

LIMNETICA



ASOCIACIÓN ESPAÑOLA
DE LIMNOLOGÍA

Volumen 24(1-2), 2005



ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE LIMNOLOGÍA

Presidencia: SERGI SABATER. Girona
Vicepresidencia: JULIA TOJA. Sevilla
Secretaría: JUAN MIGUEL SORIA. Valencia
Tesorería: EUGENIO RICO. Madrid

LIMNETICA

LIMNETICA es una revista internacional publicada por la Asociación Española de Limnología.

Editor

JOAN ARMENGOL

Editores adjuntos

ISABEL MUÑOZ

FRANCESC SABATER

Comité editorial

J. Alba. Granada

M.J. Boavida. Lisboa, Portugal

X. Casamitjana. Girona

J. Catalán. Barcelona

M.A.S. Graça. Coimbra, Portugal

C. Granado. Sevilla

R.D. Gulati. Nieuwersluis, Holanda

A. Palau. Lleida

C. Pedrós-Alió. Barcelona

D. Planas. Montreal, Canadá

N. Prat. Barcelona

A. Quesada. Madrid

K. Simek. Ceske Budejovice, Rep. Checa

T. Tundisi. Sao Carlos, Brasil

E. Vicente. Valencia

H.L. Golterman. Francia

Secretaria de Redacción

RUTH DOMÈNECH

Financiado por:



N.I.P.O.: 163-05-011-4

Toda correspondencia relativa a la ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE LIMNOLOGÍA y a la revista LIMNETICA, incluida la petición de altas, bajas, intercambios, suscripciones y ejemplares atrasados debe dirigirse a la Secretaría de la Asociación Española de Limnología, C/ Los Ángeles, 33, 46920-Mislata (Valencia). Web: <http://www.aelimno.org/Limnetica.htm>.

Los manuscritos de trabajos científicos para su publicación en LIMNETICA deben ser enviados a Joan Armengol, Departament d'Ecologia. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Av. Diagonal, 645. 08028-Barcelona.

Limnetica está indexada en las siguientes bases de datos:

Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA); Zoological Record of BIOSIS® database; Freshwater Biological Association (FBA); NISSC's FISHLIT database; Sistema de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, Caribe, España y Portugal (LATINDEX); Library of Natural Sciences of Russian Academy of Science (LNS); Índice Español de Ciencia y Tecnología (ICYT).

Volumen 24. Número 1-2. 2005

LIMNETICA

Revista de la
Asociación Española de Limnología

Volumen Especial

XI Congreso de la Asociación Española de Limnología y
III Congreso Ibérico de Limnología

Editor invitado para los volúmenes 23 (3-4) y 24 (1-2)

Manuel Toro

Editor

Joan Armengol
(Universitat de Barcelona)



N.I.P.O.: 163- 05- 011- 4

Publicacions i Edicions



Mountain lakes, pristine or polluted?

Richard W. Battarbee

Environmental Change Research Centre, University College London, London, WC1H 0AP.
r.battarbee@geog.ucl.ac.uk

ABSTRACT

This paper presents conclusions from a number of collaborative research projects on remote mountain lakes across Europe funded by the European Union. In particular it describes how the sediment records of key research sites can be used to identify the timing, extent and impact of air pollution on lakes by acid deposition, trace metals and trace organic compounds. It also describes recent work that aims to assess the impact of 20th century climate change on these lakes and whether the changes observed are the result of natural climate variability or the enhanced greenhouse effect.

Keywords: mountain lake, lake sediment, atmospheric pollutant, climatic change

RESUMEN

Este artículo presenta las conclusiones de varios proyectos de colaboración en el estudio de lagos de montaña remotos distribuidos por Europa y financiados por la Unión Europea. De forma particular describe como el registro sedimentario de varias localidades clave puede ser usado para identificar el cambio temporal, la intensidad y el impacto de la contaminación atmosférica en lagos por deposición ácida, metales traza y compuestos orgánicos trazadores. Este trabajo también describe el trabajo reciente para ayudar a valorar el impacto del cambio climático del siglo XX sobre estos lagos y si los cambios observados son el resultado de la variabilidad climática natural o el aumento del efecto invernadero.

Palabras clave: lagos de montaña, sedimento lacustres, contaminación atmosférica, cambio climático.

INTRODUCTION

Remote mountain lakes, whether found in high altitudes or high latitudes, usually appear to be in pristine condition. In particular those lakes that are situated above or beyond the tree-line are rarely disturbed by agricultural or forestry practices and few if any people inhabit their catchments. However, recent research funded by the European Union indicates that even the most remote lakes in Europe contain atmospherically transported pollutants and evidence is growing that climate change is beginning to have a significant impact.

To identify the impacts of atmospheric pollution and climate change independently of other

stresses sites are selected that are above (altitude) or beyond (latitude) the local natural timberline, and have catchments undisturbed by human activity. In addition, and although mountain regions in Europe are not uniformly distributed, sites are also selected so that they can be arranged along environmental gradients, principally air pollution and climate gradients, across Europe. Figure 1 shows the principal sites.

SITES

Although all sites are relatively small, oligotrophic ($TP < 10 \mu\text{g l}^{-1}$) headwater lakes produ-

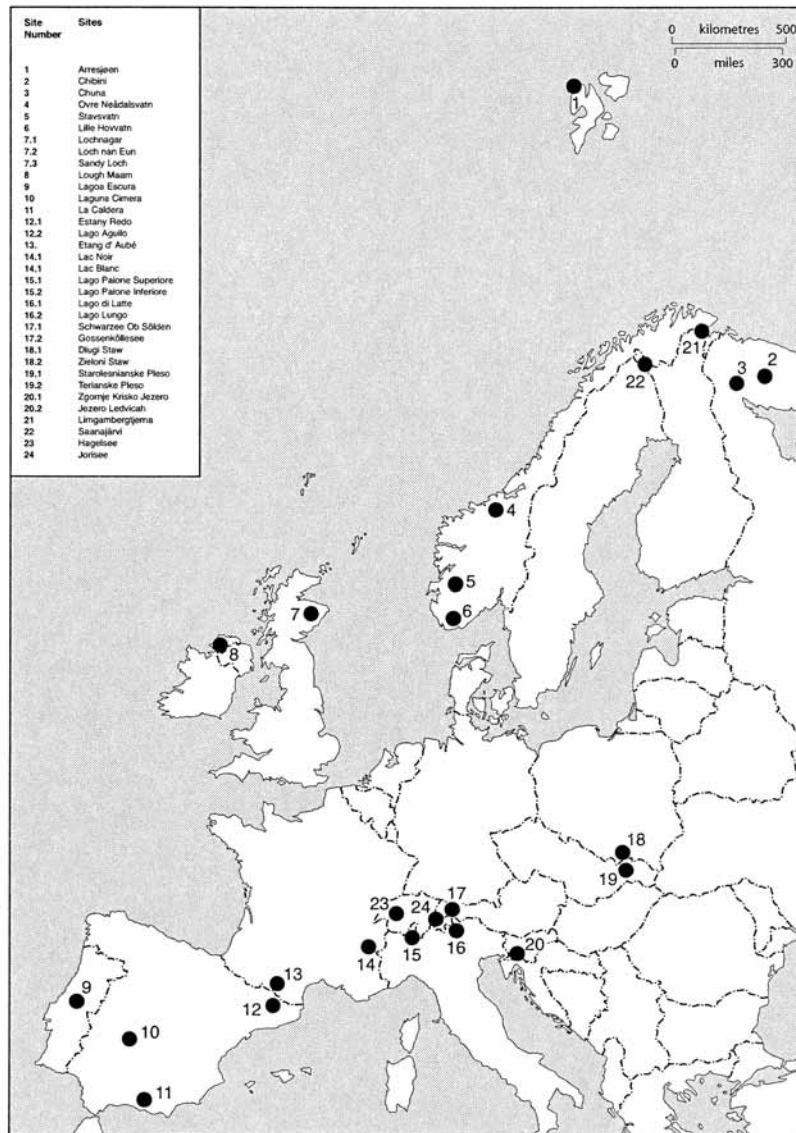


Figure 1. Location of mountain lake sites included in the European projects, AL:PE and MOLAR (from Battarbee *et al.*, 2001).
Localización de los lagos de montaña incluidos en los proyectos europeos, AL:PE y MOLAR (tomado de Battarbee et al., 2001).

