

EFFECTOS DE LA ACTIVIDAD GANADERA EN LOS LAGOS DEL PARQUE NACIONAL DE AIGÜESTORTES I ESTANY DE SANT MAURICI: APORTES DE NITRÓGENO Y RIESGO DE EUTROFIZACIÓN

**MARISOL FELIP¹⁻², JOAN LLUÍS RIERA¹, LLUÍS CAMARERO²⁻³,
DANIEL DÍAZ DE QUIJANO¹⁻² Y PAU GIMÉNEZ²⁻³**

RESUMEN

El proyecto EGALA estudió el efecto de la actividad ganadera en los lagos del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici especialmente por los aportes de N que representa y el riesgo de eutrofización que éste puede provocar. La cuestión se planteó a tres escalas espacio-temporales distintas: a escala de paisaje lacustre (en un conjunto de 19 cuencas lacustres) a escala de cuenca lacustre (en un conjunto de 12 lagos de la Vall de Sant Nicolau) y a escala de lago (valorando los efectos a lo largo de un transecto horizontal de la orilla al centro del lago).

La concentración de N de los lagos no depende de manera simple de unos pocos factores. Aunque las variables relacionadas con la ganadería explican una fracción marginal de la variancia de las concentraciones de N, no parecen tener un papel significativo en la biogeoquímica de los lagos a escala de paisaje lacustre. Los lagos de mayor altitud con cuencas pequeñas y poco desarrollo de la vegetación y el suelo, acumulan una mayor cantidad de nitrato proveniente del depósito atmosférico. De manera opuesta los lagos situados en el fondo de los valles, con cuencas mayores cubiertas de pastos donde se concentra el ganado, presentan una menor concentración de nitrato en sus aguas, debido a una mayor retención del depósito en los suelos y la vegetación.

Aunque la estima de la carga de N que moviliza anualmente la actividad ganadera en las distintas cuencas raramente supera el 20% del depósito atmosférico, se comprobó que es de una magnitud similar a la carga que realmente entra al lago. Esto podría indicar la importancia de la presencia de ganado en la movilización de un N que permanece retenido en la cuenca.

Los lagos son sumideros de N, retienen las formas más oxidadas y exportan en menor medida las formas reducidas.

El efecto directo de la presencia de ganado es detectable en la orilla del lago, no solo por el impacto físico y la limitación del desarrollo de la comunidad de macrófitos propia del sistema; sino porque se localiza una zona con mayores concentraciones de N, composición isotópica diferenciada y elevadas

¹ Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona, Diagonal, 643, Barcelona 08028. Email: mfelip@ub.edu / jlriera@ub.edu / daniquijano@gmail.com. Tel.: +34 934031187

² Centre de Recerca d'Alta muntanya – UB. Carr-. Nac. 230, km 150, Vielha 25530. Tel.: + 34 973697044

³ Grup de Biogeoquímica i Biodiversitat, Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC), Accés a la Cala Sant Francesc 14, Blanes 17300. camarero@ceab.csic.es / pgimenez@ceab.csic.es. Tel.: + 34 972336101

actividades microbianas. Por dilución y por mezcla con la masa de agua del lago, el efecto se diluye rápidamente al aumentar la profundidad de la columna de agua.

En este proyecto se han encontrado evidencias de que el ganado tiene influencia sobre el estado trófico de los lagos, y aunque actualmente en general sea baja, se conoce que hay ciertas masas de agua más sensibles y que en tiempos pasados la presencia humana fue mayor y pudo producir un mayor grado de eutrofización de las aguas.

Palabras clave: Lagos de alta montaña, nitrato, amonio, cuenca, depósito atmosférico, ganadería.

LIVESTOCK EFFECTS ON THE LAKES OF AIGÜESTORTES AND SANT MAURICI LAKE NATIONAL PARK: NITROGEN INPUTS AND EUTROPHICATION RISK

SUMMARY

The Egala project studied the effects of livestock on lakes in the Aigüestortes and Sant Maurici National Park, and assessed the nitrogen inputs and the eutrophication risk it may cause. The questions were addressed at three distinct spatial and temporal scales: at lakescape scale (in a set of 19 lake watersheds), at the catchment scale (in a set of 12 lakes in the Vall de Sant Nicolau) and at the individual lake scale (assessing the effects along a horizontal transect from the shore to the center of the lake).

Nitrogen concentrations in lake water depended on a multiplicity of factors. Although livestock-related variables explained a small fraction of the variance of nitrogen concentrations, it did not appear to have a significant role in the biogeochemistry of lakes at the landscape scale. The higher-elevation lakes with small watersheds and little development of vegetation and soil, accumulate a greater amount of nitrate from atmospheric deposition. Conversely, the bottom-valley lakes, with larger watersheds covered by pastures where livestock are concentrated, have lower concentrations of nitrate in their waters due to greater retention of nitrogen in soils and vegetation.

Although estimates of the annual N load mobilized by livestock in the different catchments studied rarely exceed the 20 % of atmospheric N deposition, it was found that they are of a similar magnitude to the loads that actually reach the lakes. This could indicate the importance of the presence of cattle in the mobilization of N that remains trapped in the catchment.

These lakes are sinks of N, retaining the most oxidized forms and, to a lesser extent, exporting the reduced forms.

The direct effect of the presence of livestock is detectable in the lake shores, not only by the physical impact that reduces the macrophyte community development, but because an area with higher concentrations of N, differentiated isotopic composition and extremely high microbial activity were found around it. Dilution or mixing with the lake water, causes a rapid decrease of the effect with increasing water column depth.

This project found evidence of livestock's influence on the trophic status of lakes, and although currently this is usually low, it is known that some lakes are sensible and that in the past human presence was higher and produced a greater degree of eutrophication.

Keywords: High-mountain lakes, nitrate, ammonium, catchment, atmospheric deposition, livestock

INTRODUCCIÓN

La eutrofización es la fertilización del agua por nutrientes que previamente eran escasos (CARPENTER *et al.* 1999). Ya en los años 1960s se evidenció el cambio que ocurría en muchos lagos, embalses y zonas costeras, situados en países industrializados, como resultado de un aumento de la cantidad de nitrógeno, fósforo y carbono de sus aguas a consecuencia de la actividad humana. Desde entonces se han hecho importantes avances en el estudio de los problemas de eutrofización ligados a la comprensión de los ciclos biogeoquímicos y al control de la producción primaria en estos ecosistemas (SCHINDLER 2006). Está bien establecido que el nitrógeno y el fósforo son los principales nutrientes responsables de este control, aunque factores como la limitación de luz, la hidrología y la predación pueden modificar la respuesta concreta de los productores primarios. Aunque la reducción de la carga de nutrientes es una pieza clave en el control de la eutrofización, aún queda mucho por saber sobre el modo en que factores específicos del sistema modifican la expresión biológica del aumento de nutrientes (SMITH *et al.* 2006). Actualmente la eutrofización sigue siendo un problema para la conservación de los ecosistemas acuáticos en muchos países (LAVELLE *et al.*, 2005).

Como consecuencia de las actividades humanas, la cantidad total de nitrógeno que circula por la biosfera se ha más que duplicado en unas pocas décadas (GALLOWAY *et al.* 2008). En los años 1990, la entrada de nitrógeno antropogénico al ambiente debida a la producción de fertilizantes artificiales y a la quema de combustibles fósiles (160 Tg N por año) superó a la fijación biológica natural de nitrógeno en tierra (110 Tg N por año) o en el mar (140 Tg N por año). Se estima que los flujos antropogénicos seguirán aumentando, por algún tiempo (GRUBER & GALLOWAY 2008).

