-1,8098416	43,210456	ES017 MSPFES017MAR002450	Río Añarbe
210208	Duero	203	-6,7777545	42,09691	ES020 MSPF000101105	Laguna de Sotillo
EBL0972	Ebro	201	0,87839078	42,610661	ES091 MSPF972	Estany de Travessany
EBL1014	Ebro	215	0,52886869	42,028027	ES091 MSPF1014	Estanque Grande de Estanya
EBLBAST_P	Ebro	210	1,0167148	42,143491	EB00007548	Estanys de Basturs
JU295	Júcar	212	-1,6659858	40,18742	ES080 MSPFL14	Laguna del Marquesado
NO00550005	Cantábrico	207	-4,9884891	43,272809	ES018 MSPFES141MAL000040	Complejo Lagos de Covadonga-Lago Enol
TA48305001	Tajo	203	-3,9573968	40,839303	ES030 MSPF0455040	Laguna Grande de Peñalara
EBL5987	Ebro	201	0,87365228	42,602854	ES091 MSPF987	Estany negre de Boi
EBL6466	Ebro	201	1,04432973	42,523099	ES091 MSPF1747	Estany Gran Mainera. Cuenca S. Antonio (1,3)
MA00MD0153	Andalucía Med	209	-3,3285172	37,053566	ES060 MSPF0632500	Laguna de la Caldera



6. Propuesta de modificación de la red actual de lagos.

Para el presente proyecto proponemos ciertas mejoras a la red actual de lagos en el ámbito español, y detallamos a continuación la razón de esta propuesta y la lista de puntos opcionales que proponemos. Partiendo de que no se esperan grandes cargas de contaminantes atmosféricos en la mayor parte del territorio, es esencial que sean masas de agua libres de cualquier presión significativa que pueda enmascarar la entrada por vía atmosférica.

En primer lugar, y tras estudiar la red que actualmente está enfocada a la detección de efectos del depósito atmosférico, señalaremos algunos problemas que hemos detectado:

Dentro de la red actual de lagos, tres pertenecen al mismo espacio natural (P. N. Aigüestortes i Estany de San Maurici), por lo que hay poca representatividad geográfica y climática. Al ser puntos de muestreo tan cercanos, los resultados aportarán la misma información. Así mismo, uno de los lagos (Estany de Travessany) se encuentra aguas arriba (a menos de un kilómetro de distancia) de otro de los lugares seleccionados (Estany negre), característica que desaconseja ICP waters.

Se propone, en primer lugar, cambiar el Estany Gran de Mainera (L-T01) por el Ibón de Acherito (en Pirineos). Además, el Estany Gran de Mainera tiene demasiadas presiones para poder ser considerado una masa de agua óptima para el estudio del depósito atmosférico por lo que proponemos su cambio.

En segundo lugar, se propone cambiar el Estany Negre de Boí por otra laguna de alta montaña permanente. Dicha laguna está aguas debajo del Estany de Travessany, por lo que conviene considerar otras opciones. Se propone la inclusión del Lac Redon, que no solo es propicio por su carácter remoto y la ausencia de contaminación originada en la cuenca sino que también ha sido ampliamente estudiado en el contexto del depósito atmosférico y el cambio climático, y además dispone de amplia información y series más largas.

Laguna de Sotillo: está considerada una masa de agua altamente modificada, por tener una presa que embalsa el agua. Al no ser una masa de agua natural sino muy modificada, no puede pertenecer a la red de lagos de referencia, por lo que habría que reemplazarlo siguiendo el criterio de economía de esfuerzo y recursos (ver Tabla 4). Se propone como cambio la Laguna de la Clara, ya que es la menos accesible y mejor conservada de la Sierra, aunque habría que comprobar la presencia de ganado. Además, la cuenca de la laguna es mínima (menor que la superficie de la propia laguna), lo que la hace ideal para valorar los aportes atmosféricos.

Estanys de Basturs (L-T10) y Estanya (L-T15). En la Figura 7 se puede observar que ambos puntos de muestreo están totalmente rodeados de campos de cultivo y poblaciones que,



probablemente, aportan contaminación en mucha mayor medida que la atmosférica, no siendo este tampoco un emplazamiento recomendable para detectar los efectos del depósito atmosférico. En las Tablas 3, 4 y 5 se detallan las presiones o impactos de estas lagunas, donde caben destacar las presiones por eutrofización y contaminación química referenciadas del estudio de la UVEG. Además, en esta tabla también se muestran los resultados de los muestreos de la campaña inicial (2019) que no son muy buenos: estado ecológico malo en el caso de la Laguna de Estanya (el peor elemento es los invertebrados bentónicos) y moderado en Basturs (siendo la peor variable el disco de Secchi). Las propuestas de cambio son las siguientes:

El tipo 17, es uno de los pocos tipos de interior en cuenca de sedimentación con representantes sin presiones ni contaminación por nutrientes. Con la información de que se dispone se ha optado por proponer los Estanyols del Pla dels Estanyets. Todavía no se ha podido visitar esta masa de agua, por lo que no se dispone de información de primera mano sobre la misma, pero si se sabe que su cuenca es eminentemente natural y los impactos mínimos o nulos.