ced by glacier erosion during the last glacial period they differ considerably in their depth (2-73 m), in their pH (4.5 – 8.0) and in the length of winter ice-cover (up to 8 months). Almost all the lakes have good relatively organic (5-20%) sediment records containing an abundance of microfossils, especially diatoms, cladocera and chironomids. Accumulation rates are low (less than 1 mm per year) and

sometimes much less, but this is to some extent compensated for by the relatively low degree of bioturbation from benthic invertebrates. With fine interval sampling (e.g. 2 mm), therefore, it is usually possible to take samples to give a good time resolution, decadal or better, and sufficient to show clear trends in pollution. Figure 2 shows a range of accumulation rates from 7 of the sites shown in Figure 1.

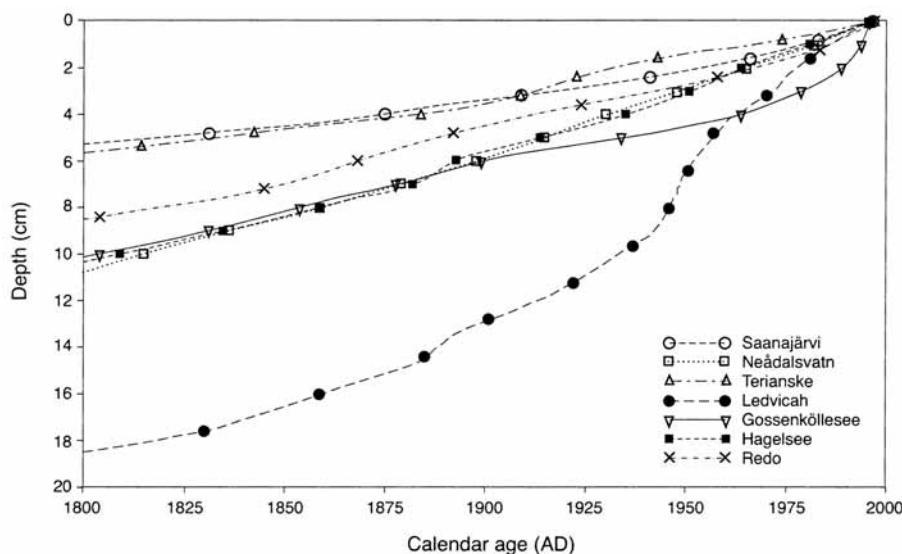


Figure 2. Sediment age-depth relationships based on ^{210}Pb dating for seven mountain lakes in Europe (from Battarbee *et al.*, 2002). Relación edad del sedimento-profundidad basada en la datación con ^{210}Pb en siete lagos de montaña de Europa (tomado de Battarbee *et al.*, 2002).

ACID DEPOSITION

The combustion of coal and oil gives rise to the emission into the atmosphere of sulphur and nitrogen gases and fly ash particles. Evidence for the contamination of mountain lakes by these products can be demonstrated from the high concentration of non-marine sulphate and nitrate in the water column (Battarbee *et al.*, 2001) and the presence of fly ash particles, especially spheroidal carbonaceous particles (SCP) in the sediment (Rose *et al.*, 2002). The spatial variation in concentration of these substances is in good agreement with the distribution of industrialised regions within Europe and the temporal variation in the concentration of SCPs measured in sediment cores reflects the progressive industrialisation of Europe from the nineteenth century to the present day.

Whilst many mountain lakes in Europe remain un-acidified either because they have adequate natural alkalinity to neutralise the acidity or

because they occur in regions of low acid deposition, lakes in high acid deposition that have low natural alkalinity have been acidified. This is reflected most clearly by changes in the composition of diatom assemblages preserved in recent lake sediments. For example, analysis of a sediment core from Lochnagar, a low alkalinity mountain lake in Scotland (Fig. 3) shows a rapid decrease in *Achnanthes minutissima* and *A. scotica* in the late nineteenth century followed by a strong increase in *Eunotia incisa*, *Aulacoseira distans* var. *nivalis*, and *Achnanthes marginulata* in the early twentieth century representing a decrease in lake water pH from 5.7 to 5.0. In contrast analysis of a core from Laguna Cimera (Toro, unpublished), a mountain lake in the Gredos Mts of Central Spain, a site as equally sensitive to acid deposition as Lochnagar, but in a region of very low acid deposition, shows little or no change in the composition of the diatom assemblages over this time period, and indicates that this region of Spain suffers little from acid rain.

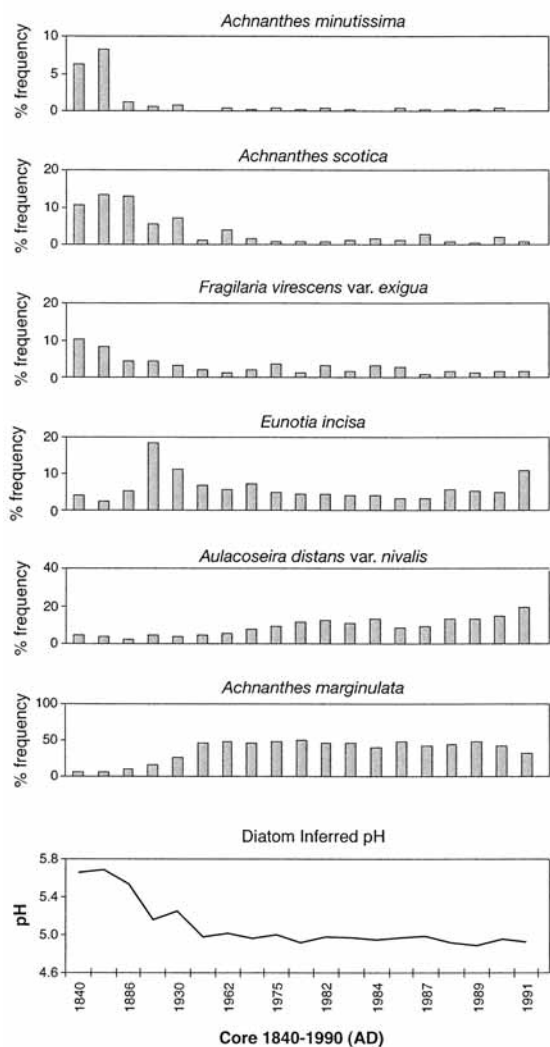


Figure 3. Diatom assemblage changes over approximately the last 150 years for Lochnagar, Scotland (re-drawn from Jones *et al.*, 1993). *Cambios en la comunidad de diatomeas durante los últimos 150 años aproximadamente en Lochnagar, Scotland (adaptado de Jones et al., 2003).*

TRACE METALS AND ORGANIC COMPOUNDS

In addition to acidity and fly ash contamination mountain lakes are also contaminated by toxic metals and organic compounds. The increases that have taken place over the last century or so can also be clearly observed from analyses of sediment cores. Figure 4 shows changes in the