Parte del nitrógeno reactivo es transportado regionalmente por la atmósfera y depositado en sistemas terrestres o acuáticos a través de la lluvia, la nieve o la deposición seca (SCHLESINGER 2009), alcanzando zonas alejadas de los núcleos industriales y agrícolas. Escapar a la influencia de este proceso es muy improbable para cualquier ecosistema del planeta, y queda mucho por investigar sobre cómo esto puede afectar a su funcionamiento e interactuar con el ciclo de otros elementos.

Las zonas de alta montaña constituyen un foco de especial interés en el contexto del cambio global (BATTARBEE *et al.* 2002). Por un lado, son núcleos de escasa actividad industrial o agrícola local; por otro lado, son zonas tradicionalmente deprimidas en nitrógeno y fósforo. Los lagos de alta montaña son muy oligotróficos, sus aguas son frías y transparentes, y son muy sensibles a los cambios que actúan a escala regional o global. Lo que ocurre en estos lagos pone de manifiesto los cambios ambientales ligados a la actividad humana; dicho de otro modo, son buenos sensores del cambio ambiental (CATALAN *et al.* 2009). Estudio recientes demuestran que en los últimos años en los lagos de montaña de los Pirineos hay una tendencia al aumento de la deposición de nitrógeno, pero también de fósforo con la llegada de polvo sahariano (CAMARERO & CATALAN, 2012).

En las cuencas de montaña de los Pirineos donde se desarrollan prados alpinos, es frecuente encontrar durante la época estival (periodo libre de nieve), presencia de ganado equino, bovino y vacuno. Su importancia en los aportes de nutrientes a las aguas superficiales es compleja. Puesto que estos rebaños se alimentan de pastos naturales, sin recibir alimento adicional y sin que se fertilicen los pastizales, prácticamente no alteran la cantidad total de nutrientes presentes en la cuenca. Su efecto sobre el nitrógeno, por ejemplo, no representa ningún aporte neto sino que repre-

senta una movilización de los nutrientes fijados en los tejidos de las plantas de que se alimentan y que es excretado en formas orgánicas lábiles, como la urea y la orina. Una parte del nitrógeno excretado es transformado en amoniaco (NH_3) que fácilmente se pierde por volatilización, mientras que otra parte, en forma orgánica disuelta o en forma de amonio (NH_4^+) o nitrato (NO_3^-), puede ser fácilmente transportada por escorrentía del agua de lluvia y llegar rápidamente a los riachuelos y lagos, especialmente si el ganado defeca y/o orina cerca de las aguas superficiales o directamente en el litoral de los lagos que utilizan como abrevaderos.

En el territorio del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici existe un considerable número de masas de agua con elevada heterogeneidad de tamaños, morfometrías y características, que representan un intervalo de estado trófico (en términos de concentración de clorofila) considerablemente amplio para tratarse de sistemas de alta montaña. Elucidar la importancia de la actividad ganadera de la cuenca como fuente de nutrientes del lago en concomitancia con la deposición atmosférica, es sin duda un tema de interés para evaluar el potencial riesgo de eutrofización de estos sistemas. Si bien la deposición atmosférica se viene estudiando desde hace varios años, se dispone de poca información acerca del efecto de la ganadería sobre los aportes, dinámica y transporte a los lagos de distintas formas de nitrógeno y fósforo, y de su interacción con los aportes atmosféricos de nutrientes. El presente proyecto pretende subsanar las deficiencias de nuestro conocimiento sobre

estos aspectos, planteando el estudio a tres escalas espacio-temporales distintas: a escala de paisaje lacustre (en un conjunto de cuencas lacustres) a escala de cuenca lacustre y a escala de lago. La hipótesis de partida del proyecto era que las cuencas con elevada presencia de ganado durante el verano (ver ejemplo del *Estany Llong* en la Fig. 1) pueden recibir un mayor aporte de nutrientes y los lagos pueden presentar un mayor grado de eutrofia respecto a aquellos situados en cuencas donde no hay carga ganadera.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha trabajado en diferentes lagos del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, para la aproximación a escala de paisaje lacustre se definieron 19 cuencas de estudio en el interior del parque, indicadas en la Fig. 2a, de las cuales 17 se encontraban dentro de la cuenca de Sant Nicolau. En su conjunto se abarcó un rango de altitud, tamaño y morfometría representativos (Fig.



Figura 1. Presencia de ganado vacuno en la orilla del Estany Llong.
Figure 1. Livestock in Estany Llong catchment.

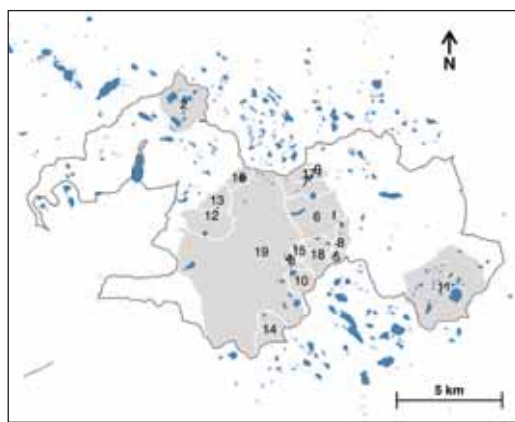


Figura 2a. Mapa de localización de las cuencas de estudio. Los códigos de las cuencas son: 1: Bassa de les Granotes, 2: Xic, 3: Bassa Dellui, 4: Dellui Petit, 5: Gavatxos inferior, 6: Llong, 7: Redo, 8: Nere, 9: Gelat de Bergus, 10: Dellui, 11: Trescuro de Dalt, 12: Sarradé, 13: Serrade d'Amunt, 14: Mussoles, 15: Corticelles, 16: Contraix, 17: Bergus, 18: Coma d'Amitges, 19: Llebreta.

Figure 2a. Location map of the lake watersheds included in this study. The codes are: 1: Bassa de les Granotes, 2: Xic, 3: Bassa Dellui, 4: Dellui Petit, 5: Gavatxos inferior, 6: Llong, 7: Redo, 8: Nere, 9: Gelat de Bergus, 10: Dellui, 11: Trescuro de Dalt, 12: Sarradé, 13: Serrade d'Amunt, 14: Mussoles, 15: Corticelles, 16: Contraix, 17: Bergus, 18: Coma d'Amitges, 19: Llebreta.



Figura 2b. Ejemplos de las cuencas estudiadas.
Figure 2b. Some examples of the studied catchments.

2b). La mayoría de estos lagos se encuentran dentro del programa de seguimiento a largo plazo (LTER) del nodo de Aigüestortes (CAMARERO & ANIZ, 2010). De ellos se recogió información de las características de la cuenca, la posición en el paisaje, la morfometría e hidrología del lago y de sus principales características limnológicas (véase RIERA *et al.* 2012 para más detalle). De ellos se obtuvo también datos de la concentración de nutrientes (amonio, nitrato, nitrógeno total, fósforo total, fosfato y silicatos). También se midieron las concentraciones de carbono orgánico e inorgánico disuelto (COD y CID), pH y alcalinidad, y la concentración de iones mayoritarios (sodio, potasio, calcio, magnesio, sulfato y cloruro).

