

BAUL DE LA CIENCIA

Una introducción al estudio de presiones ambientales e impactos en lagunas de montaña de Castilla y León

Francisco García Criado

Área de Ecología, Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Universidad de León.

A pesar de la dilatada historia de la limnología, el conocimiento que tenemos de las lagunas de montaña españolas es limitado. Algo tan elemental como la capacidad para evaluar objetivamente su estado de conservación a partir de datos físicos, químicos y biológicos está todavía fuera de nuestro alcance. Desde el Área de Ecología de la Universidad de León, se ha desarrollado en los últimos años una línea de investigación que pretende subsanar estas deficiencias. En este artículo se explican sucintamente las dificultades inherentes a la evaluación del estado ecológico. Seguidamente, aplicando un sencillo análisis de presiones e impactos, se ofrece una visión global, orientativa, sobre la calidad de las lagunas de montaña de Castilla y León. El trabajo de campo ha puesto de relieve que casi todas ellas están sometidas a un tipo u otro de presión, frecuentemente a varios. Estas presiones se manifiestan en muchos casos, pero no en todos, en forma de impactos. A partir de datos de fósforo total, de clorofila a y de profundidad del disco de Secchi, se ha hecho una estimación del estado trófico de cada masa de agua. El balance global delata procesos de eutrofización en alrededor del 40% de las lagunas estudiadas.

Palabras clave: estado trófico, nutrientes, ecosistemas lacustres, Directiva Marco del Agua.

Lagunas de montaña en Castilla y León: pocas y mal conocidas

Los ecosistemas lacustres son cualquier cosa menos abundantes en las regiones montañosas de Castilla y León. El catálogo de zonas húmedas que, aunque incompleto, es la referencia oficial, registra 95 humedales que puedan recibir la denominación de lagunas de montaña. Y ello englobando bajo este término sistemas muy someros, frecuentemente temporales, así como una quincena de masas de agua cuya superficie no alcanza la media hectárea. Al margen del lago de Sanabria, que queda fuera de este artículo, y la laguna del Duque, que es un embalse, todas tienen menos de 12 ha; la mayoría no alcanza las cinco. Podríamos hacer un esfuerzo adicional (yo lo he hecho) y completar el inventario oficial con datos de otras procedencias (textos divulgativos, fotografía satélite, experiencia propia, comunicaciones personales); descartando las más

diminutas (las de, digamos, menos de media hectárea), podemos elevar esa cifra de 95 hasta las cien masas de agua, poco más o menos. Aunque este conjunto encierra sistemas de variada naturaleza, aceptemos laguna como término para designar a todas ellas.

La distribución de esta centena de lagunas es amplia pero no uniforme, más bien se concentran en ciertas regiones (**Fig. 1**). El mayor complejo aparece en la sierra de Segundera, dentro de los confines del parque natural del lago de Sanabri (Zamora), donde, aparte del lago que da nombre al espacio, existe algo más de una veintena de masas de agua que encajan en la descripción anterior. También son numerosas en la sierra de Gredos (Ávila) y en la sierra de la Demanda (Burgos), con el complejo lagunar de Neila como estandarte. En menor cantidad aparecen en la sierra de Urbión (Soria) y en Fuentes Carrionas y sus proximidades (Palencia, León). Además, existen lagunas dispersas en la montaña leonesa, tanto en la cordillera Cantábrica como en la sierra de La Cabrera, muy próxima a Sanabria. También las hay en otras zonas, pero son sistemas más pequeños que los aquí considerados con la excepción del peculiar lago de Carucedo, junto a Las Médulas.

