VI CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA

ACTAS

Editores

Luis Cruz Pizarro

Rafael Morales Baquero

Pedro Sánchez Castillo

Presentación Carrillo

Granada, Mayo de 1993.

Depósito Legal: GR-631/93

ISBN: 84-86848-59-8

Imprime: Servicio de Reprografía de la Facultad de Ciencias.

DOI: 10.23818/actas.06.fulltext

VI CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGIA

GRANADA 9-13 SEPTIEMBRE 1991

Organizado por:

Instituto del Agua. Universidad de Granada
Dpto. Biología Animal y Ecología. Universidad de Granada
Asociación Española de Limnología

COMITE ORGANIZADOR

L. Cruz-Pizarro (Coordinador)
P. Carrillo (Secretaria)
R. Morales-Baquero (Tesorero)
J. Alba-Tercedor
P. Sanchez-Castillo
V. Amores
C. Pérez-Martinez
J. M. Conde
I. Reche

COMITE CIENTIFICO

C. Abellá *Gerona*
J. Armengol *Barcelona*
F. Comín *Barcelona*
L. Cruz-Pizarro *Granada*
D. García de Jalón *Madrid*
C. Montes *Madrid*
R. Morales-Baquero *Granada*
C. Pedrós-Alió *Barcelona*
P. Sanchez-Castillo *Granada*
J. Toja *Sevilla*
C. Granados *Sevilla*

Instituciones y Entidades colaboradoras

Ministerio de Educación y Ciencia (DGICYT)
Junta de Andalucía
* Consejería de Educación y Ciencia
* Consejería de Cultura
* Agencia de Medio Ambiente
Universidad de Granada
* Instituto del Agua
* Facultad de Ciencias
Ayuntamiento de Granada
Emasagra
Caja General de Ahorros de Granada
Aguas de Lanjarón

PROLOGO

El VI Congreso Español de Limnología se celebró entre los dias 9 y 13 de Septiembre de 1991, en Granada. Le cupo, en esta ocasión, el honor de ser anfitriona a su cinco veces centenaria Universidad y, el encargo de su organización, a miembros de uno de sus centros más jovenes, el Instituto del Agua, junto con el Departamento de Biología Animal y Ecología.

El esquema organizativo del congreso no presentó novedades importantes sobre el que resulta ya clásico. A lo largo de 4 dias de intenso trabajo, 10 ponencias abrieron y/o cerraron 7 sesiones de comunicaciones orales en las que se presentaron 30 trabajos. En sendas sesiones específicas se exhibieron como posters un total de 127 contribuciones.

Cuatro temas de actualidad e interés científico, educativo y social fueron debatidos en otras tantas mesas redondas y asímismo encontraron acomodo en la organización otras actividades como la reunión de grupos de trabajo, algunos con establecido pedigree como el de Quironómidos ó el de Indices Bióticos, ó la presentación del llamado "Libro blanco de la Eutrofización en España".

La reunión ordinaria de la AEL, que en este congreso celebraba su 10° aniversario, completó el programa de trabajo y una excursión a las Alpujarras contribuyó a llevar a un terreno menos formalista las relaciones entre los participantes.

Todo el esfuerzo organizativo se vió compensado por lo que sin duda resultó un éxito: la extraordinaria participación activa de los asistentes y la calidad de las contribuciones presentadas.

Quiero agradecer en nombre del Comité Organizador la presencia de todos los congresistas, en particular la de colegas de otros paises, y, sobre todo, la profesional y eficacísima labor de los moderadores de las sesiones científicas y coordinadores de las mesas redondas.

De la calidad de los trabajos presentados dan cuenta los artículos que se recogen en estas Actas, reflejo de los temas de interés prioritario de los distintos investigadores y grupos de investigación de nuestro país. Los restantes editores y yo mismo, esperamos que este volumen resulte una contribución útil para el desarrollo de la Limnología española.

Deseo dar las gracias muy especialmente al ICE de esta Universidad por su valiosa ayuda, no sólo económica, y a la AEL por la confianza depositada en nuestro grupo para la organización del congreso y el apoyo decidido a su labor. Este agradecimiento se hace extensible, con gusto, al resto de las Instituciones y Entidades cuya colaboración siempre resultó decisiva.

Es de justicia reconocer el trabajo realizado por las personas que han actuado como referees de los trabajos recibidos para su publiación y agradecer a los autores de aquellos su amabilidad en aceptar las sugerencias de modificación -no siempre de forma- que se les enviaron frecuentemente de manera apremiante en el tiempo.

Finalmente, a mis colegas en las tareas de edición, su inestimable ayuda.

Granada, Mayo de 1993.

Luis Cruz Pizarro

INDICE

King, C. E. Genetic influences on the niche breadth and temporal distribution of rotifer populations..... 1
Prat, N. El zoobentos de los lagos y embalses españoles..... 11
Rodriguez, J. Avances en el estudio de redes tróficas en limnología y oceanografía..... 23
Bravo, M.A. & C. Montes. Inventario de las formaciones palustres del manto eólico del parque nacional de Doñana (SW España)..... 31
Gil Saurí, M. A. Sobre la geometría de los cuencos lacustres glaciares pirenaicos..... 45
Colomer, J. & X. Casamitjana. Cálculo de flujos de calor en la interfase aire-agua del lago de Banyoles..... 53
Garcia-Gil, L. J. Interacciones entre los ciclos del hierro y del azufre en el lago de Banyoles..... 61
Carrasco, F., I. Gavilán & P. Rodriguez Jiménez. Evolución química en un año húmedo del agua de la laguna de Fuente de Piedra (Málaga)..... 69
Garcia Ruiz, R., C. M. Garcia y F. X. Niell. El sistema acuático de la laguna de Fuente de Piedra despues de una pluviosidad anormalmente alta (1989-1990)..... 75
Florín, M., L. Maltchik, S. Mollá, J. Balsa & C. Montes. Relaciones conductividad-concentración iónica en las aguas de las lagunas salinas españolas..... 83
Soria García, J. M. Caracterización físico-química de las surgencias del parque natural de la albufera (Valencia)..... 91
Jáuregui, J. & J. Toja. Dinámica del fósforo en lagunas temporales del P. N. de Doñana..... 99
López,P. & J. A. Morguí. Efecto de la matriz mineral sobre la determinación de las fracciones de fósforo en sedimento..... 107
Gálvez, J.A., F. X. Niell & J. Lucena. Sedimentación de carbonatos en un embalse eutrófico de cuenca caliza..... 115
Astorga, V. N., E. Novella, F. A. Comín & E. Forés. Aspectos metodológicos de la estima de la desnitrificación potencial en sedimentos de arrozales..... 123
Novella, E., V. N. Astorga, E. Forés & F. A. Comín. Descomposición de la materia orgánica vegetal en arrozales del Delta del Ebro..... 129
López, J. & A. Carballeira. Estudio comparado de la bioconcentración metálica en cinco especies de briófitos acuáticos..... 135
Quintana, X. & F.A. Comín. Modificaciones de las relaciones tróficas en marisma tras la aplicación de insecticidas..... 141
Martinez, M., A. Escobal & P. Rodriguez. A simple method for sampling interstitial water of river sediment for evaluation of acute and chronic toxicity with *Daphnia magna*..... 149
González, J. M., G. Ansola & E. Bécares. Caracterización de metales pesados en aguas residuales urbanas y su eliminación en un proceso de fangos activados..... 159
Sala, M. M. & C. L. M. Steenbergen. Fotoadaptación de las poblaciones fototróficas del metalimnion del lago Vechten (Paises Bajos) a bajas intensidades lumínicas..... 167

Vila, X., J. B. Figueras & C. A. Abella. Primeros estudios sobre la composición espectral de la luz y su relación con las poblaciones de bacterias fototróficas del azufre en la cuenca lacustre de Banyoles (Girona)..... 175
Pibernat, I. V. & C. A. Abella. Comparación entre las poblaciones de bacterias fototróficas del azufre desarrolladas en diferentes columnas de Winogradsky modificadas..... 183
Velasco Diaz, J. L. Comunidades de rotíferos de tres lagunas del sur de Madrid..... 191
Figueras, J. B., X. Vila & C. A. Abella. Evolución estival de las poblaciones metalimnéticas de fitoplancton en las cubetas III y VI del lago de Banyoles (Girona)..... 199
Reche, I., L. Cruz-Pizarro. & P. Carrillo. Regulación de la estructura de la comunidad fitoplanctónica en un sistema oligotrófico. Primeros datos..... 205
Rodó, X. & F. A. Comín. Estructura y dinámica del plancton en la laguna de Gallocanta durante 1981..... 213
Conde-Porcuna, J. M., R. Morales-Baquero & L. Cruz-Pizarro. Dinámica poblacional y hábitos alimenticios en dos especies congenéricas (*Asplanchna girodi* y *Asplanchna priodonta*)..... 221
Echevarria, F., J. Rodriguez & L. Cruz-Pizarro. Análisis comparado de la estructura de tamaño del plancton en dos sistemas acuáticos epicontinentales de muy distinta naturaleza..... 229
Besteiro, A. G., C. Montes & M. Alonso. Tipología de las formaciones palustres del acuíferos de Madrid basada en algunas de sus comunidades de crustáceos acuáticos..... 237
Serrano, L., R. Sempere, L. Torres & J. Toja. Efecto de compuestos polifenólicos naturales sobre el crecimiento de *Chlamydomonas sp.* en lagunas del P. N. de Doñana..... 245
Pérez-Lloréns, J. L. & F. X. Niell. Variaciones estacionales de biomasa foliar, índice foliar y biomasa subterránea en la fanerógama acuática *Zostera noltii* Hornem. En el estuario del río Palmones (Cádiz)..... 253
García Murillo, P., M. Bernués & C. Montes. Los macrófitos acuáticos del parque nacional de Doñana (SW España). Aspectos florísticos..... 261
Ferreira, M.T. Ecological longitudinal gradients in lotic vegetation of North Alentejo, Portugal..... 269
Cirujano, S., M. Velayos & F. Castilla. Pródromo de la flora acuática española: aguas leníticas..... 277
Roca, J. R. & M. Castillo. Typology of the pyrenean springs based on their biological communities..... 283
López, T., J. Román & J. Toja. Las diatomeas de los sedimentos de las lagunas Santa Olalla y Dulce (P. N. Doñana)..... 291
Masaferro, J. P. Guillizzoni & A. Lami. Análisis estratigráfico de los quironómidos (*Insecta-Diptera*) del sedimento del lago de Tovel (Italia).... 299
Rieradevall, M., C. Ibañez, I. Muñoz, M. Real & N. Prat. Grupos de macroinvertebrados del bentos del lago de Sanabria y su relación con la granulometría del sedimento..... 309
Alcocer, J., M. L. Flores, E, Kato, A. Lugo & E. Escobar. La ictiofauna remanente del lago de Mexico..... 315

Sabio González, B. Influencia de la biogeografía en la estructuración de las comunidades bénticas fluviales en la península Ibérica..... 323
Cortes, R. M. V. & A. Monzón. Estructura de las poblaciones bentónicas en rios del nordeste de Portugal: influencia de la tipología y de diversos tipos de contaminación..... 331
Magalhaes, F. Macroinvertebrates of lotic systems -Malcata Natural Reserve- (Portugal)..... 339
Malo, J. & M. A. Puig. Efecto de las fluctuaciones sobre la estabilidad de la comunidad de macroinvertebrados de un tramo permanente de un cauce mediterraneo (río Matarraña, cuenca del Ebro)..... 347
Puig, M. A. Relaciones tróficas de la comunidad de macroinvertebrados en el río Matarraña (cuenca del Ebro)..... 355
Soler, G. & M. A. Puig. Similitud y diferencias de las pautas de colonización en tramos permanentes y temporales de un río mediterraneo (río Matarraña, cuenca del Ebro)..... 363
Pinto, P. & M. Morais. Colonization of artificial substrates by *Ephemeroptera*: First stages..... 373
Basaguren, A. & E. Orive. Caracterización de la cuenca del Ibaizabal (Bizkaia) en base a las comunidades de Tricópteros..... 379
Cabezas Flores, J. & E. V. Martínez Ropero. Utilización de macroinvertebrados bentónicos y parámetros físico-químicos en la valoración de la calidad de las aguas de la cuenca del río Alagón (Salamanca)..... 387
Brieva, C., J. Carmona & F. Lerdo de Tejada. El control de la calidad y la contaminación de las aguas del río Jandula con la aplicación de índices bióticos..... 395
Avilés García, J. & M. Toro Velasco. Evaluación de la calidad del agua en la cuenca del río Tajo mediate la aplicación de métodos biológicos..... 403
Alcocer, J., A. Lugo, S. Estrada, M. Ubeda & E. Escobar. La macrofauna bentónica de los axalapazcos mexicanos..... 409
Ilhéu, M. & J. M. Bernardo. Aspects of trophic ecology of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii* Girard) in Alentejo, South of Portugal..... 417
Godinho, F. C. & M. T. Ferreira. Age and growth of *Micropterus salmoides* Lacepède in four southern portuguese reservoirs..... 425
García-Berthou, E., D. Boix & R. Moreno-Amich. Ecología del Fartet, *Aphanius iberus* (*Cyprinodontidae*), en las marismas del alto Ampurdan... 433

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:1-10

GENETIC INFLUENCES ON THE NICHE BREADTH AND TEMPORAL DISTRIBUTION OF ROTIFER POPULATIONS[1]

C.E. King
Department of Zoology, Oregon State University, Corvallis, Oregon 97331, USA.

Key Words: genetic variation, population structure, rotifera

ABSTRACT

Data on the genetic structure of parthenogenetic rotifer populations are reviewed and analyzed to address the question: "How do the dynamics of natural popultaions of zooplankton reflect the 'packaging' of their genetic variation?". Two distinct patterns have been found in rotifers. When the clones comprising a population undergo a seasonal succession, low variances in both rates of increase and net production are detected among individuals collected at the same time, and high variances are found between collections made at different times. Rotifers from these populations appear to be narrow-niched specialists. In contrast high variaces of life history characters occur both within and between collections when clonal succesion does not occur. The latter condition has been found in only one rotifer population. In that case the population appeared to be present in the lake throughout the year and the lack
sexual reproduction.

These studies demostrate that the genetic structure of a zooplankton population may have profound effects on its life history characteristics and dynamics. The dependency of life tables parameters on genetic structure is likely to be a more important variable in studies with obligate or cyclical parthenogens that in those with sexual species. Knowledge of the genetic structure is essential to correctly interpret ecological measures mades on these populations.

INTRODUCTION

Until the 1970's, when isozyme electrophoresis was first applied in limnological studies, ecological research with zooplankton was conducted in a vacuum of information regarding the genetic structure of natural populations. Starting with the studies of King (1972, 1977a) on rotifers and Hebert (1974a,b,c) on cladocerans, it has become progressively more clear that zooplankton populations are assemblages of genetically divers individuals. The question posed in this paper is: so what? Does the fact that natural populations are genetically diverse really have an important impact on the ecological analysis of these populations? Do genes do anything other than contribute to the "fine-tuning" of the relationship betwen the organisms and its environment? And

[1]This is an abridged version of the keynote lecture presented to the VI Congreso Español de Limnologia, held in Granada in September 1991. The full version will appear in Limnetica, 1993 under the title "The impact of genetic structure on the dynamics of zooplankton populations" by Charles E. King and Lei Zhang.

finally, does the "packaging" of the genetic variation in the population trhough space and time influence ecological measures of population dynamics?

To examine these issues, I will focus on the effects of genetic structure on the population dynamics and distributions of rotifers populations in temporally varying environments.

THE STRUCTURE OF ROTIFER POPULATIONS

Each of the three classes in the Phylum Rotifera has a different mode of reproduction. In this papaer I will deal exclusively with the Class Monogononta whose species are typically described as cyclic parthenogens. In this mode of reproduction (King, 1977a, King & Snell, 1977) diploid ameiotic parthenogenesis by amictic females produces clonal offsprings whose genetic composition is identical to that of their parents. Sexual reproduction is also known to occur in many species. Mictic (sexual) females produce haploid eggs by meiosis. If unfertilized, these eggs develop into haploid males; if fertilized, they develop into diploid resting eggs which hatch to start a new cycle of amictic reproduction.

Euclhanis dilatata is a littoral rotifer with a broad distribution in freshwater lakes and ponds of the temperate zone. It has long been a favorite for studies of population dynamics because this species also has the ability to survive and reproduce in a variety of laboratory environments (reviewed by King, 1967). Based on these criteria, *E. dilatata* appears to be a broad-niched generalist. To investigate the role of physiological acclimation in relation to niche breadth, King (1972) made a series of collections on this rotifer from a small lake in central Illinois, U.S.A. From April 17 to June 26 the surface temperature and relative abundance of *E. dilatata* underwent the changes showed in the left panel of Fig. 1. A series of clones from each collection was established, and after one week the descendants of each female were split into two groups. One gruop was placed at 19°C and the other at 27°C. Each group was maintained at these temperatures for ten generations and then used for life table experimentsat both temperatures. That is, both the 19°C and the 27°C acclimation groups were tested at both 19°C and 27°C. These four tretament combinations were designated using hyphens to separate the acclimation and experimental temperatures. For instance, the (19-27) group was acclimated to 19°C and used in experiments conducted at 27°C while the (27-19) group was acclimated to 27°C and used for experiments conducted at 19°C.

Instantaneous rates of increase (r) and net reproductive rates (R_o) are expected to be higher at higher temperatures. Additionally, at the same temperature, acclimated animals are expected to have higher reproductive rate that that non-acclimated animals. However, if life-history measures reflect only such Q_{10} and acclimation effects and experimental condictions are held constant, there should not be a significant difference between reproductive rates of clones established from different collections. The center and right panels of Fig. 1 preent two of the comparisons made in King (1972). As expected, acclimated females had higher reproductive rates than non acclimated individuals. However, clones established from collections made in June, when the water was warmer, had higher rates of increase and net reproduction at 27°C than did clones collected on May 1. The reverse was true for clones from cool-water conditions; clones

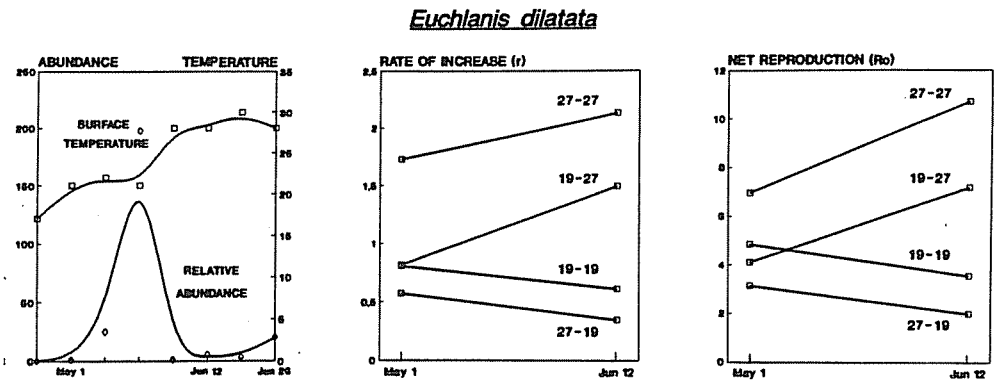


Figure 1. Left panel: Change in surface temperature and relative abundance of *Euchlanis dilatata* in Allerton Park, Illinois. Center and right panels: rate of increase (r) and net reproduction (R_0) of *Euchlanis dilatata* clones collected on May 1 and June 12. Experimental treatments are identified by a pair of numbers the first of which is the acclimational temperature and the second of which is the experimental temperature.

established from the May 1 collection had higher population growth and reproduction rates at 19°C than did clones from the June 12 collection. These results were taken to indicate that the genetic structure of the *E. dilatata* population underwent seasonal changes paralleling the environmental changes. That is, instead of having one group of broad-niched generalists, King (1972) suggested that there is a seasonal succession of narrow-niched clones, each of which is optimally adapted to only a small part of the annual environmental spectrum.

Three models of the adaptive structure of rotifer populations, shown in Fig. 2,were proposed by King (1972). In the first (top panel), temporal variation is met with physiological changes. As seasonal environmental change progresses, fitness under Model I is maintained by acclimational rather than genetic changes. Consequently, all five of the hypothetical clones have the same growth patterns and total population size is simply the sum of the individual abundances of all five. The second model (center panel) envisioned adaptation to seasonal change at the population level as involving changes in relative frequencies of the different clonal genotypes in the population. Under this model, individuals representing all genotypes emerge from their resting eggs at approximately the same time. As seasonal environmental change progresses, first one genotype and then another increases in relative frequency. Model II assumes weak interclonal competition and predicts a high degree of genetic polymorphism at any single time. The third model (bottom panel) also envisioned adaptation as being dependent on genetic change. However, unlike Model II, Model III assumes strong interclonal competition and the occurrence of resting egg hatching and sexual reproduction

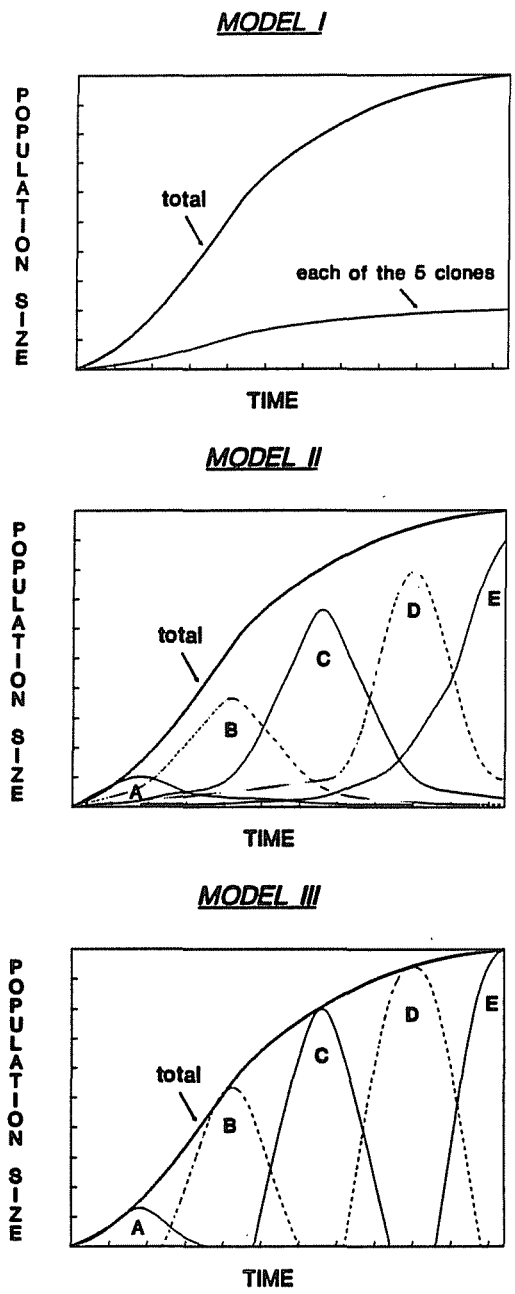


Figure 2: Models of rotifer populations structure proposed by King (1972). Top: Model I- physiological acclimation. Center: Model II- incomplete genetic discontinuity. Bottom: Model III- complete genetic discontinuity.

troughout the seasonal cycle. Under Model II clonal diversity at any point in time is expected to be much lower than in the second model.

King (1972) demonstrated that Model I did not adequately describe the adaptive structure of *E. dilatata*. However, because he had no direct measures of allele or clone frequencies, it was not possible to distinguish between the predictions of Models II and III. This problem was overcome in a later study (King, 1977a, 1980) by the application of polyacrylamide gel electrophoresis to seasonal changes of isozyme frequencies in the rotifer *Asplanchna girodi*. It was found that periods of relative stasis of genotype frequencies were followed by rapid change. The most striking of these occurred in a population that on May 6 appeared to be composed exclusively of heterozygotes for two alleles at a malic enzyme locus. One week later, on May 13, the population was dominated by homozygotes for a third allele at the same locus. Moreover, the dynamics of the population also underwent a dramatic change (Fig. 3). Mean instantaneous rates of increase (r), net reproductive rates (R_o), life spans (LS) and equilibrium population sizes (K) under standard laboratory conditions were all significantly different for the two genotypes. The two genotypes are clearly different ecotypes. This evidence supported the genetic structure proposed in Model III.

These results can be used to address the questions posed in the Introduction. It is clear that there was a radical genetic change in population structure between May 6 and May 13. However, this genetic change was not accompanied by a morphological change. An ecological investigation of this system would not have recognized the change in population structure and, therefore, would have confounded the dynamics of the two groups. The results obtained would have had an artificially high variance and lead to an inaccurate description of the system.

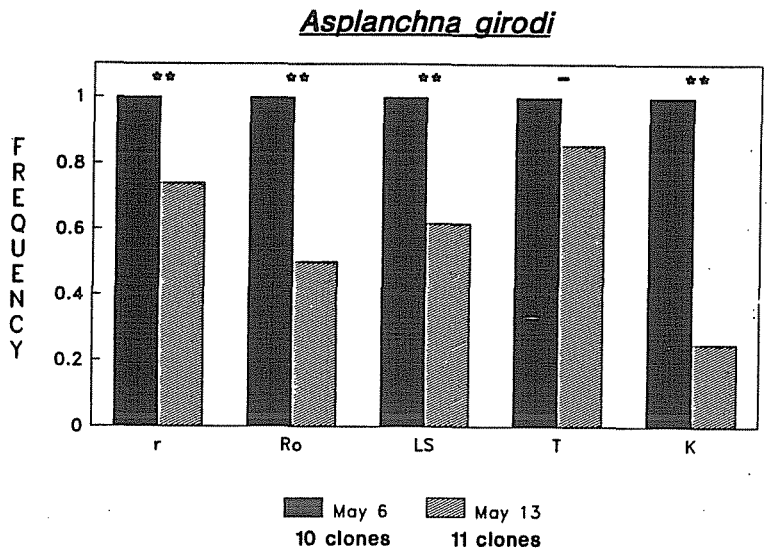


Figure 3: Population dynamics of two electromorphs of *Asplanchna girodi* collected one week part from Golf Course Pond, Florida **: $p<0.01$, -: $p>0.05$ by one-way analysis of variance.

In another study, Snell and King (1977) measured the life history characteristics of *Asplanchna brightwelli*. Seven clones were studied from each of three collections at three different temperatures. Survivorship and reproductive rates were found to be more variable between than within collection dates. These results are also consistent with Model III.

The population structure described by Model III requires three elements to maintain ecological and genetic separation of clones adapted to different environmental conditions. First, there must be strong competition between ecotypes. Evidence for such competition was provided by Snell (1979) in an elegant series of experiments conducted with *Asplanchna brightwelli*. Second, there must be frequent sexual reproduction so that recombination occurs within ecotypes and very little, if any, gene flow occurs between ecotypes. There is ample evidence from natural populations that this requirement is also met; many studies have noted the frequent presence of rotifer males and females carrying resting eggs in plankton collections (see King, 1980; King and Snell, 1980). The third requirement is for frequent or continuous hatching of resting eggs to provide a source of new genetic input to the population. Until recently no information was available on this point. Important observations on resting egg hatching frequencies appear in the work of Arndt (in press) who has followed the annual abundance cycles of several rotifer species living in brackish areas of the Baltic Sea. Rotifer resting eggs have higher densities than fresh water. By contrast, in the areas of the Baltic studied by Arndt, the shells of resting eggs floated to the surface after the neonates hatched. He therefore was able to determine that resting egg hatching occurs throughout the annual cycle. These observations provide support for the third critical assumption of Model III.

It is reasonable to predict that resting egg hatching is non-random in Model III populations. That is, if a resting egg hatches at the "wrong" time, the neonate will not be able to survive because of a mismatch between its genes and environment. To prevent loss of reproductive success by the sexual parents, there should be strong selection favoring the acquisition of environmental cues to stimulate resting egg development only at appropriate times. Since the temporal structure of rotifer populations is diverse, there should be a comparable diversity in hatching cues. Unfortunately, we have almost no knowledge of the factors that initiate development of rotifer resting eggs. This topic is an important subject for future research.

A completely different genetic structure has been found for the rotifer *Brachionus plicatilis* in Soda Lake, Nevada, U.S.A. Thirty-eight composite electromorphs were identified from electrophoretic variation of three enzymes scored on 138 clones established from collections made between August, 1980 and September, 1984. In all, six of the eleven enzymes assayed were variable and, unlike the *Euchlanis* and *Asplanchna* studies previously discussed, no evidence was found for seasonal succession of electromorphs. There was uniformly a great deal of genetic variation in single collections of *B. plicatilis*, and even more variation through time. This species, unlike the rotifers we considered above, is present in the lake for the entire year and neither males nor females carrying resting eggs were found in any of the samples from this habitat. King and Zhao (1987) therefore concluded that the *B. plicatilis* in Soda Lake constituted a single population.

In a subsequent paper (Zhao and King, 1989), the question of fitness

differences among the co-existing clones was addressed. Based on life table experiments conducted with seven of the composite electromorphs at different temperatures and food levels (Fig. 4), significant heterogeneity was found for rate of increase (r), net reproduction (R_0), and mean life span (not shown) both within and between treatments. Clearly the differences among the composite electromorphs are not selectively neutral. Instead, it seems likely that directional selection may be either too weak or of too brief a duration in Soda Lake for clonal exclusion to occur. In contrast with the *Euchlanis* and *Asplanchna* populations, the genetic structure of *B. plicatilis* in Soda Lake appears to be best described by Model II. Significantly, as mentioned earlier, this is the only rotifer so far studied with genetic analysis that (a) is a permanent, year-around population and (b) for which there is no indication of sexual reproduction. This population, like some *Daphnia pulex* populations (Hebert, 1987), may be an obligate parthenogen.

In other studies of *B. plicatilis* allozymes, both Snell and Winkler (1984) and Serra and Miracle (1985) found that between-locality genetic variation was greater than within-locality variation. A particularly interesting approach was taken by Carmona, Serra and Miracle (1989), who used SDS polyacrylamide gels to score total protein variation on 42 clones from 9 coastal lagoons in Spain. Low levels of intrapopulational and relatively high levels of interpopulational variation were found in this study. Strain differences in electrophoretic genotypes have also been reported by Fu, Hirayama, and Natsukari (1990, 1991). It seems likely that the genetic structure of *B. plicatilis* (the "white rat" of the rotifer world because of its broad distribution, ease of culture, and frequent utilization in rotifer research) will be found to vary from one environmental type to another.

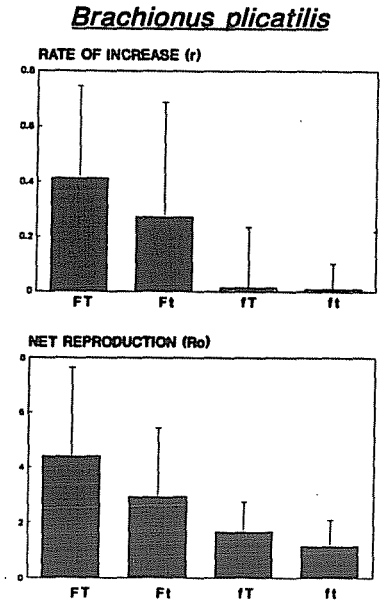


Figure 4. Population dynamics of ten clones representing seven composite electromorphs of *Brachionus plicatilis* and their standard errors. Experimental conditions: F= 300,000 cells/ml and f=60,000 cells/ml of *Dunaliella salina* at experimental temperatures of T=27.5°C and t=19.5°C.

CONCLUSIONS

Except under the most unusual circumstances, extensive genetic variation is a basic characteristic of natural populations. One important consequence of genetic diversity is intrapopulational variation in rates of reproduction and survival. From this perspective, genetic variation provides the basis for spatial and temporal population subdivision. While it is true that these relationships may be important in any population, they are particularly likely to influence the results of ecological research with zooplankton because many species have parthenogenetic reproduction.

Each individual in a sexual population is expected to be genetically unique. The problem facing the ecologist wishing to study the dynamics of a sexual population is to sample adequately its allelic combinations. Such measures will primarily reflect genic diversity at loci influencing survival and reproduction; while genes are reshuffled from one generation to the next by recombination, the distributions will seldom change very quickly. Recombination retards the effects of natural selection. By contrast, under diploid ameiotic parthenogenesis, clones transmit their genomes to their descendants without change. Under these circumstances the variance of life history measures will reflect both the variance in allelic combinations and the frequency distribution of clones in the sample. Thus the risk of inadequate sampling is potentially greater in asexual populations. Moreover, because clone frequencies in a parthenogenetic population under natural selection are likely to change more rapidly than allele frequencies in sexual population (King, 1977b), there is more potential for temporal variation in population dynamics. This problem may also be exacerbated by random genetic drift acting on clone frequencies (King, 1992).

Differences in genetic structure of the types described by Models II and III may have profound effects on the variation observed in life history measures. In some populations, such as the *B. plicatilis* in Soda Lake, many clones coexist, and the dynamics of a random sample of individuals is likely to have a high variance both within and between different collections. In other populations, such as the *Asplanchna girodi* from Golf Course Pond or the *Daphnia longispina* in El Tobar (King and Miracle ms submitted), the entire population may be dominated by one or two clones in one sample and one or two different clones at the next sampling time. Life history measures in these populations are expected to have a low variance among individuals collected at the same time and a high variance among individuals collected at different times.

These are not the small differences that would exist if genetic variation only provided the "fine tuning" for ecological adaptation. Life table experiments are mirrors held up to the population's genetic structure. Without a knowledge of that structure, the life table reflection is unlikely to provide a meaningful ecological description of the population.

ACKNOWLEDGEMENTS

This paper is based on an address given to the VI Congreso Español de Limnología held in Granada, Spain during September, 1991. The author would like to express his appreciation to Dr. Luis Cruz-Pizarro and the other organizers of the

Congress for their kind invitation and gracious hospitality. In addition I thank Dr. Manuel Serra for his helpful comments and suggestions on the manuscript.

BIBLIOGRAPHY

Arndt, H. 1992. Population dynamics and production of estuarine planktonic rotifers in the southern Baltic: *Brachionus quadridentatus*. Acta Ichthyiologica et Piscatoria (Szczecin). (in press).

Carmona, M.J., M. Serra and M.R. Miracle. 1989. Total protein analysis in rotifer populations. Biochem. Syst. Ecol. 17:409-415.

Fu, Y., K. Hirayama and Y. Natsukari. 1990. Strains of the rotifer *Brachionus plicatilis* having particular patterns of isozymes. In: Hiran, R. and I. Hanyu (eds). Proceeding of the Second Asian Fisheries Forum. Tokyo, Japan. pp. 37-40.

Fu, Y., K. Hirayama and Y. Natsukari. 1991. Genetic divergence between S and L type strains of the rotifer *Brachionus plicatilis* O. F. Muller. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 151:43-56.

Hebert, P.D.N. 1974a. Enzyme variability in natural populations of *Daphnia magna*. I. Population structure in East Anglia. Evolution 28:546-556.

Hebert, P.D.N. 1974b. Enzyme variability in natural populations of *Daphnia magna*. II. Genotypic frequencies in permanent populations. Genetics 77:323-334.

Hebert, P.D.N. 1974c. Enzyme variability in natural populations of *Daphnia magna*. III. Genotypic frequencies in intermittent populations. Genetics 77:335-341.

Hebert, P.D.N. 1987. Genotypic characteristics of the Cladocera. Hydrobiologia 145:183-193.

King, C.E. 1967. Food, age, and the dynamics of a laboratory population of rotifers. Ecology 48:111-128.

King, C.E. 1972. Adaptation of rotifers to seasonal variation. Ecology 53:408-418.

King, C.E. 1977a. Genetics of reproduction, variation, and adaptation in rotifers. Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnology. 8:187-201.

King, C.E. 1977b. Effects of cyclical ameiotic parthenogenesis on gene frequencies and effective population size. Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnology. 8:207-211.

King, C.E. 1980. The genetic structure of zooplankton populations. In: Kerfoot, W.C. (ed.), Evolution and Ecology of Zooplankton Communities. New England University Press, pp. 315-329.

King, C.E. 1992. Random genetic drift during cyclical ameiotic parthenogenesis. Hydrobiologia. (in press).

King, C.E. and M.R. Miracle. 1992. Vertical migration by *Daphnia longispina*: genetic sources of distributional variation. ms. submitted.

King, C.E. and T.W. Snell. 1977. Sexual recombination in rotifers. Heredity 39: 357-360.

King, C.E. and T.W. Snell. 1980. Density-dependent sexual reproduction in natural populations of the rotifer *Asplanchna girodi*. Hydrobiologia 73:149-152.

King, C.E. and Y. Zhao. 1987. Coexistence of rotifer (*Brachionus plicatilis*) clones in Soda Lake, Nevada. Hydrobiologia 147:57-64.

Serra, M. and M.R. Miracle. 1985. Enzyme polymorphism in *Brachionus plicatilis* populations from several Spanish lagoons. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22:2991-2996.

Snell, T.W. 1979. Intraspecific competition and population structure in rotifers. Ecology 60:494-502.

Snell, T.W. and C.E. King. 1977. Lifespan and fecundity patterns in rotifers: The cost of reproduction. Evolution 31:882-890.

Snell, T.W. and B.C. Winkler. 1984. Isozyme analysis of rotifer proteins. Biochem. Syst. Ecol. 12:199-202.

Zhao, Y. and C.E. King. 1989. Ecological genetics of the rotifer *Brachionus plicatilis* in Soda Lake, Nevada, USA. Hydrobiologia 185:175-181.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:11-22

EL ZOOBENTOS DE LOS LAGOS Y EMBALSES ESPAÑOLES.

Narcís Prat
Dept. Ecologia, Univ. Barcelona, Diagonal, 645; 08028 BARCELONA.

Palabras clave: bentos, tipología, quironómidos, oligoquetos.

ABSTRACT

A summary is provided on the results of the study of sublittoral and profundal benthos of lakes and reservoirs in Spain. Oxygen is the key factor in determining the community in many reservoirs and in the karstic lake Banyoles. In Spanish lakes and reservoirs higher temperatures originate longer stratification periods and therefore longer periods without oxygen close to the bottom with the same amount of organic matter. This lack of oxygen with the abundance of sulphates in many water bodies makes the presence of sulphide common and for this reason many species are absent of the bottom of Spanish waters. Allocthonous organic matter inputs are important in our lakes and reservoirs and a key factor in small lakes like Banyoles and Sanabria and for this reason the organisms related to the meoifaunal loop (many of them microcarnivorous chironomids) are more important than phytophages. In addition to these factors, in reservoirs, water level fluctuation acts as a disturbance factor that prevents further organisation of communities. Thus many communities of Spanish lakes and reservoirs are dominated by meiofaunal elements (cladocera, nematoda, ostracoda) and its predators such as *Procladius, Chaoborus, Cladopelma* and *Microchironomus.* Oligochaeta are more abundant in the deeper zones, while *Chironomus* are more abundant in the shallower parts of reservoirs. The typological system of SAETHER is not applicable to Spanish lakes or reservoirs below 1500 m of altitude due to climatic differences between northern and southern European lakes, except in the case of Sanabria. This reduces its utility to the small lakes of the Pyrenees and the small ponds in Sierra Nevada mountains

INTRODUCCION.

En los últimos años hemos asístido a un avance lento pero constante del conocimiento de las comunidades que pueblan los fondos blandos de nuestros lagos y embalses, lo que llamamos el bentos de las zonas profundas o sublitorales. De complejidad relativamente simple, con densidades en muchos casos bajas y poblados por organismos de taxonomia complicada, estas comunidades no han recibido mucha atención por parte de los bentólogos españoles de aqui su escaso conocimiento. De hecho la mayoría de los trabajos se han realizado por parte del grupo de la Universidad de Barcelona que comenzó su estudio hace 20 años.

AMBIENTES ESTUDIADOS.

Historicamente el bentos de los embalses fué el primero en estudiarse por la conexión de su estudio al mas general de la limnología de nuestros embalses (Margalef, et al, 1976; Prat 1976, 1978, 1980b). En los embalses también se desarrollaron los primeros estudios de colonización en sustratos artificiales (Prat 1980c) así como la diferenciación entre faunas litorales, sublitorales y profundas (Prat, 1979b; Prat & et al 1991). El estudio de embalses se ha repetido recientemente y sus primeros resultados se estan publicando actualmente (Real & Prat, 1991). Existe asímismo un estudio algo

mas detallado de un embalse, el de Talave (Murcia) (Malo, 1987) así como un trabajo excelente sobre 29 embalses de la Cuenca del Duero realizado por Limnos (1989) que seguramente es uno de los pocos trabajos de consultoría que trata el bentos con la profundidad necesaria.

España, como es conocido, es un pais sin grandes lagos aunque existe un rosario considerable de pequeños lagos y lagunas, especialmente en el Pirineo. De ellos los lagos cársticos han recibido un interés constante por parte de nuestros limnólogos desde hace tiempo, pero nunca se habia estudiado el bentos. Recientemente se ha abordado el estudio del bentos del lago de Banyoles, tanto de la zona sublitoral como de la profunda. Ello ha permitido caracterizar la comunidad (Rieradevall & Prat, 1989, 1991) así como el estudio de los ciclos biológicos de algunos quironómidos y su producción (Prat & Rieradevall, en prensa). Asímismo el estudio del lago de Banyoles ha permitido introducir algunas metodologías novedosas, como la clasíficación de los quironómidos por métodos citotaxonómicos.

En los lagos de montaña españoles, no se tienen para el bentos datos comparativos como los conocidos de los lagos franceses pirenaicos (Laville 1972). Tenemos alguna información indirecta de las comunidades de quironómidos de los lagos de Sierra Nevada por el trabajo de Laville & Vilchez (1986). Recientemente hemos abordado el estudio del lago de Sanabria (Rieradevall et al en prensa) del cual teníamos solo algunos datos fraccionarios (Prat, 1980b).

Aun queda por iniciar el estudio de las comunidades bentónicas de dos grandes grupos de ambientes acuáticos: las de los lagos y lagunas de montaña (especialmente los de la parte centro y sur que posiblemente sean algo diferentes de los de los Pirineos) y las correspondientes a los humedales de las cuales casí no conocemos nada excepto algunos estudios relacionados con la alimentación de la anguila (Molina, 1989). Como resumen podemos decir que tenemos datos suficientes para 111 embalses, el lago de Banyoles, el de Sanabria y una laguna (Figura 1).

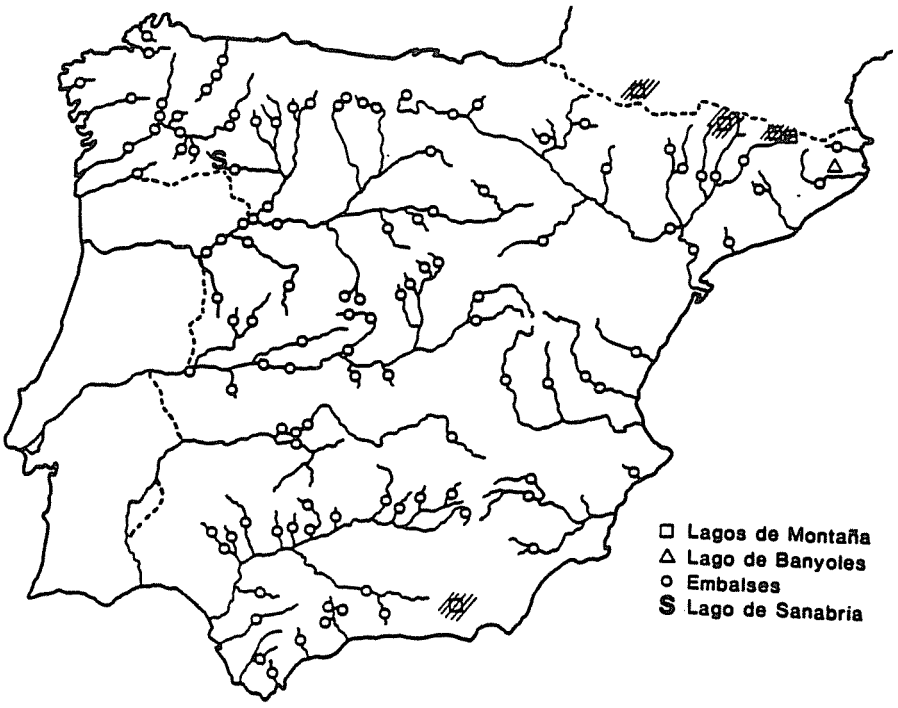


Fig. 1: Situación de los lagos y embalses donde se ha estudiado el bentos en España. Se indica también la situación de los lagos de Neouville (en Francia) estudiados por Laville (1972).

LAS COMUNIDADES MAS REPRESENTATIVAS.

Los organismos que han recibido mas atención en los estudios bentónicos de sustrato blando de España son los macrobentónicos, especialmente los oligoquetos y los quironómidos. A los demás componentes bentónicos (hidrácaros, nematodos, ostrácodos, briozoos, otros dípteros) se les ha deparado una atención mas escasa proporcional a su poca densidad o a que su estima se ha hecho después del filtrado con redes de 150 o 250 micras que no permiten la investigación de la dinámica de sus poblaciones. En este momento la lista mas completa es la realizada por Rieradevall (1991) en el lago de Banyoles que incluye, 4 hidrácaros, 8 ostrácodos, 4 nematodos, 9 oligoquetos, 22 quironómidos, 5 quidóridos, 5 copépodos además de bivalvos, cladóceros, gammáridos y efemerópteros hasta llegar a un total de 66 especies. Existen algunas citas de nematodos de los embalses españoles (Prat, 1980) donde lo que es mas conocido son los oligoquetos (Martinez-Ansemil & Prat 1984; Real & Prat 1991; Prat et al en prensa) y los quironómidos (Prat 1979a, 1980a, 1980b). En total hasta la actualidad se han citado 92 especies considerando las conocidas del lago de Banyoles, del lago de Sanabria y de los embalses españoles. Esta lista se vera aumentado por nuevas citas en el futuro si se investigan los lagos de montaña o los humedales y si se estudia con mayor atención la meiofauna.

Como rasgos característicos de las comunidades bentónicas de los ambientes lénticos españoles, destacamos la presencia de algunos quironómidos no muy abundantes en otros lagos y embalses europeos, como *Microchironomus tener*, o *Cladopelma virescens*, que por los datos de la literatura parecen ser propios de zonas de aguas mineralizadas. Asímismo es de destacar que una vez clasíficados por sus cromosomas los ejemplares del género *Chironomus* tanto del lago de Banyoles como de algunos embalses (Rieradevall & Prat 1989 y datos inéditos), solo tres especies parecen habitar nuestros fondos, *Ch. plumosus, Ch. bernensis* y *Ch. nuditarsis*. Esto constituye una cierta novedad con respecto a muchos lagos europeos donde existen otras especies (principalmente el conocido *Ch. anthracinus*). Es curioso resaltar la coincidencia de especies de este género entre el lago de Banyoles, nuestros embalses, el lago Balaton (Hungria) y el lago de Neusierdersee (Austria), todos ellos caracterizados por sus aguas mineralizadas así como el Wolhensee (Suiza) donde se encontró por primera vez el *Ch. bernensis*. También la presencia de *Potamothix heuscheri*, un tubifícido que parece muy relacionado con ambientes donde el sulfhídrico es abundante, es destacable dentro de la lista de especies por su frecuencia y por no ser habitual en el centro de Europa. De hecho nuestra lista de especies se aproxima mucho a la de algunos lagos y embalses italianos (Bazzanti, 1983; Seminara & Bazzanti, 1988). Una lista completa de los organismos encontrados hasta el momento se presenta en un anejo a este trabajo. Esta lista se ha elaborado con los datos de la literatura, y algunos de inéditos propios o facilitados por M. Rieradevall y M. Real.

RELACIONES CON LOS FACTORES DEL MEDIO.

No se han realizado hasta el momento experimentos que demuestren claramente la importancia de los diferentes factores en el establecimiento y mantenimiento de una comunidad determinada, pero tenemos datos relevantes sobre la importancia de diferentes factores.

El oxígeno como factor clave.

Es bien conocido de los estudios bentónicos la importancia del oxígeno en determinar la composición de la comunidad desde los trabajos de Walshe (1950) y Jonasson (1972). Los datos que teniamos de los embalses así lo indicaban y han quedado ampliamente confirmados por el estudio del lago de Banyoles, donde la

variedad y abundancia de la fauna depende de lo largo que sea el periodo de anoxia cerca del sustrato. En Banyoles existen cubetas con la sola presencia de *Chaoborus*, cuando la anoxia es total y prolongada (la III con una meromixis permanente) hasta la presencia de una comunidad altamente diversificada con 20 quironómidos diferentes y especies de oligoquetos cuando no hay déficit de oxigeno o este es inferior a 1 mes, pasando por situaciones intermedias en la que una anoxia de 6 meses reduce la comunidad a 2 especies de quironómidos y 1 de oligoquetos (tabla I) (Rieradevall & Prat, 1991). La facilidad de dispersión de las larvas o las puestas de adultos en los quironómidos y algunos oligoquetos estan en la base de la recolonización rápida de los fondos donde la fauna es aniquilada por las duras condiciones del medio.

Aunque no poseemos datos concluyentes, la presencia de sulfhídrico debe jugar un papel preponderante en la eliminación de la macrofauna, pues en condiciones de anoxia profunda a lo largo de diversos meses en muchos lagos europeos no se produce la muerte de las larvas de quironómidos. Así lo demuestran diversos autores entre los que citaremos el trabajo de Jonasson (1972) y los experimentos de Frank (1983) que mostraron como algunas especies tenian metabolismo anaeróbico. Recientes experimentos de Heinis & Crommentuijn (1989) han demostrado la importancia del oxígeno como factor clave y como las diferentes especies tienen tolerancias a diferentes concentraciones lo que se manifiesta en su comportamiento respiratorio y alimentario. En España la abundancia de sulfato en muchas cuencas daría al oxígeno un papel aun mas importante que el ejercido en otras zonas (Finlandia, Suecia), donde la anoxia no supone necesariamente la presencia de importantes cantidades de sulfhídrico en el agua intersticial y por lo tanto la toxicidad es menor para los organismos.

Tabla I. Densidad de los principales grupos de macrobentos en dos lagos (Banyoles y Sanabria) y un embalse (Conde de Guadalhorce) españoles en tres transectos a diferentes profundidades. Se indica la granulometria de cada estación y los meses en un ciclo anual con poco oxígeno cerca del fondo. En el caso de los dos lagos son promedios anuales, en el caso del embalse son datos de un solo muestreo. Las cubetas solo se indican en el lago de Banyoles según la nomenclatura en Rieradevall & Prat (1991). En todos los casos son medias de tres réplicas (Datos de Rieradevall & Prat, 1991 e inéditos).

	LAGO DE BANYOLES					LAGO DE SANABRIA				CONDE	
GUADAL											
Cubeta	[illegible]	IV	I	I	I						
Profundidad	20	14	20	12	5	39	13	7'5	21,5	10	5
Meses O2 <1ppm	12	6	1	1	0	0	0	0			
Granulometria %											
0,2-2 mm	0	0	0	0	0	0	0	82	0	0	0
0,05-0,2 mm	0	0	0	0	6	8	49	13	0	1	3
0,02-0,05 mm	2	1	1	7	3	25	29	2	6	10	29
0,002 - 0,02 mm	71	68	50	64	67	49	18	1	29	29	27
< 0,002 mm.	27	31	49	29	24	19	11	1	65	60	41
Macrobentos (ind/m2)											
Oligoquetos	0	8	1303	1102	850	4888	1103	143	575	25	25
Quironómidos	0	474	438	2584	9178	859	1070	3542	867	6637	9514
Chaoborus	465	1843	239	267	33	0	0	0	0	0	0
Efemerópteros	0	0	0	0	8	0	0	50	0	0	0
Otros	0	2	62	241	371	29	259	47	25	0	0

La temperatura

La temperatura se perfila también como un factor importante en determinar la importancia de las especies predominantes. Así en el lago de Sanabria, el fondo se halla dominado por quironómidos de la especie *Micropsectra contracta* , una fauna similar a la del lago de Constanza, el de Ginebra o algunos lagos alpinos alemanes (Prat, 1980b). Temperaturas muy bajas en invierno (4ºC) y relativamente bajas en la época de mezcla junto a un contenido bajo de sales (conductividad de 15 microsiemens y casí no hay sulfato) así como oxígeno siempre elevado cerca del fondo propician esta situación (Vega et al., en prensa). Solo en un embalse español se encontró en los años 70 algo similar. Era también uno de aguas frias y bien oxigenadas en su momento (embalse de Porma en León) situado relativamente cerca de Sanabria.

De lo poco que conocemos de los lagos pirenaicos españoles, podemos decir que solo a una cierta altitud hemos encontrado comunidades dominadas por el quironómido *Heterotrissocladius*, género característico de los lagos ultraoligotróficos nórdicos o canadienses. Las comunidades de las lagunas de Sierra Nevada, a tenor de las exuvias encontradas (Laville & Vlilchez, 1986), son también típicas de los lagos ultraoligotróficos frios. La temperatura, pues, parece ser un factor directamente implicado en la selección de las especies que colonizan los fondos blandos de nuestros lagos y embalses en las zonas de altitud superior a 1500 m (aprox.) en el norte del pais (con la excepción de Sanabria a 1000 m. pero en una zona muy fria) y más de 2000 m en Sierra Nevada, lo que acentua el carácter relicto de la fauna presente en estos puntos.

Textura del sedimento.

Otro factor muy importante es la textura del sedimento. Los únicos datos que poseemos al respecto por el momento son los de los lagos de Banyoles y Sanabria. En los dos lagos las zonas sublitorales, situadas en lugares con cierta pendiente, tienen una granulometria con relativa abundancia de fracciones groseras, mas claro en Sanabria que en Banyoles en la tabla I, aunque en Banyoles existen zonas sublitorales con una granulometria mas grosera. En estas condiciones los oligoquetos disminuyen su densidad y dominan otras especies, principalmente los quironómidos con presencia de géneros mas escasos en las zonas profundas (Rieradevall & Prat, 1991). También con el mayor tamaño de grano (y la menor profundidad) se diversifica la fauna con la presencia de otros grupos además de quironómidos y oligoquetos como ceratopogónidos y algunos efemerópteros (*Ephemera, Caenis* en los dos lagos) y los *Echinogammarus pungens* de Banyoles. En los embalses estos elementos son mucho mas escasos cuando la fluctuación es importante (tabla I) aunque pueden ser importantes si la fluctuación es menor como en el caso del embalse de Orellana, tercero de una serie en el rio Guadiana (Prat et al 1991, tabla II).

Alimentación.

Otro aspecto muy importante es como se organiza la comunidad en el aspecto trófico. Los organismos bentónicos se alimentan de lo que proviene de la capa de agua que existe sobre ellos. En los lagos muy productivos y grandes, es de esperar que una gran parte de la alimentación dependa de las algas que sedimentan. Así lo demostró Jonasson (1972)y la dependencia de la producción secundaría de la primaria en el lago Esrom ha sido puesta de manifiesto varias veces (Jonasson et al 1990) y tomada como ejemplo en muchos manuales.

Sin embargo en los lagos oligotróficos pequeños como los nuestros (Sanabria, Banyoles), los aportes que reciben los fondos pueden tener un origen mas dependiente de su cuenca adyacente (materiales alóctonos como polen o hojas) o bien de los producidos en el lago pero por via detrítica (macrófitos), que no de los generados en el epilimnion del lago (fitoplancton). Por ello la comunidad puede organizarse de modo muy diferente a lo descrito clásicamente. Los detritívoros de pequeño tamaño (nematodos, ostrácodos, oligoquetos) pueden verse así favorecidos y ello provocar que los pequeños microcarnívoros (quironómidos, especialmente los géneros *Cladopelma, Microchironomus* o *Procladius*) se vean especialmente favorecidos frente a los fitófagos como *Chironomus*. Ello explicaria las bajas densidades de animales filtradores en lagos pequeños y oligotróficos como el de Banyoles o el de Sanabria y la mayor dominancia de los oligoquetos en sus partes mas profundas junto a los *Procladius*. (ver Fig. 2)

Esta situación se repite en los embalses donde los aportes alóctonos son siempre abundantes por el cambio de nivel de sus orillas, la rápida renovación de sus aguas y la erosión de sus cuencas. Esto cuadra bien con la dominancia de los *Procladius* en la mayoría de embalses (Prat, 1980). En el caso de los embalse, pues, la fluctuación de las orillas que origina una sedimentación muy rápida en sus fondos es un factor muy importante en la presencia o no de muchas especies.

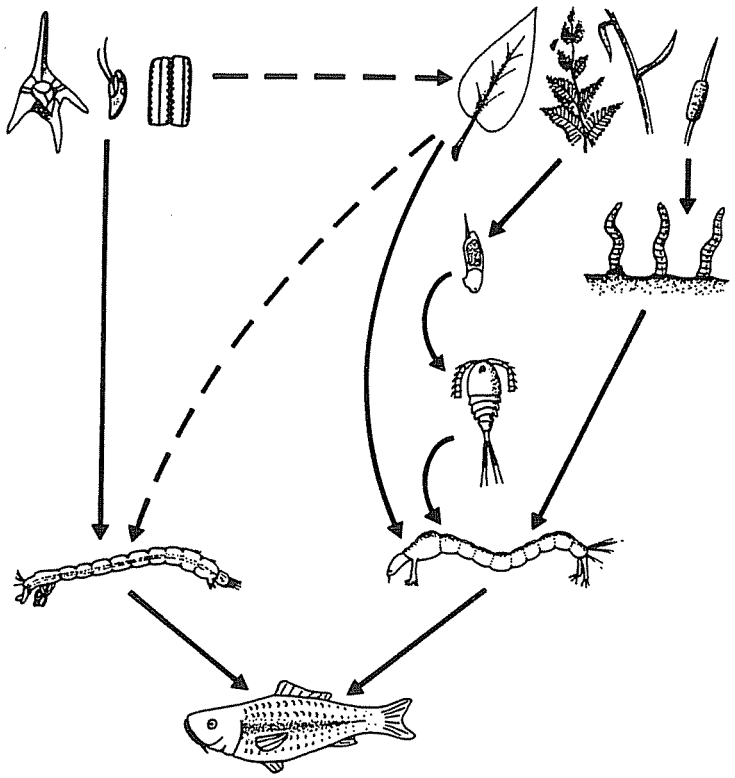


Fig. 2: Las dos rutas principales de alimentación de los organismos bentónicos. La de la izquierda favorece a los organismos fitófagos como *Chironomus*, mientras que la via heterotrófica (derecha) favorecería a los detritívoros y como resultado aumentaria la presencia de quironómidos microcarnívoros como *Procladius*. Tanto en el lago de Banyoles como en Sanabria la via detritívora parece ser la mas favorecida. Las flechas discontinuas quieren indicar las conexiones que pueden existir entre las dos vias.

Importancia de la profundidad.

Las comunidades de las zonas profundas son diferentes a las de las zonas o lagos menos profundos como ya señalamos en nuestro trabajo inicial (Prat, 1979b,1980b) y como hemos visto en Banyoles (Rieradevall & Prat, 1991) o en Sanabria. A mas profundidad disminuye la presencia o abundancia de muchas especies y aumenta, en general, la abundancia de los oligoquetos con respecto a los quironómidos. Esto ocurre tanto en un lago o embalse en concreto comparando la fauna sublitoral con la profunda (Sanabria, Banyoles, embalses del Guadalhorce, tabla I) como comparando diferentes situaciones de profundidad máxima distinta (embalses), véase por ejemplo la situación en los tres embalses correlativos del Guadiana (tabla II). De las tablas se deduce también que la densidad total del bentos disminuye a medida que aumenta la profundidad. Esto no conlleva siempre necesariamente en una menor variedad de especies tal como se ve en Banyoles donde todas las especies encontradas a 5 m. de oligoquetos y quironómidos se encontraron también a 20 m a lo largo del ciclo anual, aunque desaparecían otros grupos.

Una hipótesis plausible de estas diferencias, cuando no hay déficit de oxígeno que explica la mayoría de los casos, es relacionar estas diferencias con el estado del

material que sedimenta hacia el fondo. Es de suponer que cuanta mas profundidad, menos fresco puede llegar el material producido en el propio lago (fitoplancton) y por lo tanto la proporción de material procesado por la via detrítica aumenta. Esto cuadra perfectamente con la mayor abundancia en promedio de oligoquetos y *Procladius* a mayor profundidad. La situación contraria no es generalizable y embalses poco profundos con producción primaria elevada pueden presentar gran número de fitófagos (*Chironomus*) en algunos casos y en otros no. Otros factores propician esta abundancia o no aunque este es un punto que requiere una mayor profundización y debe investigarse individualmente en cada embalse.

Efecto de las fluctuaciones de nivel.

En los embalses los cambios de nivel son muy importantes, tanto porqué impiden la presencia de vegetación macrofítica y así se reducen las posibilidades de colonización por parte de muchos animales, como por el arrastre de materiales hacia el fondo que supone la fluctuación.

Ya se apuntaron algunos hechos como estos en nuestros primeros estudios (Prat, 1980b) que luegon se han confirmado con otros mas recientes (Prat et al, 1991). En promedio, la variedad y abundancia de la zona que queda por encima de la termoclina es mayor que la de la zona profunda aunque con diferencias mínimas en algunas épocas del año como se vio en el estudio que hicimos de tres embalses de la cuenca del Guadiana (Prat el al. 1991). En este mismo estudio, se vio claramente una diferencia de variedad y abundancia entre las estaciones del primer embalse (sujeto a mayor fluctuación) y las del último, mas constante en su nivel (tabla II). En este sentido nos falta todavia un buen estudio de las faunas de la zona litoral de alguno de nuestros lagos (especialmente Banyoles) para poder conocer la situación mas ideal que resultaria de una nula fluctuación del nivel del agua. Un ejemplo interesante seria comparar el litoral del lago de Sanabria (con una fluctuación de casí un metro por año, pero regular año tras año) con algunos de los embalses que existen en la misma zona sometidos a mayor fluctuación. Es una lástima que los estudios de impacto que se realizan en muchos de nuestros embalses no puedan ser utilizados como un test en este sentido. Ni siquiera es facil conseguir los escasos datos que sobre ellos se tienen del bentos.

Tabla II. Importancia de la profundidad, la concentración de oxígeno cerca del fondo y la fluctuación del nivel del agua en tres embalses correlativos del rio Guadiana. Orellana es el situado aguas abajo y las estaciones 1 son las situadas mas cerca de la presa. Quir/Olig indica el resultado de dividir la densidad media de los quironómidos por la de oligoquetos. La densidad es un promedio anual de 6 muestras. P = *Procladius*. Ch = *Chironomus*. (Datos de Prat et al 1991)

	ORELLANA			GARCIA DE SOLA							CIJARA		
	O1	O2	O3	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	C1	C2	C3
Meses seco	0	0	0	0	0	0	0	0	4	5	0	0	0
Profundidad m	39	31	11,5	33,8	30,1	20,1	27,5	14,5	10,2	10,2	43	30	23,5
Meses O2 <4 ppm	4	3	0	3	1	2	2	0	0	1	6	3	1
Meses O2 < 1 ppm	4	4	1	4	3	3	2	1	0	1	8	5	4
Nº taxones	13	18	26	7	11	9	12	12	11	9	3	7	12
Quir/Olig	0,05	0,32	1,73	0,07	0,06	0,2	0,07	0,09	0,2	0,02	0,04	0,05	0,58
Ind/m^2	1550	2275	5975	2025	1750	1875	3200	3675	2500	2625	250	1575	1525
Quironómido domin.		P	P-Ch	P-Ch	P-Ch	P-Ch	P-Ch	P-Ch	P	P	-	P	P

COLONIZACION Y SUCESION.

En los experimentos de colonización realizados por Prat (1980c) se demostró claramente que después de una fase inicial de colonización rápida en la que dominaban los quironómidos de tipo fitófago, se hacían mas abundantes los oligoquetos y algunos quironómidos microcarnívoros (*Microchironomus*). Esto sucedía si las condiciones de oxigenación eran buenas, pues sino la comunidad bentónica quedaba

reducida a los dípteros caobóridos (*Chaoborus flavicans*) por la posibilidad que tienen de migrar fuera de la zona anóxica durante un cierto periodo del dia.

En aquel estudio se mostró como en un tiempo relativamente corto (menos de un año), la comunidad del embalse, de un fondo blando y que no fluctua de nivel, se estructuraba de una forma relativamente compleja. De hecho se llegaba a una estructura similar a la de la zona sublitoral del lago de Banyoles. A lo largo del proceso de recolonización, la riqueza específica y la diversidad aumentó de forma considerable. Sobre este proceso es de suponer que en años venideros actuarian de forma mas clara los factores propios del embalse (temperatura, producción primaria) o los bióticos (predación, competencia), dando un conjunto de fluctuaciones en la diversidad y producción de la comunidad similares a los de otros lagos. El factor a resaltar es la rapidez de colonización por diferentes elementos debido a la facilidad de dispersión y la resistencia a condiciones adversas típico de las especies bentónicas por ser organismos ya "preseleccionados" a resistir el estrés de los ambientes que habitualmente colonizan (la mayoría son especies pioneras con ciclos de vida corto).

TIPOLOGIA.

El bentos de lagos y embalses ha sido siempre considerado como un buen indicador de las características globales de un lago, especialmente de su eutrofia. El sistema simple inicial desarrollado por Thienemann y mas tarde por Brundin (1958) fue perfeccionado de forma mas sutil por Saether (1979) mas recientemente. Este sistema incluye 15 clases de lagos tipificados segun las comunidades de quironómidos presentes y parece funcionar bien para los grandes lagos americanos y del norte de Europa.

En España las especies mas estenotermas de agua fria no son abundantes y por ello los lagos mas oligotróficos en el sistema de Saether (con *Heterotrissocladius*) se hallan presentes solo en las partes mas altas del Pirineo y de Sierra Nevada, con lo que 5 clases quedan ya muy poco representadas en la península. Los lagos oligotróficos de tipo *Micropsectra* parecen reducirse en España al de Sanabria y a algunas lagunas de montaña, con lo que 5 clases mas quedan fuera de una posible tipificación de los embalses españoles siguiendo el sistema de Saether. Así para los embalses españoles y el lago de Banyoles solo restarían 5 clases, consideradas todas por Saether como lagos eutróficos.

Utilizando este sistema, todos los embalses del Duero y del Guadiana y el lago de Banyoles quedan situados de forma dispersa en las cinco clases que restan sin seguir la pauta sugerida pos Saether (Fig. 3), lo que significaría que ni el fósforo ni la clorofila (la mayor o menor producción en síntesis) son el factor clave de la tipología de comunidades bentónicas en los ambientes lénticos españoles. Ello es debido, sin duda, a que la temperatura de forma directa e indirecta juega un papel trascendente y modifica la importancia de la producción como elemento clave de la tipología. Directa al impedir la presencia de las especies mas estenotérmicas e indirecta porque aumenta el periodo de estratificación y por ello el tiempo en que el hipolimnion queda aislado del epilimnion y así se puede agotar el oxígeno de forma mas rápida y que permanezca el hipolimnion anóxico mas tiempo con producciones primarias relativamente bajas. Junto a ello la mayor mineralización del agua parece actuar de una forma sinérgica, favoreciendo la presencia de tóxicos que eliminan facilmente a los organismos, especialmente cuando abundan los sulfatos. El oxígeno y el sulfídrico se convierten de esta forma en los factores claves para una tipología, mas que la relación con las características tróficas del lago como la clorofila o el fósforo. En los embalses, existe además una gradación norte sur, de forma que los embalses del Guadalquivir tienen aun mas exagerado este proceso y en muchos de ellos la fauna profunda desparece en los peridos de estratificación (Real datos inéditos).

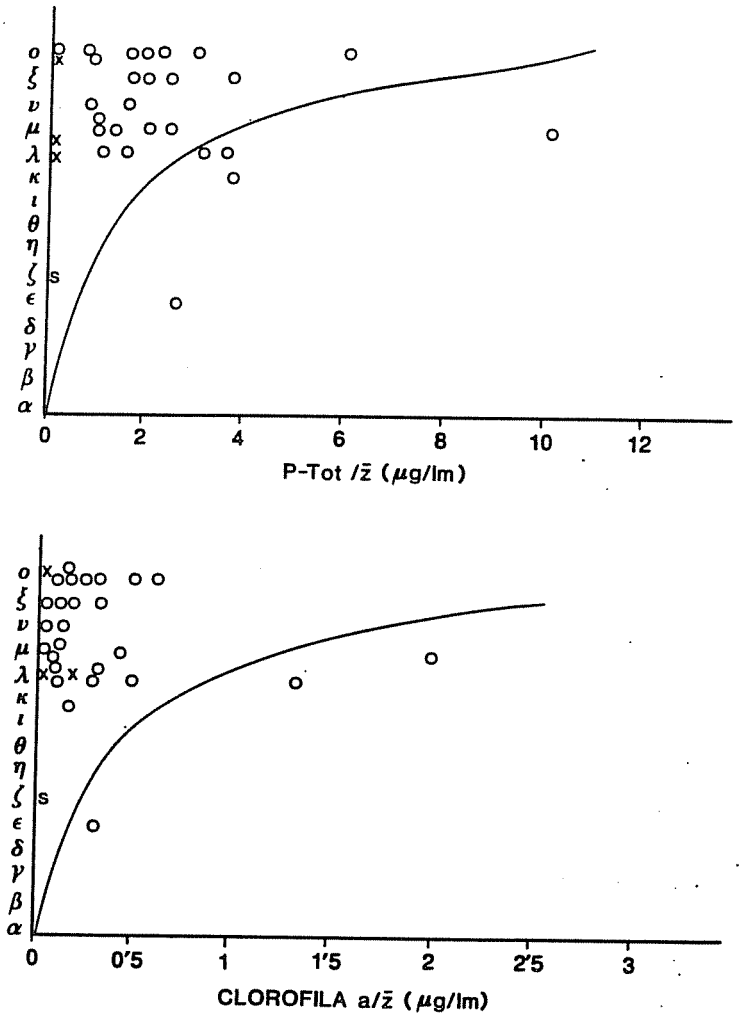


Fig. 3: Situación de algunos lagos y embalses españoles en el sistema tipológico ideado por Saether S = Sanabria. x = Diferentes cubetas del lago de Banyoles. o = Embalses de la cuenca del Duero. No existe la relación comunidad-eutrofia preconizada por el sistema de Saether, con lo que este no parece válido para los lagos y embalses españoles.

IDEAS PARA UN MODELO CONCEPTUAL.

La fauna de nuestros lagos y embalses parece pues afectada de forma profunda por algunos factores de estrés que actuan de forma algo diferente en su importancia respecto a los lagos europeos como resultado de nuestro clima que favorece un periodo mas largo de estratificación.

El factor mas importante de estrés son las condiciones que posibilitan que falte oxígeno cerca del fondo. Si esto se acompaña de la presencia de sulfatos hace que el fondo este desprovisto de organismos o con la sola presencia de los *Chaoborus*. Esto vale tanto para lagos (Banyoles) como para embalses (tabla I).

La menor mineralización del agua o un perido mas corto de anoxia, posibilita la presencia en el fondo de algunos organismos resistentes a presiones parciales bajas de oxígeno, especialmente los tubifícidos (con *P. heuscheri* como elemento mas relevante) y los quironómidos del género *Chironomus*. Estos se ven favorecidos en las zonas con poca profundidad y viceversa los oligoquetos en las de mayor profundidad. La via detritívora y una tasa de sedimentación mas elevada favorecen asímismo la mayor importancia de los oligoquetos respecto a los quironómidos.

En condiciones mejores de oxígeno, si la fluctuación de las orillas es mínima, la importancia de la procedencia del alimento parece ser la clave del tipo de comunidad que se encuentra. La via detritívora se da mas en los lagos pequeños con cuencas forestadas o algunos macrófitos en las orillas (Banyoles, Sanabria) o en embalses de situación similar (Galicia). En estos casos los oligoquetos siguen siendo dominantes y entre los quironómidos los mas abundantes son los del género *Procladius*. (Fig. 2).

Cuando la fluctuación de las orillas es importante, el aporte de materiales alóctonos y sedimentos al fondo es un factor clave. En estas condiciones la fauna bentónica se hace escasa y dominada por oligoquetos. Entre los quironómidos los *Procladius*, por su movilidad, son los que mas rapida y abundantemente se encuentran en el fondo. De aqui la importancia de la asociación oligoquetos-*Procladius* presente en una gran mayoría de embalses por la importancia de las fluctuaciones y la entrada de materiales alóctonos.

En igualdad de condiciones de fluctuación y con eutrofia creciente es de esperar la sucesión *Tanytarsus-Stictochironomus-Chironomus*. Además estas comunidades pueden variar a lo largo del año; en invierno-primavera y cuanto mas al sur, los quironómidos pueden ser presentes y abundantes en los embalses de menor profundidad. En verano con la anoxia y la presencia de sulfhídrico estas comunidades pueden desaparecer. El eje temporal tiene pues un peso muy importante y las zonas litorales o sublitorales con oxígeno se convierten en reservorios para la posterior recolonización de las zonas profundas.

Con estos factores es mas fácil comprender como puede estructurarse la fauna bentónica. Algunas relaciones entre el tamaño de los oligoquetos con factores de la cuenca (erosión, características químicas del sedimento) pueden dar en el futuro mas detalle a este modelo (Real et al. 1992) cuya precisión y peculiaridades deben buscarse en cada caso sin que sea posible, por ahora, desarrollar un sistema mas predictible.

AGRADECIMIENTOS.

Este trabajo es una suma de muchas ayudas. Sin duda sin la intensa colaboración que he tenido en estos últimos años por parte de Maria Rieradevall, Enrique Martinez-Ansemil y Montserrat Real no habria desarrollado la mayoría de las ideas expresadas aqui. En diferentes fases han colaborado también Josefina Sanz, Isabel Muñoz, Carles Ibañez y algunos estudiantes de los cursos de Limnología. Datos inéditos me han sido proporcionados gentilmente por Limnos S.A. y M. A. Puig. A Maria también le debo muchos comentarios y horas de discusión y apoyo que han contribuido a mejorar algunos aspectos de mi trabajo. Diversos contratos con la CAYCIT, Limnos y otras instituciones han dado el soporte económico a nuestro trabajo.

BIBLIOGRAFIA

Bazzanti M. 1983. Composition and diversity of the profundal macrozoobenthic community in the polluted lake Nemi (Central Italy). 1979-80. Acta Oecol. oecol. appl., 4(3): 211-220.

Brundin, L. 1958. The bottom faunistical lake type system and its application to the southern hemisphere. Moreoever a theory of glacial as a factor of productivity in lakes and oceans. Verh. Internat. Verein. Limnol., 13: 288-297.

Frank, C. 1983. Ecology, production and anaerobic metabolism of *Chironomus plumosus* L. in a shallow lake II. Anaerobic metabolism. Arch. Hydrobiol., 96: 354-362.

Heinis, F. & Crommentjuin, T. 1989. The natural habitat of the deposit feeding chironomid larvae*Stictochironomus histrio* (Fab) and Chironomus anthracinus Zett. in relation to their responses to changing oxygen concentrations. Acta Biol. Debrec. Oecol. Hung., 3: 141-146.

Jonasson, P.M. 1972. Ecology and production of the profundal benthos. Oikos, suppl., 14: 1-148.

Jonasson, P.M.; C. Lindegaard, C.; P.C. Dall.; K. Hamburger. & H. Adalsteisson, 1990. Ecosystem studies on temperate lake Esrom and the subartic lakes Myvatn and Thingvallavatn. Limnologica (Berlin) 20: 259-266.

Laville, H. 1972. Recherches sur les chironomides (Dipt) des lacs du massif de Néouvielle (Hautes-Pyrénées). Première partie: Systématique, Ecologie, Phénologie. Ann. Limnol. 7: 173-332.

Laville, H. & A. Vlilchez, 1986. Les Chironomidés (Diptera) de quelques "lagunas" de haute altitude de la Sierra Nevada (Granada, Espagne). Annls. Limnol. 22(1): 53-63.

Limnos S.A. 1989. Estudio diagnóstico de la calidad de las aguas embalsadas de la comunidad de Castilla y León: Determinación y previsión de impactos, propuesta de corrección y red de vigilancia. 3 tomos.

Malo, J. 1987. Evolución de las poblaciones planctónicas y de quironómidos en el embalse de Talave (Rio Segura, SE España). Tesis de Licenciatura. Univ. Murcia. 196 pp.

Martinez-Ansemil, E. & N. Prat. 1984. Oligochaeta from profundal zones of Spanish reservoirs. Hydrobiologia, 115: 223-230.

Margalef, R. D. Planas; J. Armengol; A. Vidal; N. Prat; A. Guiset; J. Toja & M. Estrada1976 Limnologia de los embalses españoles. Public. Minist. Obras Públicas. nº. 123.

Molina, C. 1989. Dinámica de la población de *Anguilla anguilla* en una laguna artificial asílvestrada (Alicante, SE España). Tesina licenciatura. 123 págs.

Prat, N. 1976. Fauna bentónica de los embalses españoles. Resúmenes II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. págs. 2041-2054.

Prat, N. 1978. Benthic typology of Spanish reservoirs. Verh. Internat. Verein. Limnol., 20: 1647-1651.

Prat, N. 1979a. Quironómidos de los embalses españoles (I). Graellsia, XXXIII: 37-96.

Prat, N. 1979b. Fauna marginal de los embalses españoles. Misc. Zoologica, 5: 149-160.

Prat, N. 1980a. Quironómidos de los embalses españoles (II). Graellsia, XXXIV: 59-119.

Prat, N. 1980b. Bentos de los embalses españoles. Oecol. aquat., 4: 3-43.

Prat, N. 1980c. Benthic population dynamics in artificial samplers in an Spanish reservoir. IN: Chironomidae: Ecology, Systematics and Physiology (D.A. Murray ed.). págs, 239-246. Pergamon Press. Oxford and New York.

Prat, N. & V Daroca, 1983. Eutrophication processes of Spanish reservoirs as revealed by biological records in profundal sediments. Hydrobiologia, 103: 153-158.

Prat, N., J. Sanz & E. Martinez-Ansemil, 1991. El bentos litoral y profundo de una cadena de tres embalses españoles del rio Guadiana. Limnetica, 133-152.

Prat, N. & M. Rieradevall, en prensa. Life cycle and production of *Cladopelma virescens* (Mg.) (Dipt. Chironomidae) in lake of Banyoles (NE Spain). Neth. J. Aquat. Ecol.,26 (2-4).

Real, M. & N. Prat, N. 1991. Changes in the benthos of five Spanish reservoirs in the last

15 years. Verh. Internat. Verein. Limnol., 1377-1381.
Real, M.; F. Sabater & J.A. Morgui, 1992. Disturbances in the Ebro basín reservoir (NE Spain) reflected by relationships among sediment, water and benthic fauna. Hydrobiologia, 235/236: 363-374.
Rieradevall, M. & N. Prat, N.1989. Chironomidae from profundal samples of Banyoles lake. Acta Biol. Debr. Oecol. Hung., 3: 267-274.
Rieradevall, M. & N. Prat, N. 1991. Benthic fauna of Banyoles lake. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24: 1020-1023.
Rieradevall, M; C. Ibañez, I. Muñoz, M. Real & N. Prat en prensa. Grupos de macroinvertebrados del bentos del lago de Sanabria y su relación con la granulometria
del sedimento. Actas VI Congreso Esp. Limnologia. Granada 1991.
Saether, O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. Holarct. Ecol., 2: 65-74.
Seminara, M. & M. Bazzanti,1988. Trophic level assessment of profundal sediments of the artificial lake Campotosto (Central Italy), using midge larval community (Dipt. Chir.). Hydrobiol. Bullt., 22(2): 183-193.
Vega, J.C.; C. de Hoyos & J. Aldosoro, en prensa. Limnologia del Lago de Sanabria. Publicaciones de la Consejeria de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León.
Walshe, B. M. 1950. The function of haemoglobin in *Chironomus plumosus* under natural conditions. J. exp. Biol., 27: 73-95.

APENDICE. Lista de especies encontradas hasta el momento en el bentos de los lagos y embalses españoles. B= Banyoles, S= Sanabria, E= Embalses. Datos propios e inéditos de M. Rieradevall y M. Real.

NEMATODA
Daptonema dubium, B
Dorylaimus stagnalis, E, B
Tobrilus sp. (T. gracilis), E
OLIGOCHAETA
Dero digitata, B, E,
Aulodrilus pluriseta, E
Aulodrilus pigeti, B, E
Branchiura sowerbyi, B, E,
Limnodrilus claparedeianus, B, E
L. hoffmeisteri, B, E,
Limnodrilus profundicola, E
L. udekemianus, E
Potamothrix bavaricus, B, E
P. hammoniensis, B, E,
P. heuscheri, B. E
Tubifex tubifex, E
Psammoryctides barbatus, B, E
E. buchholzi, E,
B. appendiculata
BIVALVIA
Pisidium milium, B
Pisidium nitidum, B
Ilyocryptus sordidus, B, E,

Ironus ignavus, E
Limnomermis bostrychodes, E
Mermithis, B

Paranais frici, E
Nais pardalis, E
Nais communis, E
Nais barbata, E.
Nais variabilis, E.
Nais pseudobtusa, E.
Ophionais serpentina, E
Pr. menoni, E,
Uncinais uncinata, E
Spirosperma ferox, E, S
Haber pyrenaicus, S
Embolocepahlus velutinus, S
Bothrionerum vejdowskyanum, E.
Fridericia sp., E.

Pisidium obtusale, B
Pisidium subtruncatum, B

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:23-29

AVANCES EN EL ESTUDIO DE REDES TROFICAS EN LIMNOLOGIA Y OCEANOGRAFIA

J. Rodríguez
Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga. Campus de Teatinos, 29071 Málaga.

Palabras clave: Redes tróficas, limnología, oceanografía.

ABSTRACT

Some comments are presented in relation to the need for developping common approaches to limnology and oceanography. In particular, the analysis of the size structure of communities is presented as a powerful tool in the understanding of freshwater or marine plankton, an effort being currently carried out by the Pelagic Food Webs Research Group which includes people from the Universities of Málaga, Granada and Cádiz.

INTRODUCCION

El momento actual de desarrollo de la limnología y la oceanografía, y la realidad cada vez más evidente de la escala global de numerosos problemas ambientales, exige y justifica la realización de cualquier esfuerzo dirigido hacia la síntesis de teorías al nivel de la ecología acuática (ver, por ejemplo, ASLO (1988)). La importancia de esta línea de acción queda claramente resumida por Trevor Platt (1990) quien, como Presidente de la American Society of Limnology and Oceanography, ha escrito:

"The principal scientific goals of ASLO over the next two years are to promote awareness of the essential unity of aquatic science, freshwater and salt, basic and applied, and to exploit the implied cross fertilization to further understanding of aquatic systems in general."

ENFOQUES EN EL ESTUDIO DE REDES TROFICAS

El estudio de las redes tróficas en los sistemas acuáticos es un tópico acerca de cuya importancia en ecología no parece necesario insistir. Si, de una forma laxa, puede entenderse una red trófica como una representación de las vías por las que fluye la energía en un ecosistema, a la hora de su definición operativa suelen aparecer problemas.

En una fracción no despreciable, dichos problemas se relacionan con el tipo de ecosistema objeto de estudio y afectan, por tanto, a los intentos de síntesis entre la limnología y la oceanografía. La figura 1 representa una visión, seguramente simplificada en exceso, de los aspectos que subyacen en la diversificación y homogeneidad de enfoques de estudio en las ciencias ecológicas y, en particular, en la ecología acuática. La predominancia de modelos de redes multiespecíficas gobernadas por las leyes de la evolución es comprensible en el contexto de sistemas bidimensionales (bentos) o de relativa baja biodiversidad (aguas epicontinentales), mientras que los enfoques de tipo

termodinámico se hacen necesarios cuando se trata con comunidades diluidas y de elevada biodiversidad (océano abierto).

En cualquier caso, la reducción de la complejidad de las redes tróficas a la hora de su manipulación experimental o modelado parece una necesidad ineludible. En este sentido, el concepto de nivel trófico (Lindeman, 1942) ha estado durante años en la base del análisis trofodinámico del flujo de energía en los ecosistemas, siendo hoy su validez -fuera del ámbito estrictamente conceptual- fuertemente cuestionada (Cousins, 1985).

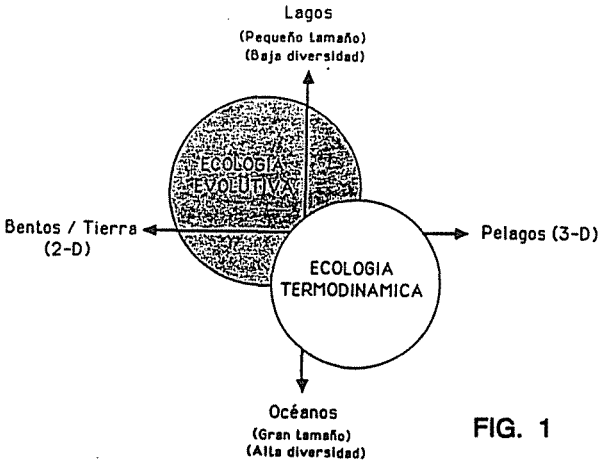


FIG. 1

Ha sido en el ámbito de la investigación oceanográfica donde, a través del empleo de contadores electrónicos de partículas (Sheldon et al., 1972), se ha promovido un enfoque alternativo de simplificación en el análisis de comunidades pelágicas, enfoque basado en el tamaño de los organismos más que en su identificación taxonómica. Como se ha señalado (Platt, 1985; Cousins, 1985), la caracterización de una comunidad como un espectro de abundancia *versus* tamaño no es otra cosa que el redescubrimiento de Elton y sus pirámides de números (fig. 2; original de Elton, 1927), lo que lleva a estos autores al convencimiento de que la introdución del concepto de nivel trófico -y su representación formal en pirámides de biomasa- ha supuesto un retraso de 50 años en el avance de la ciencia ecológica.

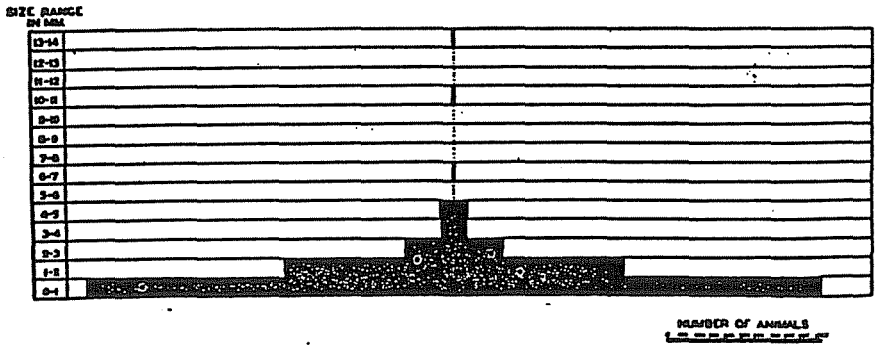


FIG. 2

Aunque es innegable la relevancia biológica del tamaño individual a los niveles fisiológico y ecológico (ver, por ejemplo, Peters, 1983 y Calder, 1984), no es fácil escapar de la dicotomía que supone la elección entre "especie" o "tamaño" como variables básicas en el análisis de ecosistemas. El Grupo de Investigación en Redes Tróficas Pelágicas (GIRTP) se constituye sobre el convencimiento de la complementaridad de ambos enfoques y de la necesidad de tal complementaridad en la búsqueda de regularidades y particularidades en Limnología y Oceanografía.