La carga ganadera de cada una de las cuencas lacustres se caracterizó a partir de los datos recogidos en el estudio: “Plan de manejo y revisión de la carga ganadera del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici” realizado por TRAGSECA el año 2006. Este estudio y la cartografía que lo acompaña, obtenidos a partir de la dirección del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, dan la distribución de las áreas de pastoreo dentro del parque y el número de cabezas de ganado bovino, ovino caprino y equino que se encuentran en ellas en verano. Mediante la utilización de sistemas de información geográfica (QuantumGIS, <http://www.qgis.org>) se elaboraron mapas de la carga ganadera de cada una de las cuencas, para las diferentes tipologías de ganado, como se muestra para el *Estany Llebre* (Fig. 3).

Para estimar la cantidad de nitrógeno potencialmente movilizado por la ganadería en cada una de las cuencas se han considerado los siguientes valores en las deyecciones por cabeza de ganado y año: 70 kg N/año para vacas, 7.45 kg N/año para ovejas, 9.8 kg N/año para cabras y 63.80 kg N/año para caballos (OECD, 1999; BOIXADERA 2000); y el periodo en que el ganado permanece en los pastizales.

El depósito atmosférico se ha cuantificado a partir de la deposición específica (por unidad de área) promedio medida en la estación del nodo LTER de *Aigüestortes* (situada en el *Estany Contraix*, CAMARERO & ANIZ, 2010), y el área de la cuenca.

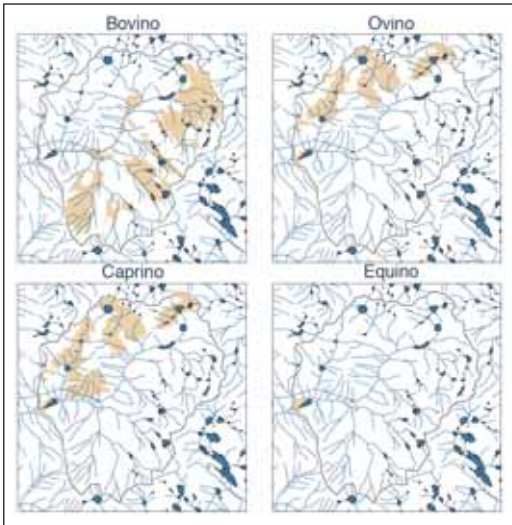


Figura 3. Distribución de la ganadería en las áreas de pastoreo de la cuenca del Estany Llebreta. El color ocre indica la presencia de ganado bovino, ovino, caprino y equino.

Figure 3. Livestock distribution in the Estany Llebreta catchment. The yellow colour indicates the presence of cows, sheep, goats and horses.

Se aplicaron análisis estadísticos complejos (multivariantes de ordenación, regresión lineal múltiple y modelos multivariantes directos inferenciales) para explicar la carga de nitrógeno del conjunto de lagos estudiados.

El estudio a escala de cuenca lacustre se realizó a partir de tres aproximaciones bien diferenciadas. Por un lado se realizó un análisis del balance de masas de los nutrientes en dos cuencas monitorizadas: Desde el año 2004 el Observatorio Limnológico de Pirineos (LOOP) lleva a cabo un programa de seguimiento de las cuencas del *Estany Llong* y *Llebreta* situadas en pleno parque. El seguimiento consiste en la toma de datos meteorológicos, muestreo de la precipitación, toma de muestras de agua, medición de caudales y el análisis químico en una frecuencia quincenal. Se realizaron cálculos de la exportación neta a nivel de cuenca y de lago de las distintas formas de nitrógeno inorgánico, fósforo, y carbono orgánico e inorgánico. Por otro lado en 12 lagos de Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici situados en la cuenca de Sant Nicolau, se analizó

el efecto de la carga ganadera en el estado trófico de los lagos, mediante mediciones *in situ* de la biomasa y producción de los productores primarios del plancton y bentos y de la actividad y composición de las comunidades de procariotas (bacterias y arqueas). Por último en estos mismos lagos se analizó la respuesta diferencial a nivel de especie de los productores primarios a la disponibilidad de nutrientes mediante experimentación *in situ* y experimentación en el laboratorio. El detalle y la complejidad metodológica de este apartado hace que no se incluya en el presente artículo.

La localización concreta del ganado en la cuenca es importante para valorar el efecto sobre la carga de nutrientes del lago. A escala de lago se buscó analizar en detalle el efecto directo que la presencia del ganado en las orillas del lago tenía y el alcance de dicho efecto. Para ello se hizo un seguimiento del δN_{15} como traza del origen del N a lo largo de dos transectos horizontales (Fig. 4), que se completó con mediciones de la disponibilidad de nutrientes, la estequiometría del material particulado, y la biomasa, diversidad y producción del compartimiento microbiano del plancton y del biofilm. Las actividades de campo consistieron en campañas intensivas en el *Estany Llong* en un momento de elevada presencia de ganado en sus orillas (véase Fig. 1).



Figura 4. Localización de los transectos horizontales realizados en el Estany Llong. En rojo se representan las muestras de agua y en amarillo las muestras de biofilm.

Figure 4. Location of the horizontal transects sampled in Estany Llong. Red codes indicate water samples whereas yellow codes indicate biofilm samples.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Influencia de la ganadería en la carga de nutrientes que entra en los lagos de montaña desde la cuenca.

El papel que tiene la presencia de ganado en la carga de nutrientes que entra al lago es complejo. La selección de modelos de regresión múltiple para nitrato, amonio y la relación amonio:nitrato da como resultado un número limitado de modelos indistinguibles por su capacidad predictiva (Tabla 1). Entre los predictores predominan las variables morfológicas, las de cubierta vegetal, el área de la cuenca y en última instancia las relacionadas con la ganadería. Solo para el cociente amonio:nitrato aparece la presión ganadera total en el mejor de los modelos seleccionados. La distinción entre tipos de ganado no incrementa su poder explicativo, como tampoco la inclusión de magnitudes absolutas (cabezas por cuenca) o relativas (cabezas por unidad de área de cuenca) de carga ganadera.

En un sistema complejo y multivariante como el que nos ocupa, el análisis de redundancias da una visión más sintética e interpretable (Fig. 5). En los dos primeros ejes resultan seleccionadas tanto variables morfológicas como de cubierta del suelo, y variables relacionadas con la ganadería. El nitrato y el N total, con correlación negativa, el amonio y el carbono orgánico disuelto (COD), establecen un gradiente relacionado con el tipo de cubierta vegetal y la profundidad del lago. Aparecen concentraciones elevadas de nitrato en lagos profundos y relativamente grandes con poca cubierta vegetal en la cuenca (por ejemplo, *Contraix*, *Serradé* o *Mussoles*), y en el otro extremo lagos con cuencas cubiertas de prado y bosque y concentraciones elevadas de carbono orgánico disuelto y amonio (ejemplo, *Bassa de les Granotes*). Las variables relacionadas con la ganadería aparecen ortogonales a este eje y separan los lagos con dominio de caprino y ovino de los lagos con dominio de bovino que parecen ligados al P total, la conductividad y la alcalinidad.