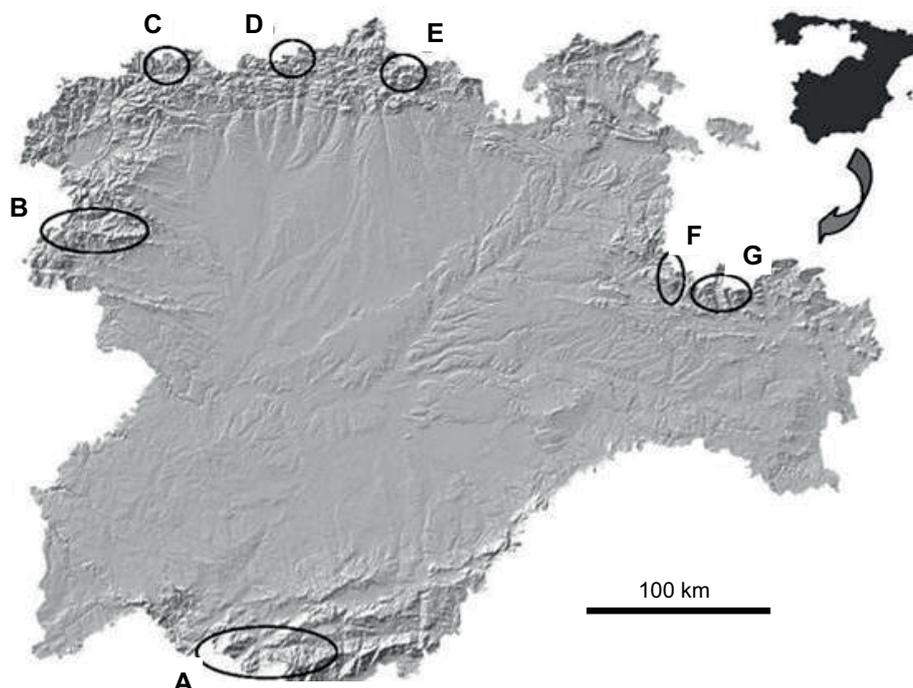


Figura 1. Ubicación de las lagunas de montaña en Castilla y León. A: sierra de Gredos; B: Sanabria y Cabrera; C: Babia; D: San Isidro; E: Fuentes Carrionas; F: sierra de la Demanda; G: sierras de Urbión y Cebollera.

La escasez y las reducidas dimensiones de estos sistemas son argumentos ineluctables pero susceptibles, claro está, de lecturas contrarias. Alguien habrá, los menos (o así lo espero), que vean en él una oportuna justificación para despreocuparse de ellos. Para otros, en el extremo opuesto, es motivación suficiente para profundizar en su conocimiento y, en su caso, promover su conservación. Los limnólogos, naturalmente, nos contamos entre los segundos. Sin embargo, no por escasas las lagunas de Castilla y León son bien conocidas. Sabemos algo de aspectos y zonas concretas. Trabajos de interés son los realizados sobre fitoplancton en lagunas de la cordillera Cantábrica por Negro et al. (2003), el repaso general a las características limnológicas de las lagunas de Gredos (**Fig. 2**) proporcionado por Toro et al. (2006) o el texto divulgativo sobre las lagunas de Sanabria de Vega et al. (1991). Por lo demás, nuestro conocimiento dista de ser satisfactorio. Muy lejos, en todo caso, del que se tiene de ecosistemas similares en Pirineos y Sierra Nevada, sin mencionar, claro está, otras zonas europeas o americanas. Esta circunstancia, unida a la afición por la montaña del que suscribe, propició que un modesto equipo de investigadores del Área de Ecología de la Universidad de León iniciara una línea de investigación cuyo objetivo principal es desarrollar herramientas de bioindicación aplicables a estos ecosistemas.



Foto2. Vista de las tres lagunas de El Trampal, situadas en el sector más occidental de la sierra de Gredos.

Calidad y estado ecológico: el contexto normativo

La pregunta es inmediata, ¿cuál es la calidad de las lagunas de montaña en nuestra región? Casi con certeza, cualquier persona ajena al campo de trabajo dará por hecho que un experto ha de ser capaz de dar una respuesta tajante. Nada más lejos de la realidad. Al menos, yo no me encuentro capacitado para emitir juicios categóricos. No es una cuestión tan simple como pudiera parecer; o, tal vez, no entro aún en la categoría de experto, que todo puede ser. Siendo menos autocrítico, asumamos sencillamente que es pronto para contestar con autoridad. A pesar de ello, no puedo sustraerme a la tentación de presentar aquí un boceto de mi impresión actual, la adquirida tras varios años de recogida de datos.

Por no levantar falsas expectativas, me adelanto a decir que no voy a resolver tan espinoso asunto. Al menos, no como la sociedad científica lo requiere hoy día. Expliquemos esto. Para asignar un valor al, llamémosle así de momento, estado de conservación de un ecosistema hemos de tener claro cómo vamos a cuantificarlo, qué queremos medir. Hablar de calidad, en general, no ayuda a entendernos; es este un concepto impreciso, multifacético más bien, que no ofrece orientación sobre objetivos ambientales. Puede aludir a calidad para el consumo humano (en cuyo caso, los estándares de calidad serán unos), para el baño (con otros estándares) o para cualquier otro uso. En el contexto de la biología, la idea que la mayoría tiene en la cabeza se aproxima, casi seguro, a algo que podríamos denominar calidad biológica. Es una noción próxima al concepto de salud del ecosistema. Según él, y explicado en sencillas palabras, una masa de agua tendrá buena calidad (salud) cuando sus características (físicas, químicas y biológicas) no difieran significativamente de las de un ecosistemas inalterado. Este concepto está formalmente recogido en el ámbito de la Unión Europea desde que en el año 2000 se aprobara la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000; en adelante, DMA); su nombre, estado ecológico. Dicho de otro modo, lo que en Europa hacemos ahora (o debemos hacer) es evaluar el estado ecológico de las masas de agua. Bien es cierto que la DMA, que es de aplicación preceptiva a ríos, lagos, aguas subterráneas, de transición (estuarios, marismas) y costeras, no lo es para lagos de menos de 50 hectáreas. Pero esto es harina de otro costal; requeriría un artículo de dimensiones parejas a este describir, no ya exhaustivamente sino en sus líneas generales, el contenido de tan extenso documento y el porqué de esta exclusión. No obstante, hasta la fecha nadie ha sido capaz de quitarme de la cabeza la idea de que, aun cuando nuestras