REGULARIDADES EN LA ESTRUCTURA DE TAMAÑOS

Las propiedades de los modelos de distribución de abundancias de especies constituyen una porción importante en cualquier texto de ecología.Hasta hace relativamente poco tiempo, sin embargo,no se ha explorado la existencia de regularidades en las curvas que relacionan la abundancia con el tamaño de los organismos, a pesar de la evidencia de la dependencia que numerosas tasas fisiológicas muestran respecto al tamaño individual.

Las distribuciones de material particulado en el océano, descritas por Sheldon et al. (1972), llevan a estos autores a proponer la hipótesis de la constancia de la biomasa (material vivo por unidad de volumen o área) cuando los organismos se agrupan en clases logarítmicas de tamaño. Kerr (1974) y Platt y Denman (1978) proponen modelos teóricos relativos a la estructura de tamaños en el ecosistema pelágico. Ambos modelos reposan sobre la dependencia de las tasas de crecimiento y metabolismo del tamaño individual pero exhiben profundas diferencias conceptuales: El primero toma como punto de partida el concepto de nivel trófico y una relación constante de tamaños entre depredador y presa, mientras que los segundos asumen un flujo contínuo y unidirecccional de energía desde partículas pequeñas a grandes. Platt y Denman (1978) proponen la existencia de una estructura alométrica en el ecosistema pelágico, descrita por la expresión

$$\beta(w) = aw^{-1.22}$$

donde $\beta(w)$ es la biomasa normalizada (biomasa en una clase de tamaño, dividida por la amplitud de dicha clase). Platt et al. (1984) y Rodríguez y Mullin (1986) aportan evidencia empírica acerca de dicha estructura alométrica para el caso del Giro Central del Pacífico Norte, un ejemplo de ecosistema oceánico oligotrófico cercano al estado estacionario y, por tanto, adecuado para el ensayo del modelo teórico propuesto previamente.

VARIABILIDAD EN LAS ESTRUCTURAS DE TAMAÑOS

La realidad más frecuente con la que se enfrenta el oceanógrafo -y no digamos el limnólogo- es la de alejamiento del estado estacionario en ecosistemas caracterizados por la heterogeneidad a diferentes escalas en el espacio y en el tiempo. Así, la evidencia derivada del estudio de ecosistemas de agua dulce (ver, p.e., Sprules et al., 1983) recomienda prestar atención a las fuentes de variabilidad que afectan a la esructura del modelo así como a los valores de sus parámetros. En particular, el desfase entre los procesos de producción y consumo se traduce en fluctuaciones de biomasa que, en una proporción variable, es exportada a las capas profundas del sistema pelágico o al sistema béntico, pudiendo escapar así al flujo "interno" del espectro de biomasa. La figura 3 (tomada de Rodríguez et al., 1987) sugiere la consideración de flujos y bucles externos al espectro de biomasa en un modelo conceptual que puede servir de punto de partida para el análisis común de ecosistemas marinos y epicontinentales.

En este contexto, el GIRTP hace uso de dos aspectos de este último tipo de

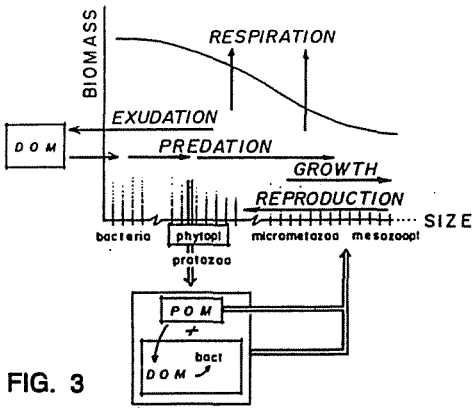


FIG. 3

ecosistemas que favorecen la operatividad: 1) La variabilidad de ambientes físicos, y 2) La posibilidad de llevar a cabo experimentos de manipulación experimental *in situ*.

En el primer caso, un primer análisis comparativo se ha centrado en el estudio de las estructuras taxonómicas y espectros de tamaños en una laguna de alta montaña (La Caldera, Granada) y en un embalse de carácter mesotrófico (La Concepción, Málaga) (Echevarría et al., 1990 y este volumen; Rodríguez et al., 1990). Afortunadamente, la información relativa a la estructura de tamaños en otros ecosistemas va aumentando rápidamente gracias a la aportación de investigadores no formalmente ligados al GIRTP. La descripción desde este punto de vista de ecosistemas bien conocidos taxonómicamente, como el lago Cisó (Gasol et al., 1991;), la laguna hipersalina de Fuentepiedra (García, 1991) o el Mar Menor (Gilabert et al., 1990) como laguna litoral oligotrófica y también hipersalina, van contribuyendo a enriquecer nuestra percepción de los aspectos unificadores y diversificadores a la luz de la estructura de tamaños.

Los experimentos de biomanipulación suelen ser ilustrativos en relación con la discrimación de factores controladores de la estructura y dinámica de comunidades naturales. En relación con este aspecto, el GIRTP ha desarrollado ya algunas iniciativas. Por una parte, sobre la base de limnocorrales instalados en el embalse de Bermejales (Granada) se ha estudiado el impacto de perturbaciones sobre las estructuras taxonómica y de tamaños del plancton. Mediante la adición de nutrientes y la reduccción o aumento de determinadas clases de tamaño de consumidores, Pérez-Martínez (1992) ha discutido la importancia relativa de la competencia por recursos y la presión de depredación en la composición específica y productividad del fitoplancton, en el contexto de teorías como las formuladas por McQueen et al. (1989). El análisis de la dinámica de espectros de biomasa en el mismo conjunto de experiencias (Jiménez-Gómez, en preparación y este volumen) completará la discusión anterior desde la perspectiva alternativa que ofrece la consideración de la estructura de tamaños.

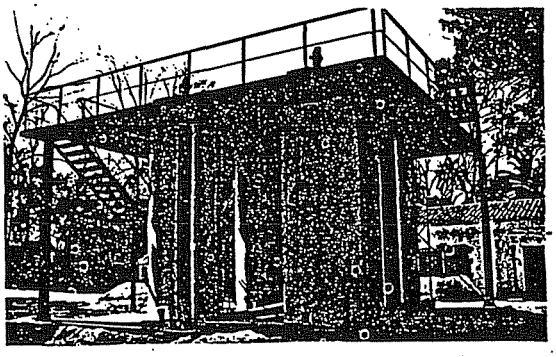


FIG. 4

La realización de experimentos similares en relación con el ecosistema pelágico marino plantea problemas logísticos mucho mayores. Al menos parcialmente, dichos problemas han podido ser reducidos al contar la Universidad de Málaga, desde 1990, con un sistema de mesocosmos agrupados en la Estación Experimental "Grice-Hutchinson" (figura 4). Asumiendo las limitaciones inherentes al uso de mesocosmos para el estudio del plancton oceánico, es indudable

que un sistema de este tipo permite abordar problemas en relación con lo que podríamos llamar una ecología de las perturbaciones, de enorme utilidad en la evaluación de un enfoque reciente de estudio como es el de la dinámica de espectros de biomasa y su variabilidad a corto plazo.

INTEGRACION DE LA ESTRUCTURA DE TAMAÑOS EN MODELOS GLOBALES

Como se apuntaba al principio de este artículo, la relevancia actual de diversos problemas de carácter global justifica cualquier esfuerzo integrador de disciplinas y enfoques usualmente desconectados. En este sentido, la generación de modelos es una herramienta fundamental en la comprensión de los mecanismos que generan o controlan el problema en cuestión.

Junto a la descripción puramente estructural de las estructuras taxonómica y de tamaños se hace necesaria la consideración de los procesos metabólicos que constituyen la base del balance energético del ecosistema. Desde el punto de vista de la estructura de tamaños, ello implica la valoración de los procesos de produción (auto- y heterotrófica) y respiración para compartimentos definidos por el tamaño nominal de los organismos incluidos, así como otras tasas también considerables desde el enfoque alométrico (sedimentación, consumo, reproducción, etc). Junto a los compartimentos y procesos ligados estrictamente al espectro de biomasa, la consideración de los bucles microbiano y detrítico (ver fig. 3) implica la integración de dicho espectro con los compartimentos de material detrítico y materia orgánica disuelta. El modelo conceptual que el GIRTP ha tomado como punto de partida se representa en la figura 5. Blanco (1991) ha llevado a cabo un primer planteamiento dinámico empleando dicho modelo para el análisis de fluctuaciones naturales en aguas costeras.

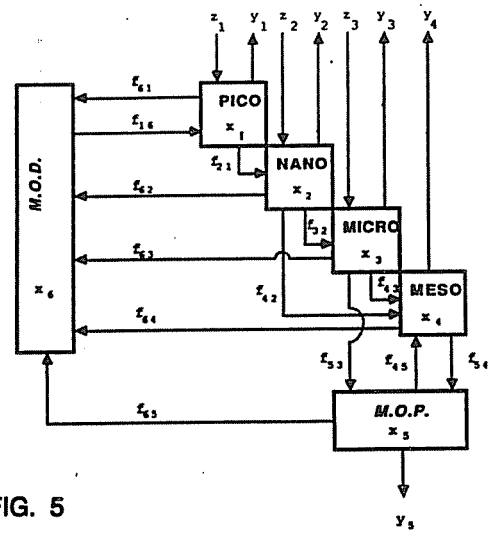


FIG. 5

Uno de los problemas más interesantes surgidos en el desarrollo de la integración comentada se refiere a la caracterización estructural del material detrítico, sobre todo en situaciones de pulsos de producción no usada por los consumidores y consecuente generación de un compartimento de fitodetritus. La combinación de técnicas de análisis de imagen y contaje electrónico ha permitido resolver dicha caracterización durante un pulso generado en el sistema de mesocosmos presentado en la figura 4 (datos no publicados).

Otro de los problemas planteados, cuya resolución repercutirá sobre la comprensión dinámica de las redes tróficas pelágicas, se relaciona con la clarificación del origen y papel de las partículas submicrónicas de material no vivo, cuya importancia fué puesta de manifiesto por Koike et al. (1990) para las aguas oceánicas. A través de un programa de investigación cooperativa entre el grupo de investigación del Dr. Trevor Platt

(Bedford Inst. of Oceanography, Canadá) y el GIRTP, se han resuelto algunos de los problemas metodológicos inherentes a la cuantificación de dichas partículas y se ha puesto de manifiesto su importancia en aguas costeras (Longhurst et al., 1992).

Desde el punto de vista del análisis de redes tróficas y su inclusión en modelos globales, el aspecto importante se refiere, como se ha expresado anteriormente, al origen y papel de estas partículas. Según Koike et al.(op. cit.), este material provendría de la interacción trófica entre flagelados y bacterias, uno de los pasos fundamentales de la red microbiana que permite canalizar energía desde la materia orgánica disuelta hacia organismos de *status* superior y mayor tamaño. Hasta donde llega nuestro conocimiento, no existe información relativa a este aspecto en el contexto de las aguas epicontinentales (p.e. lagunas de alta montaña), en particular aquellas donde esta fuente de materia orgánica autóctona podría ser relevante frente a las fuentes alóctonas.

En definitiva, y retomando el mensaje de Platt citado al principio de este artículo, una combinación de enfoques basados en la estructura de especies y de tamaños como la que aquí se ha apuntado debe contribuir, a través de la inevitable fertilización mutua, al reconocimiento de la unidad esencial de la ecología acuática y a la comprensión de los sistemas acuáticos en general.

BIBLIOGRAFIA

Anon. (1988). Comparative ecology of freshwater and marine ecosystems. Am. Soc. Limnol. Oceanogr., 649-1025.

Blanco, J.M. 1991. Desarrollo de un modelo dinámico del ecosistema pelágico basado en interacciones alométricas. Tesis de Licenciatura, Univ. de Málaga, 45 p.

Calder, W.A.III. 1984. Size, function and life history. Harvard Univ. Press.

Cousins, S. 1985. Ecologists build piramids again. New Scientist, 4: 50-54.

Echevarría, F., P. Carrillo, F. Jiménez, P. Sánchez-Castillo, L. Cruz-Pizarro and J. Rodríguez. 1990. The size-abundance distribution and taxonomic composition of plankton in an oligotrophic high mountain lake (La Caldera, Spain). J. Plankton Res., 12: 415-422.

Elton, C.S. 1927. Animal Ecology. Sidgwick & Jackson.

García, C. 1991. Estudio de un medio acuático fluctuante: La laguna atalasohalina de Fuente de Piedra (Málaga). Tesis Doctoral, Univ. de Málaga, 300 p.

Gasol, J.M., R. Guerrero and C. Pedrós-Alió. 1991. Seasonal variations in size structure and prokariotic dominance in sulfureous lake Cisó. Limnol. Oceanogr., 36: 860-872.

Gilabert, J., J. Rodríguez and F. Jiménez-Gómez. 1990. The planktonic size-abundance spectrum in an oligotrophic hypersaline coastal lagoon, the Mar Menor, Spain. In Barnes and Gibson (eds). Trophic relationships in the marine environment, Aberdeen Univ. Press.

Kerr, S.R. 1974. Theory of size distribution in ecological communities. J.Fish.Res.Board Canada, 31: 1859-1862.

Koike, I., S. Hara, T. Terauchi and K. Kogure. 1990. Role of sub-micrometer particles in the ocean. Nature, 345: 242-244.

Lindeman, R.L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. Ecology, 23: 399-418.

Longhurst, A., I. Koike, W.K.W. Li, J. Rodríguez, P. Dickie, P. Kepay, F. Partensky, B. Bautista, J. Ruiz, M. Wells and D.F. Bird. 1992. Sub-micron particles in northwest Atlantic shelf water. Deep-Sea Research, 39: 1-7.

McQueen, D.J., M.R.S. Johannes, J.R. Post, T.J. Stewart and D.R.S. Lean. 1989. Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. Ecological Monographs. 59: 289-309.

Pérez-Martínez, C. 1992. Respuesta del fitoplancton a la manipulación experimental conjunta de la presión de depredación y de la disponibilidad de nutrientes en un embalse de moderada eutrofia. Tesis Doctoral, Univ. de Granada,168 p.

Peters, R.H. 1983. The ecological implications of body size. Cambridge Univ. Press, 329 p.

Platt, T. 1985. Structure of the marine ecosystem: Its allometric basis. In R.E. Ulanowicz and T. Platt (eds.), Ecosystem Theory for Biological Oceanography. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci., 213.

Platt, T. 1990. Communication to Members. Am. Soc. Limn. Ocean.

Platt, T. and K. Denman. 1978. The structure of pelagic ecosystems. Rapp. P.-V. Reun. CIESM, 173:60-65.

Platt, T., M. Lewis and R. Geider. 1984. Thermodynamics of the pelagic ecosystem: Elementary closure conditions for biological production in the ocean. In M.J.R. Fasham (ed.). Flows of energy and materials in marine ecosystems, Plenum Press.

Rodríguez, J. and M.M. Mullin. 1986. Relation between biomass and body weight of plankton in a steady state oceanic ecosystem. Limnol. Oceanogr., 31: 361-370.

Rodríguez, J., F. Jiménez, B. Bautista and V. Rodríguez. 1987. Planktonic biomass spectra dynamics during a winter production pulse in Mediterranean coastal waters. J. Plankton Res., 9: 1183-1194.

Rodríguez, J., F. Echevarría and F. Jiménez-Gómez. 1990. Physiological and ecological scalings of body size in an oligotrophic, high mountain lake (La Caldera, Spain). J. Plankton Res., 12: 593-599.

Sheldon, R.W., A. Prakash and W.H. Sutcliffe. 1972. The size distribution of particles in the ocean. Limnol. Oceanogr. 17: 327-340.

Sprules, W.G., J.M. Casselman and B.J. Shuter. 1983. Size distribution of pelagic particles in lakes. Can.J.Fish.Aquat.Sci. 40: 1761-1769.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:31-43

INVENTARIO DE LAS FORMACIONES PALUSTRES DEL MANTO EOLICO DEL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA (SW España)

M.A. Bravo y C. Montes
Laboratorio de Limnología. Departamento Interuniversitario de Ecología. Universidad Autónoma 28049 Madrid.

Palabras claves: Doñana, ecosistemas acuáticos en arenas eólicas, Inventario, morfometría

ABSTRACT

A water bodies inventory on the Doñana National Park aeolian system was carried out by systematic analysis of cartography, aerial photographs and field work. Geographical, morphometric and hydrological data are presented for each inventoried wetland.

INTRODUCCION

El inventario de los humedales de una determinada región, así como su clasificación ecológica, son un paso previo imprescindible para el desarrollo de estudios de limnologia regional y para la elaboración de programas de conservación y gestión (Bernáldez & Montes, 1989).

Las arenas o manto eólico del Parque Nacional de Doñana mantienen un número muy importante de láminas de agua de diferente origen y modos de abastecimiento hídrico. Sin embargo, la mayoría de ellas están estrechamente relacionadas con los sistemas de flujo de aguas subterráneas del acuífero dunar. A pesar de su interés como reservorio de especies notables de organismos acuáticos, de su importancia como espacios donde se desarrollan procesos morfoedáficos, hidrológicos y ecológicos de gran singularidad y de constituir excelentes indicadores de la evolución general de la hidrología subterránea de la zona la mayoría de estos cuerpos de agua nunca han sido estudiados de una forma global. Tan solo las lagunas peridunares y otras de mayor tamaño han sido objeto de algunos estudios limnológicos (Bernués & Montes, 1992). García Novo et al (1991) analizan las características fisico-químicas de las aguas de estas lagunas y algunas charcas localizadas, básicamente, dentro de los límites de la Reserva Biológica.

Este trabajo, presenta el primer inventario y caracterización morfométrica general de todas las láminas de aguas situadas sobre las distintas unidades geomorfológicas del sistema de arenas eólicas del Parque Nacional de Doñana (arenas estabilizadas, arenas móviles y zonas de contacto).

El inventario incluye, solamente, las formaciones palustres, es decir, aquellas depresiones del terreno que recogen agua anual o interanualmente el tiempo suficiente como para que se desarrollen comunidades

estructuradas de organismos acuáticos. No se han considerado los criptohumedales o áreas de evapotranspiración a partir de la zona saturada (Bernáldez & Montes, 1989). Tampoco se han incluido las formaciones palustres generadas por descargas lineales, como son los arroyos y caños de la Vera-Retuerta.

Este estudio forma parte de un proyecto, más amplio, relacionado con la caracterización del funcionamiento hidrológico y limnológico de los ecosistemas acuáticos del Parque Nacional de Doñana.

MATERIAL Y METODOS

Para la elaboración del inventario de las lagunas y charcas del manto eólico del Parque Nacional de Doñana se han empleado diferentes elementos y estrategias. En primer lugar, se realizó un inventario provisional tomando como información básica la suministrada por el plano fotogramétrico del Parque Nacional a escala 1:5.000 (Cartogesa, 1985). También se consultaron otras cartografías de menor detalle como las hojas del Mapa Topográfico Nacional 1:50.000 del Servicio Geográfico del Ejercito y del Instituto Geográfico Nacional o para la Reserva Biológica su mapa ecológico a escala 1:10.000 (Allier et al, 1974). Este primer inventario fué completado por el examen de juegos de pares de fotografías aéreas de diferentes escalas y vuelos; 1: 25.000 (Agosto, 1982), 1:20.000 (Octubre, 1984) y 1:10.000 (Octubre, 1984). Aproximadamente una charca de 0,01 ha constituía la unidad mínima que podía detectarse por este procedimiento.

Para cada formación palustre inventariada se estimaron de una forma aproximada, dado el carácter difuso de sus cubetas y la variabilidad interanual de su inundación, una serie de parámetros morfométricos; superficie (Ha), longitud maxima (m), anchura maxima (m) y profundidad (cm). Las cubetas se han definido en la foto aérea como la superficie de maxima inundación limitada por la orla de vegetación freatofítica. Estas medidas se efectuaron a partir de la foto aérea y mapa 1:5.000 utilizando el programa de diseño asistido por ordenador AUTOCAD.

La altitud de cada masa de agua se estimó mediante su situación en el mapa 1:5.000 con un error aproximado de $^{+}$ 0,5 m. La profundidad, cuando el mapa reflejaba un valor dentro de la cubeta, se midió como la diferencia de altura entre la altitud asignada a la lámina de agua y su punto más bajo. Cuando no existía este valor, se estimó directamente en el campo utilizando como guía las marcas que en la cubeta denuncian la zona de máxima inundación. Estos valores, son por tanto, aproximados y se refieren a un valor medio de la profundidad maxima.

El catalogo provisional elaborado y los parámetros morfométricos medidos fueron evaluados en el campo mediante una serie de prospecciones realizadas durante los años 1989/90 (Septiembre de 1989 y Febrero, Mayo, Junio y Agosto de 1990). Estas prospecciones de campo permitieron conocer las características de los humedales dudosos así como incluir otros que se

habían escapado a la revisión de la cartografía y de la foto aérea. De esta forma recurrente se llego a la configuración del inventario definitivo.

Las charcas situadas en los frentes dunares, debido a su pequeño tamaño y elevado dinamísmo, se han incluido como una sola unidad con medidas morfométricas de una charca tipo. Los corrales húmedos en las arenas móviles y los llanos en la flecha litoral aunque en determinados ciclos hidrológicos pueden inundarse casi completamente, se han considerado solo las zonas más deprimidas caracterizadas por su morfología y vegetación freatofítica.

En el inventario solo se han considerado láminas de agua sobre cubetas de origen natural aunque, sobre el manto eólico, existen un número muy importante (98) de masas de agua artificiales denominados zacallones. Son depresiones, con aguas permanentes, excavadas en las zonas más bajas del terreno al objeto, de dar de beber a la fauna de vertebrados durante el verano. Los lucios de Bolín y Palacio, aunque artificiales, se han incluido por las dimensiones de sus cubetas. También hay que tener en cuenta que algunas de las charcas de la Vera tienen su génesis en antiguos zacallones pero, al no gestionarse desde muy antiguo, es muy difícil reconocer su origen. En aquellas unidades en que se ha podido constatar su origen artificial, éste se indica con su nombre en la tabla.

RESULTADOS

En la tabla 1 se presenta el inventario elaborado. Para cada formación palustre registrada se consideran una serie de características geográficas, morfométricas e hidrológicas. Su localización geográfica se refleja mediante coordenadas UTM extraidas del plano 1:5.000. Todas la unidades inventariadas se encuentran en el Huso 29, cuadrantes QA y QB. El sector ambiental se refiere a las subunidades geomorfológicas donde pueden encontrarse estas masas de agua; flecha litoral, manto arrasado, frentes dunares móviles, corrales, contacto naves-manto arrasado, contacto arenas móviles-manto arrasado y contacto manto arrasado-marisma (denominado Vera-Retuerta).

Se ha intentado recoger el máximo de topónimos que se refieren a las láminas de aguas inventariadas. En aquellos casos en que esto no ha sido posible se ha preferido no adjudicar nombre de topónimos cercanos para no provocar confusiones debido a la escasez de éstos en relación al elevado número de masas de aguas.

En esta primera fase del estudio las formaciones palustres inventariadas se han englobado en cuatro grandes grupos de regímenes hidrológicos; de aguas permanentes, semipermanentes (cuando el periodo de inundación probable es superior a 8-9 meses), estacionales (periodo de inundación variable, pero casi siempre menor a 8 meses; incluso algunas de ellas pueden no inundarse durante varios ciclos hidrológicos) y afectados por mareas de un determinado grado.

Tabla 1. Inventario de las formaciones palustres del manto eólico del Parque Nacional de Doñana

Nº	NOMBRE	COORDENADAS UTM		SECTOR AMBIENTAL	REGIMEN HIDRICO	Alt. (m)	Prof. aprox. (cm)	Superf. aprox. (Ha)	Perim. aprox. (m)	Long. max. aprox. (m)	Anch. max. aprox. (m)
1	NAVAZO DE LA HIGUERA	732400	4082000	Fl. lit.	Est.	1.8	30	9.68	2033	800	158
2	NAVAZO DEL TORO	732600	4082000	Fl. lit.	Est.	1.6	30	4.04	1421	441	127
3	NAVAZO LARGO	732800	4082000	Fl. lit.	Est.	1.6	30	4.99	2247	1050	78
4	NAVAZO DEL MASEGAR	733000	4082000	Fl. lit.	Est.	2.0	50	9.48	2878	922	164
5	NAVAZO DEL CERRO JUNQUEROS	733350	4082000	Fl. lit.	Est.	1.1	70	2.81	959	384	120
6	NAVAZO DE LA ADELFA	733250	4082250	Fl. lit.	Est.	1.5	50	11.84	3058	1232	110
7	NAVAZO DE LA GUITARA	732900	4081400	Fl. lit.	Est.	1.3	30	0.73	548	241	65
8	NAVAZO DEL TARAJE	733200	4081350	Fl. lit.	Est.	1.0	30	1.09	719	254	52
9	NAVAZO CARACOL	732850	4080850	Fl. lit.	Est.	1.8	20	1.26	605	235	64
10	NAVAZO DE LA ADELFITA	733300	4080700	Fl. lit.	Est.	1.7	30	1.11	742	345	51
11	NAVAZO RAJIANES	732750	4080250	Fl. lit.	Est.	0.9	20	4.62	1896	745	104
12	NAVAZO HONDO	733500	4080250	Fl. lit.	Est.	1.7	50	4.05	1482	577	151
13	NAVAZO DE LOS GUARDAS	734000	4080300	Fl. lit.	Est.	1.0	50	3.81	1113	507	95
14	NAVAZO DE LA MADROÑA	733750	4081250	Fl. lit.	Est.	1.1	50	14.21	2193	941	250
15	NAVAZO DE LAS PAJAS	733500	4082500	Fl. lit.	Est.	1.0	60	7.10	1837	836	164
16	LAGUNA DE CARRIZALES	734000	4082150	Fl. lit.	Est.	1.0	70	1.65	928	448	45
17	LLANOS DEL PALACIO	735000	4080500	Fl. lit.	Est.	1.0	30	7.49	1711	625	205
18	LLANOS DE LA PLANCHA	735000	4080750	Fl. lit.	Est.	2.0	50	30.77	3738	1114	269
19	LLANOS DE VELAZQUEZ	733500	4079500	Fl. lit.	Est.	0.8	70	23.28	2527	750	411
20	EL LUCIO	733500	4078500	Fl. lit.	Est.	0.6	30	25.67	4419	982	543
21		735500	4079500	Fl. lit.	Mar.	1.0	40	1.99	696	283	128
22		735400	4080800	Fl. lit.	Mar.	1.0	10	0.09	217	109	10
23		735400	4080800	Fl. lit.	Est.	1.0	10	0.16	313	150	15
24		735550	4080550	Fl. lit.	Est.	0.6	10	0.02	70	28	13
25		735500	4080600	Fl. lit.	Est.	1.5	20	0.86	501	195	65
26	LAGUNA DE LA PITILLA	733500	4081250	Fl. lit.	Est.	0.6	20	2.51	911	292	132
27		733200	4087150	Vera	Est.	1.1	30	0.06	103	43	15
28		733300	4087325	Vera	Est.	1.1	30	0.30	538	257	10
29	CORRAL DE LOS ZAOS	729400	4088750	Corr.	Est.	4.2	20	0.28	361	163	28
30	CHARCAS DUNARES	729900	4089200	Fr. mov.	Est.	6.1	30	0.04	81	31	18
31	CORRAL DE LA TEJONERA	731250	4089850	Corr.	Est.	4.0	60	0.20	198	84	32
32	CORRAL DE LOS CALLEJONES	729250	4089600	Corr.	Est.	5.8	50	0.10	136	54	26
33	CORRAL DE FELIX	729000	4090500	Corr.	Est.	5.7	20	0.29	241	101	37
34	CORRAL DE LA CITA	728000	4091500	Corr.	Est.	6.1	30	0.29	283	129	24
35	LAGUNA DEL SOPETON	726500	4093500	Vera	Per.	1.5	150	1.21	467	156	138
36	LAGUNA DEL RINCON DE GUERRERO	726750	4093500	Vera	Est.	3.6	60	5.92	1398	447	2
37	LAGUNA DEL GALAPAGO	727550	4093750	Vera	Est.	1.5	110	0.23	188	80	36
38	ZACALLON DEL POZO DEL PUNTAL	728575	4095350	Vera	Sem.	1.8	100	0.06	93	29	27
39	ZACALLON DEL PUNTAL	728525	4095825	Vera	Sem.	1.0	100	0.04	99	45	13
40	LAGUNA DE LA PARADA	722750	4095200	Corr.	Est.	8.0	50	2.94	708	271	176

Fl. lit.= Flecha litoral; Fr. mov.= Frentes móviles; Corr.= Corrales; Con. d-m= Contacto dunas-manto arrasado; Mant.= Manto arrasado; Con. n-m= Contacto naves-manto arrasado; Vera= Vera-retuerta
Est.= Estacional; Sem.= Semipermanente; Per.= Permanente; Mar.= Influencia mareal

Nº	NOMBRE	COORDENADAS UTM		SECTOR AMBIENTAL	REGIMEN HIDRICO	Alt. (m)	Prof. aprox. (cm)	Superf. aprox. (Ha)	Perim. aprox. (m)	Long. max. aprox. (m)	Anch. max. aprox. (m)
41	LAGUNA DULCE	724000	4095700	Con. d-m	Per.	4.4	160	4.57	1207	365	273
42	LAGUNA DE SANTA OLALLA	724500	4095500	Con. d-m	Per.	0.0	250	32.73	3735	1026	526
43	LAGUNA DE LAS PAJAS I	725250	4095250	Con. d-m	Sem.	5.0	80	4.33	1540	423	210
44	LAGUNA DE LAS LAS PAJAS II	725500	4095250	Con. d-m	Sem.	5.0	80	2.18	860	301	172
45	LAGUNA DE LAS PAJAS III	725750	4095250	Con. d-m	Sem.	5.0	80	3.56	1118	299	209
46	LAGUNA DEL SAPO II	726550	4095800	Con. d-m	Sem.	5.0	30	0.25	230	78	59
47	LAGUNA DEL SAPO I	726800	4096050	Con. d-m	Sem.	5.0	70	0.33	294	101	27
48	LAGUNA DE LOS HERMANILLOS	726850	7096075	Mant.	Est.	4.2	70	0.39	258	108	53
49	LAGUNAS REDONDAS DE STA. OLALLA I	724950	4095950	Mant.	Est.	5.0	90	0.17	154	57	40
50	LAGUNAS REDONDAS DE STA. OLALLA II	725000	4095950	Mant.	Est.	5.0	90	0.47	288	96	55
51		725200	4096200	Mant.	Est.	5.0	50	0.04	74	26	21
52		724800	4096300	Mant.	Est.	6.4	100	1.09	558	257	58
53	LAGUNA LAS VERDES	725875	4096375	Mant.	Est.	6.0	100	0.22	181	68	42
54		727750	4096450	Vera	Est.	3.0	30	0.27	207	86	43
55	LAGUNA DEL BREZO	721400	4097300	Con. d-m	Est.	14.0	40	1.22	540	228	72
56	CHARCO DEL TORO	721450	4096900	Con. d-m	Sem.	0.0	130	3.72	819	3	144
57		721700	4097200	Con. d-m	Sem.	11.1	40	0.38	262	114	43
58		721700	4097200	Mant.	Est.	12.1	100	0.28	214	77	42
59		721800	4097300	Mant.	Est.	12.0	30	0.05	85	23	21
60		721950	4097300	Mant.	Est.	12.0	30	0.04	100	38	14
61		721900	4097250	Mant.	Est.	12.0	30	0.06	97	40	26
62		721950	4097350	Mant.	Est.	12.0	30	0.04	82	29	20
63	LAGUNA DEL PINO II	722100	4096850	Mant.	Est.	11.5	70	0.20	181	61	48
64	LAGUNA DEL PINO I	721900	4097100	Mant.	Est.	11.0	70	0.22	304	109	52
65	LAGUNA DEL ZAHILLO	722000	4096500	Con. d-m	Sem.	9.5	150	5.50	1014	337	265
66	LAGUNA DEL TARAJE	723000	4096500	Con. d-m	Sem.	8.5	150	6.09	1569	702	155
67		723600	4096500	Con. d-m	Sem.	8.9	90	0.18	169	58	41
68	LAGUNA DE LA SANGUIJUELA	723950	4096400	Mant.	Est.	8.0	100	0.41	262	92	48
69	LAGUNA DE LA CASA DE SANTA OLALLA	724100	4096500	Mant.	Est.	6.0	40	0.34	228	86	54
70	LAGUNA DEL ALCORNOQUE ESCOBAR	722400	4097225	Mant.	Est.	12.1	100	0.78	380	154	68
71	LAGUNA DEL PINAR DEL RAPOSO	723100	4097450	Mant.	Est.	12.5	40	0.02	57	30	27
72		723200	4097600	Mant.	Est.	13.5	30	0.39	314	136	35
73		721750	4097700	Con. n-m	Sem.	17.0	90	0.06	117	50	25
74		721650	4097800	Con. n-m	Sem.	17.0	90	0.17	184	78	36
75		721750	4097800	Con. n-m	Sem.	17.0	90	0.01	63	28	15
76		721850	4097800	Con. n-m	Sem.	17.0	90	0.09	156	63	17
77	LAGUNA DEL FRIO	721700	4097850	Con. n-m	Sem.	17.0	90	0.04	87	36	11
78		721750	4097950	Con. n-m	Sem.	17.0	90	0.09	120	44	36
79		721800	4098050	Con. n-m	Sem.	17.0	100	0.15	233	103	23
80		723400	4097400	Mant.	Est.	12.7	30	0.32	216	74	50
81		723800	4097300	Mant.	Est.	11.4	30	0.21	168	56	47
82		724750	4096900	Mant.	Est.	9.9	30	0.18	167	66	35
83		728950	4096800	Mant.	Est.	6.5	60	0.12	165	58	34
84		726150	4096900	Mant.	Est.	6.0	30	0.26	208	73	50
85	LAGUNA JIMENA	726450	4097050	Mant.	Est.	6.5	50	0.48	285	110	50
86		727100	4097100	Mant.	Est.	4.8	50	0.41	320	123	59

Nº	NOMBRE	COORDENADAS UTM		SECTOR AMBIENTAL	REGIMEN HIDRICO	Alt. (m)	Prof. aprox. (cm)	Superf. aprox. (Ha)	Perim. aprox. (m)	Long. max. aprox. (m)	Anch. max. aprox. (m)
87	LAGUNA DEL ALCORNOQUE DE RODRIGO PEREZ	726875	4097425	Mant.	Est.	5.1	50	0.19	180	68	44
88	LAGUNA DE EL RICO	725250	4097325	Mant.	Est.	9.6	40	0.60	489	216	47
89	CHARCA DE LA FUENTE DEL DUQUE	727575	4098175	Vera	Est.	2.4	50	0.03	70	24	17
90	CHARCA DEL CAÑO DEL CHORRITO	727600	4098400	Vera	Est.	0.8	50	0.09	197	87	12
91		727725	4099000	Vera	Est.	0.8	40	0.11	220	88	25
92	CHARCA DEL CAÑO DE LA RAYA	727800	4099450	Vera	Est.	0.8	40	0.05	84	29	20
93	LAGUNA DEL ALCORNOQUE DE LAS MONJAS	726600	4098250	Mant.	Est.	8.0	80	0.17	221	100	29
94	LAGUNA DEL NIDO DEL GATO	726500	4098750	Mant.	Est.	9.5	70	0.18	164	60	39
95		726700	4099000	Mant.	Est.	9.5	70	0.13	139	48	34
96		722000	4098700	Con. n-m	Sem.	21.0	80	0.38	250	88	54
97	LAGUNA DEL OJILLO	722000	4099000	Con. n-m	Sem.	21.9	100	1.34	535	228	81
98	LAGUNA DEL NAVAZO DEL TORO	722200	4099350	Con. n-m	Sem.	22.0	50	3.42	1008	336	184
99	LAGUNA DEL PINAR DEL NAVAZO DEL TORO	722250	4099600	Con. n-m	Sem.	23.0	60	0.28	254	90	40
100		722650	4100025	Con. n-m	Sem.	23.0	30	0.11	120	46	32
101		723050	4099200	Mant.	Est.	20.9	30	0.16	168	67	37
102		723050	4099100	Mant.	Est.	20.9	40	0.09	136	58	20
103		723300	4099350	Mant.	Est.	19.9	50	0.14	147	61	31
104	LAGUNA DEL TOJAL DEL LOBO	723650	4098700	Mant.	Est.	16.5	40	1.12	560	236	89
105		724250	4099125	Mant.	Est.	16.9	70	0.01	46	28	11
106		724275	4099325	Mant.	Est.	17.1	20	0.33	234	83	63
107		722100	4100650	Con. n-m	Sem.	26.0	50	0.12	136	51	38
108		722000	4100500	Con. n-m	Sem.	25.8	50	0.39	256	87	61
109	LAGUNA DEL ACEBUCHE DE LAS PALOMAS	721800	4100400	Con. n-m	Sem.	26.0	70	0.07	104	39	23
110		722000	4100400	Con. n-m	Sem.	25.8	40	0.32	226	76	52
111		722100	4100400	Con. n-m	Sem.	26.0	50	0.03	64	21	16
112	LAGUNA DE EL MORAL	722100	4100800	Con. n-m	Sem.	25.6	80	0.77	415	151	72
113		722725	4100725	Mant.	Est.	24.0	60	3.08	1045	310	169
114		723400	4100400	Mant.	Est.	22.1	60	0.03	65	24	16
115		723450	4100200	Mant.	Est.	23.0	100	0.39	259	110	52
116		723475	4100000	Mant.	Est.	19.9	70	0.17	199	87	29
117		724025	4099825	Mant.	Est.	18.4	70	0.79	478	183	67
118	LAGUNA DEL CABALLO	724200	4099550	Mant.	Est.	17.2	50	1.17	488	207	68
119	LAGUNA DEL ALCORNOQUE MAHON	725100	4099150	Mant.	Est.	14.8	80	0.55	292	99	85
120		725250	4099750	Mant.	Est.	15.0	40	0.02	52	20	12
121		725450	4099650	Mant.	Est.	13.0	20	0.02	59	23	8
122	EL CORCHUELO	727825	4099900	Vera	Est.	0.8	40	0.04	84	34	15
123		727900	4100300	Vera	Est.	0.9	40	0.11	220	81	24
124		727325	4100325	Mant.	Est.	6.2	50	0.04	74	29	21
125		727000	4100500	Mant.	Est.	8.0	80	0.03	60	20	18
126		726725	4100850	Mant.	Est.	10.1	10	0.09	137	52	25
127		726500	4101000	Mant.	Est.	18.0	20	0.55	391	162	49
128		726600	4100850	Mant.	Est.	11.3	70	0.07	108	45	24
129	LAGUNA DEL NAVAZO DE LA SARNA	726900	4100850	Mant.	Est.	8.8	30	1.45	649	241	95
130		727200	4100825	Mant.	Est.	7.5	30	0.16	162	66	30
131		727225	4100525	Mant.	Est.	7.0	50	0.08	107	39	25

Nº	NOMBRE	COORDENADAS UTM		SECTOR AMBIENTAL	REGIMEN HIDRICO	Alt. (m)	Prof. aprox. (cm)	Superf. aprox. (Ha)	Perim. aprox. (m)	Long. max. aprox. (m)	Anch. max. aprox. (m)
132		727750	4100550	Vera	Est.	4.0	60	0.04	69	24	19
133		728100	4100750	Vera	Est.	0.9	30	0.07	97	36	23
134		727650	4101000	Vera	Est.	4.9	30	0.07	98	35	22
135		727725	4101000	Vera	Est.	4.9	80	0.09	112	41	25
136		722225	4101525	Con. n-m	Sem.	26.1	40	0.14	141	52	35
137		722225	4101525	Con. n-m	Sem.	26.1	40	0.93	484	207	85
138		723000	4101000	Mant.	Est.	24.0	90	1.10	485	196	83
139		723500	4100600	Mant.	Est.	22.0	80	0.47	283	93	82
140		723700	4100600	Mant.	Est.	21.6	40	0.96	482	193	75
141		723800	4100800	Mant.	Est.	21.4	30	0.09	127	46	27
142		723750	4100800	Mant.	Est.	22.0	30	0.14	139	49	40
143		724500	4100500	Mant.	Est.	18.8	30	0.09	113	40	31
144		725000	4100500	Mant.	Est.	17.9	10	0.10	137	57	22
145		725000	4100500	Mant.	Est.	16.5	30	0.10	123	50	27
146		725000	4100500	Mant.	Est.	17.9	30	0.14	137	49	39
147		724500	4100600	Mant.	Est.	18.9	70	0.57	341	117	70
148		724400	4100700	Mant.	Est.	18.7	30	0.47	322	133	46
149		724700	4100650	Mant.	Est.	18.6	40	0.47	262	103	60
150		724500	4101000	Mant.	Est.	18.8	20	0.16	153	59	33
151		724500	4101000	Mant.	Est.	18.9	10	0.13	142	62	35
152		724400	4101600	Mant.	Est.	20.5	40	0.12	135	54	28
153		724150	4101550	Mant.	Est.	21.6	10	0.04	79	33	13
154		724600	4101550	Mant.	Est.	20.3	70	0.27	225	93	43
155		724300	4101100	Mant.	Est.	19.6	100	0.08	123	51	25
156		724300	4101300	Mant.	Est.	20.5	50	0.11	122	44	31
157		724300	4101450	Mant.	Est.	20.3	70	0.09	120	50	21
158		724200	4101150	Mant.	Est.	20.1	70	0.12	128	44	31
159		725000	4101450	Mant.	Est.	18.3	70	0.39	277	118	50
160		725475	4101400	Mant.	Est.	17.1	70	0.31	234	98	39
161		725000	4101000	Mant.	Est.	18.0	20	0.08	103	32	28
162		727325	4100325	Mant.	Est.	9.6	50	0.03	62	19	17
163		724950	4101175	Mant.	Est.	17.8	30	0.10	123	50	23
164		725750	4101150	Mant.	Est.	15.0	50	0.21	208	83	40
165		725900	4101150	Mant.	Est.	14.5	40	0.14	164	57	42
166		725700	4101500	Mant.	Est.	9.6	50	0.03	62	19	17
167		725325	4101725	Mant.	Est.	17.7	30	0.90	410	165	96
168		725575	4101975	Mant.	Est.	16.7	20	0.23	189	76	40
169		725550	4102300	Mant.	Est.	15.5	100	0.37	273	111	47
170		725900	4102450	Mant.	Est.	13.2	70	0.07	111	50	17
171		726125	4102050	Mant.	Est.	13.2	10	0.17	157	55	46
172		726200	4101975	Mant.	Est.	12.7	10	0.34	252	101	49
173		726300	4101975	Mant.	Est.	12.4	10	0.14	148	56	40
174		726450	4101750	Mant.	Est.	11.5	20	0.13	138	53	33
175		726350	4101700	Mant.	Est.	12.0	10	0.57	281	100	69
176		726100	4101700	Mant.	Est.	12.4	10	0.16	154	54	41
177		726200	4101700	Mant.	Est.	12.5	10	0.12	134	55	26
178		726750	4101650	Mant.	Est.	10.0	80	0.76	539	202	94
179	LAGUNA DE EL BERRACO	726450	4101350	Mant.	Est.	12.0	70	0.22	189	78	35
180	CHARCA DEL CAÑO DE MARTINAZO	728000	4101250	Vera	Est.	0.8	50	0.16	259	112	17
181		727775	4101925	Vera	Est.	2.9	40	0.02	58	23	12
182		728000	4102150	Vera	Est.	1.6	30	0.01	38	13	10

Nº	NOMBRE	COORDENADAS UTM		SECTOR AMBIENTAL	REGIMEN HIDRICO	Alt. (m)	Prof. aprox. (cm)	Superf. aprox. (Ha)	Perim. aprox. (m)	Long. max. aprox. (m)	Anch. max. aprox. (m)
183		727775	4102200	Vera	Est.	2.7	50	0.02	54	21	15
184	CHARCA DEL CAÑO DE LAS GANGAS	728100	4102450	Vera	Est.	0.9	60	0.07	114	49	20
185		728000	4102500	Vera	Est.	1.5	80	0.07	103	39	32
186		727000	4102000	Mant.	Est.	8.9	70	0.08	103	38	28
187	LAGUNA DE LA JABATA	727100	4102250	Mant.	Est.	7.5	50	0.39	397	157	41
188		727125	4101975	Mant.	Est.	7.5	50	0.25	186	68	44
189		727475	4102700	Mant.	Est.	4.5	20	0.18	182	75	22
190		717750	4101125	Mant.	Est.	34.6	30	0.28	235	98	48
191		719150	4102750	Mant.	Est.	33.5	70	0.19	195	83	26
192	LAGUNA DE LA MADROÑILLA	718750	4102750	Mant.	Est.	34.0	80	0.33	328	149	30
193		718950	4102900	Mant.	Est.	33.8	50	0.41	251	87	63
194		718900	4103400	Mant.	Est.	33.5	80	0.32	205	69	58
195		719650	4103600	Mant.	Est.	33.0	40	0.43	366	159	37
196	LAGUNA DEL CONTRABANDISTA	720500	4103500	Mant.	Est.	30.1	60	3.26	810	318	153
197		720500	4103500	Mant.	Est.	30.2	10	2.70	719	287	130
198	NAVAZO ARAGON	720350	4102750	Mant.	Est.	30.0	70	3.51	835	257	212
199	CHARCA DE LA CASA DE LA HOGEA	721150	4102450	Con. n-m	Sem.	28.6	80	8.65	1527	562	246
200		721000	4102550	Con. n-m	Sem.	29.2	100	0.16	170	68	24
201	LAGUNA DEL ALCORNOQUE DEL PATO	721800	4102650	Con. n-m	Sem.	28.0	80	1.11	450	169	93
202		722000	4102500	Con. n-m	Sem.	27.2	50	1.25	578	243	79
203		722750	4102500	Mant.	Est.	25.5	30	0.28	193	65	60
204		722900	4102750	Mant.	Est.	24.2	70	0.15	144	56	36
205	LAGUNA DEL ALCORNOQUE ALQUERQUE	722950	4102850	Mant.	Est.	24.0	70	0.07	102	31	27
206		722600	4103100	Mant.	Est.	25.4	30	0.52	284	112	57
207		722450	4103200	Mant.	Est.	26.5	40	0.43	258	96	61
208		722550	4103300	Mant.	Est.	25.4	30	0.38	247	88	61
209		722700	4103350	Mant.	Est.	25.4	30	0.94	403	159	83
210		722650	4102900	Mant.	Est.	25.9	60	0.48	306	136	46
211		723250	4102975	Mant.	Est.	23.9	70	0.39	232	86	53
212		723550	4103050	Mant.	Est.	22.8	70	0.86	346	126	87
213		723900	4103450	Mant.	Est.	22.4	30	0.13	130	43	38
214		723950	4102800	Mant.	Est.	22.7	40	0.12	157	60	26
215		724050	4102800	Mant.	Est.	22.3	40	0.34	219	79	60
216		723900	4102700	Mant.	Est.	22.1	80	0.47	361	170	38
217		724275	4102275	Mant.	Est.	22.0	60	0.29	217	84	44
218		723500	4102000	Mant.	Est.	23.7	70	0.39	242	83	61
219		723500	4102000	Mant.	Est.	23.8	30	0.53	335	117	64
220		723250	4102550	Mant.	Est.	23.9	50	1.31	604	202	104
221		723600	4102750	Mant.	Est.	22.9	40	1.62	611	228	130
222		723650	4102600	Mant.	Est.	22.7	30	0.25	181	66	49
223		724950	4102300	Mant.	Est.	18.6	20	2.04	828	222	183
224		725350	4102625	Mant.	Est.	16.9	30	0.14	144	58	30
225		724900	4102850	Mant.	Est.	19.3	40	0.34	223	81	56
226		724650	4102850	Mant.	Est.	20.2	60	0.14	141	49	33
227		724075	4102800	Mant.	Est.	21.7	20	0.14	146	53	31
228	CHARCA DE LOS MADROÑOS	724925	4103550	Mant.	Est.	18.0	70	0.43	261	105	55
229		724425	4103775	Mant.	Est.	18.7	80	0.31	248	103	35

Nº	NOMBRE	COORDENADAS UTM		SECTOR AMBIENTAL	REGIMEN HIDRICO	Alt. (m)	Prof. aprox. (cm)	Superf. aprox. (Ha)	Perim. aprox. (m)	Long. max. aprox. (m)	Anch. max. aprox. (m)
230	LAGUNA DEL ALCORNOQUE CAIDO	724675	4102875	Mant.	Est.	20.5	90	0.21	181	61	56
231		725950	4102650	Mant.	Est.	13.9	40	0.12	127	49	31
232		726150	4102650	Mant.	Est.	12.9	60	0.14	138	54	32
233		725750	4103250	Mant.	Est.	14.1	10	0.34	222	78	62
234		725600	4104100	Mant.	Est.	13.9	110	0.23	186	60	59
235		725750	4104150	Mant.	Est.	12.5	30	1.12	532	207	117
236	NAVAZO HONDO	725750	4104450	Mant.	Est.	9.9	50	0.24	182	69	50
237		724450	4104325	Mant.	Est.	17.3	30	0.07	97	31	28
238		726400	4103700	Mant.	Est.	10.5	30	0.06	85	30	23
239		727475	4103625	Mant.	Est.	3.5	70	0.05	83	33	22
240		727700	4104000	Mant.	Est.	2.0	20	0.16	168	59	34
241		727275	4104625	Mant.	Est.	3.3	10	0.30	199	68	58
242		726875	4104425	Mant.	Est.	3.9	30	0.02	54	20	14
243		726875	4104425	Mant.	Est.	3.9	30	0.02	55	19	16
244		727525	4104700	Vera	Est.	1.8	40	0.10	157	64	24
245		727825	4103375	Mant.	Est.	1.8	50	0.25	185	70	47
246		728000	4103450	Mant.	Est.	1.5	80	0.06	87	29	28
247	LAGUNA DE LA CENCERRA	719450	4104750	Mant.	Est.	31.8	70	0.77	315	105	93
248	LAGUNA DEL PAJARITO	720000	4104000	Vera	Est.	31.0	80	0.44	413	174	36
249		720250	4104250	Mant.	Est.	30.7	30	0.15	147	57	33
250		720250	4104200	Mant.	Est.	30.7	30	0.07	98	35	27
251		723700	4103800	Mant.	Est.	22.5	60	0.97	376	129	102
252		722925	4104075	Mant.	Est.	24.5	80	2.58	1022	279	152
253		722750	4104050	Mant.	Est.	25.0	90	2.15	632	258	140
254		722650	4104350	Mant.	Est.	25.5	70	0.91	462	188	76
255		722425	4104425	Mant.	Est.	26.6	30	0.08	103	37	26
256		722250	4104800	Mant.	Est.	24.6	40	0.18	170	72	31
257	LAGUNA DE LA MATA DE LOS DOMINGUEZ	721750	4104900	Mant.	Est.	25.9	20	9.61	1258	470	309
258		722075	4105150	Mant.	Est.	25.1	60	0.33	208	63	60
259		722450	4105100	Mant.	Est.	24.0	20	4.99	859	293	216
260		722775	4105375	Mant.	Est.	23.5	50	0.22	174	67	42
261		722650	4105500	Mant.	Est.	23.5	50	0.49	258	88	76
262		722550	4105700	Mant.	Est.	23.3	70	0.26	190	72	43
263		724500	4105200	Mant.	Est.	15.5	30	0.04	85	33	16
264		724525	4105875	Mant.	Est.	12.5	90	0.07	96	31	29
265		724750	4106000	Mant.	Est.	10.7	70	0.10	128	51	25
266		724350	4106200	Mant.	Est.	11.9	70	0.11	145	59	28
267		724550	4106325	Mant.	Est.	10.5	40	0.06	96	36	18
268		726000	4105825	Mant.	Est.	4.8	40	0.08	106	37	27
269		726375	4105500	Vera	Est.	4.8	10	0.07	92	29	26
270		726285	4105625	Vera	Est.	2.0	70	0.09	114	44	27
271		726650	4105675	Vera	Est.	2.8	60	0.24	175	62	52
272		727250	4105400	Vera	Est.	1.3	50	0.19	191	79	30
273	LAGUNA DE LOS POSTERUELOS	721150	4106000	Mant.	Est.	24.5	70	1.16	493	204	60
274		721400	4106400	Mant.	Est.	26.7	20	2.08	823	255	147
275	LAGUNA DE LA ESPAJOSA	723350	4107400	Mant.	Est.	13.7	120	1.10	453	181	79
276		724950	4107050	Mant.	Est.	8.0	50	1.04	460	183	94
277	LAGUNA DE LOS GORRIONES	722650	4108350	Mant.	Est.	14.3	70	0.45	263	86	63
278		722800	4108350	Mant.	Est.	13.1	60	0.47	273	107	50
279		723450	4108650	Mant.	Est.	11.5	140	0.15	149	51	34

Nº	NOMBRE	COORDENADAS UTM		SECTOR AMBIENTAL	REGIMEN HIDRICO	Alt. (m)	Prof. aprox. (cm)	Superf. aprox. (Ha)	Perim. aprox. (m)	Long. max. aprox. (m)	Anch. max. aprox. (m)
280		723200	4109100	Mant.	Est.	11.2	40	0.32	215	86	50
281	LAGUNA DEL CHAPARRO MATIAS	723350	4109200	Mant.	Est.	10.6	50	0.26	190	68	49
282		724200	4110425	Vera	Est.	4.0	20	0.17	167	69	36
283	LAGUNA DEL EUCALIPTAR DE DOMECQ	722250	4110400	Mant.	Est.	12.0	30	1.39	576	206	99
284		725950	4111500	Vera	Est.	1.7	30	0.07	97	34	25
285		726550	4111600	Mant.	Est.	2.0	150	0.33	210	76	51
286		726400	4112100	Mant.	Est.	3.0	10	0.31	224	87	54
287		725950	4111900	Mant.	Est.	26.0	80	0.09	109	39	27
288		726450	4112150	Mant.	Est.	3.0	20	0.30	221	90	50
289		726500	4112400	Mant.	Est.	3.6	40	0.49	276	92	77
290		728425	4111150	Vera	Est.	1.5	60	0.49	285	111	59
291		727700	4112450	Mant.	Est.	4.0	130	0.63	330	128	69
292		728250	4112650	Mant.	Est.	4.0	40	0.43	399	182	35
293	LAGUNA DEL CAÑO SALADO	728475	4112975	Mant.	Est.	3.0	90	2.15	1342	550	82
294		729150	4112150	Vera	Est.	2.0	50	2.78	651	220	189
295		729975	4112450	Mant.	Est.	1.7	50	0.14	146	60	30
296		729800	4112600	Mant.	Est.	1.9	10	1.68	682	262	125
297		729900	4112850	Mant.	Est.	1.9	20	0.33	293	124	37
298		729550	4112900	Mant.	Est.	2.7	10	0.29	243	100	36
299		730050	4112900	Mant.	Est.	1.9	20	0.08	104	40	31
300		729800	4112950	Mant.	Est.	1.9	20	0.07	98	37	28
301		729700	4112975	Mant.	Est.	1.9	20	0.08	107	35	28
302		729850	4113400	Mant.	Est.	2.8	40	0.08	105	42	22
303		729550	4113100	Mant.	Est.	2.4	30	0.15	187	80	26
304		729450	4113000	Mant.	Est.	2.4	70	0.14	151	61	30
305		730250	4113150	Mant.	Est.	2.6	20	0.19	164	60	37
306		730150	4113450	Mant.	Est.	2.7	20	0.10	115	39	32
307	LUCIO DEL BOLIN	728000	4097000	Vera	Per.	2.5	110	1.06	505	185	92
308	LUCIO DEL PALACIO	728000	4097000	Vera	Per.	2.5	40	3.09	861	323	150

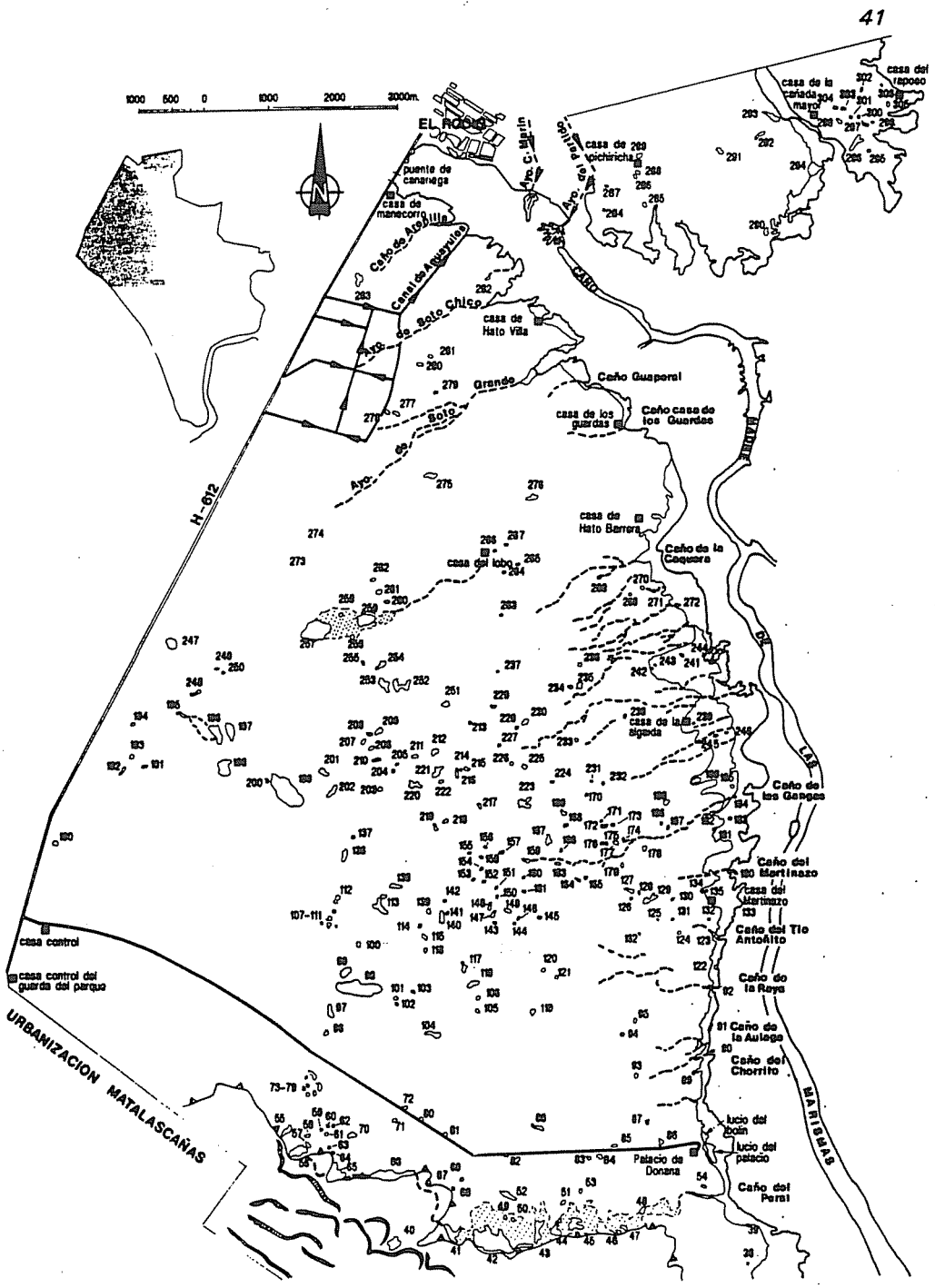


Figura 1. Localización geográfica de las formaciones palustres del manto eólico del Parque Nacional de Doñana
La numeración corresponde con la tabla 1.

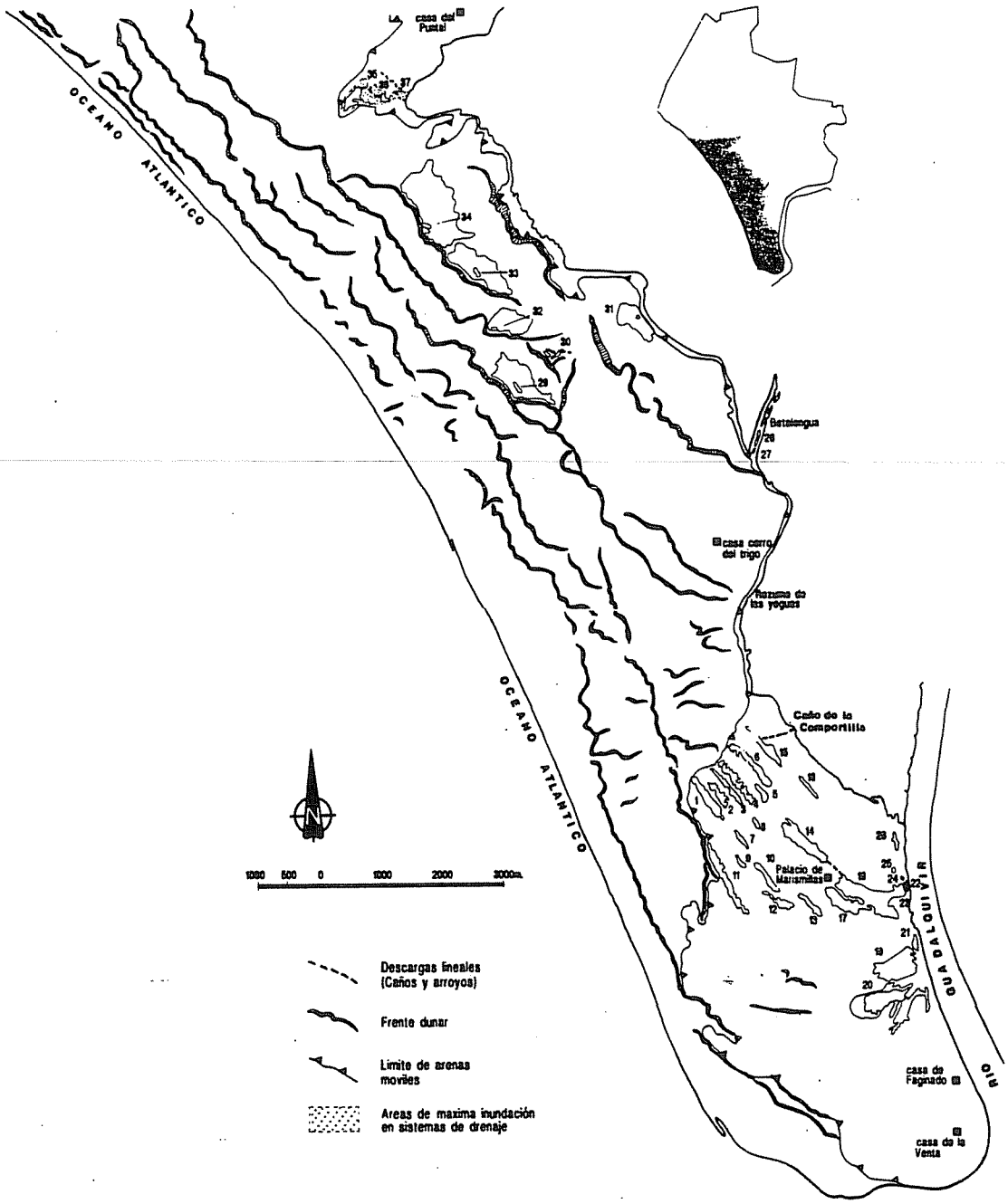


Figura 1. (continuación)

DISCUSION

El inventario presentado aunque exhaustivo, no es definitivo debido a las características altamente fluctuantes de los humedales considerados. La frontera entre criptohumedales y formaciones palustres, en muchos de estos ambientes, es más operativa que real. El elevado dinamísmo geomorfológico e hidrológico del manto eólico provoca que un determinado espacio, ya sea de una forma total o parcial, pueda actuar como un criptohumedal o formación palustre según las fluctuaciones ambientales anuales o interanuales. Los mismos argumentos justifican el carácter aproximado de las estimas de los parámetros morfométricos considerados. Es por tanto un inventario abierto cuyo seguimiento en el tiempo puede servir para un mejor conocimiento de la variabilidad espacio-temporal de estos ecosistemas y procesos geomorfológicos e hidrológicos asociados.

AGRADECIMIENTOS

La guardería del Parque Nacional nos prestó una ayuda inestimable en la localización y caracterización de las láminas de agua inventariadas. Parte del estudio ha sido financiado mediante un convenio de colaboración con el Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Alicia Juanas realizó la parte gráfica y Lourdes Rey la tabla del inventario.

BIBLIOGRAFIA.

Allier, C., F.G. Bernáldez & L. Ramirez-Diaz 1974. Mapa ecológico de la Reserva Biológica de Doñana. Estación Biológica de Doñana. CSIC.

Bernáldez, F.G. & C. Montes 1989. Los humedales del acuífero de Madrid. Inventario y tipología basada en su origen y funcionamiento. Canal de Isabel II. Madrid.

Bernués, M. & C. Montes 1992. Base bibliográfica para el estudio del Medio Natural del Parque Nacional de Doñana y su entorno. ICONA.MAPA. Madrid.(en prensa).

CARTOGESA 1985. Plano fotogramétrico del Parque Nacional de Doñana. Dirección General del Medio Ambiente. Ministerio Obras Publicas. Madrid.

García Novo, F. et al. 1991. Tipificación de los ecosistemas acuáticos sobre sustrato arenoso del Parque Nacional de Doñana. III Simposio sobre el agua en Andalucía :165-176.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:45-52

SOBRE LA GEOMETRIA DE LOS CUENCOS LACUSTRES GLACIARES PIRENAICOS

M.A.Gil Saurí
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos.Campus de Vera.46071-Valencia.

Palabras clave:Cuaternario,glaciarismo,morfogénesis,cuenco,geometría.

ABSTRACT

The Quaternary glacial morphogenetic system has produced overexcavated areas which,by the melting of the glaciar,give rise to lakes that,downstream,remain closed in by strong rocky thresholds or by moraines deposited by the glaciar.A mixed situation is also possible.

The morphogenetic analysis of different lakes in the Spanish Pyrenees has permitted a geometric characterization of these glacial cavities to be established.In this way,by means of the elaboration of hypsographic curves , the most concordant mean form for these lake basins has been deduced.

INTRODUCCION

En España hay glaciares actuales en núcleos muy reducidos.Se acantonan en el Pirineo alrededor de los 3000 m. de altitud.Vestigios glaciares cuaternarios,fuera de las altitudes del glaciarismo actual,los hay en el Pirineo,Cordillera Cantábrica,Macizo Galaico,Cordillera Ibérica y Central y,en el Sur,Sierra Nevada.

El efecto principal de la morfogénesis glaciar fue la sobreexcavación.En muchas zonas sobreexcavadas,al desaparecer el glaciar,se produjeron lagos;éstos tienen su origen en los valles,por donde discurren las lenguas glaciares,en los circos,donde se forman cuando el retroceso del hielo ha sido total.

El análisis morfométrico de distintas concavidades ha determinado la caracterización geométrica de estas formas glaciares.Se ha particularizado en los lagos glaciares(Pirineos),especialmente en 67 de ellos se ha podido obtener toda suerte de datos.El estudio sobre 81 criptodepresiones individuales , pertenecientes a las antedichas masas acuíferas,se ha comparado con cifras y resultados de morfología extranjera.

Por último,la formulación,que ha permitido una definición geométrica aproximada del cuenco lacustre medio glaciar pirenaico,facilita explicaciones sobre los distintos factores que intervienen en la morfogénesis glaciar.Asimismo, señalamos unas interesantes investigaciones a realizar,relativas a la comprobación obtenida en diferentes ámbitos de actuación del glaciarismo cuaternario en nuestra Península.

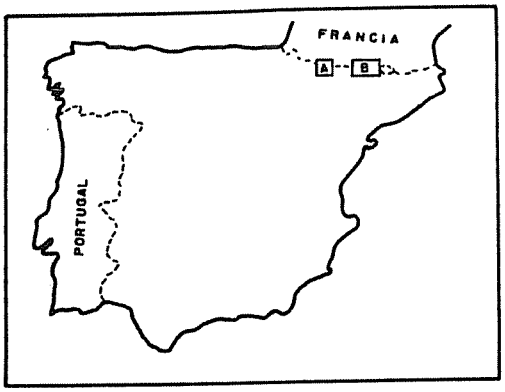
Otro camino a seguir es el estudio de lagos y lagunas con distinto origen genético al glaciar;de este modo,será posible establecer una clasificación conjunta.

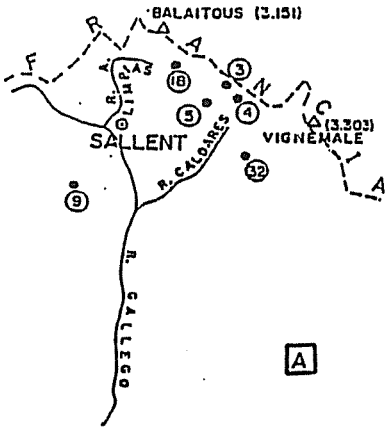
AREA DE ESTUDIO

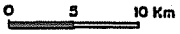
Para el análisis morfológico se consideró conveniente limitar el campo de acción a la vertiente meridional de la Cordillera Pirenaica.Fue así,por un lado, porque la erosión glaciar adquirió gran extensión;por otra parte,se pudo disponer de mayor número de observaciones batimétricas,lo que facilitó el trabajo de campo.

El acervo principal empleado para nuestra investigación se circunscribió a Aragón y Cataluña(provincias de Lérida y Huesca),fig.1.

Los datos característicos de los ibones-apelativo con el que se conocen los lagos y lagunas de origen glaciar en Aragón(etimológicamente del francés medieval "iba" y del celta "avon",contracción de ambos vocablos,cuyo significado,respectivamente,es "agua" y"corriente de agua")- de la muestra:profundidad máxima H,superficie S_H y volumen V_R,todo referido al nivel del umbral natural del lago,se incluyen en tabla de la página siguiente.







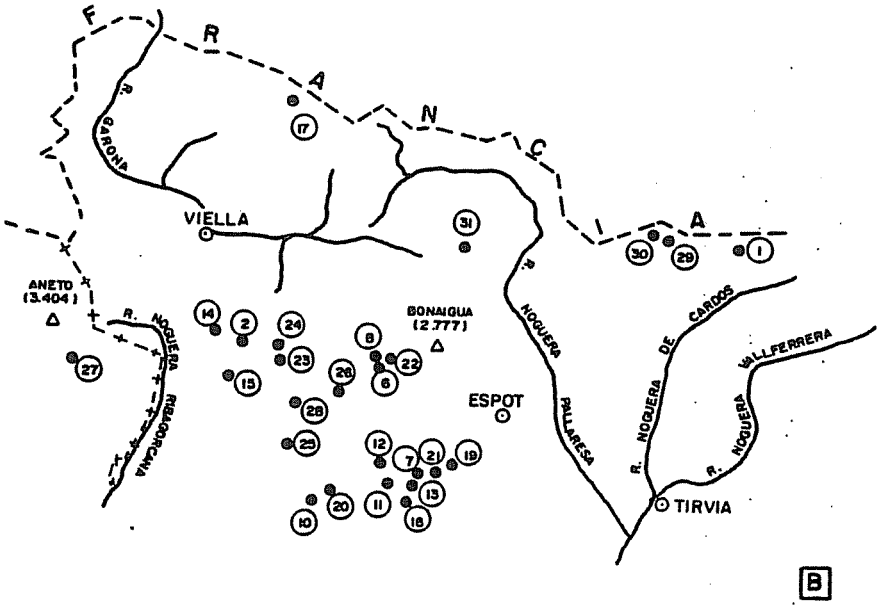


Fig.1.Distribución geográfica de los lagos glaciares de la muestra.

Nº(*)	NOMBRE DEL LAGO	ALTITUD(m.)	H(m.)	$S_H(10^4 m^2)$	$V_R(10^3 m^3)$
1	Certescans(3)	2232.56	104.56	59.30	29449.612
2	Mar-Artíes(3)	2223.30	83.30	46.03	14219.430
3	Bramatuero-Inf.	2311.00	18.00	10.75	684.345
4	Bramatuero-Sup.	2526.00	30.00	23.60	3815.210
5	Azul-Inferior	2375.00	25.00	4.08	589.738
6	Saburedo Mayor(2)	2318.95	20.95	14.80	1268.875
7	Mar de Capdella	2427.00	72.00	29.12	10784.276
8	Mayor de Colomers	2082.15	24.15	8.27	843.381
9	Tramacastilla	1680.70	4.70	2.32	35.335
10	Fosser(2)	2122.95	34.95	11.15	2276.759
11	Colomina	2411.20	64.20	12.32	3776.788
12	Mariolo	2291.00	21.00	12.50	875.003
13	Frescau	2418.30	33.30	6.82	1000.096
14	Tort de Rius	2325.75	41.75	85.44	9206.437
15	Gémenes Inferior	2233.00	19.00	8.14	751.087
16	Gémenes Superior	2269.00	31.00	7.67	1232.207
17	Estany Gento(2)	2132.00	22.00	21.81	2381.511
18	Liat	2115.00	39.00	26.70	3805.081
19	Pecico Grande	2332.00	38.00	9.14	1424.274
20	Negro de Peguera	2333.00	69.00	28.70	10294.171
21	Tort de Capdella	2316.00	15.00	5.15	327.877
22	Saburó	2530.00	84.00	23.28	10106.543
23	Gerbé	2178.00	50.00	15.36	3957.092
24	Travesany	2244.40	26.40	11.09	1037.470
25	Tucmeneges Inf.	2281.40	13.40	3.09	170.787
26	Cavallers	1723.50	13.50	10.80	560.300
27	Llong	1980.00	12.00	8.10	489.281
28	Llauset	2131.00	11.00	5.34	232.372
29	Negro de Bohí	2147.00	27.00	9.74	840.649
30	Mariola	2272.40	38.40	17.93	3026.486
31	Mayor de Sens	2490.00	50.00	11.90	2847.579
32	Airoto	2202.80	40.80	19.40	4038.626
	Brazato Inferior	2286.00	19.00	4.40	354.210
	Moncasau	2022.00	4.00	2.24	58.608
	Ratera Grande	2362.50	19.50	4.73	411.698
	Ratera Mediano	2379.60	14.60	2.60	156.319
	Ratera Pequeño	2370.00	5.00	1.00	20.500
	Saburedo Superior	2622.35	24.35	8.34	1064.991
	Closell	2075.00	5.00	1.35	26.495
	Rumedo Superior	2125.40	11.40	5.58	232.254
	Rumedo Medio	2108.20	36.20	11.00	1642.930
	Llarg(3)	2145.25	16.25	11.55	1108.219
	Ubago(2)	2207.10	27.10	13.78	1466.073
	Cuvieso(2)	2338.00	36.00	17.45	3810.620
	La Gola(2)	2226.00	26.00	10.52	1296.167
	Arbé	2110.80	42.80	5.42	1189.894
	Cabana de Liat	2126.00	10.00	2.14	87.967
	Cap de Port	2524.50	24.50	7.47	813.946
	La Llastra	2429.00	15.00	2.29	171.065
	La Coveta	2399.00	7.00	2.25	80.682
	La Cabana	2379.00	9.00	2.28	92.309
	Trullo	2313.00	17.00	2.37	195.920
	Ribereta Superior	2301.00	23.00	1.67	169.458
	Cabanes	2192.00	54.00	6.81	1397.929
	Ribereta Inferior	2247.20	53.20	7.76	1395.889
	Clot(2)	2120.45	12.45	3.16	115.120

Nº(*)	NOMBRE DEL LAGO	ALTITUD(m.)	H(m.)	$S_H(10^4m^2)$	$V_R(10^3m^3)$
	Naorte	2150.00	12.00	4.19	291.032
	Manyera	2164.75	4.75	2.13	75.900
	Rumedo Inferior	1999.20	19.20	7.17	706.082
	Tucmeneges Sup.	2317.25	39.25	13.29	1597.585
	Baborte	2333.20	31.20	6.78	1033.297
	Pulgar	2424.00	20.00	4.83	434.848
	Gallina	2269.00	16.00	4.49	377.742
	Caldas(2)	2184.00	16.00	3.37	191.114
	Rius-A	2316.00	8.00	0.75	31.487
	Rius-B	2316.00	20.00	4.30	397.877
	Malniu	2250.00	15.00	8.24	502.461

(*) Corresponde a la numeración del plano de situación de la Fig.1
(n) Señala el número de depresiones sumergidas en cada lago.

MATERIAL Y METODOS

Se ha partido para cada lago de la muestra de una cartografía detallada.Tras la elaboración de las batimetrías correspondientes y,teniendo en cuenta los antecedentes históricos,se ha escogido la metodología,derivada de las curvas características de los lagos,como la mas adecuada para identificar geométricamente la cubeta lacustre.

Desde el primer tercio de la centuria actual,numerosos estudios se han realizado sobre morfometría en ríos-caracterización de la morfología interna en embalses- y en lagos-significación de los parámetros definidores del cuenco lacustre-.

La clasificación geométrica de embalses,dentro de la morfogénesis fluvial,la analizó Garret,Hillman y Sutherland(1932).Análogos planteamientos matemáticos fueron empleados por Sáenz García(1934)en España.

Por otro lado,las observaciones sobre morfología de lagos no quedaron sistematizadas hasta G.E.Hutchinson(1957).En España,el estudio morfológico de Nussbaum (1934) sobre los lagos del Pirineo es intuitivo pero poco riguroso.Pardo(1948),facilita datos sobre la morfometría de mas de 2400 lagos españoles sin proporcionar detalles de la morfología interna.

En este mismo contexto,Neumann(1959)señala un hito importante en las averiguaciones que hasta el momento habían tenido lugar para dar con la forma media de la concavidad lacustre.Sugiere una sinusoide elíptica como la geometría que , por término medio,mas se ajusta al cuenco lacustre-lagos de cualquier tipo-.La antedicha geometría no es casual : relación profundidad media($\bar{D}$)/profundidad máxima(D_m) para este cuerpo es de 0.464.Por otra parte,este mismo autor trabajando con datos relativos a 107 lagos(90% de origen glaciar) repartidos por el mundo entero,listado facilitado por G.E.Hutchinson(1903-1991),pudo elegir el valor 0.467,para estos lagos,como promedio.

La relación aproximadamente lineal entre la profundidad media y la profundidad máxima con valor 1/2 (Neumann,1959),dio lugar a la elaboración de análoga representación para las 81 concavidades de la muestra pirenaica,fig.2.Advertida la similitud entre gráficos y razones-hay que considerar que un gran porcentaje estudiado por Neumann tiene origen glaciar- se pensó en establecer una metodología mucho mas exhaustiva que pudiera caracterizar geométricamente el cuenco lacustre pirenaico.En este sentido,se recurrió a las curvas características.Es decir, curvas que,para cada altura de agua o profundidad,relacionan la superficie horizontal y el volumen en función de la misma.La primera curva recibe tambien la denominación de hipsográfica(del griego hypsos,altura).Determinadas,para cada una de las 81 cubetas de la muestra,las precitadas líneas,se ensayaron familias de curvas teóricas con la finalidad de buscar el mejor ajuste a las mencionadas curvas reales.

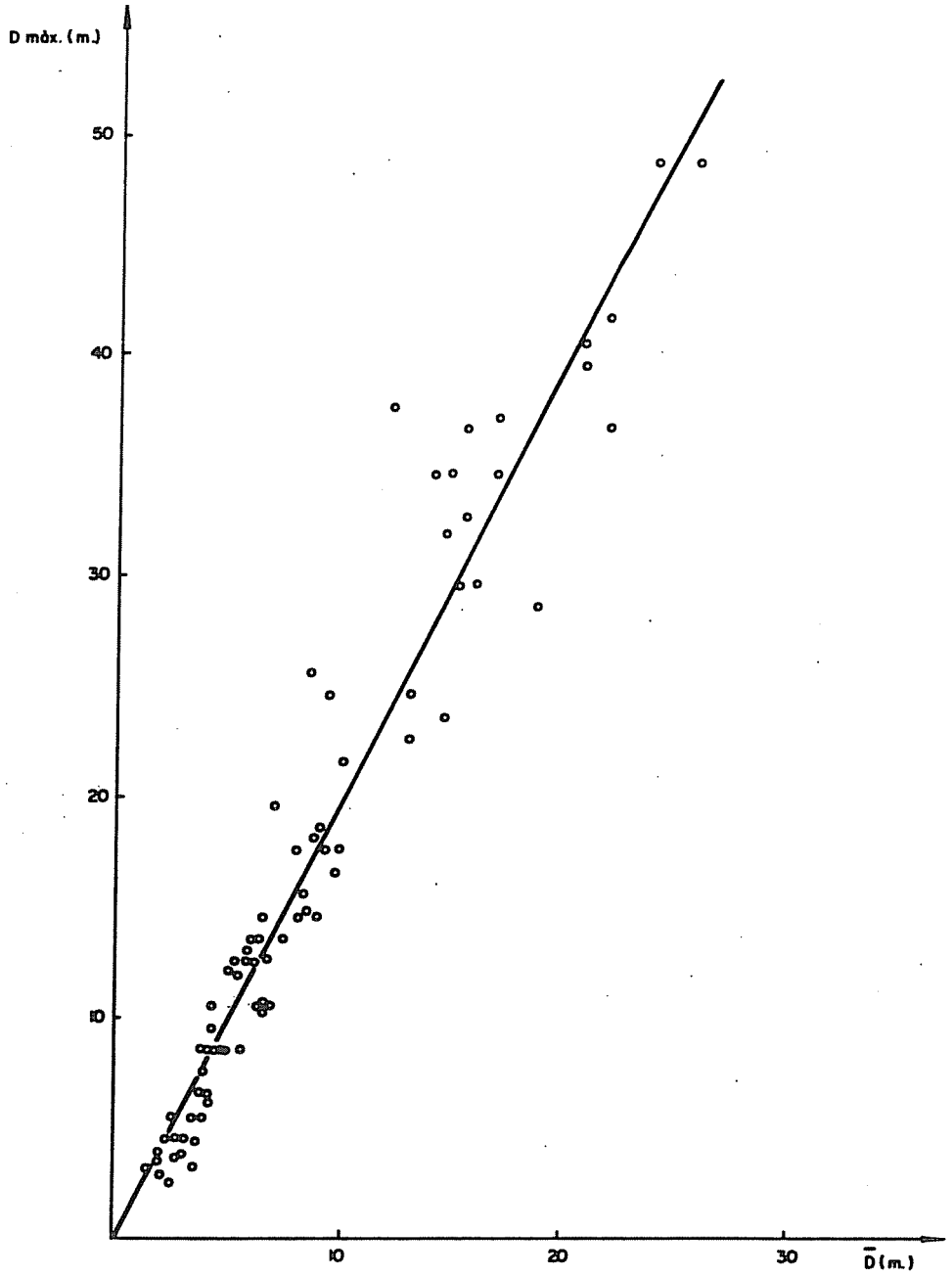


Fig.2.Correlación entre la profundidad media $\bar{D}$ y la profundidad máxima $D_{máx}$ para el cuenco glaciar pirenaico.

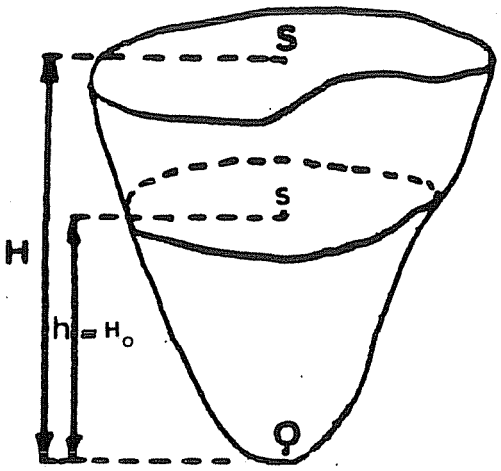


Fig.3

RESULTADOS

La curva teórica representativa del comportamiento real resultó ser una familia de parábolas de grado(n).Los distintos exponentes son números reales. Dada la gran cantidad de datos de la muestra,la determinación de la bondad del ajuste requirió tratamiento informático.

Ahora bien,en una primera aproximación,Sutherland(1932),que resulta ser suficiente,la curva tipo admite la simplificación siguiente:$s=kh^n$.El exponente es el mayor de los correspondientes a la familia de parábolas anterior.

La curva característica de volumen se obtiene por integración de la anterior: $v=kh^{n+1}/(n+1)$.En consecuencia,para la profundidad máxima H-valores S_H y V_R-ver tabla-se tiene:$V_R=S_H(H/(n+1))$.

El valor medio de la muestra $\bar{m}=n+1$ resultó ser 2.1591.Como,para profundidad máxima H,se cumple:$\bar{D}/Dm=1/\bar{m}=0.4632$,es notorio que la cifra obtenida es cercana a la de Neumann,lo que confirma-para cualquier altura de agua-la aproximación de la concavidad glaciar pirenaica-forma media-al paraboloide elíptico.

Con los cálculos efectuados,el cuenco lacustre glaciar pirenaico responde a una forma media cuyas características geométricas son:

$s=k\ h^{1.1591}$ $\qquad$ $v=k'h^{2.1591}$ $\qquad$ $H_o=0.6835\ H$

El parámetro H_o-fig.3-representa la altura a la que está el centro de gravedad del cuerpo geométrico sobre el punto mas bajo.En función de la profundidad máxima H,el valor de $H_o=H(n+1)/(n+2)$.

DISCUSION

El planteamiento matemático efectuado-adecuar convenientemente una ley parabólica a las curvas características reales-presenta errores aceptables,tanto por lo que se refiere a cada curva hipsográfica de la muestra(2%),como por lo que respecta al valor medio(15%,evidentemente mayor).

Los valores de $\bar{m}=2.1591$(intervalo de oscilación 2;2.3),permiten apuntar una gran incidencia del fenómeno concreto de la sobreexcavación glaciar frente a factores que intervienen en el proceso general.Sin embargo,es necesario analizar la influencia de éstos en el campo de variación de-$\bar{m}$-.