Nuestros resultados muestran que la concentración de nitrógeno de los lagos no depende de ma-

Modelos	AICc
Nitrato ~ 1 + Z + A + Ad + Bosque	8,72
Nitrato ~ 1 + Ad + Rocas + bovino.ha + total.UBM.ha	9,24
Nitrato ~ 1 + P + Z + Ad + Bosque	9,51
Nitrato ~ 1 + Z + A + Ad + Bosque + ovino.ha	10,47
Nitrato ~ 1 + Z + A + Ad + Bosque + caprino.ha	10,52
Amonio ~ 1 + Z	14,69
Amonio ~ 1 + Z + total.UBM.ha	15,71
Amonio.Nitrato ~ 1 + Z + Rocas + total.UBM.ha	54,00
Amonio.Nitrato ~ 1 + Z + Rocas + ovino.ha + total.UBM.ha	54,63
Amonio.Nitrato ~ 1 + Z + Rocas + bovino.ha + total.UBM.ha	54,87
Amonio.Nitrato ~ 1 + Z + Rocas	54,90
Amonio.Nitrato ~ 1 + Z + Rocas + caprino.ha + total.UBM.ha	55,08

Tabla 1: Modelos de regresión lineal para la concentración de nitrato, amonio y el cociente amonio:nitrato en los lagos estudiados. Se muestran solo los mejores modelos, definidos como aquellos con un criterio de información de Aike corregido para muestras pequeñas (AICc) no superior a dos unidades al del mejor modelo para cada variable dependiente. Z es la profundidad máxima del lago, A el área del lago, Ad el área de la cuenca, Bosque y Rocas son las coberturas respectivas expresadas como porcentaje de la cuenca y la carga ganadera total (total.UBM.ha) y de cada tipo de ganado se expresa en unidades de ganado mayor por área de la cuenca.

Table 1: Linear regression models for the concentration of nitrate and ammonium and ammonium:nitrate rate in the studied lakes. The best models, defined as those with Aike information criteria corrected for small samples (AICc) not higher than 2 units to the best model for each dependent variable, are shown. Z is the maximum lake depth, A the lake area, Ad the watershed area, Bosque (forest) and Rocas (rocks) are the respective coverage as percentage of the watershed, the total stocking density (total.UBM.ha) and each type of livestock is expressed in livestock units per area of the catchment.

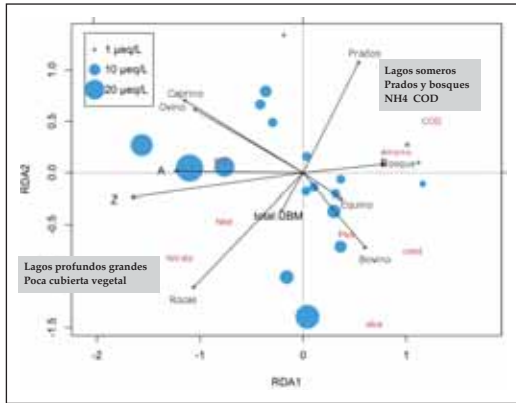


Figura 5. Representación de los lagos (en azul), las variables químicas (en naranja) y las variables explicativas (flechas negras) sobre los dos primeros ejes de un análisis de redundancias. Los dos primeros ejes explican un 62% de la varianza total de la composición química del agua del lago. El tamaño de los símbolos es proporcional a la concentración de nitrato de los lagos.

Figure 5. Ordination of lakes (in blue), chemical variables (in orange) and the explanatory variables (black arrows) on the first two axes of a redundancy analysis. Both axes explain the 62% of lakes water chemistry composition variance. Symbol size is proportional to lake water nitrate concentration.

nera simple de unos pocos factores, aunque las variables relacionadas con la ganadería explican una fracción marginal de la varianza de sus concentraciones, no parecen tener un papel significativo en la biogeoquímica de los lagos a escala de paisaje lacustre. La concentración de amonio y nitrato parecen estar más influenciados por la morfometría del lago y su posición en el paisaje. Las concentraciones más elevadas de nitrato aparecen en los lagos de las partes más elevadas de la cuenca, con poca área de drenaje y poca cubierta vegetal. En estos lagos de altitud, aunque la captación de nitrógeno atmosférico sea pequeña, la retención por la vegetación y el suelo, casi inexistentes, es prácticamente nula. En cambio, a menor altitud, aunque las cuencas sean mayores, el mayor desarrollo del suelo y la vegetación implican una mayor retención de nitrógeno en la cuenca (Fig. 5).

En el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici la ganadería potencialmente moviliza una fracción pequeña del nitrógeno retenido en la vegetación de la cuenca, en comparación a las aportaciones totales de este elemento que llegan por depósito atmosférico (Fig. 6a). Solo en el caso de la *Bassa de les Granotes*, un lago muy pequeño (0.7 ha de área y 5 m de profundidad) y de cuenca muy re-

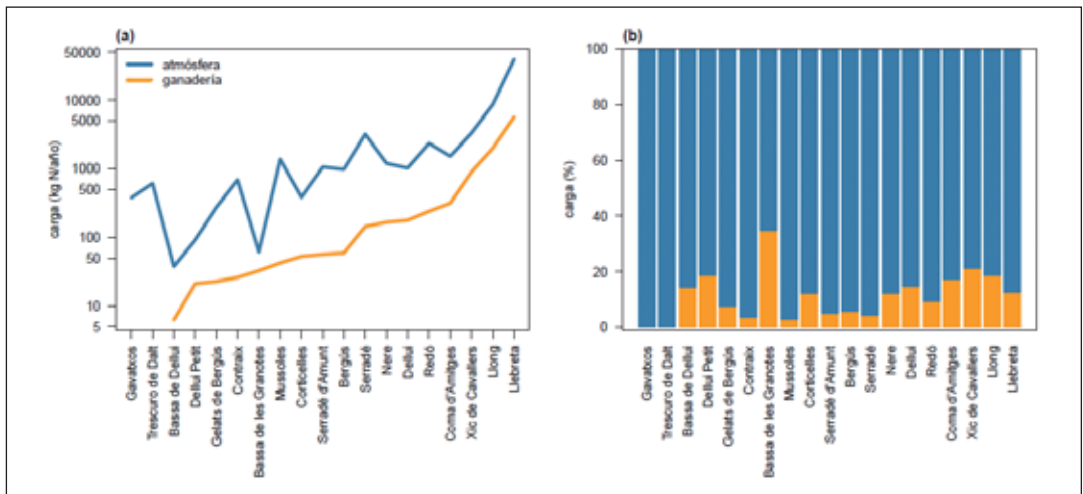


Figura 6. Carga de N (kg N/año) que llega a cada una de las cuencas estudiadas por deposito atmosférico (azul) y la carga movilizada por la presencia de ganado en la misma cuenca (naranja). Valores absolutos (a) y relativos (b).

Figure 6. Estimates of annual N load (kg N/year) that reaches each of the catchments studied through atmospheric deposition (blue) and of N load mobilized by livestock (orange). Absolute values (a) and proportion (b).

ducida, la movilización supera el 30% de la carga de nitrógeno que llega de la atmósfera (Fig. 6b).

Si bien, en general se observa que la entrada de nitrógeno por depósito atmosférico que llega a la cuenca es muy superior a la movilización potencial del ganado, es necesario realizar un análisis más detallado de la cantidad del depósito que realmente entra al lago y que no es retenido por la vegetación y el suelo de la cuenca. Éste cálculo se realizó en dos lagos del fondo de la valle de Sant Nicolau (*Llong* y *Llebreta*), con suelos y prados bien desarrollados y con elevada presencia de ganado vacuno en sus orillas (Fig. 1) para los que se obtuvieron datos para calcular el balance de masas. Nuestros cálculos demuestran que el ganado es capaz de movilizar una cantidad de nitrógeno similar a la que realmente entra al lago. Por ejemplo en el *Estany Llong* el ganado anualmente moviliza unos 2006 kg N que es aproximadamente igual al valor promedio de las entradas estimadas desde el 2004 al 2012 (Fig. 7). Estos resultados sugerirían que la movilización por el ganado es el factor que podría determinar la entrada real de nutriente al lago y que sin su actividad esta fracción permanecería retenida en el suelo o la vegetación de la cuenca.