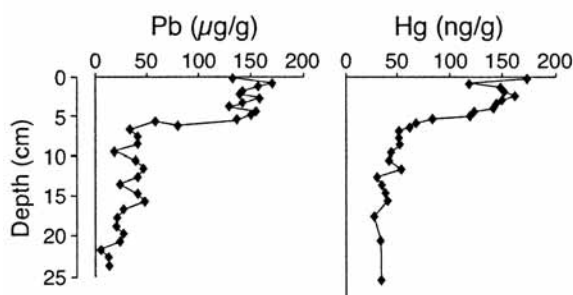


Figure 4. Lead and mercury concentration changes over the last 150 years from a Lochnagar sediment core (NAG14) (from Yang *et al.*, 2002). *Cambios en las concentraciones de plomo y mercurio durante los últimos 150 años en un core de sedimento de Lochnagar (NAG14) (tomado de Yang et al., 2002).*

concentration of the trace metals Pb and Hg from Lochnagar sediments (Yang *et al.*, 2002). The pattern of change through time is very similar to the pattern for the acidification of the lake indicating that these metals and the pollutants responsible for acidification (S and N compounds) have a common origin, generally from industrial sources and more specifically from the combustion of fossil fuel. Similar trends are seen elsewhere in most regions of Europe even those remote from industrial source regions. Whilst there has been significant reductions in the emissions of toxic metals over recent decades these substances are persistent and high concentrations can still be found in soils and sediments in situations where they can be ingested by invertebrates and other animals and thereby remain in aquatic food chains. Indeed fish from the most remote sites in Europe, especially the high alpine zone carry substantial burdens of toxic metals in their tissues (Rognerud *et al.*, 2002).

For organic compounds derived from fossil fuel combustion, for example the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), trends in sediment cores often follow those for fly-ash particles, illustrating their common source. However, pesticide residues, such as DDE, follow an independent trends reflecting their different source and their mainly post-World War II usage. Indeed the presence of some persistent organic pollutants

(POPs), such as toxaphene, in the Scottish mountains indicates long-range transport from North America, as this substance has not been used in Western Europe (Rose *et al.*, 2001). For some POPs there is evidence that concentrations increase with altitude (Fig. 5) as these substances become progressively redistributed to colder and more remote regions by volatilization and cold trapping processes (Grimalt *et al.*, 2001) and contaminate lakes that are distant from the production and use of the compounds. The accumulation pattern of these compounds depends on local climatic conditions whereas their atmospheric fallout is quite uniform and seasonally dependent. Temperature is also the main factor controlling the deposition fluxes of lower molecular weight PAHs but particle deposition and wet precipitation determine the atmospheric deposition fluxes of the higher molecular weight PAH homologues. Some of the highest concentrations in both metals and POPs are found in Svalbard, one of the most remote regions of the world, where levels of Hg, and a number of PCB congeners are double those at other sites as a result of food chain biomagnification. Rognerud *et al.*, (2002) have shown that

these higher values are the result of a progressive shift to cannibalism in the diet of arctic char between the ages of 11 and 20.

CLIMATE CHANGE

Most early studies of environmental change in mountain regions assumed that climate, although variable, imposed a relatively constant influence over the long term on aquatic ecology. It is now becoming clear, however, that this is not the case, and that climate change is exerting an additional stress on lakes in several regions. The climatic impact on mountain lakes is driven mainly through changes in temperature, precipitation and wind regimes that affect snow and ice cover, catchment hydrology, and water column stratification and mixing. These, in turn, control many chemical and biological processes such as primary production, nutrient cycling, hypolimnetic O₂ consumption, alkalinity generation and water column pH, and have a strong influence directly on habitat characteristics and distribution, and on biological life-cycles.

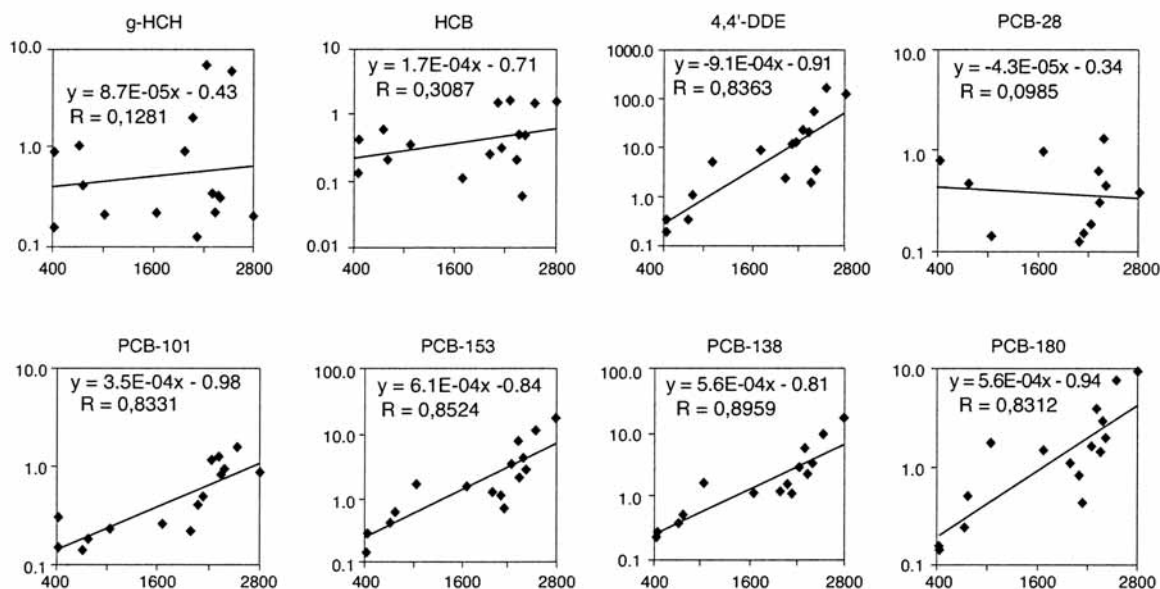


Figure 5. Organochlorine concentrations in fish in lakes at different altitudes in Europe (from Grimalt *et al.*, 2001). Concentraciones de organoclorados en peces de lagos situados a diferentes altitudes en Europa (tomado de Grimalt *et al.*, 2001).

Instrumental temperature reconstructions for the last 200 years by Agustí-Panareda & Thompson (2002) show that decadal-scale fluctuations in mean annual temperature with an amplitude of up to 2°C have taken place at mountain lake sites and that the most intense warming has taken place over the last few decades. These changes are sufficient to cause ecologically important changes in lake-catchment behaviour, and palaeolimnological studies covering this time period provide strong evidence for such changes, specifically through their controlling influence

on lake acidity and lake productivity. For acidity Psenner & Schmidt (1992) have shown from diatom analysis of recent sediments in the Austrian Alps that interannual and decadal fluctuations in pH are closely related to changes in mean annual air temperature. Temperature plays an important role in driving the generation of alkalinity in lakes and lake catchments, and that for naturally low alkalinity lakes relatively small changes in alkalinity can lead to significant shifts in lake water pH, that in turn have a marked impact on the composition of diatom communities.