Para la segunda propuesta se ha tratado de nuevo de elegir de nuevo una laguna que no fuera de montaña y que sea de algún tipo que no esté considerado todavía en la red actual, siguiendo el criterio de representatividad geográfica y tipológica. Una buena candidata es laguna de Tejo del tipo 10 (ver Tabla 4 y 6). Tiene vocación oligotrófica, y sus principales aportaciones de nutrientes serían por aguas subterráneas o atmosféricas. Además, está bien estudiada desde el punto de vista limnológico, y se sabe que presenta alternancia del papel limitante del N y el P condicionadas por su limnología física (estratificación), lo que la hace ideal para responder a posibles aportes de P por vía atmosférica.



Figura 7. Situación de las lagunas de Basturs (izquierda) y Estanya (derecha) dentro de su cuenca. Vista satelital del territorio alrededor de las masas de agua.

Finalmente, el lago Enol tiene demasiada presión de ganadería, sus orillas están “pisadas” y llenas de excrementos de vacas. También tiene una gran afluencia de turismo. De este modo, serían prácticamente indetectables los efectos diferenciales de los contaminantes atmosféricos.



Figura 8. Lago Enol, con gran abundancia de ganado en sus orillas.



Se propone la Laguna Fonda, enclavada en la Reserva Integral de Muniellos. La cuenca de dicha laguna está cubierta de bosque totalmente natural, en ausencia de explotación de ningún tipo, y puede aportar información muy valiosa al estudio de la contaminación atmosférica, siendo ésta la única fuente potencial que podría afectar a la laguna.



Tabla 2. Propuesta de lagos para la red de estudio de depósito atmosférico. Sin sombreado quedan aquellos lagos y lagunas que se consideran óptimos. Sombreados en gris aquellos que se propone sustituir, así como las nuevas propuestas. * Estos códigos se refieren a las lagunas y lagos del conjunto de la derecha: Modificaciones propuestas.

Red inicial de control del depósito atmosférico								Modificaciones propuestas			
Tipo	Código de la masa de agua	Nombre	Demarcación	utm X	utm Y	Huso	Cambio	Tipo	Código masa	Nombre	Demarcación
L-T01	ES091 MSPF1747	Estany Gran de Mainera (San Antonio 1, 3)	EBRO	832224	4715874	30	Sí	L-T02	-	Ibón de Acherito	Ebro
L-T01	ES091 MSPF987	Estany Negre de Boí	EBRO	817796	4724076	30	Sí	L-T01	ES091MSPF970	Lac Redon	Ebro
L-T01	ES091 MSPF972	Estany de Travessany	EBRO	325962	4719821	31	No				
L-T03	ES020 MSPF000101105	Laguna de Sotillo	DUERO	683763	4662922	29	Sí	L-T01	-	Laguna de la Clara	Duero
L-T03	ES030 MSPF0455040	Laguna Grande de Peñalara	TAJO	419282	4521438	30	No				
L-T07	ES018 MSPFES141 MAL000040	Lago Enol	COCC_CANTABRICO	338631	4793117	30	Sí	¿?	-	Laguna Fonda	
L-T09	ES060 MSPF0632500	Laguna de la Caldera	ANDALUCIA	470789	4100932	30	No				
L-T11	EB00007548	Estany Petit de Basturs	EBRO	336108	4667679	31	Sí	L-T17	ES100MSPFH1500010	Estanyols del Plan dels Estanyets	Cuencas Internas de Cataluña
L-T12	ES080 MSPFL14	Laguna del Marquesado	JUCAR	613441	4449376	30	No				
L-T15	ES091 MSPF1014	Estanque Grande de Estanya	EBRO	792129	4658997	30	Sí	L-T10	ES080MSPFL12	Laguna del Tejo	



Tabla 3. Análisis de presiones e impactos de los lagos seleccionados para el estudio de los efectos del depósito atmosférico. En columnas: SIOSE: se refiere a usos del suelo en porcentaje de ocupación, siendo NAT, natural; URB, urbano o asimilable; AGR, agrario; GAN, ganadero; DEG, degradado. IMPRESS-IMP, relativo a impactos identificados por el ejercicio Impress, NOSI, sin impacto significativo; CHEM, química; NUTR, nutrientes; ORGA, orgánico; OTHE, otros, UNKN, desconocido, IMPRESS-PRESS, presiones detectadas, NOSI, sin presiones significativas; ABST, abstracciones de agua; DSPO, fuentes difusas; PSPO, fuentes puntuales; REGM, regulación y alteraciones morfológicas; NABIA valores de fósforo total máximos por año; REFCOND, relativo a resultados de campaña 2019; PT, fósforo total; SECCHI, profundidad de disco de Secchi en m; CHL, concentración de clorofila en mg/m3, BV, biovolumen de fitoplancton en mm3/L; UVEG, resultados de estudio de presiones e impactos de la UVEG, EUTROF, impacto por eutrofización; ORG, impacto por contaminación orgánica; ACID, impacto por acidificación; QUÍMICA, impacto por contaminación química; HIDRO, impacto por alteración hidrológica; MORFO, impacto por alteración morfológica. Nombres completos de las masas de agua: *(1) Complejo lagunar Cuenca de San Antonio (1,3) (Gran de Mainera); *(2) Estany de Travessany; *(3) Laguna Grande de Peñalara; *(4) Laguna de la Caldera; *(5) Laguna del Marquesado; *(6) Estany Negre (de Boi); *(7) Estany Petit de Basturs; *(8) Estanque Grande de Estanya; *(9) Laguna de Sotillo.