A este respecto,Nussbaum(1934)sostiene que los lagos mas profundos se encuentran en zonas de pizarras,ya que son mas fácilmente erosionables.

De los resultados obtenidos se puede colegir que la formación de las concavidades depende del tamaño del glaciar-coeficientes k y k'-.Por consiguiente,cabe una relación homotética entre curvas hipsográficas-para la misma h e idéntico m.Además,la influencia de la litología en la morfología fluvial ya se ha comprobado, Gómez Navarro(1966).

Otro elemento de incidencia en la modificación de $\bar{m}$ es la tectónica.Referente a ello,el geomorfólogo centroeuropeo afirma:"Uno de los problemas mas interesantes de la limnología glaciar es el de la formación de lagos.El sistema erosivo viene alterado por el ángulo del plano inclinado por donde discurre el glaciar,no obstante,los grandes lagos alpinos no pueden explicarse satisfactoriamente sin recurrir a dislocaciones tectónicas.Por eso se ha intentado atribuir el mismo origen a los lagos pirenaicos;sin embargo,el único lago que puede formarse así es el de Bramatuero(Alto Caldares,fig.1)".

Esta contribución estructural en la morfogénesis glaciar,no solo es mantenida sino reforzada (E. Martínez de Pisón,M.Arenillas Parra,1977):En el Pirineo,los lagos de circo son,como norma,claramente mas redondeados que los de fondo de valle,lo cual tiene que tener,fundamentalmente,una explicación tectónica;los circos, en los que se produce el desalojo de los materiales pétreos por el glaciar, suelen quedar definidos por la intersección de distintas fallas o fracturas,mientras que en el fondo del valle la estructura dominante resulta ser casi siempre la que define el propio valle.

Otro elemento modificativo de $\bar{m}$ es el retoque postglaciar que,obviamente,propició que las paleoformas,originadas por el hecho diluvial,no tuvieran estos parámetros sino unas ligeras alteraciones de los mismos(Gil Saurí,1987).

CONCLUSIONES

El cuenco lacustre glaciar pirenaico puede identificarse con una forma geométrica en la que la superficie horizontal y volumen en función de la profundidad o calado tiene las expresiones matemáticas siguientes:

$$s=k\ h^{1.16} \quad v=k'\ h^{2.16}$$

La geometría de las criptodepresiones lacustres pirenaicas de origen glaciar es similar al paraboloide elíptico,exponente $\bar{m}=2$.

A efectos de cubicación del lago-determinación de su volumen-es posible aplicar la fórmula $V_R=S_H(H/\bar{m})$con los valores obtenidos,cálculo de S_H en el plano y definición de H, ya sea,mediante unas cuantas medidas batimétricas,o bien,por extrapolación,a partir de la topografía externa mediante cortes transversales.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo surgió estando el autor en la Cátedra de Geología Aplicada a la Ingeniería de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos,Canales y Puertos de la Universidad Politécnica de Madrid donde,merced a una beca y la ayuda del Profesor D.Clemente Sáenz Ridruejo,se pudo iniciar una investigación sobre la morfología de los lagos y lagunas glaciares españolas.

Es por ello que el autor desea expresar,en especial,su gratitud al mencionado Profesor y sus colaboradores,cuya orientación,sugerencias y consejo en cada momento han sido fundamentales para iniciar estas investigaciones que esperamos concluyan con una clasificación genética de las diferentes formas lacustres.

No sería justo terminar este epígrafe sin manifestar el reconocimiento de la labor desarrollada por las personas que,durante nuestra estancia por las diversas zonas estudiadas,han utilizado parte de su tiempo y nos lo han dedicado.

BIBLIOGRAFIA

Burgis,M.J.;P.Morris.1987.The Natural History of Lakes.Cambridge University.218.
Dussart,B.1966.Limnologie.Gauthier-Villars.677.
Gil Saurí,M.A.1987.Morfometría de los lagos glaciares pirenaicos.Eria.83-86.
Gómez Navarro,J.L.1966.Saltos de Agua y Presas de Embalse.Dossat.T2.1522-1535.
Hakanson,L.1981.A manual of lake morphometry.Springer-Verlag.77.
Hutchinson,G.E.1975.A treatise on limnology.Jhon-Wiley.v1.653.
Margalef,R.1975.Introducción al estudio de los lagos pirenaicos.Naturalia Hispánica.(4).45.
Martínez de Pisón,E.;M.Arenillas.1977.El problema de la sobreexcavación glaciar. Estudios Geográficos.(145).407-434.
Neumann,J.1959.Maximum depth and average depth of lakes.Journal Fish.Res.Bd.16(6) 923-927.
Nussbaum,F.1934.Die seen der pyrenäen.Mitt.Naturforsch.Gesells.184.
Pardo,L.1948.Catálogo de lagos españoles.In.Forest.Invest.Experienc.(41).522.
Saénz García,C.1934.Forma empírica de las curvas características de los embalses. Actas XIV Congreso de la Asociación Española Progreso Ciencias.9.
Solé Sabarís,L.1936.Els llacs dels Pirineus segons Nussbaum.Butlletí Institut Catalá d'Historia Natural.(36).107-115.
Sutherland,R.A.1932.Some aspects of water conservation.Transactions-A.S.C.E.157.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:53-59

CALCULO DE FLUJOS DE CALOR EN LA INTERFASE AIRE-AGUA DEL LAGO DE BANYOLES.

J. Colomer y X. Casamitjana
Institut d'Ecologia Aquàtica. Universitat de Girona. Pl. Hospital, 6. 17071 Girona.

Palabras clave: Flujos de calor, radiación de onda corta, radiación de onda larga, albedo, evaporación, calor sensible, lago de Banyoles.

ABSTRACT

The surface heat balance of a lake is governed by shortwave (solar) and longwave (from sky and terrestrial) radiation, latent heat, sensible heat and to a far less extent by energy associated with the inflows and outflows (Holtslag & Van Ulden, 1983; Henderson-Sellers, 1986 ; Marti & Imboden, 1986; Livingstone & Imboden, 1989). In this paper we calculate the surface fluxes in lake Banyoles and we relate them to routinely observed meteorological parameters such as air temperature, relative humidity, wind velocity and cloud cover, and to limnological parameters such as water surface temperature, inflows and outflows. Then, a simple empirical scheme is presented, which gives estimates of the surface fluxes at hourly and daily temporal scales.

INTRODUCCION

La determinación de los flujos de calor en la interfase aire-agua del lago de Banyoles, incorpora las radiaciones de onda corta (solar) y de onda larga (terrestre y atmosférica) junto a los flujos de evaporación/condensación (calor latente) y conducción (calor sensible).

En este trabajo, se han analizado varios modelos predictivos de las magnitudes anteriores y se han propuesto diferentes modificaciones de las ecuaciones que calculan estos flujos de calor. Se presenta, por tanto, un conjunto de ecuaciones que componen un modelo semiexperimental de predicción de los flujos de calor en la superficie de un lago situado en un clima mediterráneo.

El análisis y cuantificación de estos flujos es de gran interés ya que permiten conocer las condiciones de la capa límite atmosférica, aparición o destrucción de la termoclina, etc. Estos flujos son necesarios a su vez para plantear tanto modelos hidrodinámicos como modelos de predicción climatológicos o de transporte de contaminantes.

MATERIAL Y METODOS

Los flujos energéticos se han evaluado a partir de la medición de parámetros atmosféricos tales como la radiación solar global, la radiación atmosférica neta, la temperatura del aire y del agua, la presión atmosférica, la velocidad del viento, la humedad relativa y el "cloud cover". Estas medidas se han llevado a cabo durante 21 meses, desde marzo de 1989 hasta noviembre de 1990.

Los datos meteorológicos utilizados para la elaboración del cálculo de flujos de calor han sido registrados por una estación meteorológica de tipo automático, que dispone de 11 sensores, que se encuentra a 100 metros del lago de Banyoles, a 12 m sobre el nivel del mismo. El intervalo de medida ha variado entre 20 y 30 minutos. También se han realizado medidas de la temperatura superficial del lago de Banyoles así como de los influentes y efluentes. En las fig. 1 a, b y c presentamos la evolución durante todo el período de estudio de la temperatura media diaria del aire, T_a, de la humedad relativa media diaria del aire, HR, y de la temperatura media diaria del agua, T_w.

RESULTADOS Y DISCUSION

El balance neto de calor en la superficie de un lago puede evaluarse a partir de 5 procesos principales de transferencia de energía en la interfase aire-agua. La ecuación que rige este balance es

$$Q = K^{\downarrow} (1 - A_S) + L^{\downarrow} (1 - A_L) + L^{\uparrow} + H_E + H_C \qquad (1)$$

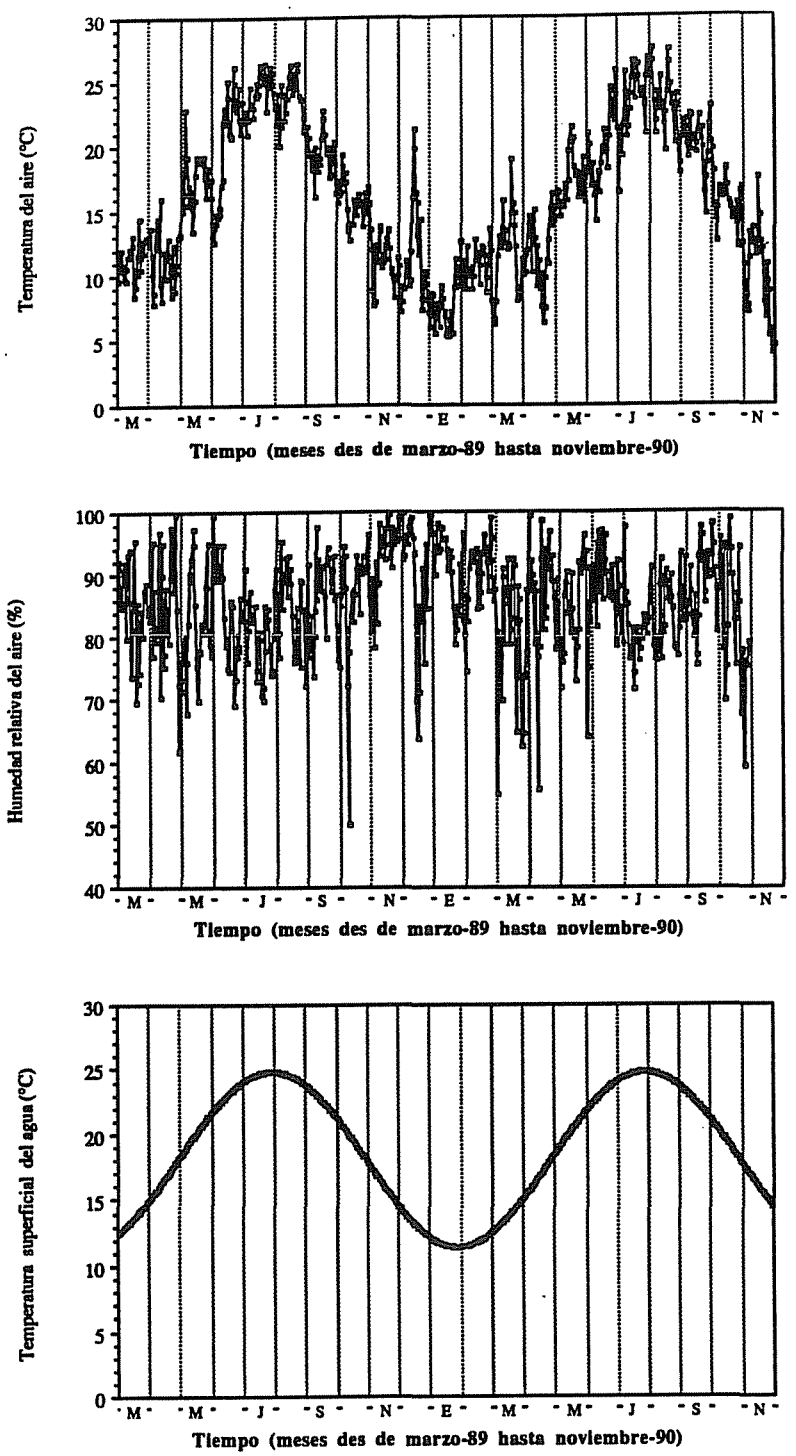


Figura 1. Evolución temporal de tres parámetros durante el periodo de estudio: marzo -89 hasta noviembre -90. (a) Temperatura del aire, (b) Humedad relativa del aire y (c) Temperatura del agua.

donde $K\downarrow$ es la radiación solar incidente global (difusa y directa) de onda corta , $L\downarrow$ es la radiación atmosférica incidente de onda larga, A_S y A_L son las reflexiones (albedos) de onda corta y larga respectivamente, $L\uparrow$ es la radiación de onda larga emitida por la superficie del lago hacia la atmosfera, H_E es el flujo de calor latente intercambiado entre la superficie del lago y la atmósfera debido a los procesos de evaporación y condensación, H_C es el flujo de calor sensible intercambiado entre la superficie y la atmósfera y Q es la cantidad de calor neto que se transfiere al lago. Q será positivo cuando la superficie del lago gane calor y Q será negativo cuando la superficie pierda calor.

Modelo de onda corta

El modelo de radiación de onda corta que se propone en este trabajo parametriza la radiación solar incidente que se recibe en la superficie del lago de Banyoles en función de la elevación solar, del "cloud cover" y de la reflexión o albedo de onda corta. Se propone un conjunto de ecuaciones que tienen en cuenta los principales factores locales como latitud, declinación solar, coeficientes de turbiedad y reflexión superficial. Los coeficientes de estas ecuaciones se obtienen ajustando los valores teóricos a los experimentales obtenidos en la estación meteorológica del lago de Banyoles. Las ecuaciones que componen el modelo son:

Flujo de radiación de onda corta

$$K\downarrow (1 - A_S) \qquad (2)$$

Flujo de radiación de onda corta (solar) en ausencia total de nubes (modelo horario)

$$K_0 = a_1 \text{ sen } \phi + a_2 \qquad (3)$$

donde ϕ es la elevación solar y a_1 y a_2 son coeficientes empíricos: $a_1 = 1118.18$ y $a_2 = -84.76$

$$\text{sen } \phi = \text{sen } \psi \text{ sen } \delta + \cos \psi \cos \delta \cos h$$

$$\delta = \text{arcsen } (0{,}398 \text{ sen } (SL))$$

$$SL = 4.871 + 0.0175\, D + 0.033 \text{ sen } (0.0175\, D)$$

donde ψ es la latitud, δ es la declinación solar y h es el ángulo horario.

Flujo de radiación de onda corta (solar) en ausencia total de nubes (modelo diario)

$$K_0 = 476.64 - 253.35 \text{ sen } (\pi (D+85) / 183) \qquad (4)$$

donde D es el día.

Flujo de radiación de onda corta (solar) en presencia total de nubes (modelo diario)

$$K_1 = 115.13 - 80.16 \text{ sen } (\pi (D+75) / 183) \qquad (5)$$

Indice de cubrimiento del cielo: Cloud cover

Para calcular el índice diario de cubrimiento del cielo, C, hemos interpolado los valores diarios de $K\downarrow$ medidos en la estación meteorológica, a partir de la curva de radiación solar con índice de cubrimiento cero, ecuación (4) y la curva de radiación solar con índice de cubrimiento 1, ecuación (5).

Flujo de radiación de onda corta (solar) en presencia de nubes (modelo diario)

$$K\downarrow = K_0 (1 + c_1 C^{c2}) \qquad (6)$$

donde K_0 es el valor de la radiación solar sin nubes, ec. (4) y c_1 y c_2 son coeficientes empíricos: $c_1 = -0.707$ y $c_2 = 1.03$

Albedo de onda corta

$$A_s(t) = \frac{a_o}{a_o + \sin\phi} \tag{7}$$

$$a_o = 0.02 + 0.01\ (0.5 - C)\ (\ 1\text{-sen}\ (\ \pi\ (\ D\text{-}81\ )\ /\ 183) \tag{8}$$

En la fig. 2 presentamos la evolución de la radiación solar diaria K↓ medida en la estación meteorológica y en la fig. 3 se presenta la comparación entre los valores experimentales medidos y los valores estimados por el modelo que aquí proponemos.

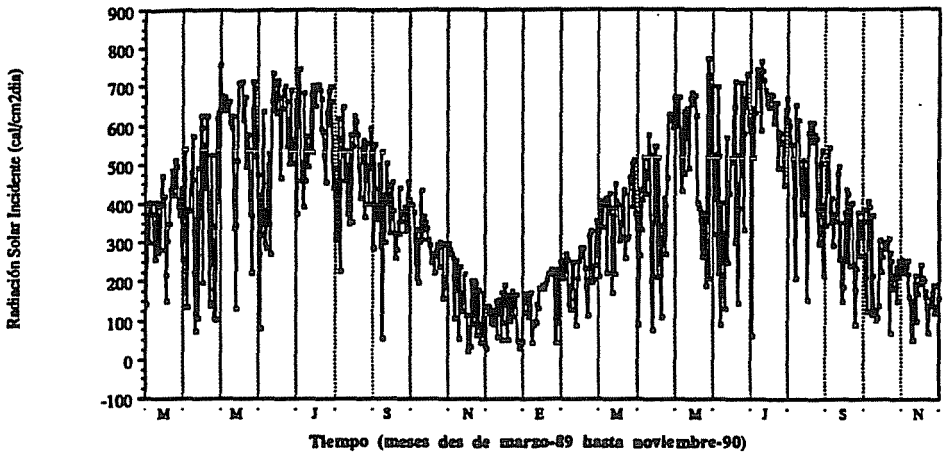


Figura 2. Evolución temporal de la radiación solar incidente en la superficie del lago, medida en la estación meteorológica, durante el periodo de estudio.

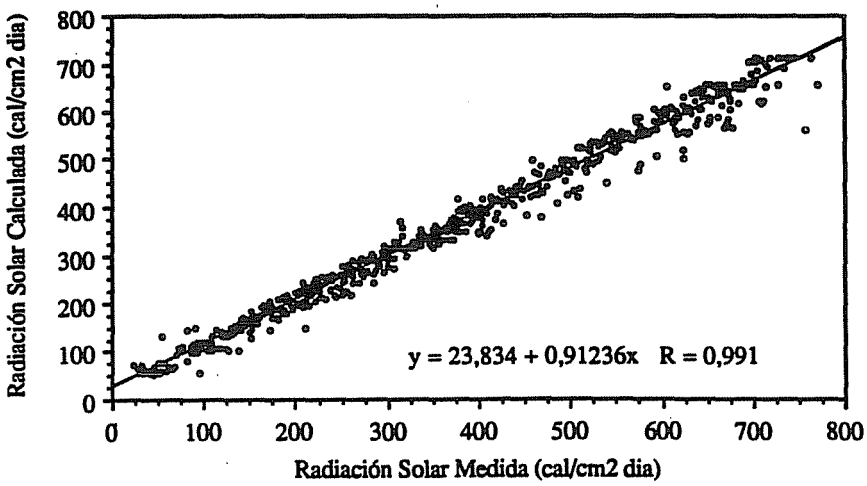


Figura 3. Comparación entre los valores diarios de la radiación solar calculados según las ecuaciones propuestas en el modelo y los valores diarios medidos experimentalmente en la estación meteorológica.

Modelo de onda larga

El modelo de radiación de onda larga incorpora la radiación de ona larga que proviene de la atmósfera y la radiación de ona larga emitida por la superficie del lago. La radiación incidente atmosférica se calcula a partir de la ley de Stefan-Boltzmann corregida por la emisividad atmosférica debido a que la atmósfera, así como la superfície del lago, se consideran cuerpos grises. Los coeficientes propuestos en la ecuación de la emisividad atmosférica en ausencia de nubes (11) implican una correlación mayor entre los valores experimentales y los teóricos. El albedo de onda larga es un parámetro que se considera constante, 0.03, con lo que la emisividad de la superficie del agua valdrá 0.97. Las ecuaciones que componen este modelo son :

Flujo de radiación de onda larga

$$L\downarrow \ (1 - A_L) \tag{9}$$

Flujo de radiación de onda larga en ausencia total de nubes

$$L_o = \varepsilon \sigma T_a^4 \tag{10}$$

$$\varepsilon = 0.57 + 9.26\ 10^{-7}\ e_a \exp(1500/T_a) \tag{11}$$

Flujo de radiación de onda larga en presencia de nubes

$$L\downarrow = \varepsilon' \sigma T_a^4 \tag{12}$$

$$\varepsilon' = \varepsilon\ (1 + K\ C^2) \qquad \text{donde } K = 0.17 \tag{13}$$

Albedo de onda larga

$$A_L = 0.03 \tag{14}$$

Flujo de radiación de onda larga emitida por la superficie del lago

$$L\uparrow = -\ 0.97\ \sigma T_w^4 \tag{15}$$

$$T_w = 291.1 - 6.7 \text{ sen } (\pi\ (D+65) / 183) \tag{16}$$

Calor latente y calor sensible

Los flujos de calor latente (evaporación) y calor sensible (conducción) se consideran en la misma sección ya que el calor sensible perdido en la interfase aire-agua del lago se relaciona con el calor latente por la relación de Bowen. Estos flujos se pueden deducir a partir de la teoría semiempírica de turbulencia (Livingstone & Imboden, 1989). Las ecuaciones que rigen estos dos procesos son:

Flujo de calor latente y sensible

$$H_E = -\ f(u)\ (e_s - e_a) \tag{17}$$

$$f(u) = 4.8 + 1.92\ \ u_{12}\ + 0.28\ (T_s - T_a) \tag{18}$$

$$H_C = H_E\ 0.63\ \ (T_s - T_a) / (e_s - e_a) \tag{19}$$

donde f(u) es un función que depende de la velocidad del viento, u_{12}, y de las temperaturas del aire y del agua. Los valores de e_s y e_a son a su vez las presiones de vapor a la temperatura superficial del agua del lago y a la temperatura del aire.

En la figura 4 presentamos la evolución de cada uno de los flujos de calor, las magnitudes de los cuales difieren bastante. También podemos observar el desfase que hay entre las curvas de tipo senoidal. Los dos procesos que más contribuyen al valor del flujo total superficial son la emisión y absorción de onda larga. El valor medio de la radiación que emite la superficie del lago durante el periodo de estudio es -830 cal cm^{-2} dia^{-1}, y el de la absorción de onda larga es de 694 cal cm^{-2} dia^{-1}. Por tanto, la suma de estos dos términos o radiación de onda larga efectiva da siempre un valor negativo, cuyo valor medio es -136 cal cm^{-2} dia^{-1}. Ya que los valores de absorción y emisión de onda larga son aproximadamente iguales y de signo contrario y presentan un desfase de 180°, los valores de radiación de onda corta juegan un papel muy importante en la determinación de los flujos superficiales. Por tanto, la suma de los tres flujos radiativos, absorción de ona larga, emisión de onda larga y absorción de onda corta (solar), presenta la misma variación senoidal que la radiación de onda corta.

La suma de los flujos no radiativos, calor latente y calor sensible es aproximadamente 5 veces menor que la suma de los flujos radiativos. Por otra parte, el calor que pierde el lago por los procesos de evaporación y condensación (calor latente) es aproximadamente cuatro veces mayor que el calor perdido por procesos de conducción (calor sensible). Además, el desfase entre los flujos radiativos y no radiativos da lugar a que mientras la radiación de onda corta alcanza los valores máximos durante el mes de junio (solsticio), la suma de los flujos superficiales alcanza los valores máximos durante los meses de julio o agosto.

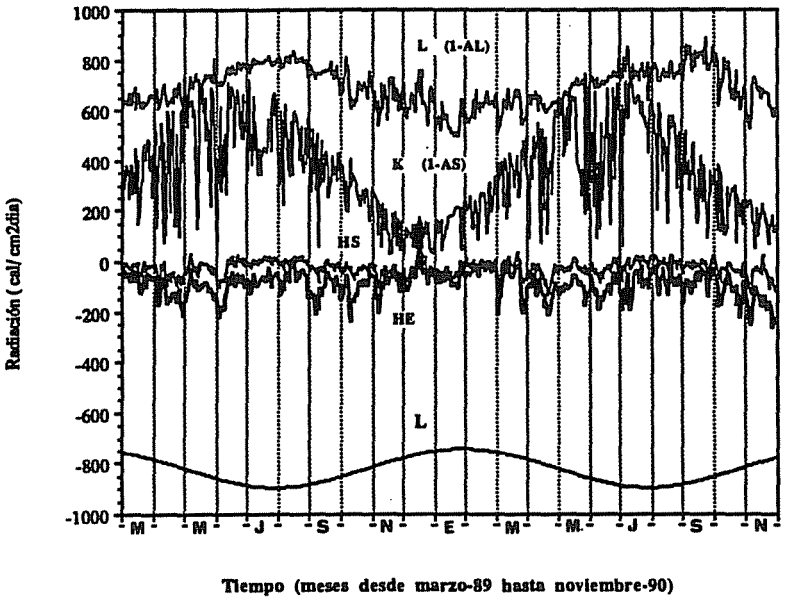


Figura 4. Evolución temporal de los 5 flujos superficiales de transferencia de energía en la interfase aire-agua del lago de Banyoles.

BIBLIOGRAFIA

Henderson-Sellers, B.. 1986. Calculating the surface energy balance for lake and reservoir modeling: a review. Reviews of geophisics, 24, 3. 625-649 .

Holtslag, A.M. & A.P.Van Ulden. 1983. A simple scheme for daytime estimates of the surface fluxes from routine weather data. Journal of climate and applied meteorology, 22, 4. 517-529.

Livingstone, D,M. & D.M. Imboden. 1989. Annual heat balance and equilibrium temperature of Lake Aegeri, Switzerland. Aquatic Sciences, 51/4. 351-370.

Marti, D.E. & D.M. Imboden. 1986. Thermische energieflüsse an der wasseroberfläche: Beispiel Semparchersee. Schweiz. Z. Hydrol, 48 (2). 196-229.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:61-68

INTERACCIONES ENTRE LOS CICLOS DEL HIERRO Y DEL AZUFRE EN EL LAGO DE BANYOLES

L.J. Garcia-Gil
Institut d'Ecologia Aquàtica. Universitat de Girona. Hospital 6, 17071 Girona

Palabras clave: ciclo del hierro, ciclo del azufre, Banyoles, FeS, anoxia

ABSTRACT

The iron and sulfur cycles were monitored in the basin C-IV of Lake Banyoles, during the stratification periods of 1988 and 1989. In this basin soluble iron (Fe^{2+}) was found accumulated in the monimolimnion due mainly to:

1. The solubilization of Fe^{3+} diposited in the sediment, under adequate pH and Eh conditions
2. Entering through the bottom springs existing in the basin. An input rate of 1400 $mmol.h^{-1}$ of Fe^{2+} was calculated

The iron(Fe^{2+}) was accumulated in the monimolimnion of basin C-IV and was precipitated in the form of FeS as sulfide was produced in the sediment and released to the water column. This compound showed different solubilities, decreasing as summer advanced. The calculated pKS° values for FeS ranged from 1.9 in May to 4.2 in October. The behaviour of both iron and sulfur cycles in Lake Banyoles changed marcadely from 1988 to 1989, showing less intensity in the last year. The organic load of the sediment as a consequence of the previous algal production together with the special stratification pattern of C-IV appear as factors determining the intensity and interaction between iron and sulfur cycles.

INTRODUCCIÓN

En el monimolimnion de una cubeta meromíctica del Lago de Banyoles (C-IV) se detectó durante el periodo de estratificación la presencia de hierro soluble en concentraciones que llegaron a 70 µM. Este hecho puso de manifiesto que esa cubeta albergaba un ciclo del hierro activo, aspecto que la diferenciaba de las otras cubetas que configuran el Lago. Si además se tiene en cuenta que el ciclo del azufre es el predominante por la alta concentración de sulfatos de las aguas, se plantearon tres cuestiones interesantes desde un punto de vista químico. En primer lugar ver cómo se producía la sucesión química de los ciclos del hierro y del azufre, qué interacciones presentaban y en qué medida la materia orgánica determinaba la intensidad con la que el Fe^{2+} y el H_2S se hallaban presentes en la columna de agua. En segundo lugar se planteaba la procedencia de ese hierro o, en otras palabras, qué hace diferente C-IV de las otras cubetas. El tercer problema a resolver estaba relacionado con la detección, en el mismo punto de la columna de agua, de concentraciones de Fe^{2+} y H_2S mucho más elevadas de lo que cabría esperar a partir de los valores teóricos del producto de solubilidad del FeS. El hierro es un elemento poco estudiado de forma monográfica en ambientes acuáticos naturales. Su importancia en el quimismo de determinados sistemas anóxicos se pone de manifiesto en los principales procesos de óxido-reducción que allí ocurren (Hutchinson 1957, Stumm & Morgan 1970, Drever 1982, Sholkovitz 1985).

Hasta la actualidad, el hierro en el Lago de Banyoles se ha descrito y estudiado como un componente más del quimismo del agua (Planas 1973, Abellà 1980) sin que se le haya atribuído un papel importante en la geoquímica del sistema. Por tanto, el del hierro ha sido hasta la actualidad un ciclo desconocido en dicho Lago, a pesar de que este elemento es, juntamente con el azufre y el carbono, el más relevante de la zona lacustre de Banyoles.

Existen una variedad de mecanismos, químicos y biológicos, por los cuales el hierro puede solubilizarse y pasar a la columna de agua desde el sedimento. Las formas iniciales de hierro son principalmente fosfatos férricos (Cross & Rigler 1983) y FeS, que es mayoritario en el Lago de Banyoles debido a la importancia del Azufre en el quimismo del agua. Uno de los mecanismos por los cuales el hierro es liberado desde el sedimento a la columna de agua es la oxidación de FeS y de FeS_2 (Aller 1980). Según este autor el Fe^{2+} se forma en las capas de agua inmediatas al sedimento, a una velocidad que se ve incrementada en la primavera/verano cuando la temperatura del agua aumenta, dando lugar a la siguiente reacción:

$$FeS_2 + 3\ 1/2\ O_2 + H_2O \rightarrow FeSO_4 + H_2SO_4$$
$$2FeS_2 + 1/2\ O_2 + H_2SO_4 \rightarrow Fe_2(SO_4)_3 + H_2S$$

El hierro así formado se oxidaría de forma inmediata al seguir en contacto con el oxígeno según

$$Fe^{2+} + O_2 \rightarrow Fe(OH)_3$$

Más adelante, cuando el monimolimnion se vuelve anóxico, la bajada de potencial redox parece ser la determinante de la liberación de hierro mediante los procesos descritos por Mortimer (1942) en Easthwaite Water (Gran Bretaña) y posteriormente por Van Gemerden (1967) en el Lake Vechten (Holanda) y estudiados desde un punto de vista cinético por Pyzic & Sommer (1981). En épocas de estratificación el sulfhídrico es el responsable de la bajada de potencial redox, lo cual favorece la solubilización de los óxidos de hierro del sedimento (Mortimer 1941, 1942, Van Gemerden 1967), según:

$$\begin{array}{lcl} H_2SO_4 + 8[H^+] & \rightarrow & H_2S + 4H_2O \\ H_2S + 2Fe(OH)_3 & \rightarrow & S + 2Fe(OH)_2 + 2H_2O \\ S + 2[H^+] & \rightarrow & H_2S \\ H_2S + Fe(OH)_2 & \rightarrow & FeS + 2H_2O \\ \hline \end{array}$$

$$H_2SO_4 + 10[H^+] + 2Fe(OH)_3 \rightarrow FeS + Fe(OH)_2 + 8H_2O$$

Estos procesos se han descrito como responsables de la presencia de hierro soluble en aguas anóxicas en sistemas como el Yarra Estuary (Ellaway et al., 1980), Easthwaite Water (Davison et al., 1980), Lake of the Clouds (Anthony, 1977) o el Lake Vechten (Verdow & Dekkers, 1980).

Otro mecanismo por el cual el $Fe(OH)_3$ puede ser reducido, tiene que ver con la presencia de materia orgánica y la mineralización de la misma mediante la actividad microbiana. La reducción del Fe^{3+} puede ser la principal ruta metabólica para la descomposición de la materia orgánica en sedimentos anaerobios una vez consumido el NO^{3-} endógeno (Sorensen 1982, Lovley & Phillips 1986, Ellis-Evans & Lemon 1989).

En el presente estudio se detectó, a través del análisis de los productos de solubilidad del FeS medidos en el campo, un proceso de diagénesis del FeS, deducible por la disminución de su solubilidad a medida que avanzaba el periodo de estratificación. También se ha puesto de manifiesto una rápida respuesta del sedimento a la presencia de materia orgánica, que se plasma en la aparición de hierro soluble y posteriormente de H_2S, con la consiguiente precipitación de FeS.

MATERIAL Y MÉTODOS

El trabajo se ha desarrollado en la Cubeta IV, una de las tres principales que forman el denominado lóbulo norte del Lago de Banyoles (Moreno-Amich & Garcia-Berthou 1989, Garcia-Gil 1990). Las muestras se tomaron en el punto de máxima profundidad de la cubeta. El sistema de muestreo utilizado está basado en el descrito por Jorgensen et al. (1979), y consiste en un doble cono de metacrilato de 20 cm de diámetro, separados 1 cm entre sí, conectado a una bomba impelente situada en la barca. Este sistema permite un muestreo laminar, especialmente útil en los muestreos finos de los gradientes, permitiendo tomar muestras cada 10 cm de profundidad.

Para su análisis químico, las muestras eran procesadas a las pocas horas de su obtención, debido a la presencia de especies químicas reducidas y por tanto susceptibles de experimentar cambios relativamente rápidos. El pH se medía en el laboratorio con un pH-metro CRISON modelo 506. El potencial redox se midió con un electrodo combinado de platino METROM modelo 6.0401.100. El oxígeno disuelto se determinaba "in situ" con un oxímetro Yellow Spring Instruments modelo 57.

El sulfhídrico se analizó potenciométricamente utilizando un electrodo selectivo de Ag^+/Ag_2S ORION modelo 94-16. Este potencial se medía en mV utilizándose como referencia un electrodo de doble unión ORION modelo 90-92. Las muestras se fijaban en el campo con el tampón antioxidante SAOB II (Sulfide Antioxidant Buffer). El hierro se analizó utilizando el método colorimétrico de la o-fenantrolina (Vogel, 1978).

La constante de solubilidad del FeS en sistemas acuáticos naturales anóxicos se ha calculado según Davison (1980), y viene definida por las concentraciones de Fe^{2+}, S^{2-} y por el pH. La ecuación química por la precipitación del sulfuro metálico se podría expresar de la forma $H^+ + SM = M^{2+} + HS^-$ donde SM es el sulfuro metálico y M^{2+} es la forma soluble del metal en cuestión. El producto de solubilidad viene dado por $Ksp = M^{2+} \cdot HS^- / H^+$, donde $(H^+)=10^{-pH}$.

RESULTADOS

La tabla 1 recoge las velocidades de entrada de hierro soluble por las surgencias juntamente con el potencial redox. Se observa que en C-IV la cantidad de hierro que entra por unidad de tiempo a una de las tres surgencias que posee (S_4) es muy superior (unas 70 veces) al que entra por otras surgencias. Las velocidades de acumu-lación global de Fe^{2+} calculadas a partir de los datos de campo fueron de 0.033 $\mu M.h^{-1}$ en 1988 y de 0.037 $\mu M.h^{-1}$ en 1989, evidenciando escasa variación. Por otro lado, se calcularon velocidades de entrada de hierro por las surgencias de C-IV de 0.017 $mM.h^{-1}$. Por tanto, por las surgencias entra un 50 % de la carga de hierro en la columna de agua de C-IV. El 50 % restante se supone procedente de los procesos de reducción que tienen lugar en la superficie del sedimento según se recoge en el apartado de discusión.

Tabla 1. Velocidades de entrada del Fe^{2+} por las surgencias de las diferentes cubetas del Lago de Banyoles.

Cubeta	Surgencia	Vel. entrada Fe ($mmol.h^{-1}$)	Eh(mV)
I	S_1	n.d.	129.6
	S_7	n.d.	-118.8
	S_{10}	2.07	-185.0
II	S_2	27.17	-184.3
III	S_3	0.80	-190.6
IV	S_4	1349.57	-231.1
	S_{11}	24.42	-235.9

A los valores de pH medidos en el Lago de Banyoles, el ión Fe^{2+} sólo está presente en el agua cuando el potencial redox adquiere valores por debajo de 150-200 mV. Estas condiciones se producen en los hipolimnia de las distintas cubetas durante la época de estratificación. La evolución conjunta del hierro con las variables que más directamente inciden sobre su distribución (potencial redox y concentración de H_2S), permite una visión clara de la estrecha relación entre el comportamiento químico del monimolimnion de la cubeta y la presencia de hierro soluble en esa porción de la columna de agua. En la figura 1 se recoge la dinámica conjunta del hierro soluble, el potencial redox y la concentración de H_2S. Los datos expresados corresponden a los valores integrados en toda la columna de agua.

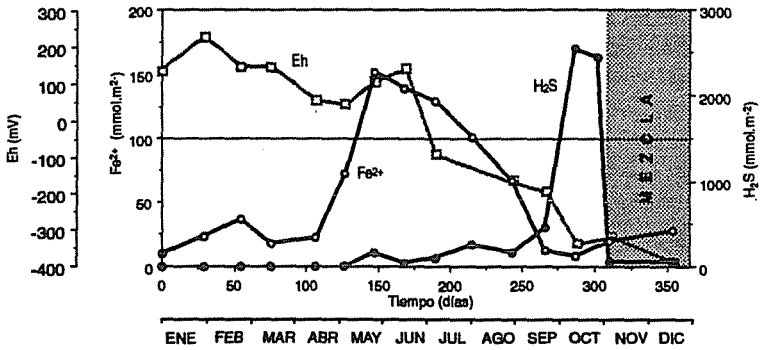


Figura 1. Dinámica anual del potencial redox (Eh) y de los valores integrados para la columna de C-IV de Fe^{2+} y H_2S.

Debido a la mezcla prácticamente total de la cubeta durante el periodo invernal, se oxida la práctica totalidad de la superficie del sedimento en toda la cubeta. En Abril, una vez empiezan a recuperarse las condiciones de anoxia, se observa una acumulación neta de Fe^{2+} en la columna de agua hasta junio. Mientras tanto, el H_2S empieza a acumularse en el agua de forma incipiente, hecho que coincide con una brusca bajada del potencial redox, midiéndose valores por debajo de -200 mV. A partir de ese momento la concentración de Fe^{2+} baja durante los meses de Junio, Agosto y Septiembre, a una velocidad que depende de la aparición y acumulación de H_2S en la columna de agua. En esta época pueden apreciarse las fases III y IV del ciclo del hierro según lo describe Hutchinson (1957). La fase III se caracteriza por una acumulación primaveral de Fe^{2+} en el hipolimnion, en ausencia de H_2S, coincidiendo con las bajadas simultáneas de O_2 y Eh. La fase IV se produce a finales de verano-principios de otoño. En la misma el H_2S pasa a dominar la química del sistema, precipitando la práctica totalidad del Fe^{2+} existente.

Solubilidad del FeS

Emerson et al. (1983) muestran que la solubilidad del FeS sufre importantes variaciones en la interfase entre las capas con oxígeno y anóxicas de la columna de agua.

La producción de H_2S por parte del sedimento durante la estratificación y su liberación a la columna de agua hace que los iones HS^- y S^{2-} se combinen químicamente con el hierro para formar FeS, un compuesto altamente insoluble "a priori". No obstante, la presencia simultánea de Fe^{2+} y S^{2-} como iones libres en la columna de agua pone de manifiesto que las constantes de solubilidad son tal vez algo mayores de las esperadas. El FeS precipita hacia el sedimento en forma de pequeños flóculos que dan una coloración negruzca al agua. En realidad, en repetidos muestreos, las muestras

del monimolimnion de C-IV aparecían fuertemente oscurecidas, por la presencia de estos precipitados.

A pesar de ello, las concentraciones de H_2S y de Fe^{2+} libres en el agua eran superiores a las que teóricamente deberíamos esperar teniendo en cuenta la constante de solubilidad del FeS($K_{so}=10^{-18}$). Los valores de pKsp (-log Ksp) para un ciclo anual están recogidos en la tabla 2. Se puede observar una cierta variación con la profundidad y una variación general del valor a lo largo del tiempo. No obstante, los valores de pKsp se mueven mayoritariamente dentro de un intervalo que va de 2 a 3.5. Estos valores correponden a los que da la bibliografía para el FeS amorfo, un compuesto sólido no cristalino que forma flóculos de diámetro variable en función del grado de agregación. El hecho de no ser cristalino le confiere esta alta solubilidad en relación con otros sulfuros de hierro más complejos y estables. La coexistencia de iones solubles de Fe^{2+} y S^{2-} a concentraciones mayores de lo que teóricamente se podría esperar, es debido a que en aguas dulces anóxicas estos productos de solubilidad son en realidad mayores (Davison, 1980).

Tabla 2. Valores de pKso calculados en C-IV para diferentes muestreos de un ciclo anual.

Fecha	Profundidad (m)	T (°C)	Eh (mV)	pH	pKso
19 Mayo	14.0	13.5	252	6.97	1.9466
	15.0	13.5	136	6.92	1.9037
	16.0	14.0	116	6.91	1.8394
	17.0	14.0	107	6.91	1.3617
9 Junio	14.0	14.0	157	6.93	1.9393
	15.0	14.0	140	6.93	2.1575
	16.0	14.0	134	6.92	2.1612
30 Junio	13.0	14.2	113	7.03	2.8472
	13.5	14.4	80	7.04	2.8201
	14.0	14.4	72	7.03	2.9183
	15.0	14.7	65	7.03	3.0045
26 Julio	13.5	13.7	43	7.01	1.7081
	14.0	13.7	36	7.06	1.5105
23 Agosto	12.5	12.2	80.4	7.01	1.8226
	13.0	12.3	-63.6	6.95	1.4705
	14.0	12.4	-81.2	6.94	1.4954
	16.0	12.3	-168.2	7.01	1.1334
	17.0	12.3	-170.4	6.98	1.4522
15 Sept	12.5	12.5	0	7.12	2.3920
	13.0	12.6	-142.6	7.06	2.8032
	14.0	12.6	-149.8	7.04	3.0886
	15.0	12.6	-185.4	7.03	2.3226
	16.0	12.6	-209.9	7.03	3.0125
10 Oct	12.0	12.9	10.2	6.98	3.2673
	12.5	12.8	-282.1	6.94	2.5096
	13.0	12.8	-351.7	6.93	4.2248
	14.0	12.8	-345.9	6.93	4.2531
	15.0	12.7	-340.4	6.92	4.2389
	16.0	12.8	-343.1	6.92	3.6447
	17.0	12.8	-343.8	6.93	3.5175

DISCUSION

La presencia de un ciclo del hierro activo en C-IV puede considerarse como un hecho diferencial en relación a las otras cubetas. La entrada de hierro por una de sus surgencias aparece como el principal factor responsable de la citada diferencia. Ello se demuestra por los mayores contenidos en hierro hallados en los tres compartimentos del sistema formado por C-IV (sedimento en suspensión, sedimento compacto y columna de agua). No obstante, a un nivel estrictamente hidrogeológico, todavía se desconoce la razón por la cual el contenido en hierro de una surgencia es distinto al del resto. La existencia de algunas fuentes ferrosas alrededor del lago podría ofrecer la clave para posteriores estudios hidrogeológicos al respecto. La acumulación de hierro y posterior substitución por sulfhídrico en el monimolimnion tras precipitación química del FeS, es un proceso limnológico estudiado y tipificado con anterioridad por Hutchinson (1957), el cual sigue un orden cronológico, cuyas velocidades vienen determinadas por el estado redox del sistema, el cual a su vez depende de la capacidad reductora del mismo. El Fe^{2+} no empieza a acumularse hasta que los valores de potencial redox no alcanzan valores inferiores a 100 mV. El equilibrio del par Fe^{3+}/Fe^{2+} se halla alrededor de ese valor (Stumm & Morgan, 1973).

La cinética del proceso puede ser modelada si se conocen algunos de los parámetros básicos que definen el proceso. En la figura 2 se muestran los diferentes procesos que en C-IV aportan y

sustraen hierro del sistema, así como la representación gráfica del modelo matemático construido para simular el comportamiento conjunto de Fe^{2+} y S^{2-}. Se puede observar la similitud entre el comportamiento teórico y el observado en la cubeta.

Finalmente, uno de los aspectos más interesantes del desarrollo de los ciclos del hierro y del azufre, lo ofrece la observación de la aparente dependencia de ambos ciclos de la carga orgánica del sedimento. En C-IV se observó que la cantidad máxima de hierro acumulada en la columna de agua en un momento determinado del verano dependía muy estrechamente de la producción algal registrada en la cubeta unos meses antes.

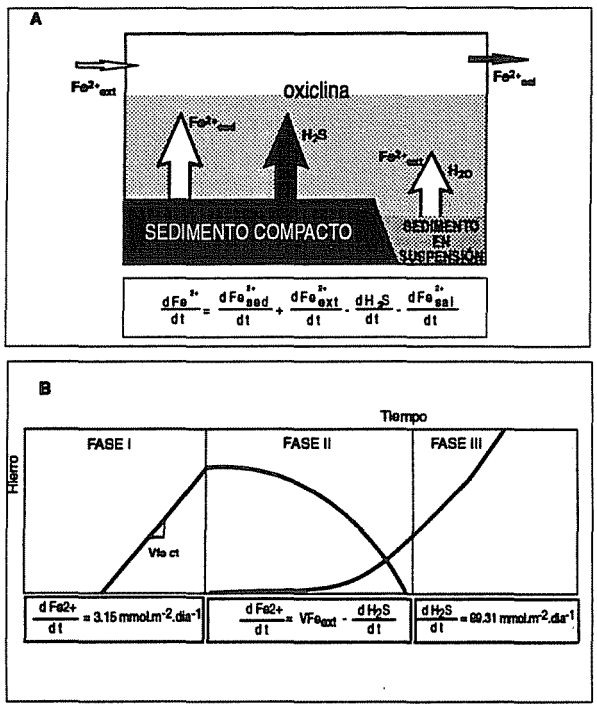


Figura 2: (A) Esquema y ecuación general describiendo desde un punto de vista cinético la acumulación y la desaparición de Fe^{2+} en un sistema acuático anóxico. Las flechas blancas indican procesos de aporte mientras que las negras indican procesos de pérdida. *Fe^{2+} sed*: hierro liberado desde el sedimento compacto; *Fe^{2+}ext:* aportes externos de hierro; *Fe2+sal*: salidas superficiales de hierro. (B). Dinámica anual del hierro (línea negra) y del sulfhídrico (línea de puntos) en C-IV. Se observan tres fases dentro de las cuales, los procesos descritos en el esquema (A) intervienen con distinta intensidad. *Fase I*: no hay producción de sulfhídrico y por tanto hay una acumulación neta de Fe^{2+}, a velocidad constante; *Fase II*: El Fe^{2+} deja de liberarse desde el sedimento. Actúan conjuntamente la entrada de hierro por las surgencias y la acumulación de sulfhídrico, la cual se produce a una velocidad que aumenta con el tiempo. El Fe^{2+} desaparece en forma de FeS a una velocidad cada vez mayor; *Fase III*. El hierro desparece totalmente y el sulfhídrico empieza a acumularse a una velocidad constante.

Recientemente se ha comprobado que la adición de materia orgánica, especialmente productos finales de fermentación, potencia la liberación de hierro desde el sedimento (Brannon et al 1984, Ellis-Evans & Lemon 1989). Otros investigadores también han llegado a la conclusión que la materia orgánica tenía mucho que ver con la resolubilización de los óxidos de hierro (Sorensen 1982, Lovley & Phillips 1986) y con la resolubilización del hierro precipitado en forma de FeS o FeS_2 (Sorensen & Jorgensen, 1987). La materia orgánica que llega al sedimento en el Lago de Banyoles se deriva del crecimiento algal en la estación previa (primavera) como consecuencia de la entrada de nutrientes a causa de la lluvia. La figura 3 muestra cómo la aparición de hierro soluble es una respuesta inmediata a la precipitación de la biomasa algal. La materia orgánica entendida de un modo global, pues, aparece como el 'motor' que impulsa mediante sus electrones la aparición de las especies reducidas del hierro y del azufre (Fe^{2+} y H_2S respectivamente). Un análisis preliminar con tres ciclos anuales ofrece ya unos primeros rasgos cuantitativos del efecto de la materia orgánica. Se ha observado que la acumulación de H_2S depende linealmente de la cantidad de materia orgánica añadida, lo cual es explicable si se tiene en cuenta que el aceptor de electrones (SO_4^{2-}) no es limitante en el sistema estudiado. El hierro, que puede ser reducido microbiológicamente utilizando la materia orgánica como donadora de electrones, sí es limitante pues la cantidad de $Fe(OH)_3$ acumulada durante el

invierno en la superficie del sedimento es limitada. Por tanto se pueden adivinar dos respuestas matemáticas a la adición de materia orgánica, una recta y una curva de saturación.

Éstas están expresadas en la tabla 3, donde se observa que, a pesar de la falta de datos sobre más ciclos anuales, se obtienen valores muy aproximados, especialmente a cargas de biomasa mayores. La desviación de los valores calculados respecto a los observados a cargas de materia orgánica bajas debe resolverse con la obtención de nuevos puntos en sucesivos ciclos anuales.

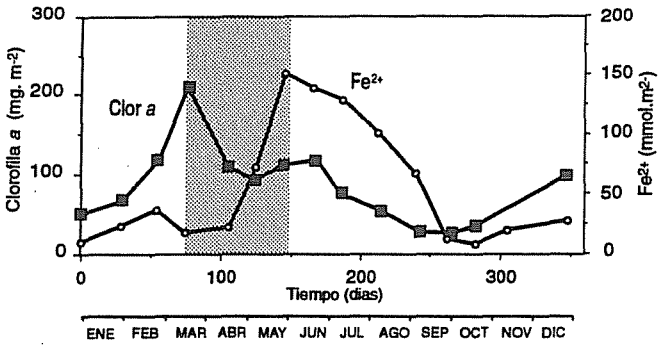


Figura 3. Dinámica anual de los valores integrados de Clorofila *a* i de Fe^{2+} en C-IV. La zona sombreada corresponde al periodo en el que se verifican simultáneamente la acumulación neta de Fe^{2+} y la precipitación neta de la biomasa algal.

El presente modelo una vez desarrollado del todo va a permitir cálculos predictivos sobre las acumulaciones de hierro y sulfhídrico en C-IV. Además se pretende aplicarlo a otros sistemas similares.

Una de las cuestiones que faltan por resolver es la canalización metabólica de la materia orgánica en la reducción del hierro, ya que con el presente estudio no queda muy claro cuál de los siguientes procesos es el que se produce:

1. Reducción química del Fe^{3+} mediante H_2S producido por reducción de sulfatos con la materia orgánica.
2. Reducción biológica del Fe^{3+} mediante microorganismos que utilizan directamente los electrones provenientes de la materia orgánica.

Tabla 3. Comparación entre resultados obtenidos a partir de datos de campo (A) y a partir de los càlculos teóricos (MODEL-FE) (B).

Clor *a* (mg.m^{-2})	$[H_2S]$ac (µM)		$[Fe^{2+}]$ac (µM)	
	A	B	A	B
200	700	681.64	50	51.86
110	90	151.20	45	42.00

La importancia del Fe^{3+} como aceptor de electrones en la mineralización de la materia orgánica en el sedimento debe ser objeto de más profundos estudios microbiológicos y limnológicos en un futuro, no solamente en el Lago de Banyoles, sino también en otros sistemas acuáticos con un ciclo del hierro relevante en el quimismo de sus aguas.

BIBLIOGRAFIA

Abellà, C., 1980. Dinámica poblacional comparada del bacterias fototróficas del azufre. Tesis Doctoral. U.A.B.

Aller, R.C.,1980. Diagenetic processes near the sediment-water interface of Long Island sound. II. Fe and Mn. Advances in Geophysics, 22:351-415

Anthony, R.S., 1977. Iron rich rythmically laminated sediments in Lake of The Clouds (Minesota). Limnol. Oceanogr. **22**:351-357

Brannon, J.M., D. Gunnison, R.M. Smart & L. Chen. 1984. Effects of added organic matter on iron and manganese redox systems in sediments. Geomicrobiology Journal **3**:319-341

Cross, P.M. & F.H. Rigler, 1983. Phosphorous and iron retention in sediments measured bu mass budget calculations and directly. Can J. Fish. Aquat. Sci. **40**: 1589-1597

Davison, W., 1980. A critical comparison of the mesaured solubilities of ferrous sulphide in natural waters. Geochim. Cosmochim Acta, **44**:803-808

Davison, W., S. I. Heaney, J.F. Talling & E. Rigg, 1980. Seasonal transformation and movements of iron in a productive English lake with deep-water anoxia. Schweiz Z: Hydrol. **42**:196-224

Drever, J.I., 1982. The geochemistry of natural waters. 388 pp. Prentice-Hall Internat. Inc. London.

Ellaway, M., R, Beckett &T. Hart, 1980. Behaviour of Iron and manganese in the Yarra estuary. Aust. J. Mar. Freshwater Res. **31**:597-609.

Ellis-Evans, J.C. & E.C.G. Lemon, 1989. Some aspects of iron cycling in maritime antarctic lakes. Hydrobiologia **172**:149-164

Emerson, S., L. Jacobs & B. Tebo, 1983. The behaviour of trace metals in marine anoxic waters: Solubilities at the oxigen-hydrogen sulphide interface. **In:** Trace metals in sea water. Wong, Boyle, Broland, Burton and Goldberg (Eds.) Plenum.

Garcia-Gil, L.J., 1990. Bacteris fototròfics i cicle del ferro a l'Estany de Banyoles. Tesis Doctoral. U.A.B.

Jørgensen, B.B., J.G. Kuenen & Y. Cohen, 1979. Microbial transformations of sulfur compounds in a stratified lake (Solar lake, Sinai). Limnol. Oceanogr. **24**:799-822

Hutchinson, G.E., 1957. A treatise on Limnology. John Wiley and Sons

Lovley, D.R. & E.J.P. Phillips, 1986. Organic matter mineralization with reduction of ferric iron in anaerobic sediments. Appl. Env. Microbiol. **51**: 683-689

Moreno-Amich, R. & E. Garcia-Berthou, 1986. Tres noves surgències a l'Estany de Banyoles: IX, X, XI. Scientia gerundensis, **12**:101-112

Mortimer, C.H., 1941. The exchange of dissolved substances between mud water in lakes. I and II. J. Ecol. **28**, 280

Mortimer, C.H., 1942. The exchange of dissolved substances between mud water in lakes. III and IV. J. Ecol. **30**, 147

Planas, M.D., 1973. Composición, ciclo y productividad del fitoplancton en el lago de Banyoles. Oecol. Aquat. **1**:3-106

Pyzic, A.J. & S.E. Sommer, 1981. Sedimentary iron monosulfide: kinetics and mechanism of formation. Geochim. Cosmochim. Acta **45**:687-698

Sholkovitz, E.R., 1985. Redox-related geochemistry in lakes: Alkali metals, alkaline-earth elements and 137Cs. **In:** Chemical processes in lakes. Ed. W. Stumm. John Wiley and Sons. New York.

Sørensen, J., 1982. Reduction of ferric iron in anaerobic marine sediments and interaction with reduction of nitrate and sulphate. Appl. Environ. Microbiol. **43**: 319-324

Sørensen, J. & B.B. Jørgensen, 19487. Early diagenesis in sediments from danish coastal waters: Microbial activity and Mn-Fe-S geochemistry. Geochim. Cosmochim. Acta **51**:1583-1590

Stumm, W. & J.J. Morgan, 1970. Aquatic chemistry. Willey Interscience. New York.

Van Gemerden, H.,1967. On the bacterial sulfur cycle on inland waters. Tesis. Universidad de Leiden (Holanda)

Verdouw, H. & E.H.J. Dekkers, 1980. Iron and Manganese in lake Vechten (The Netherlands); dynamics and role in the cycle of reducing power. Arch. Hydrobiol. **89(4)**:509-532

Vogel, A. I., 1978. Textbook of quantitative inorganic analysis. 4.edición. Basset, J.;Denney,RC.; Jeffery, G.H. andMendhamm, J. (eds.) Longman. pp:741-743

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:69-74

EVOLUCIÓN QUÍMICA EN UN AÑO HÚMEDO DEL AGUA DE LA LAGUNA DE FUENTE DE PIEDRA (PROV. DE MÁLAGA)

F. Carrasco.[1] I.Gavilán [1] y P. Rodríguez Jiménez [2]
1 *Departamento de Geología y Ecología. Facultad de Ciencias. 29071 -Málaga.*
2. *Departamento de Química Inorgánica, Cristalografía y Mineralogía. Facultad de Ciencias. 29071 - Málaga.*

Palabras clave: Zonas húmedas, hidroquímica, provincia de Málaga.

ABSTRACT

In this project we have studied the evolution of concentration of the major disolved ions in the water of Fuente de Piedra Lake in a period exceptionally wet when the lake reached its highest level after the copions rainfall during November in 1989.

Water samples have been collected from December 1989 to February 1991 on a point located in the eastern extreme. We have selected the 15 samples collected at the end of each month.

There is a progressive increase of salinity and concentration of analyzed ions along the hydrological cycle originated by the evaporation of retained water. The concentration of certain ions such as bicarbonates, sulphates and calcium suffers a relative diminution due to its precipitation.

INTRODUCCION

La laguna de Fuente de Piedra está situada al Norte de la provincia de Málaga. Tiene una superficie de unos 13 Km² y constituye el área de menor cota de una cuenca endorréica de 150 Km² de superficie. Su altitud es de 410 m. (Fig. 1).

Se trata de una laguna salina de fondo muy horizontal, con una lámina de agua que no llega a superar los dos metros. En épocas de sequía queda completamente desecada originándose depósitos salinos por precipitación de las sales disueltas en el agua.

En el balance hídrico, su alimentación se produce por agua de lluvia directa sobre la laguna, por la escorrentía de su cuenca, aportada por los diferentes arroyos que a ella confluyen y por la descarga subterránea de los acuíferos de su entorno, mientras que la principal salida se realiza por la evaporación (Linares, 1990).

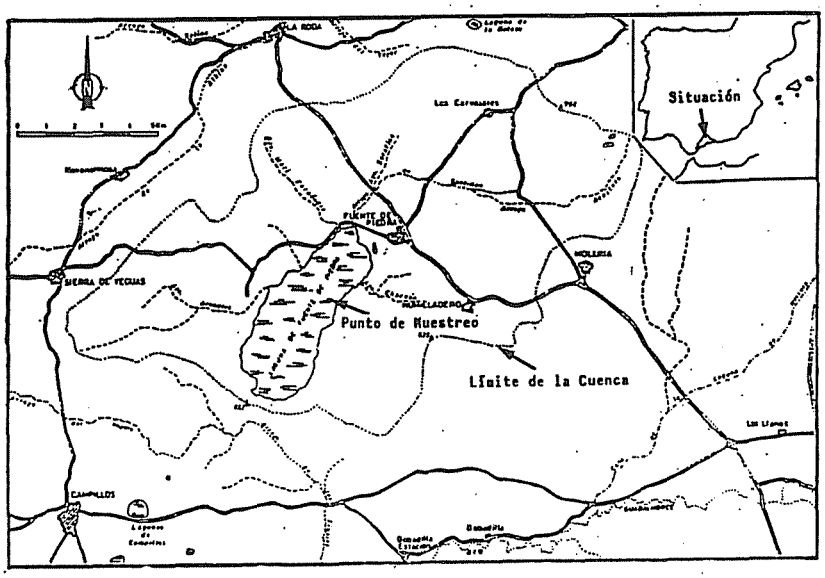


Fig. 1: Mapa de situación.

En este trabajo se estudia la evolución de la salinidad del agua de la laguna, en un periodo excepcionalmente húmedo (1989-90), precedido de un año más seco en el cual tuvo lugar su desecación. Con él iniciamos el estudio hidrogeoquímico de la laguna de Fuente de Piedra, siguiendo la línea de los trabajos realizados en otras regiones endorréicas de la Península Ibérica, como los efectuados por Pueyo (1978) en la comarca de los Monegros y Bajo Aragón y los de Comín *et al.* (1990) en la laguna de Gallocanta (Aragón). Aquí solamente abordamos la evolución hidroquímica de la Laguna estando en fase de estudio la mineralogía de los minerales precipitados.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se han recogido muestras semanales de agua en una orilla del extremo oriental de la laguna, en el paraje denominado Cortijo de San Luis. Las muestras se tomaron en la superficie, a unos 10 cm. de profundidad. El periodo de muestreo comprende desde Diciembre de 1989 hasta el final de Febrero de 1991, con un total de 88 muestras.

A las muestras recogidas se les ha determinado en el laboratorio, siguiendo los métodos indicados por APHA (1989) los principales parámetros físico-químicos: pH, conductividad, residuo seco, carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, calcio, magnesio y sodio. También se han realizado ocasionalmente medidas in situ de pH, conductividad, temperatura, carbonatos y bicarbonatos.

Para la realización de este trabajo se han considerado tan sólo 15 muestras que corresponden a las recogidas al final de cada mes del periodo estudiado.

CLIMATOLOGÍA DEL PERIODO ESTUDIADO

Se han recopilado de Linares (1990) las precipitaciones en el Cortijo de La Herriza (situado en el borde occidental de la laguna) correspondientes a los años hidrológicos de 1948-49 a 1986-87 y del Boletín del Instituto Nacional de Meteorología desde esa fecha a la actualidad. La precipitación media para un periodo de 42 años es de 450.4 mm/año (Fig. 2).

El año anterior al de nuestro estudio (1988-89) la precipitación fué de 377.5 mm, por ello en el estiaje la laguna se secó. Al comienzo del año 1989-90, en los meses de Noviembre y Diciembre tuvieron lugar importantes precipitaciones, con lo que la lluvia anual fué de 713.5 mm, tan sólo superada en una ocasión en el tiempo analizado. Por lo tanto se puede considerar este estudio representativo de un periodo excepcionalmente húmedo. La precipitación mensual para el tiempo muestreado (Fig. 3A) presenta un máximo en Diciembre de 1989 con 312 mm, siendo mínima o nula en los meses de Febrero de 1990, de Mayo a Agosto del mismo año y en Enero de 1991.

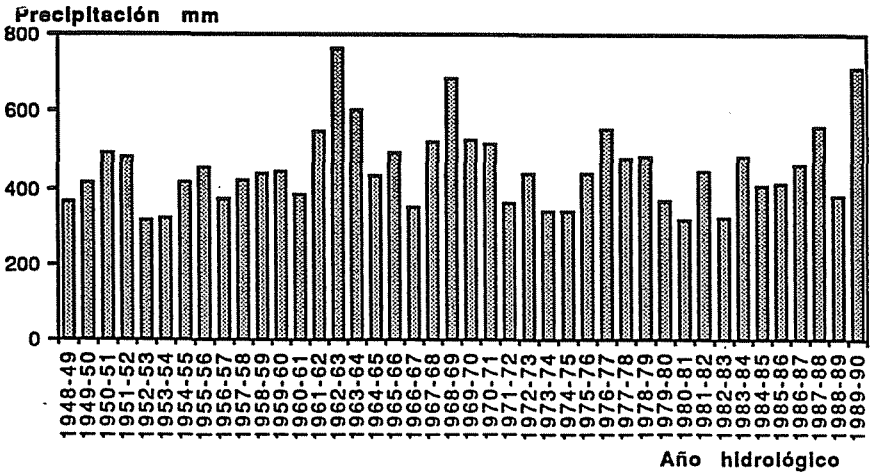


Fig. 2: Precipitaciones en el Cortijo de La Herriza.

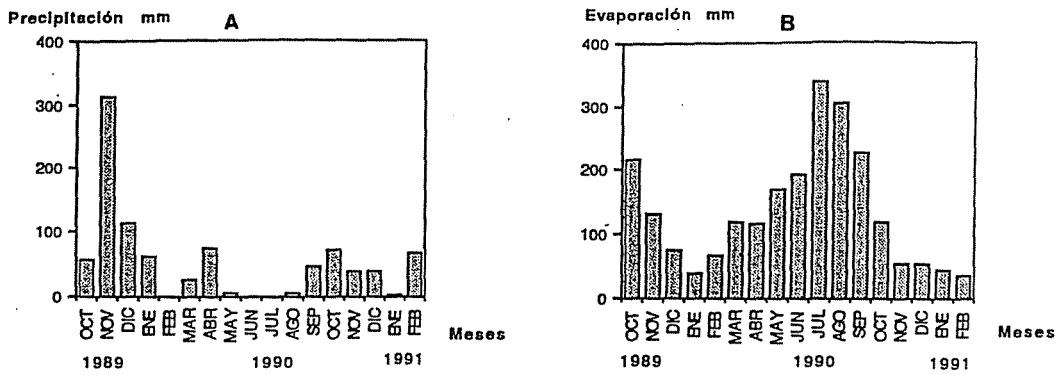


Fig. 3: Precipitación y evaporación en el Cortijo de La Herriza durante el periodo de muestreo.

Para el mismo periodo, la evaporación en la estación de La Herriza, (Fig. 3B) fué máxima en los meses del estiaje, con 333 mm en Julio de 1990.

En el verano del período muestreado no se produjo la desecación de la laguna, variando su nivel desde más de 2 m (completamente llena) correspondiente a la primera muestra recogida, a 0.50 m de profundidad al final del periodo analizado. Durante el estiaje la profundidad fué aproximadamente de 20 cm.

RESULTADOS OBTENIDOS

Los resultados obtenidos a las muestras recogidas se indican en la tabla nº 1.

Facies hidroquímica

El agua de la laguna ha sido a lo largo del tiempo estudiado de facies clorurada sódica con unas proporciones iónicas que para los aniones son: meq Cl^- > meq $SO_4^=$ > meq CO_3H^-, siendo mayoritarios los cloruros que representan del 81 al 92% de los miliequivalentes de los aniones. Los sulfatos representan del 8 al 18%, mientras que los bicarbonatos tan sólo representan del 0 al 0.5%. La fórmula iónica para los cationes es meq Na^+ > meq Mg^{++} > meq Ca^{++}, siendo mayoritario el sodio que representa del 60 al 67% del total de los miliequivalentes catiónicos. El magnesio está comprendido entre el 22 y el 28%, mientras que el calcio se encuentra en menos proporciones relativas, situadas entre el 6 y el 14%.

Muestras	Fecha	Conductividad	Res. seco	Alcalinidad	Cloruros	Sulfatos	Calcio	Magnesio	Sodio
1	29-12-89	14000	12800	90	5750	1124	397	458	2700
2	30-01-90	13000	11780	70	6040	1131	340	445	2358
3	23-02-90	14500	12920	80	6180	1251	528	588	2587
4	30-03-90	16460	15920	60	6750	1526	640	714	3162
5	27-04-90	17460	16580	10	7950	1716	536	651	3162
6	29-05-90	23700	20938	85	8875	2707	668	741	3783 *
7	29-06-90	31500	27736	65	12070	2982	944	1040	5145 *
8	31-07-90	50100	48589	15	20590	4730	1544	1720	8777 *
9	31-08-90	78100	70972	10	35500	4697	1648	2926	15132 *
10	28-09-90	92600	86336	105	43665	4880	1760	4034	18607 *
11	30-10-90	88600	81190	130	40470	4886	1520	3694	17250 *
12	13-11-90	98200	91782	140	42600	4756	1544	3873	18158 *
13	25-12-90	89200	78864	155	37600	4720	1316	3473	16026 *
14	29-01-91	95800	88520	205	39405	4809	1344	3796	16797 *
15	26-02-91	88200	85894	140	38300	4857	1304	3455	16325 *

* calculados

valores en mg/l. Conductividad en µS/cm

Tabla nº 1: Parámetros físico-químicos.

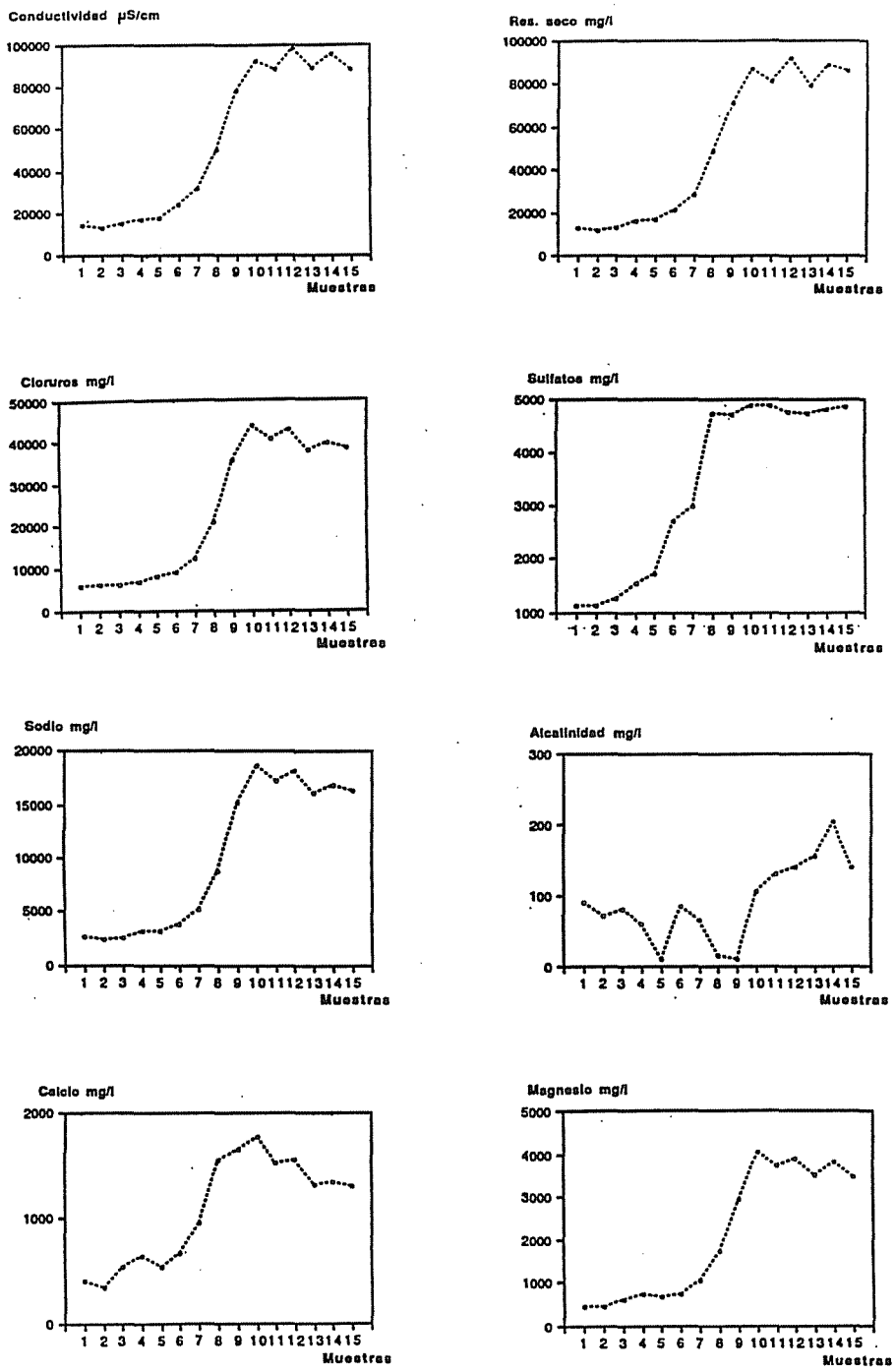


Fig. 4: Evoluciones hidroquímicas.

Salinidad

La salinidad del agua viene representada por la conductividad o por el residuo seco. La conductividad evoluciona desde 14.000 µS/cm hasta 88.200 µS/cm caracterizándose la curva de la evolución (Fig. 4) por un crecimiento lento hasta el mes de Julio y posteriormente un crecimiento muy rápido hasta final de Septiembre, relacionado directamente con la evaporación de la laguna. A continuación la salinidad del agua sigue siendo alta, existiendo algunas oscilaciones relacionadas con las precipitaciones. A destacar que al final del muestreo la salinidad no ha descendido a los valores iniciales.

El residuo seco está directamente relacionado con la conductividad, durante el mismo periodo ha crecido desde 12.8 g/l hasta 85.4 g/l, con un máximo de 91.7 g/l en el mes de Noviembre de 1990. Su evolución (Fig.4) es igual a la de la conductividad.

Cloruros

Los cloruros son los aniones mayoritarios que determinan la elevada salinidad del agua. Los valores obtenidos oscilan entre 5.7 g/l y 38.3 g/l con un máximo de 43.6 g/l en el mes de Septiembre. Su evolución (Fig. 4) es completamente paralela a la de la conductividad. Su concentración tiene un notable incremento con la evaporación del agua de la laguna durante el estiaje.

Sulfatos

Los sulfatos han oscilado entre 1.1 g/l y 4.8 g/l. Su concentración sigue una evolución similar a la de los cloruros pero presenta algunas diferencias. Principalmente se diferencia en que el incremento notable de su concentración comienza antes que la de los cloruros (final de Abril) y también se llega antes a la concentración máxima (final de Julio). Posteriormente, aunque continúa la evaporación de la laguna, no existe un aumento de la concentración debido probablemente a que se ha llegado a la saturación, realizándose la precipitación de sulfatos. Esta precipitación queda también puesta de manifiesto por la relación de meq Cloruros / meq Sulfatos que sufre un importante incremento al final de Julio (Fig. 5).

Alcalinidad

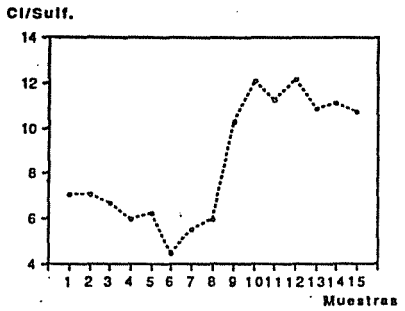
La alcalinidad del agua viene determinada por su contenido en carbonatos y bicarbonatos. La alcalinidad ha permanecido bastante constante a lo largo del tiempo con valores comprendidos entre 90 mg/l y 140 mg/l, hay que destacar los descensos producidos en el mes de Abril y en el periodo Julio-Agosto de 1990 que pueden estar relacionados con una precipitación de carbonatos, aspecto que habrá de determinarse en posteriores investigaciones.

Sodio

El sodio presenta una evolución muy similar a la de los cloruros (Fig. 4). Su elevada concentración motivó problemas de determinación en el fotómetro de llama por lo que parte de los datos se han obtenido por correlación con los cloruros.

Calcio y Magnesio

Ambos cationes siguen una evolución muy parecida (Fig. 4) con una concentración creciente hasta final de Septiembre y una disminución posterior, que se hace más patente para el calcio. En la relación meq Ca / meq Mg (Fig. 5) se observa una precipitación del calcio probablemente en forma de sulfato, mientras que el magnesio permanece en solución.



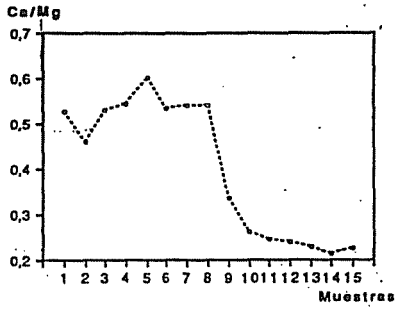


Fig. 5: Relaciones iónicas.

DISCUSIÓN

La laguna de Fuente de Piedra es una cubeta cerrada cuyos aportes hídricos provienen principalmente del agua de lluvia, de la escorrentía de su cuenca y de los acuíferos circundantes, siendo los materiales triásicos, que constituyen el sustrato de la región los que suministran mayores aportes salinos al sistema. Es conocido que al Sur de esta cuenca (Carrasco, 1986) existen, relacionados con el Trías, manantiales con aguas de elevada salinidad de facies clorurada sódica así como otros de aguas salobres de facies sulfatada cálcica.

Generalmente en la laguna la evaporación excede cuantitativamente a las entradas de agua por ello a lo largo del ciclo hidrológico aumenta progresivamente la salinidad del agua embalsada, llegando frecuentemente a evaporarse totalmente, depositando una costra salina, hecho que no llegó a producirse en el estiaje del periodo analizado debido a su alta pluviometría.

Al ser la laguna un medio muy somero su comportamiento está muy ligado a las características particulares de cada balance hidrológico anual y para definir sus peculiaridades es necesario efectuar estudios a largo plazo que integren todos sus estados posibles (García Jimenez, 1991).

En este primer trabajo hemos puesto de manifiesto la evolución química del agua de la laguna de Fuente de Piedra en un periodo excepcionalmente húmedo, en el que las lluvias ocurridas inmediatamente antes de los muestreos la llenaron totalmente. La disolución de las sales precipitadas en el estiaje anterior y el aporte de sales procedentes de materiales triásicos origina que a pesar del importante volumen embalsado a comienzos de nuestro estudio la salinidad del agua ya sea elevada, del orden de 10 g/l, con facies clorurada sódica.

Posteriormente a lo largo del ciclo hidrológico hemos podido constatar un aumento progresivo de la salinidad y de la concetración de los diferentes iones analizados debido a la evaporación. Esta evolución puede ser modificada por lluvias esporádicas y también determinados iones, especialmente bicarbonatos, sulfatos y calcio, pueden sufrir una disminución relativa, en su concentración, producida por la separación del sistema debido principalmente a su precipitación.

Posteriormente al periodo aquí analizado el nivel de la laguna ha seguido disminuyendo en relación con la evaporación de la misma y en Junio de 1991 se llegó a su total desecación, depositándose una capa salina, en su mayor parte de cloruro sódico, cuya mineralogía está siendo analizada actualmente.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a D. Manuel Rendón, Director-Conservador de la Reserva Natural de la laguna de Fuente de Piedra que nos ha facilitado la realización de nuestra investigación y a D. Antonio Arroyo, Guarda de la laguna, que nos ha recogido las muestras.

REFERENCIAS

APHA-AWWA-WPCF, 1989. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA, Washington. 1134 pp.

Carrasco, F. 1986. Contribución al conocimiento de la cuenca alta del río Guadalhorce: El medio físico. Hidrogeoquímica. Tesis Doct. Univ. Granada. 435 pp.

Comin, F.A.; Julia, R.; Comin, M.P. y Plana, F. 1990. Hydrogeochemistry of lake Gallocanta (Aragón, NE Spain). Hydrobiologia nº 197. pp 51-66.

García Jiménez, C 1991. Estudio de un medio acuático fluctuante: La Laguna atalasohalina de Fuente de Piedra (Málaga). Tesis Univ. Málaga. 300 pp.

Instituto Nacional de Meteorología. Boletín Mensual Climatológico de la Cuenca Sur Mediterránea.

Linares, L. 1990. Hidrogeología de la Laguna de Fuente de Piedra (Málaga). Tesis Doct. Univ. Granada. 343 pp.

Pueyo, J.J. 1978. La precipitación evaporítica actual en las lagunas saladas del área: Bujuraloz, Sástago, Caspe, Alcañiz y Calanda (provincias de Zaragoza y Teruel). Rev. Inst. Inv. Geol. Dip. Prov. Barcelona nº 33, pp 5-56.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:75-82

EL SISTEMA ACUATICO DE LA LAGUNA DE FUENTE DE PIEDRA DESPUES DE UNA PLUVIOSIDAD ANORMALMENTE ALTA (1989-90).

R. García Ruiz, C. M. García[1] y F.X. Niell.
Dpto. de Geología y Ecología.
Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga.
Campus Universitario de Teatinos. 29071-Málaga.
[1]Dirección actual: Area de Ecología, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Cádiz, Campus Rio San Pedro, 11510-Puerto Real (Cádiz).

Palabras clave: Estacionalidad, Salinidad, Lagunas atalasohalinas, Zonas húmedas, Fuente de Piedra.

ABSTRACT

During 1989-90, Fuente de Piedra salt Lake did not show its characteristic dessication stage and became permanent due to the exceptionally rainy months of november and december. Salinity was much lower than usual (9-90 g l^{-1}) and mean temperature (17,6 °C) was higher than the last 28 years average (15,9 °C). These conditions propitiate high values of chlorophyll concentration (600 µg l^{-1}) as well as high winter phytoplankton population densities. Salinity and nutrient concentration fluctuations were lower also. During this year appeared phytoplankton species less adapted to the saline environment and other that had not been observed during 1986-89. *Tetraselmis apiculata* and *Cyclotella* sp reached very high population densities in winter (266 148 ml^{-1} and 301 808 ml^{-1} maxima respectively), *Chaetoceros* sp and several species of little flagellates being also important. These last flagellates seem to be related to the high DQO values. Among zooplankton some species that appeared this year were not registered during the drier years1986-89. Thus, a *Cyclops* species was abundant in the less saline time, *Arctodiaptomus salinus*, a typical inhabitant of the Spanish endorheic waters, *Daphnia mediterranea*, *Branchinectella media*, *Macrothrix* sp and the insects *Sigara* sp and *Hydroporus* spp. Other species already registered during the preceding drier years were also observed (*Cletocamptus retrogressus*, *Branchinella spinosa*, *Moina salina*).

INTRODUCCION

La laguna atalasohalina de Fuente de Piedra es somera y usualmente sigue un comportamiento estacional, con una fase de desecación en verano. Un estudio detallado de la limnología y las características de su comunidad planctónica aparece en García (1991), trabajo en el que se pasa revista a un año de pluviosidad moderada (1987-88). Otros trabajos (Herberg, 1986; Lucena *et al.*, 1987; Sáez, (inédito) muestran aspectos de su limnología en años más secos. De todos estos datos se puede extraer la conclusión de que la laguna de Fuente de Piedra no sigue patrones estacionales predictibles o repetibles, siendo el balance hidrológico anual fundamental para explicar la evolución de las variables limnológicas y las comunidades características, que se muestran extremadamente cambiante.

Las grandes precipitaciones registradas durante el ciclo hidrológico 1989-1990, con una precipitación media anual de 713,5 mm frente a la media anual de los últimos 28 años (470 mm), determinaron que la laguna no sufriera desecación al final del ciclo. Como consecuencia del mayor volumen de agua, las condiciones en el agua fueron por un lado menos severas (menor salinidad general) y por otro lado más estables, ya que la amplitud de los cambios y su frecuencia en general, fue menor. La ocasión era, por tanto, excepcional al alejarse del patrón habitual de comportamiento del sistema y dada la existencia de resultados previos que detallaban los cambios estacionales característicos. Los datos presentados pueden ser de interés como contraste y como principio de estudios que ayuden a comprender el comportamiento a mayores escalas de tiempo de la laguna de Fuente de Piedra.

AREA DE ESTUDIO

La laguna de Fuente de Piedra está situada en una cuenca cerrada en el norte de la provincia de Málaga, (37° 6′ N 4° 44′ W). Tiene una extensión de 13,5 Km^2 y está situada a 400 m sobre el nivel del mar. La gran abundancia de materiales del Triásico superior en la zona (IGME, 1986) determina que sus aguas tengan un alto contenido en sales.

La relativa gran extensión y el carácter somero de la laguna propicia que la relación superficie:volumen sea muy grande. Este hecho determina que el viento juegue un papel importante como generador de fluctuaciones y amplificador de los cambios, además de eliminar la heterogeneidad vertical, de manera que incluso se hace difícil la separación entre el bentos y el plancton.

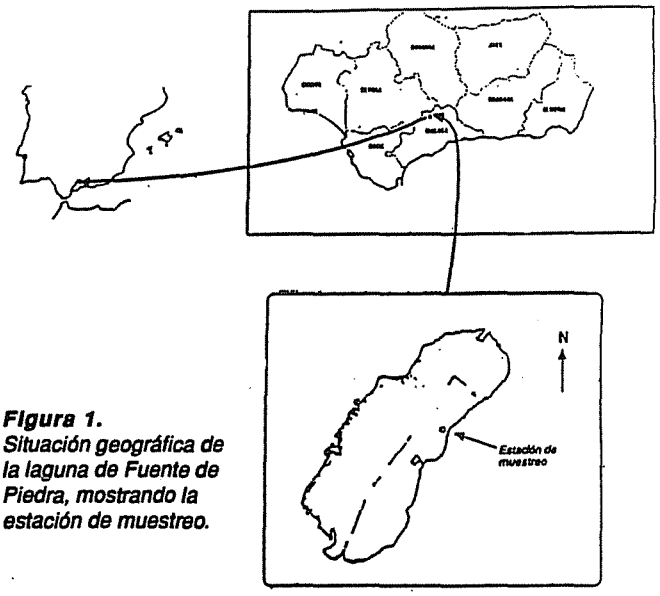


Figura 1. *Situación geográfica de la laguna de Fuente de Piedra, mostrando la estación de muestreo.*

MATERIAL Y METODOS

Los muestreos se realizaron desde el 27 de diciembre de 1989 (justamente después de detectarse las intensas precipitaciones de noviembre y diciembre) hasta el 29 de septiembre de 1990, con una periocidad de dos muestreos semanales. La temperatura del agua (medida con un termómetro de mercurio) y la profundidad fueron medidas *in situ* en el punto de muestreo, situado en la orilla Este de la laguna (figura 1).

Los datos hidrológicos de la cuenca han sido tomados de los informes del I.G.M.E. (1991).

El contenido en sales fué expresada como cantidad de sólidos disueltos totales (T.S.D.) en g l^{-1}. Para determinarlos se filtraban 100 cm^3 de muestra a través de un filtro Whatman GF/C sobre un matraz de peso conocido, que volvía a pesarse tras secarse en la estufa a 105 ºC.

La concentración de oxígeno disuelto en el agua se determinó usando el método de Winkler (Fresenius *et al.*, 1988).

Para la determinación de los pigmentos fotosintéticos se filtraba un volumen determinado de agua a través de filtros Whatman GF/C que eran depositados en tubos herméticos en los que se maceraban con acetona neutralizada con CO_3Na_2 en el frigorífico. Tras un análisis espectrofotométrico realizado con un espectrofotómetro Beckman DU-7, se estimaron la concentraciones de clorofila "a" total usando la fórmula de Talling y Driver (1963).