diminutas lagunas no merecen la atención de las administraciones, deberíamos perseguir para ellas los mismos objetivos ambientales demandados por la legislación para sistemas mayores y deberíamos hacerlo recurriendo a los mismos procedimientos.

Y aquí comienzan a surgir los obstáculos que me impiden en estos momentos dar cuenta del estado ecológico de nuestras lagunas de montaña con objetividad normativa. La DMA establece un procedimiento de obligado cumplimiento que estamos lejos de completar. Primero, exige seleccionar un conjunto de medidas o índices (de características físicas, químicas y biológicas, entre otras) sensibles a la degradación. Segundo, hemos de conocer cuál es el valor de esos índices en una masa de agua no alterada por la actividad humana; las condiciones de referencia, se llaman. Por supuesto, esto hace deseable contar con masas de agua inalteradas (localidades de referencia) de las que podamos obtener esta información. Tercero, el grado en que los valores reales medidos en una laguna concreta se aparten de los de referencia debe permitirnos asignarla a una de las cinco clases de estado ecológico previstas. Todo ello, además, es *type-specific*, como lo expresaría un anglohablante con la concisión propia de su idioma: hay que construir una tipología de lagos y desarrollar todo el proceso anterior para cada uno de los tipos. Todavía no hemos resuelto estos requerimientos.

Entonces, ¿qué podemos aportar?: algunas impresiones derivadas de nuestra investigación

Con estas y otras ideas en mente, nuestro equipo de trabajo inició hace unos años muestreos en lagunas de montaña de nuestra comunidad autónoma. El trabajo de campo se ha extendido a lo largo de cinco años y se ha realizado siempre entre mediados de junio y mediados de julio (**Fig. 2**). Algunas lagunas han sido visitadas en una ocasión, otras en varias. Durante este período se han recogido datos de variables físicas y químicas del agua, de fitoplancton, de macrófitos, de zooplancton y de macroinvertebrados bentónicos litorales. El muestreo culminó con una campaña en la que se trató de tomar datos del grupo biológico más difícil de caracterizar, los peces. Del total de sistemas muestreados, he seleccionado 55 para este estudio.



Figura 3. Laguna de Las Lomas (Palencia) durante uno de los muestreos.

A partir de estos datos, ¿cómo podemos dar una visión de la calidad de nuestras lagunas? Se me ocurre hacer un análisis de presiones y de impactos conforme a los pasos que se describen a continuación.

1. Comencemos por identificar qué presiones ambientales pueden afectar al tipo de ecosistema estudiado. La relación de presiones potenciales es amplia, pero el conocimiento del área de estudio permite acotarla seleccionando solo las significativas. Entendemos por presión cualquier actividad humana que incida sobre el estado de las aguas.
2. Comprobemos a qué presiones concretas está sometida cada una de las 55 lagunas incluidas en este estudio.
3. Una vez identificadas, es posible recurrir a los conocimientos limnológicos preexistentes para anticipar qué impactos pueden originar esas presiones sobre la laguna o, al menos, algunos de ellos. Impacto, como fácilmente se deduce del contexto, es el resultado de una presión o, para más fácil comprensión, la variación experimentada por alguna característica del ecosistema como consecuencia de esa presión. ¿Cómo habría que abordar el problema? Fácil. Fácil explicarlo, entiéndase. Clasifiquemos el conjunto de lagunas en tipos según sus características ambientales, seleccionemos para cada tipo un buen número de lagunas que carezcan de presiones, midamos en ellas las variables físicas, químicas y biológicas que consideremos oportunas, tomemos estos datos como valores de referencia y... ivoilà! Ahora solo resta comparar los valores medidos en una nueva localidad con los de referencia: una desviación significativa sería indicadora de impacto. Pero, claro, este es el procedimiento normativo descrito arriba; ese que no podemos aplicar aún. ¿Cómo podemos salir del paso? Eludiendo las constricciones impuestas por la DMA, recurramos a la más pura tradición limnológica y seleccionemos algunas variables que se han tenido desde antiguo como buenos indicadores del estado de un lago. Clásicas entre las clásicas están la concentración de fósforo total y la cantidad de clorofila a (buen reflejo del desarrollo de las poblaciones fitoplanctónicas), sin olvidar la transparencia del agua estimada a través de la profundidad a la que deja de verse un disco de Secchi (en adelante, el disco de Secchi o la profundidad Secchi). Medir el fósforo tiene sentido porque es habitualmente factor limitante de la producción primaria en aguas dulces; valores altos pueden indicar riesgo de que se desencadene un proceso de eutrofización por adición de nutrientes. Este aumento de nutrientes puede estimular el crecimiento de las poblaciones fitoplanctónicas. Aquí es donde interviene la