COD_UNIFICADO	NOM_MASA y Tipo	SIOSE					IMPRESS-IMP					IMPRESS-PRESS					NABIA					UVEG						
		NAT	URB	AGR	GAN	DEG	NOSI	CHEM	NUTR	ORGA	OTHE	UNKN	NOSI	ABST	DSPO	PSPO	REGM	OTHE	Max TP13	Max TP14	Max TP15	Max TP16	Max TP17	EUTR	ORG	ACID	QUIMI	HIDR
ES091 MSPF 1747	Mainera *(1) L-T01	39,4	0,0	0,0	58,4	0,0	1					1									3,0		23,3	31,0	23,3	38,8	0,0	0,0
ES091 MSPF 972	Travessany *(2) L-T01	41,7	0,0	0,0	50,4	0,0	1					1											0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ES030 MSPF04550 40	Peñalara *(3) L-T03	80,6	0,0	0,0	17,2	0,0				1							1	2,0		3,0	6,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ES060 MSPF06325 00	Caldera *(4) L-T09	0,0	0,0	0,0	0,0	92,2	1					1											0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ES080 MSPF L14	Marquesado *(5) L-T12	92,8	0,0	1,9	3,3	1,7				1				1					74,0		3,9	3,0	2,4	2,1	1,4	3,3	0,0	0,0
ES091 MSPF 987	Negre-Boi *(6) L-T01	68,1	0,0	0,0	28,4	0,0	1					1											0,8	1,1	0,8	1,4	0,0	0,0
EB00 007 548	Basturs *(7) L-T10																						80,0	20,0	0,0	70,0	0,0	0,0



		SIOSE					IMPRESS-IMP					IMPRESS-PRESS					NABIA			UVEG					
ES091 MSPF 1014	Estanya *(8) L-T15	58,3	0,2	31,7	0,0	0,0	1					1						2,3	1,0	10,1	3,4	0,0	10,1	0,0	0,0
ES02M SPF000 101105	Sotillo *(9) L-T03	No puede pertenecer a la red de referencia por estar considerado como muy modificado (embalse)																							

Tabla 4. Análisis de presiones e impactos de los lagos propuestos para el estudio de los efectos del depósito atmosférico cuando son masas de agua y disponen de dichos datos. En columnas: SIOSE: se refiere a usos del suelo en porcentaje de ocupación, siendo NAT, natural; URB, urbano o asimilable; AGR, agrario; GAN, ganadero; DEG, degradado. IMPRESS-IMP, relativo a impactos identificados por el ejercicio Impress, NOSI, sin impacto significativo; CHEM, química; NUTR, nutrientes; ORGA, orgánico; OTHE, otros, UNKN, desconocido, IMPRESS-PRESS, presiones detectadas, NOSI, sin presiones significativas; ABST, abstracciones de agua; DSPO, fuentes difusas; PSPO, fuentes puntuales; REGM, regulación y alteraciones morfológicas; NABIA valores de fósforo total máximos por año; REFCOND, relativo a resultados de campaña 2019; PT, fósforo total; SECCHI, profundidad de disco de Secchi en m; CHL, concentración de clorofila en mg/m³, BV, biovolumen de fitoplancton en mm³/L; UVEG, resultados estudio de presiones e impactos de la UVEG, EUTROF, impacto por eutrofización; ORG, impacto por contaminación orgánica; ACID, impacto por acidificación; QUÍMICA, impacto por contaminación química; HIDRO, impacto por alteración hidrológica; MORFO, impacto por alteración morfológica.

COD_MASA	NOM_MASA Y Tipo	SIOSE					IMPRESS-IMP		IMPRESS-PRESS		NABIA					UVEG					
		NAT	URB	AGR	GAN	DEG	NUTR	UNKN	DSPO	OTHE	Max TP13	Max TP14	Max TP15	Max TP16	Max TP17	EUTROF	ORG	ACID	QUÍMICA	HIDRO	MORFO
ES080 MSPFL12	Tejo *(5)	90,30	0,08	3,90	5,72	0,0		1	1	1	46,9	30		3,3	3,6	2,2	0,7	0,0	2,2	0,0	0,0
ES100 MSPFH1500010	Estanyols del Pla dels Estanyets	100,0 0	0,00	0,00	0,00	0,00		1		1						0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ES091MSPF970	Lac Redon	36,39	0,00	0,00	63,61	0,00										24,1	32,2	24,1	40,2	0,0	0,0



Tabla 5. Datos recabados a lo largo de la campaña REFCOND del año 2019; PT, fósforo total; SECCHI, profundidad de disco de Secchi en m; MACROF-riqueza: Riqueza de especies de macrófitos (nº de especies características del tipo); MACROF-cob hidro: Cobertura total de hidrófitos (especies características del tipo) (%); MACROF-cob helo: Cobertura total de helófitos (especies características del tipo) (%); MACROF-cob macrof: Cobertura total de macrófitos (hidrófitos y helófitos) (especies características del tipo) (%); MACROF-cob eutrofia: Cobertura de especies de macrófitos indicadoras de las condiciones eutróficas (%); MACROF-cob exóticas: Cobertura de especies exóticas de macrófitos (%); MACROF-presencia hidro: Presencia / Ausencia de hidrófitos; CHL, concentración de clorofila en mg/m3; BV, biovolumen de fitoplancton en mm3/L; IBCAEL, índice IBCAEL de invertebrados en lagos.