Las concentraciones de nutrientes solubles fueron medidas sobre la fracción de agua filtrada a través de filtros Whatman GF/C. Las concentraciones de nitrato y nitrito fueron determinadas siguiendo el método automatizado de Technicon "Industrial Method nº 158-71 W/A" basado en Shinn (1941) y en Wood *et al.* (1967). La

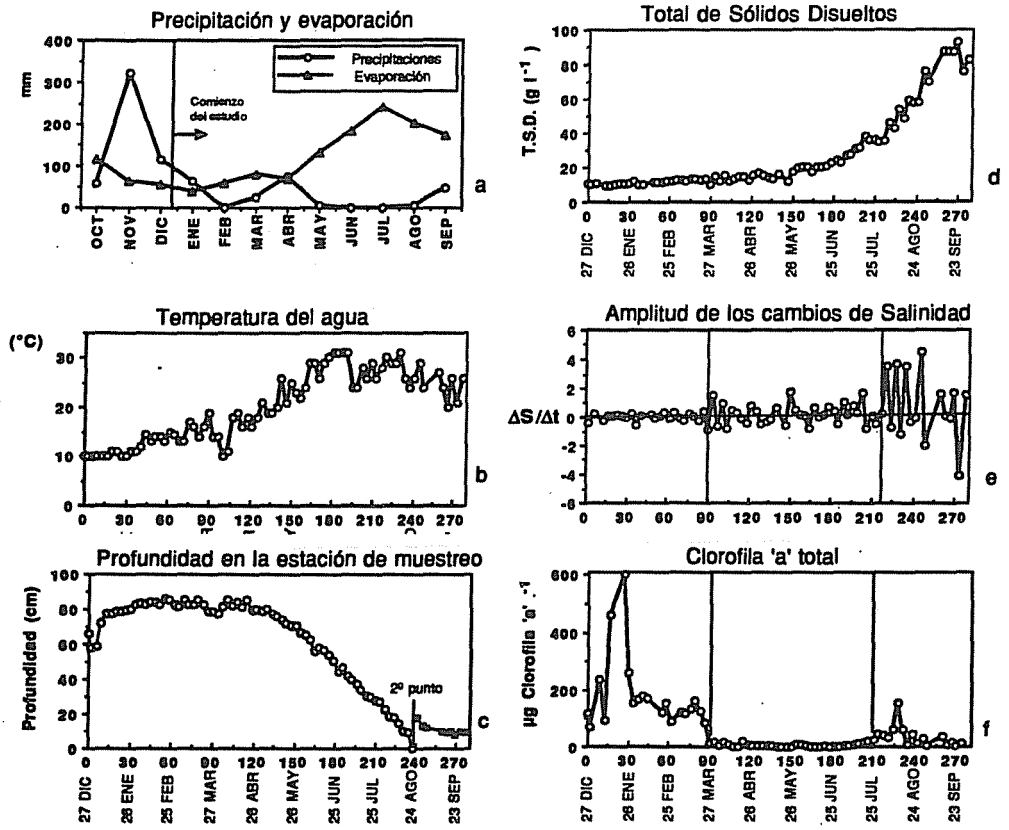


Figura 2.
(a) Balance precipitación-evaporación durante el ciclo hidrológico 1989-90. Se señala el momento de inicio del estudio. (b) Temperatura del agua a lo largo del periodo estudiado. (c) Profundidad del agua en la estación de muestreo. (d) Evolución del T.S.D. en el ciclo estudiado. (e) Amplitud de los cambios de salinidad. Se señalan tres fases claramente diferenciadas. (f) Concentración de clorofila "a" total durante el cilo hidrológico, mostrándose tres fases que coinciden con las señaladas en (e).

concentración de amonio fué determinada de acuerdo con el " Industrial Method nº 329-74 W/A" de Technicon, basado en Slawyk y McIsaac (1972). La concentración de ortofosfato fué determinada siguiendo el método de Murphy & Riley (1962). La determinación de la demanda química de oxígeno (D.Q.O.) se realizó sobre una fracción de agua filtrada (Whatman GF/F) siguiendo la metodología descrita en Fresenius *et al.* (1988).

Las muestras para el análisis de fitoplancton fueron fijadas *in situ* con lugol-acético (Parson *et al.*, 1984) y conservadas en un frasco de vidrio oscuro de 150 ml. Estas muestras se analizaron posteriormente en el microscopio invertido siguiendo la metodología de Utermöhl (1958).

La toma de muestras de zooplancton se realizó con ayuda de una bomba de achique, tomando agua de un cilindro de muestreo de dimensiones conocidas y recogiendo las partículas retenidas sobre mallas de 500 y 100 µm. Este material se fijaba con formol hasta una concentración final del 5 %. Previo a su análisis se realizaba un tratamiento suave en baño ultrasónico (Ultramet II Sonic cleaner)

durante 15 minutos para eliminar sedimento adherido mediante una refiltración. El análisis se efectuaba sobre alícuotas representativas en una cubeta Bogorov y con la ayuda de una lupa estereoscópica.

RESULTADOS

La precipitación media anual durante este ciclo hidrológico, 713,5 mm, fué mayor, y con mayor torrencialidad, que la correspondiente a los 28 últimos años (470 mm). La temperatura osciló entre 10 °C al comienzo del estudio y los 30 °C del mes de junio y principios de julio, siendo la media anual de 17,6 °C, cerca de dos grados superior a la media anual de los últimos 28 años (15,9 °C). En general, la temperatura del agua fue elevada, circunstancia propicia para el desarrollo de los productores primarios, esto es especialmente acusado desde mediado mayo, momento a partir del que la temperatura

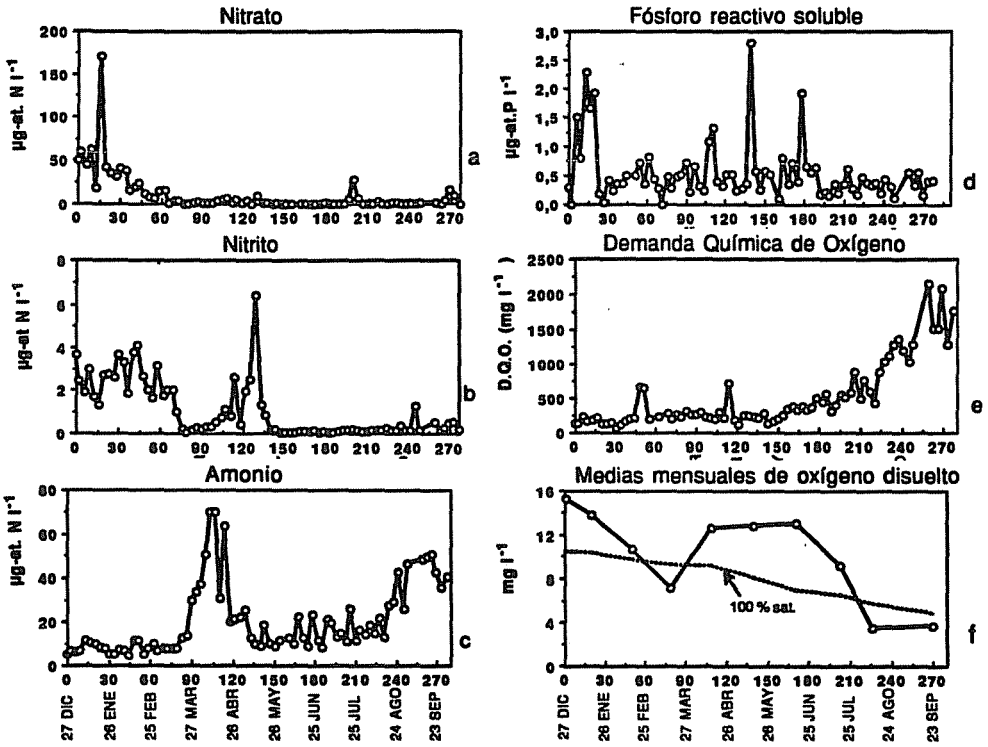


Figura 3.
(a), (b) y (c) Evolución de la concentración de nitrato, nitrito y amonio,respectivamente. Véase el comportamiento opuesto del nitrato y el amonio.(d) Fósforo reactivo soluble a lo largo de ciclo. (e) D.Q.O. , alcanzando lo máximos valores en verano. (f) Medias mensuales de oxígeno durante el ciclo. Subsaturación en los momentos de "caida" del bloom y de mayor D.Q.O.

se mantuvo por encima de 20 °C (figura 2-(b)).

Desde el inicio del estudio hasta el mes de abril se da un predominio de la precipitación sobre la evaporación (figura 2-(a)). A partir de abril se da un claro predominio de la evaporación con un paulatino descenso de los niveles de agua , aunque la laguna no llegó a desecarse. La profundidad en el punto de muestreo,

	29 Diciembre	23 Enero	27 Marzo	22 Mayo	29 Mayo	27 Julio	10 Agosto	27 Septiembre
Tetraselmis apiculata	8697,65	266148,00	14090,20	-	-	-	-	-
Cyclotella sp	301808,00	224399,00	4435,80	-	6958,11	260,93	-	-
Chaetoceros sp	4348,82	-	-	-	23918,51	-	-	-
Nitzschia closterium	-	-	-	-	652,32	1043,72	9132,54	1461,21
Entomoneis sp	-	-	-	-	-	-	-	1669,95
Otras diatomeas	2043,50	-	-	365,30	-	2609,30	22831,34	313,12
Oocystis sp	-	-	260,93	26,10	-	-	-	-
Gymnodinium sp	204,35	-	-	-	-	-	-	-
Crisofíceas	6958,12	-	-	-	-	-	-	-
Spermatozopsis sp	2609,30	3913,94	-	-	-	-	-	-
Chlamydomonas sp	-	-	2087,44	-	-	1956,97	5218,59	626,23
Oscillatoria sp	-	-	-	-	-	-	652,32	-
Spirulina sp	-	-	-	-	-	-	5218,59	-
Otras cianobacterias	-	-	-	260,93	1956,97	782,79	-	-
Dunaliella viridis	-	-	-	-	-	-	-	521,86
Dunaliella salina	-	-	-	-	-	-	-	104,37
Peranema sp	-	-	-	-	-	-	-	208,74
Cryptomonas sp	-	-	-	-	2391,85	-	-	-
Otras criptofíceas	-	-	-	-	1304,65	-	-	-
Bodo sp	-	-	-	78,28	-	-	-	-
Otros pequeños flagelados	-	-	-	1800,42	-	2087,44	-	1983,07
Amebas	-	-	-	0,08	-	-	-	-
Fabrea salina	-	-	-	-	-	4	4,4	3,2
Otros ciliados	204,35	-	1,20	0,48	-	-	-	-
Brachionus sp	-	-	-	-	-	0,003	-	-
Pequeños rotíferos	-	-	-	0,40	-	0,1	0,002	-
Turbelarios	-	-	-	-	-	-	0,002	0,017
Otros	45227,70	11741,83	2348,37	78,28	652,32	-	16308,10	-

Tabla I. Densidades de población (ml^{-1}) de organismos sedimentados (fitoplancton y pequeños organismos)

	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre
Cletocamptus retrogressus	158,30	86,70	295,70	239,73	371,60	84,82	222,50	52,06	4,77	415,70
Cyclops sp	370,10	295,00	27,23	77,80	4,30	-	-	-	-	-
Larvas de copépodos	10,10	9,17	13,04	133,00	5,70	4,20	32,40	-	0,21	14,00
Arctodiaptomus salinus	0,09	0,33	0,51	2,00	0,80	5,10	105,20	30,90	3,42	-
Moina salina	0,365	0,521	0,343	6,500	-	2,920	28,400	12,99	9,16	80,20
Daphnia mediterranea	0,155	0,034	1,566	13,520	34,5	14,1	-	-	-	-
Ostrácodos	2,40	3,15	2,35	43,95	5,25	5,60	34,03	4,86	12,46	2,30
Larvas de quironómidos	0,05	1,03	-	0,01	1,47	1,60	0,99	1,43	0,56	-
Sigara sp	0,007	-	0,009	-	0,020	0,100	0,980	2,100	0,999	0,060
Branchinella spinosa	0,274	0,020	0,190	0,078	-	-	-	-	-	-
Branchinectella media	0,042	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydroporus spp	-	-	-	-	-	-	0,024	0,009	-	0,010
Macrothrix sp	-	-	-	0,010	-	-	-	-	-	-
Larvas de dípteros indet.	-	-	-	0,04	-	-	0,09	-	-	-
Larvas de ditíscidos	-	-	-	-	0,160	0,009	0,056	0,009	-	-

Tabla II. Densidades de población (l^{-1}) de zooplancton obtenidos por bombeo y filtración.

(figura2-(c)) se mantuvo alrededor de los 80 cm, para decrecer rápidamente a partir del mismo mes de abril, probablemente debido a la fuerte evaporación. Esta fase de desecación rápida se aprecia también en los gráficos relativos a salinidad. En éstos, pueden distinguirse tres fases (figuras 2-(d) y (e)), en la fase más estable invernal los valores de salinidad se mantienen relativamente constantes y oscilando entre 9 y 13 g l^{-1}. A partir de abril la salinidad aumenta alcanzando 35-38 g l^{-1} en julio, en esta fase la amplitud de los cambios de concentración de sales son algo mayores que en invierno (figura 2-(e)). Por último, a partir de julio la salinidad aumentó drásticamente hasta el valor máximo observado de 90 g l^{-1}. En este último periodo los cambios de salinidad alcanzan la mayor amplitud.

A lo largo del periodo estudiado se distinguen también tres fases en la concentración de clorofila "a" total que coinciden, en terminos generales, con las fases ya mencionadas para salinidad (figura 2-(f)). Durante la época invernal se dieron las mayores concentraciones de clorofila, detectándose un máximo de 600 µg l^{-1} el 23 de enero. En esta fase se alcanzaron las mayores densidades fitoplanctónicas, siendo los organismos más representativos una diatomea del género *Cyclotella* , más abundante al principio, así como *Tetraselmis apiculata (Platymonas apiculata)* Butcher, esta última especialmente importante para explicar el máximo de clorofila invernal. A partir de abril las concentraciones de clorofila se mantuvieron relativamente bajas al igual que la densidad de poblaciones fitoplanctónicas, siendo abundantes diatomeas del género *Chaetoceros*, la misma *Cyclotella* y algunos flagelados incoloros (tabla I). A partir de julio se observó un nuevo aumento de las concentraciones de clorofila, siendo abundantes diversas especies de diatomeas pennadas, especialmente de los géneros *Navicula*, *Nitzschia* y *Entomoneis*. Destacan también pequeños flagelados incoloros y filamentos de *Spirulina* sp. que se agregan y forman parte de un neuston incipiente. *Dunaliella salina* y *D. viridis*, microalgas halotolerantes que alcanzaron grandes densidades durante las épocas de mayor salinidad en 1987/88 (García, 1991), aparecieron sólo en septiembre y con baja densidad.

Las concentraciones máximas de nitrato (figura 3-(a)) se alcanzaron en invierno (máximo 170,9 µg-at N l^{-1}), siendo la concentración muy baja durante la mayor parte del año e incluso indetectable al principio y fin de julio. La concentración media anual de nitrato fue de 11,2 µg-at N l^{-1}, y su distribución aparece con tendencias opuestas a la de amonio (figura 3-(c)).

La media de concentraciones de nitrito fue de 1,1 µg-at N l^{-1}. Durante el invierno se mantuvo un nivel elevado de nitritos (figura 3-(b)) que descendió en marzo y aumentó hasta un máximo a finales de abril. Durante el mes de mayo la concentración descendió mucho y se mantuvo baja el resto del ciclo.

Las concentraciones de amonio en el agua fueron bajas durante el invierno (figura 3-(c)), incrementándose a partir de marzo y alcanzándose el máximo el 10 de abril (70 µg-at N l^{-1}).

La concentración media de fosfato fue de 0,54 µg-at P l^{-1}, la distribución no parece tener tendencias estacionales claras (figura 3-(d)). Presenta dos máximos, uno el 9 de enero (2,28 µg-at P l^{-1}) y otro el 15 de mayo (2,79 µg-at P l^{-1}), observándose los mínimos, con concentraciones no detectables el 29 de diciembre, el 23 de enero, coincidiendo con el máximo de clorofila, y el 9 de marzo.

La demanda química de oxígeno en el agua fue muy alta en todo momento (figura 3-(e)), aumentando aún más a fines de julio, hecho que coincide con el descenso de los valores de concentración de oxígeno disuelto en el agua (figura 3-(f)). La evolución de las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua, en sobresaturación durante el *bloom* fitoplanctónico invernal, llegaron a momentos de subsaturación a fines de invierno, cuando presumiblemente se dio una importante entrada de materia orgánica al decaer dicho *bloom*. Hubo otro momento de subsaturación al final del periodo estudiado, coincidiendo con altos valores de la demanda química de oxígeno.

Los menores valores de salinidad favorecieron la aparición de especies de zooplancton no observadas en años más secos, así como el retraso o inhibición de la presencia de especies más halotolerantes. Destaca en el inicio del periodo estudiado la alta densidad de un copépodo perteneciente al género *Cyclops* no observado en años de mayor salinidad general (García, 1991). La desaparición de este copépodo, en marzo, coincidió con un aumento de la densidad de población de *Daphnia*

(Ctenodaphnia) mediterranea que alcanzó la mayor abundancia en abril y desapareció a finales de mayo. El calanoide *Arctodiaptomus salinus*, que tampoco apareció en años anteriores, alcanzó su mayor densidad durante el mes de junio. El cladócero *Moina salina* (*Moina mongolica*) Daday apareció con menor densidad que en el ciclo hidrológico 1987/88 (García, 1991). Los anostráceos *Branchinella spinosa* Milne-Edwards y *Branchinectella media*, este último no observado anteriormente, fueron encontrados durante la época invernal. También es destacable la gran abundancia, relativa a su tamaño, del coríxido *Sigara* sp. y de dos especies de ditíscidos del género *Hydroporus*. El ciliado *Fabrea salina* Henneguy retrasó su aparición hasta los momentos de mayor salinidad.

Por otra parte, se observó un mayor desarrollo de los macrófitos acuáticos *Ruppia drepanensis* Tin. ex Guss. y *Lamprothamnium papulosum* (Wallr.) J. Gr. especialmente a partir de la época primaveral.

DISCUSION

Las intensas precipitaciones en los meses de noviembre y diciembre propiciaron, como ya se ha mencionado, en general una menor salinidad, mayor profundidad de la columna de agua y permanencia de agua en la laguna durante el periodo estival.

Este estudio junto con el de García (1991), que analiza el ciclo hidrológico 1987/88 y el de Sáez (inédito) que estudia un periodo del ciclo 1988/89 ponen de manifiesto la baja reproducibilidad de las comunidades de un año a otro, que es característico de ambientes controlados físicamente. Estos fenómenos, como ya puso de manifiesto García (1991) están directamente ligados a la frecuencia e intensidad de las precipitaciones y en general al tipo de ciclo hidrológico.

Las características del balance hidrológico en este ciclo determinaron, durante la etapa invernal, mínimos valores de salinidad siendo también mínimos los cambios de ésta y máxima profundidad, hechos que junto con valores relativamente elevados de temperatura propiciaron altas concentraciones de clorofila "a" total asi como altas densidades fitoplanctónicas.

Los menores valores de salinidad se relacionan con la aparición de nuevas especies menos halotolerantes como: *Cyclops* sp., *Arctodiaptomus salinus*, *Daphnia mediterranea*, *Branchinectella media*, *Macrothrix* sp. y retrasó la aparición de especies más adaptadas a altos valores de salinidad como: *Dunaliella viridis*, *Dunaliella salina*, el ciliado *Fabrea salina* y *Moina salina*

A lo largo del ciclo se aprecia una mayor organización espacial, pasando de una etapa invernal, poco estructurada, con un claro predominio de la comunidad planctónica, con poca riqueza específica (*Cyclops* sp. como especie zooplanctónica dominante y *Tetraselmis apiculata* y *Cyclotella* sp. las especies fitoplanctónicas dominantes), altas concentraciones de nutrientes (fosfato y nitratos), poca transparencia del agua, hacia etapas donde se distinguen verticalmente tres comunidades: la comunidad bentónica está bien desarrollada distinguiéndose *Ruppia drepanensis* y *Lamprothamiun papulosum* como los macrófitos más característicos. Estos adquirieron mayor desarrollo que en años anteriores, posiblemente, debido a la mayor estabilidad, observación que podría integrarse en la serie de estudios de Niell *et al* (1989). Relacionados con esta comunidad se han encontrado relativa gran cantidad de insectos acuáticos como *Sigara* sp. e *Hydroporus* sp. , larvas de quironómidos y pequeños flagelados incoloros relacionados con la gran abundancia de materia orgánica disuelta, Margalef (1983). También está presente la comunidad planctónica aunque con una mayor riqueza específica y donde los organismos fitoplanctónicos más abundantes son diversas diatomeas pennadas y *Chlamydomonas* sp. *Cletocamptus retrogressus* y *Moina salina* son los representantes zooplanctónicos más abundantes.

Se detectó también una comunidad neustónica constituida por agregados de Spirulina y gran cantidad de cianobacterias asociadas a ellas.

En este trabajo se ha estudiado un espectacular caso de adición de estabilidad a un sistema, fenómeno raramente posible de observar en sistemas severos y alejados

del equilibrio. La estabilidad del sistema se produce a causa de la canalización de una anormal cantidad de energía, o sea que en realidad se aleja de un estado frecuente para alcanzar una persistencia mayor cuando pasa el tiempo. La aparición de especies no detectadas en el medio incrementa el valor de riqueza que en sistemas severos equivale a diversidad, y la sucesión se ordena en diversas fases que presumiblemente significan cambios de flujo a través del sistema.

BIBLIOGRAFIA

Fresenius, W; K. E. Quentin y W. Schneider (eds.), 1988. Water Analysis. Springer Verlag, Berlín, 804 pp.

García, C. M., 1991. Estudio de un medio acuático fluctuante: la laguna atalasohalina de Fuente de Piedra (Málaga). Tesis doctoral. Universidad de Málaga. 300 pp.

Herberg, O., 1986. Valoración del impacto provocado por el arroyo Santillán en la Laguna de Fuente de Piedra (Málaga). Tesis de licenciatura. Universidad de Málaga, 122pp.

I.G.M.E., 1986. Mapa geológico de España E. 1:50.000. Hoja 1023. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.

I.G.M.E., 1991. Observaciones climatológicas e hidrogeológicas en la cuenca de Fuente de Piedra durante el año 1989-90. Nota técnica Málaga nº 380. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.

Lucena, J., F. X. Niell y O. Herberg, (1987). Transformación del "input" orgánico en la laguna atalasohalina de Fuente de Piedra. Limnética, 3:9-15.

Margalef, R., 1983. Limnología. Omega, Barcelona, 1010 pp.

Murphy, J. y J. P. Riley, 1962. A modified single-solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analytica chim. Acta, 27:31.

Niell, F.X., M. Espejo, J.A. Fernández y P. Algarra, 1989. Performances and use of energy in intertidad systems related to random disturbances and thermal stress. Scient Mar., 53(2-3): 293-299.

Parsons, T. R.; Y. Maita y C. M. Lali, 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon, Oxford. 173 pp.

Shinn, J. A., 1941. Ind. Eng. Chem. (Annual edition), 13: 33. In: J. D. H. Strickland & T.R. Parson. A practical handbook of seawater analysis. Fish. Res. Bd. Can. Bull. 167.

Slawyk, G. y J. J. McIsaac, 1972. Comparison of two automated ammonium methods in a region of coastal upwelling. Deep-Sea Res., 19: 521-524.

Talling, J. F. y D. Driver, 1963. Some problems in the estimation of chlorophyll "a" in phytoplankton. Proc. Conf. Prim. Prod. Meas. Mar. Fresh. Hawaii. 1961: 142-146.

Utermöhl, H., 1958. Zur wemlikommung der quantitative phytoplankton methodik. Mitt. Internat. Verein. Limnol., 9: 1-38.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:83-90

RELACIONES CONDUCTIVIDAD-CONCENTRACION IONICA EN LAS AGUAS DE LAS LAGUNAS SALINAS ESPAÑOLAS

M. Florín, L. Maltchik, S. Mollá, J. Balsa y C. Montes
Laboratorio de Limnología, Departamento Interuniversitario de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, España

Palabras clave: La Mancha, Depresión del Ebro, Depresión del Guadalquivir, lagunas salinas, conductividad, concentración iónica total, salinidad, total de sólidos disueltos, análisis de regresión.

ABSTRACT

The relationships between conductivity and concentration of total dissolved solids (TDS) and salinity was investigated in 115 samples from 62 Spanish lakes mainly distributed throughout the three principal inland saline lakes districts in Spain: La Mancha, Ebro river basin, and Guadalquivir river basin, over a wide range of salinity (TDS between 2.6 and 290.6 g/l) and ionic composition. Regression analysis revealed that statistically significant relationships exist, especially when considering separately every lakes district. Nevertheless, relationships for different ranges of total ionic concentration were less significant. It suggests that understanding of these relationships should be also referred to the integration of complex features of hydrochemical functioning (which are usually common within lakes districts), and not only to parameters traditionally measured, such as temperature and total ionic concentration.

INTRODUCCION

Disponer de factores de conversión que relacionen la conductividad con alguna medida directa de la concentración iónica como la salinidad (suma de, al menos, los ocho iones mayoritarios) o el total de sólidos disueltos (resíduo seco filtrable a 105 °C) es una herramienta de trabajo muy útil para el desarrollo de estudios relacionados con los lagos salinos. La determinación de la concentración iónica a partir de la conductividad permite obtener estimas en campo de una forma inmediata, rápida, fácil y económica (Hammer 1986).

En la mayoría de las aguas naturales se ha encontrado que multiplicando la conductividad (en μS/cm a 25 °C), por un factor ordinariamente en el rango de 0.55 a 0.7, el producto es igual al total de sólidos disueltos (en miligramos/litro) (APHA 1985). Según esta misma fuente, para aguas altamente salinas el factor puede ser mayor de 0.7.

En general, puede decirse que no existe un factor universalmente válido (Williams 1966, 1981; Hammer 1978), debiendo analizarse las relaciones existentes entre conductividad y concentración iónica prácticamente para cada caso.

Dado que España posee un importante número de lagunas salinas (Montes & Martino 1987, Comín & Alonso 1988), y que durante los últimos años están siendo estudiadas desde muy diferentes puntos de vista (Comín *et al.* 1983, Baltanás *et al.* 1990, Guerrero *et al.* 1991), sería de gran utilidad contar con una relación comprehensiva entre conductividad y

alguna medida directa de la concentración iónica. El objetivo de este trabajo es el análisis de un gran número de muestras tomadas en las lagunas salinas españolas, abarcando un amplio rango de concentración y composición iónicas del agua, con la finalidad de estudiar las relaciones que posteriormente servirán para obtener los factores de conversión entre ambas variables.

MATERIAL Y METODOS

Lagunas estudiadas.- Se estudiaron 62 lagunas salinas españolas, que constituyen prácticamente la totalidad de nuestro patrimonio natural de este tipo de sistemas. Estas lagunas se visitaron entre 1984 y 1990 en varias ocasiones, en distintos momentos de un ciclo anual y en estadíos hidrológicos extremos de inundación o sequía, intentando abarcar el máximo rango posible de variación en la concentración y composición iónicas de sus aguas.

Variables medidas.- La conductividad se midió en miliSiemens/centímetro (mS/cm) con un conductivímetro modelo INSTRAN 10 con compensación automática de la temperatura. Antes de las mediciones se calibraba a 25 °C con soluciones estándar de KCl con un valor de conductividad lo más parecido posible al de la muestra que se iba a medir.

Las variables seleccionadas como indicadoras directas de la concentración iónica fueron el total de sólidos disueltos y la salinidad. En ambos casos su uso se encuentra muy extendido, lo que facilita la aplicación de los resultados que aquí se presentan. Por otra parte, su procedimiento de análisis es menos sensible a propiedades de las aguas como la diversidad de composición iónica y la turbiedad, muy peculiares en las aguas de las lagunas estudiadas y que influyen mucho en la medida de otras variables indicadoras de la concentración iónica: clorosidad y refringencia, respectivamente (Herteaux 1988).

El total de sólidos disueltos se estimó como resíduo seco filtrable a 105 °C, medido en gramos/litro (g/l). Para evitar pérdidas por ebullición, se calentaron submuestras de agua a 70 °C hasta la evaporación total del líquido, y luego se mantuvieron a 105 °C, machacando las sales, hasta obtener un peso constante, lo que ocurría al cabo de 7-10 días.

La salinidad se estimó como la suma de las concentraciones (en g/l) de los ocho iones mayoritarios (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, $CO_3^{=}$, HCO_3^{-}, Cl^{-}, $SO_4^{=}$) determinadas por los métodos más apropiados para el análisis químico de aguas salinas (Bernués *et al.* 1992).

Tratamiento matemático de los datos.- Para describir las relaciones entre conductividad y total de sólidos disueltos y salinidad se empleó el análisis de regresión. Se comprobó el ajuste de las ecuaciones así obtenidas a los datos reales empleando los tipos de modelos de regresión más comunes: lineal, multiplicativo, exponencial y recíproco.

Los datos procedentes de muestras con un error analítico significativo no se incluyeron en el cálculo de las ecuaciones de regresión. Se considera que este error existe cuando el valor absoluto de la relación 100*[Σcationes-Σaniones]/Σiones es mayor del 10 % (Custodio & Llamas 1983), expresadas las concentraciones en miliequivalentes/litro. No obstante, un reducido número de muestras con un error mayor sí fué incluido, por ser muy representativas de un tipo hidroquímico específico.

Se realizó un filtro adicional para evitar una excesiva asimetría en el número de muestras procedentes de distintas lagunas (Hammer 1978), seleccionando sólo una (la más representativa), dos (valores extremos de concentración iónica), o tres (valores extremos y

un valor intermedio) muestras de cada laguna.

Debido a la heterogeneidad hidroquímica presente en el conjunto de datos, éste se dividió en subconjuntos supuestamente más homogéneos, definidos según rangos de conductividad y distribución geográfica de las lagunas. Se aplicó análisis de regresión al conjunto global de datos y a los distintos subconjuntos así definidos. La hipótesis de partida era que las ecuaciones de regresión calculadas para estos subconjuntos serían estadísticamente más significativas y representarían mejor las tendencias reales de los datos.

La subdivisión según rangos de conductividad se realizó recurriendo al análisis de la distribución de frecuencias de esta variable, interpretando las anomalías en la monotonía de la misma (fig. 1) por la existencia, en realidad, de dos o más distribuciones yuxtapuestas (Sokal & Rohlf, 1979). De acuerdo con ello, los subconjuntos seleccionados fueron: muestras con menos de 23 mS/cm de conductividad, muestras con una conductividad de entre 23 y 55 mS/cm, y muestras con más de 55 mS/cm.

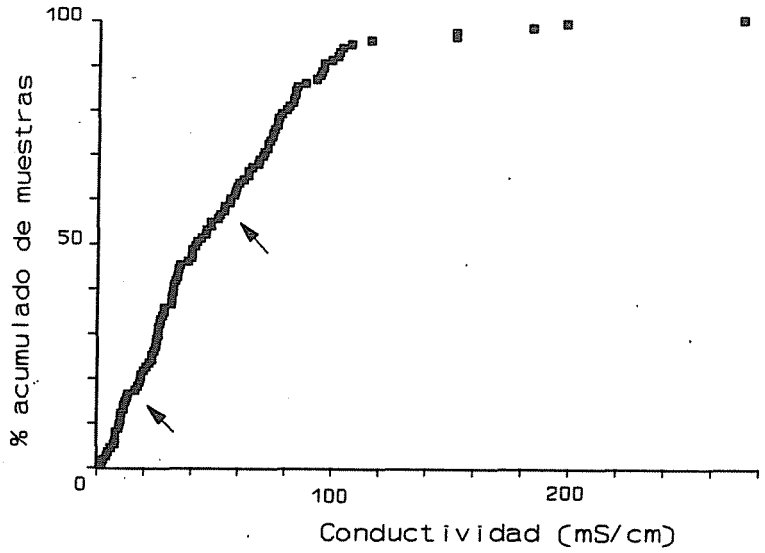


Figura 1. Distribución de frecuencias de la conductividad (N=115). La monotonía de la misma se ve alterada por varias anomalías, las más significativas de las cuales son las que se dan en torno a 23 y 55 mS/cm (flechas).

En cuanto a la distribución geográfica, los subconjuntos se definieron de acuerdo con los tres sectores principales de lagunas salinas españolas: La Mancha, Depresión del Ebro y Depresión del Guadalquivir.

Finalmente, para satisfacer las asunciones del análisis de regresión, se exploró la normalidad de las variables utilizadas, de acuerdo con Snedecor & Cochran (1976). Cuando fué necesario se transformaron las variables siguiendo las indicaciones de estos autores y las de Sokal & Rohlf (1979).

RESULTADOS

Los gráficos de las ecuaciones de regresión más significativas y sus características se incluyen en la fig. 2.

Las ecuaciones calculadas para las relaciones entre la conductividad y la salinidad (coeficiente de correlación, r=0.95; fig. 2a), y entre la conductividad y el total de sólidos disueltos (r=0.94) para el conjunto global de datos son muy significativas (nivel de probabilidad menor de 10^{-5}). Aunque, por simplificación, los intervalos de confianza no se representaron en la fig. 2a, es interesante hacer notar que éstos se "ensanchan" a medida que la concentración iónica aumenta, lo que sugiere que la indeterminación del modelo es mayor para las aguas más salinas.

En cuanto a los subconjuntos de datos definidos según rangos de conductividad, la correlación entre la conductividad y las variables indicadoras de la concentración iónica es claramente menor que la calculada para el conjunto global de datos (coeficientes de correlación r=0.75 entre conductividad y salinidad para aguas con menos de 23 mS/cm, r=0.65 entre conductividad y total de sólidos disueltos para aguas con una conductividad de entre 23 y 55 mS/cm, y r=-0.77 entre conductividad y salinidad para aguas con más de 55 mS/cm). Además, las ecuaciones de regresión correspondientes son menos significativas estadísticamente (los valores del nivel de probabilidad asociado a cada modelo son 10^{-5}, $4*10^{-5}$ y $<10^{-5}$, respectivamente).

En contraste, los modelos de regresión obtenidos para los subconjuntos de datos definidos según la distribución geográfica de las lagunas sí permiten obtener resultados equiparables o mejores que los obtenidos para el conjunto global de datos. Así, la correlación entre conductividad y total de sólidos disueltos para las aguas de la Depresión del Ebro es claramente más alta (r=0.97, fig. 2b) que para el conjunto de lagunas salinas españolas. En el caso de las aguas manchegas, la correlación entre conductividad y salinidad (r=0.95, fig. 2c) es tan alta como la correspondiente al conjunto global, aunque el error estándar de la estimación es mayor. Lo contrario ocurre para las aguas de la Depresión del Guadalquivir (r=0.94, fig. 2d) (ligeramente menor coeficiente de correlación, acompañado de un menor error estándar). Por otra parte, estos modelos son estadísticamente tan significativos como el correspondiente al conjunto global de datos, ya que el nivel de probabilidad asociado a cada uno es menor de 10^{-5}).

De acuerdo con estos resultados y, en conjunto, la validez de los modelos calculados para subconjuntos de datos definidos según criterios geográficos es mayor que la del modelo global calculado para todas las lagunas salinas españolas. Además, hay que tener en cuenta que el número de muestras es del orden de 3 a 5 veces mayor en el conjunto global, lo que tiende intrínsecamente a hacer más significativas las ecuaciones de regresión correspondientes, en relación con subconjuntos con menor número de datos.

El alto error estándar relativo del modelo calculado para las aguas manchegas se debe, de nuevo, a la heterogeneidad de las lagunas estudiadas, que se agrupan básicamente en dos sectores: provincia de Albacete y cuencas de los ríos Záncara y Cigüela. Por su parte, este último sector constituye una verdadera encrucijada geológica donde confluyen las tres Españas litológicas: silícea, caliza y arcillosa, lo que se traduce en la gran diversidad hidroquímica de sus sistemas palustres. Calculado el coeficiente de correlación de Spearman (corr. no lineal) para la relación entre conductividad y salinidad de las aguas manchegas, éste es el más alto de los calculados para todas las relaciones estudiadas (r_s=0.96), siendo

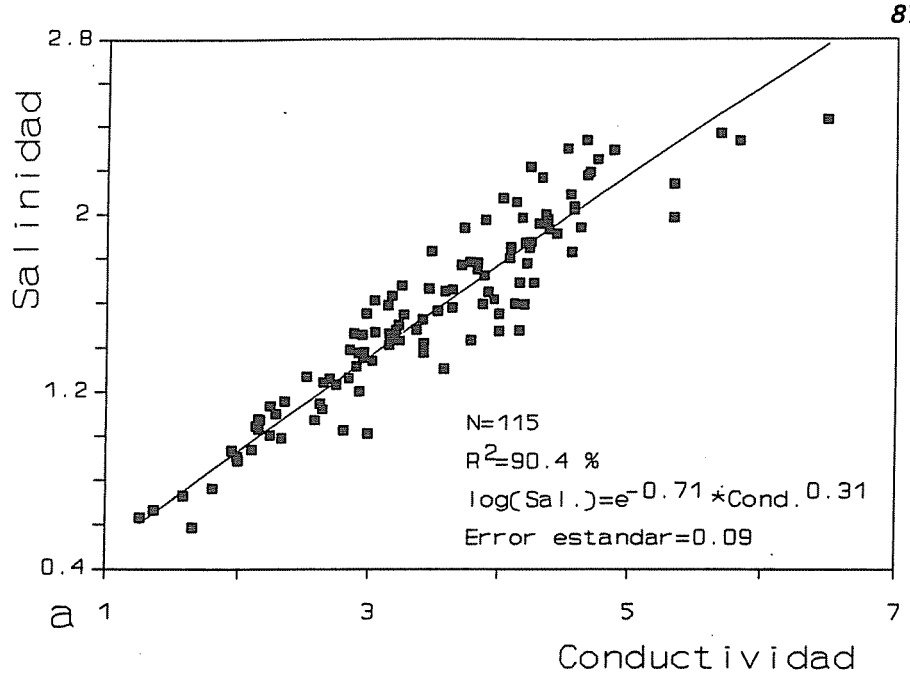
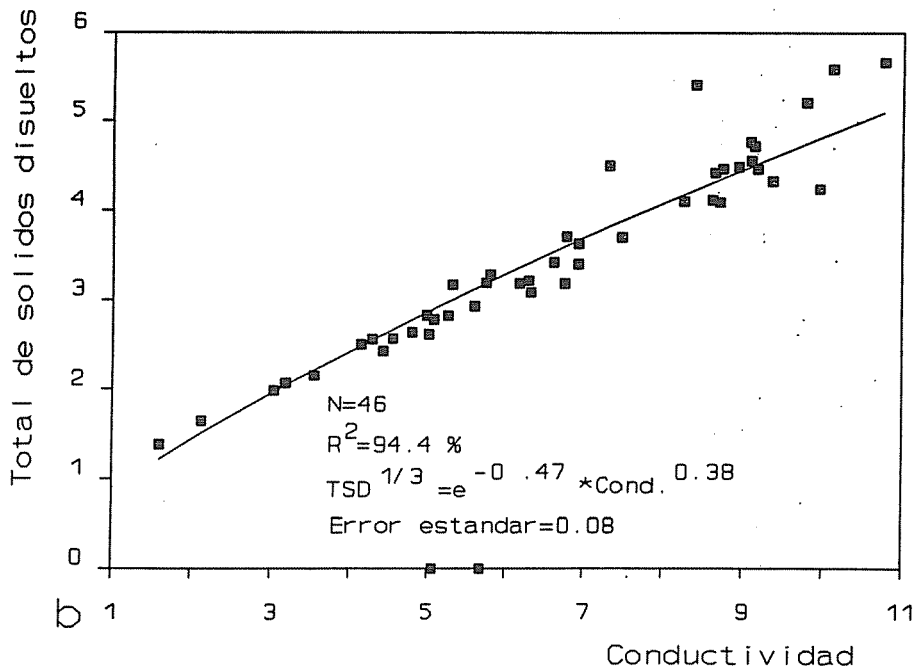


Figura 2. Regresiones conductividad-salinidad y conductividad-total de sólidos disueltos más significativas. a) Conjunto global de datos, b) Depresión del Ebro, c) La Mancha, d) Depresión del Guadalquivir. R^2 equivale al coeficiente de correlación de Pearson (r), al cuadrado y en tanto por cien. Las ecuaciones integran las transformaciones de las variables.



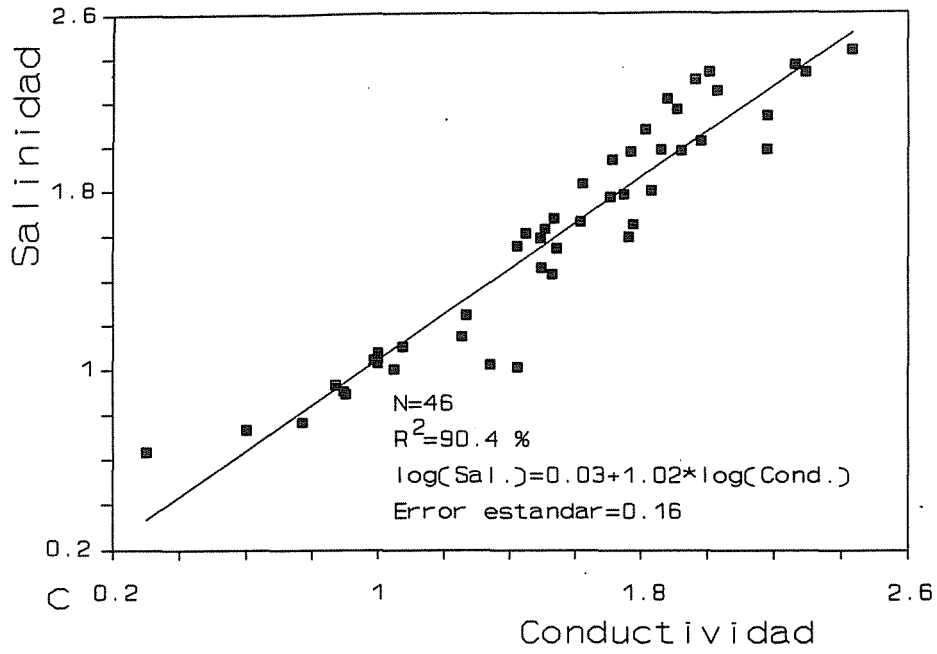
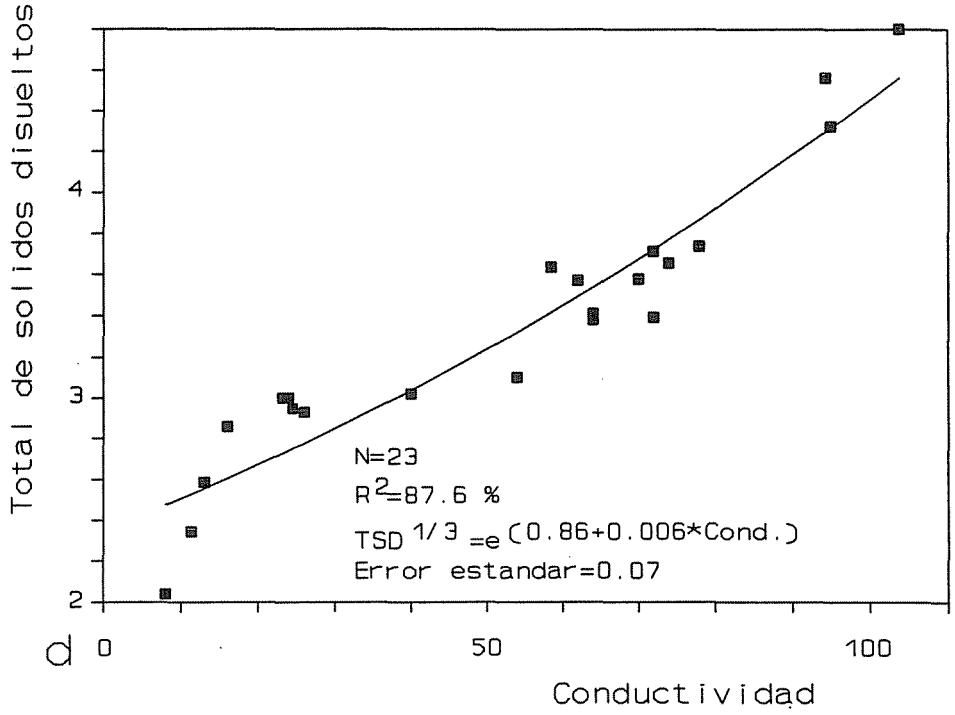


Figura 2. (continuación)



también más alto que el correspondiente coeficiente de correlación lineal. Esto revela la existencia de una relación compleja entre estas variables, más significativa que la calculada, que podría investigarse con modelos de regresión tipo polinómico.

En cuanto a las lagunas de la Depresión del Guadalquivir, su gran homogeneidad hidroquímica (son predominantemente clorurado-sódicas) justifica el bajo valor del error estándar de la ecuación de regresión entre la conductividad y el total de sólidos disueltos. Sin embargo, un número de muestras más alto redundaría en la mejora del modelo, contribuyendo a conseguir una correlación más alta.

DISCUSION

Los resultados obtenidos confirman la hipótesis acerca de que una alta correlación entre la conductividad y las variables indicadoras de la concentración iónica de un conjunto dado de aguas salinas naturales se ve favorecida por una mayor homogeneidad química de las mismas. Sin embargo, el concepto de homogeneidad química que se deriva de estos resultados parece diferente del que se ha venido utilizando en el mismo contexto.

Williams (1966, 1981) encuentra una correlación lineal muy alta (coeficiente de correlación, r=0.94) entre conductividad y total de sólidos disueltos para 62 muestras de agua de 41 lagos australianos en las que el total de sólidos disueltos varía entre 0.5 y 370 g/l. Este autor atribuye una alta correlación para aguas tan salinas a la homogeneidad de las aguas australianas en cuanto a su composición iónica.

Complementariamente, Hammer (1978) encontró coeficientes de correlación lineal r=0.852 entre conductividad y salinidad y r=0.864 entre conductividad y total de sólidos disueltos, para 60 lagos canadienses con salinidad entre 2.23 y 342.8 g/l y composición iónica variable.

La comparación de los resultados obtenidos para el conjunto de lagunas salinas españolas y los subconjuntos definidos según los rangos de conductividad y la distribución geográfica sugiere que las relaciones entre conductividad y concentración iónica no sólo dependen de los parámetros tradicionalmente considerados (concentración iónica, temperatura y composición iónica). La influencia de la distribución geográfica refleja la de los ciclos geoquímicos correspondientes, que determinan el funcionamiento hidroquímico de lagos y lagunas salinos, cuyas señas de identidad son más complejas que meras diferencias de concentración y/o composición iónicas.

Finalmente, los modelos calculados para el conjunto de lagunas salinas españolas y para cada sector geográfico se ajustan mejor a los datos que modelos exclusivamente de tipo lineal aplicados a aguas con un rango de concentración iónica y diversidad hidroquímica comparables (Hammer 1978). En el caso del estudio que nos ocupa, la mejor representación de la variabilidad contenida en los datos no siempre se alcanzó con modelos de tipo lineal, lo que sugiere que una mayor flexibilidad en la selección del tipo de modelo contribuye a establecer mejor las relaciones entre la conductividad y la concentración iónica de las aguas salinas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado, en parte, gracias a la financiación de la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología para el proyecto cuya referencia es NAT90-0721-C02-01.

BIBLIOGRAFIA

APHA (Amer. Publ. Health Assoc.). 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. 16th ed.

Baltanás A., C. Montes & P. Martino. 1990. Distribution patterns of ostracods in Iberian saline lakes. Influence of ecological factors. Hydrobiologia 197: 207-220.

Bernués M., C. Montes & F. Moya. (1992). Métodos para el análisis químico de las aguas dulces y saladas. Laboratorio de Limnología de la Universidad Autónoma de Madrid.

Comín F., M. Alonso, P. López & M. Comelles. 1983. Limnology of Gallocanta lake, northeastern Spain. Hydrobiologia 105: 207-221.

Comín F. & M. Alonso. 1988. Spanish salt lakes. Their chemistry and biota. Hydrobiologia 158: 237-245.

Custodio E. & M.R. Llamas. 1983. Hidrología subterránea. Tomo I. Ediciones Omega, Barcelona. 1157 pp.

Guerrero M.C., B. Vidondo & C. Montes. 1991. Physico-chemical characteristics of a permanent Spanish hypersaline lake: La Salada de Chiprana (NE Spain). Hydrobiologia (en prensa).

Hammer U.T. 1978. The saline lakes of Saskatchewan III. Chemical characterization. Int. Revue ges. Hydrobiol. 63(3): 311-335.

Hammer U.T. 1986. Saline lake ecosystems of the world. Junk Publ. 616 pp.

Herteaux P. 1988. Mesure de la salinité des eaux naturelles en hydrologie et en hydrobiologie. Essai pour une standardisation de l'expression des résultats. Ecologia Mediterranea 14(3/4): 149-166.

Montes C. & P. Martino. 1987. Las lagunas salinas españolas. En: Bases Científicas para la Protección de los Humedales en España, pp. 95-145. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Madrid. 284 pp.

Snedecor G.W. & W.G. Cochran. 1976. Statistical methods. Iowa State University Press, Ames. 593 pp.

Sokal R.R. & F.J. Rohlf. 1979. Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. H. Blume Ediciones, Madrid. 832 pp.

Williams W.W. 1966. Conductivity and the concentration of total dissolved solids in Australian lakes. Aust. J. Mar. Freshwat. Res. 17: 169-176.

Williams W.W. 1981. The limnology of saline lakes in Western Victoria. A review of some recent studies. Hydrobiologia 82: 233-259.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:91-97

CARACTERIZACION FISICOQUIMICA DE LAS SURGENCIAS DEL PARQUE NATURAL DE LA ALBUFERA (VALENCIA).

Juan M. Soria García
Confederación Hidrográfica del Júcar. Valencia.

Palabras clave: Fisicoquímica, surgencias, manantiales, componentes principales.

ABSTRACT

Wetland between Turia and Júcar rivers is a wide plain area with piezometric level near surface. It caused a large number of springs and lagoons, that were covered from time to time by farmers to make rice fields. Now, we have only some little body waters between fields. This study is an approach to knowledge of these ecosystems.

Samples were taken from 40 springs around the Albufera Natural Park (Valencia, Spain). Morphology, physical and chemical characterization was studied. Results show waters with high conductivity, high level of nitrate, and low level of ammonia and phosphorus. These springs are ecosystems oligo and mesotrophic while the Albufera is an hypertrophic coastal lagoon.

INTRODUCCION

El humedal comprendido entre la desembocadura de los ríos Júcar y Turia es un territorio no muy diferente a otras zonas costeras de similares características, que ha sufrido numerosas transformaciones desde que la humanidad se asentó en sus orillas. El aterramiento por causas naturales de la laguna costera primitiva se incrementó por la acción humana, reduciendo cada vez más el área inundada permanentemente y su vegetación natural, transformándola en terreno cultivable. Primero fue el arrozal, que todavía mantuvo un cierto equilibrio en el sistema. Luego la transformación en huertas, y el empleo de las técnicas agrícolas cada vez más agresivas, tanto en el arrozal como en las huertas, va desplazando este delicado equilibrio desde un sistema naturalizado hasta la explotación agraria pura.

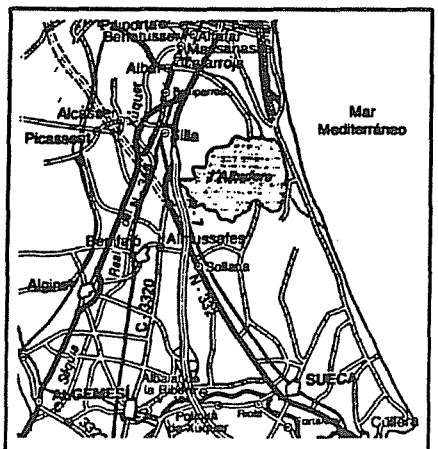


Figura 1. Mapa de situación de la Albufera de Valencia y sus alrededores. La marjal queda comprendida entre la carretera N-332 y el mar Mediterráneo.

A partir de los años 60, la presión que venía sufriendo La Albufera y el área de marjal que la rodea aumenta sensiblemente, dando lugar a un proceso regresivo, que hasta el momento no ha cesado (Figura 1). Este impacto, viene derivado del crecimiento demográfico e industrial del territorio periférico. A su alrededor existe actualmente una elevada densidad de población (cerca de 400.000 habitantes, sin tener en cuenta la propia ciudad de Valencia), existiendo además cientos de industrias asentadas en la zona. Debido a que este crecimiento no se ha acompañado con la creación de la infraestructura sanitaria adecuada, se han utilizado las acequias de riego como colectores generales de las aguas residuales generadas tanto por la población como por la industria. Así, la práctica totalidad de los vertidos llegan al ecosistema del Parque Natural sin ningún tipo de depuración previa. El aporte de numerosos contaminantes, que por este motivo recibe el ecosistema, ha hecho que las características físico-químicas y biológicas de las aguas hayan cambiado radicalmente siendo en la actualidad La Albufera uno de los ecosistemas acuáticos más eutróficos del mundo. El carácter de laguna

hipertrófica que posee en la actualidad La Albufera ha motivado la desaparición de las praderías subacuáticas, lo que conlleva una pérdida de la diversidad de especies vegetales y animales que allí se refugiaban o de donde se alimentaban (Soria, 1987).

Otra de las consecuencias de este impacto ha sido la paulatina desaparición de los manantiales y surgencias que existían tanto en el marjal como en el propio lago. Estas surgencias, llamadas en valenciano «ullals» (G.E.C., 1989), están constituidas actualmente por áreas de reducida superficie y de escasa profundidad. El agua que mana suele ir encauzada por acequias durante un corto recorrido antes de confluir a otras que portan aguas de muy diversa calidad, generalmente de mala a pésima.

Los «ullals» se caracterizan por ser ecosistemas donde los factores físico-químicos son poco fluctuantes (Colom *et al*, 1988). Esto es fundamental para las especies que allí encuentran las condiciones necesarias para sobrevivir, ya que generalmente estas especies están adaptadas a ambientes estables en los que cualquier alteración puede dificultar su supervivencia en el medio.

La importancia de estas surgencias de agua, que todavía se dan de forma casi siempre aislada en el interior del marjal y a modo de rosario en algunas zonas del perímetro del parque, se evidencia por la necesidad que tiene éste de un aporte de aguas sin carga contaminante y por el papel que juegan estos enclaves como reserva genética tanto de numerosas especies desaparecidas actualmente en el resto de la superficie del Parque, como de otras cuyas poblaciones se encuentran en clara regresión. Además, debido a lo aislados y dispersos que se encuentran las surgencias en el área del Parque, no existe intercomunicación entre ellos. Además, las acequias, que podrían servir como vías de colonización y conexión de las especies acuáticas, se encuentran tremendamente contaminadas, imposibilitando esta relación. Esto hace que, en cada manantial, aparezcan unas especies u otras en función de las que lo poblaban inicialmente y de la degradación y recolonización natural o inducida por el hombre que hayan sufrido a lo largo de los tiempos.

Muchos de los «ullals» han sido aterrados en las últimas décadas, y los que todavía mantienen una lámina de agua importante, se hallan rodeados siempre por campos de cultivos bien sean de huerta, frutales, o bien de arrozal. Esto hace que no exista una zona de interfase entre la surgencia y el medio antrópico, presentando casi todos taludes pronunciados y muros de hormigón o mampostería, donde debiera existir una amplia franja de vegetación palustre emplazada sobre una suave pendiente. Por otra parte, la presencia de cultivos en las proximidades es muy perjudicial ya que conlleva la contaminación directa por tratamientos agrícolas y filtraciones de los abonos a través de la capa freática. Los cultivos de arroz también pueden impactar negativamente, dado que en numerosas ocasiones drenan directamente a la surgencia, con lo que éste recibe en la realidad los mismos tratamientos que el arrozal. Este drenaje puede ser producido voluntariamente por el propio agricultor, que realiza los drenajes, o por animales que excaven galerías que intercomunican el arrozal y la surgencia, como los roedores o los cangrejos.

Es fácil comprender, según los aspectos expuestos, que estas áreas y las especies que mantienen se encuentran en una situación muy precaria. Por tanto es urgente la protección y aún más la regeneración de todos los que resulten más interesantes tanto desde el punto de vista biológico como el paisajístico o cultural. Es evidente la importancia de los «ullals», como una necesidad para la existencia de zonas como reservas genéticas de numerosas especies desaparecidas actualmente en La Albufera y en gran parte de la superficie del Parque Natural.

MATERIAL Y METODOS

Los parámetros físicos del agua que se determinan son la temperatura y la conductividad. Se ha estudiado el caudal del efluente, medido normalmente en el punto de salida hasta la acequia donde se produce el drenaje, según la metodología descrita por Escribá (1988). No consideramos las pérdidas por evaporación o infiltración cuando damos un valor de caudal.

En cuanto a parámetros químicos y compuestos analizados, son los siguientes: pH, Eh, Oxígeno disuelto, Fosfato, Amonio, Nitrito y Nitrato, Cloruro y Alcalinidad. La metodología empleada ha sido la habitual en este tipo de trabajos, descrita por Golterman *et al.* (1978) y Margalef *et al.* (1976).

Era conocida de antemano, por la realización de trabajos previos (Soria *et al*, 1987; Colom *et al*, 1988) la situación de las principales surgencias de agua en lo que posteriormente sería el Parque Natural de La Albufera. Para localizar las restantes, se partió de las fotografías aéreas de 1956 para tratar de encontrar signos que mostraran la existencia de «ullals», por la presencia de superficie de lámina de agua libre, formaciones de vegetación de cañaveral y carrizar dentro de áreas cultivadas, etc. Estas imágenes se compararon con otras similares obtenidas en junio de 1988. Posteriormente se sobrevolaron a baja altura, desde un ultraligero, las zonas que presentaban indicios de existencia de surgencias para reconocer mejor desde el aire y tratar de descubrir si, todavía, quedaban restos de ellas. Por último, se accedió desde tierra a cada punto, para determinar su situación, medirlos y tomar las muestras.

El proceso estadístico de los datos se ha realizado mediante el programa BMDP, normalizando los datos obtenidos con la transformación logarítmica. En el estudio descriptivo se han considerado las cuarenta surgencias localizadas, mientras que en el estudio multivariante se han considerado las veintisiete de las que se disponía de datos para todas las variables utilizadas, eliminado del análisis las que les faltaba algún dato.

RESULTADOS

1. Presencia de ullals

La aparición de numerosos manantiales, «ullals», en este entorno se puede explicar por diversos factores. La Albufera de Valencia está situada en el extremo oriental del acuífero miocuaternario de la llanura de Valencia que ocupa una extensión de 1200 km^2 y un espesor medio saturado de 100 metros. Los materiales que componen el acuífero corresponden a una serie del Mioceno, constituidos por arenas, areniscas, limos, limolitas y arcillas con una potencia estimada de 80 metros, que se encuentra coronada por una serie superior calcárea, de edad Mioceno Superior-Plioceno. Sobre estas dos series se disponen los materiales cuaternarios, constituidos por limos, limo-arenosos, arcillas y lentejones de gravas. Por otra parte en el área adyacente al mar Mediterráneo, entre el nuevo cauce del Turia y Cullera, existe una franja con una anchura media de 6 km., que se caracteriza por la presencia de niveles permeables del subsuelo saturados de aguas saladas, que se comportan a nivel global como una barrera impermeable del acuífero detrítico que se encuentra en su borde occidental (Garay *et al*, 1983). Este hecho condiciona que este acuífero disminuya bruscamente su espesor en las proximidades de esta pantalla, lo cual se manifiesta en superficie con la aparición de los citados manantiales. Además de éstos, se tiene constancia de la existencia de «ullals» en la propia Albufera, zonas donde no colonizaba la vegetación porque la fuerza de la surgencia arrastraba el material suelto del fondo y quedaba reducido a gravas, donde manaban aguas dulces. Bien es cierto que la disminución de la localización de «ullals» en La Albufera se debe tanto a factores propios del acuífero como a la propia eutrofización del lago, que hace desaparecer la vegetación y las posibles referencias que de la situación del punto de surgencia se podían tener.

Por esto, no se han encontrado surgencias dentro de la Albufera, mientras que fuera de ella, entre los arrozales, y entre las huertas, son cuarenta las existentes, distribuidas de forma agregada, en tres grandes grupos:

1. Las situadas en la zona noroeste del Parque, junto al cordón de poblaciones del límite por el oeste del Parque Natural, entre Valencia y Silla, distribuidas de norte a sur.
2. Las situadas al Norte de Sollana, distribuidas de oeste a este.
3. Las situadas entre Sollana y Sueca, distribuidas también de oeste a este.

2. Morfología

Se distinguen las siguientes formas:

-**Ullal estándar,** denominado así a un área de extensión amplia, formada por superficie libre de agua en la zona central sin forma definida, con entrantes y salientes, y cordón de vegetación palustre

a su alrededor. El drenaje se realiza por medio de un canal o conducción hasta otra acequia principal.

-**Ullal circular**, cuya banda de vegetación palustre ha sido bastante reducida o eliminada y sustituida por un muro de hormigón, mampostería o talud vertical donde apenas puede enraizar la vegetación palustre. Sus aguas drenan por un canal hasta una acequia.

-**Ullal alargado**, reducido a un punto de surgencia, o banda de surgencia, y el canal de drenaje de las aguas. Las orillas de este canal pueden tener más o menos vegetación, dependiendo de las características de sus paredes, ya sean en talud, de mampostería, etc.

-**Fuente**, reducción máxima de la surgencia, a un sólo punto de salida de las aguas, sobre una acequia. Carece por completo de vegetación, por integrarse con la de la acequia.

-**Drenaje**, reducción completa de la surgencia a un entubamiento de la antigua área de surgencia y conducción de las aguas hasta una acequia próxima. Se le denomina corrientemente entre los agricultores de la marjal «cadufo», «caduf» o «catúfol» (G.E.C., 1987). Supone que el antiguo «ullal» ha sido completamente tapado, y sus aguas son conducidas hacia la acequia, cultivándose la parcela. Otros poseen una motobomba que extrae las aguas de las conducciones hasta la acequia, que se encuentra a una cota superior.

3. Limnología

El estudio de los parámetros considerados nos proporciona los valores que, resumidos, podemos observar en la Tabla I. En general, podemos clasificar (siguiendo a Schöeller, 1962) el conjunto de las surgencias según su génesis como manantiales que surgen porque se alcanza en la superficie el nivel piezométrico. La descarga se presenta en agregados, siguiendo líneas de surgencias. Por su periodicidad son manantiales perennes, que mantienen un flujo continuo todo el año, de caudal elevado (mayor de 10 l/min).

Por la composición química de sus aguas, según la clasificación propuesta por Noisette (Catalán, 1969), basada en la conductividad de las aguas expresada en μS/cm, se agrupan en:

Aguas duras y mineralización notable	501 - 2000
Aguas muy duras y francamente mineralizadas	>2000

Todas las aguas estudiadas presentan unos valores medios que las sitúan entre aguas duras y muy duras, destacando especialmente las de la zona Norte y el *ullal Gran*.

El **caudal** presenta una distribución variable, con un valor medio cercano a 30 l/s. Es un valor que pensamos que es bajo, especialmente porque muchas de las surgencias se encuentran bastante aterradas. Los valores mayores los presentan justamente aquellas que tienen mayor superficie libre de agua, que se supone que pueden captar mucho más caudal. O quizás sea al revés: porque captan más caudal, son las de mayor superficie libre. No se sabe con seguridad.

La **temperatura** presenta valores muy constantes, por tratarse de surgencias de aguas subterráneas. Su valor medio está en 19.5 °C, presentando tan sólo dos valores extremos, uno por bajo y otro por arriba, siendo la mayoría muy próximos a la media.

El **oxígeno disuelto** se sitúa en los valores típicos para las aguas subterráneas, alrededor de 6 mg/l. Algunos presentan valores más bajos, pero no podemos dar una explicación razonable. Los valores más altos se encuentran en ullals que presentaban abundante vegetación en el momento del muestreo, como en Senillera B y Brazal de Menescal.

La **conductividad** presenta valores variables, que podemos observar tienen una distribución al menos curiosa. Los valores más altos se presenta, en general, en los *ullals* de la zona Norte del Parque, mientras los valores próximos a la media e inferiores se presentan en la zona Oeste y Sur.

El **cloruro** presenta valores cuya distribución es bastante similar a la de la conductividad. Indudablemente, en el caso del *Ullal Gran*, la conductividad elevada es debida a cloruros, mientras que en los situados en la zona Norte del *Parque* más bien será debida a sulfatos, como sucede también en el *Sequiol de Verate*, que se encontraba en esos momentos con muy poco flujo de salida, y convertido en una charca.

La **alcalinidad** presenta valores próximos a la saturación de bicarbonatos. Este valor es el de 225 mg/l de $CaCO_3$, y prácticamente la mayoría de las muestras se sitúan en ese rango. Destacan algunas

más elevadas, pero no en exceso. Algunas presentan valores más bajos, debido a estar en un estado más eutrófico, o tener menos corriente.

El contenido en nutrientes es muy bajo en las aguas de los ullals. La concentración de fosfato soluble presenta valores variables, pero destacan sobre todo por ser bajos, típicos de sistemas mesotróficos (Margalef, 1982). Los valores más altos se presentan en aquellos que tienen problemas de vertidos de algún tipo, especialmente en la zona Norte.

Tabla I. Valores medios, desviación estándar, mínimo, máximo y rango de las variables estudiadas en los *ullals* del *Parque Natural de la Albufera* de Valencia.

Variable	Media	Desviación Estándar	Valor Mínimo	Valor Máximo
Caudal l/s	29.12	48.26	0.00	225.00
Temperatura °C	19.49	1.17	15.80	22.90
Conduct.μS/cm	1795.17	597.69	1230.00	3400.00
Oxígeno mg/l	6.50	2.42	1.10	12.10
pH	7.52	0.38	7.10	9.10
Eh mV	280.17	63.19	36.00	400.00
Fosfato mg/l	0.01	0.01	0.00	0.05
Nitrito mg/l	0.30	0.74	0.00	4.00
Amonio mg/l	0.42	1.66	0.00	9.00
Nitrato mg/l	116.90	53.79	15.00	240.00
Cloruro mg/l	163.21	103.27	106.38	664.88
Alcalinidad mg/l	224.65	55.91	100.20	342.35

El contenido en nitrógeno, por el contrario, es muy alto. Los valores de **nitrito** y de **amonio** son bajos excepto en la *Font del Gori*. El **nitrato** presenta los valores más altos, propios de aguas subterráneas freáticas subsuperficiales, que recogen el lavado de todos los abonados de las huertas. Estos valores no presentan ningún patrón en cuanto a su distribución, alternándose altos y bajos por igual. Es un problema que afecta también al hombre, por cuanto algunas de estas fuentes son empleadas como fuente de agua para beber, y realmente el contenido en nitratos puede llegar a ser peligroso en algunas de ellas. Para los seres vivos del medio acuático es más preocupante la presencia de amonio, que puede resultar tóxico para los peces y otros seres, especialmente si se alcanzan valores de pH altos. Sin embargo, los valores de amonio, excepto en un caso, son bajos. Más problemático resulta si se producen procesos de reducción del nitrato a nitrito y amonio por aportes de materia orgánica, que pueden consumir el oxígeno y reducir el nitrato, con lo cual la muerte en el sistema se produce tanto por la desaparición del oxígeno, como por la formación de amonio.

El **pH** presenta valores muy cercanos a la neutralidad, con una media muy cercana a 7.5, relacionado con el estado de tamponamiento que tienen estos sistemas por la gran cantidad de carbonatos disueltos. Sólo presentan valores más elevados aquellas muestras de lugares más eutróficos y más contaminados, que han perdido su reserva alcalina y por ello, su capacidad de tamponamiento.

El **potencial redox** también presenta valores homogéneos como corresponde a aguas oxigenadas. Uno de los valores queda muy bajo, pero es debido a la presencia posiblemente de metales contaminantes que tengan poder reductor, y son detectados por el medidor.

4. Estudio multivariante

Los resultados obtenidos de las variables consideradas en el estudio limnológico, se han procesado conjuntamente por medio de un análisis de componentes principales. Esto nos permite obtener al menos dos o más factores que nos expliquen la mayor parte de la varianza de los datos, y en nuestro caso, nos permitirá definir cuáles son las variables que condicionan principalmente la variabilidad de ese factor.

La varianza acumulada por cada uno de los tres primeros factores, y el porcentaje del total de la

varianza acumulada se presentan en el cuadro siguiente.

Factor	Varianza ac.	% Varianza
1	2.7520	0.2502
2	2.4377	0.4718
3	1.7575	0.6316

Con los datos de que disponemos, sólo podemos interpretar correctamente los dos primeros factores, que nos explican el 47 % de la varianza total.

El Factor 1 está presentando con más carga las variables presentes en los *ullals* contaminados, contraponiendo presencia de fosfato, amonio y nitrito, y pH alto, junto con caudales bajos y baja concentración de oxígeno. El Factor 2 presenta con más carga los valores elevados de conductividad, cloruro, alcalinidad, caudales altos y concentraciones de nitratos algo más bajas que la media.

La representación en estos dos ejes principales de las variables tomadas en los *ullals* nos daría esquemáticamente la figura 2.

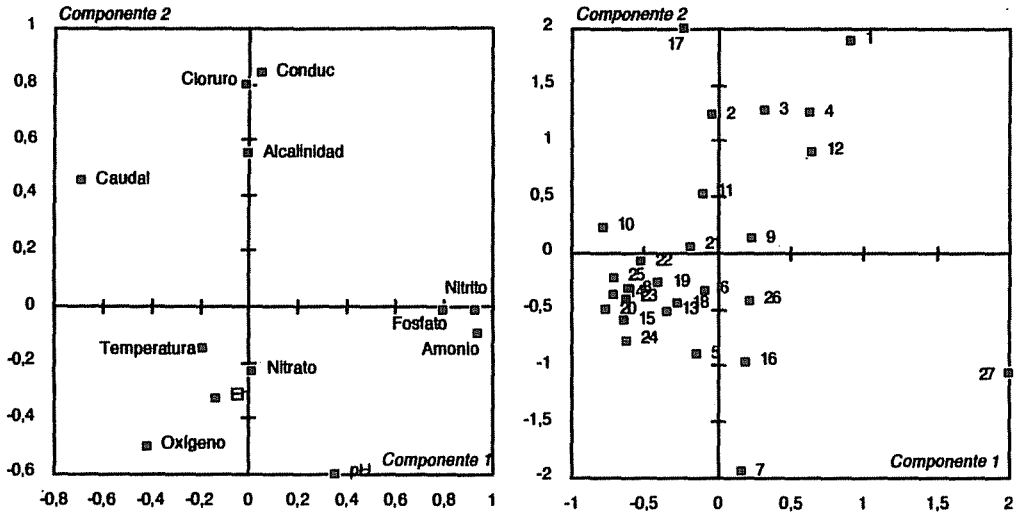


Figura 2. Representación en el espacio de las componentes principales de las variables y las muestras. Clave de identificación: 1, Escorredor. 2, Murtera. 3, Trilladora dels Portets. 4, Castillo. 5, Molí. 6, Plater. 7, Bedrenyo. 8, Gat. 9, Robro. 10, Barret. 11, Borronar A1. 12, Borronar B. 13, Alteró de Sollana. 14, Forner. 15, Romaní. 16, Campana. 17, Gran. 18, Mallades. 19, Gobernador. 20, Barranc. 21, Braçal de Menescal. 22, Gros. 23, Mula. 24, Senillera B. 25, L'Alteró. 26, Senillera A. 27, Foia.

La representación gráfica de los valores para las muestras obtenidas, nos daría la figura 2, donde se separan claramente las muestras de la 1 a la 4 y la 17, las más mineralizadas. Mientras las primeras pertenecen a la zona norte, la última es la surgencia de mayor caudal y la más próxima al mar, destacando por su elevada conductividad y alta concentración de cloruros.

La muestra 27 destaca como la más contaminada, posiblemente por algún tipo de vertido o quizá por el ganado. Un gran grupo se sitúa en la parte negativa de ambas componentes, caracterizado por caudales medios y concentración de nitratos elevada. Son las surgencias de aguas limpias, situadas al Oeste y Sur de la Albufera, con aguas más oxigenadas, y ricas en vegetación subacuática.

CONCLUSIONES

Las surgencias que quedan conservadas en el Parque Natural de la Albufera se presentan dispersas por toda su superficie, pero distribuidas en tres grupos geográficos. De morfología variable, sólo algunas

de ellas presentan forma de lo que debía ser un ullal, estando la mayoría modificadas y reducidas a simples canales alargados.

Las características de sus aguas permiten agruparlos en primer lugar en dos clases:

1. Caudalosos y de aguas limpias.
2. Contaminados y de muy escaso caudal.

A su vez, en cada uno de ellos se pueden subclasificar según la mineralización de sus aguas (más o menos salobres) y según la concentración de nitratos que presentan.

Cada manantial se tiene que considerar aisladamente según sus peculiares características de tamaño, caudal, extensión del cauce no contaminado y las biocenosis presentes en estos momentos, pero la potencial regeneración de estos afloramientos, como reservorios genéticos de especies desaparecidas en otras áreas del Parque es muy importante, y debería determinarse además, por las características físico-químicas de sus aguas así como por una actuación que tendiera a la recuperación de tierras para aumentar su tamaño, aumentando así la estabilidad propia como ecosistema.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo fue financiado por el Servicio de Protección de Recursos Naturales de la Consellería de Agricultura de la Generalitat Valenciana, proyecto 410-88.

BIBLIOGRAFIA

Catalán, J. 1969. Química del agua. Blume. Madrid. 356 págs.

Colom, W., L. Ballesteros & J.M. Soria. 1988. Els ullals del Parc natural de L'Albufera de València com a indicadors del impacte antròpic en el seu entorn. XIII Congrès de Metges i Biòlegs de Llengua Catalana. Actes: 79-82.

Escribá Bonafé, Domingo. 1988. Hidráulica para ingenieros. Librería Editorial Bellisco. Madrid.

Garay, P., Oberti, F.J y M. Nieto. 1983. Hidrogeología de La Albufera y su entorno. Estudios previos de ordenación del Lago de la Albufera y su entorno. Ayuntamiento de Valencia. Inédito.

G.E.C. 1987, 1989. Gran Enciclopèdia Catalana. E.C.S.A. Barcelona. Vols 1 - 24.

Golterman, H.L., R.S. Clymo & M. Ohnstad. 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. IBP Handbook n° 8. 214 págs.

Margalef, R., D. Planas, J. Armengol, A. Vidal, N. Prat, A. Guiset, J. Toja & M. Estrada. 1976. Limnología de los embalses españoles. Dir. Gral. Obr. Hidrául. MOPU. Madrid. 422 págs.

Schöeller, H. 1962. Les eaux Souterraines Masson & Cie. Paris. 642 págs.

Soria, J.M. 1987. La eutrofización de la Albufera de Valencia: Mineralización. Nutrientes y biomasa. Eds Pato Colorado. Valencia. 96 págs.

Soria, J.M., L. Ballesteros & E. Vicente. 1987. Estudio de tres «Ullals» del Parque Natural de la Albufera de Valencia. I. Fisico-química. Simposio sobre Zonas Húmedas Costeras (Sevilla). p. 13.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:99-106

DINAMICA DEL FOSFORO EN LAGUNAS TEMPORALES DEL P. N. DE DOÑANA

J. Jáuregui y J. Toja
Depto. Biología Vegetal y Ecología Universidad de Sevilla.

Palabras clave: lagunas temporales, Doñana, fósforo, macrófitos.

ABSTRACT

Temporary aquatic ecosystems on aeolic sands of Doñana N.P. have been studied from the point of view of P cycle during 1990-91 hydrologic cycle. Dulce, a permanent groundwater fed pond is also studied in order to establish a comparison on the effects of temporarity.

Macrophytes and duration of the flooding period turned to be the most important factors determining sediment composition and trophic level of the ponds.

INTRODUCCION

Sobre los cotos o arenas estabilizadas de Doñana (Fig. 1), aparece una serie de pequeñas lagunas, que mantienen agua libre durante un número variable de meses al año, dependiente de la magnitud de la precipitación anual (García Novo *et al.*, 1991).

En el borde de contacto las dunas móviles y los cotos hay un rosario de lagunas, alimentadas principalmente por el acuífero del sistema de dunas (García Novo *et al.*, 1991). Entre éstas Santa Olalla y Dulce mantienen agua durante todo el año por lo que tienen vital importancia en el sustento de la fauna del Parque, especialmente en verano (López *et al.*, 1991).

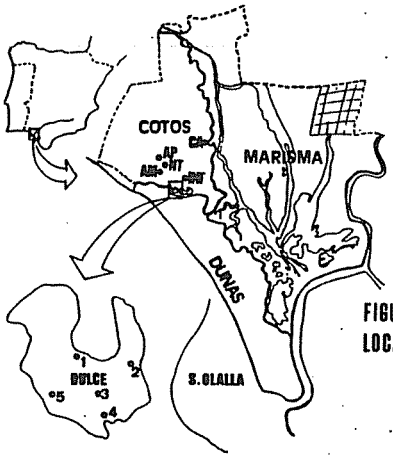


FIGURA 1. MAPA DE LOCALIZACION

En este trabajo se estudia la dinámica del fósforo durante el año hidrológico 1990-91, en la Dulce y en 5 lagunas efímeras: Infranqueable (INF), Casa de la Algaida (CA), Acebuche de Matalascañas (AM), Acebuche de las Palomas (AP) y Navazo del Toro (NT).

El régimen hídrico de las lagunas depende directamente de la magnitud y distribución de la precipitación anual. En el ciclo estudiado Las lluvias fueron escasas (492 L/m^2, 88 L/m^2 por debajo de la media anual) y tardías. El grueso de las precipitaciones ocurrió en primavera, siendo febrero y marzo (con el 35.5 y 24.5 % de la precipitación global, respectivamente) los meses más lluviosos. El pico de lluvia otoñal, que estadísticamente es de mayor importancia que el primaveral (Junta de Andalucía, 1989), no supuso más que un 12.1% (en octubre), siendo noviembre y diciembre, con 6 y 7 % respectivamente, meses anormalmente "secos".

MATERIAL Y METODOS

Se muestreó en el punto de máxima profundidad de cada laguna efímera, señalado con una varilla metálica de 1.5 m que se usó para medir la profundidad.

En Dulce, mucho más extensa y con sedimento muy heterogéneo se muestreó en 5 zonas bien contrastadas (Fig. 1): orilla, acumulación, con macrófitos y zonas intermedias.

El muestreo en Dulce fue mensual, en las demás fue más frecuente e irregular, cada pocos días tras los episodios de lluvia y semanalmente en su ausencia.

El muestreo se realizó utilizando un tubo de metacrilato con perforaciones tapadas con tapón de goma a distintas alturas. Con él se tomaban 5 cm superficiales de sedimento y se extraía agua de la columna con una jeringuilla. En Dulce se discriminó entre agua superficial y agua profunda en contacto con el sedimento.

In situ se midieron conductividad, temperatura, pH y potencial redox con sonda electrónica YSI. Los pigmentos fotósintéticos se extrajeron con metanol, a 4°C durante 24 horas. Las formas de fósforo del agua analizadas fueron: P soluble (1) (Murphey & Riley, 1962) y P total (2) (APHA, 1985) en agua filtrada con Whatman GF/C (1) y P total en agua sin filtrar (3), obteniendo:

* P soluble reactivo (PSR = 1) equivalente a ortofosfato.
* P soluble no reactivo (PSNR = 2 - 1) correspondiente a P unido o formando parte de moléculas orgánicas de diferente peso molecular.
* P particulado (P part. = 3 -2) correspondiente a P contenido en organismos planctónicos, seston, etc.
* P total (PT = 3) suma de los precedentes.

A las muestras de sedimento se les analizaron: la humedad (desecación a 80°C), la granulometría, la materia orgánica (por ignición; 4 horas a 550 °C), el fósforo total (PT) (APHA, 1985) y el contenido en hierro extractable con ácido cítrico (Golterman, sin publicar).

Las muestras de macrófitos se tomaron manualmente, con la ayuda de un cuadrado de alambre de 30 cm de lado, para su identificación y la estima de su biomasa por m^2.

RESULTADOS Y DISCUSION

El llenado de las lagunas tras la precipitación es diferente en cada caso y depende de la proximidad del freático y su grado de conexión con el mismo. En la Fig. 2 se representa la evolución la precipitación, de la profundidad de cada laguna, su conductividad y su clorofila planctónica, desde el inicio de las lluvias, en octubre de 1990, hasta junio de 1991 en que se secaron totalmente las lagunas efímeras. Salvo en Casa de la Algaida (CA), existe un desfase entre el inicio de las lluvias y el llenado de la cubeta, que corresponde al periodo de ascenso del nivel freático hasta que éste alcanza la superficie del terreno. La respuesta de CA es inmediata a la precipitación porque se encuentra en la zona de descarga del acuifero en todo el borde de la marisma (García Novo et al., 1991), donde el nivel freático está muy cerca de la superficie. Se empezó a llenae en Noviembre mientras que las demás efimeras no se llenaron hasta Febrero, tras superarse los 150 L/m^2 de lluvia. El periodo de inundación, varió desde tres meses (Infranqueable) hasta ocho (Casa de la Algaida). Dulce tuvo agua todo el tiempo.

En todos los casos, al inicio del encharcamiento el agua presentó una conductividad muy elevada, producida por la solubilización de las sales precipitadas en la desecación del agua en el verano anterior. Al aumentar el nivel del agua, la conductividad fue disminuyendo por dilución. Pero ya, la relación profundidad/conductividad no es del todo homogénea en todas las lagunas. Al final del ciclo hubo un general incremento en conductividad debido a la concentración de sales por evaporación. Este incremento informa de la mayor o menor permeabilidad de la cubeta. En caso de ser muy permeable, el descenso del nivel del agua se produce básicamente por infiltración al descender el nivel freático, con escaso cambio en concentración de sales en el agua. A medida que disminuye la permeabilidad va aumentando la cantidad de agua perdida por

evaporación, de forma que, para una misma profundidad de la masa de agua, la mayor o menor conductividad final podría emplearse para una ordenación de las lagunas en cuanto al grado de permeabilidad de su cubeta.

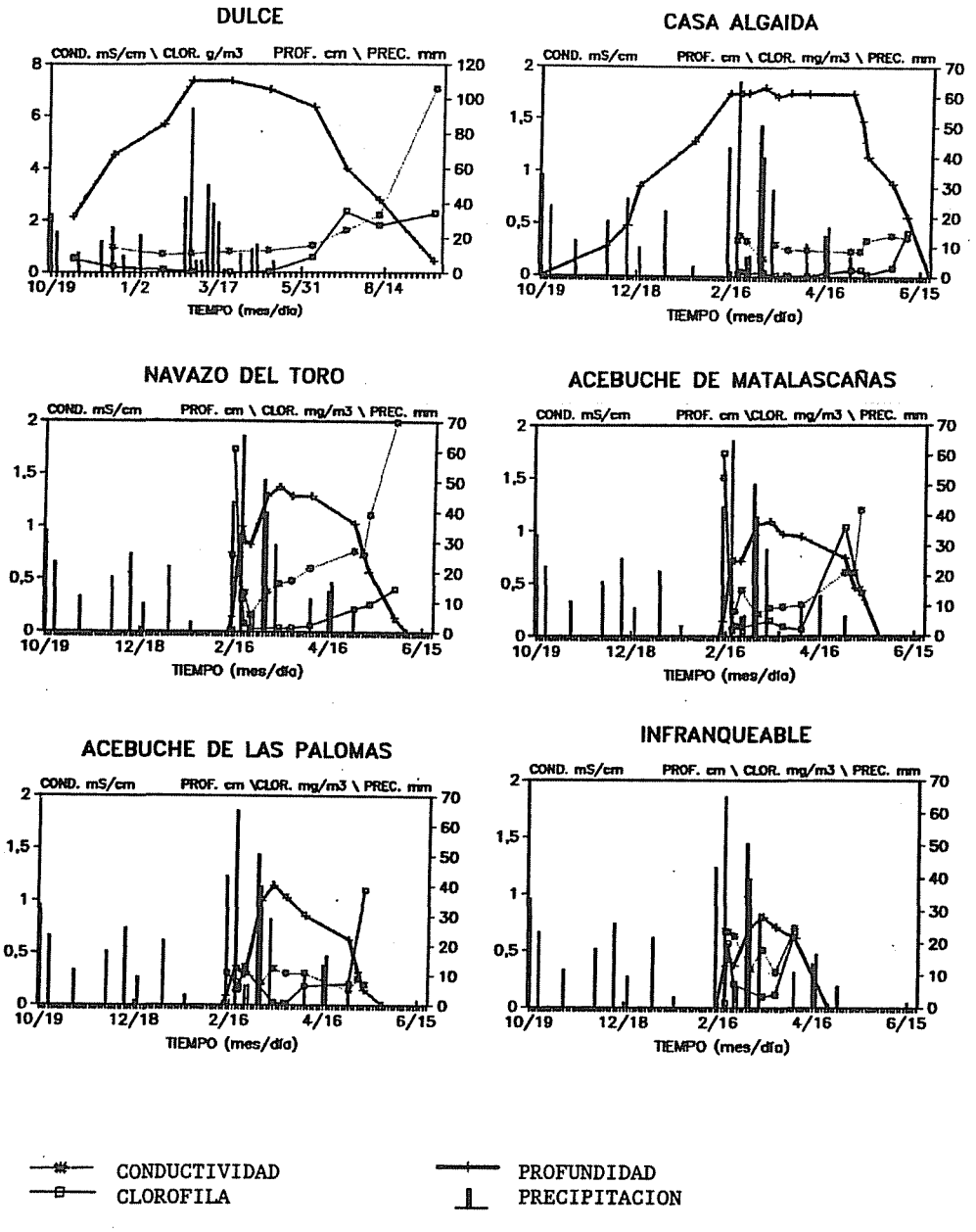


Figura 2. Evolución del nivel de agua de las lagunas, la conductividad y la clorofila planctónica junto con la precipitación.

Según este criterio, se pueden ordenar las cinco lagunas así: Acebuche de las Palomas, Casa de la Algaida Infranqueable, Acebuche de Matalascañas y Navazo del Toro, según una permeabilidad decreciente.

Con respecto a la granulometría (Tabla 1) existen diferencias sustanciales en los dos tipos de sistemas. La Dulce tiene muy pocos elementos finos (limos y arcillas), mucho más importantes en las lagunas efímeras. Esta diferencia se puede atribuir a la distancia de cada sistema al frente de dunas móviles, fuente de arena casi pura (Fig. 1). La Dulce, en el borde del frente, recibiría más arena que las demás, que se asientan sobre el sistema de arenas estabilizadas donde se han ido acumulando elementos finos.