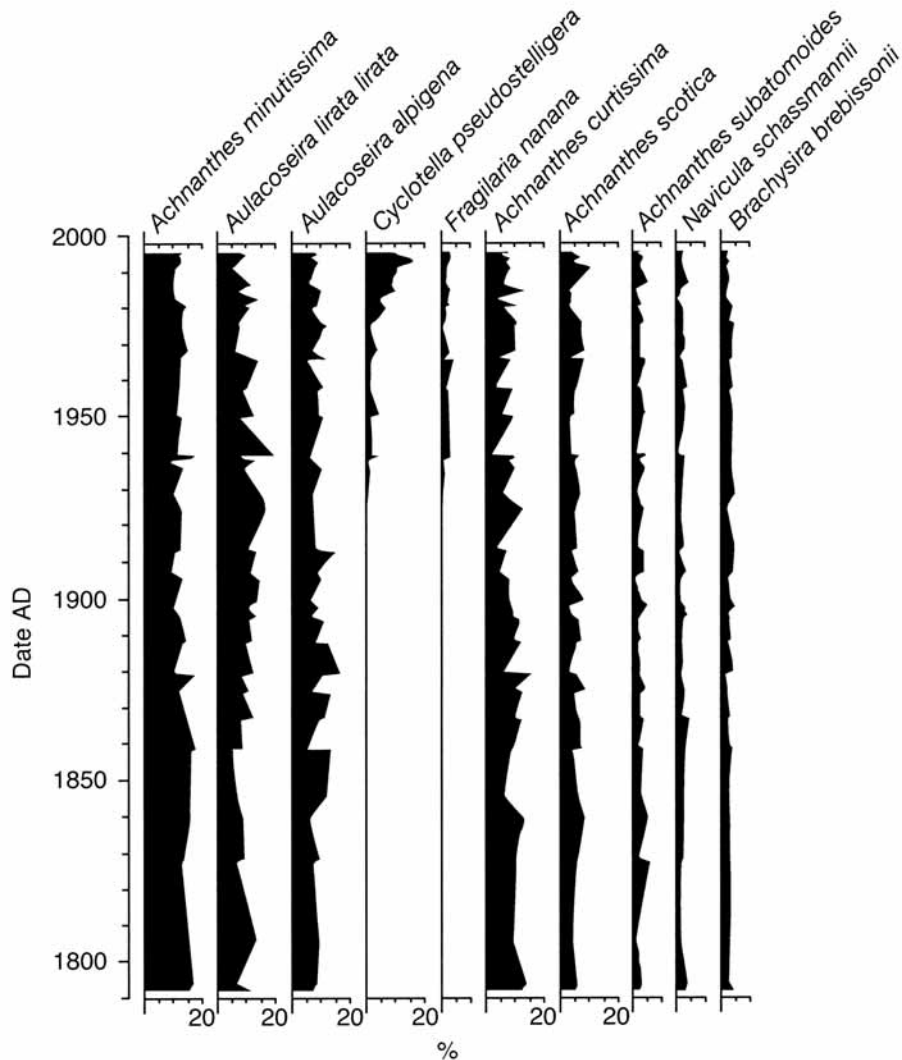


Figure 6. Diatom assemblage change from Lake Redo, Spanish Pyrenees (from Pla, 1998). *Cambios en la comunidad de diatomeas en el lago Redó, Pirineos (España) (tomado de Pla, 1998).*

At other sites, recent warming appears to be having mainly an effect on primary productivity. This can be seen from both changes in diatom plankton at sites in the Pyrenees (Fig. 6) (Pla 1999, Catalan *et al.*, 2002a), Finland (Sorvari & Korhola 1998), Austria (Koinig *et al.*, 2002) and from recent increases in the amount of organic matter accumulating in sediments (Battarbee *et al.*, 2002). These changes can best be explained as a result of changes in nutrient, especially phosphorus, loading either through water temperature and water column mixing driving internal nutrient recycling. Alternatively they may be the result of catchment change where an increase in the delivery of nutrients to the lake may be caused by reduced snow cover, enhanced carbon turnover in soils, and increased soil erosion (Catalan *et al.*, 2002b). The specific diatom responses observed may be a combination of increased nutrient availability coupled to changes to water column stratification and mixing that favour late summer and autumn blooming taxa. In the case of Lake Redo (Figure 6), the increases in *Cyclotella pseudostelligera* and *Fragilaria nanana* are strongly related to increases in autumn air temperature (Catalan *et al.*, 2002a).

CONCLUSIONS

Although there have been remarkable advances in the last decade, both in the study of individual sites and in attempts to up-scale our understanding to lake districts at the regional level (e.g. through the EU-EMERGE project), mountain lake ecosystems are still poorly understood. Nevertheless, in terms of human impact, recent research has shown that few if any mountain lakes are pristine, almost all are contaminated in some way by atmospherically transported pollutants, and in some cases the level of contamination is sufficiently high to have caused significant ecological change. Whilst a degree of recovery from acidification might be expected in the future there are remaining threats from toxic metals and organic compounds, and some

of these threats may become greater for example if climate change causes an acceleration in the transfer of organochlorine compounds to cold regions or increased soil erosion remobilises previously buried pollutants.

Understanding how climate change influences mountain lakes both directly and indirectly by modifying catchment processes and the behaviour of pollutants is central to future research. Emphasis needs to be placed on the interaction between acidity and climate change in different climate systems, on the transport of metals and organic compounds to lake catchments and their uptake in the lake food chain, and on the impact of climate change on biogeochemical processes that control alkalinity generation and nutrient dynamics in the lake-catchment system. Models that simulate both hydrochemical processes and biological responses need to be developed further, and, given the complexity of the potential interactions between processes, it is essential to maintain a high quality monitoring network to enable models to be tested and to serve as an early warning system for future change.

ACKNOWLEDGEMENTS

The data used in this paper have been generated through a succession of EU-funded projects between 1991 and 2003, principally: AL:PE 1: 1991-1993 *Acidification of Mountain Lakes: Palaeolimnology and Ecology*; AL:PE 2: 1993-1995 *Acidification of Mountain Lakes: Palaeolimnology and Ecology*; MOLAR: 1996-1999 *Measuring and modelling the dynamic response of remote mountain lake ecosystems to environmental change, a programme of mountain lake research* (<http://www.natur.cuni.cz/hydrobiology/molar/>), and EMERGE: 2000-2003 *European mountain lake ecosystems: regionalisation diagnostics & socio-economic evaluation* (<http://www.mountain-lakes.org/>). I am grateful to all the participants of those projects, including Hartmut Barth, our scientific officer in Brussels, for their contributions to mountain lake research, and thereby to this paper.