COD_MASA	NOM_MASA y Tipo	PT	SECCHI	MACROF-riqueza	MACROF-cob hidro	MACROF-cob helo	MACROF-cob macrof	MACROF-cob eutrofia	MACROF-cob exóticas	MACROF-presencia hidro	CHL	BV	IBCAEL
ES091MSPF1747	Mainera *(1) L-T01			na	na	na	na						
ES091MSPF972	Travessany *(2) L-T01			na	na	na	na						
ES030MSPF0455040	Peñalara *(3) L-T03		2,8	na	na	na	na	0	0	0	1,8	1,4	4,9
ES060MSPF0632500	Caldera *(4) L-T09		6,5	na	na	na	na	na	na	na	0,3	0,1	10
ES080MSPFL14	Marquesado*(5) L-T12						na			na			
ES091MSPF987	Negre-Boí *(6) L-T01		7	na	na	na	na				3,4	1,1	3,8
EB00007548	Basturs *(7) L-T10		2,6	9	60	55	na	3,6	0	na	1,8	1	5,5
ES091MSPF1014	Estanya *(8) L-T15		2,5	5	0	65,7	na	0	0	na	3,1	2,5	1
ES02MSPF000101105	Sotillo *(9) L-T03	No puede pertenecer a la red de referencia por estar considerado como muy modificado (embalse)											

7. Propuesta de red en ríos.

A continuación, se presenta una propuesta de modificación a la red de ríos del MITERD (

Tabla 2). Tras la visita de campo y toma de muestras en dos meses consecutivos (enero y febrero de 2020) y la valoración en gabinete de los puntos propuestos inicialmente para la red de muestreo e indicadores para la evaluación de los efectos del depósito atmosférico en ríos, se proponen las siguientes modificaciones:

1) Modificación del punto con código de muestreo EB00002005 (Río Isuala desde su nacimiento hasta su desembocadura en el río Alcanadre) debido a las importantes presiones que sufre la masa de agua en el punto planteado para la red. Las presiones observadas en las visitas de campo son las siguientes:

- Proximidad a la localidad de Alberuela de la Liena con posibles vertidos al río u otras presiones asociadas.
- Punto situado 1 kilómetro aguas abajo de una explotación ganadera intensiva.
- Zona de recreo con mesas y aparcamiento en orillas con posibles alteraciones de la masa de agua y su entorno.
- Importante azud y captación de agua en el punto de muestreo.
- Grandes alteraciones de la vegetación de ribera y abundancia de especies regresivas e invasoras.



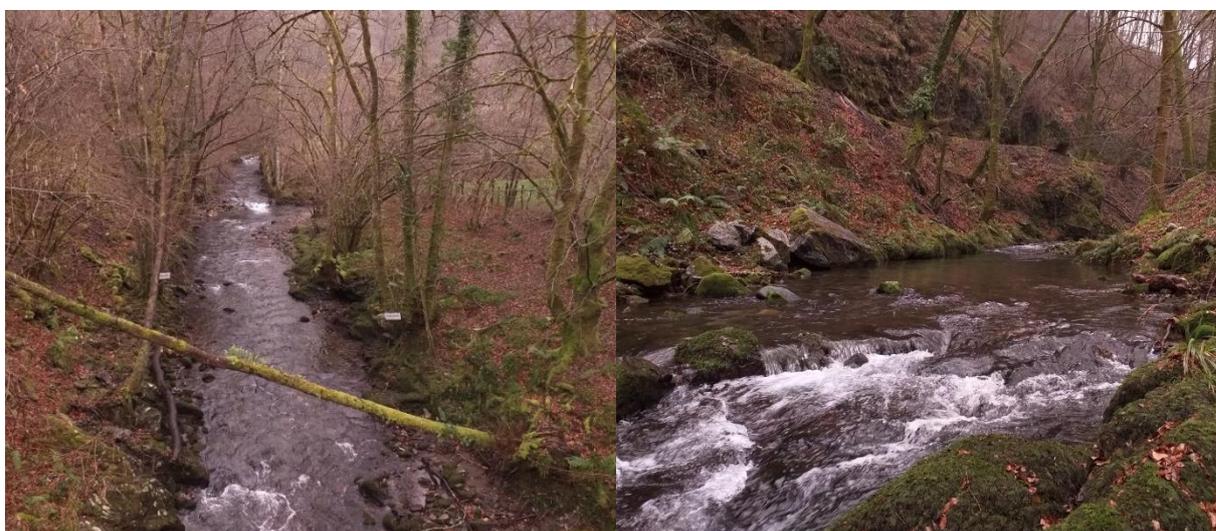
Figura 9. Propuesta de cambio del punto de muestreo del río Isuala

Se propone cambiarlo por el punto con código de muestreo (TA53901B01) – Tajo en Peralejos de las Truchas (también del tipo 12). Este nuevo punto se localiza en el área central peninsular, ahora no representada en la red y está, además, localizado en una Reserva Natural Fluvial.

2) Modificación del punto con código de muestreo URU004 (Río Añarbe). Tras la información tomada tras las vistas de campo y previa consulta con los gestores y conservadores del ZEC Arikutza, declarado en 2015, proponemos un pequeño cambio en la ubicación de este punto debido al reciente desmantelamiento de la presa de Arikutza, aguas arriba del punto propuesto por el MITERD.

Los efectos del desmantelamiento de esta presa sobre el río Añarbe están siendo estudiados y se ha detectado, un aumento muy importante de sedimentos (antes recogidos por la represa) y la aparición de ciertos metales asociados a estos sedimentos de la antigua presa.

Por ello, se propone el cambio del punto de muestreo al río Alama antes de su confluencia con el río Añarbe, a 200 metros de distancia del punto original y ajeno a los efectos del desmantelamiento de la presa de Arikutza.