El balance de masas anual de los diferentes compuestos realizados, muestra que los lagos se com-

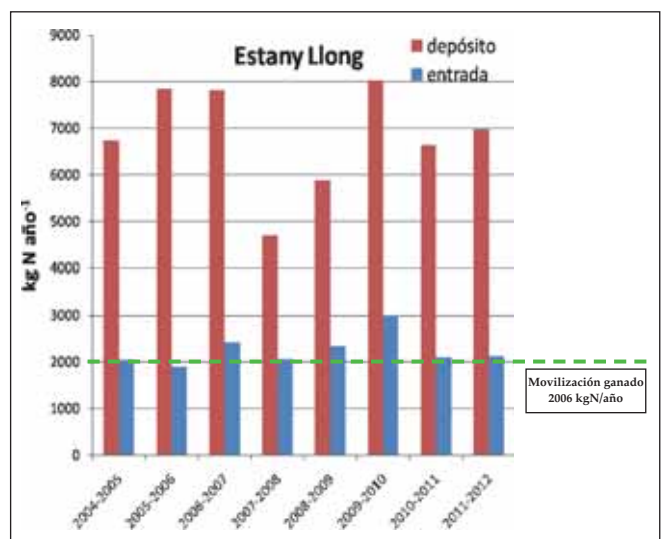
portan como sumideros de nitrógeno, retienen las formas más oxidadas (nitrato) y exportan en menor medida las formas reducidas (Fig. 8 a, b c). La exportación neta de carbono inorgánico es más variable (Fig. 8 d), y los dos sistemas analizados (a pesar de su similitud como lagos de fondo de valle) se comportan de manera distinta, mientras que el *Estany Llong* es ligeramente autotrófico (sumidero de DIC), el *Estany Llebreta* es claramente heterotrófico (exportador de DIC). La exportación neta de carbono orgánico es positiva para ambos sistemas (Fig. 8 e).

Influencia de la ganadería en el estado trófico de los lagos.

Los lagos estudiados muestran un gradiente de producción primaria considerable dentro de la oligotrofia que caracteriza a los lagos de alta montaña, pudiéndose distinguir los lagos menos profundos y de menor altitud, más productivos; de los lagos más grandes, de mayor altitud y menos productivos (véase los dos grupos de la Fig. 9). Es interesante que el conjunto de lagos presenta variaciones importantes en los dos compartimentos analizados (plancton versus bentos), donde lagos dominados por la producción planctónica de la columna de agua (ej. *Bassa de les Granotes*) contrastan con lagos donde domina la producción en la comunidad bentónica (*Estany Llong*) y no se han

Figura 7. Carga anual de N (kg N/año) que recibe por depósito atmosférico la cuenca del Estany Llong (rojo) respecto a la que realmente entra a las aguas del lago (azul) a lo largo de diferentes años. La línea discontinua marca el valor de la carga de N que anualmente es movilizado por el ganado en la cuenca de dicho lago.

Figure 7. Annual N load (kg N/year) that reaches the Estany Llong watershed through atmospheric deposition (red) and load that actually reach the lake (blue) measured through different years. Dashed line indicated the estimated amount of N mobilized by livestock in such watershed.



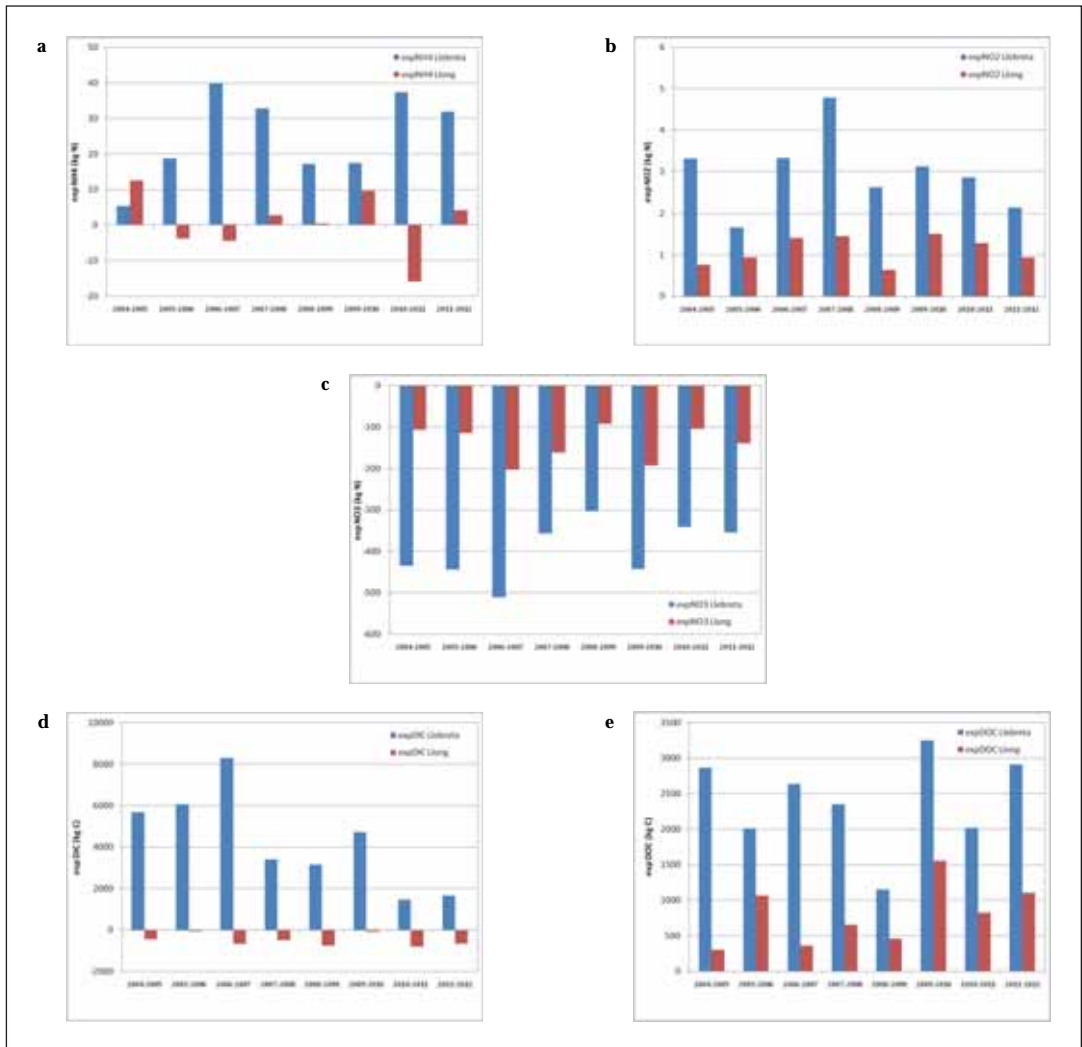


Figura 8. Exportación neta anual de distintos nutrientes en el Estany Llebreta (azul) y el Estany Llong (rojo) en kg, estimada desde el año 2004-2005 al 2011- 2012. El periodo del proyecto representa los dos últimos años de mediciones. El cálculo se ha realizado a partir de las diferencias en las concentraciones de salida (desembocadura del lago) y la entrada (afuentes) y las variaciones de caudal medidas quincenalmente. **a:** amonio, **b:** nitrito, **c:** nitrato, **d:** carbono inorgánico disuelto (DIC) y **e:** carbono orgánico disuelto (DOC).