segunda de las variables, la clorofila a, que permite cuantificar la cantidad de fitoplancton en el agua. Por otra parte, la transparencia del agua puede disminuir por el incremento del fitoplancton, pero también por la acumulación de partículas de cualquier tipo debido a procesos de contaminación, a aportes de materiales orgánicos e inorgánicos por erosión de las laderas circundantes, procedentes de la escorrentía tras tormentas... Sin duda, también las comunidades biológicas pueden resultar alteradas, pero sabemos mucho menos sobre este aspecto. Aun así, no es en absoluto aventurado anticipar que las presiones pueden conllevar, al menos en algunos casos y para ciertos grupos de organismos, una disminución en el número de taxones (riqueza). Todas estas variables, en conjunto, pueden verse alteradas por presiones como la ganadería, la introducción de peces, la deforestación de la cuenca, el turismo (y la consiguiente erosión de laderas) o, tal vez, los incendios. Juguemos con estas opciones, conscientes de que es una solución parcial que elude considerar otros muchos impactos posibles.

Confío en que este ejercicio nos lleve a buen puerto aunque, a fuer de sincero, debo reconocer que estoy simultaneando la redacción de estas líneas con la interpretación de los datos que necesito para escribirlas. Vamos, que no escribo acerca de lo que ya sabemos sino que estoy aprendiendo para poder escribir.

Vayamos con los resultados de este ejercicio de reflexión y presentémoslos conforme a las fases apuntadas.

Fase 1: ¿cuáles son las presiones significativas en las lagunas de montaña de Castilla y León?

Conociendo el área de estudio, podemos aventurarnos a elaborar una relación como la de la **Tabla 1**. He suprimido deliberadamente algunas que, aun existiendo, tienen un efecto comparativamente pequeño (o así lo creemos firmemente) sobre los ecosistemas estudiados. Entre ellas se cuenta el transporte de contaminantes a larga distancia que, como es bien sabido, contribuye al aumento de nitrógeno (y de otros compuestos) en ecosistemas de cualquier lugar de Europa, por remotos que sean (Camarero et al., 2009a). Lo mismo he hecho con infraestructuras viarias (pistas) construidas en las inmediaciones de algunas de las lagunas y cuyos impactos, francamente no conocidos, asumimos pequeños y difíciles de detectar; por añadidura, parte de sus consecuencias están recogidas en la tabla bajo otras formas (recrecimiento de lagos y uso recreativo, particularmente). De las restantes, el incremento artificial del nivel de la lámina del agua y las actividades turísticas son, casi con

absoluta certeza, las menos relevantes. Me voy a permitir tomarlas como no significativas. Poco hay que explicar respecto a las restantes.

Ganadería
Uso como embalse
Recrecimiento de lagos (construcción de estructuras para aumentar el nivel de la lámina de agua)
Incendios forestales
Cambios en los usos del terreno (sustitución de la vegetación natural de la cuenca)
Introducción de peces
Usos recreativos (baño, visitas turísticas).

Tabla 1. Relación de presiones que podrían afectar a las lagunas de montaña de Castilla y León. Se señalan en negrita las que se han considerado más relevantes.

Fase 2: determinación de las presiones a las que está sometida cada masa de agua

El siguiente paso consiste en establecer a qué presiones está sometida cada una de las 55 lagunas. Esta fase ya entraña dificultades debido a la insuficiente información disponible. Es necesario hacer algunas aclaraciones sobre los criterios seguidos. Primero, la introducción de peces. Que consideremos a una laguna sometida a esta presión requiere, por una parte, recoger datos actuales sobre la presencia de peces, tarea laboriosa, y, segundo, decidir si las poblaciones de peces son naturales o han sido introducidas por el hombre; solo en el segundo de los casos se puede hablar de presión. Carecemos de datos históricos que ayuden a aclarar la cuestión. A falta de ellos, y como regla general, entendemos que la inaccesibilidad de las lagunas de montaña es tal que no permite la colonización natural desde la red fluvial. Por simplificar, voy a equiparar presencia de peces a presión, pero no olvidemos que algunas poblaciones de peces podrían ser naturales.