Original: Río Añarbe (URU004)

Propuesta: Río Alama antes de la confluencia con río Añarbe (URU004)

Figura 10. Propuesta de cambio del punto de muestreo del río Añarbe (izquierda) al río Alama (derecha)

3) Modificación del punto con código de muestreo GV08610002 (Río Robledillo) debido a las obras realizadas durante el mes de febrero de 2020 y observadas durante la visita para la toma de muestras.

En la ubicación del punto de muestreo se ha realizado una obra con alto grado de alteración del cauce activo. Se construye un azud para captación de aguas por parte de los retenes forestales en campaña de incendios y se modifica la ribera funcional derecha con desbroce total de la vegetación y allanamiento del terreno para facilitar el acceso de los camiones forestales.

A continuación, se presentan varias imágenes tomadas en el punto de muestreo donde se pueden observar las obras realizadas.



Figura 11. Obras observadas en el punto de muestreo GV08610002 (Río Robledillo) el 18 de febrero de 2020

Se propone el cambio de este punto de muestreo a la red de muestreo e indicadores para la evaluación de los efectos del depósito atmosférico en ríos por el punto GVREF017BIO (Río Genil), el cual cumple los requisitos necesarios para el estudio de la contaminación atmosférica y está, además, localizado dentro de una Reserva Natural Fluvial.

4) Modificación del punto con código de muestreo GN00000095 (Arroyo Valdefuentes en Central de Valdecaballeros)

Tras dos visitas de campo (enero y febrero 2020) para la toma de muestras a este punto, se propone su modificación debido a las fuertes presiones hidromorfológicas y posibles problemas de acceso en el futuro.

El punto GN00000095 (Arroyo Valdefuentes en Central de Valdecaballeros) se localiza muy próximo a la obsoleta Central Nuclear de Valdecaballeros, en un azud que sirve de captación para abastecer al municipio de Valdecaballeros y para acceder al azud hay que atravesar una valla que actualmente se encuentra caída, en caso de que sea arreglada sería imposible el acceso al punto de muestreo.



Figura 12. Punto GN00000095 (Arroyo Valdefuentes en Central de Valdecaballeros)



Se propone el cambio de este punto de muestreo la red de muestreo e indicadores para la evaluación de los efectos del depósito atmosférico en ríos por el punto TA57809B04 (Arbillas en Arenas de San Pedro).

Este nuevo punto planteado para la red se ubica en un zona con mínimas o nulas presiones aguas arriba y además en una Reserva Natural Fluvial.



Tabla 6. Propuesta de modificación de la red de seguimiento de la contaminación atmosférica en ríos. En gris se señalan los puntos que se propone modificar de la red original

Red original								Propuesta de modificación	
Tipo	Cod-refcon	Código punto de muestreo	Nombre punto de muestreo	Demarcación	utm X	utm Y	Huso	Cod-refcon	Modificación
R-T26	cn61r	DC008	Río Duje I	Cantábrico	357268	4786793	30		
R-T04	du10r	DU01630003	Arroyo del Rebedul	Duero	338078	4725556	30		
R-T11	du31r	DU05260001	Río Agadón aguas arriba Monsagro	Duero	731700	4486982	29		
R-T26	eb05r	EB00000539/EB0539-BIO	Río Aurín	Ebro	713543	4718627	30		
R-T27	eb40r	EB00001128/EB2211-BIO	Río Vellos	Ebro	257857	4716309	31		
R-T12	eb27r	EB00002005/EB2005-BIO	Río Isuala	Ebro	744755	4672304	30	ta10r	Punto alternativo
R-T01	gn01r	GN00000095	Arroyo de Valdefuentes	Guadiana	310541	4351292	30	ta21r	Punto alternativo
R-T08	gv01r	GV08610002	Río Robledillo	Guadalquivir	409556	4253491	30	gv27r	Punto alternativo
R-T06	gv13r	GV09210003	Tramo bajo del río Guadalora	Guadalquivir	296547	4190241	30		
R-T12	se14r	TUS1	Río Tus. Arroyo de la Fuente del Tejo. El Molinete	Segura	540076	4240607	30		
R-T09	ju24r	JU05920001	Río Lucena: Cabecera - E. Alcora	Júcar	731004	4450641	30		
R-T27	ms15r	MI085/NO02280013	Río de Lorzas	Miño-Sil	676163	4673867	29	ms15r	Mismas coordenadas. Se propone cambiar el nombre
R-T21	cn62r	NAL060	Río del Alba	Cantábrico	299082	4784268	30		
R-T30	cn33r	PU001/NO00310016	Arroyo de Nueva	Cantábrico	342732	4810025	30		
R-T23	cn63r	URU004	Río Añarbe	Cantábrico	596659	4784957	30	cn63r	Se propone mover el punto unos 100 m



Tabla 7. Red fluvial de seguimiento de la contaminación atmosférica con las propuestas de modificación incorporadas. En gris se muestran las modificaciones.