Figure 8. Annual net export (in kg) of several nutrients measured in Estany Llebreta (blue) and Estany Llong (red) from 2004-2005 to 2011- 2012. The project period corresponds to the last two years of measurements. The calculations were done based on the concentration differences between the lake output and inputs (tributaries) and on varying water flow measured fortnightly. **a:** ammonium, **b:** nitrite, **c:** nitrate, **d:** dissolved inorganic carbon (DIC) and **e:** dissolved organic carbon (DOC).

observado lagos con elevada producción en los dos compartimentos (Fig. 9).

La producción primaria bentónica estimada sin considerar los macrófitos, aparece relacionada con

la carga de nitrógeno que llega a la cuenca lacustre por depósito atmosférico y con la fracción que es movilizada por la ganadería (Fig. 10). Estas dos relaciones presentan un patrón muy similar y estadísticamente son igual de significativas ($R^2 = 0.72$,

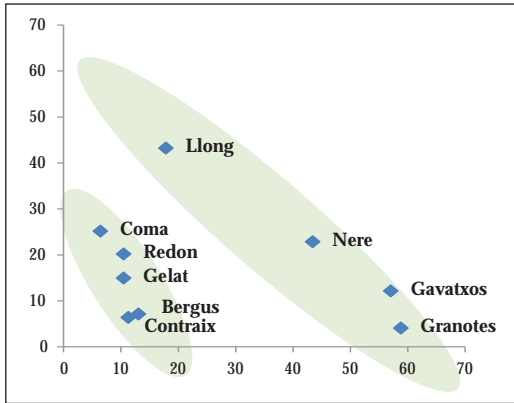


Figura 9. Producción primaria del bentos (ng chl a cm⁻² día⁻¹) respecto al plancton (ng chl a l⁻¹ día⁻¹) durante la época estival en los distintos lagos estudiados. Nótese los dos niveles tróficos y la relación entre los dos compartimentos del sistema.

Figure 9. Benthic primary production (ng chl a cm⁻² day⁻¹) versus planktonic primary production (ng chl a l⁻¹ day⁻¹) measured during summer for the studied lakes. Note the two trophic levels and the relationship between the two system compartments.

p < 0.001), esperable dada la relación positiva entre las dos variables explicativas que se muestra en la Fig. 6, y determinadas por la alta productividad bentónica del *Estany Llong*. Este resultado podría indicar la dependencia de la producción bentónica del sistema con la disponibilidad de ni-

trógeno en el agua, como se ha visto en el *Estany Llong* la cantidad de nitrógeno que moviliza el ganado es equivalente a la carga que realmente entra al lago (Fig. 7). Pero este efecto no se observa en la producción y biomasa de las comunidades algales de la columna de agua. No se ha observado ninguna relación ni en términos de biomasa, ni composición, ni en producción del fitoplancton con la presencia de ganado en la cuenca del lago. Y tampoco se ha evidenciado ningún efecto claro en la composición y producción de las comunidades de procariotas (bacterias y arqueas). Sólo en la *Bassa de les Granotes* una elevada producción fitoplanctónica y del bacterioplancton coincide con una alta carga ganadera específica (cabezas por hectárea) (Fig. 11). Como se ha comentado, se trata de un lago de tipología particular, sus dimensiones y el área de la cuenca son muy reducidas, con una comunidad litoral muy poco desarrollada y aguas ricas en DOC y clorofila.

Efecto del ganado en el litoral de los lagos.

Durante el verano el ganado entra en las orillas de los lagos (véase Fig. 1) y perturba los procesos que ocurren en el litoral. Aparte de un efecto físico de pisoteo que impide el desarrollo de la comunidad de macrófitos, ejerce un claro efecto en

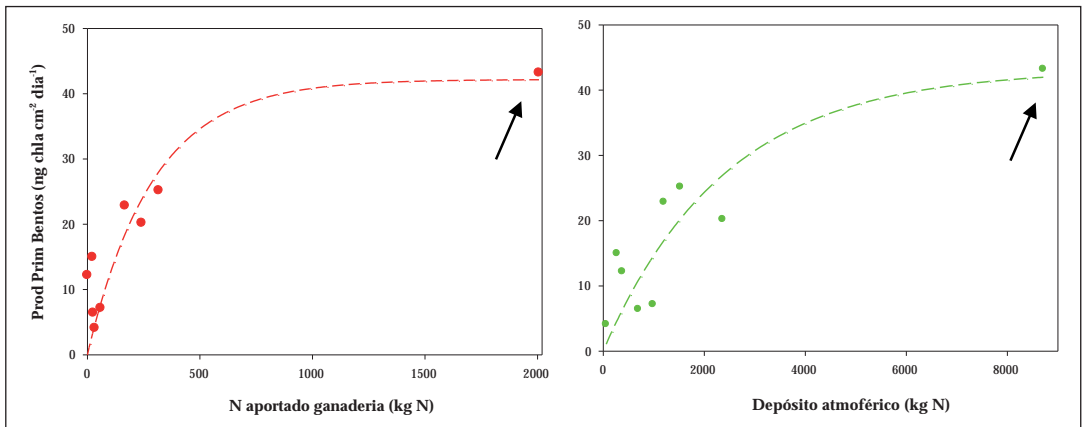


Figura 10. Relación de la Producción Primaria del bentos (ng chl a cm⁻² día⁻¹) con la carga de N (kg N) que llega por depósito atmosférico (derecha) y con la carga movilizada por la ganadería (izquierda) en cada una de las cuencas de los lagos. Flecha negra indica *Estany Llong*.

Figure 10. Relationship between benthic primary production (ng chl a cm⁻² day⁻¹) and the N load (kg N) that reaches each of the catchments studied through atmospheric deposition (right) and through livestock mobilization (left). Black arrow indicates *Estany Llong*.

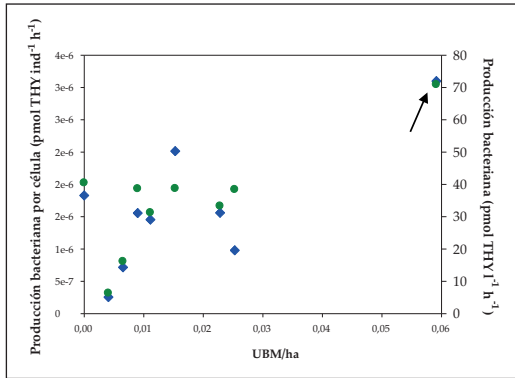


Figura 11. Producción del bacterioplancton a partir de la incorporación de timidina (THY) por individuo (rombos azules) y por el conjunto de la población (bulk, círculos verdes) en el plancton de los diferentes lagos, respecto la carga ganadera específica de la cuenca (cabezas por hectárea, UBM/ha). La flecha negra indica la Bassa de les Granotes.