Segundo, los incendios. Además de recopilar información sobre los incendios acaecidos en la cuenca de cada laguna, se hace necesario definir criterios sobre intensidad y frecuencia antes de decidir cuándo la presión es significativa para una masa de agua dada. No disponemos de conocimientos para fijar esos criterios con un mínimo de objetividad. Solo he registrado aquí los casos más evidentes (Sanabria, por ejemplo), pero la relación deberá ser refinada

en el futuro.

Tercero, la modificación de los usos del terreno. No es fácil cuantificar esta presión; menos aún, decidir cuándo es significativa. Como solución transitoria, me he limitado a constatar la presencia o ausencia de bosque en el entorno de lagunas que, por su altitud y por las características geológicas de su cuenca, deberían estar rodeadas de formaciones boscosas.

Finalmente, he considerado sometidas a presión todas las lagunas en cuyo entorno hemos detectado la presencia de ganado (salvo cuando es excesivamente esporádica) y las que son visitadas por un gran número de personas al año.

El resultado es el reflejado en la **Tabla 2**. Según se ha planteado, puede crearse la errónea impresión de que las lagunas de montaña de Castilla y León están extremadamente degradadas. Pero no adelantemos acontecimientos. Continuemos con la secuencia de razonamientos.

Presión	Nº de lagunas afectadas	Ejemplos más destacados
Ganadería	36	Gredos: <u>Cervunal</u> , Caballeros, El Barco León: Grande de Babia, Robledo, <u>Isoba</u> Sanabria: La Yegua, <u>Castromil</u> , Camposagrado
Uso como embalse	4	Gredos: Duque, El Barco Sanabria: Los Peces, Sotillo
Recrecimiento	5	Burgos: Negra, Los Patos Soria: Cebollera
Incendios	18	Lagunas de Sanabria
Modificación de usos del terreno (deforestación)	28	Casi todas las lagunas por debajo del límite altitudinal del bosque (unos 1800 m), con excepción de las situadas en cuencas rocosas.
Introducción de peces	33	Burgos: lagunas de Neila, Pozo Negro Gredos: Cinco Lagunas León: Grande de Babia Soria: Negra Lagunas de Sanabria
Turismo	8	Burgos: lagunas de Neila Gredos: Grande Soria: Negra
Lagunas sin presiones ambientales identificadas	6	Gredos: Cuadrada León: Ausente, Hoyos de Vargas 1 y 2 Palencia: Las Lomas, Fuentes Carrionas

Tabla 2. Estimación de las presiones ambientales a las que están sujetas las lagunas estudiadas. Los números indican cuántas, de las 55 consideradas, están afectadas por cada presión a juicio del autor. Como se indica en el texto, es una información preliminar y susceptible de modificación.

Fase 3: análisis de los impactos

Y esta es la culminación de la tarea, a la vez que la parte más delicada. Ciertamente que las lagunas de montaña están sometidas a presiones, con pocas excepciones. La consecuencia inmediata es que existe un riesgo de que estén degradadas o de que pasen a estarlo en el futuro. Sin embargo, no implica una alteración efectiva en el funcionamiento del ecosistema. En otras palabras, las presiones pueden manifestarse o no en impactos concretos.

Tomemos las variables anunciadas; en concreto, comencemos con las relativas a las características del agua (fósforo total, clorofila a y disco de Secchi). El uso de estas variables está profundamente arraigado en la ciencia limnológica y su comportamiento es bien conocido. Por ejemplo, y es lo que aquí nos interesa, disponemos para ellas de estándares que, aunque diseñados para otras regiones (y frecuentemente para otros tipos de sistemas), pueden servirnos como punto de partida.

Por no alargar la exposición, me limitaré a exponer que, en buena lógica, las lagunas de montaña deberían ser sistemas oligotróficos. De acuerdo con la clasificación de estados tróficos propuesta por la OECD (1982), tales sistemas deberían tener concentraciones medias de fósforo total inferiores a 10 mg/l. De hecho, por debajo de ese umbral están la mayoría de los lagos pirenaicos y gran parte de los lagos de montaña europeos, aunque en algunos el valor se aproxima a los 15 mg/l (Camarero et al., 2009b). Aceptemos esta última cifra como referencia en atención a que los sistemas meridionales tienden a tener mayor cantidad de nutrientes. Por otra parte, todas las clasificaciones propuestas coinciden en señalar que lagos con 35 mg/l o más de fósforo total son eutróficos. Tal circunstancia, en un lago de montaña, habría de tomarse como un claro indicio de impacto, a menos que investigaciones futuras demuestren la existencia de peculiaridades en el funcionamiento de nuestros ecosistemas aún ignotas. Marquemos estos dos umbrales; por debajo del 10, oligotrofia; por encima del 35, eutrofia; entre ambos, mesotrofia. Un razonamiento similar podemos hacer con la concentración de clorofila a. El límite entre oligotrofia y mesotrofia se sitúa en 2,5 mg/l (valores medios para la época de crecimiento según varias clasificaciones). Las medidas tomadas por nosotros, con muy pocas excepciones, superan esa barrera; de aceptarla, deberíamos asumir que todas ellas están sensiblemente eutrofizadas, lo cual dista de ser razonable. Pero nosotros disponemos de una única medición por laguna, en verano, y no podemos calcular valores medios. Por lo tanto, sería más razonable basar nuestro análisis en otra medida, la concentración máxima. Se estima que el