El parámetro que mejor caracteriza a los distintos sedimentos es la materia orgánica. Esta varía desde menos del 1 % en peso seco hasta casi el 50%, alcanzando los valores máximos en las zonas de acumulación de la Dulce (Tablal). Los valores mínimos corresponden a zonas de orilla de la Dulce o a lagunas efímeras con escasa influencia de vegetación terrestre (Navazo del Toro, Casa de la Algaida) debido a la forma y/o tamaño de su cubeta y al tipo de vegetación que crece a su alrededor.

Tabla 1. Resultados obtenidos en el análisis de los sedimentos tomados en el muestreo de abril de 1991.

LAGUNA	%ARENA	%LIMO	%ARCILLA	PT(µg/gPS)	Fe(mg/gPS)	%M.O.
INF	68	15	17	189	1.1	5.9
CA	68	12	20	175	1.0	3.4
AP	58	15	27	531	3.6	16.5
AM	44	21	35	272	4.0	12.3
NT	82	7	11	56	0.3	1.8
D D1	99	0.5	0.5	27	0.1	0.4
U D2	98	0.8	1.2	581	8.1	15.8
L D3	93	1.0	6.0	1595	7.4	18.1
C D4	94	3.0	3.0	29	0.1	0.4
E D5	91	1.8	7.8	3887	9.3	40.4

Tanto el PT como el Fe extractable con ácido cítrico se comportan de un modo similar (Tabla 1). Los valores máximos de ambos parámetros se localizan en Dulce punto5, la zona con mayor contenido en materia orgánica, teniendo las efímeras contenidos bastante inferiores. Los valores mínimos son del mismo orden de magnitud en ambos sistemas, aunque ligeramente inferiores en el caso de la Dulce.

La Dulce, con agua permanente, pero com amplias fluctuciones de nivel, lo que determinan una gran heterogeneidad espacial en su sedimento, abarca todo el rango de variación obtenido en los tres parámetros en todas las lagunas.

Los tres parámetros están bien correlacionados: TP/Fe $r^2 = 0.88$, TP/MO $r^2 = 0.89$, Fe/MO $r^2 = 0.97$ (todos significativos para $p \leq 0.01$, n=10). Estas correlaciones dan una idea de la forma en que el P y el Fe entran a formar parte de la estructura química del sedimento. La correlación del PT con la MO indica el P debe formar parte preferentemente de la fracción $P_{org.}$ del sedimento. Un posterior análisis de las distintas fracciones del P del sedimento corrobora esta hipótesis: la fracción $P_{org.}$ es siempre superior al 70% (Golterman y Jáuregui, datos inéditos).

El Fe podría participar en este tipo de compuestos orgánicos de P a través de compuestos de tipo organometálico tanto con P unido, como con P asdorbido.

La evolución de las fracciones de P en el agua (Fig.3) fue similar en todas las lagunas: un periodo de baja concentración de P al principio y con incremento, a partir de un cierto momento, hasta hacerse máxima hacia el final.

Tabla 2. Relación de especies de macrófitos presentes en cada laguna y biomasa total por metro cuadrado antes de la fase de senescencia (abril 1990).

MACROFITOS	LAGUNAS					
	DULCE	INF	CA	AM	AP	NT
Myriophyllum spicatum		+	+	+	+	+
Ranunculus peltatus	+	+	+	+	+	+
Calytriche spp.			+	+	+	
Potamogeton pectinatus	+					
Zannichelia sp.	+					
Illecebrum verticillatum					+	+
Hydrocotyle vulgaris					+	
Hypericum helodes					+	
Myosotis sp.		+			+	
Juncus bulbosus					+	+
J. heterophyllus		+				+
Scirpus lacustris	+					
S. holoschoenus	+	+				+
Eleocharis palustris						+
Agrostis stolonifera	+	+		+	+	+
Panicum repens	+	+		+	+	+
Tapiz de algas filamentosas	+					
Biomasa (gPS/m^2) (macrófitos crecidos durante el periodo de estudio)	-	64	18	67	34	41

La primera fase, desde octubre de 1990 hasta abril-mayo de 1991 corresponde al llenado de las lagunas y al crecimiento de macrófitos (Tabla 2), tanto sumergidos como emergentes e, incluso, algunas gramineas que, en cualquier caso, sirvieron como sustrato para el asentamiento y desarrollo de una importante comunidad de algas epifíticas (clorofitas filamentosas de los géneros *Chladophora*, *Oedogonium*, *Spyrogyra*, etc., diatomeas de los géneros *Navicula*, *Nitzschia*, *Synedra*, *Gomphonema*, etc.). En Dulce se desarrolló un tapiz bentónico de algas filamentosas de los géneros mencionados, situación que se repite casi todos los años (López et al. 1991).

Este conjunto macrófito-epifitos es responsable de una retirada de P tanto del sedimento como del agua (Graneli y Solander 1988). Los epifitos son muy eficaz en la captación de PSR del agua, compitiendo ventajosamente con el fitoplancton (Margalef, 1983). La retirada de P del agua por la comunidad bentónica, redujo sus concentraciones hasta valores minimos (1.4 μg/L de PSR y 37 μg/L de PT), explicando los bajos valores clorofila planctónica detectados durante este periodo.

En una segunda fase, a finales de abril o principios de mayo, se produjo la senescencia y muerte de los macrófitos sumergidos coincidiendo con el aumento de la temperatura media. Se registró un aumento de la concentración de las tres fracciones de P en el agua, claramente atribuible a su liberación por parte de las plantas (Graneli y Solander, 1988; Jewell, 1971; Margalef, 1983). La fracción que experimentó un mayor incremento fue el P particulado, coincidiendo con un aumento de la clorofila planctónica, al desarrollarse rápidamente el fitoplancton.

La magnitud de este incremento difiere según el tipo de macrófitos dominantes en cada laguna. Aunque tanto los emergentes como los sumergidos bombean P desde el sedimento al agua, la muerte de estos es la que libera mas P (Granelli y Solander, 1988; Jewell, 1971). Esta muerte ocurre al principio del

periodo de desecación, cuando aún la laguna tiene más de un mes de vida, produciendo un aumento neto de la concentración de P en el agua.

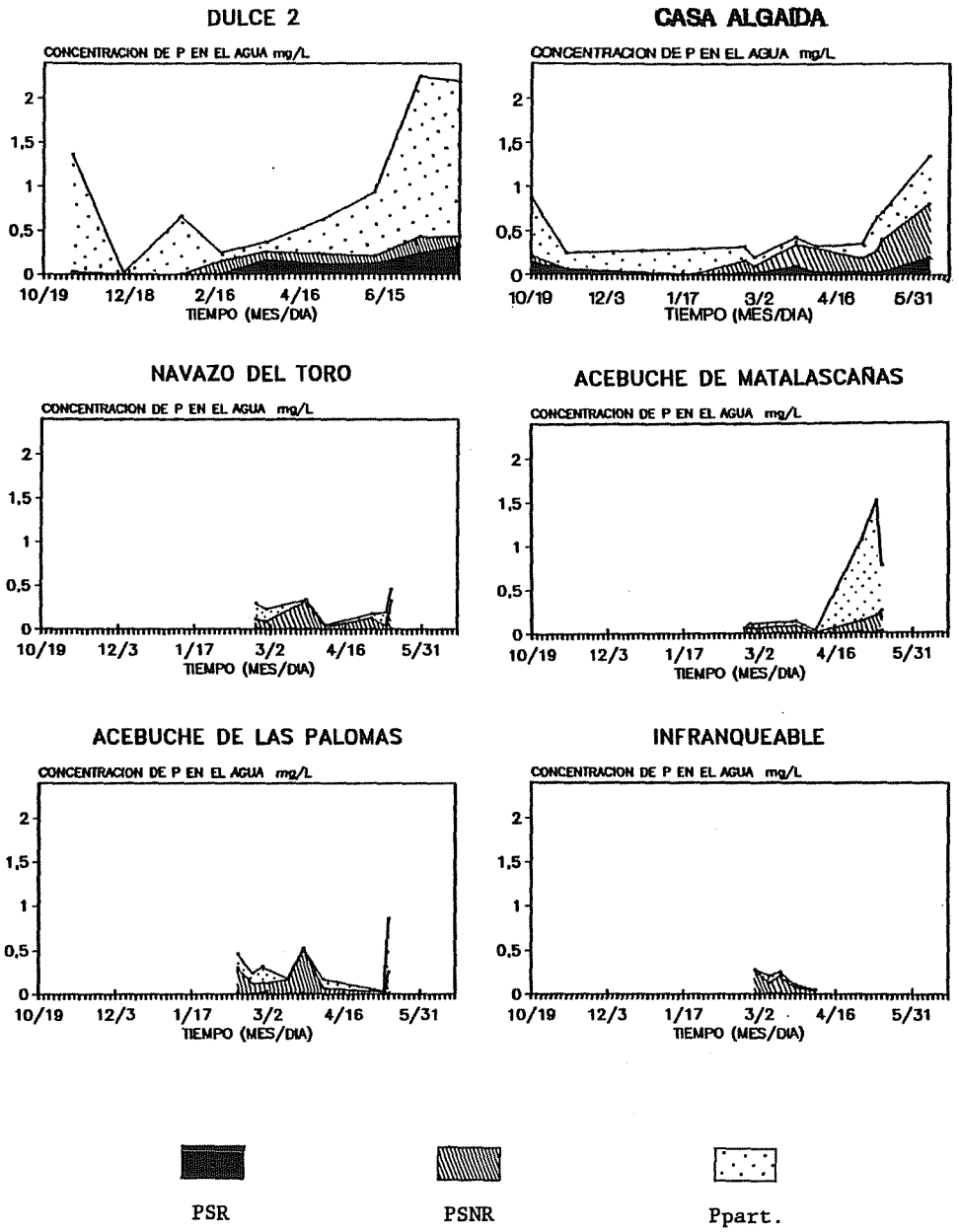


Figura 3. Evolución de las tres formas de fósforo analizadas en el agua

Sin embargo los macrófitos emergentes y gramíneas continúan vivos después de la desaparición del agua, en el sedimento húmedo, de forma que el P que se libera de sus restos va a parar directamente al sedimento (en ese momento suelo). Los macrófitos vivaces, como *Juncus*, *Scirpus*, etc. pueden incluso no liberar P al sedimento o hacerlo en pequeñas cantidades. Se deduce, por tanto, que en las lagunas en que predominan los macrófitos sumergidos: Acebuche de Matalascañas y Casa de la Algaida el aumento de P en el agua es de mayor magnitud que en las demás temporales, donde predominan los emergentes.

En Dulce, la evolución de las tres formas de P estudiadas es semejante al de las efímeras, con la diferencia de que los valores máximos que se alcanzan son bastante más altos. La masa de agua está bastante mezclada, por lo que no se ha encontrado diferencia significativa entre los cinco puntos muestreados ni entre las muestras de superficie y profundidad, por lo que únicamente se presentan los resultados del punto 2.

Tabla 3. Matriz de correlaciones del análisis de componentes principales ($n = 6$, $k = 0.93$ para $p \leq 0.05$).

	Psed.	Fe	M.O.	Macrof.	Pagua	Clor.	Ench.
Psed.	1.00						
Fe	0.87	1.00					
M.O.	0.96	0.97	1.00				
Macrof.				1.00			
Pagua	0.74	0.84	0.78		1.00		
Clor.				-0.80		1.00	
Ench.	0.81			-0.79	0.79	0.94	1.00

En la tabla 3 se muestran las correlaciones obtenidas entre PT del sedimento (Psed), Fe extractable con cítrico en el sedimento (Fe), materia orgánica del sedimento (M.O.), biomasa de macrófitos crecidos durante el periodo estudiado (macrof.), máxima concentración absoluta de P en el agua (Pagua) y duración del periodo de encharcamiento (Ench.).

Aparte de las correlaciones positivas entre Psed., Fe y M.O., ya comentadas anteriormente, aparece una altamente significativa entre la duración del periodo de encharcamiento y la máxima concentración de clorofila del agua. La duración del encharcamiento también aparece positivamente correlacionada con el P del sedimento y negativamente con la biomasa de macrófitos. Esto da una idea acerca del efecto de la temporalidad: las lagunas con mayor periodo de encharcamiento acumulan mayor cantidad de P en su sedimento, alcanzando un mayor grado de eutrofia (expresado como concentración de clorofila planctónica) y tienen poca cantidad de macrófitos anuales; por contra, las lagunas con mayor temporalidad (y más someras) acumulan menos P en el sedimento, no alcanzan grandes concentraciones de P en el agua, y son un lugar idóneo para el desarrollo de macrófitos emergentes y, en general, de vegetación (que crece además durante la fase "terrestre" del ciclo de la laguna).

CONCLUSIONES

La mayor proporción de fósforo de los sedimentos de las lagunas estudiadas está en forma de fósforo orgánico

La reducción del periodo de encharcamiento se traduce en una disminución de la acumulación de P, materia orgánica y Fe en el sedimento y un menor desarrollo del subsistema planctónico. La laguna Dulce, prácticamente permanente, es la que presenta los mayores valores de los parámetros citados en

el sedimento, asi como los mayores niveles de clorofila planctónica y de las diferentes fracciones de fósforo analizadas en el agua.

Se pone de manifiesto la influencia que, en estos sistemas, someros, tiene la comunidad de macrófitos y sus epífitos acompañantes, captando P del agua y del sedimento, limitanto la producción primaria fitoplanctónica mientras dura su desarrollo vegetativo, y liberándolo posteriormente al agua. El efecto que en este sentido tienen los macrófitos sumergidos (de carácter necesariamente anual en estos sistemas) o emergentes (generalmente vivaces) es distinto, siendo mucho mas activo en el caso de los primeros, que dominan preferentemente en las lagunas mas profundas.

BIBLIOGRAFIA

APHA. 1985. Standard methods for examination of water and wastewater. 16th ed. Amer. Publ. Health. Assoc. Washington, D.C.

Boyoucos, G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. Agron. J. 54. 464 - 465.

Garcia Novo, F., D. Galindo, J.A. Garcia Sánchez, C. Guisande, J. Jáuregui,T. López, N. Mazuelos, J.C. Muñoz, L. Serrano y J. Toja. 1991. Tipificación de los ecosistemas acuáticos sobre sustrato arenoso del Parque Nacional de Doñana. III Simposio Sobre el Agua en Andalucía. 165 - 176.

Granéli, W. and D. Solander. 1988. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes. Hydrobiologia 170. 245 - 466.

Jewell, W.J. 1971. Aquatic weed decay: dissolved oxigen utilization and nitrogen and phosphorus regeneration. J. Wat. Pollut. Cont. Fed. 43. 1457 - 1467.

Junta de Andalucia. 1989. Plan Director Territorial de Coordinación de Doñana y su Entorno. 300 pp.

López, T., J. Toja y N. Gabellone. 1991. Limnological comparison of two peridunar ponds in the Doñana National Park. Arch. Hydrobiol. 120 (3). 357 - 378.

Margalef, R. 1983. Limnologia. Omega. 1010 pp.

Murphy, J. and J.P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of soluble phosphate in natural waters. Anal. Chem. Acta. 27 - 31.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:107-113

EFECTO DE LA MATRIZ MINERAL SOBRE LA DETERMINACIÓN DE LAS FRACCIONES DE FÓSFORO EN SEDIMENTO

P. López y J.A. Morguí
Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona, Avgda. Diagonal 645, 08028 Barcelona, España.

Palabras clave: métodos, sedimento, fósforo, fraccionamiento de fósforo.

ABSTRACT

The influence of mineral matrix on the analysis of total phosphorus by X-ray fluorescence and the analysis of phosphorus fractions (NaOH-RP, HCL-RP and residual-P) by the sequential procedure of Hieltes & Lijkema (1980) has been evaluated. 17 samples have been made mixing five original sediments in different proportions. Total phosphorus and phosphorus fractions in the artificial samples were analyzed by the same procedure as the original sediments. The comparison between the observed values and the theoretical values, which can be deduced from the composition of the original sediments and the mixing proportions, allow us to establish the analytical variation due to the elemental composition. Results indicated that the analysis of total phosphorus by X-ray fluorescence and the analysis of NaOH-RP were not influenced by the mineral matrix. The observed results of HCl-RP and residual-P differed from the expected, the differences being influenced by iron and total phosphorus.

INTRODUCCIÓN

Uno de los enfoques utilizados para estudiar la dinámica del fósforo en los sistemas acuáticos ha sido considerar las diferentes formas químicas en que este compuesto se encuentra en el sedimento. Aunque ciertamente es muy difícil, sino imposible, identificar todas y cada una de las distintas especies de fósforo sedimentario, si que puede tenerse una estima de aquellas fracciones con un mayor interés ecológico.

Existen muchos protocolos más o menos similares para analizar las diversas fracciones de fósforo en sedimento (revisión en vanEck, 1982; Psenner *et al.*, 1988), siendo uno de los métodos utilizados con mayor frecuencia la extracción secuencial diseñada por Hieltes & Lijklema (1980), dado que se trata de un método relativamente rápido y sencillo. Ahora bien, no todas las técnicas son igualmente aplicables a los distintos tipos de sedimento, por lo que la comparación de los datos obtenidos por distintas metodologías debe hacerse con gran precaución. Por otra parte, la presencia en los sedimentos de concentraciones elevadas de otros compuestos, principalmente materia orgánica, hierro y calcio puede afectar significativamente la determinación de las fracciones de fósforo (Psenner *et al.*, 1988; Bonzongo *et al.*, 1989).

Del mismo modo, existen diversos procedimientos para determinar la concentración total de fósforo en el sedimento, muchos de los cuales se basan en la disolución de la fase sólida mediante agentes enérgicos (HFl, $HClO_4$, HNO_3, etc.). No obstante, en la actualidad, existen técnicas como la fluorescencia de rayos X (XRF) que permiten el análisis directo de la muestra sólida, con lo que se evitan los errores inherentes al proceso de digestión. Esta técnica permite, además, analizar simultáneamente diversos elementos de la muestra por lo que puede substituir con éxito a otras técnicas que implican una digestión en medio

líquido (Bennet, 1977). La composición de la matriz mineral y el tamaño de partícula pueden interferir con la determinación de ciertos elementos por fluorescencia de rayos X, pero dichas interferencias pueden eliminarse tratando previamente la muestra de sedimento por el método de fusión (Hooper, 1964; Musikas & Vantighem, 1977, Cousen & O'Sullivan, 1984). Ahora bien, la baja concentración de P en los sedimentos lacustres (aproximadamente un 1 por mil) podría dar lugar a una pérdida de precisión del método debido al enmascaramiento de la señal de P por las señales de otros elementos más abundantes. Aunque diversos autores han utilizado la fluorescencia de rayos X para el análisis de diversos metales en sedimentos lacustres (Bradley, 1982; Jones, 1984) existen pocos datos acerca de su utilización para la determinación de P.

Así pues, la composición del sedimento debe ser tenida en cuenta a la hora de evaluar los resultados obtenidos al analizar muestras de muy distintos tipos, ya que si bien por una parte es necesario utilizar un mismo método para que los resultados sean comparables, el hecho de que los sedimentos sean de distinta naturaleza puede implicar distintos efectos sobre los resultados obtenidos en función del tipo de sedimento analizado.

El experimento realizado trata de evaluar el efecto del contenido de calcio y hierro del sedimento sobre la determinación de fósforo total por fluorescencia de rayos X y sobre la determinación de las fracciones de fósforo por el método secuencial de Hieltes & Lijklema (1980). Con ello, tendremos una estima de la variabilidad debida a la aplicación de un mismo método sobre distintos tipos de sedimento.

DISEÑO EXPERIMENTAL

Para la realización del experimento se analizaron cinco muestras pertenecientes a sedimentos de distinta naturaleza, cuya composición elemental se da en la Tabla 1. Los cinco tipos de sedimento se pulverizaron finamente y se mezclaron en las proporciones indicadas en la Tabla 2, generando 17 muestras distintas que fueron analizadas siguiendo el mismo protocolo que para las muestras originales. La concentración teórica en las muestras artificiales se ha calculado mediante la fórmula:

$$X_T = \Sigma X_N * \% N$$

en la que X_T es la concentración teórica del compuesto X en la muestra T, X_N es la concentración del compuesto X en la muestra original N, y % N es la proporción en que interviene la muestra original N para formar la muestra artificial T. (N = A, B, C, D, E; T = 1 a 17).

TABLA 1.- Concentraciones de los distintos compuestos del sedimento en las muestras originales (A, B, C, D y E). Concentraciones de fósforo en μg-at.g^{-1} peso seco, Ca y Fe en porcentaje de peso seco.

MUESTRA ORIGINAL	NaOH-RP	HCl-RP	P RESIDUAL	P TOTAL	Ca	Fe
A	31.829	4.090	35.811	71.729	0.450	4.360
B	1.537	6.080	20.285	26.723	0.490	5.270
C	0.017	4.022	11.432	15.471	17.400	2.470
D	0.095	5.181	10.196	15.471	17.020	2.390
E	0.067	8.397	9.820	18.284	9.460	3.890

Tabla 2. Proporciones en que se mezclaron las cinco muestras originales para generar las 17 muestras artificiales.

MUESTRAS ARTIFICIALES

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
A	5	5	5	5	50	8.5	12	12	12	12	12	12	59	12	59	12	12
B	59	12	12	12	-	12	5	5	5	59	12	12	12	59	12	59	12
C	12	59	12	12	50	59	59	12	12	5	5	5	12	12	12	12	59
D	12	12	59	12	-	8.5	12	59	12	12	59	12	5	5	12	12	12
E	12	12	12	59	-	12	12	12	59	12	12	59	12	12	5	5	5

MÉTODOS

Para cada muestra se han determinado un total de cuatro parámetros: fósforo total o PT, fósforo extraible con NaOH o NaOH-RP que se considera una estima del fosfato asociado a hidróxidos metálicos, fósforo extraíble con HCL o HCl-RP que se considera una estima del fosfato asociado a apatito y compuestos similares y fósforo residual (P-residual). Asimismo se ha determinado la concentración de Ca y Fe por ser dos elementos estrechamente asociados al fósforo.

Las concentraciones de P total, Ca y Fe se han determinado en los Servicios Científico-Técnicos de la Universidad de Barcelona mediante fluorescencia de rayos X tras tratar las muestras por el método de fusión con tetraborato de litio (Musikas & Vantighem, 1977).

Las fracciones de fósforo se han determinado por extracción sucesiva con diversos solventes, siguiendo el método de Hieltes & Lijklema (1980), ligeramente modificado.

El NaOH-RP se ha determinado tratando el sedimento, previamente lavado con agua destilada, con NaOH 0.1 M, en proporción 30:1 (volumen:peso) durante 16 horas, con agitación continua a temperatura ambiente. A continuación se centrifuga y se recoge el sobrenadante; el residuo se lava con NaCl 2M, se centrifuga de nuevo y el sobrenadante se añade al extracto anterior. La concentración de fósforo disuelto en el extracto se determina, tras ajustar el pH al punto de viraje de la fenoftaleína, por el método habitual del fosfomolibdato.

El HCl-RP se ha determinado tratando el residuo obtenido en el proceso anterior con HCl 0.1 N, en proporción 30:1 (volumen:peso) durante 16 horas, con agitación continua y a temperatura ambiente. A continuación se centrifuga y lava como en el caso anterior y el extracto neutralizado se analiza por el mismo método.

Por último el P residual se calcula por diferencia entre el P total y la suma de NaOH-RP y HCl-RP. Esta fracción incluye todas las formas altamente refractarias ya sean de naturaleza orgánica o inorgánica.

RESULTADOS

En la Figura 1 se comparan los valores de fósforo total, NaOH-RP, HCl-RP y fósforo residual de las muestras artificiales deducidos teóricamente (véase Diseño Experimental)

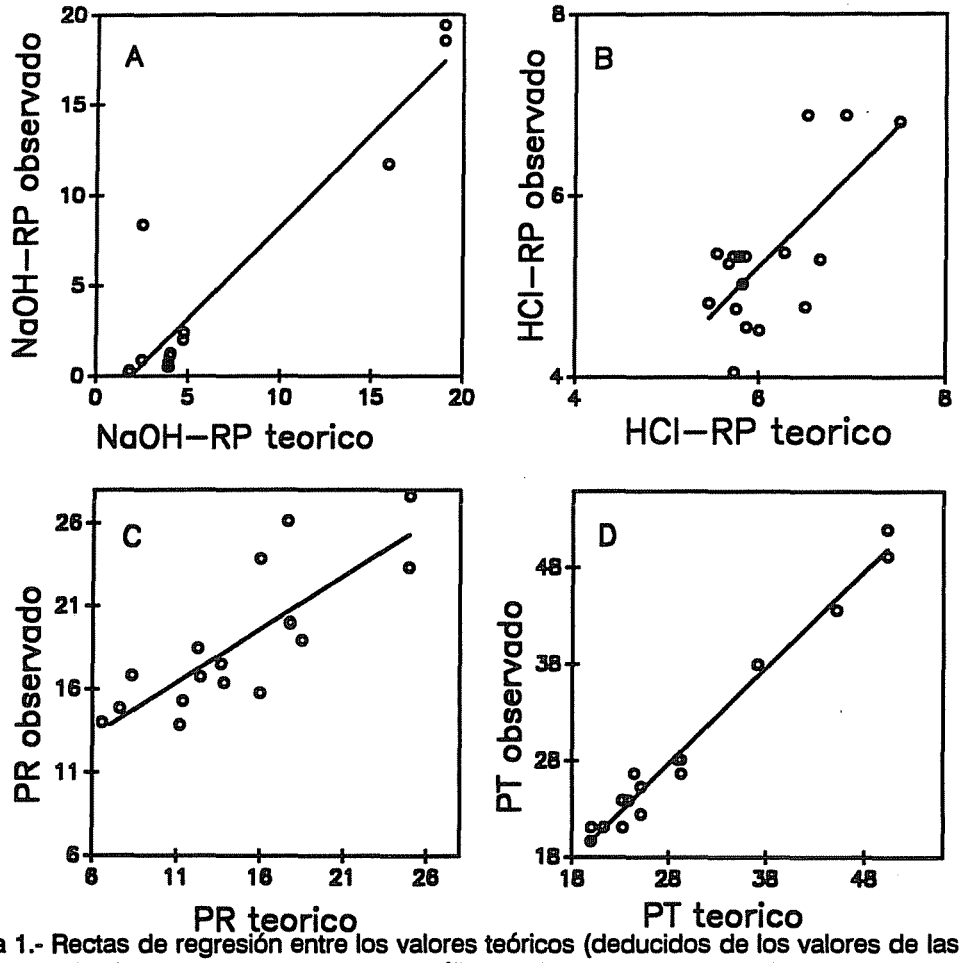


Figura 1.- Rectas de regresión entre los valores teóricos (deducidos de los valores de las Tablas 1 y 2) y los observados mediante análisis de las muestras artificiales.

con los obtenidos al analizar las mezclas de sedimento.

Para evaluar el grado de ajuste entre valores teóricos y observados se ha calculado la recta de regresión entre ambas series de datos (Figura 1, Tabla 3). De no existir ningún tipo de efecto de la matriz mineral, los valores observados deben ser iguales a los teóricos y la recta de regresión debe ajustarse a la ecuación:

$$Valor_{observado} = Valor_{teórico} * 1 - 0$$

Para el caso del fósforo total la recta obtenida se ajusta considerablemente a la ecuación anterior, con un coeficiente de regresión próximo a 1 (Figura 1D, Tabla 3), por lo que puede considerarse que la matriz mineral no afecta a la determinación de esta fracción de fósforo cuando se determina mediante fluorescencia de rayos X.

También para el NaOH-RP la recta obtenida se ajusta bastante a la ecuación teórica,

aunque el coeficiente de regresión es ligeramente inferior al del caso anterior (Figura 1A, Tabla 3).

TABLA 3.- Ecuaciones de regresión entre valores teóricos (deducidos de las concentraciones de las muestras originales y las proporciones en que intervienen en las muestras artificiales) y observados de las distintas formas de fósforo.

$PT_{observado} = PT_{teórico} \times 0.999 - 0.32$ $\quad r^2 = 0.98$

$NaOH\text{-}RP_{observado} = NaOH\text{-}RP_{teórico} \times 1.020 - 1.$ $\quad r^2 = 0.87$

$HCl\text{-}RP_{observado} = HCl\text{-}RP_{teórico} \times 0.47 + 3.58$ $\quad r^2 = 0.49$

$P\text{-}residual_{observado} = P\text{-}residual_{teórico} \times 0.640 + 9.354$ $\quad r^2 = 0.65$

$HCl\text{-}RP_{observado} = HCl\text{-}RP_{teórico} \times 0.62 + PT_{teórico} \times 0.03 - Fe \times 0.30$ $\quad r^2 = 0.62$

$P\text{-}residual_{observado} = P\text{-}residual_{teórico} \times 0.061 + PT_{teórico} \times 0.397 + Fe \times 0.688 + 5.430$ $\quad r^2 = 0.88.$

En cambio, para el HCl-RP, el coeficiente de regresión obtenido es muy inferior, y la ecuación se aparta de la prevista (Figura 1B, Tabla 3). El coeficiente de regresión aumenta de 0.49 a 0.52 al considerar también los valores de hierro y fósforo total, pero no se modifica al considerar el calcio (Tabla 3).

Finalmente, el P-residual (PR) se comporta de forma similar al HCl-RP, la ecuación de regresión entre los valores teóricos y observados se aparta de la ecuación teórica (Figura 1C), aunque el coeficiente de regresión es mejor que para el caso del HCl-RP, mejorando de 0.65 a 0.88 al considerar también la concentración de hierro y fósforo total (Tabla 3).

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos indican que la determinación de fósforo total mediante fluorescencia de rayos X no se ve afectada por la matriz mineral de la muestra, ni siquiera cuando se trata de muestras con una baja concentración de fósforo. Por tanto este método resulta muy adecuado cuando se trata de comparar sedimentos de distinta procedencia.

El análisis secuencial de las diversas especies químicas del fosfato, sí resulta afectado por la matriz mineral, aunque de forma distinta según la fracción considerada. Así, la fracción menos afectada por la composición elemental del sedimento es el NaOH-RP, una de las fracciones de mayor interés desde el punto de vista ecológico, puesto que diversos estudios la asocian con la fracción más fácilmente asimilable por el fitoplancton (Williams *et al.*, 1980; Young & DePinto, 1982). El lavado previo a la extracción con agua destilada, propuesto por Psenner (1984) en lugar de la extración con NH_4Cl del método original de Hieltes & Lijklema (1980), parece cumplir la función de eliminar la posible adsorción de fosfato sobre carbonatos durante la extracción alcalina de sedimentos calcáreos, ya que no se ha observado influencia del calcio sobre la determinación de esta fracción.

La fracción HCl-RP es la que se ve más afectada por la matriz mineral. Las diferencias entre los valores esperados y obtenidos pueden relacionarse principalmente con la presencia de hierro y en menor grado con el contenido total de fósforo del sedimento. La presencia de hierro produce una infraestima de la concentración de HCl-RP, mientras que el fósforo total produce una sobreestima. Esta fracción se considera generalmente como una estima del fósforo asociado a calcio, aunque diversos autores (Psenner *et al.*, 1988, Bonzongo *et al.*, 1989) han indicado ya que la utilización de HCl puede solubilizar compuestos distintos al apatito, especialmente fósforo asociado a materia orgánica, principalmente ácidos húmicos. Dado que los sedimentos con elevadas concentraciones de fósforo total, suelen presentar también una elevada proporción de fósforo orgánico, ello explicaría la sobreestima de esta fracción debida al contenido en P total. Por otra parte, Hieltes & Lijklema (1980) sugieren que el HCl puede también extraer una cierta proporción de fosfatos ocluidos en óxidos e hidróxidos de hierro. Williams *et al.*, 1976 utilizan una extracción intermedia con citrato-ditionita-bicarbonato (CDB) para estimar este tipo de fósforo. Sin embargo, los resultados obtenidos en nuestro caso (cuanto mayor es la concentración de hierro, menor es el valor de HCl-RP observado) no parece concordar con este fenómeno. Para poder interpretar claramente el significado de las diferencias observadas sería necesario un estudio más detallado del efecto de otros elementos presentes en el sedimento y de la cantidad de fósforo que puede extraerse con CDB según el método de Williams *et al.* (1976).

La determinación del fósforo residual queda, lógicamente, afectada por el efecto de la matriz mineral sobre el HCl-RP, ya que la fracción residual se obtiene por diferencia entre el fósforo total y la suma de HCl-RP y NaOH-RP. Así, cabría esperar que elevadas concentraciones de fósforo total produjeran una infraestima de dicha fracción (puesto que producen una sobreestima de HCl-RP). Sin embargo, no ocurre así, y la concentración de fósforo residual observada parece depender más de la concentración de fósforo total teórico, que de ningún otro factor. De hecho, esta fracción es la de más difícil interpretación. En general se asocia a las formas "refractarias" (es decir, que se solubilizan muy difícilmente) de fósforo, ya sean de naturaleza orgánica o inorgánica (Psenner *et al.*, 1988). Una correcta interpretación de esta fracción requiere un mejor conocimiento de las formas orgánicas del sedimento, así como de las formas ocluidas en compuestos metálicos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos sinceramente la ayuda prestada por el personal de los Servicios Científico-Técnicos de la Universidad de Barcelona para la realización de los análisis de fluorescencia de rayos X. Este estudio ha sido parcialmente financiado por una Ayuda a la Investigación de la Caixa de Barcelona.

BIBLIOGRAFÍA

Bennet, H. 1977. Analysis of silicates -ceramic and geochemical: A review. The analyst. 102. 153-179.

Bonzongo, J.C., G. Bertru, & G. Martin. 1989. Les methodes de speciation du phosphore dans les sediments: Critiques et propositions pour l'evaluation des fractions minerales et organiques. Arch. Hydrobiol. 116. 61-69.

Bradley, S.R. 1982. Sediment quality related to discharge in a mineralised region of Wales.

In: Recent developments in the explanation and prediction of erosion and sediment yield. IAHS Publ. 137. 341-350.

Cousen, S.M. & P.E. O'Sullivan. 1984. The use of X-ray fluorescence spectrometry in paleolimnology. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22. 1388-1390.

Hieltjes, A.H. & L. Lijklema. 1980. Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. J. Environ. Qual. 9. 405-407.

Hooper, P.R. 1964. Rapid analysis of rocks by X-ray fluorescence. Analytical Chemistry. 36. 1271-1276.

Jones, R. 1984. Heavy metals in the sediments of Llangorse Lake, Wales, since Celtic-Roman times. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22. 1377-1382.

Musikas, N. & G. Vantighem. 1977. For a better utilization of XRF in cement works. Rev. Mat. Constr. 706. 135-144.

Psenner, R. 1984. Phosphorus release patterns from sediments of a meromictic mesotrophic lake (Piburger See, Austria). Verh. Internat. Verein. Limnol. 22. 219-228.

Psenner, R., B. Bostrom, M. Dinka, K. Pettersson, R. Pucsko and M. Sager. 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 30. 98-112.

VanEck, G.T.M. 1982. Forms of phosphorus in particulate matter from the Holland Diep/Haringuliet, The Netherlands. Hydrobiologia. 92. 665-681.

Williams, J.D.H., J-M. Jaquet, and R.L. Thomas. 1976. Forms of phosphorus in the surficial sediments of lake Eire. J. Fish. Res. Bd. Can. 33. 413-429.

Williams, J.D.H., H. Shear and R.L. Thomas. 1980. Availability to Scenedesmus quadricauda of different forms of phosphorus in sedimentary materials from the Great Lakes. Limnol. Oceanog. 25. 1-11.

Young, T.C. and J.V. DePinto. 1982. Algal availability of particulate phosphorus from diffuse and point sources in the lower Great Lakes basin. Hydrobiologia 91. 111-119.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:115-121

SEDIMENTACION DE CARBONATOS EN UN EMBALSE EUTROFICO DE CUENCA CALIZA

J.A. Gálvez[1,2], F.X. Niell[1] y J. Lucena[1]
[1]*Dpto de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos, 29071-Málaga;* [2]*Dirección actual: Area de Ecología, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Cádiz, Campus Río S. Pedro, 11510- Puerto Real (Cádiz)*

Palabras clave: sedimentación de carbonatos, precipitación autogénica, calcita.

ABSTRACT

The downward flux of carbonates in La Concepción Reservoir (Málaga) was determined over two years by means of sediment traps. Seasonal variability is related to chlorophyll concentration and temperature. Highest sedimentation rates were estimated in spring, when precipitation occurs in response to lowered solubility of calcium carbonate. The autogenic precipitation is caused by an increase in temperature and pH, resulting from high photosynthetic rates. Downward flux decrease with depth is attributed to dissolution of precipitates during settling in the undersaturated hypolimnion. From the available data, coprecipitation of phosphorus with calcite and phytoplankton sinking velocity increase are not considered important effects related to calcite precipitation in this reservoir. However, whitings caused by increased turbidity from calcite could regulate the density and vertical distribution of phytoplankton.

INTRODUCCION

La sedimentación constituye para cualquier masa de agua una retirada de material particulado en suspensión. La desaparición de seston a través de este proceso está a su vez relacionada con mecanismos de importancia en el metabolismo de un sistema acuático. No sólo supone una transferencia de materia desde niveles superficiales a zonas más profundas, sino que implica, durante el desplazamiento vertical de la materia orgánica particulada, una regeneración de nutrientes que contribuye de manera significativa al mantenimiento de la producción primaria (Eppley y Peterson, 1979).

En el embalse de La Concepción, sistema estudiado en el presente trabajo, los flujos verticales de seston, la regeneración de nutrientes y su importancia en el mantenimiento de los niveles de producción han sido evaluados previamente (Gálvez *et al.*, 1989, 1991). Sin embargo algunos aspectos de la sedimentación de la fracción inorgánica, que pueden tener interés dentro del ámbito citado, no se han abordado. Así, en masas de agua de cuencas calizas y con registros elevados de pH, caracteres que corresponden a este embalse (Margalef *et al.*, 1976), se suele producir la precipitación autogénica de carbonatos, generalmente en forma de calcita. La formación y posterior sedimentación de este material inorgánico puede tener un papel importante en el control de la producción primaria y en general en la dinámica del plancton. Entre las posibles consecuencias destacan el incremento en el coeficiente de extinción lumínica, provocado por la turbidez originada por los precipitados (Weidemann *et al.*, 1985), la menor disponibilidad de fósforo soluble reactivo (PSR) por coprecipitación con la calcita y posterior sedimentación (Otsuki y Wetzel, 1972), y el incremento en la velocidad de sedimentación de la fracción orgánica por agregación con los cristales formados (Koschel *et al.*, 1983).

En el presente trabajo, y dentro del marco general del estudio de la sedimentación en este medio, se plantean como objetivos la estimación cuantitativa de la tasa de sedimentación de carbonatos, el estudio de su variabilidad estacional y la discusión sobre los factores y causas que determinan la precipitación. Por último se planteará la importancia que este proceso puede tener en el funcionamiento del sistema.

AREA DE ESTUDIO Y METODOLOGIA

El embalse de La Concepción está situado en el sur de la provincia de Málaga (Istán-Marbella). Su capacidad es de 61 Hm^3, ocupa un área de 2,14 Km^2 y la profundidad máxima es de 68 m. Es un embalse considerado eutrófico (Lucena y Rodríguez, 1984) y está incluido dentro de la denominada España caliza, presentando registros de alcalinidad que superan los 4 meq l^{-1} (Margalef *et al.*, 1976).

Las tasas de sedimentación se estimaron a partir del material recolectado en trampas de sedimento situadas en una estación cercana a la presa. Las trampas se colocaron por duplicado en distintos niveles de la columna de agua: epilimnion (2 y 6 m) e hipolimnion (10, 15, 25 y 35-45 m). Los colectores se desplegaron durante 13 períodos entre Agosto de 1985 y Mayo de 1987. Entre Diciembre de 1985 y Abril de 1986 no se obtuvieron registros. El diseño de las trampas y procesado de recolección se llevó a cabo según Bloesch y Burns (1980) y Blomqvist y Håkanson (1981). El flujo de carbono en forma de carbonatos fué estimado a partir de la diferencia en la cantidad de carbono entre la muestra de seston sedimentado y ésta tras la acidificación con HCl 1M. Se asume que los carbonatos son los únicos componentes ácido-lábiles con carbono en su composición (Vanderploeg *et al.*, 1987). Los análisis se realizaron en un Analizador Elemental CNH Perkin-Elmer 240-C.

En las fechas de recogida y despliegue de nuevas trampas otras variables fueron estimadas en la columna de agua: la temperatura se midió con un monitor YSI Mod. 57 y, a partir de muestras de al menos 9 profundidades obtenidas con una botella Van Dorn, se estimó la cantidad de clorofila *a* por superficie (Talling y Driver, 1963).

RESULTADOS

Tasa de sedimentación de carbonatos.

El flujo vertical de carbono particulado en forma de carbonatos oscila, para los períodos y niveles considerados, entre registros nulos y 1,24 g m^{-2} $día^{-1}$ (Fig. 1). La desviación típica no sobrepasa en ningún caso el 15%. De manera general la tasa de sedimentación presenta valores bajos y similares, no superando durante la mayor parte del estudio 0,2 g m^{-2} $día^{-1}$. No obstante se observa una estacionalidad que se caracteriza por registros más elevados entre Abril y Junio de 1986, siendo especialmente altos los del período primaveral Abril-Mayo.

En la casi totalidad de los muestreos se aprecia asímismo una variabilidad

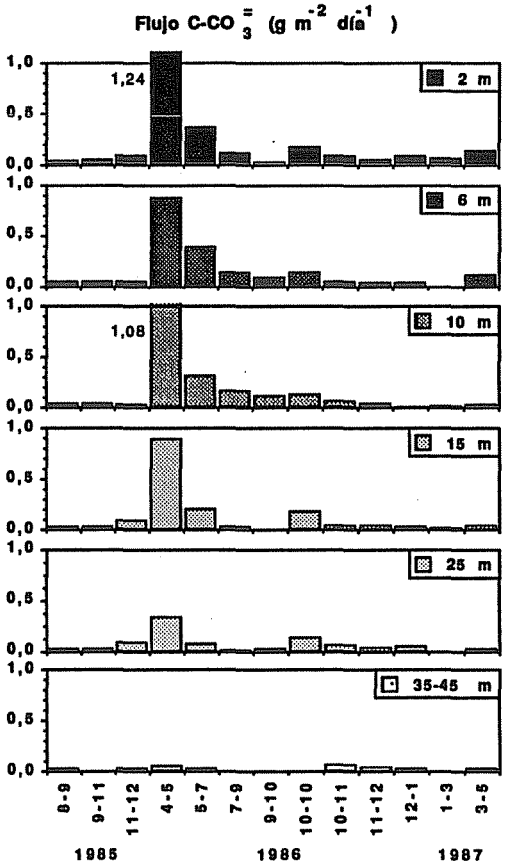


Fig. 1. Flujo vertical de carbono particulado en forma de carbonatos en los distintos niveles considerados y para cada uno de los períodos de exposición. Los intervalos temporales corresponden a meses expresados numeralmente.

vertical. Se produce una disminución en la tasa de sedimentación con la profundidad que es ostensible durante el período estratificado aunque más leve en mezcla. Este descenso, registrado de manera general, puede atribuirse a la disolución de los precipitados durante la sedimentación.

Contribución al flujo vertical sestónico

En la Fig. 2 se muestran los porcentajes de carbono en forma de carbonatos en el seston sedimentado. La variabilidad estacional considerada previamente se pone también de manifiesto en este caso. Durante el inicio de la estratificación de 1986 se alcanzan los porcentajes más elevados, registrándose como contribución máxima un 9%. Ello supone una aportación de carbono inorgánico semejante a la mayor obtenida de orgánico particulado (Gálvez *et al.*, 1991). Los registros restantes son, en términos generales, sensiblemente más bajos. Los máximos en el flujo vertical de carbonatos corresponden con períodos de elevada tasa de sedimentación de seston en los que a su vez la proporción de carbonatos en el flujo total es alta.

La variación en profundidad del porcentaje aportado al flujo sestónico no sigue un patrón determinado. Durante algunos períodos la proporción decrece hacia el fondo mientras en otros aumenta. Esta variabilidad está marcada por la importancia relativa que en cada momento presente la desaparición de seston, debida fundamentalmente a procesos de mineralización (Gálvez *et al.*, 1989), frente a la tasa de disolución de carbonatos durante la sedimentación.

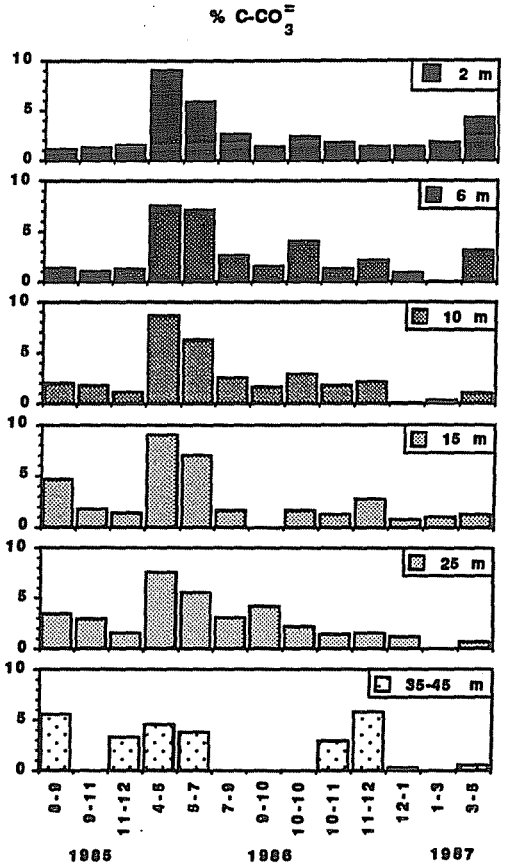


Fig. 2. Porcentaje de carbono particulado en forma de carbonatos en el seston sedimentado para cada uno de los períodos de exposición y en los distintos niveles considerados.

Relación con otras variables

Los registros más elevados de flujo vertical de carbonatos, obtenidos al inicio de la estratificación, coinciden con valores altos de clorofila *a* por superficie (Fig. 3a,c). Sin embargo la correspondencia no es biunívoca. En el último período de mezcla estudiado la cantidad de clorofila *a* es también elevada, pero no así la tasa de sedimentación. Este hecho puede ser explicado por la diferente distribución vertical pigmentaria así como por las diferencias térmicas entre ambos períodos. En mezcla los perfiles en profundidad de clorofila *a* son homogéneos y se registran concentraciones equivalentes a las superficiales en niveles relativamente profundos. Por contra durante el inicio de la estratificación, y en ésta misma, la heterogeneidad vertical es acentuada y los registros altos se concentran en franjas estrechas de la zona fótica. Cabe esperar que la tasa de fotosíntesis, considerando a la clorofila *a* como un estimador de ésta, presente valores elevados en capas relativamente estrechas de la zona fótica, lo que implica a su vez un incremento del pH que favorece la precipitación. Por otra parte en el

período Abril-Mayo del 86 se produce un considerable incremento de la temperatura en el epilimnion (Fig. 3b) y por tanto una disminución en la solubilidad de los carbonatos. El proceso es inverso de Noviembre del 86 a Enero del 87, con temperaturas medias más bajas que en el caso anterior.

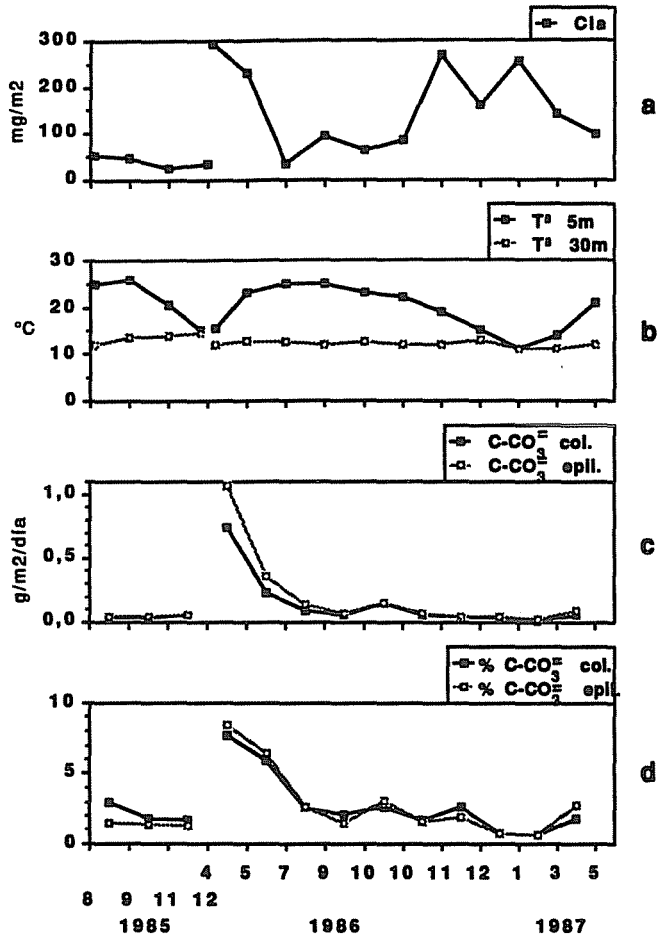


Fig. 3. Variación temporal de a) la cantidad de Cl *a* por superficie, b) la temperatura a 5 y 30 m de profundidad, c) los flujos medios de carbono en forma de carbonatos en la totalidad de la columna de agua y en el epilimnion, d) el porcentaje de carbono en forma de carbonatos en la columna de agua y el epilimnion.

La media del flujo de carbonatos en el epilimnion es, en términos generales, mayor que la correspondiente a la totalidad de la columna de agua (Fig. 3c). Se produce por tanto un descenso del flujo con la profundidad que puede estar igualmente explicado por las diferencias entre ambos niveles de los registros de las variables citadas anteriormente: temperatura y pH. Esta tendencia no es general cuando se consideran los porcentajes de carbonatos en el flujo sestónico (Fig. 3d).

DISCUSION

Los carbonatos que se encuentran en los sedimentos pueden tener orígenes distintos: entradas por erosión y transporte de carbonatos alóctonos, esqueletos y estructuras calcáreas de organismos vivos y precipitación inorgánica primaria entre los más importantes (Kelts y Hsü,

1978). El origen detrítico, por su peculiar estacionalidad marcada por las entradas de efluentes, y el debido a organismos plantónicos, por su escasa relevancia en aguas dulces, son descartables para explicar las tasas y patrones de sedimentación observados en el embalse de La Concepción. El flujo vertical de carbonatos puede atribuirse en este sistema a la precipitación inorgánica, pero inducida biogénicamente, registrada comúnmente en masas de agua de cuencas calizas con elevada alcalinidad y pH (Strong y Eadie, 1978; Weidemann *et al.*, 1985).

Según Müller *et al.* (1972), generalizando de manera empírica, la razón Mg/Ca determina el precipitado primario de carbonato. Para valores por debajo de 2, caso de este embalse (Margalef *et al.*, 1976), los precipitados son de calcita. La precipitación de ésta se produce en condiciones de saturación y ocurre cuando el producto de la actividad iónica (IAP)=(Ca^{2+})(CO_3^{2-}) es mayor que la constante de equilibrio (K_c). Generalmente la precipitación real comienza cuando se ha alcanzado un nivel elevado de supersaturación (Kelts y Hsü, 1978). Dos posibles mecanismos pueden inducir a esta sobresaturación en el embalse: uno biogénico, por efecto de la fotosíntesis, y otro físico-químico, debido a la influencia de la temperatura sobre K_c. Durante el inicio de la estratificación de 1986 se registra un considerable aumento del flujo vertical, siendo en estas fechas la cantidad de clorofila *a* por superficie muy elevada. Previsiblemente se trata de un período con una alta producción primaria. La intensa fotosíntesis provoca una gran extracción de CO_2 y un incremento del pH, que en este embalse supera en ocasiones el valor de 9 (Lucena y Rodríguez, 1984). Estas condiciones determinan el desplazamiento del equilibrio carbónico-carbonatos hacia el ión carbonato (Hutchinson, 1957), incrementándose de esta manera el IAP. No obstante la temperatura juega también un papel importante en esta precipitación. Un incremento de la temperatura disminuye la solubilidad de la calcita y es considerado factor directo en el inicio de la precipitación de ésta (Brunskill, 1969). La estacionalidad observada y la tasa anual de sedimentación de calcita en el embalse de La Concepción, en consonancia con las registradas en otros sistemas de características semejantes (Brunskill, 1969; Vanderploeg *et al.*, 1987), estarían explicadas, en primer lugar, por la actividad fotosintética de los productores primarios y a su vez por los cambios de temperatura que se registran en el ciclo térmico anual. El solapamiento de ambos mecanismos en favor de la precipitación determinan flujos elevados de calcita.

En la mayoría de los períodos estudiados se produce una disminución de la tasa de sedimentación con la profundidad. Este descenso se aprecia con claridad en estratificación y menos ostensiblemente en mezcla. El menor flujo profundo puede explicarse por la subsaturación que se va registrando durante la sedimentación y que determina la disolución de los precipitados (Kelts y Hsü, 1978). El descenso en el valor de IAP se atribuye a la mayor importancia de los procesos respiratorios sobre los fotosintéticos por debajo de la zona fótica, registrándose un pH más bajo en el hipolimnion; y a la menor temperatura en niveles profundos cuando el embalse está estratificado.

La coprecipitación de PSR con calcita puede constituir un mecanismo importante en el control de la eutrofia (Otsuki y Wetzel, 1972; Berner y Morse, 1974, White y Wetzel, 1975; Murphy *et al.*, 1983). Sin embargo también se ha puesto de manifiesto que la asociación entre la calcita y el fósforo, realizada por medio de una reacción de adsorción superficial (Avnimelech, 1980), es débil y éste puede disolverse fácilmente (Green *et al.*, 1978). En el embalse de La Concepción este posible mecanismo de secuestro de fósforo no parece tener mucha importancia, o al menos así se manifiesta, ya que los porcentajes de fósforo particulado en el seston que sedimenta no sólo no se incrementan, sino por contra son más bajos en los períodos de mayor precipitación y sedimentación de carbonatos (Gálvez *et al.*, 1991).

Otra de las consecuencias que la precipitación de carbonatos puede ocasionar es la propuesta por Wodka *et al.* (1985), sugiriendo que la calcita puede depositarse sobre células fitoplanctónicas bajo determinadas condiciones. Este mecanismo incrementaría la densidad de las células y por tanto se registraría un aumento en la velocidad de sedimentación y en general en el flujo vertical sestónico. Las velocidades de caída medias del fitoplancton, estimadas en distintos niveles de la zona fótica en el período de máxima sedimentación de carbonatos, presentan valores entre 0,2 y 2 m $día^{-1}$, con registros medios en torno a 1 m $día^{-1}$ (Gálvez *et al.*,

1989). Los datos de otros autores obtenidos en relación al tamaño celular (Smayda, 1970; Reynolds, 1984) no se apartan de los estimados para este embalse. En cualquier caso si se produce realmente un incremento en la velocidad de sedimentación de las células de fitoplancton, éste no se revela de una manera ostensible.

El efecto más fácilmente constatable de la precipitación de carbonatos es la pérdida de transparencia y el color blanquecino que estacionalmente toma el agua. A este fenómeno se le denomina "whiting" (Bathurst, 1971) y ha sido observado regularmente en distintos lagos (Schäfer y Stapf, 1972; Strong y Eadie, 1978; Weidemann *et al.*, 1985). El epilimnion del embalse de La Concepción toma ocasionalmente durante la época estival el color característico que corresponde a una precipitación intensa de carbonatos. Este fenómeno generalmente coincide en el tiempo con un máximo profundo de clorofila situado cerca de la termoclina y cuya presencia es característica en este sistema (Gálvez *et al.*, 1988). La mayor extinción lumínica que se origina por este proceso podría ser un factor regulador tanto en el desarrollo de dicho máximo como en el nivel a ocupar en la columna de agua, ya que se podrían desencadenar mecanismos de migración vertical en las Dinofíceas que lo forman.

CONCLUSIONES

La sedimentación de carbonatos en el embalse de La Concepción está originada por la precipitación autogénica y determinada de manera general por la tasa de fotosíntesis y la temperatura. La estacionalidad y variabilidad vertical responden básicamente a cambios en los registros de estas variables. Los efectos que la precipitación y sedimentación de calcita tienen en el embalse están realmente por determinar. Sin embargo se puede considerar, a falta de más datos que lo confirmen, que la precipitación no supone ni un secuestro significativo de PSR ni un incremento apreciable en la velocidad de sedimentación de la fracción orgánica. Sí podría atribuirse un papel importante, por la extinción lumínica que provocan los precipitados, en el control de la densidad y distribución del fitoplancton.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido subvencionado por la Junta de Andalucía a través de una beca de F.P.I.

BIBLIOGRAFIA

Avnimelech, Y. 1980. Calcium-carbonate-phosphate surface complex in calcareous systems. Nature, 288: 255-257.

Bathurst, R.G. 1971. Carbonate sediments and their diagenesis. Developments in sedimentology. Vol. 12. Elsevier. Amsterdam. 620 pp.

Berner, R.A. y J.W. Morse. 1974. Dissolution kinetics of calcium carbonate in sea water: IV. Theory of calcite dissolution. Am. J. Sci., 274: 108-134.

Bloesch, J. y N.M. Burns. 1980. A critical review of sedimentation trap technique. Schweiz. Z. Hydrol., 42: 15-55.

Blomqvist, S. y L. Håkanson. 1981. A review on sediment traps in aquatic environments. Arch. Hydrobiol., 91: 101-132.

Brunskill, G.J. 1969. Fayetteville Green Lake, New York. II. Precipitation and sedimentation of calcite in a meromictic lake with laminated sediments. Limnol. Oceanogr., 14: 830-847.

Eppley, R.W. y B.J. Peterson. 1979. Particulate organic matter flux and planktonic new production in the deep ocean. Nature, 282: 677-680.

Gálvez, J.A., F.X. Niell y J. Lucena. 1988. Description and mechanism of formation of a deep chlorophyll maximum due to *Ceratium hirundinella* (O. F. Müller) Bergh. Arch. Hydrobiol., 112: 143-155.

Gálvez, J.A., F.X. Niell y J. Lucena. 1989. Seston vertical flux model for a eutrophic reservoir. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 33: 9-18.

Gálvez, J.A., F.X. Niell y J. Lucena. 1991. C:N:P ratio of settling seston in a eutrophic reservoir. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24: 1390-1395.

Green, D.B., T.J. Logan y N.E. Smeck. 1978. Phosphate adsorption-desorption characteristics of suspended sediments in the Maumee River Basin of Ohio. J. Environ. Qual., 7: 208-212.

Hutchinson, G.E. 1957. A Treatise on Limnology. I. Geography, physics and chemistry. J. Wiley & Sons Inc. New York. 1015 pp.

Kelts, K. y K.J. Hsü. 1978. Freshwater carbonate sedimentation. En: Lerman, A. (ed.). Lakes: Chemistry, geology, physics. Springer-Verlag. New York. 295-323.

Koschel, R., J. Benndorf, G. Proft y F. Recknagel. 1983. Calcite precipitation as a natural control mechanism of eutrophication. Arch. Hydrobiol., 98: 380-408.

Lucena, J. y J.M. Rodríguez. 1984. Primeros datos sobre la influencia de la producción biológica en la calidad de las aguas del embalse de La Concepción. Monografías de la Dirección General del Medio Ambiente, M.O.P.U. 193-202.

Margalef, R., D. Planas, J. Armengol, A. Vidal, N. Prat, A. Guiset, J. Toja y M. Estrada. 1976. Limnología de los embalses españoles. Dirección General de Obras Hidraúlicas. Ministerio de Obras Públicas. Madrid. 422 pp.

Müller, G., G. Irion y U. Foerstner. 1972. Formation and diagenesis of inorganic Ca-Mg carbonates in the lacustrine environment. Naturwissenschaften, 59: 158-164.

Murphy, T.P., K.J. Hall y I. Yesaki. 1983. Coprecipitation of phosphate with calcite in a naturally eutrophic lake. Limnol. Oceanogr., 28: 58-69.

Otsuki, A. y R.G. Wetzel. 1972. Co-precipitation of phosphate with carbonates in a marl lake. Limnol. Oceanogr., 17: 763-767.

Reynolds, C.S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge Univ. Press. 384 pp.

Schäfer, A. y K.R. Stapf. 1972. Calcite whitings in Bodensee-Untersee. Natur. Mus., 102 (8).

Smayda, T.J. 1970. The suspension and sinking of phytoplankton in the sea. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 8: 353-414.

Strong, A. y B.J. Eadie. 1978. Satellite observations of calcium carbonate precipitation in the Great Lakes. Limnol. Oceanogr., 23: 877-887.

Talling, J.F. y D. Driver. 1963. Some problems in the estimation of chlorophyll *a* in phytoplankton. Proc. Conf. Prim. Prod. Meas. Mar. Fresh. Hawaii. 1961: 142-146.

Vanderploeg, H.A., B.J. Eadie, J.R. Liebig, S.J. Tarapchak y R.M. Glover. 1987. Contribution of calcite to the particle-size spectrum of lake Michigan seston and its interactions with the plankton. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44: 1898-1914.

Weidemann, A.D., T.T. Banister, S.W. Effler y D.L. Johnson. 1985. Particulate and optical properties during $CaCO_3$ precipitation in Otisco Lake. Limnol. Oceanogr., 30: 1078-1084.

White, W. S. y R. G. Wetzel. 1975. Nitrogen, phosphorus, particulate and colloidal carbon content of sedimenting seston of a hard-water lake. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh., 19: 330-339.

Wodka, M.C., S.W. Effler y C.T. Driscoll. 1985. Phosphorus deposition from the epilimnion of Onondaga Lake. Limnol. Oceanogr., 30: 833-843.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:123-128

ASPECTOS METODOLOGICOS DE LA ESTIMA DE LA DESNITRIFICACION POTENCIAL EN SEDIMENTOS DE ARROZALES.

V.N.Astorga, E.Novella, F.A.Comín y E.Forés.
Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. Avgda. Diagonal 645. 08028 Barcelona.

Palabras clave: Desnitrificación, reducción de nitratos, acetileno.

ABSTRACT

Metodological aspects of potential denitrification were studied in the laboratory, with sediments collected in the Ebro River Delta (N.E.Spain).

Sediments with NO^-_3 (16mM) and glucose (2.5 mM) were incubated anaerobically, and NO^-_3, NO^-_2, NH^+_4 y N_2O concentrations were monitored after each incubation period. N_2O gas samples were analyzed with an ECD gas chromatograph.

We studied the preservation of gas samples in Vacutainer vacuum tubes at diferent temperatures and compared samples analyzed directly from the incubation flasks with samples stored in Vacutainer vacuum tubes. NO^-_3 reduction was compared with denitrification measured with the acetylene blocking technique.

Results recommend the use of Vacutainer when the number of samples is high and when studying denitrification in-situ, otherwise is best to analize samples directly from the incubation flasks. NO^-_3 reduction and denitrification give more information studied together than when studied separately.

INTRODUCCION

La desnitrificación es un proceso por el cual los óxidos de nitrógeno (NO^-_3, NO^-_2) son reducidos a N_2O y N_2 a través de una cadena de reacciones. Este proceso lo realizan mayormente bacterias anaeróbicas facultativas que utilizan nitrato o nitrito como substrato respiratorio cuando el oxígeno del medio es limitante (Knowles, 1981; Sprent, 1987; Stolp, 1988; Seitzinger, 1988). La reducción disimilatoria o amonificación de nitrato es otro proceso bacteriano de reducción de óxidos de nitrógeno en suelos y sedimentos, sin embargo su producto final, amonio, no implica una pérdida de nitrógeno del sistema. Ambos procesos ocurren simultáneamente aunque a diferentes tasas en suelos y sedimentos de distintas características. (Tiedje et al.,1982; Koike & Sorensen, 1988).

En los últimos 20 años se han desarrollado mucho las técnicas de medida de ambos procesos . Revisiones amplias de las metodologias utilizadas son la de Tiedje et al.(1989) y la de Seitzinger (1988).

En este artículo tratamos detalles de la metodología utilizada para la medida de la desnitrificación potencial con la técnica de inhibición del enzima N_2O-reductasa con acetileno. Las principales ventajas de este método son: (1) la determinación de la desnitrificación es rápida, de elevada sensibilidad y económica; (2) la perturbación del sedimento es mínima y se pueden conservar perfiles de NO^-_3 similares a los encontrados in-situ, si los tiempos de incubación son cortos; (3) en algunos sedimentos se pueden determinar simultáneamente la reducción de nitratos total y la desnitrificación. Sus desventajas son: (1) a concentraciones de NO^-_3 muy bajas la inhibición por acetileno de la reducción del N_2O puede ser incompleta; (2) el inhibidor

puede afectar otros procesos en el sedimento que son importantes para la reducción del nitrato [nitrificación]. (Koike & Sorensen, 1988). Al final de este artículo se compara la medida de la desnitrificación mediante esta técnica con la estima de la desnitrificación por desaparición de nitratos (reducción de nitratos total).

MATERIAL Y METODOS.

Para la conservación de muestras de gases se necesitan recipientes estancos y con un volumen determinado de vacío (el volumen de la muestra de gas). Los tubos estériles de análisis de sangre Vacutainer (Beckton & Dickinson) cumplen estas características. Aquí presentamos pruebas para comprobar la adecuación de estos tubos a la conservación de muestras de gases producidos por la desnitrificación.

Medida de los contaminantes en los Vacutainer.

Se inyectaron 6 ml. de helio en 9 tubos Vacutainer de 5 ml.(volumen de vacío, volumen real 5.5 ml.). Se analizaron muestras de estos 9 tubos en un cromatógrafo de gases, identificando y cuantificando los diferentes picos que aparecían en los cromatogramas resultantes (He, O_2, CO_2, N_2O, C_2H_2, vapor de agua).

Efecto del Vacutainer en la conservación de las muestras.

Se compararon medidas de N_2O de muestras inyectadas en el cromatógrafo directamente (patrón de 51 ppmv), con muestras de patrón que habían sido inyectadas previamente en 9 tubos Vacutainer.

Conservación de las muestras de gases en Vacutainer.

Se inyectaron 54 tubos Vacutainer con 6 ml. de patrón de N_2O (51 ppmv ± 2.55 de N_2O en N_2), y se conservaron a tres temperaturas: 25°C, 4°C y -18°C. Transcurrido cada periodo de tiempo de conservación (0, 5, 13, 22, 26 y 32 días) se analizaron tres tubos (réplicas) por cada temperatura.

Comparación de metodologías para la medida de la desnitrificación potencial.

El suelo utilizado para las incubaciones fue recogido en un arrozal en el Delta del Ebro varias semanas antes de los experimentos. Sus caracteríticas se detallan en la tabla I:

Tabla I: Características del suelo empleado para la determinación de la desnitrificación potencial. Todos los valores en porcentajes (%), excepto el de C/N: (a) granulometría. (b) composición elemental.

ARENAS GRUESAS	ARENAS FINAS	LIMOS GRUESOS	LIMOS FINOS	ARCILLAS
37.58	20.05	6.56	31.76	4.04

(a)

C	N	C/N
5.55	0.16	41.3

(b)

Muestras de los 10 cm. superiores del suelo fueron secadas al aire y tamizados por una malla de 2 mm. Se incubaron 5 grs. de suelo en frascos de suero de 125 ml. Los frascos fueron sellados herméticamente, remplazando el aire por helio para lograr una atmósfera anaeróbica. A todos los frascos se les añadió una solución de nitrato potásico y glucosa (16 mM y 2.5 mM respectivamente) y acetileno al 12% v/v. Los frascos se incubaron a 28°C, en 6 grupos correspondientes a 6 tiempos de incubación (0, 2, 4, 6, 10 y 24 hrs.). Una vez terminada la incubación se añadió a los frascos del experimento I 1 ml. de $HgCl_2$ 0.04% para paralizar cualquier proceso biológico y se conservaron los frascos a 4°C. Los frascos del experimento II se conservaron a -18°C sin $HgCl_2$.

Las muestras de gases se recogieron de la atmósfera de los frascos al finalizar las incubaciones y antes de poner los frascos en nevera o congelador.

Las muestras de gases que no eran analizadas de inmediato se conservaron en tubos al vacío Vacutainer (Beckton & Dickinson) de 5 ml. (capacidad real 5.5 ml.).

Los análisis de nitratos, nitritos y amonio se realizaron despues de extracción con agua desionizada (experimento I) o con KCl 1M (exp.II), en autoanalizador (Technicon Autoanalyzer).

Análisis de las muestras de gases.

El análisis de las muestras se realizó con un cromatógrafo de gases HP 5890A, dotado con un detector de captura de electrones (ECD) y dos columnas Porapak Q (1/8" x 3.10m.long.) conectadas en paralelo. Las temperaturas de las columnas, inyector y detector eran de 67, 100 y 300°C respectivamente, y el flujo de gas portador (N_2) de 21.5 ml/min. El cromatógrafo se adaptó para el análisis de muestras con acetileno instalando una válvula de 10 ports entre el inyector y las dos columnas, de manera que mientras una muestra está siendo separada por una de las dos columnas, por la segunda columna circula gas portador en sentido inverso y con flujo elevado (45 ml/min.), limpiando ésta última de restos de la muestra anterior (acetileno, vapor de agua). Con este sistema se consigue que el acetileno no pase por el detector, al que satura durante algunos minutos, y por lo tanto los tiempos de análisis se reducen a 5 minutos por muestra. (Lescure, 1987).

RESULTADOS Y DISCUSION

Medida de los contaminantes en los Vacutainer.

Se encontraron residuos de diferentes gases en los Vacutainer, entre ellos un residuo de N_2O de 1.35 ± 0.2 ppmv. Estos residuos son debidos al proceso de esterilización al que son sometidos los Vacutainer en su origen.

Efecto del Vacutainer en la conservación de las muestras.

Comparando medidas efectuadas a partir de muestras recogidas en Vacutainer con muestras medidas directamente del frasco de incubación, se ha comprobado que existe en el primer caso una disminución de la concentración de N_2O que debe ser considerada para el cálculo de los resultados. La disminución es de 9.44 % ± 1.88 % cuando los Vacutainer se llenan con 6 ml. de muestra (C.V. de 20 %; n=9). Se ha de tener en cuenta que la disminución de 9.44 % incluye la contaminación inicial de la muestra con los residuos antes mencionados.

Conservación de las muestras de gases en Vacutainer.

La temperatura de conservación de los Vacutainer es importante cuando el volumen de muestras impide el análisis en un plazo de tiempo corto de todas las muestras. Vacutainer conservados a 25°C y a 4°C han perdido 9.12 % y 5.16 %, respectivamente, de su concentración inicial en 13 dias (además de la disminución de 9.44 % debida al llenado de los Vacutainer); conservados a -18°C pierden en el mismo periodo de tiempo sólo un 2.74 %.(Fig.1, tabla II).

Fig.1: Conservación de N_2O (%) en Vacutainer a diferentes temperaturas.

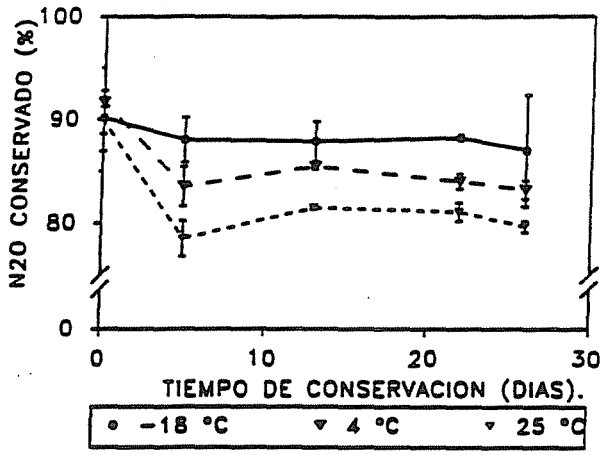


Tabla II: Porcentaje de N-N_2O perdido en Vacutainer conservados a diferentes temperaturas. No se considera la disminución inicial de concentración del gas (9.44 %).

TIEMPO DE CONSERVACION (dias)	-18°C	4°C	25°C
0	0.42	1.13	0.71
5	2.57	7.06	12.06
13	2.74	5.16	9.12
22	2.36	6.56	9.51
26	3.59	7.38	10.92
32	1.25	10.97	11.69

Comparación de metodologías para la medida de la desnitrificación potencial.

La variabilidad en los resultados obtenidos empleando la disminución de nitratos como descriptor del proceso de desnitrificación es mayor (1-15, C.V. de 1-17%) que utilizando el método de inhibición de la N_2O-reductasa con acetileno

(0.0-0.24; C.V. 0-16%) debido a una mayor manipulación de las muestras en el primero de los métodos.

Se ha de tener en cuenta además que al medir la reducción de los óxidos de N, nitrato y nitrito, estamos sobrestimando la desnitrificación. Como podemos ver en la tabla III, la desaparición de nitratos añadidos es casi total en ambos experimentos, sin embargo se recuperan como N_2O en el primer caso sólo un 50 % y en el segundo menos de un 25 %. Esto es debido a una segunda via de reducción de los óxidos de N cuyo producto es el amonio (reducción disimilatoria o amonificación de nitratos) (Koike & Sorensen, 1988). En el experimento I sólo se detecta una producción de amonio de 1.93 % del nitrato incorporado, debido en parte a que la extracción de amonio del sedimento se realizó con agua y en parte a una ligera retención del amonio producido en el sedimento (datos no publ.). En cambio en el experimento II el amonio detectado al final de las incubaciones es de 11.24 %, porque todo el amonio producido y retenido por el sedimento es extraído por la solución de cloruro potásico. Aún teniendo en cuenta el amonio producido, no se recupera todo el nitrato añadido en ninguno de los dos experimentos. Es probable que la inmovilización de amonio por parte de los microorganismos del suelo explique este resultado.

Tabla III: Nitrógeno recuperado (%) despues de 24 h de incubación en los experimentos I y II.

	$N\text{-}NO^-_3$ consumido	$N\text{-}N_2O$ producido	N recuperado [1]
exp.I	99.75	52.40	66.39
exp.II	97.58	23.20	74.93

(1) % N recuperado = ($N\text{-}NO^-_3$ + $N\text{-}NO^-_2$ + $N\text{-}N_2O$). No se tiene en cuenta el amonio para el cálculo del N recuperado puesto que la extracción de amonio en ambos experimentos se realizó con soluciones de fuerza iónica distinta (agua desionizada y KCl 1M).

CONCLUSIONES

De los resultados anteriores se deriva que, para experimentos de desnitrificación de laboratorio, es recomendable analizar las muestras de gases directamente del frasco de incubación, evitando así la dilución involuntaria de la muestra en el Vacutainer. Sin embargo la conservación de las muestras en Vacutainer y a temperatura muy baja (-18°C) es eficaz cuando el número de muestras a analizar es muy elevado o cuando se estima la desnitrificación in-situ.

Comparando la reducción de nitratos con la técnica de inhibición con acetileno podemos ver que cuando se utilizan simultáneamente ambas metodologías obtenemos mucha mas información que utilizando sólo una de ellas. Si sólo consideramos la reducción de nitratos estaremos sobreestimando la desnitrificación, puesto que parte de los nitratos son reducidos a amonio. Tambien hemos de tener en cuenta que el amonio formado por reducción de nitratos puede ser retenido por el sedimento o ser inmovilizado por los microorganismos del suelo, por lo que el amonio medido al final de las incubaciones integra todos estos procesos.

BIBLIOGRAFIA

Knowles,R. 1981. Denitrification. *In*: Clark,F.E. & T.Rosswall (eds.). Terrestrial Nitrogen Cycles. Processes, Ecosystem Strategies and Management Impacts. Ecol.Bull. (Stockholm) 33, 315-330.

Koike,I. & J.Sorensen. 1988. Nitrate Reduction and Denitrification in Marine Sediments. *In*: Blackburn, T.H. & J.Sorensen (eds.) Nitrogen cycling in coastal marine environments. (SCOPE 33). pp.251-273. John Wiley & Sons. NY.

Lescure, 1987. Relation bassin versant-étang: étude quantitative de l'azote inorganique dans les échanges atmosphère-sol-eau. Thèse Doctorat de Troisième Cycle. Université Claude Bernard Lyon I.

Seitzinger,S.P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. Limnol. Oceanogr., 33(4, part 2), 702-724.

Sprent,J. 1987. The Ecology of the Nitrogen Cycle. (Cambridge Studies in Ecology). Cambridge University Press.

Stolp, H. 1988. Microbial Ecology: Organisms, Habitats, Activities. (Cambridge Studies in Ecology). Cambridge University Press.

Tiedje,J.M., A.Sexstone, D.D.Myrold & J.A.Robinson. (1982). Denitrification: ecological niches, competition and survival. Antonie Van Leeuwenhoek 48, 569-583.

Tiedje,J.M., S.Simkins & P.M.Groffman. 1989. Perspectives on measurement of denitrification in the field including recommended protocols for acetylene based methods. Plant and Soil 115, 261-284.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:129-134

DESCOMPOSICION DE LA MATERIA ORGANICA VEGETAL EN ARROZALES DEL DELTA DEL EBRO

E. Novella, V.N. Astorga, E. Forés, & F.A. Comín
Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. Avgda. Diagonal 645. 08028 Barcelona.

Palabras clave: Descomposición, litter-bags, producción de CO_2.

ABSTRACT

Ricefields are temporarily flooded ecosystems. After harvesting rice straw is buried in the sediment to act as organic manure for the next crop. Therefore it is important to know its decomposition rate.

In this paper we compare two techniques for the quantification of the decomposition rate of organic matter: the litter-bag method as an estimate of biomass weight decrease, and the CO_2 production as a measure of microorganisms heterotrophic activity.

Data obtained with both methods is negatively correlated (p ¾ 0.001).

INTRODUCCION Y OBJETIVOS

Los arrozales son sistemas acuáticos inundados durante la época de cultivo (primavera-verano) que en otoño-invierno se mantienen secos mientras son preparados para la próxima temporada agrícola. Una práctica común en los arrozales del Delta del Ebro, es la incorporación de la paja del arroz en el sedimento cuya descomposición aporta del 26 al 48 % y del 16 al 36 % de las entradas de nitrógeno y fósforo, respectivamente, a los arrozales (Forés et al, 1988).

El objetivo de este trabajo es el de comparar los resultados obtenidos simultáneamente con la técnica de "Litter-bag"" y con la producción de CO_2 por parte de los microorganismos descomponedores. La primera metodología citada se basa en enterrar material vegetal de peso conocido en bolsas de un tamaño de malla determinado. Se analiza la disminución de peso de la biomasa vegetal a lo largo del tiempo que nos permite estimar la tasa de descomposición (K). Esta es la técnica más clasicamente utilizada en estudios de descomposición en ecosistemas tanto acuáticos como terrestres (Falconer et al. 1933; Lunt,1935; Bocock et al. 1960;Berg & Ekbohm, 1983; Tiwari et al. 1989). El análisis de la producción de CO_2 por los microorganismos permite el estudio de la mineralización de la materia orgánica así como de la biomasa microbiana que pudiera tomar parte en este proceso. Esta metodología ha sido considerada recientemente porque con ella se reduce la manipulación de las muestras y se puede realizar un seguimiento intensivo de la descomposición ya que permite aumentar el número de extracciones por ser mucho más fácil el proceso y análisis de las muestras (Sparling & West, 1989; Levi-Minzi et al. 1990; Blet-Cha Rau Deau et el. 1990). Se calculan también tasas de descomposición (C).

MATERIAL Y METODOS

Experimentalmente en laboratorio se incubó paja de arroz secada al aire utilizando como sustrato sedimento de un arrozal del Delta del Ebro.

SEDIMENTO

C (%)	5,768 ± 0,087
N (%)	0,147 ± 0,005
C/N	45,778
% MATERIA ORGANICA	9,944 ± 0,150

PAJA

C(%)	39,421 ± 1,306
N(%)	1,232 ± 0,132
C/N	37,33

Para el estudio de la descomposición por la pérdida de peso del material vegetal, se utilizaron recipientes de plástico (V=1l) en los que se había introducido sedimento (tabla 1a) secado al aire y pasado por un tamiz de 2 mm de malla. Se realizaron tres réplicas por extracción. En cada recipiente se depositaron 2 bolsas de Nylon de 1mm de malla con paja de peso conocido (tabla 1b), una para realizar el seguimiento de la disminución de peso de la biomasa vegetal y otra para el estudio de la actividad celulolítica de los microorganismos. Se realizaron extracciones a los 0, 7, 13, 21, 29, 42 y 72 días. La incubacion se hizo a temperatura ambiente (22.3°C ± 0.9). El contenido hídrico del sedimento se mantenía constante (20-25 %) mediante la ubicación de los recipientes en cámaras de plástico saturadas de humedad. En cada extracción las réplicas destinadas al análisis de la disminución de peso, eran lavadas con agua y secadas a 70°C para posteriormente calcinarlas a 450°C. Los cálculos se hicieron a partir del peso seco sin cenizas.

Para el estudio comparativo de producción de CO_2 a lo largo del tiempo de experimentación se realizó una incubación paralela con frascos de vidrio de 1l con tapones metálicos que presentaban un septum de goma por donde se extraía la muestra de aire. Estos recipientes contenian sedimento y paja con las mismas características y en las mismas condiciones que los descritos en el párrafo anterior. En cada extracción los frascos se cerraban herméticamente 24h para poder analizar el CO_2 que se acumulaba en la atmósfera procedente de la actividad microbiana. Este era analizado con un cromatógrafo de gases HP 5890A, con detector de captura de electrones (ECD), con columna Porapak Q. Se hicieron medidas a los 1, 7, 9, 13, 21, 23, 29, 35, 42, 64 y 72 días de incubación.

RESULTADOS

Para el análisis de la disminución de peso seco sin cenizas de la biomasa vegetal se calcularon tasas de descomposicion, K, a partir del modelo exponencial negativa simple (Olson, 1963) que nos permite la comparación con otros datos obtenidos en este estudio y simplifica el modelo de acumulación de materia orgánica en el sedimento. Este ajuste, no obstante nos obliga a asumir o bien que la tasa de descomposición absoluta disminuye linealmente a medida que el sustrato desaparece o que la tasa de descomposición relativa se mantiene constante (Wieder & Lang, 1982).

$W_2=W_1 * e^{-Kt}$

W_2: peso fresco sin cenizas en t_2 (%).
W_1: peso seco sin cenizas en t_1 (%).
t: tiempo de incubación, (t_2-t_1) (días).
k: Tasa de descomposición en el intervalo (t_2-t_1) (día^{-1}).

Se obtuvo la curva representada en la fig. 1a que se ajusta a una exponencial con p ¾ 0.001.

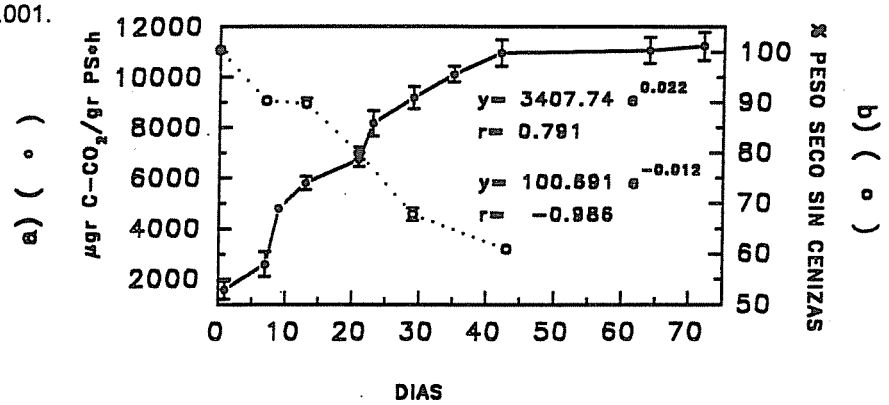


Fig.1. Representación de las curvas de descomposición obtenidas por las dos metodologias estudiadas. a) Producción de CO_2. b) Disminución del peso seco sin cenizas ("Litter-bag").(Los puntos en los que no se observa desviación estandard es debido a que esta es inferior al 0.6 %).

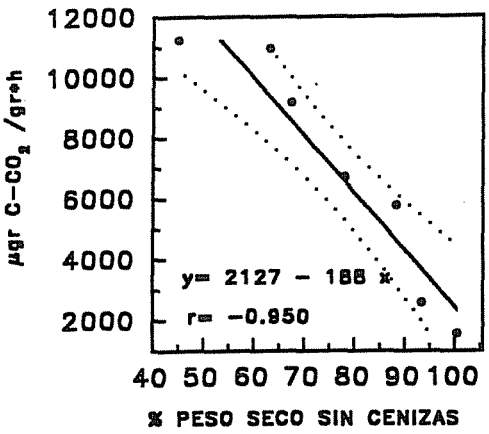
A su vez la acumulación del CO_2 producido durante la incubación se ajusta también a una exponencial simple que, en este caso es positiva del tipo:

$C_2 = C_1 * e^{ct}$

*C_2: CO_2 acumulado en t_2 (µgr C-CO_2 * gr^{-1}* h^{-1}).*
*C_1: CO_2 acumulado en t_1 (µgr C-CO_2 * gr^{-1}* h^{-1}).*
t: tiempo de incubación, (t_2-t_1) (días).
c: Tasa de descomposición en el intervalo (t_2-t_1) (día^{-1}).

Se obtuvo la curva representada en la fig. 1b que se ajusta a una exponencial con p ¾ 0.02.

Se observa claramente la existencia de una correlación entre ambas como queda reflejado en la recta de regresion negativa con p ¾ 0.001 de la fig. 2.



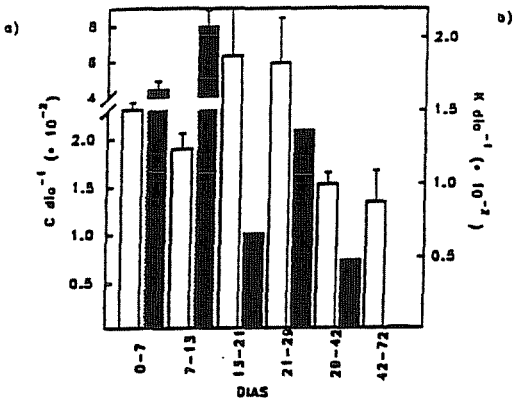


Fig.2.Recta de regresión realizada con los resultados obtenidos por producción de CO_2 versus disminución del peso seco sin cenizas durante el periodo de incubación (intervalo de confianza del 95 %).

Fig.3.Tasas de descomposición calculadas a) por producción de CO_2 (barras ralladas) y b) por disminución del peso seco sin cenizas (barras blancas) (En el texto se explica como se obtiene cada tasa. Las barras en las que no se observa desviación estandard es porque ésta es inferior al 0.07 %).