Tipo	Cod-refcon	Código punto de muestreo	Nombre punto muestreo	Demarcación	utm X	utm Y	Huso
R-T26	cn61r	DC008	Río Duje I	Cantábrico	357268	4786793	30
R-T4	du10r	DU01630003	Arroyo del Rebedul	Duero	338078	4725556	30
R-T11	du31	DU05260001	Río Agadón aguas arriba Monsagro	Duero	731700	4486982	29
R-T26	eb05r	EB00000539/EB0539-BIO	Río Aurín	Ebro	713543	4718627	30
R-T27	eb40r	EB00001128/EB2211-BIO	Río Vellos	Ebro	257857	4716309	31
R-T12	ta10r	TA53901B01	PERALEJOS DE LAS TRUCHAS - TAJO	Tajo	591742	4492375	30
R-T24	ta21r	TA57809B04	ARENAS DE SAN PEDRO - ARBILLAS	Tajo	317000	4450918	30
R-T11	gv27r	GVREF017BIO	RÍO GENIL. PRIMER PUENTE SOBRE EL RÍO	Guadalquivir	465345	4109780	30
R-T6	gv13r	GV09210003	Tramo bajo del río Guadalora	Guadalquivir	296547	4190241	30
R-T12	se14r	TUS1	Río Tus. Arroyo de la Fuente del Tejo. El Molinete	Segura	540076	4240607	30
R-T9	ju24r	JU05920001	Río Lucena: Cabecera - E. Alcora	Júcar	731004	4450641	30
R-T27	ms15r	MI085/NO02280013	Bibey aguas arriba de Porto	Miño-Sil	676163	4673867	29
R-T21	cn62r	NAL060	Río del Alba	Cantábrico	299082	4784268	30
R-T30	cn33r	PU001/NO00310016	Arroyo de Nueva	Cantábrico	342732	4810025	30
R-T23	cn63r	URU004	Río Álama junto a confluencia con río Añarbe	Cantábrico	596639	4784980	30



8. Cartografía NEC.











9. Red definitiva tras muestreos de 2020 y 2021

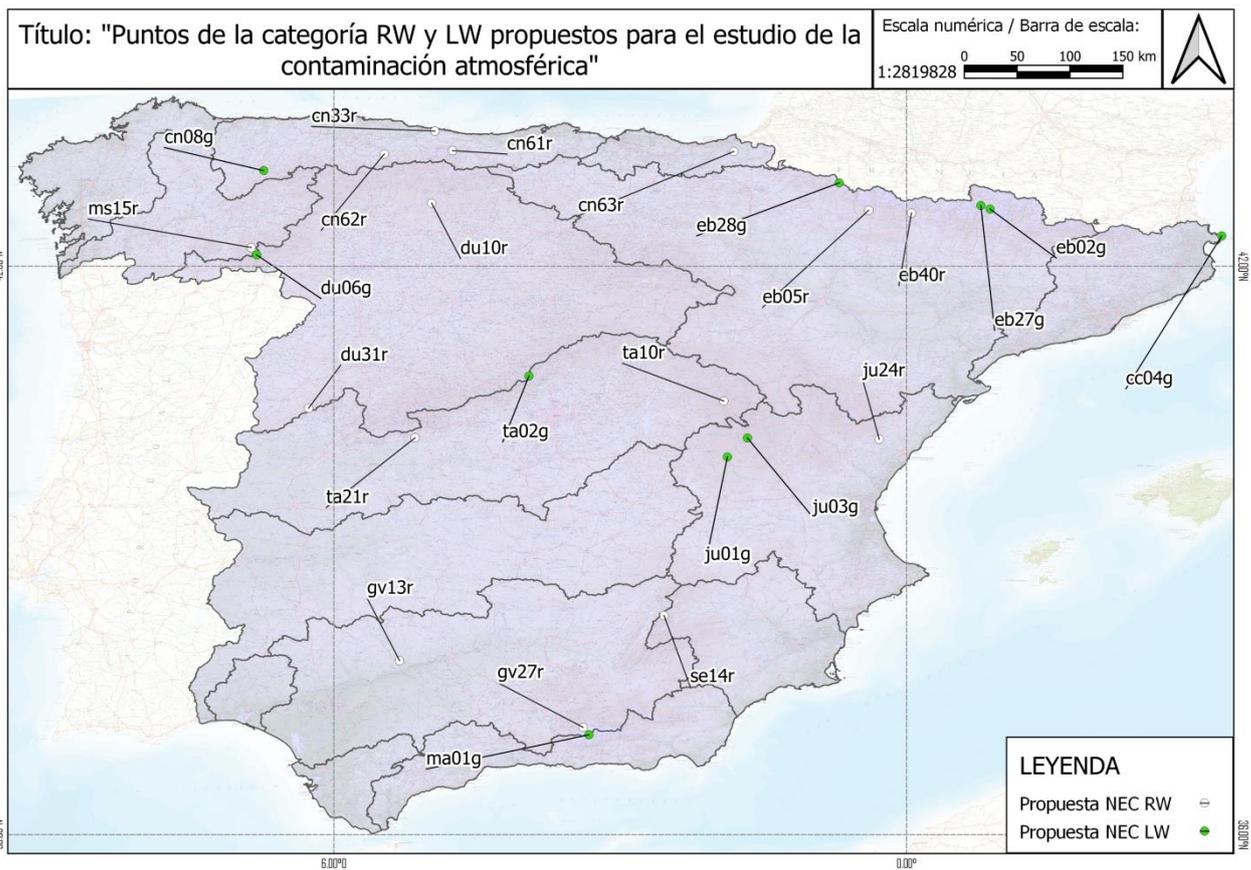
Todos los puntos anteriores del presente informe describen un proceso de selección previa a cualquier actividad de muestreo y reconocimiento de los puntos dentro del proyecto. Es fundamental, por lo tanto añadir este punto 9 como adenda en la que se refleja la configuración final de la red, tras varios ajustes que la han modificado desde la primera mitad de 2020.