Figure 11. Bacterioplankton production estimated by thymidine incorporation (THY) cell measurements (blue diamonds) and bulk measurements (green circles), related to watershed livestock specific load (UBM/ha). Black arrow indicates Bassa de les Granotes.

la composición del agua por el aporte de nutrientes que sus excrementos producen. El analizar en detalle esta perturbación y valorar el alcance que pueda tener hacia la parte central del lago, era el objetivo de esta parte del proyecto.

Los resultados obtenidos hasta el momento respaldaban la propuesta de plantear este objetivo en el *Estany Llong*, en su cuenca se ha visto la carga ganadera es capaz de movilizar una cantidad de N equivalente a la que entra al lago (Fig. 7), que esta cantidad es elevada y que se relaciona con la producción primaria de las comunidades bentónicas (Fig. 10).

Todos los indicadores medidos muestran que la presencia de ganado delimita una zona del litoral que recibe una elevada carga de nutrientes (sobre todo NH_4^+ , NO_3^- y NO_2^- , pero también de P) que ocasiona aumentos de biomasa y producción en el agua que pueden llegar a incrementar en dos órdenes de magnitud. Por ejemplo la clorofila en la zona litoral puede llegar a $> 60 \mu\text{g l}^{-1}$ respecto los valores próximos a 1 que encontramos en la parte central del lago; o la producción bacteriana puede llegar a $> 900 \text{ pmol Leucina l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ respecto lo 8.9 de

la zona central. La estequiometría del material particulado muestra un enriquecimiento en nitrógeno, con valores de la ratio N/P muy elevados en la zona más litoral (hasta 338) que rápidamente decrecen a valores más esperables en el plancton al desplazarse hacia el centro del lago (promedio de 23 en la zona central del lago). La señal isotópica del $\delta\text{N}15$ del amonio y del nitrato también indican una composición diferencial en la orilla. Pero este efecto queda restringido a la zona más litoral, en la orilla por consumo y/o evaporación de amoníaco y por dilución o por mezcla con la masa de agua del lago, el efecto se diluye rápidamente al aumentar la profundidad de la columna de agua. En la zona central del lago no se detecta ninguna traza de la presencia del ganado en el litoral y, por ejemplo, la señal isotópica responde más a los procesos que ocurren en la propia columna de agua que a un potencial efecto del ganado.

Los transectos realizados demuestran el enorme impacto del ganado en las orillas del lago, transformando no solo la comunidad bentónica sino también incrementando la carga de nutrientes y producción de las aguas; pero a su vez sugieren que el efecto queda sobretodo restringido en una franja de pocas decenas de metros más allá del área donde se localiza el ganado.

Análisis del riesgo potencial de eutrofización de los lagos del Parque

En este proyecto hemos encontrado evidencias que el ganado tiene influencia sobre el estado trófico de los lagos pues es capaz de movilizar una fracción del nitrógeno que llega a la cuenca por depósito atmosférico y que estaría fijada en el suelo y la vegetación. Esta fracción es de magnitud similar a la que entra al lago y en gran parte queda retenida en la masa de agua. El balance de masas realizado muestra que los lagos son sumideros de nitrógeno, retienen las formas más oxidadas y exportan en menor medida las formas reducidas. Todo esto sugiere el papel importante que el ganado puede tener en el ciclo de nitrógeno del lago, pero este es el patrón de los lagos situados a menos altitud, con cuencas de drenaje grandes y suelos bien desarrollados con pastos y bosques que retienen buena parte del depósito at-

mosférico de nitrógeno. En los lagos situados a más altitud, lagos de circo profundos con cuencas pequeñas y muy rocosas, con poca presencia de ganado por la limitación de pastos (solo esporádicamente hay presencia de ganado ovino y caprino), la concentración de nitrógeno del agua es mayor (tanto nitrato como N total) debido a que reciben todo el aporte del depósito atmosférico (no hay retención en la cuenca).

A su vez el estudio más detallado que se planteó en el *Estany Llong*, sometido a considerable carga ganadera en su cuenca durante los meses de verano y que presenta una elevada producción bentónica respecto los otros lagos estudiados (Fig. 10); muestran que hay un aumento muy considerable de la carga de nutrientes y de la producción microbiana del agua pero que el efecto se restringe a una área muy localizada en torno al ganado. Por la restringida localización de la presión ganadera (respecto el área total del lago) y su efecto local (franja más litoral), se puede concluir que aunque la carga ganadera actual tenga cierta incidencia directa sobre el estado trófico global de la masa de agua, no representa un riesgo de eutrofización.

Para valorar hasta qué punto es importante la movilización de nitrógeno por el ganado, sería necesario disponer de una situación comparable, es decir, disponer de lagos de valle, de poca altitud, con cuencas de drenaje grandes y suelos bien desarrollados cubiertos de vegetación, donde no hubiese presencia de ganado. Pero actualmente en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici no existe ningún sistema acuático de estas características, y la comparativa se tendría que plantear a largo plazo a partir de la manipulación de la situación actual o desde un punto de vista histórico.

Una situación particular y bien diferenciada se observa en la *Bassa de les Granotes*, se trata de un lago muy pequeño, somero y con una cuenca de drenaje extremadamente pequeña, con una elevada carga de ganado específica que moviliza más del 30 % del nitrógeno que se deposita en la cuenca (Fig. 6). Este sistema está dominado por la comunidad planctónica, con valores de biomasa que superan los 10 µg de clorofila por litro, altas actividades bacterianas (globales y específicas) re-

lacionadas con valores altos de DOC. En este sistema tan particular y atípico dentro del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, un aumento de la carga ganadera de la cuenca podría representar un riesgo de eutrofización.

En la tabla 2 se indica el riesgo potencial de eutrofización identificado en los 19 lagos estudiados del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, previamente se ha hecho una valoración de su estado ecológico de acuerdo con el protocolo establecido por el ACA (*Agència Catalana de l'Aigua, "ECOES: Protocol d'avaluació de l'estat ecològic dels estanys"* 2006) diseñado específicamente para estimar la calidad ecológica de los diferentes tipos de lagos establecidos en función de su origen, alcalinidad, tamaño y altitud (ECOES, 2006). Para la valoración se ha utilizado el índice de clorofila (InCo) y los valores de referencia propuestos en el protocolo. Todos los lagos presentan una calidad ecológica muy buena, y solo aparece bien diferenciado la *Bassa de les Granotes* con una calidad deficiente. Puesto que la carga ganadera específica (UBM por ha) es ya muy elevada, se ha considerado que el riesgo potencial de eutrofización de este sistema es considerable. A su vez se han identificado otros lagos (indicados (*)) en la tabla 2) que por su tamaño, morfometría, localización y por la carga ganadera específica que reciben (>0.02 , <0.04 UBM/ha), podrían tener una especial sensibilidad a la alteración de su calidad ecológica.

Así pues, en general la presión ganadera actual no parece representar un riesgo potencial de eutrofización para los lagos del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, aunque seguramente no fue así en tiempos pasados. Estudios paleolimnológicos, indican períodos (p.e. la baja edad media) donde una mayor presencia humana en el valle produjo un mayor grado de eutrofización de los lagos (proyecto OCUPA IP: J. Catalan). Para contextualizar los resultados de este proyecto es interesante profundizar en el análisis histórico. Esto es lo que se propone realizar en el nuevo proyecto en que participa parte del grupo de trabajo (proyecto CULPA: *Análisis ecológico de la culturización del paisaje de alta montaña desde el Neolítico: los Parques Nacionales de montaña como modelo*).