REFERENCES

- AGUSTÍ-PANAREDA, A. & R. THOMPSON. 2002. Reconstructing air temperature at eleven remote alpine and arctic lakes in Europe from 1781 to 1997 AD. *Journal of Paleolimnology*, 28, 7-23.
- BATTARBEE, R. W., N. G. CAMERON, P. GOLDING, S. J. BROOKS, R. SWITSUR, D. HARKNESS, P. G. APPLEBY, F. OLDFIELD, R. THOMPSON, D. T. MONTEITH & A. MCGOVERN. 2001. Evidence for Holocene climate variability from the sediments of a Scottish remote mountain lake. *Journal of Quaternary Science*, 16, 339-346.
- BATTARBEE, R. W., S. T. PATRICK, B. WATHNE, R. PSENNER & R. MOSELLO. 2001. Measuring and modelling the dynamic response of remote mountain lake ecosystems to environmental change (the MOLAR project). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27, 3774-3779.
- BATTARBEE, R. W., J. A. GRYTNES, R. THOMPSON, P. G. APPLEBY, J. CATALAN, A. KORHOLA, H. J. B. BIRKS, E. HEEGAARD & A. LAMI. 2002. Comparing palaeolimnological and instrumental evidence of climate change for remote mountain lakes over the last 200 years. *Journal of Paleolimnology*, 28, 161-179.
- CATALAN, J., S. PLA, M. RIERADEVALL, M. FELIP, M. VENTURA, T. BUCHACA, L. CAMARERO, A. BRANCELJ, P. G. APPLEBY, A. LAMI, J. A. GRYTNES, A. AGUSTÍ-PANAREDA & R. THOMPSON. 2002a. Lake Redó ecosystem response to an increasing warming the Pyrenees during the twentieth century. *Journal of Paleolimnology*, 28, 129-145.
- CATALAN, J., M. VENTURA, A. BRANCELJ, I. GRANADOS, H. THIES, U. NICKUS, A. KORHOLA, A. F. LOTTER, A. BARBIERI, E. STUHLÍK, L. LIEN, P. BITUŠÍK, T. BUCHACA, L. CAMARERO, G. H. GOUDSMIT, J. KOPÁČEK, G. LEMCKE, D. M. LIVINGSTONE, B. MÜLLER, M. RAUTIO, M. ŠIŠKO, S. SORVARI, F. ŠPORKA, O. STRUNECKÝ & M. TORO. 2002b. Seasonal ecosystem variability in remote mountain lakes: implications for detecting climatic signals in sediment records. *Journal of Paleolimnology*, 28, 25-46.
- GRIMALT, J. O., P. FERNANDEZ, L. BERDIE, R. M. VILANOVA, J. CATALAN, R. PSENNER, R. HOFER, P. G. APPLEBY, B. O. ROSSELAND, L. LIEN, J. C. MASSABUAU & R. W. BATTARBEE. 2001. Selective trapping of organochlorine compounds in mountain lakes of temperate areas. *Environmental Science and Technology*, 35, 2690-2697.
- JONES, V. J., R. J. FLOWER, P. G. APPLEBY, J. NATKANSKI, N. RICHARDSON, B. RIPPEY, A. C. STEVENSON & R. W. BATTARBEE. 1993. Palaeolimnologiccal evidence for the acidification and atmospheric contamination of lochs in the Cairngorm and Lochnagar areas of Scotland. *Journal of Ecology*, 81, 3-24.
- KOINIG, K. A., C. KAMENIK, R. SCHMIDT, A. AGUSTÍ-PANAREDA, P. G. APPLEBY, A. LAMI, M. PRAZAKOVA, N. ROSE, O. A. SCHNELL, R. TESSADRI, R. THOMPSON & R. PSENNER. 2002. Environmental changes in an alpine lake (Gossenköllesee, Austria) over the last two centuries – the influence of air temperature on biological parameters. *Journal of Paleolimnology*, 28, 147-160.
- PLA, S. 1999. *Chrysophycean cysts from the Pyrenees and their applicability as palaeoenvironmental indicators*. Phd Thesis. Univ. Barcelona
- PSENNER, R. & R. SCHMIDT. 1992. Climate-driven pH control of remote alpine lakes and effects of acid deposition. *Nature*, 356, 781-783.
- ROGNERUD, S., J. O. GRIMALT, B. O. ROSSELAND, P. FERNANDEZ, R. HOFER, R. LACKNER, B. LAURITZEN, L. LIEN, J. C. MASSABUAU & A. RIBES. 2002. Mercury and organochlorine contamination in brown trout (*Salmo trutta*) and arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from high mountain lakes in Europe and the Svalbard archipelago. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 2, 209-232.
- ROSE, N. L., S. BACKUS, H. KARLSSON & D. C. G. MUIR. 2001. An historical record of toxaphene and its congeners in a remote lake in Western Europe. *Environmental Science & Technology*, 35, 1312-1319.
- ROSE, N. L., E. SHILLAND, H. YANG, T. BERG, L. CAMARERO, R. HARRIMAN, K. KOINIG, L. LIEN, U. NICKUS, E. STUHLÍK, H. THIES & M. VENTURA. 2002. Deposition and storage of spherical carbonaceous fly-ash particles in European mountain lake sediments and catchment soils. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 2, 251-260.
- SOVARI, S. & A. KORHOLA. 1998. Recent diatom assemblage changes in subarctic Lake Saanajärvi, NW Finnish Lapland, and their palaeoenvironmental implications. *Journal of Paleolimnology*, 20, 205-215.
- YANG, H., N. L. ROSE & R. W. BATTARBEE. 2002. Mercury and lead budgets for Lochnagar, a Scottish mountain lake and its catchment. *Environmental Science and Technology*, 36, 1383-1388.

Evolución de las poblaciones de insectos en una tabla de arroz de las marismas del bajo Guadalquivir.

E. Cano y A. Jiménez

Dpto. de Fisiología y Zoología. Fac. de Biología. Universidad de Sevilla. Avda. Reina Mercedes, 6. 41012 Sevilla. ecano@us.es

RESUMEN

En las marismas del Bajo Guadalquivir el cultivo de arroz se realiza en un flujo continuo de agua. Mediante este sistema se mantiene el agua oxigenada y permanece con temperaturas suaves, entre 20 y 25 °C. Las labores agrícolas realizadas en este cultivo son las tradicionales de la zona. Los individuos capturados pertenecen al Orden Diptera (Fam. Chironomidae, Fam. Ephydriidae y otras familias), Orden Coleoptera (Fam. Dytiscidae y Fam. Hydrophilidae), Orden Hemiptera (Fam. Corixidae y Fam. Notonectidae), Orden Odonata (Fam. Libellulidae y Fam. Calopterygidae) y Orden Ephemeroptera (Fam. Ephemeridae). Cuantitativamente los distintos grupos aparecen representados de una forma muy heterogénea, pero en cualquier caso el grupo más representativo es el de los dípteros, y más concretamente los pertenecientes a la familia Chironomidae. Se producen importantes variaciones en la comunidad de insectos de la tabla de arroz, las cuales pueden ser debidas, principalmente, a los tratamientos con pesticidas que se aplican al cultivo, y a las oscilaciones en el nivel del agua de la tabla.

Palabras clave: Insectos, marismas, arrozal.

ABSTRACT

In the lower Guadalquivir river marshes, rice is grown with a flow-through system, which keeps the water oxygenated and with mild temperatures around 20-25 °C. Traditional farming workings are used in this area. Individuals collected belong to the Order Diptera (Fam. Chironomidae, Fam. Ephydriidae and others families), Order Coleoptera (Fam. Dytiscidae and Fam. Hydrophilidae), Order Hemiptera (Fam. Corixidae and Fam. Notonectidae), Order Odonata (Fam. Libellulidae and Fam. Calopterygidae) and Order Ephemeroptera (Fam. Ephemeridae). Quantitatively the different groups are represented in a very heterogeneous way, however, the most numerous are the dipterans, in particular, the Chironomidae. There are important variations in the insect community of a rice field. These variations can be due to pesticide treatments applied to the rice, and water level oscillations.

Keywords: *Insects, marshes, rice field.*

INTRODUCCION

En las marismas del Bajo Guadalquivir, en la provincia de Sevilla hay destinadas al cultivo de arroz unas 35.500 ha. El periodo de este cultivo abarca desde finales de abril hasta septiembre u octubre (Aguilar, 2001) y las tablas son colonizadas por diversos insectos acuáticos los cuales están normalmente asociados con otros hábitats acuáticos temporales (Usinger, 1956; Zalom, 1981). Debido a que estudios en otros agro-ecosistemas muestran que la abundancia y estructura de la comunidad de los insectos puede variar

dependiendo de las labores que se practiquen en el cultivo (Dritschilo & Wanner, 1980; Madsen & Madsen, 1982; Hesler *et al.*, 1993), en el presente trabajo hemos seguido la evolución de las poblaciones de insectos a nivel taxonómico de familia de una tablas de arroz (tanto cualitativa como cuantitativamente).

En las marismas del Bajo Guadalquivir el cultivo de arroz se realiza, de forma característica, en un flujo continuo de agua. Mediante este sistema se mantiene el agua oxigenada y permanece con temperaturas suaves, entre 20 y 25 °C. Las labores agrícolas que se practican son las

tradicionales, es decir, las preparatorias de la tierra para la próxima siembra (fangueo, arado, nivelado...), las de presiembra en las que queda comprendida la de fertilización, inundación de las tablas y siembra del arroz (*Oryza sativa*, L.) y por último las labores que se realizan durante el desarrollo fenológico del cultivo en el que como norma general se realiza una seca de 7 días y dos aplicaciones de pesticidas (una a la semana de la siembra y otra coincidiendo con la seca).