límite superior en un sistema oligotrófico está en torno a los 8 mg/l de concentración máxima anual (OECD, 1982). Ciertamente es que nuestra solitaria medida tampoco nos permite conocer el máximo real. Utilizaremos este valor como límite entre oligotrofia y mesotrofia, pero tengamos presente que valores por debajo de ocho (medidos así, solo una vez) no nos aseguran un sistema oligotrófico. Una concentración máxima para la época de crecimiento de 25 mg/l nos colocaría en condiciones eutróficas indiscutiblemente. Finalmente, podemos esperar que, en un lago oligotrófico, el disco de Secchi sea visible hasta una profundidad de al menos 6 metros (OECD, 1982), 4 m según otras propuestas. Fijemos el valor de 4, más ajustado a nuestra realidad: los lagos grandes y profundos tienden a tener valores de Secchi mayores, pero la mayoría de los nuestros son relativamente someros. Un disco de Secchi de 2 (o 3) metros o menos es propio de lagos eutróficos.

Sentadas estas bases, veamos qué sucede en las lagunas que hemos estudiado. Excluyamos de esta parte del análisis las más someras, temporales la mayoría, para las que podemos esperar concentraciones superiores de nutrientes por procesos naturales asociados al sedimento. Esto nos deja 45 masas de agua. La **Fig. 4** proporciona una buena imagen de la distribución de los valores de fósforo total, clorofila y Secchi en ellas. Se resaltan también en la figura, mediante líneas rojas, los umbrales explicados en el párrafo anterior. En diez de estas 45 lagunas, el disco de Secchi era visible hasta el mismo fondo, de manera que la medición resultante no es válida o, expresado de otro modo, en ellas no podemos conocer la profundidad Secchi. Por consiguiente, el gráfico correspondiente ha sido elaborado a partir de los datos de las 35 localidades restantes.

A modo de conclusión: el estado trófico de nuestras lagunas

Como fácilmente se lee en la figura 2, aproximadamente en el 75% de las lagunas hemos medido concentraciones de fósforo total superiores a los 15 mg/l. Un porcentaje similar tiene profundidades de Secchi menores de 4 metros, lo que implica un estado mesotrófico al menos. Más aún, cerca del 25% tienen niveles de fósforo superiores a 35 mg/l y, por otra parte, casi la mitad tienen discos de Secchi por debajo de 2 m, condiciones ambas que denotan un estado eutrófico. Finalmente, la concentración de clorofila supera los 8 mg/l en ocho localidades.

Considerando globalmente las tres variables, podemos asignar de forma aproximada las lagunas a un estado trófico. Partimos del supuesto, recuérdese, de que estos sistemas deberían ser oligotróficos en ausencia de impactos, aunque podrían existir excepciones. El resultado es el siguiente. De las 45 lagunas

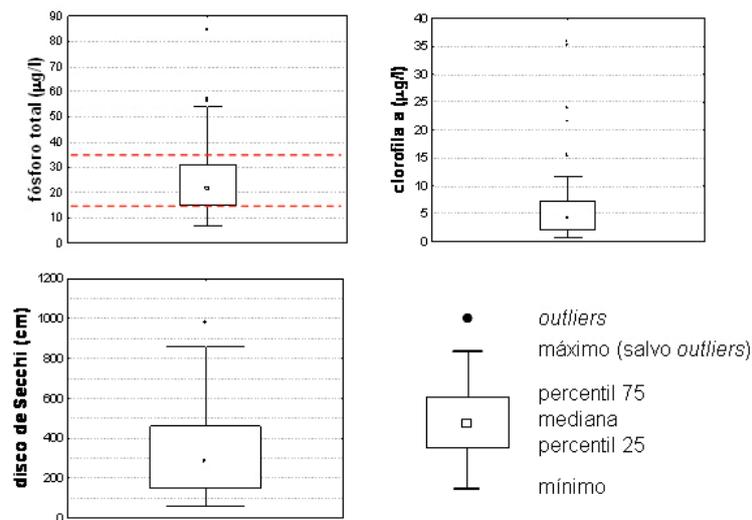


Figura 4. Valores de fósforo total, clorofila a y profundidad del disco de Secchi medidos en 45 lagunas permanentes de Castilla y León. Se señalan mediante líneas rojas los umbrales que se han tomado en este artículo como frontera entre los estados oligotrófico/mesotrófico y mesotrófico/eutrófico.