Tabla 8. Red de seguimiento de la contaminación atmosférica con las propuestas de modificación incorporadas. Se incluyen lagos, lagunas y humedales (en gris) y ríos y arroyos (en blanco). Los encabezados CPM y CMAS se refieren al código de punto de muestreo y al código de masa de agua respectivamente, según el sistema de clasificación para la evaluación del estado según la directiva 2000/60/CE.

Codrefcon	Nombre	CPM	CMAS	X_utm	Y_utm	H_utm	Tipo
eb02g	Estany Negre de Boi	EBL5987	ES091MSPF987	325506	4719011	31	L-T01
eb27g	Lac Redon	EBL5970	ES091MSPF970	317844	4723318	31	L-T01
ta02g	Laguna Grande de Peñalara	TA48305B01	ES030MSPF0455040	419269	4521447	30	L-T03
ma01g	Laguna de la Caldera	MA00MD0153	ES060MSPF0632500	470756	4101023	30	L-T09
ju01g	Laguna del Tejo (CL Torcas de Cañada del Hoyo)	JU06350015	ES080MSPFL12	595838	4426880	30	L-T10
ju03g	Laguna del Marquesado	JU05880011	ES080MSPFL14	613470	4449426	30	L-T12
cc04g	Estanyols del Pla dels Estanyets	H150001000	ES100MSPFH1500010	524896	4685269	31	L-T17
cn08g	Laguna Fonda			684550	4764344	29	
du06g	Laguna de la Clara			681223	4665355	29	
eb28g	Ibón de Acherito			687255	4750005	30	
du10r	Rebedul en Canalejas	DU01630003	ES020MSPF000000095	338078	4725556	30	R-T04
gv13r	Río Guadaloras en segundo cruce CO-140	GV09210003	ES050MSPF011006021	296570	4190246	30	R-T06
ju24r	Nacimiento en Lucena del Cid	JU05920001	ES080MSPF10.12.01.04.01.01	731004	4450641	30	R-T09
du31r	Agadon aguas arriba de Monsagro	DU05260001	ES020MSPF0000000616	731700	4486982	29	R-T11
gv27r	Río Genil en el primer puente sobre el río	GVREF017BIO	ES050MSPF011011004	465454	4109838	30	R-T11
se14r	Río Tus. Arroyo de la Fuente del Tejo. El Molinete	TUS1	ES0701010701	540076	4240607	30	R-T12



Codrefcon	Nombre	CPM	CMAS	X_utm	Y_utm	H_utm	Tipo
ta10r	Tajo en Peralejos de las Truchas	TA53901B01	ES030MSPF0115010	591719	4492342	30	R-T12
cn62r	Río del Alba	NAL060	ES018MSPFES149 MAR001070	299082	4784268	30	R-T21
cn63r	Río Alama antes de confluencia con Añarbe	URU004	ES017MSPFES017 MAR002450	596659	4784957	30	R-T23
ta21r	Arbillas en Arenas de San Pedro	TA57809B04	ES030MSPF0727010	316902	4450979	30	R-T24
cn61r	Río Duje I	NO00560009	ES018MSPFES129 MAR000580	357268	4786793	30	R-T26
eb05r	Aurin en Isin	EB0539-BIO	ES091MSPF568	713487	4718789	30	R-T26
eb40r	Río Vellos	EB2211-BIO	ES091MSPF756	257857	4716309	31	R-T27
ms15r	Bibey aguas arriba de Porto	NO02280013	ES010MSPFES437 MAR001230	180757	4678926	30	R-T27
cn33r	Arroyo de Nueva	NO00310016	ES018MSPFES133 MAR000630	342727	4810025	30	R-T30





10. Referencias citadas.

- Abrams PA. 1995. Monotonic or unimodal diversity-productivity gradients: what does competition theory predict? *Ecology*, 76: 2019-2027.
- Almer B. 2014. Effects of acidification on Swedish lakes. *AMBIO*, 3(1), p. 30.
- Andreae MO. 2007. Atmospheric aerosols versus greenhouse gases in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 365(1856): 1915-23.
- Beaune D, Sellier Y, Luquet G & Grandjean F. 2018. Freshwater acidification: an example of an endangered crayfish species sensitive to pH. *Hydrobiologia* 813: 41–50.
- Camacho A, Wurtsbaugh WA, Miracle MR, Armengol X & Vicente E. 2003. Nitrogen limitation for phytoplankton in a Spanish Karst lake with a deep chlorophyll maximum: a nutrient enrichment bioassay approach. *J. Plankton Res.* 25: 397-404.
- Camarero L & Catalán J. 2012. Atmospheric phosphorus deposition may cause lakes to revert from phosphorus limitation back to nitrogen limitation. *Nature Communications*, 3, 1118.
- Carpenter SR, Fisher SG, Grimm NB & Kitchell JF. 1992. Global change and freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 119–139.
- Dodson SI, Arnott SE & Cottingham KL. 2000. The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology*, 81: 2662-2679.
- Driscoll CT. 1985. Aluminum in acid surface waters: chemistry, transport and effects. *Environmental Health Perspectives*, 63: 93-104.
- Duprè C, Stevens CJ, Ranke T, Bleeker A, Pepler-Lisbach C, Gowing DJG, Dise NB, Dorland E, Bobbink R & Diekmann M. 2010. Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biol* 16: 344–357.
- EC. 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*.
- EC. 2014. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document nº 32 On Biota Monitoring. Technical Report - 2014-083. Office for Official Publications in the European Communities, Luxembourg.
- EEA (European Environment Agency). 2018, Air quality in Europe, Report No 13/2017 (www.eea.europa.eu/publications/air-quality-ineurope-2017).
- Evans CD, Chapman PJ, Clark JM, Monteith DT & Cresser MS. 2006. Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. *Global change biology*, 12(11), 2044-2053.
- Evans CD, Monteith DT & Cooper DM. 2005. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental pollution*, 137(1), 55-71.