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio fue llevado a cabo en el periodo que abarcó el cultivo de arroz en la campaña de 1996 y concretamente desde el 4 de junio al 12 de septiembre, en una tabla de arroz (Fig. 1) situada en la finca de los Hnos. Lara (UTM 29SQB534246), incluida en las marismas del

Bajo Guadalquivir. En total fueron realizados 15 muestreos con una periodicidad semanal. En todos ellos se realizaron tomas de muestras de suelo, con una estructura metálica de sección cuadrangular que delimitaba una superficie de 30 cm² y la cual era enterrada a 3 cm de profundidad en 3 puntos de la tabla, como se muestra en la figura 1. Los tres puntos se escogieron teniendo en cuenta las diferencias existentes en el flujo de agua dentro de una tabla de arroz, uno estaba en la entrada de agua, otro casi en el centro de ésta y el último se localizaba en la salida del agua. Las condiciones fisico-químicas del agua de la tabla eran medidas en cada muestreo.

Las labores que se realizaron en el cultivo fueron las típicas de la zona. La tabla fue inundada el 4 de Junio a una altura media de aproximadamente 10 cm. El abonado se realizó 3 días antes con Urea-46%N. La siembra se realizó con avioneta el 5 de Junio, para ello se utilizó semilla cer-

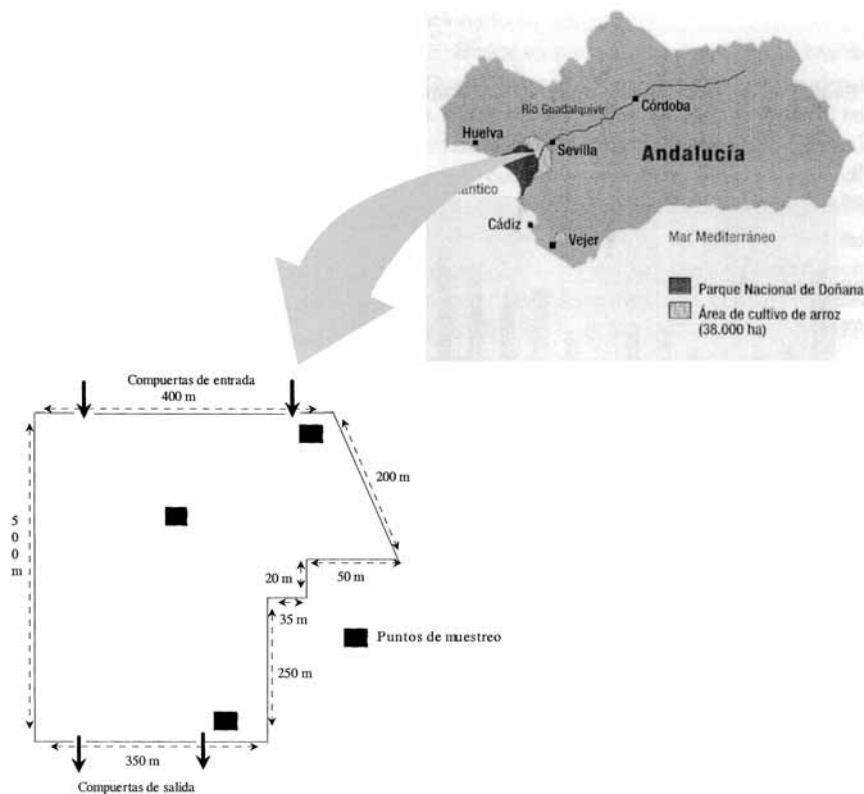


Figura 1. Localización de la zona de estudio. Esquema de la tabla de arroz muestreada. *Study site location. Sampled rice field croquis.*

tificada de *Oryza sativa* var. Indica Thaibonet pregerminada. A los 3 días de la siembra el nivel del agua fue descendido a 3 cm durante 4 días, para facilitar la implantación de la plántula de arroz, y a la vez se le aplicó el insecticida Malatión en una concentración de 1.5 l/ha, para el control de los quironómidos. A los cuarenta días se realizó la seca, que consistió en mantener la tabla sin agua durante 7 días, coincidiendo con la aplicación del herbicida (Bentazona, Sal Sódica, 40 % + MCPA, Sal Amina, 6 %, p/v.L.S.) en una concentración de 4 l/ha. A los dos meses se realizó un segundo tratamiento de insecticidas con una mezcla al 50% de Malatión + Triclorfón y a una concentración de 1.5 l/ha + 1.5 kg/ha. El 12 de septiembre la tabla fue secada para una semana mas tarde recoger la cosecha.

Las muestras de suelo recogidas, eran transportadas al laboratorio donde eran lavadas mediante un sistema de 4 tamices apilados y con un diámetro de malla de 3, 1, 0.3 y 0.1 mm. Al sedimento resultante del tamizado se le aplicaba la técnica de flotación del azúcar (Anderson, 1959) para la recolección de los individuos más pequeños. Los ejemplares separados eran conservados en alcohol al 70% para su posterior identificación y conteo.

Los factores físico-químicos medidos a lo largo del periodo de estudio fueron analizados por

medio de un análisis de la varianza (ANOVA), a un nivel de significación de 0,05. Para realizar el estudio estadístico de los datos de capturas obtenidos, entre los distintos puntos de muestreo, se les ha aplicado el test de Kruskal-Wallis, a un nivel de significación del 95 %, previa comprobación de la no normalidad de los datos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las variables físico-químicas medidas a lo largo de los distintos muestreos, aparecen reflejados en la Tabla 1. Los individuos capturados pertenecen al Orden Diptera (Fam. Chironomidae, Fam. Ephydriidae y otras familias), Orden Coleoptera (Fam. Dytiscidae y Fam. Hydrophilidae), Orden Hemiptera (Fam. Corixidae y Fam. Notonectidae), Orden Odonata (Fam. Libellulidae y Fam. Calopterygidae) y Orden Ephemeroptera (Fam. Ephemeridae). En la Tabla 2 se observa que cuantitativamente las distintas familias aparecen representadas de una forma muy heterogénea y con elevadas fluctuaciones a lo largo del periodo de estudio en el número de individuos capturados de cada grupo. El grupo más representativo es el de los dípteros, y más concretamente los pertenecientes a la familia Chironomidae.

Tabla 1. Variables físico-químicas recogidas en los muestreos de la tabla. *Physical- chemical factors collected in the rice field.*

	Junio				Julio				Agosto				Sept.				x	DS
	4	14	21	27	4	10	19	26	2	9	14	23	29	5	12			
Conduct. (mS)	2.17	3.52	2.94	0.52	0.54	0.57	0.69			2.56	2.46	2.2	2.04	2.15	2.13	1.88	0.99	
Oxígeno (ppm)	3.8	4.8	6.7	4.5	4.6	3	2	4	3.3	2.5	4.6	2.6	3.2	6.1	2.4	3.87	1.2	
Nivel agua (cm)	12	6	9	10	12	12	8	19	12	17	15	15	12	14	16	12.6	3.1	
Tª Max. (°C) aire	34	38	30	37	27	36.5	41.5	30	35	37	32	34	31.5	29	27	33.3	4.27	
Tª Med (°C) aire	23	27.8	23	25.2	21.5	27	30.5	23.5	26.5	27.2	24	23.5	23.7	23	21.5	24.7	2.56	
Tª Min. (°C) aire	12	17.7	16	13.5	16	17.5	19.5	17	18	17.5	16	13	16	17	16	16.2	2.01	
Tª agua (°C)	22.9	22.6	20	23.6	24.3	22.7	24	21.7	21	22.4	20.6	19.2	21.3	20.6	19.3	21.7	1.8	
pH	8	8	8.2	7.5	8.2	7.5	7.5	7.9	7.9	7.6	8	7.6	7.6	7.7	7.7	7.79	0.19	