Nombre	LAGO			CUENCA		TIPOLOGIA LAGO	CALIDAD ECOLÓGICA Según InClo	RIESGO EUTROFIZACIÓN POTENCIAL
	Altitud m	Área ha	Profundidad m	Área ha	Carga Ganadera UBM/ha			
Mussoles	2340	1.49	10	180.83	0.0034	ALK	Muy Buena	Bajo
Dellui	2350	5.11	16	133.77	0.0191	ALK	Muy Buena	Bajo
Corticelles	2280	1.12	9	49.95	0.0152	ALK	Muy Buena	Bajo
Coma d'Amitges	2270	1.64	10	198.45	0.0228	ALK	Muy Buena	Bajo
Nere	2295	4.21	38	156.19	0.0153	ALK	Muy Buena	Bajo
Gavatxos	2549	1.45	6	49.28	0.0000	ALK	Muy Buena	Bajo
Bergús	2445	6.72	51	127.94	0.0065	ACA	Muy Buena	Bajo
Gelats de Bergús	2494	1.48	8.5	35.78	0.0090	ACA	Muy Buena	Bajo
Contraix	2570	9.97	60	90.40	0.0041	ACG	Muy Buena	Bajo
Sarradé	2120	4.20	15	417.23	0.0049	ACB	Muy Buena	Bajo
Sarradé d'Amunt	2465	1.18	9	138.91	0.0057	ACA	Muy Buena	Bajo
Bassa de Dellui	2314	0.32	1.5	4.92	0.0183	ACA	Muy Buena	Bajo (*)
Dellui Petrit	2314	1.08	3.5	11.96	0.0254	ACA	Muy Buena	Bajo (*)
Bassa de les Granotes	2323	0.74	5	7.95	0.0592	ACA	Deficiente	Considerable
Llebreta	1619	8.39	11.5	5147.84	0.0160	ALK	Muy Buena	Bajo
Llong	1998	7.41	12.5	1131.24	0.0253	ACB	Muy Buena	Bajo
Redó (Bolí)	2093	6.34	12	307.44	0.0111	ACB	Muy Buena	Bajo
Trescuro de Dalt	2044	0.91	4	79.84	0.0000	ALK	Muy Buena	Bajo
Xic de Cavallers	2202	0.72	5	433.64	0.0323	ALK	Muy Buena	Bajo (*)

Tabla 2: Descripción de los 19 lagos del Parque Nacional de Aiguestortes i Estany de Sant Maurici estudiados (Fig. 2), clasificación (ALK= lago alpino alcalino, ACA= lago alpino típico, ACG= lago alpino grande, ACB= lago alpino de poca altitud) y valoración de su calidad ecológica a partir del índice de clorofila (InClo) de acuerdo al protocolo de evaluación del ACA (ECOES 2006), y estimación del riesgo potencial de eutrofización del sistema. (*) Ver texto.

Table 2: Description of the 19 studied lakes from Parque Nacional de Aiguestortes i Estany de Sant Maurici (Fig. 2), classification (ALK= alpine alkaline lake, ACA= typical alpine lake, ACG= large alpine lake, ACB= low altitude alpine lake), assessment of their environmental quality with the chlorophyll index (InClo) according to ACA evaluation protocol (ECOES, 2006), and estimate of the potential eutrophication risk of the systems. (*) See text.

AGRADECIMIENTOS

El proyecto EGALA ha estado financiado por el Organismo Autónomo Parques Nacionales (número de referencia 124/2010). Agradecemos a la dirección y al personal del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici las facilidades

y colaboraciones prestadas durante la ejecución del proyecto. La investigación se ha realizado dentro de las actividades del LOOP (Observatorio Limnológico de Pirineos) y del nodo de Aigüestortes de la red LTER (Long Term Ecological Research), y gracias a las instalaciones del Centre de Recerca d'Alta Muntanya-CRAM de la Universitat de Barcelona.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

- BATTARBEE, R.W., GRYTNES, J-A., THOMPSON, R., APPLEBY, P.G., CATALAN, J., KORHOLA, A., BIRKS, H.J.B. & LAMI, A. 2002. Climate variability and ecosystem dynamics at remote alpine and arctic lakes: the last 200 years. *Journal of Paleolimnology* 28: 161-179.
- BOIXADERA J, 2000. *Manual del codi de bones pràctiques agràries: Nitrogen*. Lleida – Barcelona. Generalitat de Catalunya Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Direcció General de Producció Agrària I Innovació Rural.
- CAMARERO, L. & ANIZ, M. 2010. El sistema de seguimiento de las aguas en el nodo LTER-Aigüestortes: tendencias e indicadores de los impactos de la deposición atmosférica de N y S. *Ecosistemas* 19 (2): 24-41. *Ecosistemas*, 19, 2.
- CAMARERO L. & CATALAN J. (2012) Atmospheric phosphorus deposition may cause lakes to revert from phosphorus limitation back to nitrogen limitation. *Nature Communications* 3, 1118.
- CARPENTER, E.J., MONTOYA, J., BURNS, J., MULHOLLAND, M., SUBRAMANIAN, A. & CAPONE, D.G. 1999. Extensive bloom of N² fixing bacteria symbiotic association in the tropical Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*. 185:273-283.
- CATALAN, J., CAMARERO, LL., FELIP, M., PLA, S., VENTURA, M., BUCHACA, T., BARTUMEUS, F., DE MENDOZA, G., MIRÓ, A., CASAMAYOR, E.O., MEDINA-SÁNCHEZ, J.M., BACARDIT, M., ALTUNA, M., BARTRONS, M. & DÍAZ DE QUIJANO, D. 2006. High mountain lakes: extreme habitats and witnesses of environmental changes. *Limnetica*, 25: 551-584.
- CATALAN, J., VENTURA, M., MUNNE, A., SOLA, C. & PAGES J.M. 2006. ECOES: protocol d'avaluació de l'estat ecològic dels estanys. Agència catalana de l'aigua. Generalitat de Catalunya
- GALLOWAY, J.N., TOWNSEND, A.R., ERISMAN, J.W., BEKUNDA, M., CAI, Z., FRENEY, J.R., MARTINELLI, L.A., SEITZINGER, S.P. & SUTTON, M.A. 2008. transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320: 889-892.
- GRUBER, N. & GALLOWAY, J.N. 2008. An earth-system perspective of global nitrogen cycle. *Nature* 451:293-296.
- LAVELLE, P., DUGDALE, R. & SCHOLES, R. (coordinating lead authors). 2005. MEA (Millenium Ecosystem Assessment) report. Nutrient cycling, chapter 12.
- OECD. (1999). *National Soil Surface Nutrient Balances: Explanatory notes to interpret the data sheets*. OECD Secretariat, Paris.
- RIERA, J.L., FELIP, M., CHAPPUIS, E., TRESSERRA, J. & CAMARERO LI. 2012. Efectes de l'activitat ramadera sobre les aportacions de nitrogen als estanys del parc nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. *La investigació al Parc Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. IX Jornades sobre Recerca*. Generalitat de Catalunya, Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Pag. 19-28.
- SCHINDLER, D. W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*. 51: 356-363.

SCHLESINGER, W.H. 2009. On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 106:203-208.

SMITH, V. H., JOYE, S.J. & HOWARTH, R.W. 2006. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*. 51: 351-355.