- Freeman C, Evans CD, Monteith DT, Reynolds B & Fenner N. 2001. Export of organic carbon from peat soils. *Nature*, 412(6849), 785-785.
- Freeman C, Fenner N, Ostle NJ, Kang H, Dowrick DJ, Reynolds B, Lock MA, Sleep D, Hughes S & Hudson J. 2004. Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. *Nature*, 430(6996), 195-198.
- García-Chicote J. 2015. Zooplancton como indicador de la calidad del agua en embalses. Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia.
- Gjessing ET, Hendrey GR & Henriksen A. 1976. Impact of acid precipitation on freshwater ecosystems in Norway. *Water Air and Soil Pollution* 6: 483-499.
- Jarque S, Quirós L, Grimalt J, Gallego E, Catalan J, Lackner R & Piña B. 2015. Background fish feminization effects in European remote sites. *Scientific Reports* 5, 11292.
- Jiménez L, Rühland KM, Jeziorski A, Smol JP & Pérez-Martínez C. 2018. Climate change and Saharan dust drive recent cladoceran and primary production changes in remote alpine lakes of Sierra Nevada, Spain. *Global Change Biology*, 24 (1): 139-158.
- Kalff J. 2002. *Limnology. Inland Water Ecosystems*. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Leibold MA. 1999. Biodiversity and nutrient enrichment in pond plankton communities. *Evolutionary Ecology Research*, 1: 73-95.
- Ley 34/2007 de 15 de noviembre, de calidad del aire y protección de la atmósfera. Boletín Oficial del Estado, 275 de 16 de noviembre de 2007.
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Boletín Oficial del Estado, 299 de 14 de diciembre de 2007.
- Ley de Aguas, aprobada por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio. Boletín Oficial del Estado, 176 de 24 de julio de 2001.
- Li H, Shi A, Li M & Zhang X. 2013. Effect of pH, temperature, dissolved oxygen, and flow rate of overlying water on heavy metals release from storm sewer sediments. *Journal of Chemistry*, 1-11.
- MITECO. 2019. Seguimiento de los efectos de la contaminación atmosférica en los ecosistemas de acuerdo con el Artículo 9 y el Anexo V de la Directiva (UE) 2016/2284 relativa a la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos.
- 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 Communications*, 2, 405-411.
- Moiseenko TI. 1994 Acidification and critical loads in surface waters: Kola, northern Russia *AMBIO*, 23, 418-24.
- Moiseenko TI, Dinu MI, Gashkina NA, Jones V, Khoroshavin VY & Kremleva TA. 2018. Present status of water chemistry and acidification under nonpoint sources of pollution across European Russia and West Siberia. *Environ. Res. Lett.* 13, 105007.



- Nakahara O, Takahashi M, Sase H, Yamada T, Matsuda K, Ohizumi T, Fukuhara H, Inoue T, Takahashi A, Kobayashi H, Hatano R & Hakamata T. 2010. Soil and streamwater acidification in a forested catchment in central Japan. *Biogeochemistry*, 97, 141–58.
- NIVA (Norwegian Institute for Water Research). 2010. ICP-Waters Report 105/2010, ICP Waters programme manual 2010.
- NIVA (Norwegian Institute for Water Research). 2018. ICP-Waters Report 135/2018, Regional assessment of the current extent of acidification of surface waters in Europe and North America.
- Noyes PD, McElwee MK, Miller HD, Clark BW, Van Tiem LA, Walcott KC, Erwin KN & Levin ED. 2009. The toxicology of climate change: environmental contaminants in a warming world. *Environment International* 35, pp. 971-86.
- 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 11 de septiembre de 2015, 80582 a 80677.
- 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 7 de julio de 2018, 68316 a 68335.
- Reche I & EO Casamayor. 2011. Biogeografía del bacterioplancton de las lagunas de Sierra Nevada, in *Proyectos de investigación en parques nacionales: convocatoria 2007-2010*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.
- Ritchie ME & Olff H. 1999. Spatial scaling laws yield a synthetic theory of biodiversity. *Nature*, 400: 557-560.
- Skjelkvåle BL, Mannio J, Wilander A & Andersen T. 2001. Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden 1990-1999. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5, pp. 327-338.
- Staudt A, Leidner AK, Howard J, Brauman KA, Dukes JS, Hansen LJ, Paukert C, Sabo J & Solórzano LA. 2013. The added complications of climate change: understanding and managing biodiversity and ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(9), pp. 494-501.
- Vivanco MG, Palomino I, Garrido JL, González MA, Alonso G & Martín F. 2012. Impact of the Transboundary Transport of Air Pollutants on Air Quality in Spain. *J. of Env. Protec.*, 3: 1167-1175
- Yu Q, Zhang T, Cheng Z, Zhao B, Mulder J, Larssen T, Wang S and Duan L 2017 Is surface water acidification a serious regional issue in China? *Sci Total Environ.* 15 584–5.
- Zhang Y, Zhang H, Zhang Z, Liu C, Sun C, Zhang W & Marhaba T. 2018. pH Effect on Heavy Metal Release from a Polluted Sediment. *Journal of Chemistry*, ID 7597640.