Tabla 2. Ejemplares obtenidos en los puntos de muestreo durante el cultivo de arroz. (E: entrada; I: interior; S: salida). *Individuals collected in the sampling points during rice growing. (E: input; I: interior; S: output).*

		Junio				Julio				Agosto				Septiembre		
		4	14	21	27	4	10	19	26	2	9	14	23	29	5	12
Chironomidae	E	135	62	149	1086	253	1171	173	1152	103	1422	1850	257	895	47	300
	I	66	142	60	18	998	1720	411	1444	1175	590	322	209	130	14	800
	S	10	103	44	476	834	4214	752	655	3362	3294	2835	1482	3564	228	260
Ephydriidae	E	2	1	40	12	11	26	-	5	-	12	12	-	9	-	-
	I	2	9	4	29	1	2	3	20	10	2	8	10	4	7	-
	S	3	19	140	223	217	124	7	28	13	5	5	-	4	4	1
Otras Familias	E	-	2	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	I	-	1	-	3	-	-	-	-	-	-	2	2	-	1	-
	S	-	7	3	-	3	1	-	1	1	-	-	-	1	-	-
Corixidae	E	2	6	43	197	64	27	-	43	13	1	-	25	19	-	-
	I	-	4	-	-	-	20	-	-	-	-	-	-	1	-	-
	S	-	7	62	9	4	30	-	-	-	-	1	-	-	1	-
Notonectidae	E	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-
	I	-	-	-	-	-	-	6	1	-	-	-	-	-	-	-
	S	-	-	-	-	-	-	-	-	10	84	20	8	3	-	-
Dytiscidae	E	-	-	21	27	237	42	22	40	1	-	12	37	-	41	-
	I	-	-	13	20	71	45	20	-	13	7	6	1	34	-	-
	S	-	-	13	3	81	235	-	7	10	18	2	-	-	-	-
Hydrophilidae	E	-	-	32	13	6	10	1	14	1	-	-	3	-	4	-
	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-
Calopterygidae	E	-	-	-	-	-	-	-	3	-	2	3	-	4	-	-
	I	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	1	1	-
	S	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	6	1	-	-
Libellulidae	E	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-
	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ephemeraeidae	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	-	-
	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

El cultivo de arroz en las marismas del Bajo Guadalquivir presenta como característica peculiar, el que se realiza en un flujo continuo de agua, sistema mediante el cual se pretende mantener el agua oxigenada y no permitir una subida excesiva de la temperatura del agua cuando las temperaturas ambientales lo hacen, hecho que podemos comprobar en los resultados obtenidos en la Tabla 1. El agua utilizada en este cultivo procede del río Guadalquivir el cual en

esta zona (50 a 70 km. de la desembocadura) presenta grandes variaciones en sus características químicas. Debido a que el tramo final del río Guadalquivir, entre Sevilla y su desembocadura, presenta un ligero desnivel, estando sometido al régimen de mareas. El denominado “tapón salino” (zona de transición entre agua salada del mar y dulce del río) puede ser desplazado hacia el sur mediante desembalses de una presa (en Alcalá del Río, Sevilla) situada a unos

100 km. de la desembocadura del río (Aguilar, 2001). Estas variaciones se observan sobre todo en la conductividad, donde a lo largo del periodo de muestreo presenta valores (0.52-3.52 mS) con diferencias significativas. Los valores de pH que se obtienen son los normales de este cultivo, entre 7.5 y 8.2. Los valores del oxígeno disuelto, a lo largo del periodo de estudio, no presentan diferencias significativas.

Las alteraciones en la dinámica y estructura de la comunidad de invertebrados acuáticos en las tablas de arroz por el uso de pesticidas (Malatión y Triclorfón), podría tener importantes consecuencias agro-ecológicas (Simpson *et al.*, 1994). Las variaciones que se observan en la comunidad

acuática de nuestra tabla de arroz, pueden estar relacionadas, principalmente con los tratamientos de pesticidas, aunque también pueden estarlo con las variaciones en el nivel del agua de la tabla. Durante los diez o doce primeros días del cultivo los niveles poblacionales de los distintos grupos presentes son muy bajos ya que en este periodo se realiza la bajada del nivel del agua y la aplicación de Malatión para el control de quironómidos (Fig. 2). A partir de este momento comienza un aumento de estos niveles poblacionales para todos los grupos, debido a que la actividad del Malatión ha descendido puesto que la vida media de este insecticida aplicado directamente en agua ha sido estimada en 3 días con altos niveles de

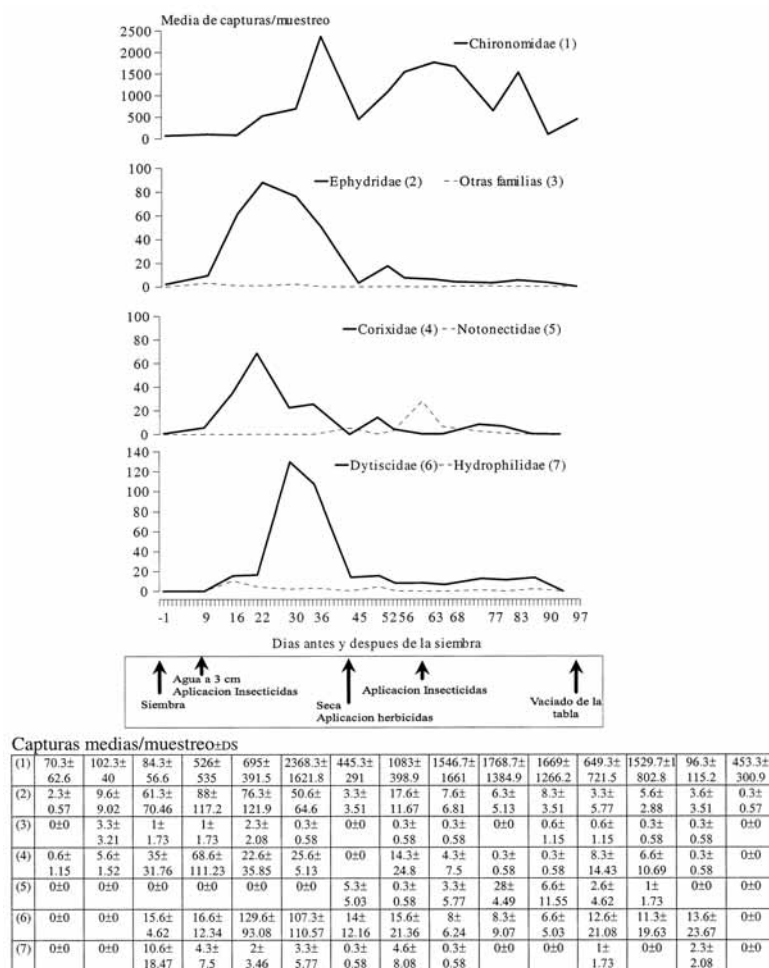


Figura 2. Evolución de las familias de insectos (capturas medias/muestreo) encontradas en la tabla de arroz. *Evolution of the insect families (mean values/sampling) in the rice field.*

actividad, y con un descenso hasta cero a los 7 días del tratamiento (Stevens, 1991). También en esta fecha el nivel del agua es aumentado hasta unos 10 cm, con lo cual se diluye el pesticida y se produce una entrada de organismos en el sistema, por la compuerta de entrada.

En el caso de los quironómidos (Fig. 2) el aumento de la población comienza más tarde debido a que viven en el sedimento; no son introducidos con el nuevo agua y por lo tanto, necesitan colonizar de nuevo el medio inundado con puestas. Para que aparezcan nuevamente larvas, en nuestra zona se necesitan unos 2 días, tiempo que tardan en eclosionar los huevos (Aguilar, 2001). En la figura 2 vemos que la curva comienza a subir posteriormente, esto se debe a que el estudio se realizó contabilizando larvas en estadios L3 y L4, y éstos se consiguen en unos 4 u 8 días, tras la eclosión (Aguilar, 2001; Stevens, 1993).