Comparando las diferentes tasas de descomposición obtenidas por los dos métodos, vemos que después de 72 días de incubación por la técnica de "litter-bag" se obtiene una K de 0.0111 d^{-1} mientras que por acumulación de CO2 calculamos una C de 0.0166 d^{-1}.

Si analizamos con más detalle los resultados obtenidos y comparamos las tasas de descomposición relativas a cada intervalo estudiado (fig. 3) observamos algunas diferencias importantes entre las dos curvas. Obtenemos por los dos métodos una serie de tasas cuya principal analogia es la aparición de sus valores máximos en intérvalos coincidentes o consecutivos según analicemos una u otra fase de descomposición. Así en una primera fase, la que correspondería al "leaching" inicial, observamos un valor máximo de K (1.5 $*10^{-2}$ d^{-1} y 1.24 d^{-1} en los intervalos de 0 a 7 y de 7 a 13 días). En las misma fase obtenemos valores de C de 4.45 * 10^{-2} y 7.97 * 10^{-2} d^{-1} respectivamente. No obstante en una segunda fase de 13 a 21 días y de 21 a 29 días aunque también se observan tasas máximas los picos se obtienen de forma consecutiva en el tiempo (de 13-21 días, K= 1.873* 10^{-2} d^{-1} y de 21 a 29 días, C= 2.083* 10^{-2} d^{-1}.

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Los máximos en las tasas de descomposición obtenidos en este estudio y comentados en el apartado anterior podrian explicarse como el resultado de una primera fase de "leaching" en la que se produce la pérdida del material de más fácil degradación del detritus vegetal por rotura física de las celulas liberándose carbohidratos, almidón, pectinas y compuestos de nitrógeno solubles que son rápidamente asimilados por los organismos heterótrofos (Godshalk & Wetzel, 1978; Newell et al, 1986). Esto implicaría la aparición de un máximo de actividad heterotrófica que se superpondría en el tiempo

con la disminución de la biomasa. La segunda fase coincide en el tiempo con un máximo de actividad celulolítica (Novella, datos no publ.). En el periodo anterior hubo una preparación del complejo enzimático responsable de la degradación de la celulosa, compuesto que sería el principalmente atacado en esta segunda fase. La degradación de la celulosa supondrá la liberación en el medio de compuestos solubles que serán avidamente asimilados por los microorganismos. Esto se traduciría en una disminución de peso de la biomasa vegetal y en un pico posterior de actividad heterótrofica, lo que explica la sucesión de máximos observados. Al final de nuestra incubación observamos una disminución de la actividad heterotrófica y obtenemos tasas de descomposición inferiores porque el detritus vegetal ha aumentado su concentración de material de más difícil degradación (ligninas) (Jensen, 1971; Berg & Staaf, 1980).

El método de "litter-bag" presenta inconvenientes que ya han sido comentados por otros autores con anterioridad (Wieder & Lang, 1982). El problema de tener que enterrar la paja en bolsas con tamaño de malla determinado significa que si este es demasiado pequeño, los organismos encargados de la fracturación del material (Reice,1977) no puedan acceder a él. En cambio, si la malla es demasiado grande los fragmentos más pequeños se pierden en el sustrato (sedimento) contabilizándolos erroneamente como material mineralizado. Esto se acentúa con la manipulación del material pues también existe pérdida de fragmentos al lavar las muestras después de la extracción para separar el sedimento que haya quedado adosado sobre la paja. El error se produce sobretodo en fases avanzadas de la descomposición.

La metodología de medida de producción de CO_2 como índice del grado de actividad de los microorganismos, no necesita tanta manipulación, no obstante, en esta técnica siempre existe el riesgo de supravalorar la tasa de producción de CO_2 ya que no sólo se analiza la que procede de microorganismos descomponedores (obsérvese que las tasas de descomposición obtenidas por este método son siempre superiores). A pesar de ésto, la facilidad de análisis permite el hacer un número mayor de extracciones y el estudio con más detalle del comportamiento de los microorganismos durante la incubación que de hecho son los principales protagonistas en la mineralización de la materia orgánica.

En conclusión se podría decir que para la correcta descripción de un proceso tan complejo como es la descomposición de la materia orgánica, sería conveniente la utilización de varias técnicas que permitan una comparación y análisis en mayor profundidad.

BIBLIOGRAFIA

Berg, B. & H. Staaf. 1980. Decomposition rates and chemical changes in decomposing needle litter of Scotts pine. II. Influence of chemical composition. Ecol. Bull. (Stockholm), 32: 373-390.

Berg,B. & G.Ekbohm. 1983. Nitrogen inmobilization in decomposing needle litter at variable carbon: Nitrogen ratios. Ecology 64(1): 63-67.

Blet-Cha Rau Deau,C. J.Muller & H.Laudeluot. 1990. Kinetics of carbon dioxide evolution in relation to microbial biomass and temperature. Soil Sci.Soc.Am.J.54: 1324-1328.

Bocock, K.L., O.J. Gilbert, C.K. Capstick, D.C. Turner, J.S. Ward & M.J. Woodman. 1960. Changes in leaf litter when placed on the surface of soils with contrasting humus types. Jour. Soil Sci. 11:1-9.

Falconer, G.J., W. Wright & H.W. Beall. 1933. The decomposition of certain types of fresh litter under field conditions. Am. Jour. Bot. 20: 196-203.

Fores. E., M. Menendez & F.A. Comin.1988. Rice straw decomposition in rice field soil. Plant and Soil 109:145-146.

Godshalk,G.L. & R.G.Wetzel. 1978. Decomposition of aquatic angiosperms. I - Dissolved components. Aquat.Bot. 5: 281 - 300.

Jensen,V. 1971. In: Ecology of Leaf Surface Microorganisms (T.F.Preece & C.H.Dickinson, eds.).pp.463 - 469. Academic Press, London & NY.

Levi-Minzi,R., R.Riffaldi & A.Saviozzi. 1990. Carbon mineralization in soil amended with different organic materials. Agriculture, Ecosystems and Environment 31: 325-335.

Lunt, H.A. 1935. Effects of weatering upon dry matter and composition of hardwood leaves. Jour. For. 31: 43-45.

Newell,S.Y., J.W.Fell & C.Miller. 1986. Deposition and decomposition of Turtlegrass leaves. Int.Rev.oes. Hydrob. 71 (3): 363 - 369.

Olson, J.S.1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology 44: 322-331.

Reice,S.R. 1977. The role of animal association and current velocity in sediment - specific leaf litter decomposition. Oikos 29: 357 - 365.

Sparling, G.P. & A.W. West.1989. Importance of soil water content when estimating soil microbial C,N and P by the fumigation-extraccition methods. Soil Biol. Biochem. 21(2):245-253.

Tiwari,S.Ch., B.K.Tiwari & R.R.Mishra. 1989. Microbial decomposition of pineapple (Ananas comosus L.) litters. Oecol.Plant. Vol.10. nº3. pp 329-339.

Wieder,R.K. & G.E.Lang. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter-bags. Ecology 63(6): 1636-1642.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:135-140

ESTUDIO COMPARADO DE LA BIOCONCENTRACION METALICA EN CINCO ESPECIES DE BRIOFITOS ACUATICOS

J. López y A. Carballeira

Area de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, 15071 Santiago de Compostela, España.

Palabras clave: briófitos acuáticos, bioacumulación metálica, sustratos geológicos, niveles de fondo.

ABSTRACT

We studied metal concentration in the aquatic bryophytes: *Fontinalis antipyretica* Hedw., *Brachythecium rivulare* Schimp., *Fissidens polyphyllus* Wils., *Rhynchostegium riparioides* (Hedw.) Card. and *Scapania undulata* (L.) Dum. Samples were collected from 177 sites in 33 rivers in Galicia. *S. undulata* showed the highest accumulation ability for the whole metals, whereas *F. polyphyllus* showed the lowest one. *F. antipyretica* and *R. riparioides* showed an intermediate accumulation ability and the greatest fluctuation in the corporal concentrations. The latter species are more useful as bioindicators than the other sampled species, because of their wide distribution, abundance and greatest resistance to pollution. On the other hand, the liverwort *S. undulata*, which is the most sensible of all the studied species, is a better indicator in low polluted areas, due to its greater accumulation ability.

Backgrounds were calculated for each species in the unpolluted sampling stations. They were independent of the type of substratum (slates, basic rocks, schists and granites), except for some metal in *S. undulata* and *F. polyphyllus*, in spite of the significant differences founded for pH and Ca.

INTRODUCCION

Los briófitos acuáticos son organismos que poseen una gran capacidad para acumular metales pesados (Say y Whitton, 1983; Weher y Whitton, 1983; Mouvet, 1984; Mouvet et al., 1986), además estos organismos reflejan mejor la contaminación metálica y tienen una mayor capacidad de acumulación que los sedimentos (Weher et al., 1981; Andre y Lascombe, 1987; Mouvet et al., 1987) o que las fanerógamas (Dietz, 1973); sobre éstas presentan la ventaja adicional de no poseer raices ni sistema vascular, lo que les da una cierta independiencia del sustrato, al no haber transferencias internas, y por tanto la capacidad de reflejar mejor la calidad del agua (Smith, 1978; Thomas, 1979). Sin embargo no está claro si las diferencias morfológicas, metabólicas, fisiológicas o genéticas que existen entre las distintas especies influyen de una forma relevante en el equilibrio metálico musgo-agua, en condiciones naturales o frente a distintos tipos y grados de contaminación. Los trabajos realizados por Harding et al. (1981) y Kelly y Whitton (1989), sugieren que dichas diferencias pudieran existir, al menos para el Zn, Cd ó Pb. Este tipo de información es importante para seleccionar las especies más útiles para la monitorización de la contaminación metálica (Whitton et al., 1981).

Quizás la mejor forma de expresar los resultados de la monitorización de la contaminación metálica con organismos sea através de un factor de multiplicación respecto a niveles de fondo (Factores de Contaminación). La precisión de estos factores dependen en gran parte de la correcta definición de los niveles de fondo para cada una de las especies utilizadas (Empain, 1988; López et al., 1990).

El presente estudio se basa en la comparación de la concentración metálica entre cinco especies de briófitos acuáticos sometidos a distintos tipos y grados de contaminación metálica.

También se determinan los niveles de fondo para cada una de las especies estudiadas, a partir de las estaciones libres de contaminación, siguiendo la metodología propuesta por López et al. (1990) para *F. antipyretica*, así como la influencia de cuatro tipos de sustratos geológicos en dichos niveles.

MATERIAL Y METODOS

La recolección de las muestras se efectuó en 177 estaciones de muestreo distribuidas por las cuencas de 33 ríos de Galicia (Fig. 1). Para el análisis de la concentración metálica se tomaron muestras, siempre que estuvieron presentes, de las siguientes especies de briófitos: *Fontinalis antipyretica* Hedw., *Brachythecium rivulare* Schimp., *Fissidens polyphyllus* Wils., *Rhynchostegium riparioides* (Hedw.) Card. y *Scapania undulata* (L.) Dum. Los briófitos se recogieron en zonas de aguas rápidas a una profundidad por debajo del nivel de estiage.

Las muestras de briófitos se lavaron exhaustivamente con agua del mismo río con el objeto de eliminar las partículas adheridas. Se transportaron al laboratorio en nevera a 5±2°C en donde se separaron los dos centímetros apicales de la planta hasta obtener alrededor de 10 g. de peso fresco de material. Los ápices fueron sometidos a un lavado minucioso con agua desionizada en continuo durante una hora y a temperatura ambiente (20±2°C). Posteriormente se secaron en estufa de aire forzado a 45°C hasta peso constante. La digestión de la materia orgánica y la extracción metálica se realizó con ácido nítrico (10 ml) de calidad supra-pur sobre una muestra en polvo (250 y 300 mg.p.s.). Las muestras se atacaron en bombas de teflón con válvula de expansión y en horno de microondas (predigestión durante 30 min. a presión atmosférica; 2' 30" a 750 W. y 20' a 300 W., se enfría, se libera la presión y se repite todo el ciclo de nuevo). El extracto fue diluido hasta 50 ml con agua desionizada calidad supra y posteriormente purificado mediante filtración. La determinación de la concentración metálica se realizó sobre el extracto así preparado mediante espectrofotometría de absorción atómica (Perkin Elmer 2100). Los metales analizados fueron: Cd, Cu, Cr, Zn, Pb, Ni, Co, Mn y Fe. Como control de todo el proceso, desde la extracción a la determinación, se utilizaron muestras de referencia certificada (BCR - 61).

RESULTADOS Y DISCUSION

La Figura 2 recoge la estadística elemental de las concentraciones metálicas corporales en los dos cm apicales de las especies estudiadas. En general *F. antipyretica* y *R. riparioides* presentaron la mayor variación en su contenido metálico, mientras que los rangos más estrechos variaron de una especie a otra dependiendo del metal analizado. Por otro lado si observamos la acumulación media interespecífica (relación entre la concentración de un metal en una especie y la concentración media de ese metal en todas las especies para las estaciones comunes y expresada en %) (Fig. 3), *S. undulata* resulta ser la especie con mayor capacidad acumuladora, seguida de *F. antipyretica* y *R. riparioides*. La amplia distribución geográfica y la mayor resistencia a la contaminación de estas dos últimas especies (López y Carballeira, 1990), les confieren una capacidad de indicación superior frente al resto de las especies muestreadas, al poder éstas explorar un rango mucho más amplio de condiciones ambientales. De esta forma el uso de *S. undulata*, por su capacidad de resolución, queda restringido a zonas de baja contaminación.

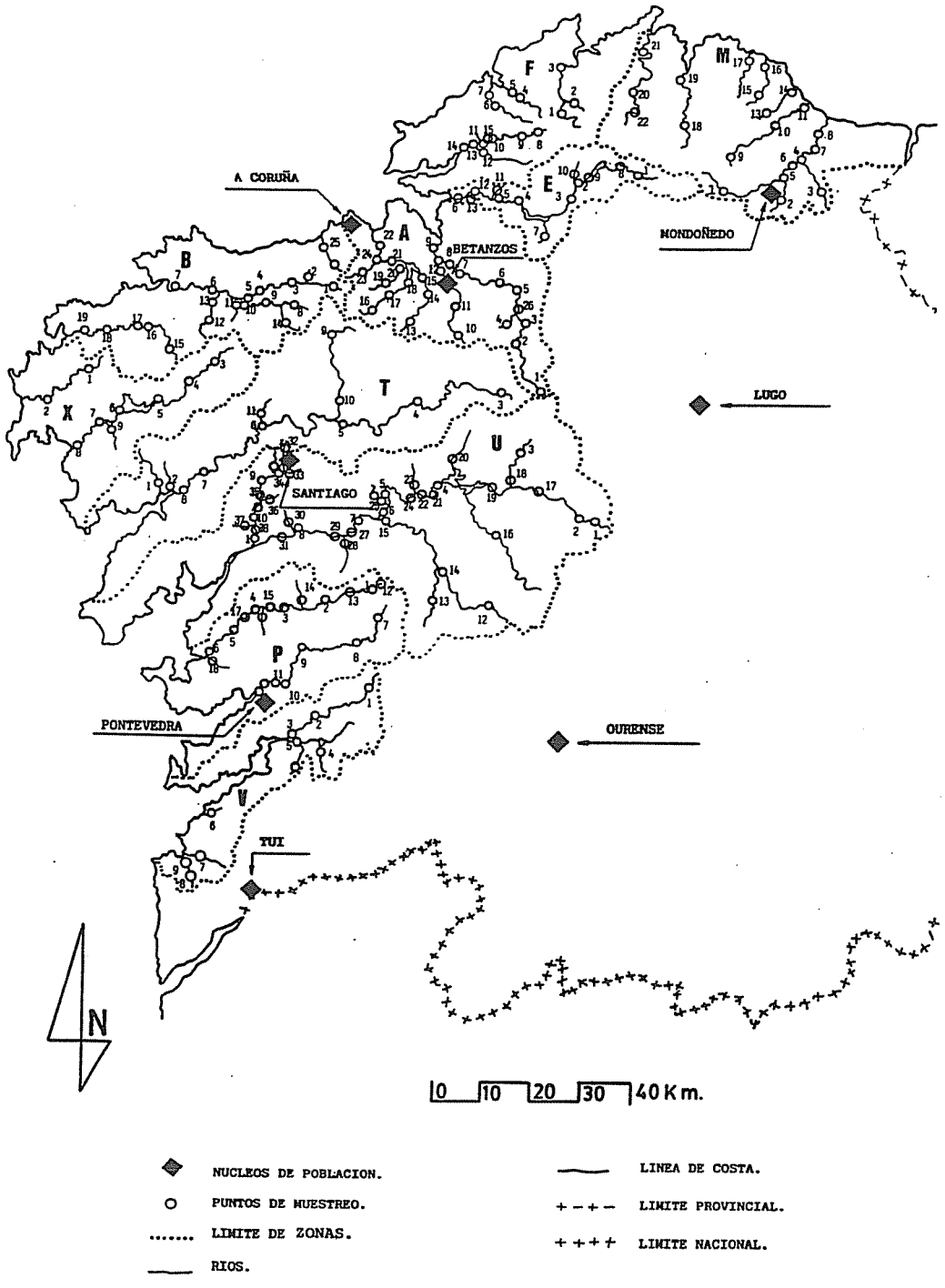


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo.

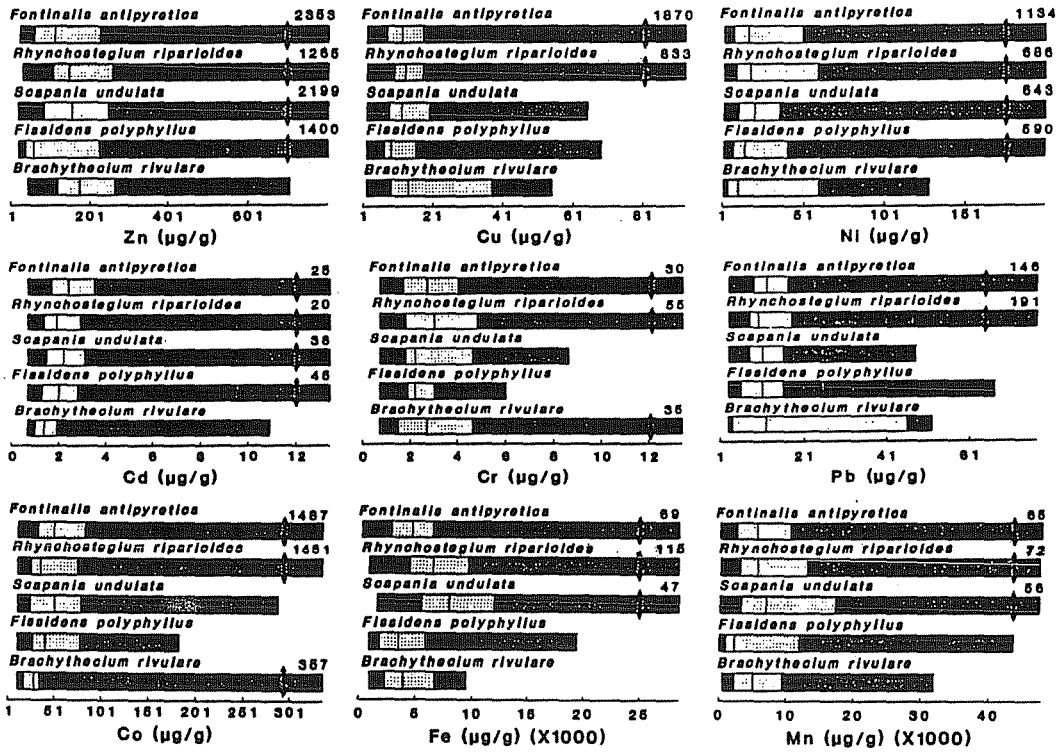


Figura 2. Variabilidad de las concentraciones metálicas en los ápices de los briófitos acuáticos. Las cajas representan el mínimo, el cuartil inferior y superior y el valor máximo.

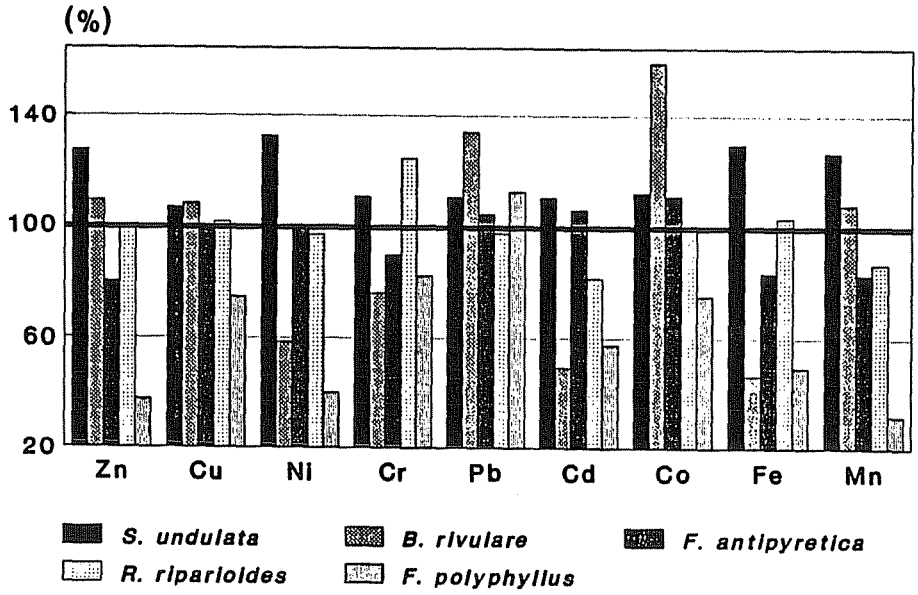


Figura 3. Comparacíon interespecífica de la acumulación media en los briófitos acuáticos.

- Valores de referencia para Galicia.

Los valores de referencia fueron extraídos de aquellas estaciones de muestreo que arrojaban nulos o imperceptibles niveles de contaminación. Estas se seleccionaron en base a la manifestación o no de estrés pigmentario, medido en función del índice D665/D665a (Lopez y Carballeira, 1990). En total se separaron 130 estaciones. La posible influencia de la litología sobre los niveles de fondo nos llevó a realizar una división de dichas estaciones en las siguientes zonas geológicas: Rocas Básicas (19), Granitos (37), Esquistos (40) y Pizarras (34). El análisis de los datos mostró una clara uniformidad de los niveles de fondo entre los distintos sustratos. Sólo se encontraron diferencias significativas para el Zn, Cu, Cr, Cd, Fe y Mn en *S. undulata* y *F. pollyphyllus* y del Ni en *S. undulata* entre rocas básicas y el resto de las rocas.

A la vista de los resultados (Tabla 1) se pudieron establecer unos niveles de fondo generales en los ríos de Galicia, independientemente de los sustratos geológicos, para cada una de las especies estudiadas, excepto para *S. undulata* y *F. polyphyllus*, debido a que la diferencia entre los mismos no supone un cambio significativamente importante en el cálculo de los Factores de Contaminación.

Para no ser muy exigentes en las posteriores evaluaciones de los niveles de contaminación, los niveles de fondo se obtuvieron a partir del tercer cuartil del conjunto de las estaciones de muestreo libres de contaminación para los metales: Cu, Zn, Cd, Ni, Pb, Cr y Co y del primer cuartil para los metales: Fe y Mn. El valor del tercer cuartil en estos dos metales es excesivamente elevado debido probablemente a la formación de óxidos de Mn y Fe alrededor de los tallos de la planta (Weher et al., 1983), provocando la sobrestimación de los mismos.

Tabla 1. Valores de referencia (ppm) en los briófitos acuáticos para los ríos de Galicia.

Especie	Cu	Zn	Cd	Ni	Pb	Cr	Co	Fe	Mn
F. antipyretica	15	180	2	30	15	3	60	2500	2000
R. riparioides	17	230	2	25	18	4	65	4000	2500
B. rivulare	16	200	2	20	12	3	40	2500	3000
S. undulata (1)	16	200	2	34	16	4	65	4000	2500
(2)	23	550	10	125		6		6000	7000
	**	**	*	*		*		*	*
F. polyphyllus (1)	10	110	2	24	16	3	70	3000	1000
(2)	24	690	12					4500	3500
	***	*	***					*	***
Valor medio	15	184	2	27	15	3	60	3200	
2200									

(1): Pizarras, Esquistos y Granitos; (2): Rocas Básicas; Nivel de significación de las diferencias entre (1) y (2): *$p<0.05$, **$p<0.01$, ***$p<0.001$.

Si comparamos estos valores de referencia obtenidos con los estándar obtenidos por Mouvet et al. (1986) y Andre y Lascombe (1987) observamos que:

- Son similares para el Zn, Cr, Cd y Fe con tendencias a bajar o subir dependiendo de la fuente consultada y la especie estudiada.
- Para el Ni y Mn los valores de referencia estándar son ligeramente inferiores (más exigentes).
- Los valores de referencia estándar son superiores para el Cu y Pb (menos exigentes).

AGRADECIMIENTOS

Muchas gracias al Dr. F. Macias por su valiosa ayuda a la hora de separar las estaciones de muestreo en las distintas zonas geológicas.

BIBLIOGRAFIA

André, B. y C. Lascombe. 1987. Comparaison de deux traceurs de la pollution métallique des cours d'eau les sédiments et les bryophytes. Sciences de l'eau 6: 225-247.

Dietz, F. 1973. The enrichment of heavy metals in submerged plants. -En: Jenkins, S. M. (ed.), Advances in water Pollution Research. Proc. 6th Annu. Conf. Pergamon, Oxford, pp. 53-62.

Empain, A. 1988. A posteriori detection of heavy-metal pollution of aquatic habitats. -En: Glime, J. M. (ed.), Methods in bryology. Proc. Bryol. Meth. Workshop, Mainz: 213-220.

Harding, J. P. C., I. G. Burrows y B. A. Whitton. 1981. Heavy metals in the derwent reservoir catchment, Northern England. -En: Say, P. J. y B. A. Whitton (eds.), Heavy Metals in Northern England: Environmental and Biological Aspects, Durhan: 73-86.

Kelly, M. G. y B. A. Whitton. 1989. Interspecific differences in Zn, Cd and Pb accumulation by freshwater algae and bryophytes. Hydrobiologia 175: 1-11.

López, J. y A. Carballeira. 1990 A comparative study of pigment contents and response to stress in five species of aquatic bryophytes. Lindbergia 15: 188-194.

López, J., A. Carballeira, B. Barreiro y C. Real. 1990 Dependence of background heavy metals content of *Fontinalis antipyretica* Hedw. on geology in the rivers of Galicia (N.W. Spain). -En: Barcelo, J. Environmental contamination, 4th International Conference, Barcelona: 638-640.

Mouvet, C. 1984. Metaux lourds et mousses aquatiques. Speciation physico-chimique, bioaccumulation et toxicit. Ph. D. thesis, Univ. Liege, Belgium.

Mouvet, C., B. Andre y C. Lascombe. 1987. Aquatic mosses for the monitoring of heavy metals in running frshwaters comparison with sediments. International Conference Heavy Metals in the Environment 2: 424-429.

Mouvet, C., P. Cordebar y B. Gallissot. 1986. Evaluation de rejets de micropollants minéraux (métaux louds) et organiques (organochlorés) par dosages dans les mousses aquatiques. XIX Journées de l'Hydraulique Paris: III.5.1-III.5.8.

Say, P. J. y B. A. Whitton. 1983. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 1: *Fontinalis antipyretica* Hedw. Hydrobiologia 100: 245-260.

Smith, A. J. E. 1978. The moss flora of Britain and Ireland. -Cambridge University Press, Cambridge.

Thomas, W. 1979. Monitoring organic and inorganic trace substances by epiphytic mosses. A regional pattern of air pollution. Trace substances in enviromental Health. 13: 285-289.

Wehr, J. D. y B. A. Whitton. 1983. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 2:*Rhynchostegium riparioides*. Hydrobiologia 100: 261-284.

Wehr, J. D., A. Empain, C. Mouvet, P. J. Say y B. A. Whitton. 1983. Methods for processing aquatic mosses used as monitors of heavy metals. Water Res. 17: 985-992.

Wehr, J. D., P. J. Say y B. A. Whitton. 1981. Heavy metals in an industrial polluted river, the Team. -En: Say, P. J. y B. A. Whitton (eds.), Heavy metals in Nothern England: environmental and biological aspects, Durham: 99-107.

Whitton, B. A., N. L. Gale y B. A. Wixson. 1981. Chemistry and plant ecology of zinc-rich wastes dominated by blue-green algae. Hydrobiologia 83: 331-341.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:141-148

MODIFICACIONES DE LAS RELACIONES TRÓFICAS EN MARISMAS TRAS LA APLICACIÓN DE INSECTICIDAS.

X. Quintana[1], F. A. Comín [2].
[1] *Institut d'Ecologia Aquàtica, Universitat de Girona; Servei de Control de Mosquits de la Badia de Roses i del Baix Ter. C/ Hospital. 6. 17071 Girona.*
[2] *Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona. Av. Diagonal, 645. 08028 Barcelona.*

Palabras clave: relaciones tróficas, culícidos, Temephos, *Bacillus thuringiensis*.

ABSTRACT

Changes in the biological community are described after treatment with pesticides applied against *Aedes sp* in the salt marsh "Aiguamolls de l'Empordà". Two insecticides are used, an organophosphorate (Temephos) and a bacterial endotoxin (*Bacillus thuringiensis* H14). Effects on phytoplancton and the most common invertebrates are compared. Non target organisms response differently to each insecticide. It has been observed that changes caused by the direct insecticides action are obvious only immediatly after treatment, but the resultant specific composition depens specially on interspecific relations and biology of the involved species.

INTRODUCCIÓN

El uso de insecticidas para controlar las poblaciones de culícidos en las zonas húmedas se ha generalizado en los últimos años. La expansión turística que ha colonizado o se ha situado cerca de las zonas húmedas expone a poblaciones humanas muy densas a las picaduras de mosquitos. Para evitar esta molestias se utilizan diversos insecticidas que reducen las poblaciones de culícidos. Con el fin de obtener la máxima eficacia es importante utilizarlos en el espacio y tiempo precisos. El tratamiento ideal es el que está dirigido contra los culícidos durante su desarrollo larvario en sus puntos de cría, las aguas estancadas. Numerosos estudios han comprobado la relación entre las dosis de insecticidas aplicados en estas aguas y la disminución de las poblaciones de culícidos (WHO, 1979 y 1987; Purceli, 1981; Gharib & Hilsenhoff, 1988; Laird & Miles, 1983).

Por el hecho de realizar los tratamientos en ambientes naturales, toda la comunidad biológica se expone directa o indirectamente a sus efectos. Se han realizado numerosos estudios con el fin de averiguar el efecto de los diferentes insecticidas sobre las especies acompañantes de los culícidos (Mulla et al., 1979; Campbel & Denno, 1976; Forgash, 1976; Houston et al., 1989; Lebrun & Vlayen, 1981; Ali, 1981), pero son muy escasos los estudios sobre los efectos de estos productos sobre toda la comunidad biológica y las modificaciones que causan en las relaciones interespecíficas (Hurlbert , 1975).

La aplicación de estos insecticidas antilarvarios para el control de los culícidos en un parque natural, en este caso los "Aiguamolls de l'Empordà" (Girona), obliga a conocer cual es el efecto que producen sobre los demás organismos acuáticos, y que consecuencias ecológicas puede tener su utilización.

MATERIAL Y MÉTODOS

El ensayo consiste en trasladar sedimento rico en huevos de culícidos (*Aedes sp*) a un depósito artificial situado en el laboratorio al aire libre e inundarlo para provocar el desarrollo de las poblaciones biológicas. Posteriormente cada compartimento se puede tratar con diferentes dosis de insecticidas para poder comparar su efecto sobre la comunidad. El sedimento utilizado procedía de la marisma litoral del "Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà", de elevada salinidad edáfica por su proximidad al mar y con vegetación típicamente halófila, dominada por las salicornias especialmente *Arthrocnemum fruticosum* (Folch, 1981).

Para la realización de los ensayos se utilizó un depósito artificial construido de cemento y tabicado en compartimentos de igual área (95x85 cm), sin comunicación entre ellos. El fondo de cada compartimento se llenó con una capa de sedimento seco de10 cm de profundidad extraído de las zonas habituales de cría de larvas del género *Aedes* y se colocó en el interior de los compartimentos utilizando cajas abiertas de madera de 49x28 cm para facilitar la manipulación sin dañar el sedimento y manteniendo su orientación vertical. El sedimento se extrajo siempre del mismo nivel de vegetación, para conseguir la máxima homogeneidad entre compartimentos.

El nivel de vegetación escogido es el ocupado casi exclusivamente por *Artrochnemum fruticosum* (recubrimento del 80%), en el cual se encuentra la máxima densidad de huevos del género *Aedes* (Gabinaud, 1975).

Una vez colocado el sedimento se llenaron los compartimentos deslizando el agua suavemente sin provocar perturbaciones hasta conseguir el nivel deseado (unos 30 cm). El agua de inundación era una mezcla de agua dulce procedente de acequias de riego y agua de mar, cuya proporción se puede variar hasta conseguir la conductividad deseada.

A las pocas horas de la inundación (día 0; 09/07/90) aparecían las larvas de *Aedes* recién eclosionadas. El primer muestreo se tomó a los dos días de la inundación (con las larvas de *Aedes* en estadio 2) sin haber realizado ningún tipo de tratamiento. Los insecticidas se aplicaron a los tres días de la inundación (larvas de *Aedes* en estadio 3). Para cada producto y dosis de aplicación se escogieron dos compartimentos elegidos al azar. Los productos y dosis utilizados se resumen a continuación:

Compartimentos	Producto	Dosis
Testigo	-	-
B250	*B.thuringensis* H14	250 g i.a./ha
B1250	*B.thuringensis* H14	1250 g i.a./ha
A 75	Temephos	75 cc i.a./ha
A375	Temephos	375 cc i.a./ha

Los productos comerciales utilizados son Vectobac y Abate 500E (marcas registradas). *Bacillus thuringiensis* H14 (de Barjac, 1981) es una bacteria esporulada que durante la formación de la espora produce una endotoxina, cristal proteico tóxico para las larvas de culícidos. Temephos es un insecticida organofosforado, de fórmula empírica O,O,O',O'-tetrametil-O,O'-tiodi-p-fenileno bis (fosforotioato).

Se tomaron muestras antes del tratamiento (día 2 de la inundación), a las 24 horas del tratamiento (día 4) y posteriormente a las 48 horas (día 5) y a los 4,7 y 14 días del tratamiento (días 7, 10 y 17 respectivamente). Se recogieron muestras de agua libre del centro de cada depósito mediante una bomba aspirante, hundida unos 10 cm de la superficie. El volumen aspirado se filtró con red de 50 µm para el recuento de pequeños invertebrados. También se recogió una muestra directa para el recuento del fitoplancton y de los ciliados al microscopio invertido. Finalmente, para el examen de los macroinvertebrados, especialmente de los culícidos, se tomaron muestras de la superficie del agua en dos esquinas del depósito con un recipiente de 22x14x5 cm, separadas diagonalmente para evitar el efecto de la deriva de las larvas debido al viento.La medición de la temperatura y de la conductividad se realizó in situ con un conductímetro INSTRAN 10.

Los valores de biomasa se estimaron a partir de la longitud media de los individuos de cada especie. Para los rotíferos se calcula primero el volumen medio y se convierte este biovolumen (V) en peso seco (W) según la fórmula siguiente (McCauley, 1984):

$$W=0.1xV$$

Para los crustaceos y los insectos la conversión se realiza utilizando la siguiente fórmula de regresión (McCauley, 1984; Smock, 1980):

$$\ln(W)=a+bx\ln(L)$$

Donde ln(W) es el logaritmo neperiano del peso seco y ln(L) es el logaritmo neperiano de la longitud media de cada especie. Los valores de a y b varían según las especies. Se han utilizado las fórmulas calculadas por los autores citados para las especies más afines, tanto en la forma como en el rango de medidas, a las que aparecen en esta prueba. En algunos casos la fórmula de regresión se ha obtenido experimentalmente (Quintana, datos inéditos).

RESULTADOS

Como era de esperar los culícidos son el grupo que presenta mayor biomasa de todos los que aparecen en esta prueba (fig. 1). Los primeros días aparece una generación de *Aedes caspius* que emerge a los 8 o 10 días de la inundación. Tiene un crecimiento exponencial y la concentración máxima se da a los 7 días (42.75 mg/muestra en el testigo). La sustituyen sucesivas generaciones de *Culex pipiens* y, menos abundantes de *Culiseta longioaerolata*.

Inmediatamente después del tratamiento se observa una disminución muy acusada de las poblaciones de culícidos en todos los depósitos tratados, independientemente del insecticida y de la dosis utilizada, reducciones siempre superiores al 94% de la biomasa anterior al tratamiento. Ningún *Aedes caspius* llegó a ninfa en ninguno de los depósitos tratados y la presencia de culícidos los primeros días después del tratamiento quedó limitada a algunas larvas de *Culex pipiens* acabadas de eclosionar. La recuperación de los culícidos en los depósitos tratados es más lenta en los depósitos Temephos que en los *Bacillus thuringiensis* y también es más lenta para los dos productos cuanto mayor es la dosis.

La especie predominante de los efídridos es *Ephidra macellaria*. La concentración de los efídridos (fig. 1) es muy inferior a la de los culícidos, practicamente no aparecen en los depósitos Temephos y tampoco en los Testigo. Por el contrario, son más abundantes en los depósitos *Bacillus thuringiensis*, donde aumentan paulatinamente a lo largo de la prueba hasta llegar a los máximos los últimos días (1.46 mg/muestra a los 17 días en los depósitos de baja dosis).

La biomasa de quironómidos en los depósitos Temephos es más alta que en los otros depósitos (máximo de 1.80 mg/muestra a los 10 días, a dosis alta; a dosis baja, los máximos se dan el mismo día). Practicamente no aparecen en los depósitos *Bacillus thuringiensis* y son muy escasos en los Testigo. En ambos casos los máximos se dan más tarde , a los 17 días. Los individuos capturados pertenecían al género *Chironomus*.

Ceratopogónidos (máximos de 1.19 mg/muestra a los 17 días en Testigo) y efemerópteros máximo de 0.27 mg/muestra a los 10 días en *Bacillus thuringiensis* de alta dosis), aunque escasos, son más abundantes en los depósitos Testigo y *Bacillus thuringiensis* y no aparecen en los depósitos Temephos. Ocasionalmente, aparecen ejemplares de dolicopódidos, coleópteros o heterópteros, pero en muy baja concentración como para observar diferencias entre tratamientos.

Los copépodos (fig. 1) están representados casi exclusivamente por el ciclopoide *Acanthocyclops robustus*. También aparecen en menor concentración dos especies de harpacticoides (*Nitocra spinipes* y *Mesochra lilljeborgi*). La densidad de ciclopoides en los depósitos Testigo es muy baja (máximo de 1.1 µg/l a los 10 días de la inundación). En los depósitos Temephos, la densidad es todavía menor. Por el contrario, en los depósitos *Bacillus thuringiensis* aumentan considerablemente, especialmente en los de baja dosis (hasta 20.59 µg/l a los 17 días).

Los rotíferos (fig. 1) son los que presentan mayor número de especies en la prueba, la mayoría del género *Brachionus* (*B. plicatilis*, *B. calyciflorus*, *B. urceolaris*, *B. quadridentatus* y *B. angularis*, por orden de abundancia). También abunda *Synchaeta sp.* y son más escasos *Testudinella clypaeata*, *T. patina*, *Colurella sp.* y *Trichocerca sp.* La biomasa de rotíferos es muy superior en los depósitos Temephos, especialmente en los de alta dosis (338 µg/l y 6.8 µg/l a los 17 días en los depósitos de alta y baja dosis respectivamente). En los depósitos *Bacillus thuringiensis* las medias son ligeramente inferiores a los Testigo, pero las diferencias no son significativas. Los máximos en estos dos casos se dan a los 10 días de la inundación.

Los ciliados (fig. 1) son muy escasos en los depósitos Testigo. Por el contrario en los depósitos tratados, aumentan después del tratamiento, para disminuir posteriormente hasta valores semejantes a los encontrados en los Testigo. El aumento es mucho más acusado en *Bacillus thuringiensis* y los máximos se dan practicamente en todos los casos a los 7 días de la inundación (6.76×10^6 $\mu m^3/l$ a los 7 días en los depósitos *Bacillus thuringiensis* de baja dosis).

La concentración de fitoplancton (fig. 2) en los depósitos Testigo aumenta paulatinamente pero de forma muy lenta. En los depósitos tratados se observan aumentos más acusados inmediatamente después del tratamiento (máximos a los 7 días de la inundación, excepto en Temephos alta dosis, con máximo a los 10 días). Los aumentos son más evidentes en los depósitos Temephos (43.37×10^6 $\mu m^3/l$ a los 7 días en Temephos baja dosis). También se observan diferencias en la distribución de medidas: En los depósitos Temephos son especialmente abundantes las algas de tamaño comprendido entre 6 y 10 µm, en los depósitos *Bacillus thuringiensis* hay un mayor porcentaje de algas de tamaño superior a las 20 µm y en los Testigo son más numerosas las algas menores de 6 µm.

La conductividad osciló durante toda la prueba entre 6.15 y 10.32 mS/cm y la temperatura

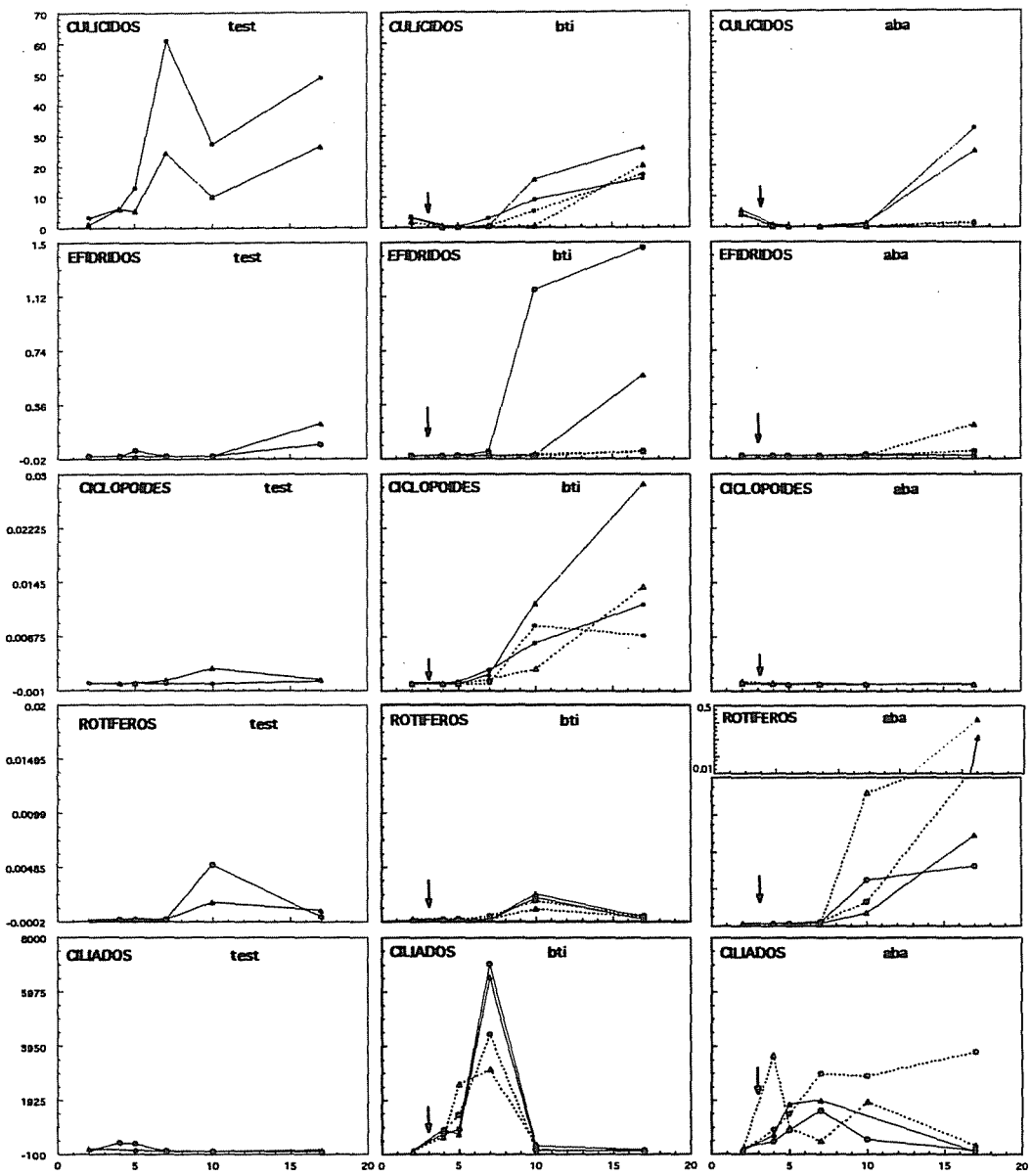


Figura 1: Variación a lo largo de la prueba de la biomasa de los grupos taxonómicos más representativos. Unidades en mg peso seco/muestra en culícidos y efídridos; mg peso seco /l en ciclopódidos y rotíferos; $\mu m^3 x 10^3$/l en ciliados. En abcisas, días después de la inundación.Test, bti y aba, depósitos Testigo, *Bacillus thuringiensis* y Temephos respectivamente. Línea contínua, depósitos de baja dosis; línea discontínua, depósitos de alta dosis. La flecha indica el día del tratamiento.

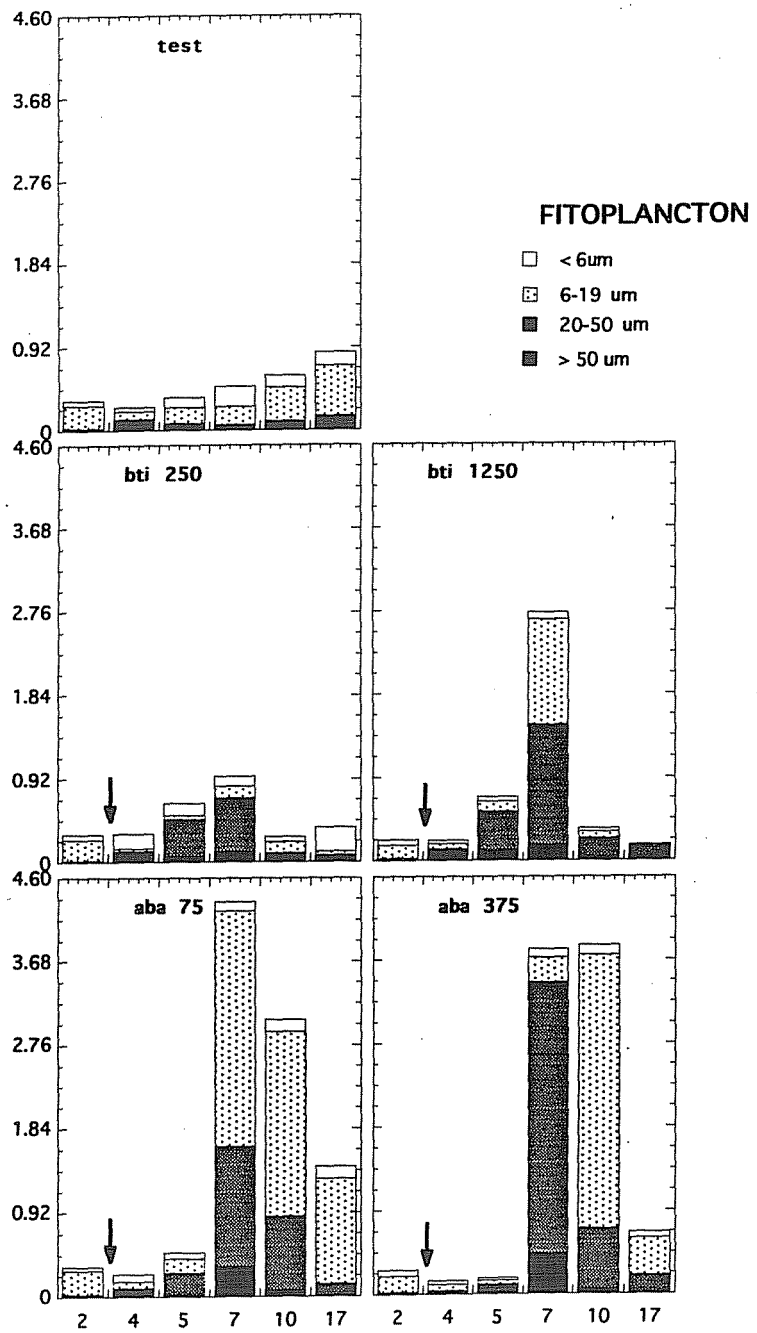


Figura 2: Variación a lo largo de la prueba de la concentración media de las diferentes clases de tamaño del fitoplancton en $\mu m^3 x 10^7/l$. Test, bti y aba, depósitos Testigo, *Bacillus thuringiensis* y Temephos respectivamente; el número indica la dosis de aplicación. La flecha indica el día del tratamiento. En abcisas, días después de la inundación.

entre 21.9 y 27.3 ºC, sin diferencias significativas entre los distintos tratamientos.

DISCUSIÓN

En las condiciones de la prueba, la densidad de la población de culícidos determina la de los otros organismos acuáticos, a los que pueden llegar a excluir, bien por competencia (otros insectos, crustáceos) bien por predación (ciliados, fitoplancton). Por el hecho de que el sedimento es especialmente rico en huevos de culícidos (Gabinaud, 1975) la exclusión de los otros organismos es practicamente total. Los demás organismos no empiezan a aparecer hasta que la generación única de *Aedes sp* pasa de larva a ninfa o, en los depósitos tratados, tras la muerte de la población larvaria debida a la aplicación de los insecticidas.

En este tipo de aguas, el control de la comunidad viene dado por los organismos de niveles tróficos superiores y es en este nivel donde se encuentra la mayor significación de las diferencias entre tratamientos, donde se encuentran las especies a controlar (culícidos) y la mayoría de las especies sensibles (otros dípteros). Se trata de aguas muy ricas en nutrientes y en materia orgánica, en las que la limitación al crecimiento de una población viene dada por la presión ejercida por los organismos de los niveles tróficos superiores sobre los de niveles inferiores (top down) o por la intensidad de las interacciones con otros competidores, más que por la falta de alimento (McQueen et al., 1986).

Se produce una sola generación de larvas de *Aedes* que tiene un crecimiento exponencial. La población de *Aedes* disminuye drasticamente en los Testigo después de la emergencia de la primera generación. Los resultados confirman la eficacia de los dos insecticidas, a las dosis aplicadas, para el control de los culícidos, hecho constatado en numerosos trabajos, resumidos en WHO (1979, 1987).

La disminución de culícidos en los depósitos tratados se va compensando a lo largo de los días que dura la prueba, coincidiendo con la degradación de los insecticidas y la aparición de nuevas generaciones de *Culex pipiens*, favorecidos por la falta de *Aedes sp* y por el incremento de la población de fitoplancton. Este hecho es más lento en los depósitos Temephos que en los *Bacillus thuringiensis* y se retrasa más cuanto más alta es la dosis de aplicación. La aparición de generaciones sucesivas de *Culex pipiens* durante el experimento está favorecida por los valores bajos de conductividad y el haber realizado la prueba en una zona urbana(Cousserans et Salieres, 1976) . Se observa también una clara competencia entre *Culex pipiens* y *Aedes caspius* de manera que la densidad de larvas de *Culex pipiens* es mayor en los depósitos tratados cuando ha desaparecido la actividad del insecticida, que en los Testigo si todavía hay larvas de *Aedes caspius*.

Los efídridos son los insectos más favorecidos por la utilización de *Bacillus thuringiensis*. Sus máximos de abundancia se encuentran en los depósitos *Bacillus thuringiensis*, en los que su concentración es muy superior a la de los depósitos Testigo. Se trata de organismos micrófagos, que con la desaparición de los culícidos pueden aprovechar el incremento de alimento. La falta de efídridos en los depósitos Temephos sugiere que este producto es tóxico para estos organismos.

La presencia de *Chironomus sp.* se debe, como en el caso de *Culex pipiens*, a la proximidad de zonas urbanas y a los niveles de conductividad del agua. Los quironómidos son sensibles a los dos insecticidas, pero a dosis superiores a las de los culícidos (Pont, 1989; Yasuno, 1982). Los quironómidos practicamente desaparecen de los depósitos tratados con *Bacillus thuringiensis* , debido a que son sensibles a este producto. Una vez se ha degradado el *Bacillus thuringiensis* , se encuentran con poblaciones más establecidas de otras especies no sensibles, especialmente efídridos, o con poblaciones recuperadas de los propios culícidos. En los depósitos Temephos su concentración es superior. Este incremento puede ser debido a una falta de competencia de los culícidos u otros insectos micrófagos, también sensibles al Temephos, pero con menor capacidad de recuperación a las dosis ensayadas (Yasuno et al., 1985). La toxicidad del Temephos contra los quironómidos se hace evidente en el retardo del día de máxima concentración en los depósitos Temephos respecto de los Testigo y en la menor abundancia en los depósitos de alta concentración, contrariamente a lo que cabría esperar si su variación se debiera unicamente a la falta de competencia.

No se conocen efectos letales del *Bacillus thuringiensis* contra los ciclopódidos (Miura et al., 1981), pero el Temephos sí les afecta (Yap et al., 1982; Frank & Sjorgen, 1978) y no se encuentran ciclopódidos en los depósitos tratados con este producto. Con la presencia de los culícidos en los depósitos Testigo el crecimiento de *Acanthocyclops robustus* se encuentra muy limitado, especialmente el de las larvas nauplius. Por el contrario, reaccionan al tratamiento con *Bacillus thuringiensis* con un aumento considerable de su concentración y llegan a ser los organismos más abundantes en número de individuos. La aparición posterior de *Culex pipiens* en estos depósitos tiene menos influencia sobre *A. robustus* que ya presenta un porcentaje superior

de individuos más desarrollados.

La toxicidad del Temephos contra los rotíferos a las dosis aplicadas es practicamente inexistente y esta resistencia les permite aprovechar el espacio que dejan vacío otras especies filtradoras después del tratamiento (Hurlbert et al., 1970). De esta manera, encontramos incrementos en ocasiones espectaculares del número de individuos. A pesar de ello, incluso después del tratamiento con Temephos sus poblaciones estan condicionadas a la presencia de invertebrados de mayor talla. En los depósitos *Bacillus thuringiensis*, la abundancia de ciclopódidos, para los cuales los rotíferos son posibles presas (Hurlbert et al., 1972), no permite el desarrollo de los rotíferos.

A medida que vamos bajando en el nivel trófico se hace cada vez más difícil identificar los efectos debidos a la aplicación de los insecticidas, ya que los organismos estan cada vez más influidos por los que ocupan niveles tróficos superiores (Hazanato & Yasuno, 1991). Se ha puesto de manifiesto la disminución de la actividad fotosintética de las algas después del tratamiento con Temephos (Mulla, 1979), pero la recuperación debida a la alta tasa de renovación del fitoplancton es muy superior a la posible reducción debida al efecto directo del insecticida.

Los resultados obtenidos en este ensayo para los dos insecticidas responden al siguiente patrón: un aumento de la concentración de fitoplancton inmediatamente después del tratamiento, gracias a su alta tasa de renovación, antes de que se recuperen los organismos filtradores sensibles o de que aparezcan otras especies no sensibles. La magnitud del aumento del fitoplancton dependerá de la susceptibilidad de los organismos filtradores frente al insecticida utilizado y de su capacidad de recuperación (Hurlbert, 1975). El incremento del fitoplancton suele ir seguido de un incremento del número de ciliados, que disminuyen paulatinamente a medida que aparecen invertebrados de más talla. El crecimiento diferencial observado de los diferentes grupos de tamaño del fitoplancton podría explicarse en función de su tasa de renovación y del tamaño de los filtradores más abundantes en cada compartimento (Yasuno, 1991): culícidos en los depósitos Testigo, ciliados y efídridos en los depósitos*Bacillus thuringiensis* , y quironómidos y rotíferos en los depósitos Temephos.

BIBLIOGRAFIA

Ali, A., 1981. *Bacillus thuringiensis* serovar. *israeliensis* (ABG-6108) against Chironomids and some nontarget aquatic invertebrates. J. Inver. Pat. 38: 264-272.

Barjac, H. de., 1981. Identification of H-serotypes of *Bacillus thuringiensis*. pp. 35-43. In: H. D. Burges (ed.) Microbial control of pests and plant diseases 1970-1980. Academic Press, London and New York, 948 pp.

Cambel, B. C. and Denno, R. F., 1976. The efect of temephos and chlorpyrifos on the aquatic insect community in a New Jersey salt marsh. Environ. Entomol., 5: 477-483.

Cousserans, J. and Salieres, A., 1976. Le moustique indicateur de la pression anthropique. Ent. Int. Dem. Lit. Med. Doc. nº 30. Montpellier.

Folch, R., 1981. La vegetació dels Països Catalans. Institució Catalana d'Història Natural.

Forgash, A. J., 1976. A summary of studies of the impact of temephos and chlorpyriphos on the salt marsh environment. Proc. Sixty-Third Ann. Meet. N. J. Mosq. Exterm. Assoc., 63: 94-98.

Frank, A. M. and Sjorgen, R.D., 1978. Effect of temephos and chlorpyriphos on crustacea. Mosquito News, 38: 138-139.

Gabinaud, A., 1975. Ecologie de deux Aedes halophiles du littoral mediterraéen français Aedes (Ochlerolatus) caspius (Pallas, 1771) et Aedes (Ochlerolatus) detritus (Haliday 1833). Thése doctorale.

Gharib, A. H. and Hilsenhoff, W. L., 1988. Efficacy of two formulations of *Bacillus thuringiensis* var. *israeliensis* (H-14) against *Aedes vexans* and safety to non-target macroinvertebrates. J. Am. Mosq. Con. Ass. 4: 252-255.

Hanazato, T. and Yasuno, M., 1991. Insights into competition in zooplankton comunities derived from studies using experimental ponds. Verh. Int. Ver. Limnol. 24: 1572-1580.

Houston, J., Dancer, B. N. and Learner, M. A., 1989. Control of sewage filter flies using *Bacillus thuringiensis* var. *israeliensis* . 1. Acute toxicity tests and pilot scale trial. Wat. Res. Vol.23, No 3, pp. 369-378.

Hurlbert, S. H., 1975. Secondary effects of pesticides on aquatic ecosystems. Residue Reviews 58: 81-148.

Hurlbert, S. H., Mulla, M. S. and Wilson, H. R., 1972. Effects of an organophosphorus insecticide on the phytoplancton, zooplancton and insect populations of fresh-water ponds. Ecological Monografs, Vol. 42, No 3: 269-299.

Hurlbert, S. H., Mulla, M. S., Keith, J. O., Westlake, W. E. and Düsch, M. E., 1970. Biological effects

and persistence of Dursban in freshwater ponds. J. Econ. Entom. Vol. 63, No. 1. p 43-52.
Laird, M. and Miles, J., 1983. Integrated mosquito control methodologies. Vol. 1, Experience and components from conventional chemical control. Academic Press.
Lebrun, P. and Vlayen, P., 1981. Etude de la bioactivité comparée et des effets secondaires de *Bacillus thuringiensis* H14. Zeits. für angew. Entom. 91: 15-25.
McCauley, E.,1984. The Estimation of Abundance and Biomass of Zooplancton Samples. En: A Manual on Methods for the Assessment of Secundary Productivity in Fresh Waters. 228-265. Blackwell Scientific Publications.
McQueen, D. J., Post, J. R. and Mills, E. L., 1986. trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1571-1581.
Miura, T., Takahashi, R. M. and Mulligan, F. S., 1981. Impact of the use of a candidate bacterial mosquito larvicides on some selected aquatic organisms. Pro. ann. Conf. Calif. Mosq. Cont. Ass. 49:45-48
Mulla, M. S., Majori, G. and Arata, A. A., 1979. Impact of biological and chemical mosquito control agents on nontarget biota in aquatic ecosystems. Residue Reviews 71: 121-173.
Pont, D., 1989. Impact previsible d'une operation de demoustication au bti sur la faune des milieux aquatiques de Haute-Camargue. (P.N.R.C.) Univ. Claude Bernard Lyon.
Purcell, B. H., 1981. Effects of *Bacillus thuringiensis* var *israeliensis* on *Aedes taeniorynchus* and some non-target organisms in the salt marsh. Mosquito News 41: 476-484.
Smock, L. A., 1980. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. Freshwater Biology, 10: 375-383.
WHO, 1979. Data sheet on the biological control agent *Bacillus thuringiensis* serotype H-14 (de Barjac 1978). WHO/VBC/79.750.
WHO, 1987. Data sheet on the impact of pesticides on non-target organisms. No. 1 Temephos. WHO/VBC/88.955.
Yap, H.H., Lau, B. L. and Leong, Y.P., 1982. Laboratory and field tests of temephos (Abate) on mosquito larvae and non-target organisms in rice fields in Malaysia. Southeast Asian J. trop. Med. pub. Hlth. 13: 646-653.
Yasuno, M., 1991. Significance of interactions among organisms in aquatic ecosystems in response to pesticide contamination. In Pesticides in the Future: Toxicological Studies of Risks and Benefits. North Carolina State Univ. North Carolina.
Yasuno, M., Hasegawa, J., Iwakuma, T., Imamura, N. and Sugaya, Y., 1982. Effects of temephos on chironomid and plankton populations in eel culture ponds. Jap. J. Sanit. Zool. No. 3: 207-212.
Yasuno, M., Sugaya, Y. and Iwakuma, T., 1985. Effects of insecticides on the benthic community in a model stream. Environmental Pollution (Series A) 38: 31-43.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:149-157

A SIMPLE METHOD FOR SAMPLING INTERSTITIAL WATER OF RIVER SEDIMENT FOR EVALUATION OF ACUTE AND CHRONIC TOXICITY WITH *DAPHNIA MAGNA*.

Maite Martinez, Arantxa Escobal and Pilar Rodriguez
Address: Dpto. Biología Animal y Genética, Facultad de Ciencias, Universidad del Pais Vasco. Apdo. 644. Bilbao 48080. Spain.

Key words: *Daphnia magna*, bioassays, toxicity in sediments.

ABSTRACT

A method for extraction of interstitial water from river sediment is proposed. The method simplifies the common procedures of sampling and processing for toxicity tests on natural river pore water. Acute and chronic toxicity tests from interstitial water of a polluted section of the Butrón river were conducted to evaluate the method. Toxicity of the sediment pore water is demonstrated by survival and reproduction data from chronic bioassays, in first and second generations.

INTRODUCTION

Assessment of river quality includes three subsequent levels of evaluation: measurement of concentration of toxic chemical elements, data on field biological communities and toxicological bioassays (Chapman, 1990). This last aspect is being incorporated to the already classical studies on freshwater communities (Reynoldson & Zarull, in 1989) in order to complete the information about the effects of pollutants on the ecosystem. Giesy *et al.* (1988a) state the limitations of traditional field surveys in pollution control programs concerning the answers to questions such as "what concentration" causes "what effects". In Spain, so far only the first two aspects have been developed, but the management of freshwater ecosystems requires the knowledge of toxicological information and it is a field which needs to be explored in the near future.

Bioassays on aquatic animals have been developed since the last century (Anderson, 1980). Nowadays, there are a number of tests based on different species that can be classified into a scale ranging from short-term / easy / inexpensive to long-term / complex / expensive. The first ones include very standardised bioassays, like Microtox or *Daphnia magna* acute-toxicity tests. But on many occasions, these bioassays are not useful for evaluating the toxicity of natural waters, although very affected by pollution, because of the effect of dilution or precipitation of many toxic chemicals into the sediment. Therefore, we have noticed a growth in popularity of long-term tests that measure sublethal or chronic effects induced by exposure to natural sediments. In the freshwater ecosystem, sediments play a potential role as a reservoir of toxic substances (Reynoldson *et al.*, 1991) therefore they may cause alterations to biota not only in the present but also over long time periods. Consequently, many research programs have concentrated on developing methods for measuring the toxicity of natural sediments (Nebeker *et al.*, 1984; Long & Chapman, 1985; Chapman *et al.*, 1985; Giesy *et al.*, 1988a; Giesy & Hoke, 1990; Hoke *et al.*, 1990; Reynoldson *et al.*, 1991; Sasson-Brickson & Burton, 1991; Schubauer-Berigan & Ankley, 1991). Depending on the pH and chemical nature of the water, toxicants may be found dissolved, forming complexes or precipitated. Therefore the assessment strategy might include measurements of indicator species exposed to interstitial (or pore) water as well as to the solid sediment. Methods and test-species are different in each case, and protocols are not as standardised and easy as we would like.

Bioassays with pore water allow us to use the most standard test-species, *Daphnia magna* Straus, a planktonic organism, which is very easy to cultivate in the laboratory, allowing reproducible experiments. Toxicity tests with pore water have been conducted by a number of authors (Schubauer-Berigan & Ankley, 1991; Giesy *et al.*, 1988a, 1988b, 1990; Giesy & Hoke, 1989).

We discuss a method for the extraction of interstitial water, that is simple and avoids the processing of a huge quantity of sediment, and very sophisticated or time consuming procedures, which are not possible in small laboratories.

MATERIAL AND METHODS

1. LOCALITY. Interstitial water from sediment was sampled from a polluted locality in the Butrón river, in Munguía (Bizkaia, Spain) (Fig. 1). Coordinates in projection U.T.M. (Hayford Ellipsoid): 30TWP 123014. The locality is not far from Bilbao and it has an industrial area that discharges effluents straight into the river from 13 metallurgy and 3 chemical factories.

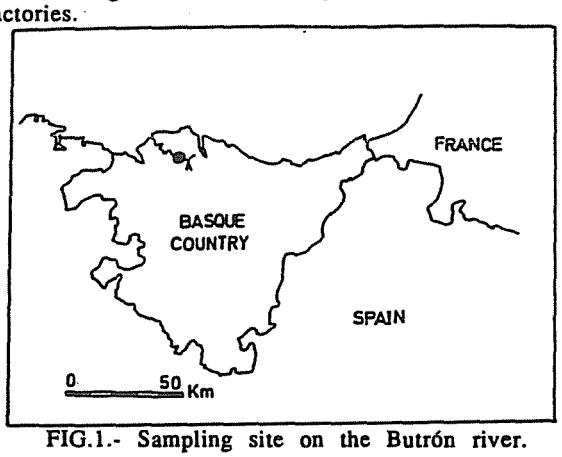


FIG.1.- Sampling site on the Butrón river.

2. CULTURE OF *DAPHNIA MAGNA*. This species has been widely recommended for bioassays because it is easy to culture in the laboratory (Ten Berge, 1978), has parthenogenetic reproduction, fast response (24 or 48 h in acute tests and 4 to 28 d in chronic tests) and the fact that it is considered a standard organism by many international guidelines for toxicity control of pollutants (BOE, 1989; ISO, 1982; OECD, 1983; Ward & Parrish, 1983; Horning & Weber, 1985; NPR, 1980; SCA, 1983).

The culture is maintained at a constant temperature (20 ±1°C), with a photoperiod of 16 h light and 8 h dark and fed on the green alga *Chlorella vulgaris*. Algae were supplied three times a week; 10 mL/L were added to each baker from a suspension of 10^8 cells/mL. The density of *Daphnia* in the culture is 40 *Daphnia* in 3 L (75 mL per individual).

Culture and dilution water were made up following ISO standard guidelines, adding 5mg/L of yeast (Peters, 1987) and 1 µg/L of Se. This concentration of Selenium is equivalent to that present in natural waters (Ingersoll *et al.*, 1990) and it is supplied in the form of SeO_3Na_2 (Elendt & Bias, 1990). Selenium has proved to be efficient in preventing culture failures occuring in monoaxenic cultures after a number of generations (Peters, 1987). Selenium also prevents the appearance of some abnormalities in the secondary antennae (Elendt & Bias, 1990), as we have also observed associated with a behaviour revealing increasing weakness. Once a week, half of the volume of water is renewed. The culture is periodically tested with Potassium Dicromate and the response has always been within the appropriate range (ISO, 1982).

Cultures are characterised as follows (mean±SD): time to the first brood: 9.57±1.30 d; number of broods in 21 d per female: 4.0±0.0; number of neonates per brood (in 21 d): 14,25±4,76; interbrood period: 3.44 d ±1.01d; average cumulative number of neonates in 3 broods per female: 44.4±9.69; total number of neonates per female in the life cycle:103.2±14.133. The fecundity per individual is adequate, following the validity criteria of a minimum of 20 neonates in the 3 first broods (OECD, 1983) or 70 neonates per *Daphnia*, as proposed the validity criteria of the EC ring-test (Cabidenc, 1986, in Baird *et al.* (1989).

3. SAMPLING PROCEDURE. Interstitial water was sampled in the river bank, at approximately 25 cm from the water line, using the Karaman procedure (Chapuis,1950). The method consists of a well of 20 -30 cm depth, where the pore water flows and it can be sampled easily with a bottle. In order to avoid biased information, 4 samples were collected from 4 wells along the bank, separated from each other by approximately 4 m. A total of 24 L were transported in ice to the laboratory and maintained at 4°C until they were processed (within 7 days) (Giesy *et al.*, 1988a). Water was filtered by a Millipore OM 100 vaccum pressure system (142 mm ø, cellulose nitrate membrane filter 0.45 µm).

A sample of the benthic invertebrate community was taken for a calculation of a biotic index in the studied area.

4. PHYSICAL AND CHEMICAL ANALYSIS OF THE WATER. Additional sampling were made in a different date to describe the characteristics of the studied water and also to study the differences between a traditional core sampling method and the Karaman well procedure, both contrasted with the superficial river water. Three separated samples from wells were made at 25 cm of the watershed; several cores were taken to get one sufficient sample of supernatant; and one sample was taken from superficial running water. Measures of Temperature and pH were made in the field; alkalinity and conductivity were measured in the laboratory; concentrations of five common metals (Zn, Fe, Ni, Cu, Cd) were measured in water fixed with nitric acid in the field at pH < 4, by flame atomic absorption spectrometry (Perkin Elmer, 2380) for zinc and iron, and AAS using graphite furnace HGA 500 technique for nickel, copper and cadmium.

5. BIOASSAYS. Acute toxicity was measured by the test of bioluminiscence inhibition of *Photobacterium phosphoreum* (EC_{50}-15 min.) with a Microtox Model 500 Toxicity Analyzer (Microbics) and by the test of immobilisation of *Daphnia magna* (EC_{50}-24h and 48 h) (ISO, 1982; BOE, 1989). The chronic bioassays with *Daphnia* were conducted until the third brood was concluded, with four replicates exposed to a series of dilutions in beakers of 400 mL with 10 individuals of *Daphnia* within each (OECD, 1983). The dilution series were calculated as proposed by Petrocelli (1985) [C_6: 1.00, C_5:0.750, C_4:0.562, C_3: 0.422, C_2: 0.316, C_1: 0.237, C_0(control): 0.00]. Giesy & Hoke (1990) recommend performing dilutions of the interstitial water to determine dose-response relationships. Water was weekly renewed and *Daphnia* were fed three times a week to maintain the same conditions as in the culture.

Daily observations on survival, reproduction, behaviour and health were made; neonates were removed and counted. Dead individuals were also removed and the volume of water and food were always adjusted so as to maintain density and nourishment per individual as constantly as possible.

Neonates from the first brood were used for a second generation test of the pore water, in such a way that those born in a particular concentration were again exposed to the same concentration in the second generation test. Both tests (first and second generations) were conducted until the third brood was complete (18 d for the first generation and 19 d for the second).

RESULTS

Table I shows the values of conductivity, alkalinity, pH, temperature, and the concentration of the some important metals in the pore water extracted by the Karaman method and by a core, and in the superficial river water of the studied section of the Butrón river. Temperature and pH readings are relatively homogeneous in the three compared waters. Alkalinity and conductivity are in general high but they are higher in those waters extracted by the Karaman procedure, being the waters sampled by a core intermediate between channel and well waters. Heavy metal content was likewise relatively homogeneous from sample to sample. Concentrations of Zn, Fe and Cu of superficial water are higher than the proposed guidelines for protection of freshwater aquatic life (Canadian Water Quality Guidelines, 1987).

Interstitial water used for the toxicity test had a high degree of turbidity. The sediment was made up of sand, clay and mud of blackish colour. Both gave off a penetrating, disagreeable odour.

The community of macroinvertebrates in the section of the river contained a large number of tubificid worms (*Limnodrilus* spp.) forming a continuous carpet on the bottom of the river, some specimens of *Physa acuta*, *Chironomus spp*, the introduced crayfish *Procambarus clarki* and empty shells of unionids, probably transported from upstream unpolluted sites. That configures a community of a very low biotic index [I.B. (Verneaux & Tuffery, 1967)=4]. This value allows us to interpret the site to be subject to an important pollution stress.

TABLE I.-The values of conductivity (µS/cm), alkalinity (mg.L^{-1}CO3Ca), pH, temperature (°C), and heavy metal concentrations in superficial and interstitial water of Butrón river

	µS/cm	mg.L^{-1}CO3Ca	pH	°C	Zn(µg)	Fe(mg)	Ni (µg)	Cu (µg)	Cd (µg)
Karaman (range)	546-948	522.6-757.8	6.8-6.9	16.5-17.5	100-200	12.5-17.0	20-40	<15-53	0.7-1.5
Karaman (mean)	709	609.73	6.83	17	160	13.86	30	-	1.2
Core	442	402.4	7.2	18	400	17.4	40	<15	1.3
Superficial water	362	186.05	7.5	17.5	100	16.0	10	19	1.0

Acute-Toxicity tests.

Acute tests with Microtox(15 minutes) and *Daphnia magna* (48 h) did not reveal apparent toxicity, therefore chronic tests were conducted further to evaluate the toxicity of the sediment. An alternative method could have been to concentrate the contaminants until they were in the range that produced acute responses (Guzzella, 1991).

Long-term toxicity tests with *Daphnia magna*.

Survival. In the first generation, the concentration C_6, equivalent to the natural pore-water, caused mortality to 47.5 % of the individuals within 18 d (Fig.2). ANOVA of the transformed data (arcsine √ [% accumulated survival]) shows that different concentrations of the pore water cause harmful effects in populations of *Daphnia* ($F=17.26$, $p<0.05$). Scheffe's F test showed significant differences for the control C_0 and the highest concentration C_6 ($F= 3.82$, $p<0.05$). Dunnet's t test did not show significant differences between different concentrations and the control.

In the second generation, there was a marked falling off in survival (Fig. 3). But the response was much more irregular than in the first generation. ANOVA of the transformed data showed that the pore water caused a significant decrease in survival of *Daphnia magna* ($F= 6.01$, $p<0.001$). Scheffe's F test showed significant differences in survival of control and both C_3 ($F= 4.25$, $p<0.05$) and C_6 ($F= 3.82$, $p<0.05$). Dunnet's t test did not show significant differences between different concentrations and the control.

Reproduction. In the first generation, the number of neonates per *Daphnia* in the first brood were markedly higher in batches with interstitial water than in the control. In contrast, the second and third broods were both sharply lower in number than the first (Fig. 4). Kruskal-Wallis non parametric test for the total number of neonates per *Daphnia* showed significant differences in the total number of neonates for the six concentrations and the control (H-adj.> $X^2_{0.05[6]} = 12.592$). However, the number of neonates in the control were lower than expected (a mean of 17.8 neonates/*Daphnia* /3 generations).

Data of reproduction in the second generation showed interference with the production of ephippia, related to accidental damage of lamps causing diminution of light intensity during one weekend. As a result of this accident, sexual reproduction was induced. Control population produced a high number of ephippia compared to populations exposed to pore water which presented a lower production, reaching complete inhibition in the higher concentration C_6 (Fig. 5).

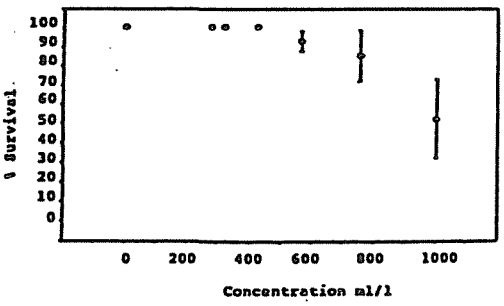


FIG.2

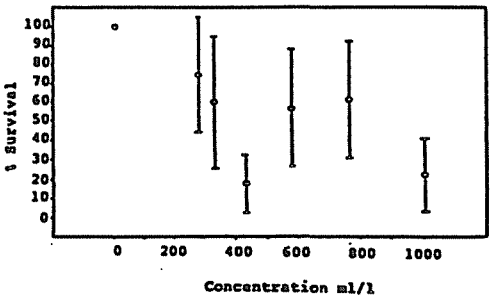


FIG.3

FIG. 2.- The survival of the first generation of *Daphnia magna* exposed to a series of dilutions of interstitial water of the Butrón river. Means and SD shown.

FIG. 3.- The survival of the second generation of *Daphnia magna* exposed to a series of dilutions of interstitial water of the Butrón river. Means and SD shown.

DISCUSSION

The method of Karaman for sampling interstitial water from river sediment is simple and rapid and it has no important requirements in terms of staff or laboratory infrastructure for storing and processing samples. This method was originally described by Chapuis (1950) for sampling freshwater interstitial fauna associated to river system. This technique avoids sampling huge quantities of sediment (e.g, 100 kg/ sample; see Giesy *et al.*, 1990) and centrifugation for extraction of pore water. The construction of wells for extracting of water has been used in different kind of research works to study both hyporheic and phreatic waters (Pennak & Ward, 1986; Standford & Ward, 1988). Mestrov & Lattinger-Penko (1977/78) (in Hynes, 1983) found little evidence of lateral spread of the pollution effects outwards from the banks. However, the spatial extent and strength of hyporheic-channel waters interactions undoubtedly vary from river to river, much depending on the nature of sediment, and it is not possible to give an universal model that allows us to know until which extent hyporheic waters in the river bank are the same as those below the river bed. But we can assume that there is a situation that allows for lateral exchange with the water of the stream as some works describe stream-dwelling fauna as far as 2 km. from a river (Stanford & Ward, 1988).

Clearly, it is necessary more study on the nature of water extracted by this method in the stream bank, but it probably gives a good picture of the situation of the sediment pore-water of the river. The existence of local high or low concentrations of some chemical compounds is solved by sampling several wells along the bank of the selected site. Physical and chemical differences between interstitial water extracted by a core and by Karaman method do not seem to be important. However, a conclusive answer could be given comparing tests performed with pore waters extracted by different methods. Giesy & Hoke (1990) briefly discuss some pore water extraction techniques. Nebeker *et al.* (1984) do not filter because it is said to be a less efficient method than centrifugation, removing undissolved components from water, although no numerical data are provided to justify this assertion. Likewise, Schubauer-Berigan & Ankley (1991) (and P. Chapman, personal communication) consider the filtration of waters to be unsatisfactory because of the loss of toxicity. However, in some protocols water is filtered after centrifugation (Giesy *et al.* 1990).

The lack of a lethal response in the acute tests with Microtox (15 minutes) and *Daphnia* (48 h) is not surprising, since Giesy *et al.* (1988a) have shown that most of the sediments analyzed in the Detroit river could not be classified as hazardous by these same assays.

Chronic toxicity test data must be analyzed with caution due to the number of neonates that appeared in the control, slightly lower than the recommendations of OCDE (1983). However, survival results and the number of neonates are still of interest. Sediment interstitial water causes lethal effects in the population of *Daphnia* in long-term tests and its effect is more marked in the second generation. On the other hand, the addition of interstitial water causes in the first generation an increment in the number of neonates. This effect has been described by Hoke *et al.* (1990) working with elutriates of sediments from Lake Erie (North America). The production of ephippia in the second generation, however, demonstrates that although asexual reproduction could be enhanced by the presence of pollutants, sexual reproduction is sharply reduced and even completely inhibited.

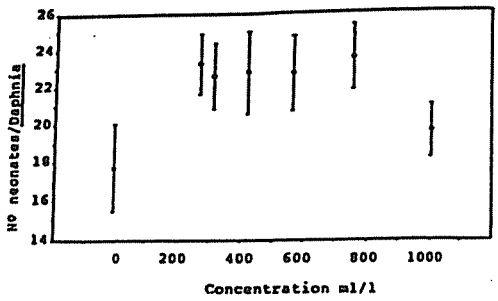


Fig.4

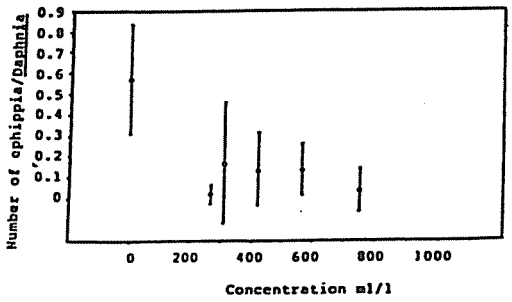


Fig.5

Fig.4- Parthenogenetic production of neonates in the first generation of *Daphnia magna* exposed to a series of dilutions of interstitial water of the Butrón river. Means and SD are shown.

Fig. 5.- Production of ephippia in the second generation of *Daphnia magna* exposed to a series of dilutions of interstitial water of the Butrón river. Means and SD are shown.

CONCLUSIONS

1. Extraction of interstitial water by the Karàman method is simple and inexpensive, but it must still be tested with the centrifugation method to measure its effectiveness and adequacy for bioassays.
2. Contaminants in the sediment interstitial water of Butrón river (Munguía) affect survival of populations of *Daphnia magna* in long-term toxicity tests.
3. Parthenogenetic reproduction is favoured in the first generation by the presence of contaminants in the interstitial water.
4. Production of ephippia is diminished by the presence of contaminants, reaching its complete inhibition.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank Peter Chapman who kindly provided many helpful comments on the manuscript. We are greatly indebt to the laboratory of Chemical Engineering, Applied Chemistry and Ecology of the Basque Country University for providing physico-chemical data of interstitial water.

REFERENCES

Anderson,B.G.1980.Aquatic invertebrates in tolerance investigations from Aristotle to Naumann.In:A.L.Buikema and J.Cairns Jr.(Editors): Aquatic Invertebrate Bioassays. ASTM Publication, Philadelphia. pp.3-35.

Baird, D.J., Barber, I., Bradley, M., Calow, P.and A. Soares. 1989. The *Daphnia* bioassay: a critique. Hydrobiologia 188/189,403-406.

B. O. E. 1989. Orden 26488 del 13 de octubre de 1989 , básica de residuos tóxicos y peligrosos, sobre caracterización de los residuos industriales. B.O.E., nº 270.Viernes 10 de noviembre de 1989.

Canadian Council of Resource and Environment Ministers,1987.Canadian Water Quality Guidelines for Protecting Freshwater aquatic life.

Cardwell, R. Purdy and R.C.Bahner (Editors). American Society for Testing and Materials, Philadelphia,1985, pp 344-363.

Chapman,P.M.1990. The sediment quality triad approach to determining pollution-induce degradation. The Science of the Total Environment, 97/98: 815-825.

Chapman,P.M.,Dexter,R.N.,Kocan,R.M. and E. R. Long. 1985.An overview of biological effects testing in Puget Sound, Washington: methods, results, and implications. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Seventh Symposium. ASTM STP 854, R. d

Chapuis, P.A. 1950. La récolte de la faune souterraine. Notes Biospéologiques, 5,7-35.

Elendt,B. P. and W. P. Bias, 1990. Trace nutrient deficiency in *Daphnia magna* cultured in standard medium for toxicity testing-effects of the optimisation of culture conditions on life history parameters of *Daphnia magna* .Water Research, 24 (9), 1157-1167.

Giesy J. P. and R. A. Hoke. 1989. Freshwater sediment toxicity bioassessment: rationale for species selection and test design . Journal of Great Lakes Research, 15(4), 539-569.

Giesy J. P. and R. A. Hoke. 1990.Freshwater sediment quality criteria: toxicity bioassessment. In: Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants. R. Baudo, J. P. Giesy and h Muntaud (Eds).Lewis Publishers, Inc.Ann Arbor. pp 265-347.

Giesy,J. P., C.J. Rosiu, R. L. Graney and M. G. Henry. 1990. Benthic invertebrate bioassays with toxic sediment and pore water. Environmental Toxicology and Chemistry, 9, 233-248.

Giesy J. P., R. L. Graney, J. L. Newsted, C. J. Rosiu , A. Benda , R. G. Giesy J.P., C.J. Rosiu , R.L. Graney ,J.L Newsted, A. Benda , R.G. Kreis and F.J. Horvath, 1988b. Toxicity of Detroit river sediments interstitial water to the bacterium *Photobacterium phosphoreum* . Journal of Great Lakes Research 14 (4), 502-513.

Guzzella, L. 1991. Evaluation of toxic effects of river water extracts on the photobacteria *Vibrio fischeri* .6Th- International Symposium on Environmental Pollution and its Impacts on life in the Mediterranean Region. Como, Italy. (MESAEP).

Hoke R. A., J. P. Giesy , G. T. Ankley , J. L.Newsted and J. R. Adams. 1990. Toxicity of sediments from western lake Erie and the Maumee river at Toledo, Ohio, 1987: implications for current dredged material disposal practices. Journal of Great Lakes Research, 16 (3), 457-470.

Horning W. B. and C. I. Weber. 1985. Short term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms. U.S. EPA, Cincinnati, Ohio.EPA/600/4-85/014, pp 58-75.

Hynes, H.B.N. 1983. Groundwater and stream ecology. Hydrobiologia 100, 93-99.

Ingersoll C.G., F.J. Dwyner and T.W. May. 1990. Toxicity of inorganic and organic selenium to *Daphnia magna* (Cladocera) and *Chironomus riparius* (Diptera). Environmental Toxicology and Chemistry, 9 (9), 1171-1181.

ISO. International Organisation for Standardisation. 1982. Norma Internacional ISO, 6341. Calidad del agua -Determinación de la inhibición de la movilidad de *Daphnia magna* Straus (Cladocera-Crustacea). (First Edition). OCOO. CDU 617.777 576.097.2.

Kreis, Jr. and F. J. Horvath 1988a. Comparison of three sediment bioassay methods using Detroit river sediments. Environmental Toxicology and Chemistry, 7, 483-498.

Long E. R. and P. M. Chapman. 1985. A sediment quality triad: Measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. Marine Pollution Bulletin, 16, 405-415.

Nebeker A. V., M. A. Cairns, J. H Gakstatter, K. W. Malueg, G .S. Schuytema and F. Krawczyk. 1984. Biological methods for determining toxicity of contaminated freshwater sediments to invertebrates. Environmental Toxicology and Chemistry, 3, pp 617-630.

NPR. 1980. Water - Necessaries, method and medium for the culture of *Daphnia magna* and the cultivation of the algae required as food. Dutch Standard Organisation, Rijswijk, The Netherlands.

OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development). 1983. OECD Guidelines for testing of chemicals. Section 2: Effects on biotic systems. Paris.

Pennak, R.W. and J.W.V. Ward. 1986.Interstitial faunal communities of the hyporheic and adjacent groundwater biotopes of a Colorado mountain stream. Arch. Hydrobiol.74, (3) 356-396.

Peters R. M. 1987. Daphnia culture. Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia.,45, 483- 495

Petrocelli S. R. 1985. Chronic toxicity tests. In: Fundamentals of aquatic toxicology. Methods and applications. Rand G. M. and S. R. Petrocelli (Editors). Hemisphere Publish Co. pp.96-109.

Reynoldson, T. B. and M. A. Zarull. 1989. The biological assessment of contaminated sediments - The Detroit River example. Hydrobiologia,188/189, 463-476.

Reynoldson T.B., S.P. Thompson and J.L. Bamsey.1991. A sediment bioassay using the tubificid oligochaete worm *Tubifex tubifex*. Environmental Toxicology and Chemistry, 10, 1061-1072.

SCA. (The Standing Committee of Analysts). 1983. Acute toxicity testing with aquatic organisms. Methods for the examination of waters and associated materials. Her Majesty's Stationery office, London.

Sasson-Brickson G. and G. A. Burton. 1991. *In situ* and laboratory sediment toxicity testing with *Ceriodaphnia dubia* . Environmental Toxicology and Chemistry, 10 (2), 201-207.

Schubayer-Berigan M. K. and G. T. Ankley. 1991. The contribution of ammonia, metals and nonpolar organic compounds to the toxicity of sediment interstitial water from an Illinois river tributary. Environmental Toxicology and Chemistry, 10 (7),925-939.

Standford, J.A. and J.V. Ward. 1988. The hyporheic habitat of river ecosystems. Nature, 335,(6185), 64-66.

Ten Berge , W.F. 1978. Breeding *Daphnia magna* . Hydrobiologia, 59, 121-123.

Verneaux J. and G. Tuffery . 1967. Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Annales Scientifiques de l'Université de Besançon, 3, 79-90.

Ward, G. S. and P. R. Parrish 1983. Manual de métodos de investigación del medio ambiente acuático. Parte 6: ensayos de toxicidad. FAO. Documentos Técnicos de Pesca.nº 185. 25 pp.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:159-165

CARACTERIZACION DE METALES PESADOS EN AGUAS RESIDUALES URBANAS Y SU ELIMINACION EN UN PROCESO DE FANGOS ACTIVADOS

J. M. González, G. Ansola y E. Bécares
Area de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de León. 24071 León.

Palabras Clave: Agua residual, fangos activados, metales pesados

ABSTRACT

Concentration of Co, Cu, Cr(VI), Mn, Pb and Zn in the influent and effluent of a waste water treatment activated sludge pilot plant of the urban sewage in the León city (Spain) were measured by atomic absortion spectrophotometry.

The removal efficiency was calculated, these calculation indicate that the best removal occurs for Pb followed by Cr(VI), Cu, Mn, Zn and Co.

A comparative study of these results with other authors, countries and treatments show that the removal efficiency acounts in a similar order.

INTRODUCCION

La importancia dada al estudio de la dinámica de los metales pesados en el medio ambiente, estriba en que no son suceptibles de descomposición ni eliminación activa por los seres vivos, (Pujin et al, 1990), distribuyéndose por el ecosistema en base a la cadena trófica que se establece en cada ambiente, realizándose una acumulación progresiva a medida que se asciende en la cadena alimentaria.

Aunque muchos metales pesados son esenciales para el metabolismo, los rangos entre los niveles beneficiosos y tóxicos, son normalmente pequeños, (O.M.S.,1973). Por esta razón los esfuerzos deben encaminarse a evitar la liberación en el medio ambiente de metales pesados cuyo origen es, mayoritariamente, consecuencia de la actividad humana, vehiculizándose a través del medio acuático y teniendo como primer destino, en el mejor de los casos, las plantas depuradoras de nuestras ciudades.

Los metales presentes en las aguas residuales tienen principalmente dos orígenes, doméstico e industrial. Tal como señalan Moriyama et al. (1989), si exceptuamos la concentración presente en el agua de abastecimiento, las principales fuentes domésticas de metales son los alimentos, detergentes, y otros productos de limpieza, cosméticos y medicinas, polvo, etc., en consecuencia, son las heces y las aguas de lavado y aseo las que aportan la carga contaminante a los colectores.

Si consideramos aguas de albañal que tengan un origen mixto, doméstico e industrial, Yapijakis y Papamicael (1987) observaron que algunos metales como el cobre o zinc parecen tener un origen fundamentalmente urbano y otros como el cromo, niquel, plomo, cadmio o mercurio son esencialmente de procedencia industrial, sin embargo las aguas de escorrentía superficial y de abastecimiento junto con las propias conducciones, aportan por si solas mayores concentraciomes en algunos de los metales antes mencionados (ej.: Zn, Cu, Pb), que los componentes doméstico e industrial por separado.

Aunque los metales pesados no afectan al funcionamiento de las plantas depuradoras que tratan aguas urbanas y sólo ciertos vertidos industriales pueden

realmente llegar a inhibir el proceso, dichos metales se concentran en los fangos según diversos mecanismos físico-químicos y biológicos (Baron et al, 1990; Cheng et al, 1985; Brown y Lester, 1979), dando lugar al problema añadido de la correcta disposición de dichos fangos en base a la concentración de metales acumulados.

Los rendimientos en la eliminación de metales en una planta depuradora van a depender del diseño del proceso, de los parámetros de operación y del correcto funcionamiento del decantador secundario.

En este trabajo se han analizado durante tres meses, las concentraciones de algunos metales pesados en un colector que recoge aguas residuales procedentes de vertidos exclusivamente urbanos de la ciudad de León; así mismo se han evaluado los rendimientos de eliminación de dichos metales por una planta piloto de fangos activados, trabajando en condiciones estandar de media carga másica.

MATERIAL Y METODOS

El estudio se realizó en una planta piloto de fangos activados de 4,5 litros de reactor, con tiempo de retención hidraúlico de 5 horas, edad del fango de 10 días, valores medios de sólidos totales del licor mezcla (SSTLM) de 2000 ppm., carga media (DQO) de 500 ppm y sin adición de reactivos (Figura 1).

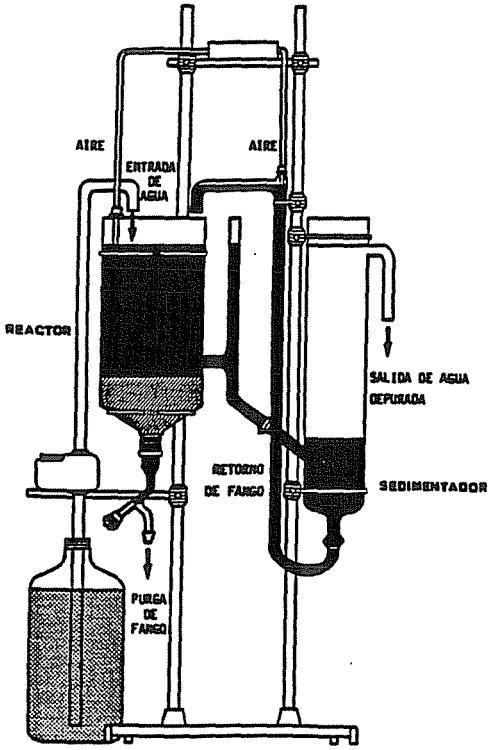


FIGURA 1: Esquema de la planta piloto de fangos activados

Las muestras fueron recogidas entre las 12 y las 14 horas para coincidir con las puntas de carga en un colector de agua residual exclusivamente urbana de la ciudad de León; con un caudal medio de 800 l/s. Los efluentes se tomaron al cabo de 5 horas (tiempo de retención hidraúlico de la planta).

Se recogieron 41 muestras de influente y efluente respectivamente durante un periodo de 3 meses (mayo, junio y julio). Estas muestras de 1 litro se guardaron en envases de polietileno y para evitar la adsorción de los metales sobre el envase, se adicionó ácido nítrico concentrado hasta conseguir un pH<1 (10 ml de ácido nítrico). Posteriormente fueron almacenadas a 4°C hasta el momento de su análisis. (Ibañez et al, 1987).

El procedimiento analítico seguido ha sido el de extracción recomendado por APHA (1985) empleando el pirrolidíntiocarbamato amónico (APDC) como agente extractante y la metilisobutilcetona (MIBK) como fase orgánica.

Las muestras fueron filtradas a través de una membrana de 0.45 μm de diámetro de poro ajustando el filtrado a un volumen, siguiendo a Casas (1990), de 200 ml. Posteriormente, las muestras se llevaron, según lo recomendado por APHA (1985), a pH=3 para extraer los quelatos formados con los metales pesados.

La extracción se efectua con 2 ml de APDC al 4% y 20 ml de MIBK, agitando en un embudo de decantación. Separadas las fases y recogida la fase orgánica se efectuó la lectura de absorbancia (Casas et al, 1990).

Se empleó para la determinación analítica un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer Mod. 2280 y lámparas de cátodo hueco de los metales estudiados.

Las rectas de calibrado se realizaron a partir de soluciones madre de 1000 ppm de los metales a analizar de la casa MERCK. A partir de estas, se obtienen para cada elemento diluciones de concentraciones comprendidas entre 5 y 50 μg/l para el plomo; 2 y 30 μg/l para el cobre; 10 y 300 μg/l para el cinc; 1 y 200 μg/l para el cromo, cobalto y manganeso, (Casas et al, 1990 y Rodier, 1981).

Para el tratamiento matemático de los resultados se utilizó un análisis multivariante que incluye un análisis de correlación de los influentes, efluentes y rendimientos contrastados con los sólidos totales del licor mezcla (SSTLM, medidos por filtración-gravimetría), los sólidos totales del efluente (SST, medidos por fitración-gravimetría) y la carga representada por la demanda qímica de oxigeno del influente (DQO, medida por el método del dicromato) analizados estos parámetros según metodología APHA (1985), aplicándose transformaciones de tipo Ln(x) a los valores de concentración de los influentes y efluentes y de tipo "arcsen" o angular a los porcentajes de eliminación (Sokal, 1979).

RESULTADOS Y DISCUSION

Las concentraciones medias de los elementos estudiados en las muestras recogidas en el colector, se detallan seguidamente, indicando entre paréntesis los valores mínimo y máximo del rango en el que se encuentran: cobalto 9.74 μg/l (5.35 -.13.01 μg/l), cobre 32.28 μg/l (14.31 - 76.94 μg/l), cromo hexavalente 57.32 μg/l (25.0 - 175.0 μg/l), manganeso 295.63 μg/l (104.33 - 578.33 μg/l), plomo 19.16 μg/l (0.05 - 109.54 μg/l) y zinc 182.43 μg/l (85.05 - 228.02 μg/l), (tabla I). Semejantes estos resultados, en cuanto al cobalto y el manganeso, a los dados por Sung et al. (1986), si bien es

realmente difícil contrastar estos resultados dada la distinta procedencia de las aguas residuales así como su caudal, (tabla II).

Una vez tratado el influente en la planta piloto, las concentraciones medias en el efluente de los elementos estudiados fueron: 7.47 μg/l (4.07 - 10.46 μg/l) para el Co, 12.3 μg/l (14.31 - 76.94 μg/l) para el Cu, 20.12 μg/l (0.0 - 75.0 μg/l) para el Cr (VI), 161.26 μg/l (8.33 - 388.33 μg/l) para el Mn, 4.37 μg/l (0.0 - 26.48 μg/l) para el Pb y 120.52 μg/l (16.99 a 222.62 μg/l) para el Zn, (tabla I). Estos valores son semejantes a los dados por Urbano et al. (1988) para el País Vasco excepto para el plomo, debido, posiblemente, a la procedencia mixta de dicho efluente. Respecto al cobalto, manganeso y zinc, son similares a los ofrecidos por Sung et al. (1986) y de igual forma en lo concerniente al cromo y zinc según Yapijakis y Papamichael (1987). Sin embargo, difieren de los resultados dados por Martinez et al. (1984) para la ciudad de Bilbao, (tabla II). En todo caso, los valores de concentración de los metales pesados en el efluente no superan los valores críticos fijados por las legislaciones actuales

TABLA I: Valores medios de concentración (μg/l) de metales pesados en agua residual urbana y sus rendimientos de eliminación (%) en una planta piloto de fangos activados.

Elemento	Influente.	Efluente.	Rendimiento.
COBALTO	7.469	7.469	22.45
COBRE	12.298	12.298	58.41
CROMO (VI)	20.122	20.122	62.92
MANGANESO	161.257	161.257	43.29
PLOMO	4.370	4.370	71.73
ZINC	120.520	120.520	33.75

Los porcentajes de eliminación ofrecieron un rendimiento medio del 22.45 % (0.0 - 65.3 %) para el Co, del 58.41 % (10.83 - 86.65 %) para el Cu, del 62.92 % (0.0 - 100 %) para el Cr(VI), del 43.29 % (0.0 - 98.28 %) para el Mn, del 71.73 % (0.0 - 100 %) para el Pb y del 33.75 % (0.2 - 92.37%) para el Zn, (tabla I). Comparativamente los resultados dados, son muy semejantes a los ofrecidos por otros autores con la excepción del zinc, (Tabla II). Es de observar que aunque los rendimientos medios de eliminación son satisfactorios, no ocurre así con estos valores de forma puntual, encontrando porcentajes de eliminación del 0 al 100% según elementos y muestras. Ello puede deberse a una distinta utilización de los metales por el fango y su sedimentación y a una fluctuación en la concentración de dichos elementos durante el tiempo de retención hidraúlico de la planta pudiendo no corresponderse el efluente recogido con el influente de la misma muestra (Sung et al, 1986), así como a posibles interferencias entre los metales (Rodier, 1978).

En el estudio matemático de los resultados, se trata de correlacionar la DQO del agua residual (valor medio: 561.83 mg/l) con las concentraciones de los metales pesados del influente, con objeto de observar si la concentración de los metales está en relación dependiente con la carga contaminante del agua residual. Debido a los escasos márgenes de variación de la DQO del colector, no se observaron correlaciones significativas entre ésta y los metales estudiados.

Por otra parte, se estudió la correlación de los sólidos totales del licor mezcla (SSTLM) (valor medio: 1826.34 mg/l) con los porcentajes de eliminación de los metales pesados, ofrecidos por el tratamiento de depuración, buscando la posible relación con la capacidad de adsorción de los metales por el fango y su consiguiente disminución en el efluente de la planta. Esta correlación lineal no resultó significativa, lo que hace pensar que la escasa variabilidad de los SSTLM no ofrezca una relación dependiente entre ambas variables.

Con la finalidad de comprobar si la concentración de metales presentes en el efluente se encontraban relacionados con los sólidos en suspensión que salen del decantador (valor meio: 13.39 mg/l), se realizó una correlación entre ambas variables, encontrándose sólamente una relación significativa para el zinc ($p \leqslant 0.05$).

TABLA II: Valores medios comparados sugún diferentes autores, localidades y tratamientos. (I: Influente en μg/l E: Efluente.en μg/l R: Rendimiento en %).

		Co	Cu	Cr	Mn	Pb	Zn
1	I	-	200	160	180	32600	1590
	E	-	40	40	110	14700	220
	R	-	79	74.2	40.3	54.9	86.2
2	I	-	-	-	-	0.2-3.0	-
	E	-	-	-	-	-	-
	R	-	-	-	-	-	-
3	I	5	390	510	380	200	670
	E	4	90	120	160	40	180
	R	20	76.92	76.47	57.89	80	73.13
4	I	-	3200	5000	-	3400	2700
	E	-	-	-	-	-	-
	R	-	94.75	99.24	-	50	83
5	I	-	3100	26600	-	50000	8000
	E	-	-	-	-	-	-
	R	-	-	-	-	-	-
6	I	-	-	-	-	-	-
	E	-	168	38	-	162	122
	R	-	-	-	-	-	-
7	I	-	-	-	-	-	-
	E	-	-	-	-	-	-
	R	-	60	58	-	50	83
8	I	-	-	-	-	-	-
	E	-	85	0	70	127	280
	R	-	76	61	-	61	-
9	I	9.74	32.28	57.32	295.65	19.16	182.43
	E	7.47	12.3	20.12	161.26	4.37	120.52
	R	22,45	58.41	62.92	43.29	71.73	33.75

1: Urbano, C. (1988), País Vasco, Fangos Digeridos. 2: Guerrin,F. (1990), Realmont (F), Lagunaje. 3: Sung, J.F.C. (1986), U.S.A., Fangos Activados. 4: Yapijakis, C. (1987), N.Y. (U.S.A.), Fangos Activados. 5: Yapijakis, C. (1987), N.Y.(U.S.A.), Digestión Anaerobia. 6: Yapijakis, C. (1987), N.Y. (U.S.A.), WPcPs. 7: Funkel (1975), Sudafrica, Sedimentación 1ª. 8: Martinez, I. (1984), Bilbao, Fangos Activados. 9: González, J. M. (1990), León, Fangos Activados.

CONCLUSIONES

La concentración de los metales pesados estudiados en el agua residual urbana en la ciudad de León, es inferior a la observada en otras poblaciones y paises debido, en su mayor parte, al carácter principalmente doméstico de dicho agua, estando por tanto excluida la importante fuente de metales traza que representa la actividad industrial.

Teniendo en cuenta que el caudal medio del colector, dentro del tiempo de la toma de muestras, es de 800 l/s, la carga resultante para cada uno de los elementos ha resultado: Co, 67.34 Kg/d; Cu, 223.14 Kg/d; Cr(VI), 396.16 Kg/d; Mn, 2043.51 Kg/d; Pb, 132.43 Kg/d y Zn, 1260.98 Kg/d.

El rendimiento medio en la eliminación de los metales pesados estudiados por el sistema de fangos activados, es semejante al ofrecido en la bibliografía consultada con la excepción del zinc, en el que tal rendimiento resulta inferior. El rango de eliminación de metales pesados por la planta piloto fue en orden decreciente: Pb > Cr(VI) > Cu > Mn > Zn > Co, esta relación difiere en parte, a la desarrollada en otros estudios (tabla III), si bien la comparación entre dichos resultados conlleva una gran dificultad, puesto que la carencia de datos relativos al tiempo de retención hidraúlico del sistema, la edad del fango, los sólidos totales del licor mezcla, la carga o el diseño de la sistema, imposibilitan que sean contrastados los resultados presentes en la bibliografía.

TABLA III: Relación comparativa , en orden decreciente, de la eficacia en la eliminación de metales pesados según diversos autores.

Funkel (1975):	**Zn > Cu > Cr > Pb**
Martinez, I. (1984):	**Cu > Pb = Cr**
Yapijakis, C. (1987):	**Cr > Zn > Pb > Cu**
Urbano, C. (1988):	**Zn > Cu > Cr > Pb > Mn**
Sung, J.F.C. (1990):	**Pb > Cu > Cr > Zn > Mn > Co**
González, J.M. (1990):	**Pb > Cr > Cu > Mn > Zn > Co**

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la comisión mixta: Excma. Diputación Provincial de León-Universidad de León.

BIBLIOGRAFIA

APHA 1985 Standard Methods for the Examination of Water and wastewater 16 edition. 1268 pp.

Azcarate, J. 1987. Metales pesados en el fango de las estaciones depuradoras de aguas residuales de Madrid. Retema, 65-71.

Baron, J., M. Legret & M. Astruc. 1990. Study of Interactions between Heavy Metals and Sewage Sludges. Determination of Stability Constants and Complexation Capacities of Complexes Formed with Cu and Cd. Environmental Technology, 11: 151-162.

Brown, M.J. & J.N. Lester. 1979. Metal Removal in Activated Sludge: The Role of Bacterial Extracellular Polymeres. Water Research, 13: 817-837.

Casas, J.M., R. Rubio y G. Rauret. 1990. Estudio de los sedimentos del río Cardener II. Contaminación por metales pesados. Tecnología del Agua, 74: 17-24.

Casas, J.M. 1990. Estudio de la calidad química de las aguas y de la contaminación por metales pesados en el río Cardener. Tecnología del Agua, 75: 51-60.

Cheng, M.H., J.W. Patterson & R.A. Minear. 1975. Heavy Metals Uptake by Activated Sludge. J. Wat. Pollut. Control Fed, 47: 362-376.

Guerrin, F., V. Burgat-Sacace & P. Saqui-Sannes. 1990. Leves of Heavy Metals and Organochlorine Pesticides of Cyprinid Fish Reared Four Years in a Wastewater Treatment Pond. Bull. Environm. Contam. Toxicol., 44: 461-467.

Martinez Diaz de Durama I. y A. Sota Zubillaga. 1984. Ensayos de inhibición a escala laboratorio de un proceso de fangos activados por varios contaminantes. Tecnología del Agua, 17: 61-66.

Moriyama, K., T. Mori, H. Arayashiki, H. Saito & M. Chino. 1989. The Amount of Heavy Metals Derived from Domestic Wastewater. Water Science and Technology, 21 (12): 1913-1916.

Organización Mundial de la Salud (O.M.S.). 1973. Los oligoelementos en la nutrición humana. Informe Técnico nº 531

Pujin, V., N. Djukie, S. Maletin, S. Obradovic & D. Kostic. 1990. Content of Heavy Metals in some Fish Species in the Section of the Danube Flowing Through Vojvodina. Water Science and Technology, 22 (5): 79-86.

Rodier, J. 1978. Análisis de las Aguas . Omega. 1059 pp.

Sokal, R.R. 1979. Biometría. H. Blume Ediciones. 832 pp.

Sung, J.F.C., A.E. Nevissi & F.B. Dewalle. 1986. Concentration and Removal Efficiency of Major and Trace Metals Elements in Municipal Wastewater. Journal Environm. Sci. Health, 21 (5): 435-448.

Urbano, C., L. Camarero, J.M. Merino, F. Romero y J.M. Diaz. 1988. Depuración de aguas residuales urbanas y concentracion de metales en fangos digeridos. Tecnología del Agua,48: 46-50.

Yapijakis, C. & F. Papamichael. 1987. Sources of Heavy Metals and their Impact on Wastewater treatment and Reciving Water Bodies Quality. Casestudy of a Metropolitan Area. Water Science and Technology, 19 (9): 133-144.

Ybañez, N., R. Montoro, R Catalá y L. Cervera. 1987. Determinación de cadmio, cobre, plomo y cinc a niveles de μg/l en aguas potables, por espectrofotometría de absorción atómica con llama. Rev. Agroquim. Tecnol. Aliment., 27(2): 270- 278.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:167-173

FOTOADAPTACION DE LAS POBLACIONES FOTOTROFICAS DEL METALIMNION DEL LAGO VECHTEN (PAISES BAJOS) A BAJAS INTENSIDADES LUMINICAS

M.M. Sala[1] y C.L.M. Steenbergen[2]
[1]*Institut für Seenforschung und Fischereiwesen, Untere Seestraße 81, 7994 Langenargen, Germany;* [2]*Centre for Limnology, Rijksstraatweg 6, 3631 AC Nieuwersluis, The Netherlands.*

Palabras clave: metalimnion, bacterias fototróficas, fotosíntesis.

ABSTRACT

During summer of 1990 the productivity of phototrophic bacteria in deep layers of stratified Lake Vechten (The Netherlands) was studied. The methodology was based on determinations of the photosynthesis *versus* irradiance relationships of the bacterial populations and HPLC was employed to measure pigments for biomass estimates. The results show an adaptation of the phototrophic bacteria to very low photon fluxes.

INTRODUCCION

Las bacterias fototróficas del azufre son abundantes en muchos lagos meromícticos y monomícticos con un hipolimnion anaeróbico durante el periodo de estratificación. Como estas bacterias utilizan principalmente compuestos de azufre reducidos como dadores de electrones en su fotosíntesis, se mantienen en profundidades donde les llega luz suficiente y tienen un aporte constante de sulfhídrico (Pfennig, 1978). Esta zona, caracterizada por un fuerte gradiente térmico se llama metalimnion. El funcionamiento de la red microbiana en estas profundidades depende en gran manera del carbono producido en estos estratos, es decir, del carbono fijado por las bacterias fototróficas.

Durante el verano de 1990, apareció en el metalimnion del lago Vechten una capa de bacterias fototróficas formada principalmente por filamentos del tipo *Chloronema*.

El principal objetivo del estudio fué investigar en detalle la relación entre la luz y la productividad de estas bacterias fototróficas presentes en el lago Vechten.

AREA DE ESTUDIO

El lago Vechten se encuentra en la parte central de los Paises Bajos. Se formó el año 1941 debido a la excavación de arena para construir una autopista cercana. El área superficial es de 4.7 ha, la profundidad máxima es 11.9 m y la profundidad media es de 6 m. Está dividido en dos cubetas que pertenecen a la categoría de lagos profundos con un área superficial relativamente pequeña (Wetzel, 1978). El lago está térmicamente estratificado desde mayo hasta octubre. Durante el periodo de estudio se desarrolló en el metalimnion, por debajo de una capa de algas móviles como *Ceratium hirundinella*, *Mallomomas caudata* y *Cryptomonas spp*, una capa de poblaciones fototróficas. Esta capa estaba formada principalmente por filamentos de tipo *Chloronema* y algunas células de *Chromatium* y *Thiopedia*. Mezcladas con ellas, aparecieron un gran número de células de la cianobacteria *Synechococcus*.

MATERIAL Y METODOS

El muestreo se realizó desde una balsa estable en el punto de máxima profundidad del lago (10 m) aproximadamente a las 8:00 h.

Las muestras se tomaron con un aparato diseñado especialmente para causar una mínima alteración en los gradientes (Jorgensen et al., 1979). El agua

era bombeada y pasaba a través de una célula instalada en un fluorímetro Turner 10-005 R que contenía filtros sensibles a la excitación y emisión de la clorofila (Ex = CS5-60; Em = CS2-64). Las muestras fueron tomadas cuando aparecían picos de fluorescencia (RFU) en el registrador a medida que el muestreador era descendido (Steenbergen et al., 1989). Para la recogida de muestras se utilizaron botellas de cristal llenadas bajo el agua, en un cubo oscuro, y cerradas con tapones de rosca con un septo de goma .

El oxígeno y la temperatura fueron medidos *in situ* utilizando una sonda sumergible (YSI-5739; Yellow Springs Instruments). La concentración de sulfhídrico fué estimada con kits Aquaquant 14416 y 14435 (E.Merck). Los perfiles de intensidad de luz, es decir, la radiación disponible para la fotosíntesis (PAR) se realizaron con un sensor sumergible (Lambda Instruments, Model LI 192S).

La concentración de pigmentos fué analizada mediante HPLC, según Korthals y Steenbergen (1985). Las muestras fueron concentradas en filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F (0.7 μm) . Los filtros fueron liofilizados durante 2 horas a -60 °C antes de la extracción con acetona. Para la cromatografía se introdujeron los extractos en una columna de sílice y fueron separados con una mezcla de hexano-acetona (8:20, v/v). Fué utilizada una bomba de presión constante Pye Unicam LC-XPS, y para la detección se empleó un detector (Hewlett Packard 1040 A) equipado con un ordenador (Hewlett Packard 9000 serie 300).

La productividad de las poblaciones fototróficas se averiguó mediante el método de incorporación de ^{14}C (Steemann Nielsen, 1958). En el laboratorio se inyectó $H_{14}CO_3$ a cada botella. También fué inyectado DCMU en las botellas en las que la fotosíntesis oxigénica debía ser inhibida.

Las muestras fueron incubadas durante 3 horas en un gradiente de luz. El incubador consistía en un tanque (55cm x 60cm x 160cm) lleno de agua del lago mantenida a temperatura cercana a la *in situ*. La fuente de luz eran tubos fluorescentes (Philips TL 33) con un máximo a 580 nm similar a la calidad de luz a 6 m en el lago Vechten. Los tubos fluorescentes estaban situados en el plano vertical, perpendicular al eje longitudinal del tanque, creando un gradiente de luz a lo largo de la fila de 8 discos fijados al eje central. Cada disco, que tenía 8 clips donde situar las botellas, se hizo girar lentamente. El periodo de incubación de 3 horas se encuentra en el rango en el que la fijación de carbono aumenta linealmente (Steenbergen et al. 1990).

Después de la incubación, las muestras fueron filtradas a través de filtros de 0.45 μm. Los filtros fueron lavados con HCl y agua del lago, y transferidos a viales de centelleo. La radioactividad de los filtros se midió en un contador de centelleo Packard Tricarb 4530. Las tasa de producción primaria se calcularon restando la incorporación de ^{14}C de cada botella en la oscuridad a sus réplicas incubadas en luz (Vollenweider 1969).

El papel de la luz en el control de la producción puede ser interpretado estudiando la relación entre la fotosíntesis y la irradiación. Para determinar esta relación fué utilizado el incubador. A partir de les curvas de relación generadas pudieron ser determinados los parámetros fotosintéticos P^B_m, α, e I_k. El parámetro α es la tasa de eficiencia fotosintética (Jassby et al., 1976) y se obtiene calculando la pendiente de la curva limitada por la luz. La tasa máxima fotosintética es P^B_m, donde B es la biomasa de clorofila o bacterioclorofila, y corresponde al valor que la curva alcanza en la saturación. El parámetro de saturación de la luz, I_k (Talling 1957), indica a que intensidad lumínica se satura la fotosíntesis, y se obtiene calculando el cociente $I_k = P^B_m / \alpha$

RESULTADOS

El lago Vechten presentaba una estratificación térmica durante el periodo de estudio, y las isopletas de oxígeno cero se encontraban a una profundidad de 5 m (Fig. 1). Las transparencias del disco de Secchi variaban de 1.9 a 3.5 m (Fig. 1). La atenuación de la luz con la profundidad durante este periodo se muestra en la figura 2, donde puede verse claramente que las condiciones de luz y la radiación disponible para la fotosíntesis (PAR), mejoraron durante el mes

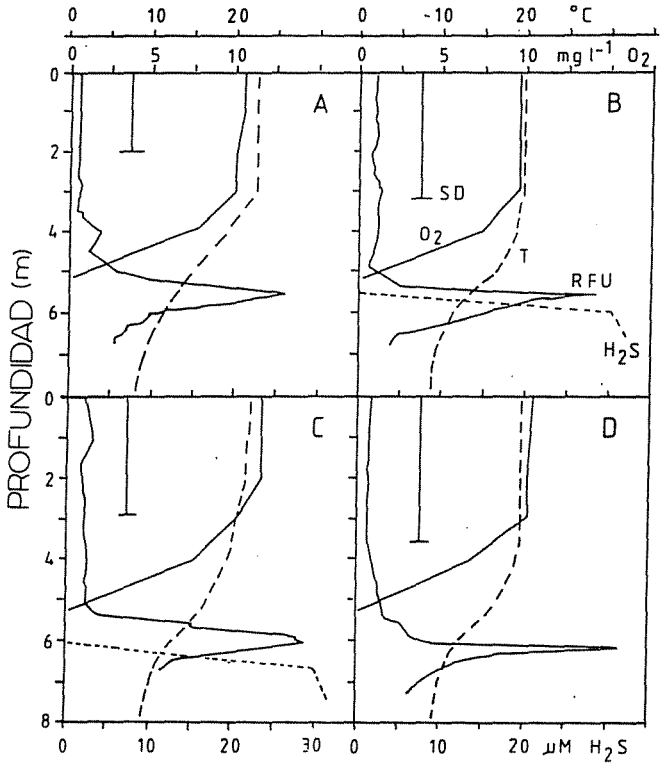


Figura 1. Perfiles verticales en el lago Vechten de temperatura (T), oxígeno (O2), fluorescencia *in vivo* de clorofila en unidades relativas (RFU), profundidad del disco de Secchi (SD), y sulfhídrico (H_2S) en las fechas: (A) 15 de Agosto, (B) 23 de Agosto, (C) 29 de Agosto y (D) 5 de Septiembre de 1990.

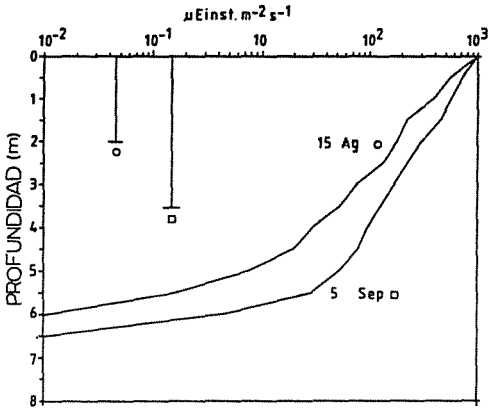


Figura 2. Atenuaciones de la intensidad de luz PAR, y profundidades del disco de Secchi en el mediodía de dos días claros.

de agosto. Los máximos de pigmentos detectados con el fluorímetro, en RFU (unidades relativas de fluorescencia) (Fig. 1), nos indicaron las profundidades óptimas para la toma de muestras.

En la tabla 1 se muestran las concentraciones de pigmentos en sus respectivas profundidades y días. Los pigmentos fueron utilizados como indicadores de biomasa y en cálculos para normalizar las tasas de fotosíntesis. Las diferentes concentraciones de pigmentos nos indicaron la presencia de diferentes organismos, lo que pudo ser confirmado al mismo tiempo mediante una inspección de las muestras al microscopio óptico.

Tabla 1. Concentración de pigmentos ($\mu g.l^{-1}$) en las muestras tomadas en las fechas y profundidades indicadas.

Fecha	Profundidad (m)	Pigmentos (µg./l)			
		Chl a	BChl a	BChl d	Okenona
9. Aug	5,3	39		321	4,2
14. Aug	5,3	35	7	170	1,4
21. Aug	5,5	59	30	280	6
28. Aug	5,2	60			
	5,4	33		8	
	5,6	44		164	
	5,8	50		290	
4. Sep	5,5	43		40	
	5,7	84		170	
	5,9	67	10	280	
	6,1	48		155	

La relación fotosíntesis-irradiación pudo ser determinada incubando muestras procedentes de una única profundidad a diferentes intensidades lumínicas.

La curva fotosíntesis-irradiación para las poblaciones oxigénicas (Fig. 3) muestra una fuerte pendiente inicial y parece no alcanzarse un máximo de incorporación de carbono en el rango de intensidades de luz utilizadas. Por ello, solo pudo ser calculada la tasa de eficiencia fotosintética, α. Esta variaba de 0,028 a 0,035 mg C (mg Chl a)$^{-1}$.h^{-1}.(μE.m^{-2}.s^{-1})$^{-1}$ en diferentes experimentos.

La curva fotosíntesis-irradiación para las poblaciones anoxigénicas (Fig. 4) proporcionó la información necesaria en posteriores experimentos: para poder calcular los parámetros fotosintéticos α y P^B_m, bastaría incubar las muestras a 4.7 y 25 μE.m^{-2}.s^{-1} respectivamente.

Las muestras recogidas a diferentes profundidades del lago fueron incubadas a baja intensidad de luz, 4.7 μE.m^{-2}.s^{-1}, y saturante, 25 μE.m^{-2}.s^{-1}. A partir de los resultados pudieron ser calculados los parámetros fotosintéticos (Tabla 2).

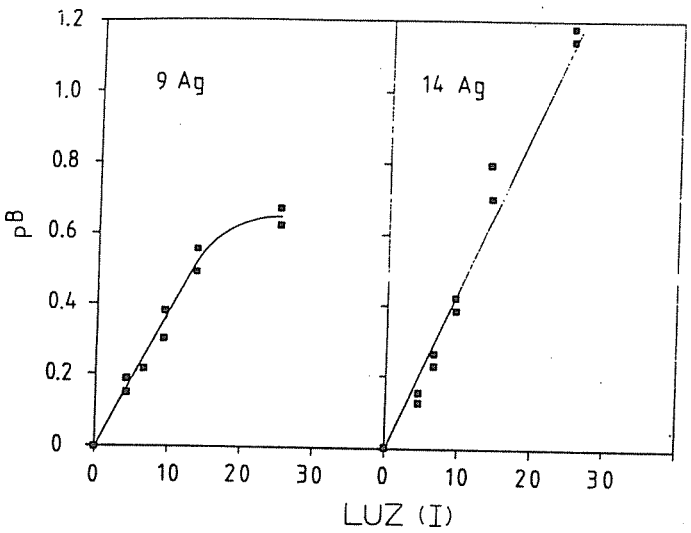


Figura 3. Fotosíntesis, P^B, expresada en mg C (mg Chl)$^{-1}$.h^{-1}, *versus* irradiación, I, expresada en μE.m^{-2}.s^{-1} para las poblaciones bacterianas oxigénicas.

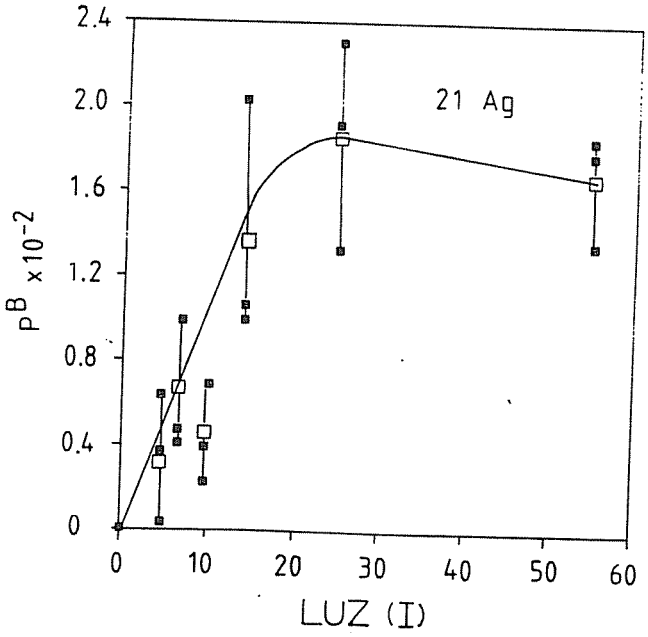


Figura 4. Curva fotosíntesis-irradiación para las poblaciones bacterianas anoxigénicas. La fotosíntesis, P^B se expresa en mg C (mg Bchl)$^{-1}$.h^{-1}, y la irradiación, I, en μE.m^{-2}.s^{-1}.

Tabla 2. Parámetros fotosintéticos de las poblaciones anoxigénicas medidos a diferentes profundidades. P^B es la media del valor de asimilación de carbono en mg C (mg Bchl)$^{-1}$.h^{-1}. La tasa de eficiencia fotosintética es α, en mg C (mg Bchl)$^{-1}$.h^{-1}.(μE.m^{-2}.s^{-1})$^{-1}$. El parámetro de saturación de la luz, I_k, se expresa en μE.m^{-2}.s^{-1}

Fecha	Profundidad (m)	Int. de luz (μE/m^2.s)	PB	α	Ik
28. Aug	5,4	4,7	0,0392	0,0083	8,9
		25	0,0746		
	5,6	4,7	0,0176	0,0037	12,5
		25	0,0469		
	5,8	4,7	0,0263	0,006	6,7
		25	0,0401		
4. Sep	5,5	4,7	0,0278	0,0059	14,9
		25	0,0881		
	5,7	4,7	0,0242	0,0052	8,7
		25	0,0449		
	5,9	4,7	0,0273	0,0058	6,5
		25	0,0376		
	6,1	4,7	0,027	0,0057	7,9
		25	0,0451		

DISCUSION

La curva fotosíntesis/irradiación y los valores de I_k muestran que son suficientes muy bajas intensidades de luz para saturar la fijación de carbono en las poblaciones fototróficas anoxigénicas, ya que el parámetro de saturación de la luz, I_k, varía entre 6 y 17 μE.m^{-2}.s^{-1}. Los niveles de luz ambiental eran aproximadamente entre 10 y 30 μE.m^{-2}.s^{-1}. Así pués, las bacterias fototróficas del azufre parecen estar bien adaptadas a la intensidad de luz *in situ*. La tasa de eficiencia fotosintética, es decir, la pendiente inicial α, no parecía aumentar o disminuir con la profundidad. Por el contrario, las algas árticas que crecen bajo una cubierta de nieve presentaron valores de α mayores cuanto mayor era la profundidad, mostrando unas eficiencias fotosintéticas muy elevadas a extremadamente bajas intensidades lumínicas (Cota, 1985). Las tasas fotosintéticas máximas, medidas a intensidades de luz saturantes (P^B a 25 μE.m^{-2}.s^{-1}) disminuían con la profundidad, variando entre de 0.08 a 5.4-5.5 m a 0.04 a 5.8-5.9. Ello indica que la capa superior de bacterias fototróficas del azufre contiene la mayor parte de células fotosintéticamente activas.

Para las poblaciones fotosintéticas oxigénicas solo pudo ser calculada la tasa de eficiencia fotosintética, α, y ésta variava entre 0,028 y 0,035 mg C (mg Chl a)$^{-1}$.h^{-1}.(μE.m^{-2}.s^{-1})$^{-1}$, indicando alta eficiencia fotosintética comparada con la de las bacterias fototróficas del azufre. Esto muestra que estas poblaciones, formadas principalmente por *Synechococcus* spp., están bien equipadas para la cantidad de luz disponible. Probablemente, esta habilidad de las células de *Synechococcus* es debida a su composición de pigmentos, ya que contienen ficoeritrina y ficocianina como pigmentos accesorios, cuyos máximos de absorción, 570 nm y 630 nm, se encuentran en el rango de luz ambiental, entre 480 nm y 680 nm, con un máximo a 580 nm. Los filamentos del tipo *Chloronema*, principales componentes de la biomasa de fototrofos anoxigénicos, contienen Bchl *d* que tiene un máximo de absorción a 450 nm y a 725-745 nm. Aparentemente, pués, las células de tipo *Chloronema* parecen estar muy poco adaptadas a la calidad de luz de la que disponen en las profundidades en las que se encuentran en el lago Vechten.

AGRADECIMIENTOS

M.M. Sala desea expresar su agradecimiento al Dr. C.L.M. Steenbergen por haberle ofrecido la invitación de participar en este proyecto. Asimismo, agradecemos a Harry Korthals el haber realizado los análisis de HPLC.

BIBLIOGRAFIA

Cota, G.F., 1985. Photoadaptation of high arctic ice algae. Nature 315:219-222.

Jassby, A.D. and T. Platt, 1976. Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. Limnol.Oceanogr.21:540-547.

Jorgensen, B.B., J.G. Kuenen and Y.Cohen, 1979. Microbial transformations of sulfur compounds in a stratified lake (Solar Lake, Sinai). Limnol. Oceanogr. 24:799-822.

Korthals, H.J. and C.L.M. Steenbergen, 1985. Separation and quantification of pigments from natural phototrophic microbial populations. FEMS Microbiol. Ecol. 31:177-185.

Pfennig, N. 1978. General physiology and ecology of photosynthetic bacteria, p.3-14. En R.K. Clayton and W.R. Sistrom (eds.), The photosynthetic bacteria. Plenum.

Steemann Nielsen, E., 1952. The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. J.Cons.Perm.int.Explor.Mer. 18:117-140.

Steenbergen, C.L.M., H.J. Korthals, A.L. Baker and C.J. Watras, 1989. Microscale vertical distribution of algal and bacterial plankton in Lake Vechten (The Netherlands). FEMS Microbiol.Ecol. 62:209-220.

Steenbergen, C.L.M. and P. Van der Hoven, 1990. A note on the measurement of production of phototrophic bacteria in deep layers. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limn. 34:249-255.

Talling, J.F., 1957. The phytoplankton population as a compound photosynthetic system. The New Phytologist 56:133-149.

Vollenweider, R., 1969. Primary production in aquatic environment. I.B.P. Handbook No. 12, Blackell Scientific, Oxford.

Wetzel, R.G., 1975. Limnology. Saunders. Philadelphia.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:175-182

PRIMEROS ESTUDIOS SOBRE LA COMPOSICIÓN ESPECTRAL DE LA LUZ Y SU RELACIÓN CON LAS POBLACIONES DE BACTERIAS FOTOTRÓFICAS DEL AZUFRE EN LA CUENCA LACUSTRE DE BANYOLES (GIRONA).

X. Vila, J.B. Figueras y C.A. Abella
Institut d'Ecologia Aquàtica, Universitat de Girona, Pl. Hospital, 6, 17071 Girona

Palabras clave : bacterias fototróficas del azufre, competencia por la luz, composición espectral de la luz, Banyoles.

ABSTRACT

The spectral composition of light has been studied in several ponds and basins of the lake Banyoles area, using an underwater spectroradiometer. Different spectra are attributed to different phototrophic organisms present in the water. Therefore, it has been possible to identify the ranges of the spectrum in which water and dissolved substances, phytoplankton and different groups of phototrophic bacteria absorve light. The results evidence that spectral composition of light and absorption differences among these groups are important factors in the resolution of their competence for light.

INTRODUCCIÓN

La zona lacustre de Banyoles (Girona), de origen cárstico, está formada por el lago de Banyoles, compuesto a su vez por un conjunto heterogéneo de cubetas, y varias lagunas de características muy distintas entre sí. Se han descrito poblaciones de bacterias fototróficas del azufre en muchas lagunas y cubetas de esta zona (Abellà, 1980), en algunos casos con comunidades formadas por varias especies, superpuestas o compitiendo entre ellas a un mismo nivel. En esta competencia parecen jugar un papel importante las características espectrales de la luz y las diferencias entre las zonas de absorción de los grupos de bacterias fototróficas con distintos pigmentos captadores de luz (Abellà et al., 1980; Parkin y Brock, 1980; Montesinos, 1982; Montesinos et al., 1983).

En este trabajo se ha estudiado la composición espectral de la luz en varias lagunas y cubetas del lago principal, utilizando un espectrorradiómetro sumergible (Kirk, 1983). Los diferentes espectros obtenidos según el lugar y la época del año se han podido relacionar con los organismos fotosintéticos presentes en la columna de agua, permitiendo identificar las zonas de absorción de luz correspondientes a cada uno de los grupos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los puntos de muestreo que se utilizaron para este estudio, pertenecientes a la cuenca lacustre de Banyoles, son los siguientes (figura 1) : las cubetas III y IV del lago de Banyoles, la cubeta II de la laguna Vilar y las lagunas Sisó y Nou.

En todos ellos se realizaron perfiles verticales de temperatura, conductividad (ambos parámetros medidos con un conductivímetro WTW modelo LF 191), oxígeno disuelto (con un oxímetro Yellow Spring Instruments modelo 57) y potencial Red-Ox (con un electrodo combinado de platino METROM 6.0401.100), y se calcularon las concentraciones de clorofilas y bacterioclorofilas, mediante filtración y extracción en

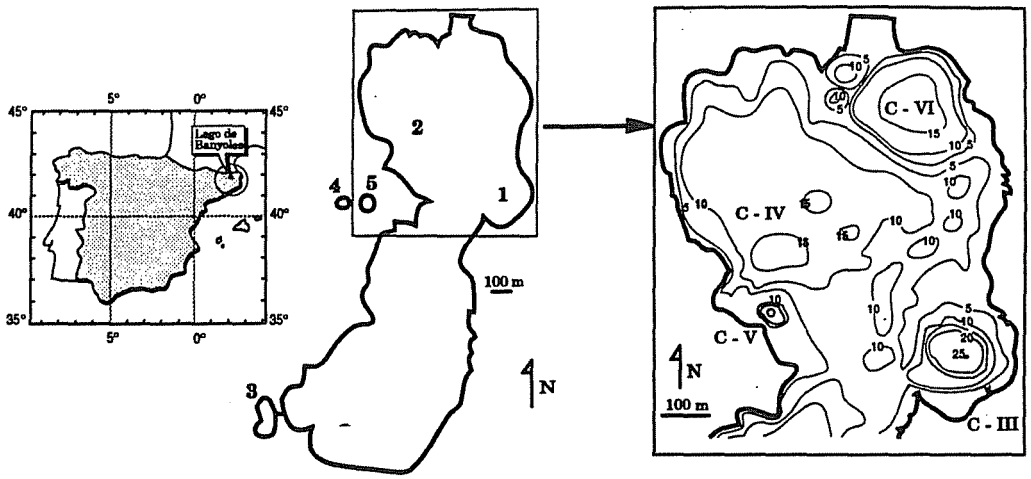


Figura 1. Localización geográfica del lago de Banyoles y mapa batimétrico del lóbulo norte del mismo donde se muestran las diferentes cubetas que lo componen. Los números indican los puntos de muestreo : (1) Banyoles III; (2) Banyoles IV; (3) Vilar II; (4) Sisó; (5) Nou.

acetona (Smith y Benítez, 1955; Humphrey y Wooton, 1966; Takahashi y Ichimura, 1968, 1970; Montesinos, 1982), utilizando un espectrofotómetro Milton Roy Spectronic 3000 Array. Con un espectrorradiómetro sumergible LI-1800 UW (LI-COR) se analizó la composición espectral (entre 300 y 850 nm, con lectura cada 2 nm) de la luz incidente a distintas profundidades, calculándose también los valores de PAR (*Photosynthetic Active Radiation*, radiación integrada entre 400 y 700 nm).

La evaluación de estos parámetros tuvo lugar en distintos momentos del ciclo estacional, con lo que se pudieron analizar también las variaciones en las condiciones de luz a lo largo del año, además de las diferencias entre los puntos de muestreo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de algunos de los perfiles se presentan en las figuras 2 y 3. Se han seleccionado aquellos muestreos entre los cuales los espectros lumínicos son más distintos, siendo por tanto representativos de las distintas condiciones de luz que se presentan a lo largo del año en las cubetas y lagunas de la cuenca lacustre. Un resumen comparativo de estos mismos resultados se ofrece en la tabla 1.

En Banyoles III, a 28-1-91, las concentraciones de Clor *a* eran muy bajas, por lo que la extinción de luz era debida mayoritariamente al agua y las partículas inorgánicas que contiene. Afectaba principalmente a los dos extremos del espectro, dejando un máximo de transmisión de luz a 530 nm. En Vilar II, a 3-4-91, existía además una importante absorción entre 500 y 550 nm que puede relacionarse con el desarrollo de poblaciones importantes de fitoplancton (Clor *a* en concentraciones de 8 - 15 $\mu g.l^{-1}$) y que se manifestaba desplazando el máximo de transmisión hasta 570 nm. Una pequeña banda de absorción entre 670 y 680 nm era debida también a las algas, el espectro de acción de las cuales presenta un máximo de absorción en esta zona.

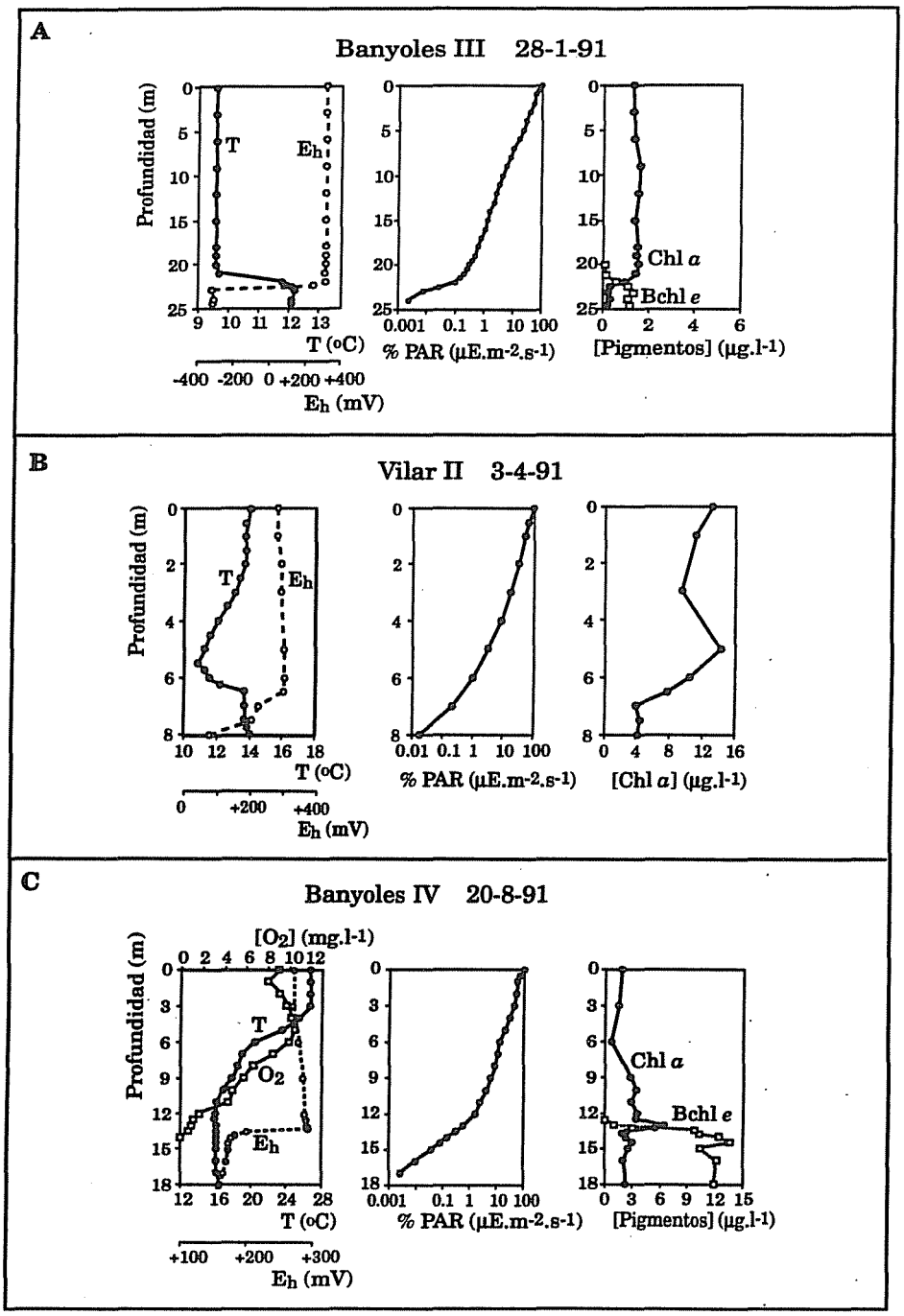


Fig. 2 (a). Principales parámetros físico-químicos y concentraciones de pigmentos fotosintéticos de las cubetas III y IV del lago de Banyoles y la cubeta II de la laguna Vilar en los días en que se realizaron los muestreos.

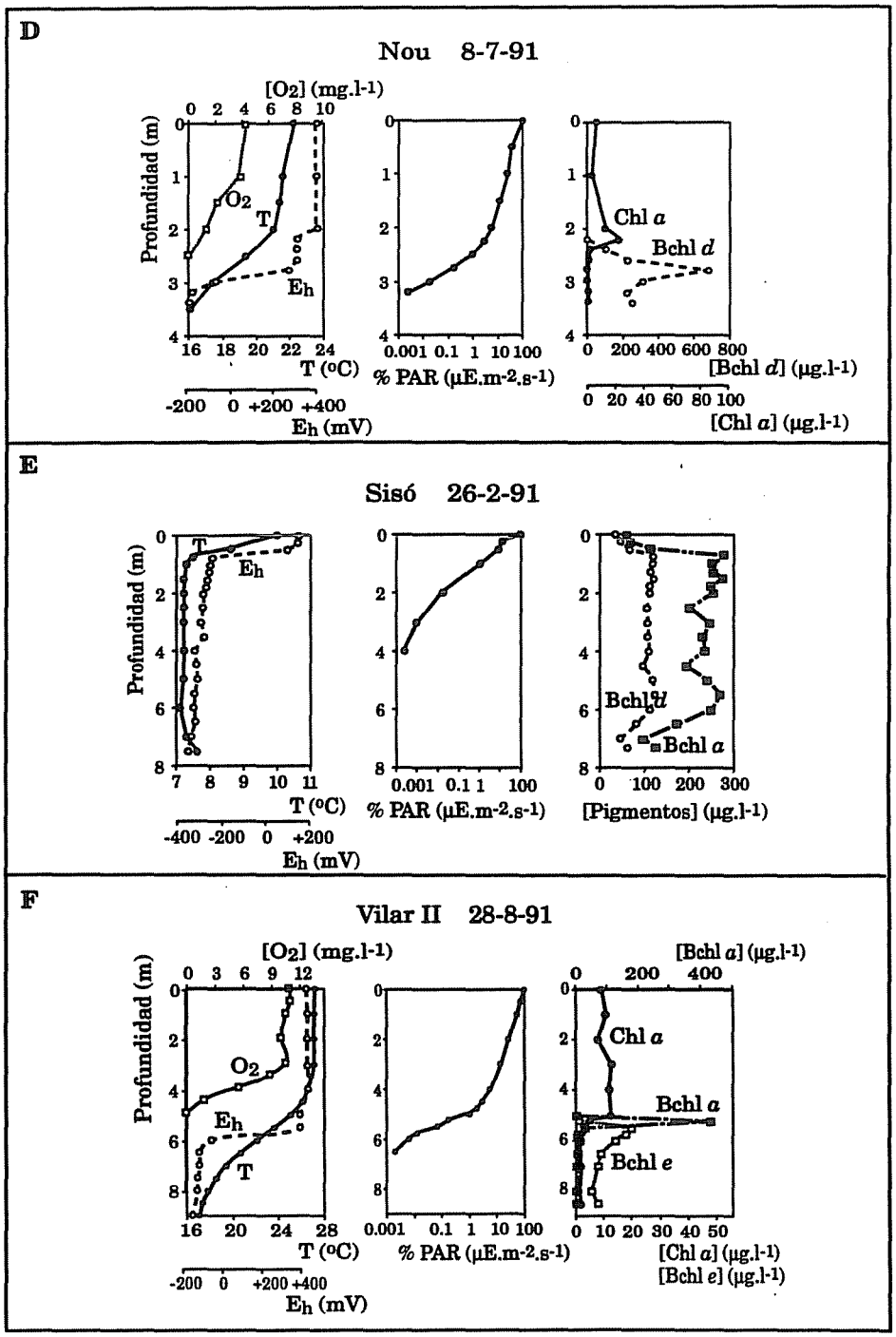


Fig. 2 (b). Principales parámetros físico-químicos y concentraciones de pigmentos fotosintéticos de las lagunas Nou y Sisó y la cubeta II de la laguna Vilar en los días en que se realizaron los muestreos.

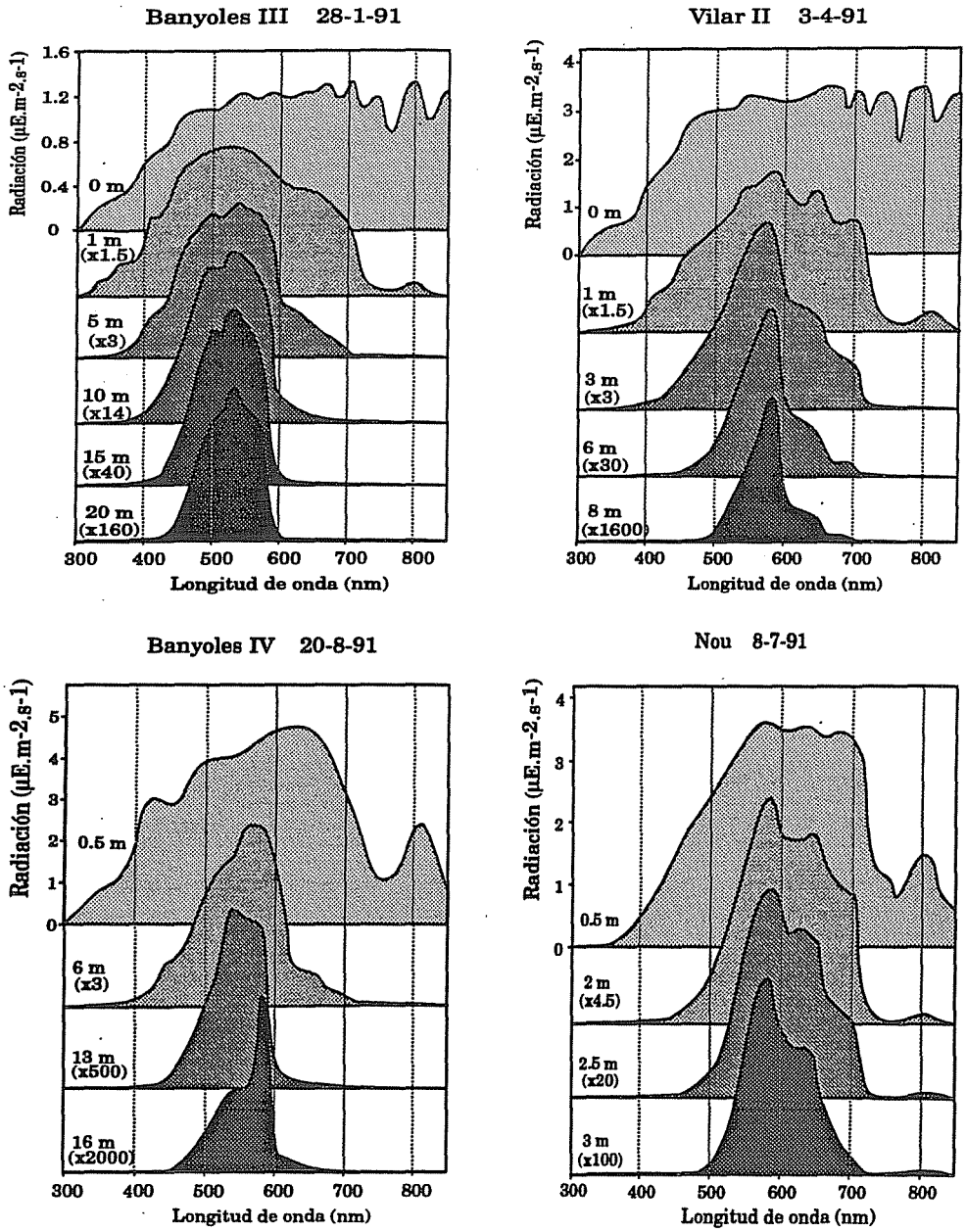


Fig. 3 (a). Composición espectral de la luz a distintas profundidades en la laguna Nou, las cubetas III y IV del lago de Banyoles y la cubeta II de la laguna Vilar. Las gráficas representan la luz incidente para cada longitud de onda, en $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$. Para cada profundidad se indica, entre paréntesis, el factor de proporcionalidad de su espectro respecto de la escala representada en el margen superior izquierdo del perfil.

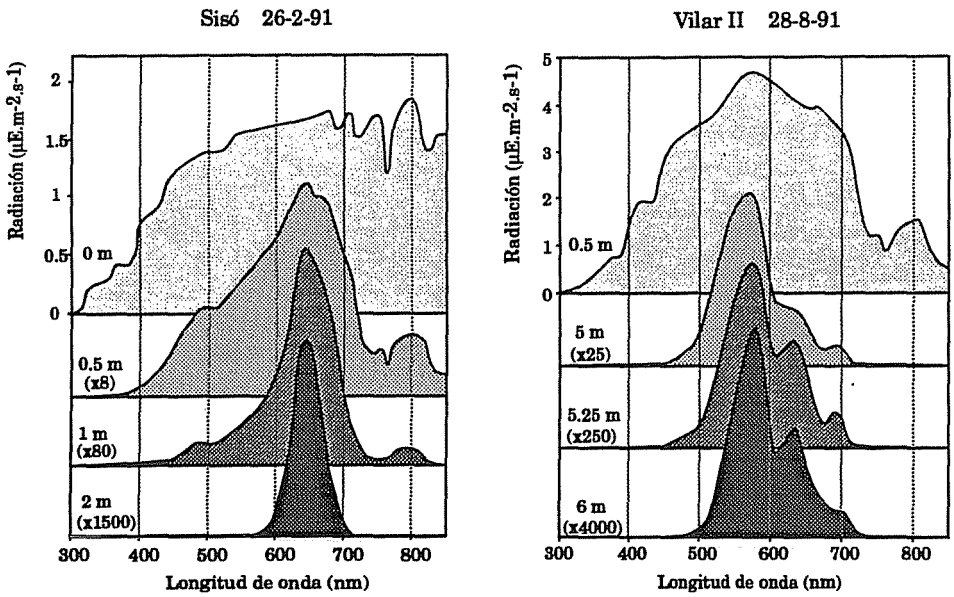


Fig. 3 (b). Composición espectral de la luz a distintas profundidades en la laguna Sisó y la cubeta II de la laguna Vilar. Las gráficas representan la luz incidente para cada longitud de onda, en µE.m^{-2}.s^{-1}. Para cada profundidad se indica, entre paréntesis, el factor de proporcionalidad de su espectro respecto de la escala representada en el margen superior izquierdo del perfil.

En el fondo de la cubeta IV del lago de Banyoles, a 20-8-91, tenía lugar una intensa absorción de la luz entre 550 y 570 nm, desplazando el máximo hasta 580 nm. En este caso, las poblaciones de organismos fotosintéticos que se encontraban a estas profundidades eran de bacterias fototróficas marrones del azufre (*Chlorobium phaeobacteroides*, con concentraciones de Bclor *e* de 10-12 µg.l^{-1}). En Nou (8-7-91), sin embargo, el efecto de las bacterias fototróficas verdes (*Pelochromatium aggregatum*) del fondo, con concentraciones de Bclor *d* alrededor de 700 µg.l^{-1}, no difería del que producían las algas que se encontraban en las capas superiores de la misma laguna o en la cubeta II del Vilar.

La laguna Sisó presentaba, a 26-2-91, una mezcla de poblaciones de bacterias fototróficas verdes (*Chlorobium limicola*, con Bclor *d*) y púrpuras (*Lamprocystis* sp. y *Chromatium* sp., con Bclor *a*), cuyo efecto combinado sobre el espectro de luz era una absorción muy fuerte por debajo de 620 nm, quedando relegado el máximo de transmisión de luz a 630 nm. La absorción de las bacterias púrpuras debía manifestarse, pues, alrededor de 600 nm. Los espectros lumínicos de Vilar II a 28-8-91 permiteron definir mejor la banda de absorción de las bacterias púrpuras, que se desarrollaban entre 5 y 5.5 m de profundidad, debajo de una capa considerable de algas y por encima de las bacterias fototróficas marrones (*Chlorobium phaeobacteroides*). Sus efectos se producían entre 580 y 620 nm, dejando máximos de transmisión de luz a 570 y 630 nm, respectivamente.

A partir de estos resultados se ha elaborado el modelo idealizado de la figura 4, en el que se indican las zonas del espectro de máxima absorción de luz para cada grupo de organismos fototróficos (algas y bacterias fototróficas del azufre verdes, marrones y púrpuras), así como las zonas en que la extinción de la luz es debida al agua y las partículas inorgánicas que contiene, y sus variaciones con la profundidad.

Tabla 1. Resumen comparativo de los resultados obtenidos en los distintos muestreos.

Nombre del lago o laguna	Fecha de realización del perfil	Presencia de algas ([Clor *a*] en µg.l-1)	Presencia de bacterias fototróficas ([Bcl] en µg.l-1)	Zonas de absorción de luz en el espectro (nm)	Máximo(s) de transmisión de la luz (nm)
Banyoles III	28/1/91	< 2	< 2	300-450 650-850	530
Vilar II	3/4/91	8-15	0	300-550 650-850	570
Banyoles IV	20/8/91	2-6	Marrones (Bcl *e*) 10-12	300-570 650-850	580
Nou	7/8/91	5-20	Verdes (Bcl *d*) 700	300-550 650-850	570
Sisó	26/2/91	0	Púrpuras (Bcl *a*) 250 Verdes (Bcl *d*) 100	300-620 650-850	630
Vilar II	28/8/91	8-12	Púrpuras (Bcl *a*) 450 Marrones (Bcl *e*) 20	300-550 580-620 650-850	570 630

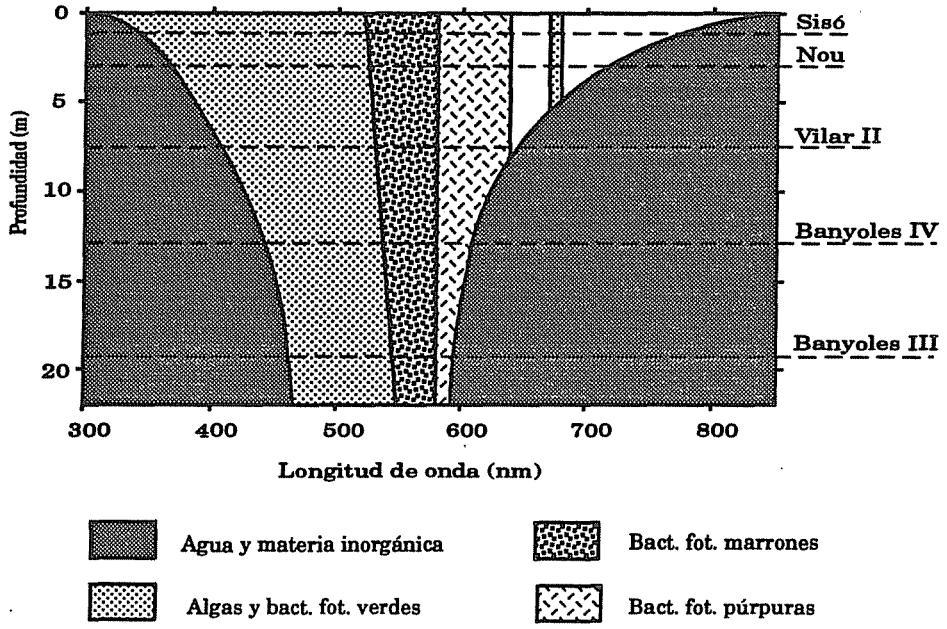


Fig. 4. Modelo idealizado de absorción de la luz en la columna de agua. Se indican, para las distintas profundidades, las zonas del espectro lumínico que se ven afectadas por los distintos elementos que intervienen en la extinción de la luz. Las líneas de puntos representan las profundidades a las que suelen desarrollarse las poblaciones de bacterias fototróficas en las cubetas y lagunas estudiadas.

CONCLUSIONES

El agua y las partículas inorgánicas son las responsables de la fuerte disminución de la luz que se produce por encima de 700 nm. Por debajo de 450 nm y entre 600 y 700 nm sus efectos se ponen también de manifiesto, aunque con una menor intensidad.

Las poblaciones planctónicas de algas absorben fuertemente por debajo de 550 nm y tienen también una pequeña banda de absorción de luz entre 670 y 680 nm.

Las bacterias fototróficas verdes utilizan también la luz de longitudes de onda inferiores a 550 nm. Su desarrollo a grandes profundidades y bajo poblaciones algales densas puede verse limitado por la superposición de su zona de absorción del espectro con las de las algas, el agua y las partículas inorgánicas.

Las bacterias fototróficas marrones inciden en el espectro lumínico de forma parecida a las algas y bacterias fototróficas verdes, pero presentan una absorción más fuerte en la zona de 550-570 nm. Esto puede representarles una ventaja en la competencia por la luz con las bacterias verdes, especialmente en las condiciones comentadas en el punto anterior.

Las bacterias fototróficas púrpuras realizan la absorción de luz principalmente entre 580 y 620 nm. Pueden permitir, por tanto, el desarrollo a mayores profundidades de poblaciones de organismos fotosintéticos que aprovechen las bandas del espectro (o ventanas de luz) que ellas no utilizan y su crecimiento no se ve tampoco desfavorecido por el desarrollo de algas en las capas superiores.

BIBLIOGRAFÍA

Abellà, C., 1980. *Dinámica comparada de bacterias fotosintéticas planctónicas.* Tesis doctoral, U.A.B.

Abellà, C., E. Montesinos y R. Guerrero, 1980. Field studies on the competition between purple and green sulfur bacteria for available light (Lake Sisó, Spain). *Developments in Hydrobiology*, 3:173-181.

Humphrey, G.F. y M. Wooton, 1966. Comparison techniques used in the determination of phytoplankton pigments. *Report SCOR-UNESCO.* París.

Kirk, J.T.O., 1983. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems.* Cambridge University Press, New York.

Montesinos, E., 1982. *Ecofisiología de la fotosíntesis bacteriana.* Tesis doctoral, U.A.B.

Montesinos, E., R. Guerrero, C. Abellà y I. Esteve, 1983. Ecology and physiology of the competition for light between *Chlorobium limicola* and *Chlorobium phaeobacteroides* in natural habitats. *Appl. Environ. Micorbiol.* 46:1007-1016.

Parkin, T. B. y T. D. Brock, 1980. The effects of light quality on the growth of phototrophic bacteria in lakes. *Arch. Microbiol.* 125:19-27.

Smith, J.H. y A. Benítez, 1955. Chlorophylls. Analysis in plant materials. En : *Modern methods of plant analysis.* VH Springer-Verlag, Heidelberg.

Takahashi, M. y S. Ichimura, 1968. Vertical distribution and organic matter production of phototrophic sulfur bacteria in Japanese lakes. *Limnol. Oceanogr.* 13:644-653.

Takahashi, M. y S. Ichimura, 1970. Photosynthetic properties and growth of photosynthetic sulfur bacteria in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 15:924-944.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:183-189

COMPARACION ENTRE LAS POBLACIONES DE BACTERIAS FOTOTROFICAS DEL AZUFRE DESARROLLADAS EN DIFERENTES COLUMNAS DE WINOGRADSKY MODIFICADAS

I.V. Pibernat y C.A Abella
Institut d'Ecologia Aquàtica. Universitat de Girona. Pl. Hospital, 6, E-17071 Girona

Palabras clave: columna de Winogradsky, método laboratorio, bacterias fototróficas verdes del azufre, Cromatiáceas, sucesión.

ABSTRACT

Planktonic phototrophic sulfur bacteria are common in many meromictic as well as monomictic lakes with anaerobic bottom waters during stratification. Phototrophic sulfur bacteria use mainly reduced sulfur compounds as electron donors in their photosynthesis.The Winogradsky column was a traditional method for studying microbial ecology in laboratoy. The growth of the phototrophic sulfur bacteria was studied in a modified Winogradsky column. The column consists of a cylinder of Pyrex glass of 130 cm length and 11 cm width filled with lake water of "Riera Castellana" stream and sediment from Vila lake (Banyoles, Girona). It was cooled at the bottom and heated above in order to form stratification in the water column. The illumination comes from above to form a vertical ligth-intensity gradient. The column was equiped with probes for measuring various physical and chemical factors.

The differential characteristics between two columns were the volume of sediment, the illumnination cycle and the water temperature. In relation to sediment, different processes took place according to temperature. At the column with more sediment and 25 °C of water temperature, higher sulphide concentration was measured (500 µM). *Chlorobium limicola* was the population of phototrophic sulfur bacteria enriched. In the column with less sediment and lower water temperature (15 °C), the sulphide concentration measured was lower and the population of phototrophic sulfur bacteria developed was a Chromatiaceae, *Thiocapsa roseopersicina* and a green phototrophic sulfur bacteria, *Chlorobium limicola f. thiosulfatophilum*.

INTRODUCCION

Las bacterias fototróficas del azufre son frecuentes en muchos lagos meromícticos y holomícticos con un volumen de agua anóxica durante la estratificación. La columna de Winogradsky es utilizada tradicionalmente en ecología microbiana como un microsistema de laboratorio con un ciclo de materia cerrado y una fuente de energía externa, la luz solar. La utilidad de la columna radica en facilitar la observación y el estudio de microorganismos anaeróbicos, bacterias fototróficas del azufre y microorganismos asociados quienes, en condiciones naturales, se localizan en la zona profunda del lago (hipolimnion).

Estos microorganismos constituyen los productores primarios en los ambientes anóxicos eutróficos jugando un importante papel en el reciclaje de la materia en estos ecosistemas naturales (Brock y Madigan, 1988).

La construcción de la columna de Winogradsky tradicional se realiza en un cilindro de vidrio con sedimento anóxico y agua del lago. Al sedimento se le añaden celulosa y sulfato cálcico para facilitar la actividad microbiana. A los quince días, el metabolismo heterotrófico oxidativo ha agotado el oxígeno disuelto en el agua de la zona más próxima al sedimento, hecho que dificulta su desarrollo al mismo tiempo que facilita la sulfato reducción con la producción de H_2S. El sulfhídrico proporciona una disminución del potencial redox y si las condiciones de luz són adecuadas, facilitarán el establecimiento de poblaciones fototróficas del azufre (Bielb y Pfennig, 1978).

Las columnas de laboratorio se utilizan en estudios de ecología por presentar un modelo en miniatura del

ecosistema natural, fácilmente accesible. La utilización de columnas de laboratorio para modelar la ecología del fitoplancton se han descrito préviamente por Strickland et al.(1969) y Andersen y Nival (1989). Margalef (1963) proponía el estudio de la succesión y distribución del fitoplancton marino en una columna de laboratorio. Booker et al. (1976, 1979 y 1981) presentaban unos trabajos sobre la migración de la cianobacteria *Anabaena flos aquae* en relación a la disposición de nutrientes, intensidad de luz, ... en una columna de laboratorio estratificada de 2 m de largo por 0.45 m de diámetro. Heaney et al. (1989) publicaban otros estudios de ecología marina con la diatomea *Asterionella formosa* en otra columna de laboratorio de grandes dimensiones, 4 m de largo por 0.25 m de diámetro, estratificada térmicamente.

La columna de laboratorio que se presenta en este trabajo pretende modelar los procesos que suceden en el hipolimnion de los lagos eutróficos y que comportan el establecimiento de poblaciones de bacterias fototróficas del azufre. La columna de Winogradsky modificada és una columna de laboratorio que incorpora a la columna de Winogradsky tradicional para el estudio de las poblaciones de bacterias fototróficas del azufre, las metodologías de las columnas citadas anteriormente para estudios de ecofisiología.

El objetivo de nuestro trabajo es determinar el desarrollo de las poblaciones de bacterias fototróficas del azufre y la evolución de diferentes variables limnológicas en dos columnas de Winogradsky modificadas. La diferencia entre ambas radica en el establecimiento de un ciclo de iluminación, la presencia de mayor volumen de sedimento y la mayor temperatura del agua hipolimnética en la segunda columna en relación a la primera.

MATERIAL Y METODOS

La columna de Winogradsky modificada consiste en un cilindro de vidrio de 130 cm de largo por 15 cm de diámetro cerrado por su parte inferior (Fig. 1). Dispuesta verticalmente dispone de mecanismos eléctricos para el establecimiento de gradientes térmicos (Pibernat et al., 1991). El método de rellenado de la columna es el utilizado tradicionalment para las columnas de Winogradsky (Schlegel, 1987).

El agua se obtuvo de la sugéncia de la riera Castellana (Banyoles, Girona). Este agua presenta las particularidades de una elevada conductividad (1800 µS/cm) debida a una alta concentración de sulfatos (1g/L) y una baja concentración de oxígeno (2 mg/L) disuelto (Abellà 1980, García-Gil et al. 1985).

El sedimento para la construcción de las dos columnas proviene del área de Banyoles (Girona). En la primera columna de Winogradsky se colocaron 10 cm de sedimento en la parte inferior de la columna y la luz se

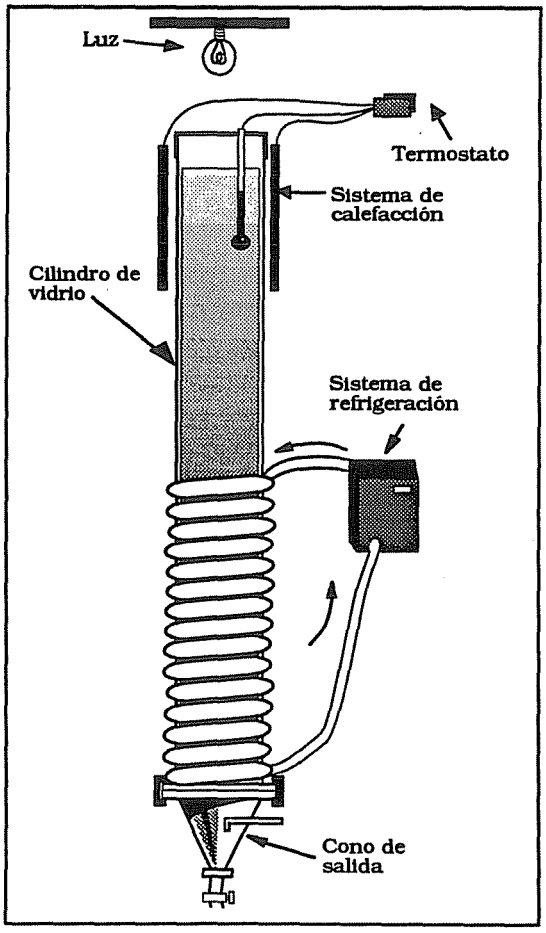


Fig. 1. Esquema de la columna de Winogradsky utilizada en este trabajo.

en la parte inferior de la columna y la luz se mantuvo con una bombilla de 100 W constante. La segunda columna se construyó con 30 cm de sedimento y un ciclo de luz/oscuridad de 12 horas.

La temperatura del agua del hipolimnion era de 15 °C en la primera columna y de 25 °C en la segunda columna.

El análisis de las variables físicas y químicas se ha realizado de la siguiente forma:

La temperatura y la conductividad se han medido con termómetro CRISON T-637 y conductivímetro CRISON 523 respectivamente.

El pH con pHmetro ORION, el potencial redox con electrodo de platino METROM modelo 6.0401.100, la concentración de oxígeno con Oxímetro YELLOW SPRINGS INSTRUMENTS 57 y la concentración de H_2S por método colorimétrico del azul de metileno (Pachmayer, 1960).

El estudio de los parámetros biológicos se ha efectuado mediante análisis de los pigmentos, se tomaba de 5 a 10 mL de muestra de la columna y se filtraba en filtro de membrana SARTORIUS (0.45 µm diámetro poro) cubierto con una fina lámina de $MgCO_3$ (2.5%). Las células retenidas en la línea de carbonato magnésico se resuspendían en acetona 90% (Montesinos, 1982). Después de 12-24 horas el extracto se centrifugaba y el sobrenedante se analizaba espectrofotométricamente.

Las células se observaban al microscopio ZEISS de epifluorescencia y contraste de fases.

RESULTADOS Y DISCUSION

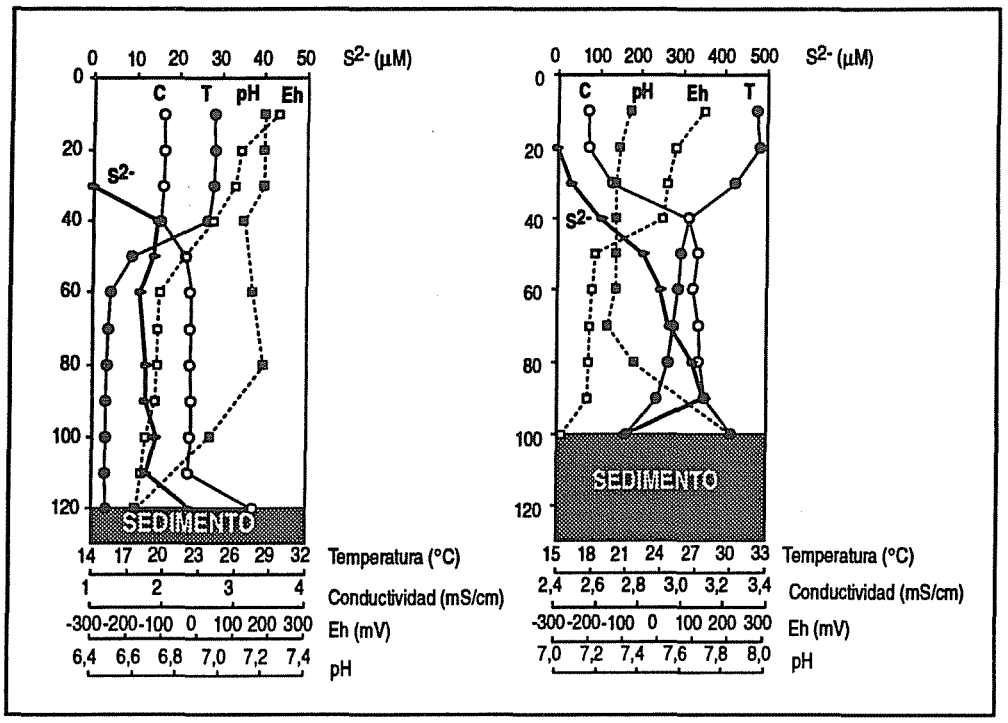


Fig. 2. Representación de los perfiles verticales de las diferentes variables limnológicas seguidas en las dos columnas de Winogradsky modificadas.

Las dos columnas se estudían durante un período similar de tiempo. Los perfiles de las variables físicas y químicas se representan en la Fig. 2. La zona con trama en la parte inferior de la columna, representa la potencia de sedimento utilizado en ambos experimentos. El seguimiento de las variables limnológicas presentaba diferencias en relación a la concentración de sulfhídrico, mayor en la columna con más sedimento. En la primera columna la concentración de S^{2-} era inferior a los 50 µM, se observaba una acidificación en las proximidades del sedimento (de 7.2 a 6.6). Mientras que en la segunda columna con concentraciones de S^{2-} superiores a 400 µM, se observaba una basificación, de 7.2 a 7.8. La acidificación cerca del sedimento se puede explicar por la presencia de sustancias ácidas (sulfhídrico, amoníaco,etc.) liberadas desde el sedimento y acumuladas en esta zona. Esta zona cercana al sedimento se denomina "pre-sedimento" (Riera 1987) y se caracteriza por presentar particularidades más propias del agua intersticial que del agua libre en la columna. La viscosidad del agua en esta zona aumenta por la presencia de sustancias que han difundido desde el sedimento y la velocidad de sedimentación de las partículas de la columna de agua disminuye, por lo que se forma una zona de acumulación importante.

El carácter básico, encontrado en la segunda columna se explicaría por la actividad metabólica de *Chlorobium limicola*. En experimentos de laboratorio, se ha descrito que el metabolismo de esta especie basifica el medio en el que crece (Brugada 1986).

En el primer experimento, las condiciones de iluminación eran de 24 horas/luz y la temperatura del hipolimnion se mantenía a 15 °C, la población de bacterias fototróficas verdes del azufre desarrollada fue *Chlorobium limicola f. thiosulfatophilum*. Esta especie presenta abundante mucosidad que le sirve para retener el S^{2-} y el S° (Brugada 1986) obteniendo así ventaja en estas condiciones de bajas concentración de sulfhídrico. Además del S^{2-} puede utilizar tiosulfato como aceptor terminal de electrones en su fotosíntesis (van Gemerden 1981).