estudiadas, al menos seis son netamente eutróficas: Los Patos (Neila, Burgos), Pozo Negro (Sierra de la Demanda, Burgos), Grande y laguna del Lago (ambas en Babia, León), Pies Juntos y Los Peces (Sanabria). Probablemente también encajan en esta denominación El Payón, Roya pequeña y Aguas Cernidas, en Sanabria. Podríamos considerar mesotróficas las siguientes: Duque (Gredos, Ávila), Brava (Neila, Burgos), La Baña, Isoba y Hoyos de Vargas (León), Larga, Negra y Cebollera (Soria) y Sotillo (Sanabria). También Lacillo (Sanabria) podría encuadrarse aquí. A falta de información más precisa y de métodos más sofisticados, hemos de suponer que estas masas de agua, aproximadamente el 40% de las 45 incluidas en este análisis, muestran indicios de eutrofización. Se trata, casi con toda certeza, de una estimación a la baja porque los criterios para fijar los valores umbral han sido excesivamente conservadores. Además, solo he considerado lagunas en las que al menos dos de las variables delataban eutrofización. Si atendemos exclusivamente a los datos de fósforo, el número de sistemas meso- o eutróficos aumenta sustancialmente.

Este estado es una manifestación de una o varias presiones ambientales, aunque intuyo que excepcionalmente podría tener un origen natural. Establecer relaciones causa-efecto es tarea sencilla en algunos casos; en otros, podemos hacer conjeturas más o menos sólidas. Como más evidente, allá va un dato de interés. En un pasado reciente, y durante varios años, las lagunas de Neila (tres de ellas, Negra, Brava y Los Patos, incluidas en este estudio), la Negra de Urbión

(Soria) y probablemente el Pozo Negro fueron objeto de introducciones intensivas y reiteradas de salmónidos con fines recreativos. Es llamativo que todas ellas, excepto la Negra de Neila (que roza la mesotrofia), figuren en la relación anterior. No parece casualidad. Como tampoco lo parece que la laguna Grande de Babia (**Fig. 5**) albergue una nutrida población de carpa (*Cyprinus carpio*), con ejemplares de enorme tamaño. Es la única laguna en la que hemos constatado tal circunstancia. Los peces introducidos, la actividad ganadera o una combinación de ambas pueden estar en el origen de la eutrofización de gran parte de las restantes.



Figura 5. Detalle del fondo de la laguna Grande de Babia (León). Se aprecia la acumulación de sedimento, el desarrollo del perifiton y la turbidez del agua.

Por supuesto, contamos con el otro extremo del gradiente: lagunas de aguas cristalinas, oligotróficas, casi ultraoligotróficas en ocasiones, que son el deleite del limnólogo y del montañero. Son dignas de mención Cinco Lagunas, en Gredos, sobre todo la primera de ellas, la Cimera; Fuentes Carrionas, Las Lomas y el Pozo Curavacas, en el norte de Palencia; la laguna Clara de Sanabria y el lago Ausente en León (**Fig.6**). Curiosamente, no todas ellas están libres de presiones. En Cinco Lagunas, actualmente coto de pesca, se ha asentado una población de salvelino, especie alóctona. También en el Pozo Curavacas y en la Clara se han introducido salmónidos, aunque en este caso ha sido trucha autóctona. Es muy posible que ciertas presiones, si no superan un umbral de intensidad, no generen impactos. Igualmente lo es, cómo no, que el impacto sea sutil y más difícil de

detectar, o que se produzca en componentes del ecosistema diferentes de los estudiados aquí.



Figura 6. Lago Ausente, en las proximidades del puerto de San Isidro.

¿Tienen algo que decir las comunidades biológicas?