Tras este aumento de las poblaciones, éstas llegan a un máximo poblacional y luego comienza un descenso, del cual no se recuperan ya que por esas fechas se produce la seca y la aplicación de herbicidas (Fig. 2). En el caso de los quironómidos vemos unos nuevos picos, que son debidos a su carácter oportunista, capaz de colonizar nuevamente la tabla de arroz tras ser llenada (Cantrel & McLachlan, 1977). El segundo aumento de esta población se ve afectado por la aplicación de un segundo tratamiento de insecticidas (Malatión+Triclorfon).

Se observan diferencias en las capturas de ejemplares de las familias más numerosas encontradas en este estudio entre los distintos puntos muestreados. Éstas no son significativas estadísticamente para quironómidos ($p = 0.275$), efíridos ($p = 0.208$), ditíscidos ($p = 0.422$), aunque sí en coríxidos ($p = 0.003$). A pesar de no presentar diferencias estadísticas, en los dos primeros grupos se aprecia un mayor número de ejemplares en el punto de salida del agua, lo que nos indicaría que existe un arrastre hacia este lugar. Sólo se aprecia en éstas familias ya que son las que tienen larvas poco activas y fáciles de arrastrar. En los coríxidos se observa que el mayor número de ejemplares se

encuentra en la entrada. Las larvas de los ditíscidos son muy activas y nadan con facilidad por los arrozales, por ello las medias de capturas en los distintos puntos son muy similares.

BIBLIOGRAFÍA

- AGUILAR, M. 2001. *Cultivo del arroz en el Sur de España*. Ed. Caja de Ahorros el Monte. 189 pp.
- ANDERSON, R. O. 1959. A modified flotation technique for sorting bottom faune samples. *Limnol. Oceanogr.*, 4: 223-225.
- CANTREL, M. A. & A.J. McLACHLAN. 1977. Competition and chironomid distribution patterns in a newly flooded lake. *Oikos*, 29: 429-433.
- DRITSCHLO, W. & D. WANNER. 1980. Ground beetle abundance in organic and conventional corn fields. *Environmental Entomology*, 9: 629-631.
- GRIGARICK, A. A. 1984. Problems with rice invertebrates and their control in the United States. *Prot. Ecol.*, 7: 105-114.
- HESLER, L. S., A. A. GRIGARICK, J. O. MICHAEL & A. T. PALRANG. 1993. Arthropod Fauna of Conventional and Organic Rice Fields in California. *J. Econ. Entomol.*, 86 (1): 149-158.
- MADSEN, H. F. & B. J. MADSEN. 1982. Populations of beneficial and pest arthropods in an organic and a pesticide-treated apple orchard in British Columbia. *Can. Entomol.*, 114: 1083-1088.
- SIMPSON, I. A., P. A. ROCER, R. OFICIAL. & I. F. GRANT. 1994. Effects of nitrogen fertilizer and pesticide management on floodwater ecology in a wetland ricefields. II. Dynamic of microcrustaceans and dipteran larvae. *Biological Fertil Soils*, 17: 138-146.
- STEVENS, M. M. 1991. Insecticide treatments used against a rice bloodworm, *Chironomus tepperi* Skuse (Diptera: Chironomidae): toxicity and residual effects in water. *J. Econ. Entomol.*, 84: 795-800.
- STEVENS, M. M. 1993. Larval development in *Chironomus tepperi* Skuse (Diptera: Chironomidae) under laboratory conditions. *Env. Entomol.*, 22: 776-780.
- USINGER, R. L. 1956. Aquatic Hemiptera. In: *Aquatic Insects of California*. R. L. Usinger (ed.). 182-228. University of California Press, Berkeley.
- ZALOM, F. G. 1981. Interactions potentially affecting the seasonal abundance of selected aquatic invertebrates in a rice-field habitat. *Hydrobiologia*, 80: 251-255.

ÍNDICE

RICHARD W. BATTARBEE. Mountain lakes, pristine or polluted?	1
V. STRAŠKRÁBOVÁ, K. ŠIMEK & J. VRBA. Long-term development of reservoir ecosystems - changes in pelagic food webs and their microbial component	9
JOSÉ GIANCARLO MORGANA, GIANNA BETTA, MARIA RITA MINCIARDI, SUSANNA PRATO, SILVIA ROSA, LUCIA NAVIGLIO. La certificación del Parque Nacional del Circeo (Italia central): evaluación de la calidad de las aguas superficiales	21
SARA BORT, CARMEN ROJO, MARÍA ANTONIA RODRIGO Y NORA MAIDANA. El fitoplancton de Lagunas de Ruidera (Parque Natural, Ciudad Real, España)	33
M. ARAUZO, M. VALLADOLID, O. CEDENILLA & C. NOREÑA. Eficiencia del lagunaje profundo como tratamiento para la eliminación de metales pesados en aguas residuales de tipo urbano-industrial	47
E. CANO Y A. JIMÉNEZ. Evolución de las poblaciones de insectos en una tabla de arroz de las marismas del bajo Guadalquivir	61
M. ALVAREZ COBELAS, J. GARCÍA-AVILÉS Y E. ORTEGA MAYAGOITIA. El plancton de las lagunas de gravera y el fósforo: el enriquecimiento de las paradojas	67
A. GARCÍA RUIZ. Importancia de las lagunas temporales para la conservación de la biodiversidad de artrópodos edáficos en zonas agrícolas de Castilla-la Mancha	83
ROCÍO FERNÁNDEZ ZAMUDIO, ARTURO SOUSA MARTÍN, ENRIQUE SÁNCHEZ GULLÓN & PABLO GARCÍA MURILLO. Consideraciones sobre la génesis de una turbera meridional: la Laguna de las Madres y otras lagunas cercanas (Huelva, SW España)	91
C. BAIÃO & M. J. BOAVIDA. Rotifers of Portuguese reservoirs in river Tejo catchment: Relations with trophic state	103
J. C. VEGA, C. DE HOYOS, J. J. ALDASORO, J. DE MIGUEL Y H. FRAILE. Nuevos datos morfométricos para el Lago de Sanabria	115
G. PREMAZZI, A. C. CARDOSO, E. RODARI, M. AUSTONI AND G. CHIAUDANI. Hypolimnetic withdrawal coupled with oxygenation as lake restoration measures: the successful case of Lake Varese (Italy)	123
A. I. NEGRO & C. DE HOYOS. Relationships between diatoms and the environment in Spanish reservoirs	133
N. F. SANTIAGO IBARLUCEA, M. FERNÁNDEZ-ALÁEZ Y C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ. Clasificación de las lagunas asociadas al Canal de Castilla (Palencia) basada en la presencia de macrófitos acuáticos y emergentes	145
JUAN M. SORIA, MARÍA SAHUQUILLO Y ROSA MIRACLE. Relaciones entre las aportaciones a la zona regable del río Júcar y la conductividad de la Albufera de Valencia	155
AGUSTÍN MONTEOLIVA Y PATRICK SCHNEIDER. Aplicación de un nuevo método para la evaluación censal de la ictiofauna de embalses: hidroacústica digital con haz vertical y horizontal	161
MARIE LIONARD, ELIZABETH ORTEGA MAYAGOITIA, MATILDE SEGURA Y CARMEN ROJO. Evolución del fitoplancton en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (Ciudad Real, 1996-2002)	171
PATRICIA PERALTA Y VERÓNICA FUENTES. Fitobentos, fitoplancton y zooplancton litoral del bañado de Carilauquen, Cuenca de Llancanelo, Mendoza, Argentina	183

Publicacions i Edicions



UNIVERSITAT DE BARCELONA