Hasta aquí hemos avanzado por caminos trillados, pisando firmemente sobre principios limnológicos sólidamente consolidados por el continuo uso. Menos conocido es el comportamiento de los grupos biológicos. Parte del trabajo de nuestro grupo de investigación tiene como finalidad aclarar algunas cuestiones al respecto. Aunque estamos lejos de dar respuesta a la mayoría de los interrogantes, sí puedo ofrecer datos relativos a un grupo de organismos, los invertebrados bentónicos. La ya dilatada extensión de este artículo no permite dar cabida a lo que bien merecería otro de extensión equiparable. Baste como anticipo que es bien conocido el efecto negativo de las introducciones piscícolas sobre la comunidad de macroinvertebrados (Diehl, 1992), por ejemplo, sobre la riqueza. En las lagunas de la Demanda y en la Negra de Soria, sometidas a introducciones intensivas de salmónidos, hemos registrado entre 6 y 10 taxones (géneros, esencialmente; Martínez-Sanz et al., 2010); en el resto de lagunas estudiadas en Castilla y León, entre 10 y 39 (y este rango ya incluye lagunas degradadas, como la Grande de Babia, a la que corresponde precisamente ese

límite inferior de 10). Existiendo una respuesta tan obvia, podemos aventurarnos a afirmar que se ha producido un impacto aun cuando no conozcamos condiciones de referencia ni estándares. En otras palabras, una variable biológica, la riqueza, ha corroborado lo que ya el fósforo, la clorofila y el disco de Secchi nos habían permitido averiguar. Cabe la posibilidad de que también puedan revelar efectos no detectados por variables físicas o químicas.

Colofón

La labor de nuestro equipo de investigación continúa. El volumen de datos obtenido es cuantioso. A pesar de las deficiencias, que las hay, hemos generado una extensa base de datos sobre lagos de montaña de Castilla y León. Pretendemos culminar la tarea con la propuesta de un sistema de indicadores que permita aplicar las especificaciones de la Directiva Marco del Agua a estos sistemas. De no ser así, es poco probable que nadie lo haga en un futuro próximo. No olvidemos el umbral de 50 hectáreas fijado por la Directiva. Ciertamente que en España se ha propuesto aplicar sus principios a masas de agua con 8 o más hectáreas siempre que su profundidad máxima estival supere los 3 metros. Pero esta medida, adoptada por la Confederación Hidrográfica del Duero, arroja para esta cuenca (en su sector español) la escalofriante cifra de... catorce lagunas! Catorce lagunas en un territorio de casi 79.000 km². De ellas, solo siete se encuentran en áreas: la Laguna Grande, la del Duque, la Nava y la del Barco, en Gredos, y Sotillo, Lacillo y el lago de Sanabria, en el parque natural del mismo nombre. Las restantes, mucho me temo, podrían caer en un oscuro olvido si los científicos no adoptamos otra postura.

Bibliografía

- Camarero, L., Botev, I., Muri, G., Psenner, R., Rose, N. y Stuchlik, E. 2009. Trace elements in alpine and arctic lake sediments as a record of diffuse atmospheric contamination across Europe. *Freshwater Biology*, 54: 2518-2532.
- Camarero, L., Rogora, M., Mosello, R., Anderson, N., Barbieri, A., Botev, I., Kernan, M., Kopáček, J., Korhola, A., Lotter, A.F., Muri, G., Postolache, C., Stuchlík, E., Thies, H. y Wright, R.F. 2009. Regionalisation of chemical variability in European mountain lakes. *Freshwater Biology*, 54:2452-2469.
- Diehl, S. 1992. Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and habitat complexity. *Ecology*, 73:1646-1661.

- Martínez-Sanz, C., García-Criado, F. y Fernández-Aláez, C. 2010. Effects of introduced salmonids on macroinvertebrate communities of mountain ponds in the Iberian System of Spain. *Limnetica*, 29:221-232.
- Negro, A.I., de Hoyos, C. y Aldasoro, J.J. 1993. Diatom and desmid relationships with the environment in mountain lakes and mires of NW Spain. *Hydrobiologia*, 505:1-13.
- OECD, 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. París, 154 pp.
- Toro, M., Granados, I., Robles, S. y Montes, C. 2006. High mountain lakes of the Central Range (Iberian Peninsula): Regional limnology & environmental changes. *Limnetica*, 25:217-252.
- Vega, J.C., de Hoyos, C. y Aldasoro, J.J. 1991. Estudio del sistema de lagunas de las sierras Segundera y Cabrera. Monografías de la red de espacios naturales de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (Junta de Castilla y León), Valladolid. 46 pp.



Francisco García Criado es doctor en Biología por la Universidad de León (1999) y Profesor Titular de Universidad en el Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Es miembro del grupo de investigación en limnología básica y aplicada de la ULE y desde el año 2000 ha participado como investigador en varios proyectos nacionales e internacionales relacionados con aspectos variados de la ecología de los ecosistemas lacustres. Esta tarea investigadora ha quedado reflejada en una veintena de publicaciones científicas. En la actualidad, su labor se centra en el estudio de los lagos de montaña y está orientada tanto a aspectos generales de su ecología como a la evaluación del impacto de las presiones ambientales.