La Fig. 3 representa la evolución de la turbidez en el primer experimento, debida principalmente al crecimiento de poblaciones de bacterias fototróficas del azufre, en el 6º intervalo de tiempo, bajo la termoclina se localiza *Thiocapsa roseopersicina*. Esta especie se mantiene hasta el octavo intervalo de tiempo. El aumento de

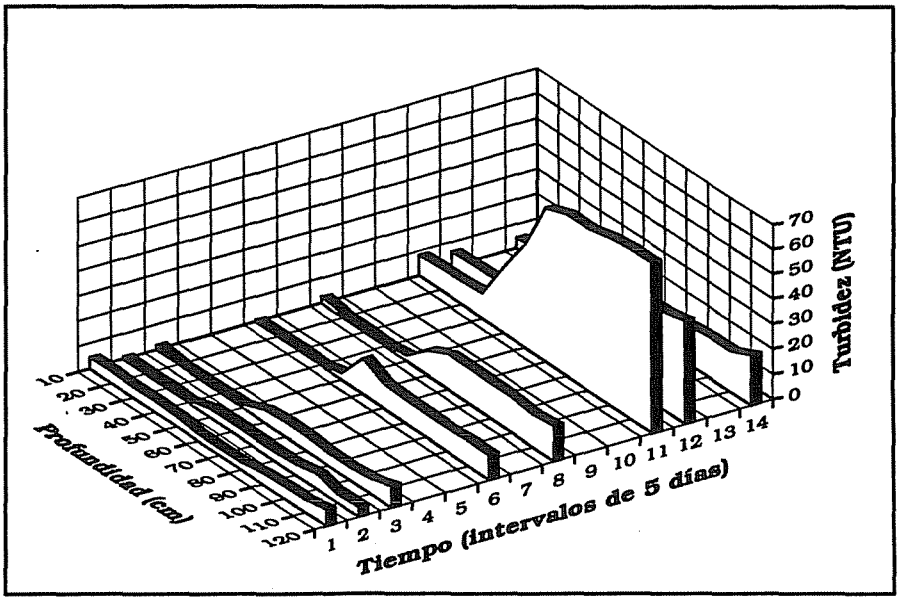


Fig. 3. Representación espacio-temporal de los perfiles de turbidez medidos en el primer experimento.

la turbidez se debe al desarrollo de la población de *Chlorobium limicola f. thiosulfatophilum* quien ocupa la totalidad de la columna en su parte inferior, a partir del 8º intervalo de tiempo. La presencia de las Cromatiáceas en la columna es muy corta (aprox. 15 días).

En el segundo experimento, la iluminación seguía un ciclo de 12 horas luz/oscuridad y la temperatura del hipolimnion era de 25 °C. La población desarrollada es *Chlorobium limicola*. Esta especie al crecer basifica el medio en condiciones de laboratorio (Brugada 1986, Van Gemerden 1987) por lo que puede ser la responsable de este cambio en el pH de la columna.

En las Fig. 4 y 5 se representan la evolución de las concentraciones de los pigmentos fotosintéticos pertenecientes a la población de *Chlorobium limicola*. En la Fig. 4 se observa una aparición cerca del sedimento del carotenoide clorobacteno, a partir del los 15 días. A los 30 días la población ocupaba todo el volumen de agua posible. La distribución vertical del clorobacteno forma dos máximos, uno en la zona inferior de la termoclina y un segundo a más profundidad. Al principio del estudio, el máximo en la zona de la termoclina presentaba mayor concentración de clorobacteno, peró al final, el valor máximo se localiza cerca del sedimento. La concentración máxima de clorobacteno en este experimento fue de 70 U.A./L.

El perfil vertical de la concentración de bacterioclorofila (Fig. 5) sigue el mismo patrón que el clorobacteno en la columna de Winogradsky modificada. El máximo bajo la termoclina indicaría la población fotosintéticamente activa, mientras que el máximo cerca del sedimento sería consecuencia de la acumulación por sedimentación de la columna en la zona del "pre-sedimento".

La termoclina era de 30 - 45°C/m en ambos experimentos, éste valor es del orden de 10 veces superior a los gradientes térmicos observados en condiciones naturales. El potencial de óxido-reducción paralelamente a la cantidad de sedimento y a la concentración de sulfhídrico medido, es más negativo en el segundo experimento.

La presencia de S^{2-} en la columna de agua tiene una duración entre 50 y 70 días, independientemente de la cantidad de sedimento presente; durante los cuales, las poblaciones de bacterias fototróficas se desarrollan.

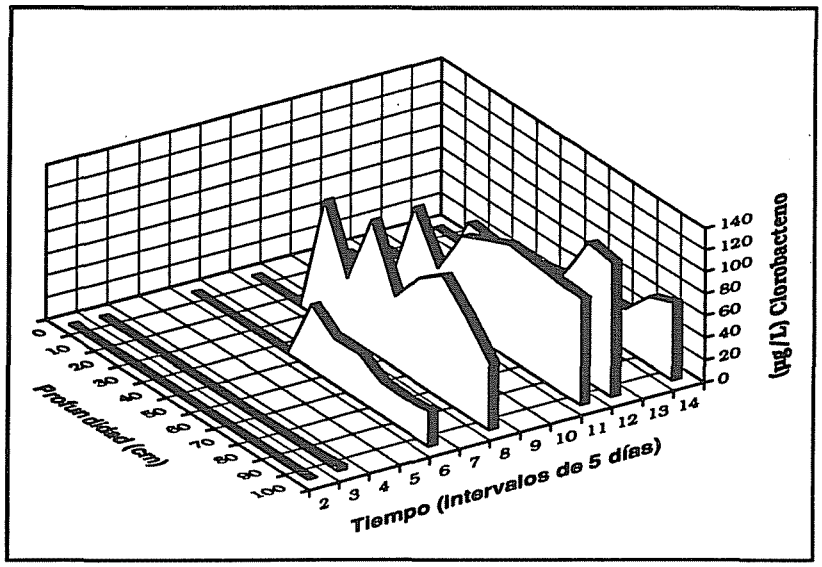


Fig. 4. Representación espacio-temporal de los perfiles verticales de la concentración del carotenoide clorobacteno en la segunda columna de Winogradsky modificada. Se observa su aparición a partir del tercer intervalo de tiempo en el fondo de la columna para posteriormente, ocupar todo el volumen de agua del hipolimnion.

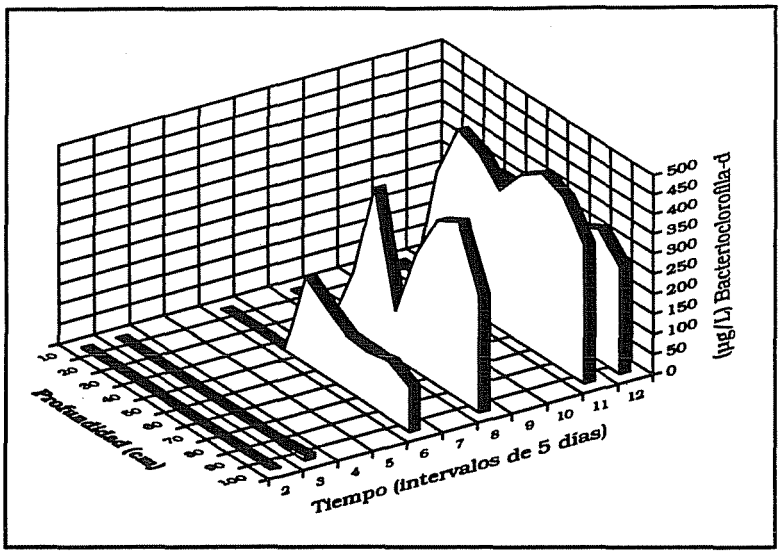


Fig. 5. Representación espacio-temporal de los perfiles de concentración de bacteriocloroflila de la población de ***Chlorobium limicola*** desarrollada en la segunda columna de Winogradsky modificada.

CONCLUSIONES

Con estos resultados se puede resumir que la concentración de sulfhídrico medida en el agua de la columna, depende de la cantidad de sedimento y de la temperatura a la que se encuentra. Si hay 10 cm de sedimento a 15 °C, la cantidad máxima de sulfhídrico medida és 50 µM y si hay 30 cm de sedimento a 25 °C, se miden hasta 500 µM.

El ciclo de iluminación o la temperatura se relacionarían con la presencia de Cromatiáceas, en la segunda columna no se ha detectado su presencia.El límite de luz que permite crecimiento en las bacterias fototróficas verdes del azufre frente a las rojas es de 15 - 45 Lux (Bielb y Pfennig 1978).

El crecimiento de las bacterias fototrófias verdes del azufre es muy rápido (14 - 20 días de tiempo de generación en la laguna del Vilar, Montesinos 1982; 16 días en CIV del lago de Banyoles, García-Gil et al. 1987) en relación al de las Cromatiáceas (tiempo de generación de 23 días, Montesinos 1982).

La mayor concentración de sulfhídrico medido en la segunda columna junto con una mayor afinidad de las bacterias fototróficas verdes del azufre por este sulfhídrico y una mayor tasa de crecimiento, podrían explicar que no se hayan observado poblaciones de Cromatiáceas en esta columna de Winogradsky modificada. Las poblaciones de Cromatiáceas y de bacterias verdes del azufre *Chlorobium limicola f thiosulfatophilum* pueden coexistir bajo condiciones limitantes de sulfhídrico (van Gemerden 1987).

Aunque la procedencia del sedimento y del agua en las dos columnas es la misma, la fisiología de las poblaciones de microorganismos fototróficos del azufre desarrollada són muy diferentes. *Chlorobium limicola f thiosulfatophilum* aparecida en la primera columna presenta características oligosulfidófilas, mientras que la enriquecida en la segunda columna,*Chlorobium limicola* es más sulfidófila.

La reducción de sulfatos tiene lugar en el sedimento y en la columna de agua libre (Brugada, 1986), ésta sulfatorreducción origina la presencia de sulfhídrico en la columna de agua que pueden consumir las bacterias fototróficas del azufre. Este sulfhídrico se detecta en la columna de agua desde el establecimiento de la anoxia

en cantidades crecientes hasta el desarrollo de las poblaciones de microoganismos. A partir de los 70 días de funcionamiento de la columna deja dedetectarse presencia del sulfhídrico en la columna de agua y al mismo tiempo, las poblaciones de bacterias fototróficas del azufre sedimentan y desaparecen.

BIBLIOGRAFIA

Abellà, C. A. 1980. Dinámica poblacional comparada de bacterias fotosintéticas planctónicas. Tesis doctoral. Univ. Autónoma de Barcelona.

Andersen V. y P. Nival. 1989. Modelling of phytoplankton population dynamics in an enclosed water column. J. mar. biol. Ass. U.K., 69: 625-646.

Biebl H. y N. Pfennig, 1978. Growth yields of green sulfur bacteria in mixed cultures with sulfur and sulfate reducing bacteria. Arch. Microbiol. 117 : 9-16.

Booker,M. J.; M.J., Dinsdale y A. E. Walsby,1976. A continuously monitored column for the study of stratification by planktonic organisms. Limnol. & Oceanogr., 21 (6): 915-919.

Booker M.J. y A. E. Walsby, 1979. The relative form resistance of strainght and helical blue-green algal filaments. Br. Phycol. J. 14: 141-150.

Booker,M. J. y A. E. Walsby,1981. Bloom formation and stratification by a planktonic blue-green alga in an experimental water column. Br. Phycol. 16: 411-421.

Brock T.D. y M.T. Madigan. 1988. Biology of Microorganisms. Prentice Hall. New Jersey.

Brugada, D. 1986. Metabolisme del sofre i funció destoxificadora dels bacteris fototrófics en l'estanyol del Vilar (Banyoles). Tesina de Licenciatura. Univ. Auton. Barcelona.

Garcia Gil,J. ; R.C. Brunet . y C. A. Abellà. 1985. Estudi de l'evolució dels estanyols de la Riera Castellana (Banyoles): Estanyol Nou, Sisó i Brollador Scientia Gerundensis, 11: 81-90.

Garcia Gil,J. ; R.C. Brunet y C. A. Abellà. 1987. Incidencia de la inestabilidad de la meromixis en Banyoles IV (Lago Banyoles, Girona) en la dinámica poblacional de bacterias fototróficas del azufre. Actas del IV Congreso Español de Limnología. Sevilla pp:85-94.

Heaney,S. L. ; M.C. Davey, y A.S. Brooks, 1989. Formation of sub-surface maxima of a diatom within a stratified lake and in a laboratory column. J. of Plankton Research, 11 (6): 1169-1184.

Margalef, R. 1963.Modelos simplificados del ambiente marino para el estudio de la sucesión y distribución del fitoplancton y del valor indicador de sus pigmentos. Invest. Pesq. 23: 11-52.

Montesinos, E. 1982. Ecofisiología de la fotosíntesis bacteriana. Ph. D. Thesis. Universitat Autònoma de Barcelona.

Pachmayer F. 1960. Vorkmmen and bestimmung von Schefelverbindunger in Minerawasser. Ph. D. Thesis Univ. München.

Pibèmat, I.V. , J.L. García Gil y C. A. Abellà, 1991. Descripció d'un model experimental de columna de Winogradsky. Paràmetres físics i químics. Scientia gerundensis. 17: 55-62.

Riera., X.G. 1987.Cicle limnològic i ecologia de les poblacions de bacteris fototròfics en la llacuna costanera de "La Massona" (Alt Empordà. Girona). Tesina de Licenciatura. Univ. Autón. Barcelona.

Schlegel, H.G. 1987. General Microbiology. Cambridge Univ. Press.

Strikland, J. D.; O. Holm-Hansen, R.W. Eppley y R.T. Linn, 1969. The use of a deep tank in phytoplankton ecology. 1. Studies of growth and composition of phytoplankton groups at low nutrients levels. Limnol. Oceanogr. 14: 23-34.

van Gemerden, H. 1981. Coexistence of Chlorobium an Chromatium in a Sulphide-Limited Continuous Culture. Arch. Microbiol., 129: 32-34.

van Gemerden, H. 1987. Competition between purple sulphur bacteria and green sulphur bacteria. Role of sulfide, sulfur and pysulfides. Acta Academica Aboensis .47 (2): 13-27.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:191-197

COMUNIDADES DE ROTIFEROS DE TRES LAGUNAS DEL SUR DE MADRID

J. L. Velasco Díaz
Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid
José Gutierrez Abascal, 2. 28006 Madrid.

Palabras clave: rotíferos, lagunas mineralizadas

ABSTRACT

Seventy four taxa of rotifers are reported from three ponds located in Madrid. Six species and eight infraspecific form are new record for the Spanish fauna. The 62% rotifers sampled are benthic-periphytic.

INTRODUCCION

De las tres lagunas estudiadas: San Juan, Mar de Ontígola y El Campillo, las dos primeras tienen un origen natural, aunque actualmente presentan diversas modificaciones debidas a la acción del hombre y la tercera es una antigua gravera ya fuera de explotación, con un alto nivel de eutrofia debido a la filtración de agua fuertemente contaminada con vertidos urbanos procedente del rio Jarama, cuyo cauce discurre a escasa distancia. En esta laguna, es destacable la existencia durante todo el año de masivas cantidades de la cianoficea filamentosa *Oscillatoria agardhii*.

En el estudio llevado a cabo, hemos identificado un total de 74 taxa de rotíferos, de los que un 19% aproximadamente son nuevas citas para España, correspondiendo la mayoria a organismos béntico-perifíticos. La posible explicación de este hecho podría ser debida, tanto a la ausencia de trabajos intensivos previos en las lagunas estudiadas, como a que la mayor parte de trabajos limnológicos dedican más atención, en general, a los organismos planctónicos, mientras que nuestro estudio estuvo dirigido preferentemente a la zona litoral.

AREA DE ESTUDIO

Las lagunas se ubican en un área donde se produce la mayor concentración de humedales y graveras de la Comunidad de Madrid, situada a lo largo del curso del rio Jarama y delimitada por las siguientes coordenadas geográficas:3°31'-3°34'Longitud Oeste; 40° 0'-40°9' Latitud Norte (Fig. 1).

La laguna de El Campillo está muy próxima a la orilla izquierda del rio Jarama, cerca de su confluencia con el Manzanares y es la más extensa (39ha.) y profunda de las tres, habiendose medido 13 m. en algunos puntos. Sus orillas son generalmente de pendiente brusca y con poca vegetación.

Al sur está la laguna de San Juan, de 25ha. de superficie incluyendo las amplias zonas de carrizo que la rodean y con una profundidad sólo de 0,7 a 2m.
Está situada en el valle bajo del rio Tajuña, en su margen izquierda, a 500m. de su cauce y cerca de la confluencia con

el Jarama. Esta laguna natural ha visto alterado su primitivo carácter endorreico debido, tanto a los aportes que recibe del rio Tajuña por una acequia lateral durante el estiaje, como al desagüe artificial existente que mantiene el nivel de agua constante durante la época de máxima carga. En 1981 se procedió al rejuvenecimiento de la laguna mediante el dragado de sus fondos, a fin de detener el avanzado proceso de colmatación a que habia llegado.

La tercera laguna, conocida como Mar de Ontígola, se localiza en el límite sur de la provincia, cerca de Aranjuez, en la margen izquierda del rio Tajo y es la de menor extensión 13,5ha., ampliamente rodeada de carrizo y con una profundidad de 6m. al pié del muro artificial de represamiento que permite regular el nivelde agua que la laguna recibe de un arroyo de caudal variable. Durante el periodo estudiado las fluctuaciones de nivel no superaron, según nuestras observaciones,más de 0,75cm.

Fig.1. Localización de las lagunas.

MATERIAL Y METODOS

Los muestreos se realizaron mensualmente entre noviembre de 1988 y julio de 1990 en San Juan y de marzo de 1990 a abril de 1991 en las otras dos lagunas.

La zona litoral fué muestreada con una red de mano triangular, con una malla de 90 mμ. Las muestras de plancton se recogieron con una red cónica de 15cm. de diámetro, 1m. de longitud y una malla de 50mμ. Se utilizó formol al 4% para la fijación de los organismos, previa narcotización con procaina al 0,04% durante 16 horas (May, 1985).Para la observación del trophi se utilizó una solución acuosa de hidróxido sódico al 10%.

La conductividad, pH y temperatura, se midieron "in situ" con sondas Hanna Instruments. Para el reconocimiento de las muestras, se utilizó un microscopio invertido Olympus CK2. La medida de los iones principales del agua se hizo siguiendo las recomendaciones de Standard Methods (Apha, 1980).

RESULTADOS Y DISCUSION

En la Tabla 1 se dá un resumen de las características físico-químicas más importantes de las lagunas. Tanto por su contenido iónico como por los valores de conductividad, podemos decir que sus aguas presentan un grado de mineralización intermedio entre las lagunas de agua dulce, con menos de 5 meq./l. y las hiperhalinas con mas de 100 meq./l. (Alonso, 1985), siendo el Mar de Ontígola la laguna mas mineralizada y la del Campillo la menos.

Por la composición cualitativa de sus iones principales, las tres lagunas pertenecen al tipo de "sulfatadas cálcicas", excepto la de El Campillo donde el catión dominante fué el sodio (Fig. 2). El tipo de sales disueltas se corresponde perfectamente con la naturaleza predominantemente yesífera de los terrenos donde están ubicadas.

Desde el punto de vista del pH, las lagunas son ligeramente alcalinas, variando sus valores medios de 7,8 en San Juan a 8,6 en El Campillo, la de aguas más básicas.

Tabla 1. Valores medios e intervalos de variación de los parámetros físico-químicos principales (SJ=San Juan, O=Mar de Ontígola, C=El Campillo).

Parámetros	Sj	O	C
Conductividad (mS/cm)	1'90 (1'25-2'45)	3'95 (3'20-4'92)	1'26 (1'04-1'37)
pH	7'8 (7'5-8'3)	8'1 (7'6-8'8)	8'7 (7'4-9'5)
Tª (ºC)	15'7 (6'5-29'4)	14'4 (3'9-26)	16'3 (5'8-32)
ΣAniones (meq/l)	30	63	17

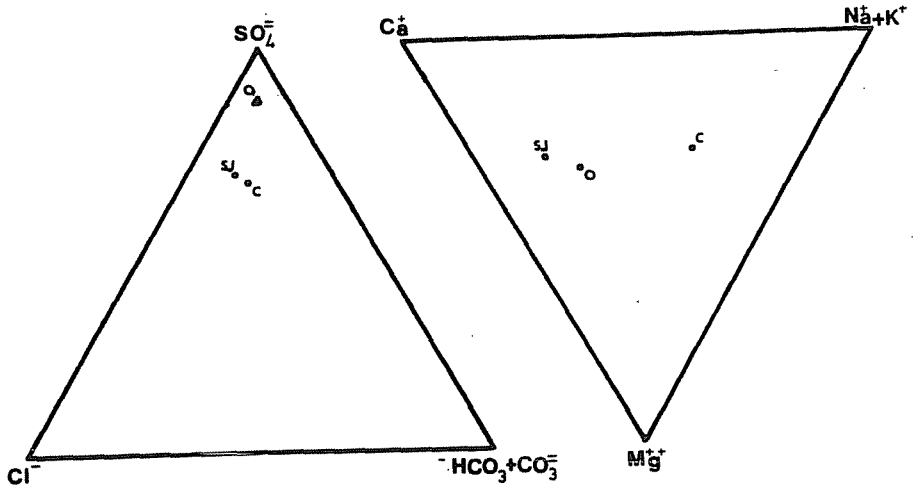


Fig.2. Aniones principales.

Respecto a los aspectos faunísticos, los rotíferos identificados pertenecen a 29 géneros encuadrados en 17 familias. En la Tabla 2 se dá la lista de especies por orden alfabético, con una estimación aproximada de su abundancia.El número de especies registradas en los distintos muestreos, varió de 2 a 19 en la laguna de San Juan y de 4 a 15 en las otras. San Juan fué la laguna que mostró un mayor número de especies (54),frente a 33 en Ontígola y El Campillo.

Del conjunto total dado en la Tabla 1, el 38% de especies son planctónicas y el 62% restantes béntico-perifíticas. Al Mar de Ontígola pertenece la comunidad mas abundante, 48% del total de taxa, mientras que en la laguna de El Campillo sólo re presentan el 27%. Hay 12 especies comunes a las tres lagunas, destacando la amplia mayoría de organismos litorales (9spp.) pertenecientes,principalmente, a los géneros *Colurella* y *Lecane*.

Las lagunas de San Juan y Ontígola presentan la mayor semejanza en cuanto a la composición de sus comunidades de rotíferos, con 26 especies y formas comunes, destacando los géneros *Brachionus* (7spp.), *Lecane* (4spp.) y *Colurella* (3spp.). Ontígola y El Campillo están en el extremo opuesto con únicamente 13 especies comunes.

El género *Lecane* es el que aporta mayor número de especies en las tres lagunas, significando en porcentaje el 24% en El Campillo, el 17% en San Juan y el 15% en Ontígola. Le sigue en importancia el género *Brachionus*, con porcentajes del 6%, 17% y 24% respectivamente.

Desde un punto de vista cuantitativo, la familia *Brachionidae* es la mas importante en todas las lagunas, seguida de *Synchaetidae*. La especie común mas abundante es *Polyarthra*

dolychoptera.

En la laguna de San Juan, el género *Brachionus* con las especies *B. angularis*, *B. calyciflorus* y *B. urceolaris*, es el más abundante,produciendose máximos de población, generalmente, en la época estival, como corresponde a un género cláramente termófilo. También el género *Keratella*,y especialmente *K. quadrata*, se encuentra abundantemente en algunos meses aislados, fuera de la época estival, lo mismo que algunas especies de *Synchaeta*, tales como *S. oblonga* y *S. tremula*.

En la laguna de Ontígola,*Anuraeopsis fissa* es la especie dominante en todas las épocas del año, seguida de *Keratella tropica* en primavera y otoño y *Polyarthra dolychoptera* en invierno-primavera.

En la laguna de El Campillo, las especies dominantes cuantitativamente son *Pompholyx sulcata* en otoño y *Keratella cochlearis* en primavera. También *Brachionus angularis* y *Polyarthra dolychoptera* son abundantes en meses aislados, septiembre y marzo de 1990 respectivamente.

De las seis especies que constituyen nuevas citas para España, sólo *Asplanchna sieboldi* (San Juan, junio 1989) es planctónica, presentando todas una amplia distribución en Europa o un carácter cosmopolita, como en el caso de la especie anterior y también de *Cephalodella hoodi* (San Juan, enero 1989). Las otras especies fueron: *Notommata glyphura*, San Juan, enero 1989 ; *Cephalodella delicata*, San Juan, febrero 1989 (dudosa) y Mar de Ontígola, noviemre 1989; *Squatinella mutica*, Mar de Ontígola, noviembre 1989; *Encentrum plicatum*, Mar de Ontígola, diciembre 1990.

Las categorias taxonómicas infraespecíficas a veces pueden tener gran interés, ya que que determinadas especies de amplia distribución tienen, sin embargo, varias subespecies o formas de distribución limitada (Chengalath & Koste, 1987). Desde este punto de vista, nos parece interesante el hallazgo de *Brachionus bidentata f. inermis* (San Juan, verano 1990), considerada una forma tropical, sin referencias en Europa, mientras la forma tipo está ampliamente distribuida por América, Asia y Europa (Berzins, 1978). Un caso similar es también el de *Keratella tropica f. reducta* (Mar de Ontígola, julio 1990), forma típicamente tropical, encontrada junto a la forma tipo que sí está también distribuida en Europa, igual que el resto de formas no citadas en España y que son: *Brachionus quadridentatus var. cluniorbicularis*, común a las tres lagunas en verano y otoño principalmente; *B. quadridentatus f. rhenenus*, laguna de San Juan y Mar de Ontígola, preferentemente en verano y otoño respectivamente; *Colurella uncinata f. deflexa*, San Juan (marzo, 1990); *Lepadella patella f. oblonga*, El Campillo (marzo y abril 1990); *T. patina f. trilobata*,San Juan en distintas épocas del año y el Campillo(abril,1990).

Lecane pyriformis y *Brachionus quuadridentatus f. brevispinus*, encontradas en Menorca (De Manuel, 1990), son citas nuevas en la Península y fueron registradas ambas en la laguna de San Juan y en Ontígola la segunda

Tabla 1. Lista de especies y estimación semicuantitativa (1=escasa, 2=abundante, 3=muy abundante; *=nueva cita para España, &=para la Peninsula)

Especies	SJ	O	C
Anuraeopsis fissa		3	
Asplanchna (A.) brightwelli	1	1	
**A. sieboldi*	1		
Brachionus angularis	3	2	3
**B. bidentata f. inermis*	1		
B. calyciflorus	3	2	
B. calyciflorus f. anuraeiformis	3		
B. plicatilis		2	
&B. quadridentatus f. brevispinus	2	1	
**B. quadridentatus var. cluniorbicularis*	3	1	
**B. quadridentatus f. rheneanus*	2	1	
B. urceolaris	3	1	
B. urceolaris var. rubens	1		
Cephalodella catellina	2		
**C. delicata*	cf1	1	
C. forficula	1		
C. gibba microdactyla	1	1	1
**C. hoodi*	1		
Colurella adriatica	1	1	1
C. colurus	1	1	1
C. obtusa	1	1	1
**C. uncinata f. deflexa*	1		
Collotheca ornata	2		
Dicranophorus forcipatus	1		
Encentrum mustela	1		
**E. plicatum*		1	
Epiphanes senta	1		
Euchlanis deflexa			1
E. dilatata			1
Filinia longiseta			2
F. terminalis	1		
Hexarthra oxyuris		2	
Keratella cochlearis		1	3
K. cochlearis var. tecta			1
K. quadrata	2		1
K. tropica	2	3	
**K. tropica f. reducta*		1	
Lecane aculeata	1	1	
L. bulla	2	1	2
L. closterocerca	1	1	1
L. flexilis	1		
L. hamata	1		1
L. luna	1	2	2
L. (M.) lunaris	1		1
L. lunaris var. constricta	1		1
&L. (M.) pyriformis	1		
L. subtilis		cf1	
L.stichaea			1

L. tenuiseta			1
**Lepadella patella f. oblonga*			1
L. patella f. similis	1	1	1
L. rhomboides			2
Lophocharis oxysternon	1	1	
L. salpina	1	1	
Mytilina mucronata			1
Notholca acuminata	1	1	
**Notommata glyphura*	1		
Platyias quadricornis	1		1
Polyarthra dolychoptera	3	3	3
P. remata	1		1
P. vulgaris var. longiremis	2		
Pompholyx sulcata			3
Proales decipiens			cf1
Rotaria rotatoria	1	1	1
R. neptunia	1		
Synchaeta oblonga	3		
S. tremula	3	2	
**Squatinella mutica*		1	
Testudinella mucronata			1
T. patina	1		
**T. patina f. intermedia*	2		1
**T. patina f. trilobata*	1		1
Trichocerca rattus	1		
Trichotria pocillum	1	1	

AGRADECIMIENTOS

A Angel Rubio, del Centro de Investigaciones del Agua, por la realización de los análisis químicos.

A Maria José Fernandez, de la Agencia del Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid, por facilitar la toma de muestras en la laguna de San Juan.

BIBLIOGRAFIA

ALONSO, M. (1985). Las lagunas de la España Peninsular: taxonomía, ecología y distribución de los cladóceros. Tesis Doctoral., Universidad de Barcelona.

APHA, (1980). Standard Methods for the examination of water and wastewater. 15th Edition.

BERZINS, B.(1978). Rotatoria. En: J. Illies (Ed.). Limnofauna Europea: 54-91. G. Fischer, Stuttgart.

CHENGALATH, R. & KOSTE, W. (1987). Rotifer from Northwestern Canada. Hydrobiologia 147:49-56.

DE MANUEL, J.(1990). Contribution to the knowledge of the rotifer fauna (Rotifera:Monogononta) from Minorca inland waters (Balearic isles:Spain) Limnetica, 6:119-130.

MAY, L. (1985). The use of procaine hydrochlride in the preparation of rotifers samples for counting. Verh Internat. Verein. Limnol., 22(5):2987-2990.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:199-204

EVOLUCIÓN ESTIVAL DE LAS POBLACIONES METALIMNÉTICAS DE FITOPLANCTON EN LAS CUBETAS III Y VI DEL LAGO DE BANYOLES (GIRONA).

J.B. Figueras, X.Vila y C.A. Abella
Institut d'Ecologia Aquàtica, Universitat de Girona, Pl. Hospital, 6, 17071 Girona

Palabras clave : fitoplancton, metalimnion, oxígeno, Banyoles.

ABSTRACT

The dynamics of phytoplankton populations was studied during summer (July-October) 1989, in two basins (C-III and C-VI) of Lake Banyoles. They were preferently placed in the metalimnion, and a downward movement of chlorophyll maxima was observed as thermocline reached deeper positions in the water column. As a consequence algae were placed under suboptimal light conditions, causing the populations to decline. The position of the oxygen maxima were explained from the existence of a picnocline rather than the photosynthetic activity of algae.

INTRODUCCIÓN

El lago de Banyoles, junto a la ciudad del mismo nombre, en el Noreste de la península, está formado por un conjunto heterogéneo de cubetas, debido a su origen cárstico. En terminos generales se puede dividir en un lóbulo sur, compuesto por las cubetas I y II, de mayor profundidad media, y el lóbulo norte, más heterogéneo y en promedio menos profundo.

Anteriores estudios sobre el fitoplancton del lago (Planas, 1973) se centraron en el lóbulo sur, tomando muestras cada 5 metros y poniendo especial atención en los primeros metros. Nuestro estudio, centrado en dos de la cubetas del lóbulo norte (la III y la VI) pretendía corroborar la existencia de poblaciones algales relacionadas con el metalimnion, tal y como se había observado en la cubeta IV (Garcia-Gil et al., en prensa), también en el lóbulo norte. Se pretendió comprobar si la dinámica de dichas poblaciones de profundidad se ajustaba a los resultados obtenidos en la cubeta IV, y comparar estas con las poblaciones del lóbulo sur.

Dicho estudio, limitado en el tiempo, se centró en seguir con detalle el proceso de estratificación y la dinámica de los máximos de oxígeno, así como la evolución de las poblaciones de fitoplancton que dan lugar a dicho máximo. También se buscó una aproximación a los principales factores ambientales responsables de dicha evolución. Los resultados obtenidos, junto con el estudio cualitativo de la composición e importancia de las diferentes poblaciones algales, sirvieron para tener una aproximación con objecto de acometer posteriores estudios.

MATERIAL Y MÉTODOS

Durante el verano (Julio-Octubre) de 1989 se muestreó el lóbulo norte del lago de Banyoles, con especial atención a las cubetas III y VI. También se observaron las cubetas I y II. Dicho estudio comprendió un estudio físico-químico. Se midieron la temperatura (Crison T-637) y la conductividad (YSI modelo 33), a partir de las cuales se calculó la densidad (Bührer y Ambühl, 1975). La concentración de oxígeno se determinó con un oxímetro YSI modelo 57. La luz fue medida con un cuantómetro de Biospherical Instruments mod. QSP-170.

Se tomaron muestras de agua de la columna (Jorgensen et al., 1979), con especial atención la zona de la termoclina. Ya en el laboratorio se midieron el pH (electrodo Orion KX-915 6) y el potencial Red-Ox con un electrodo combinado de platino METHROM mod. 60401.100. Se filtraron las muestras de agua (Humprey y Wooton, 1966) para analizar su contenido en clorofilas (Smith y Benítez, 1955). También se fijaron muestras con lugol, para su posterior identificación en microscopio invertido.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la cubeta III (C-III) apareció una población algal a finales de Agosto (fig. 1), compuesta mayoritariamente por *Cyclotella*. Esta se hallaba en la zona de máximo gradiente de densidad (correspondiente a la termoclina). La población descendió, siguiendo la picnoclina, hasta mediados de Octubre. A principios del mismo mes empezó a desaparecer el gradiente, lo cual facilitó la mezcla del máximo de oxígeno con el resto del epilimnion, y su desaparición con antelación a la del máximo de clorofilas. La desaparición de la población algal coincidió con la ruptura final del gradiente térmico, la disminución de la luz incidente y el ascenso del monimolimnion anaeróbico, en el que se desarrollan poblaciones de bacterias fototróficas del azufre (Abellà, 1980), pudiendo cualquiera de los tres factores explicar su extinción.

En la cubeta VI (fig. 2) la población se encontraba en los límites inferiores del metalimnion, o incluso en el hipolimnion, pero dentro del mismo rango de luz (1-10 %) que la población anterior (C-III). La evolución del gradiente de densidad explica la curiosa dinámica del oxígeno. Aunque también presente en la C-III, este hecho se hacía más evidente en C-VI, donde los máximos de clorofila se localizaban en el hipolimnion mientras que los de oxígeno se localizaban en la parte superior del metalimnion. En ambos casos las máximas concentraciones de oxígeno se encontraban en las zonas de mayor gradiente de densidad. Esta coincidencia sería debida probablemente a la ausencia de difusión turbulenta, con independencia de la posición de las algas.

En este caso la población se vió afectada por la aparición de una zona anaeróbica en el fondo del hipolimnion que forzó su desplazamiento hacia arriba, alejándola de su profundidad óptima. Este hecho, hipotéticamente beneficioso por un aumento de la luz incidente sobre la población, significa al mismo tiempo un alejamiento de los nutrientes, siendo ésta una de las causas más probables de su posterior desaparición. Queda por estudiar con profundidad el papel jugado por la comunidad bacteriana en el desplazamiento de las algas hacia niveles superiores, y qué relaciones mantienen ambas comunidades a lo largo de los gradientes de oxígeno y nutrientes.

Si comparamos el conjunto del lago, observamos como las cubetas I y IV (fig.3) presentaban también máximos de clorofila entre los 10 y 15 metros de profundidad, relacionados en mayor o menor grado con la termoclina. Las evoluciones de las poblaciones en las tres cubetas del lóbulo norte presentan ciertas semejanzas debidas en gran parte a su similar morfología y posición. Las diferencias apreciadas en C-II, donde las poblaciones de fitoplancton se localizaban principalmente entre sus dos termoclinas, y también en menor grado en C-I, indican una clara separación entre los dos lóbulos, que habria de ser tenida en cuenta en aproximaciones de la productividad del lago.

Las especies predominantes que se encontraron, coincidiendo con Planas (1973), fueron las diatomeas centrales del género *Cyclotella*, aunque también son dignos de consideración los representantes de los géneros *Dinobryon* y *Cryptomonas*, que se

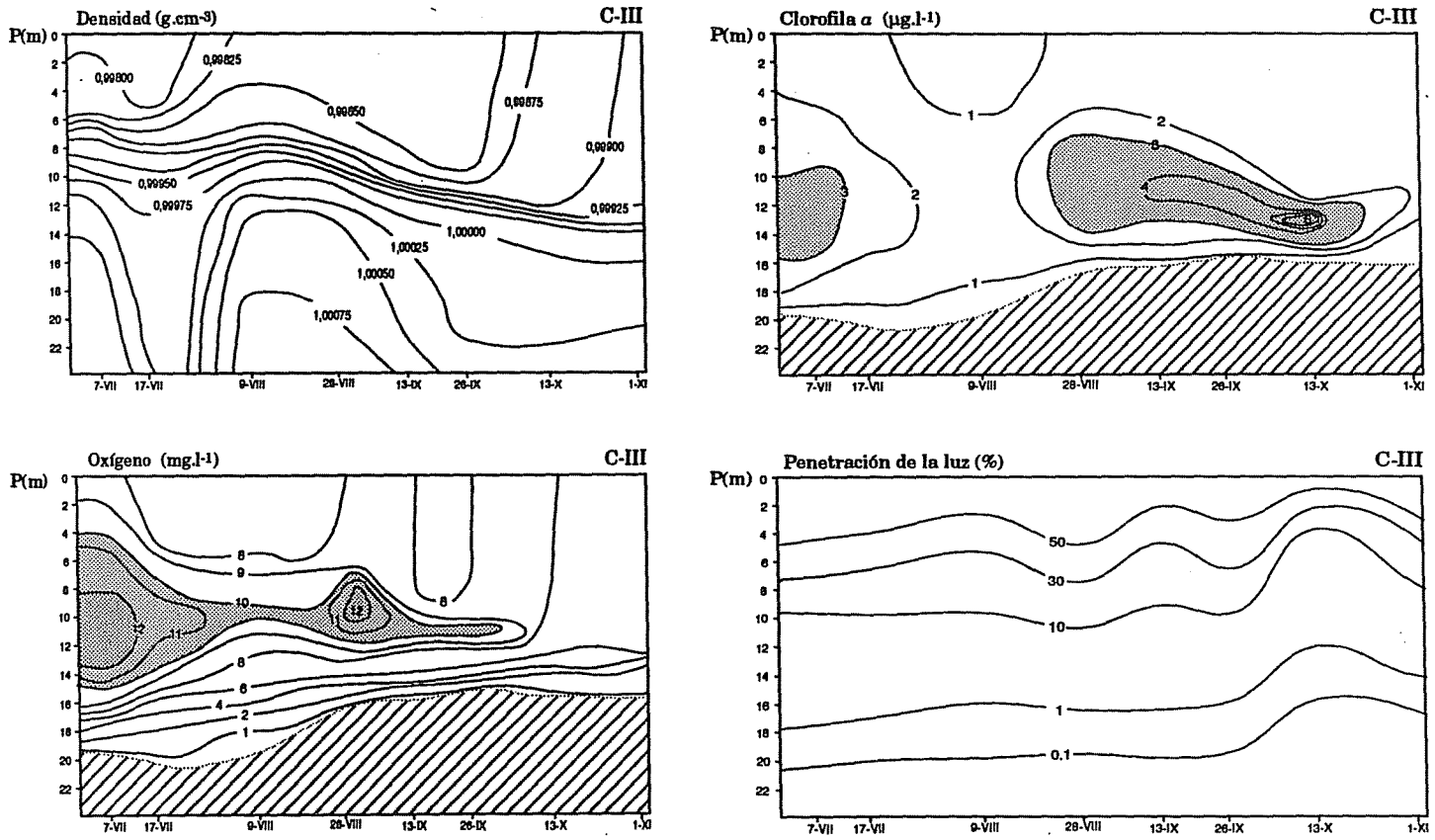


Fig 1. Variación espacio-temporal, en C-III, de las variables analizadas a lo largo del periodo de estudio (Julio-Octubre de 1989). En las representaciones de la Clorofila *a* y el Oxígeno se encuentra tramada la zona anaeróbica, limitada por la oxiclina.

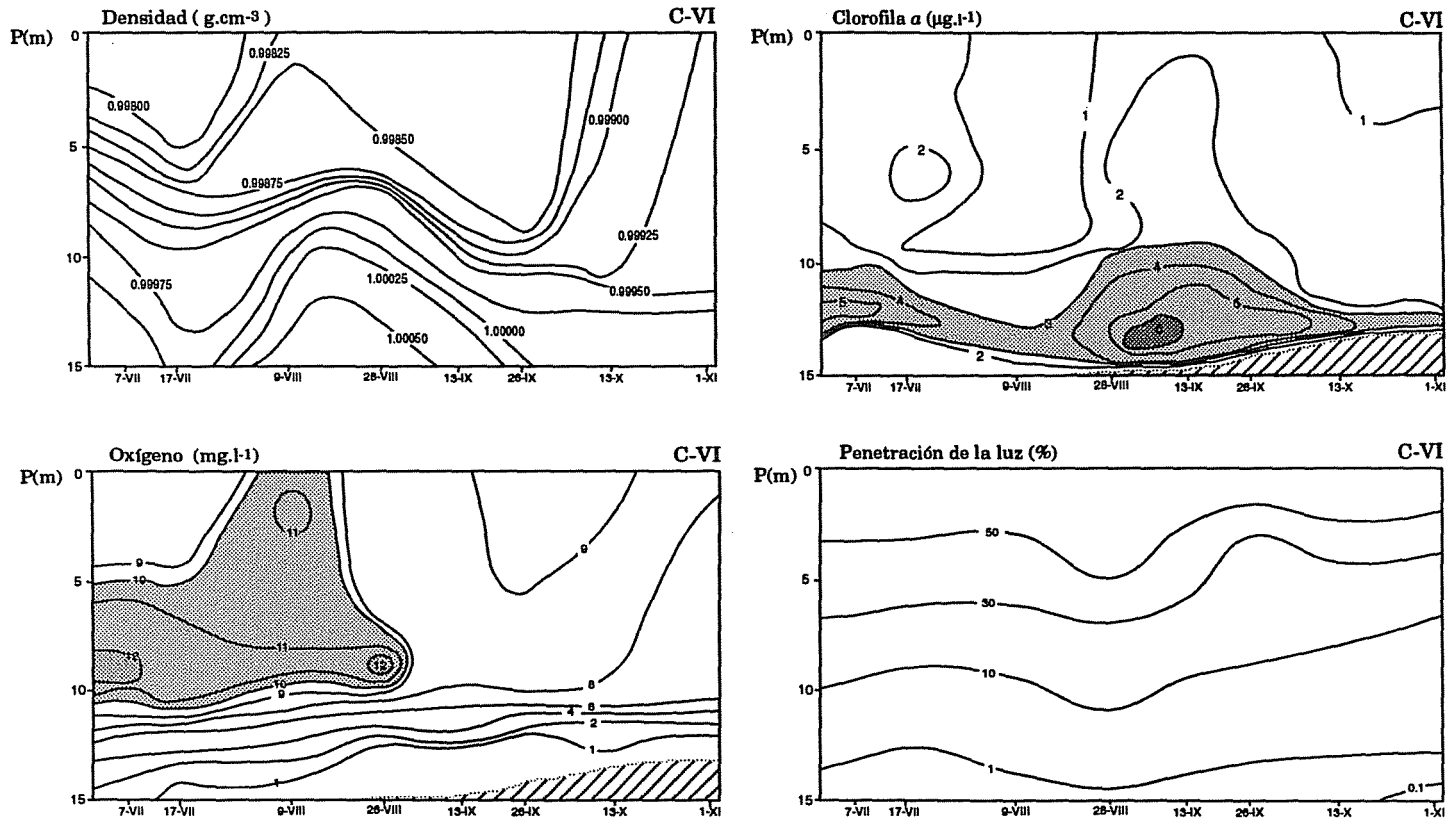


Fig 2. Variación espacio-temporal, en C-VI, de las variables analizadas a lo largo del periodo de estudio (Julio-Octubre de 1989). En las representaciones de la Clorofila *a* y el Oxígeno se encuentra tramada la zona anaeróbica, limitada por la oxiclina.

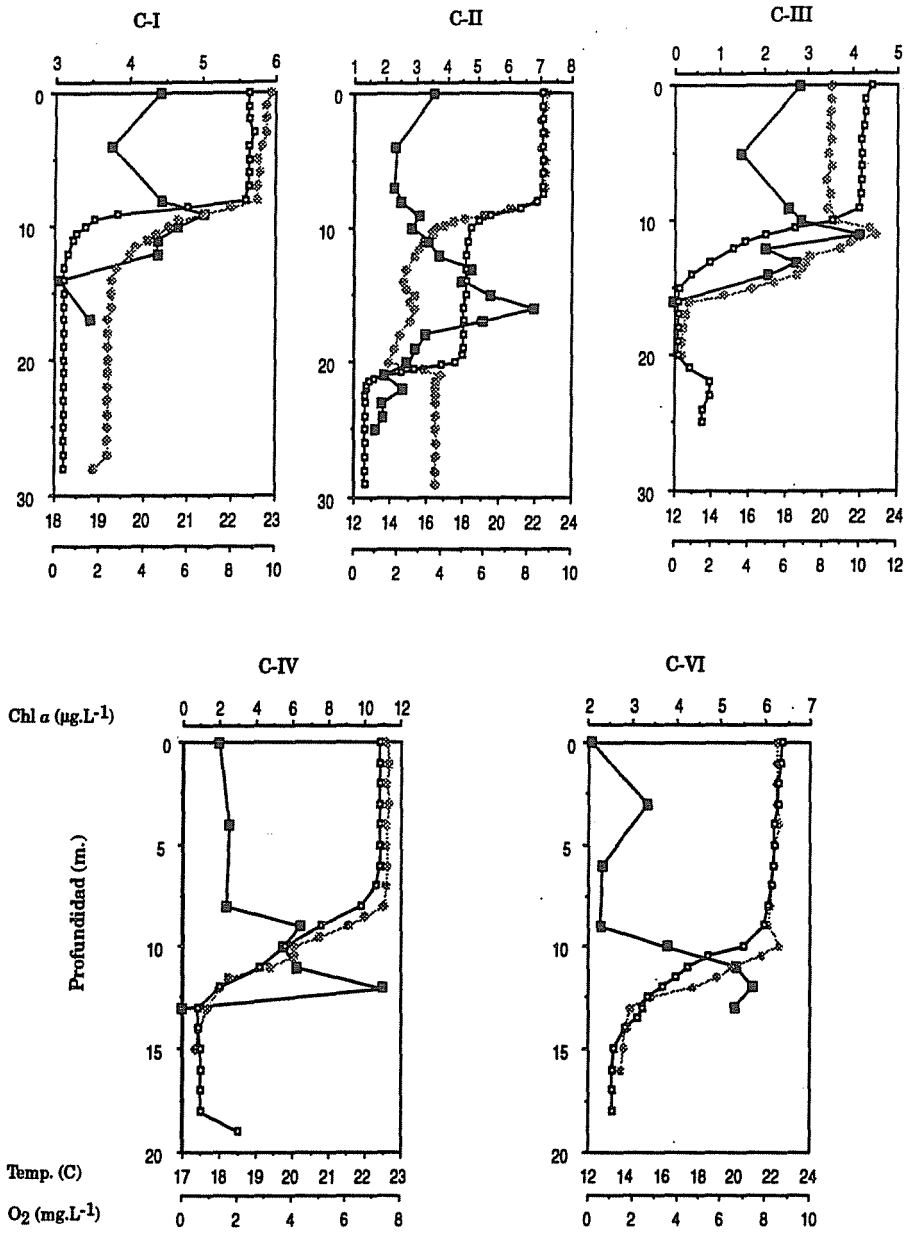


Fig 3. Perfiles de temperatura (—□—), Clorofila *a* (—■—) y oxígeno (···※···), del dia 13 de Septiembre, en cinco de las principales cubetas del lago de Banyoles (Girona).

encontraron a mayor profundidad y que presentaban interesantes interacciones con las poblaciones bacterianas (Garcia-Gil et al., en prensa).

Se desprende de este trabajo la necesidad de profundizar en estudios ulteriores en el verdadero papel jugado por cada uno de los diversos factores que inciden en la evolución de las poblaciones metalimnéticas de fitoplancton. Puede ser de especial interés llegar a conocer con más profundidad los términos en que se establece la competencia entre las distintas poblaciones de algas y con las bacterias fototróficas del azufre que se desarrollan en el fondo de algunas de las cubetas del lago (Garcia-Gil et al., en prensa).

BIBLIOGRAFÍA

Abellà, C.A., 1980. Dinámica poblacional comparada de bacterias fotosintéticas planctónicas. Tesis doctoral, U.A.B.

Bührer, H. y H. Ambühl, 1975. Einleitung von Abwasser in Seen. Schweiz. Z. Hydrol. 37:347-369.

Garcia-Gil, L.J., C.M. Borrego, L. Bañeras y C.A. Abella (en prensa). Dynamics of phototrophic microbial population in the chemocline of a meromictic basin of Banyoles Lake. Int. Rev. Gesam. Hydrobiol.

Humphrey, G.F. y M. Woooton, 1966. Comparison techniques used in the determination of phytoplancton pigments. Report SCOR-UNESCO. Paris

Jorgensen, B.B., J.G. Kuenen, Y. Cohen, 1979. Microbial transformation of sulfur compounds in a stratified lake (Solar Lake,Siani). Limnol.Oceanogr. 24:799-822

Planas, M.D., 1973. Composición, ciclo y productividad del fitoplancton en el lago de Banyoles. Oecol. Aquat. 1:3-106

Smith, J.H. y A. Benítez, 1955. Chlorophylls analisis in plant materials. A modern methods of plant analysis. VH. Springer-Verlag. Heidelberg.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:205-212

REGULACIÓN DE LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA EN UN SISTEMA OLIGOTRÓFICO. PRIMEROS DATOS.

I. Reche; L. Cruz-Pizarro* & P. Carrillo
Dpto. Biología Animal y Ecología. Universidad de Granada.
**Instituto del Agua. Universidad de Granada.*

Palabras clave: Fitoplancton, Zooplancton, Interacciones, Lagos de alta montaña

ABSTRACT

The plankton composition in lake Las Yeguas, fits into the expected for an oligotrophic high mountain lake. Populations dynamics show a clear reverse autotrophic/heterotrophic pattern, the phytoplankton showing a definite pulse just after thaw, decreasing thereafter throughout the ice-free period.The zooplankton, dominated by big-sized Cladocerans, reaches its peak of biomass at the end of the summer.

The negative and significant correlation between phytoplankton biomass and zooplankton biomass suggests these great-sized mechanical filter feeders efectively control the algal assemblage. In fact, only when such a herbivore pressure surpasses the "positive" excreted nutrient-mediated effect of zooplankton on algae, inorganic phosphorous becomes detected in the environment.

INTRODUCCION

Las interacciones entre productores y consumidores primarios son responsables, en último término, de que cambios acontecidos en el ambiente (ej. enriquecimiento en nutrientes) o alteraciones ocurridas en la cadena trófica (ej. eliminación de peces etc..) se expresen como cambios en las propiedades del ecosistema (productividad, reciclado de nutrientes). Este es uno de los motivos por los que en la literatura limnológica se encuentra, en la actualidad, un gran número de trabajos que analizan dichas relaciones, tanto desde un punto de vista teórico (Carpenter et al. 1985; McQueen et al., 1986,1989) como desde una perspectiva práctica (Gulati, 1990).

El principal objetivo de este trabajo consiste en estudiar la dinámica de las comunidades de fitoplancton y de zooplancton y evaluar la intensidad de los efectos directos e indirectos que las poblaciones de heterótrofos ejercen sobre la comunidad algal. El ecosistema elegido es un lago oligotrófico (clorofila: 0.6-1.8 μg/l) de alta montaña (2800 m de altitud en Sierra Nevada) de reducidas dimensiones (sup.: 2530 m^2 y profundidad máxima: 8m) que presenta una cadena trófica muy simple, y que en la década de los 60 fue modificado en su estructura natural mediante la construcción de un muro de contención para represar sus aguas. La comunidad planctónica que se desarrolla (Sánchez-Castillo *et al.* 1989) y algunas características físico-químicas como el valor de la alcalinidad (1 $meq.l^{-1}$) le confieren un caracter singular dentro del conjunto de lagunas de Sierra Nevada (Reche 1991).

MATERIAL Y METODOS

El presente estudio se llevó a cabo durante el período libre de hielo (Julio-Octubre) del año 1986. Las muestras se tomaron, una o dos veces por semana, con una doble botella de Van Dorn (8 l cada una) a intervalos de 2 m desde la superficie hasta el fondo, en la estación de máxima profundidad (8 m) .

El análisis de nutrientes (P y N) se realizó sobre agua filtrada a través de un filtro Whatman GF/C. La concentración de nitratos se determinó tras su reducción, en una columna de cadmio, como nitritos y éstos se analizaron siguiendo el método propuesto por Shinn (1941). Para el análisis de amonio se siguió el método de azul de indofenol (Rodier, 1981). El fósforo reactivo soluble se midió de acuerdo con Murphy & Riley (1962) y el fósforo total se determinó, a partir de agua sin filtrar, espectrofotométricamente previa digestión con persulfato (Rodier, 1981).

Una submuestra de 100 ml se conservó con una solución de lugol-acético para el análisis del fitoplancton; de ésta 50 ml se sedimentaron durante 48 h en una cámara compuesta de Utermöhl de 2,6 cm de diámetro, en la que se lleva a cabo el recuento de células en 100 campos elegidos al azar, con un microscopio invertido a 1000 aumentos (Sandgren & Robinson, 1984). La estima del volumen celular se realizó mediante aproximaciones a formas geométricas, para lo que se midieron 20 células de cada una de las especies existentes. El biovolumen-densidad ($\mu m^3.ml^{-1}$) resultó de multiplicar el volumen celular medio, en cada muestra, por la densidad poblacional (Vanni, 1987).

Las muestras de zooplancton se obtuvieron filtrando 8 l de agua a través de una malla de nytal de 45 μm de tamaño de poro, que era conservada posteriormente en formol al 4 %. La abundancia se estimó a partir de recuentos de la muestra completa realizados en un microscopio invertido a 150 aumentos. La biomasa poblacional del zooplancton se estimó a partir de regresiones longitud-peso recogidas en la literatura (Ruttner-kolisko, 1977; Dumont et al., 1975; Morales et al., 1988).

La liberación de fósforo para una clase de tamaño de zooplancton determinada fue calculada como el producto de la tasa específica de excreción, E_i ($\mu gP.mg^{-1}.h^{-1}$) y la abundancia de cada clase de tamaño M_i ($mg.m^{-3}$). La suma de la tasa de excreción especifica y de cada clase proporciona así una estima de la tasa de liberación de fósforo potencial de la comunidad. La tasa específica de excreción se calculó siguiendo a Bartell (1981)

$$E_i = 1/2\ (0.032\ e^{0.039\ T}\ W_i^{-0.38} + 0.079\ e^{0.039\ T}\ W_i^{-0.38})$$

donde T es la temperatura y W es el peso seco del animal.

RESULTADOS

Variación estacional de la comunidad fitoplanctónica

Los valores más elevados tanto de densidad (11000 cél.ml^{-1}) como de biomasa ($206x10^3$ $\mu m^3.ml^{-1}$) de organismos fotosintéticos, se alcanzan tras el deshielo. A partir de este momento y hasta el final del período libre de hielo tiene lugar un paulatino descenso de ambos parámetros hasta valores inferiores a 50 cél.ml^{-1} y 3000 $\mu m^3.ml^{-1}$ respectivamente (fig. 1)

La mayoría de las especies que constituyen la comunidad algal estudiada se incluyen dentro del nanoplancton (< 20μm), algo común en medios oligotróficos, por otra parte (Rott, 1984; Psenner & Zapf, 1988).

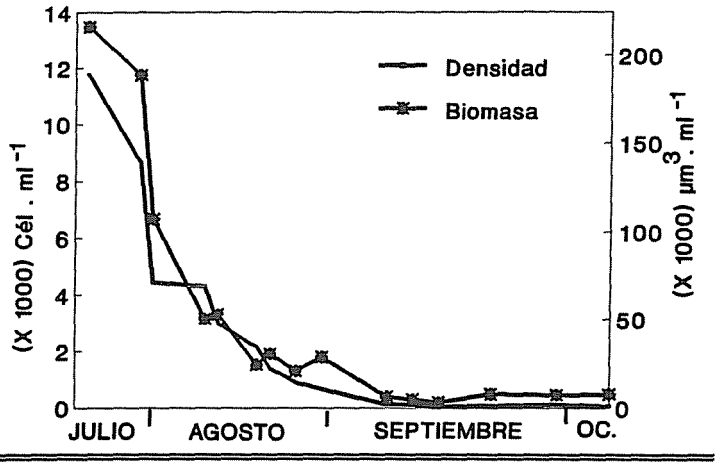


Fig. 1. Dinámica temporal del fitoplancton de la laguna de Las Yeguas durante el período libre de hielo.

Las clorofíceas es el grupo mejor representado, llegando a suponer más del 90% del total de células algales durante más de dos tercios del período libre de hielo (fig. 2) y es *Chlorella sp.* la especie que, en esencia, define la dinámica de la comunidad. Las crisofíceas se desarrollan al final del verano y aunque su densidad poblacional fue muy baja (<100 cél.ml^{-1}), porcentualmente dominan de forma casi absoluta en la comunidad. Diatomeas, cryptofíceas y dinofíceas están muy pobremente representadas en este sistema.

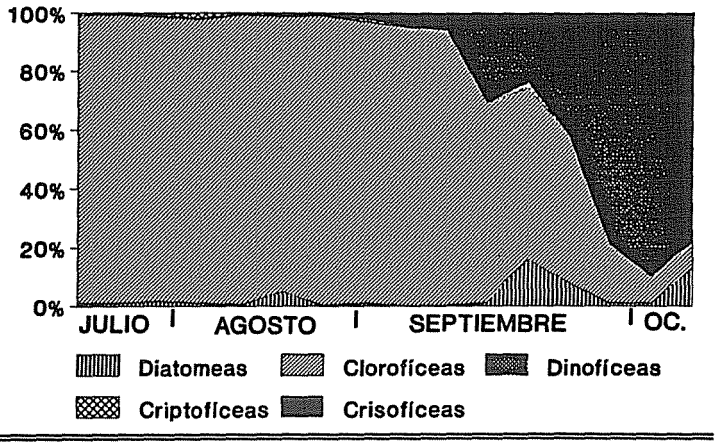


Fig. 2. Variaciones porcentuales, en términos de densidad, de los diferentes grupos taxonómicos que constituyen la comunidad fitoplanctónica.

Análisis de las condiciones nutritivas

La concentración de fósforo reactivo soluble (SRP) aumenta, desde valores no detectables tras el deshielo, hasta 15.2 μg P.l^{-1}, al final del período estival. El fósforo total (TP), por el contrario, presenta un patrón muy variable. Los valores más elevados se detectaron al inicio del estudio (32 μg P.l^{-1}) coincidiendo con máximos de biomasa algal y los menores, a comienzos de Agosto (2.8 μg P.l^{-1}).

El nitrógeno inorgánico disuelto (DIN), que se encuentra fundamentalmente en forma de nitratos, está comprendido entre 14 y 96 μg N.l^{-1} (Tabla, I).

La escasa concentración de P en esta laguna puede sugerir que este nutriente sea limitante para el desarrollo algal, algo que parecen confirmar los valores de la relación DIN:TP. Según Morris & Lewis (1988) valores superiores a 4 indican que el fósforo sea limitante (como ocurre por ejemplo tras el deshielo) mientras que N, P o ambos pueden ser limitantes cuando los valores de dicha relación se encuentran comprendidos entre 0.5 y 4 (como sucede desde mediados de agosto hasta el final del periodo estival).

	SRP(μg.l^{-1})	DIN(μg.l^{-1})	TP(μg.l^{-1})	DIN:TP
21-7	n.d.	54.1	31.9	1.7
29-7	n.d.	54.5	18.5	2.9
31-7	n.d.	48.6	5.3	9.2
5-8	n.d.	54.0	2.8	19.3
7-8	n.d.	39.9	18.3	2.2
12-8	n.d.	40.7	14.0	2.9
14-8	n.d.	48.5	11.2	4.3
18-8	n.d.	48.2	16.1	3.0
21-8	n.d.	37.5	6.8	5.5
1-9	4.3	24.1	9.6	2.5
4-9	4.0	16.1	22.9	0.7
8-9	1.1	13.9	15.2	0.9
15-9	2.9	87.9	4.9	17.9
24-9	13.3	87.7	13.5	6.5
1-10	15.2	96.3	19.1	5.0

Tabla 1. Valores de los nutrientes inorgánicos (PRS y NID), fósforo total (PT) y la razón NID:PT durante el período libre de hielo.

Dinámica estacional del zooplancton

El zooplancton está constituido fundamentalmente por rotíferos (*Hexarthra bulgarica* y *Euchlanis dilatata*) y cladóceros (*Daphnia pulicaria* y *Alona sp.*). *Mixodiaptomus laciniatus* y *Eucyclops serrulatus*, las únicas especies de copépodos presentes, se encontraron durante la mayor parte del período de estudio en forma larvaria. Dos especies de ciliados, pertenecientes al grupo de oligotricos, completan esta comunidad.

La fig. 3 muestra los cambios en la biomasa de los diferentes grupos taxonómicos, evidenciándose una clara segregación temporal entre ellos. Tras el

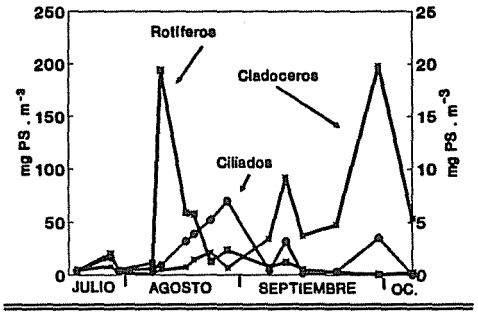


Fig. 3. Sucesión temporal de los diferentes grupos del zooplancton (eje y_1--> cladóceros, eje y_2--> rotíferos y ciliados).

deshielo tiene lugar el máximo desarrollo de las poblaciones de rotíferos (casi 20 PS $mg.m^{-3}$) que suponen más del 80% de la biomasa zooplanctónica. Tras un breve período de desarrollo son sustituidos por ciliados que, a pesar de que sólo representan el 25% del peso total (7 $mg.m^{-3}$), debido a sus elevadas tasas metabólicas y su disponibilidad como alimento para el metazooplancton (Pace, 1982; Beaver & Crisman, 1982; Müller, 1989; Gifford, 1991) pueden jugar un importante papel soportando una ruta alternativa en la cadena trófica clásica de este sistema (Reche, 1991; Cruz-Pizarro et al., en prensa). Finalmente, se desarrollaron los cladóceros (especialmente *D. pulicaria*) que permanecen hasta el final del período estival, alcanzando valores de biomasa próximos a 200 mg $PS.m^{-3}$, lo que supone más del 95% de biomasa zooplanctónica. Las poblaciones de copépodos estuvieron presentes durante todo el período estudiado, pero nunca constituyen más del 20% del peso total del zooplancton.

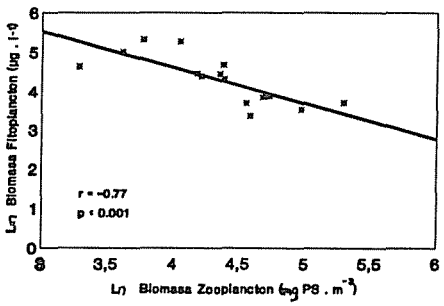


Fig. 4. Regresión lineal entre la biomasa del zooplancton y la biomasa fitoplanctónica.

La importancia del control que el zooplancton ejerce sobre la biomasa fitoplanctónica se ha ensayado a partir de un análisis de regresión lineal entre la biomasa del zooplancton (var. independiente) y la biomasa fitoplanctónica (var. dependiente) como proponen McQueen et al. (1986). Ambas variables mostraron una relación negativa y altamente significativa (fig.4) lo que evidencia un efecto neto del zooplancton como depresor (controlador) de la biomasa autotrófica.

Además de ejercer un efecto directo, obvio, limitando el crecimiento algal a través del consumo, el zooplancton estimula, en menor o mayor grado, el desarrollo del fitoplancton de forma indirecta, regenerando nutrientes que pone a disposición de aquel. Hemos calculado la tasa de excreción de la comunidad zooplanctónica y los resultados obtenidos (fig. 5) muestran valores máximos de dicha tasa al final del período libre de hielo, coincidiendo con las concentraciones más elevadas de SRP en la columna de agua (Tabla I).

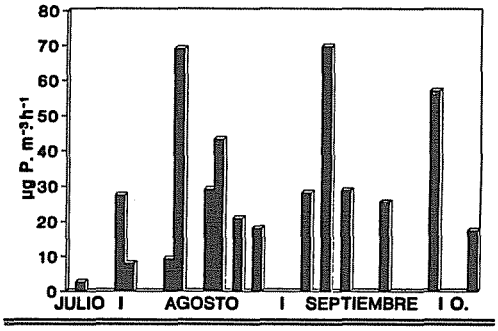


Fig. 5. Valores de la tasa de excreción de la comunidad zooplanctónica durante el período estival.

DISCUSION

El máximo desarrollo algal que tiene lugar tras el deshielo, característico de sistemas de alta montaña (Carrillo, 1989; Carrillo et al., 1990a) muy probablemente resulta de una mejora en las condiciones físicas ambientales (luz y temperatura) y a la entrada al sistema de nutrientes (principalmente P) que son atrapados por la nieve durante el período de cobertura de hielo (Barica & Armstrong, 1971; Larson, 1973). Este fenómeno adquiere cierta

importancia en Sierra Nevada, por cuanto no son infrecuentes tormentas que transportan abundante material particulado procedente del Norte de Africa. Carrillo et al. (1990 a) pusieron de manifiesto una rápida influencia de esta deposición atmosférica sobre la concentración de clorofila, evidenciando la importancia de tales entradas en el incremento de la productividad de estos sistemas oligotróficos a través de un aporte extra de nutrientes.

Si bien tras el deshielo no se detecta fósforo reactivo soluble en la columna de agua, los valores de PT (Tabla I) y el máximo desarrollo de la población de *Chlorella sp.* que se caracteriza precisamente por una elevada competitividad por el fósforo (Grover, 1989) ponen de manifiesto que dicho nutriente se encuentra incorporado en la materia particulada, fundamentalmente en la fracción nanoplanctónica.

La comunidad planctónica que se desarrolla en la laguna es la típica de lagos oligotróficos que no contienen peces (Sommer et al. 1986) y se caracteriza por un crecimiento limitado de fitoplancton compuesto casi exclusivamente por pequeñas algas asociadas con elevadas densidades de filtradores de gran tamaño como *D. pulicaria* (Gliwicz, 1985). El éxito de los grandes cladóceros en estos sistemas reside fundamentalmente en su superioridad competitiva, frente a los de pequeño tamaño, en condiciones de alimento limitante (Gliwicz, 1990). Su efecto depresor sobre la biomasa autótrofa ha sido consistentemente demostrado (McQueen et al., 1986; Cruz-Pizarro & Carrillo, 1991; Reche, 1991) en un amplio rango de condiciones tróficas (McQueen et al., 1989; Elser et al. 1990).

Los valores de la tasa de excreción de fósforo y el aumento paralelo de la concentración de este nutriente en la columna de agua, permite pensar que el control del fitoplancton por sus recursos comienza a no ser importante cuando el zooplancton ejerce una alta presión de consumo, de forma que un posible incremento en la entrada de nutrientes (por excreción) puede ser equilibrada por la mortalidad inducida por el zooplancton de forma que la fuerza top-down es el principal mecanismo que controla el conjunto de la biomasa algal.

El efecto del consumo herbívoro sobre la sucesión del fitoplancton es menos claro. En términos estrictamente de tamaños, todas las especies algales presentes en la laguna se incluirían en la categoría de algas comestibles, si bien es cierto que tanto su valor nutritivo como su estructura morfológica difieren notablemente. Es posible que estas dos características expliquen las bajas densidades poblacionales de las especies de flageladas en la laguna. La documentada preferencia de los herbívoros por estas especies (Persson, 1985; Knisely & Geller, 1986; Carrillo et al. 1990 b) se basa en una excelente calidad nutritiva -ej. por su elevado contenido en ácidos grasos poliinsaturados (Ahlgren et al. 1990)- y la gran "comestibilidad" que les confiere la presencia de flagelos y ausencia de pared celular.

El análisis de otros mecanismos como el parasitismo (Reche et al., en prensa) y la limitación de nutrientes que en la actualidad estamos llevando a cabo sin duda explicarán más claramente la sucesión entre las especies de clorofíceas.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido subvencionada en parte la CICYT Proyecto Nat-91 570 y por una beca de FPI a I. Reche. Agradecemos al Dr. Sánchez-Castillo su ayuda con la taxonomía algal.

BIBLIOGRAFIA

Ahlgren, G.; T. Lundstedt; M. Brett & C. Forsbergh. 1990. Lipid composition and food

quality of some freshwater phytoplankton for cladoceran zooplankters. J. Plank. Res. 12: 809-818.

Barica, J. & F.A. Armstrong. 1971. Contribution by snow to the nutrient budget on some small Northwestern Ontario Lakes. Limnol. Oceanogr. 16: 891-899.

Bartell, S.M. 1981. Potential impact of size selective planktivory on phosphorus release by zooplankton. Hydrobiologia 80: 139-145

Beaver, J.R. & T.L. Crisman. 1982. The trophic response of ciliated protozoans in freshwater lakes. Limnol. Oceanogr. 27: 246-253.

Carpenter, S.R.; J.F. Kitchell & J.R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. BioScience 35: 634-639.

Carrillo, P. 1989. Análisis de las interacciones tróficas en el plancton de un sistema oligotrófico. Tesis Doctoral. 212 pp.

Carrillo, P.; L. Cruz-Pizarro & R. Morales-Baquero. 1990a. Effects of unpredictable atmospheric allocthonous input on the light climate of an oligotrophic lake. Verh. Int. Ver. Limnol. 24: 97-101.

Carrillo, P.; L. Cruz-Pizarro & P. Sánchez-Castillo. 1990b. Analysis of Phytoplankton-Zooplankton relationships in an oligotrophic lake under natural and manipulated conditions. In: R.D. Gulati; E.H.R.R. Lammens; M.L. Meijer & E. Van Donk (Eds.), Biomanipulation tool Water Management. Kluwer Academic Publishers: 49-58.

Cruz-Pizarro, L. & P. Carrillo. 1991. Top-down regulation under different species-specific and size-structure grazer assemblages in an oligotrophic lake. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 48: 23-37.

Cruz-Pizarro, L.; I. Reche & P. Carrillo. 1993. Plankton dynamics in high mountain lake (Las Yeguas, Sierra Nevada). Indirect evidences of ciliate as food source for zooplankton. Hydrobiologia (in press).

Dumont, H.G.; I. Van de Velde & S. Dumont. 1975. The dry weigth estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. Oecologia 19: 75-97.

Elser, J.J.; H.J. Carney & C.R. Goldman. 1990. The zooplankton-phytoplankton interface lakes of contrasting trophic status: an experimental comparison. In: R.D. Gulati; E.H.R.R. Lammens; M.L. Meijer & E. Van Donk (Eds.), Biomanipulation tool Water Management. Kluwer Academic Publishers: 69-81.

Gifford, D.J. 1991. The protozoan-metazoan trophic link in pelagic ecosystems. J. Protozool. 38: 81-86.

Gliwicz, Z.M. 1985. Predation of food limitation: an ultimate reason for extinction of planktonic cladoceran species. Arch. Hydrobiol. Beih. 21: 419-430.

Gliwicz, Z.M. 1990. Why do cladocerans fail to control algal blooms? In: R.D. Gulati; E.H.R.R. Lammens; M.L. Meijer & E. Van Donk (Eds.), Biomanipulation tool Water Management. Kluwer Academic Publishers: 83-97.

Grover, J.P. 1989. Phosphorus-dependent growth kinetics of 11 species of freshwater algae. Limnol. Oceanogr. 34: 341-348.

Gulati, R.D. 1990. Structural and grazing responses of zooplankton community to biomanipulation of some Dutch water bodies. In: R.D. Gulati; E.H.R.R. Lammens; M.L. Meijer & E. Van Donk (Eds.), Biomanipulation tool Water Management. Kluwer Academic Publishers: 99-118.

Knisely, K. & W. Geller. 1986. Selective feeding of food zooplankton species on natural lake phytoplankton. Oecologia 69: 86-94.

Larson, G.L. 1973. A limnological study of high mountain lake in Mount Rainer National Park, Washington State, USA. Arch. Hydrobiol. 72: 10-48.

McQueen, D.J.; J.R. Post & E.L. Mills. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1571-1581.

McQueen, D.J.; M.R.S. Johannes; T.J. Sterwart & D.R.S. Lean. 1989. Bottom-up and Top-down impacts on freshwater pelagic community structure. Ecol. Monogr. 59: 289-309.

Morales, R.; L. Cruz-Pizarro & P. Carrillo. 1988. Biomass and production of *Euchlanis dilatata* in high mountain lakes and ponds of Sierra Nevada (Spain). J. Plankton Res. 10: 1065-1075.

Morris, D.P. & W.M. Lewis Jr. 1988. Phytoplankton nutrient limitation in Colorado Mountain lakes. Freshwater Biology 20: 315-327.

Müller, H. 1989. The relative importance of different ciliate taxa in the pelagic food web of Lake Constance. Microb. Ecol. 18: 261-273.

Murphy, J. & J.P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Annal. Quim. Acta. 27: 31-36.

Pace, M.L. 1982. Planktonic ciliates: their distribution, abundance, and relationship to microbial resources in a monomictic lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1106-1116.

Persson, G. 1985. Clearance rates of crustacea microfiltrators: the nature of in situ rate depressions in a fertilized oligotrophic lake in the Kuokel Area, Northern Sweden. Int. Revue ges. Hydrobiol. 70: 197-358.

Psenner, R. & F. Zapf. 1988. High mountain lakes in the Alps: peculiarities and biology. In: M. Johannessen, R. Mosello & H. Barth (Eds.) Acidification processes in remote mountain lakes. Air pollution research report 20, Commission of the European Communities. Bruselas.

Reche, I. 1991. Análisis de la sucesión fitoplanctónica en una laguna de alta montaña: Las Yeguas (Sierra Nevada). Tesis de licenciatura. Univ. Granada. 123 pp.

Reche, I.; P. Sanchez-Castillo & P. Carrillo. The principal regulating mechanisms on the structure of the phytoplankton community in a high mountain lake. Arch. Hydrobiol. (In press).

Rodier, J. 1981. Análisis de las aguas. Omega. Barcelona. 1047 pp.

Rott, E. 1984. Phytoplankton as biological parameter for the trophic characterization of lakes. Verh. Int. Ver. Limnol. 22: 1078-1085.

Ruttner-Kolisko, A. 1977. Suggestion for biomass calculations of plankton rotifers. Arch. Hydrobiol. Beih. 8: 71-76.

Sánchez-Castillo, P.M.; L. Cruz-Pizarro & P. Carrillo. 1989. Caracterización del fitoplancton de las lagunas de alta montaña de Sierra Nevada (Granada, España) en relación con las características físico-químicas del medio. Limnética 5: 37-50.

Sandgren, C.D. & J.V. Robinson. 1984. A stratified sampling approach to compensating for non-random sedimentation of phytoplankton cells in inverted microscope settling chambers. Br. Phycol. J. 19: 67-72.

Shinn, J.A. 1941. A practical handbook of seawater analysis. Fish. Res. Bd. Can. Bull.

Sommer, U.; Z.M. Gliwicz; W. Lampert & A. Duncan. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters. Arch. Hydrobiol. 106,4: 433-471.

Vanni, J.M. 1987. Effects of nutrients and zooplankton size on the structure of phytoplankton community. Ecology 68: 624-635.

VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:213-219

ESTRUCTURA Y DINAMICA DEL PLANCTON EN LA LAGUNA DE GALLOCANTA DURANTE 1981

X.Rodó y F.A.Comín
Dep.d'Ecologia, Fac.Biologia, Universitat de Barcelona.

Palabras clave: zooplancton, fitoplancton, diversidad, sucesión, escalas, salinidad.

ABSTRACT

Zooplankton and phytoplankton data from Lake Gallocanta, NE Spain, were examined to determine the structure and changes in the community patterns. Diversity values (Shannon-Wiener H index) move between 1.93 bits and 0.01 bits for phytoplankton and are under 1 for zooplankton during the whole period. Armstrong succession index shows how both communities change at a rate faster than the sampling scale used here. It is concluded that determining the role salinity and time play is fundamental to the understanding of processes in saline lakes.

INTRODUCCION

La organización de las comunidades biológicas en los ecosistemas es función de la intensidad y frecuencia de las perturbaciones que los afectan. En ecosistemas muy fluctuantes, las perturbaciones impiden a las comunidades sobrepasar las etapas iniciales de la sucesión y el control del funcionamiento del ecosistema es ejercido por factores extrínsecos al mismo (Margalef, 1991).

No obstante, la apreciación del grado de organización o estructura de una comunidad y más importante aún, de su tasa de cambio respecto al tiempo, es función de la escala de tiempo utilizada en la observación (Comín et al, 1992).

En los lagos salinos, la baja estructuración de las comunidades ha sido repetidamente justificada como consecuencia sobre todo, de los cambios de salinidad (Hammer, 1986). Pero una apreciación detallada en el tiempo y de los diversos componentes de la comunidad, puede ofrecer detalles de cambios en la estructura de la comunidad, que revelen procesos de organización de distintos niveles tróficos de la comunidad a diferentes escalas de tiempo. Los datos y tratamiento que se ofrecen aquí sobre la laguna de Gallocanta (Aragón, NE. España), sirven para ilustrar estas ideas.

MATERIAL Y METODOS

La estructura de la comunidad planctónica se estudió a partir de datos de recuentos de zooplancton y fitoplancton de 1980-81 (Comín et al., 1983), de la laguna de Gallocanta (Aragón). Asímismo se utilizaron los datos de nutrientes que aparecen en el mismo artículo.

Como descriptor del grado de organización de la comunidad, se utilizó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (1949), ($H=-\Sigma(p_i*\ln(p_i))$, donde p_i es la probabilidad que una especie i aparezca en una muestra), mientras que para estimar el cambio en la estructura temporal, se ha usado el índice de sucesión de Armstrong (1969), que

mide como cambia la contribución de las diferentes especies a la diversidad. Así tenemos:

$$S_{ab}=\left(\sum\left(\frac{f_{ib}-f_{ia}}{b-a}\right)^2\right)^{1/2}$$

en donde S_{ab} es la tasa diaria de variación de la comunidad en el espacio de diversidad, (b-a) es el intérvalo de tiempo en días y f_{ia} y f_{ib} son las contribuciones de la especie i a la diversidad en los tiempos a y b, de manera que :

$$f_{ia}=\frac{\frac{x_{ia}}{x_a}\log\frac{x_{ia}}{x_a}}{H_a}$$

x_{ia} es el nº de organismos de la especie i en el tiempo a, x_a es el nº total en dicha fecha y H es la diversidad en el tiempo a.

RESULTADOS Y DISCUSION

Durante 1981, se inició una fase de vaciado de la laguna de Gallocanta. El nivel del agua descendió de 95 a 48 cm. y la cantidad de sales disueltas pasó de 42 a 103 g/l (Fig. 1).

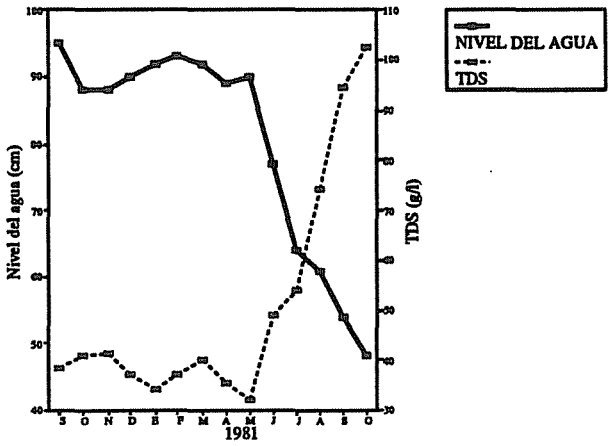


Fig.1. Variaciones del nivel del agua y de los sólidos totales disueltos.

Los valores de diversidad (H) para el fitoplancton, fueron superiores a los del zooplancton en casi todo el período considerado, excepto entre Abril y Julio. H osciló entre 1.93 bits/ind en Febrero y 0.01 en Mayo de 1981, mientras que los valores fueron inferiores a 1 para el zooplancton durante todo el muestreo. Estos valores, tan

relativamente bajos comparados con otros ecosistemas (Margalef, 1991), son similares a los descritos para otros lagos salados (Hammer, 1986).

El zooplancton y el fitoplancton muestran dinámicas opuestas, en lo que respecta a la evolución temporal del grado de organización de las dos comunidades. Se pueden distinguir fases diferentes en la diversidad del fitoplancton (Fig.2). Una primera, que iría de Septiembre de 1980 a Febrero de 1981, en la cual H aumenta y se alcanzan los valores máximos. Durante este intérvalo de tiempo la salinidad no varía significatívamente .De Febrero a Mayo, se produce una disminución muy notable de la diversidad, hasta valores casi nulos (H=0.01), debido a que el fitoplancton está mayoritariamente constituido por una sola especie (Lobocystis dichotoma, p_i=0.99). A partir de entonces, la diversidad presenta una tendencia creciente hasta Octubre de 1981. Las apariciones/desapariciones de especies en las muestras, se suceden con una frecuencia, en muchos casos superior a la mensual. Esto no se aprecia en la representación de las células del fitoplancton con respecto al tiempo (Fig.3), debido a que la escala de muestreo no alcanza a detectar dichas fluctuaciones en las poblaciones. De hacerlo, éstas se reflejarían como dientes de sierra u ondas de lambda inferior a 1 mes. El número de células fitoplanctónicas por ml, parece tener un crecimiento con asíntota en $3*10^5$ (Fig.3).

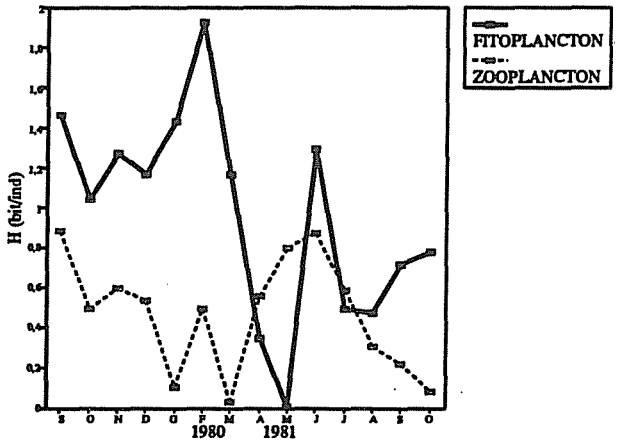


Fig 2: Variaciones de la diversidad para el zooplancton y el fitoplancton durante 1981.

La salinidad y el tiempo, pueden llegar a convertirse en ejes organizadores importantes, en lagos salinos altamente fluctuantes. En lo que respecta a la salinidad, su efecto en las poblaciones difiere según la época considerada, ya que p.e. de Septiembre de 1980 a Mayo de 1981, no cambia significatívamente, mientras que a partir de dicha fecha, va incrementándose paulatinamente hasta valores superiores a los 100 g/l. Durante el primer período, la comunidad fitoplanctónica se estructura de manera que sus valores de H van creciendo. Entre Diciembre y Enero, se detectan concentraciones relativamente altas de $N\text{-}NO_3$ y de SRP (Comín et al, 1983). Con un

desfase de poco más de un mes aproximadamente -imprecisión ésta, impuesta por la escala de muestreo-, la H fitoplanctónica desciende hasta los valores antes citados de 0.01. A partir de este momento y a medida que aumenta la salinidad, las especies del fitoplancton se suceden muy rápidamente -a menudo con una frecuencia superior a la de muestreo-. La segunda vez que se detectan valores elevados de nutrientes -Mayo y Junio de 1981- el efecto sobre la comunidad es distinto, porque las condiciones de salinidad han variado ostensiblemente.

Podríamos decir que sobre el eje de la salinidad, se irían superponiendo otros ejes -organizadores o desorganizadores, según la escala temporal que se considere- y que corresponderían a las perturbaciones exógenas, que tienen un efecto variable dependiendo de la posición -en un momento dado- del sistema sobre el eje de salinidad.

El tiempo es también, en estos ambientes altamente fluctuantes, una variable estructural importante, tanto por lo que se refiere a aspectos metodológicos (como la escala de muestreo), como por su importancia a la hora de interpretar los procesos que se producen en la laguna y los ciclos en los que todo el sistema se mueve.

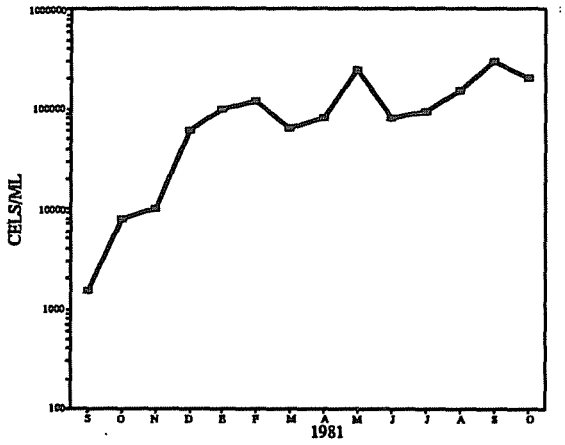


Fig.3: Variaciones mensuales de la densidad media total del fitoplancton en la laguna de Gallocanta durante 1981.

Tasa de cambio (S_{ab})

El sistema está caracterizado por los pulsos en las tasas de cambio de ambas comunidades, que responden a una aparición/desaparición más o menos continuada de especies en el tiempo y la frecuencia de este proceso va variando según como evolucione la salinidad, tanto en lo que hemos dado en llamar fases diferentes, como según cuál sea la "macrofase" en las que éstas estan englobadas (Comín et al.,1991).

La percepción de la tasa de cambio del fitoplancton en base a estos datos, topa con la limitación impuesta por la escala de muestreo que se utilizó, que no sirve para poner de manifiesto cambios en las poblaciones planctónicas, de sistemas con elevada frecuencia de fluctuación -en este caso, inferior a un mes, que fué la escala

temporal de recolección de muestras. Con el intervalo mensual, estamos involuntariamente efectuando un "alisado" de la serie de cambios intramensuales.

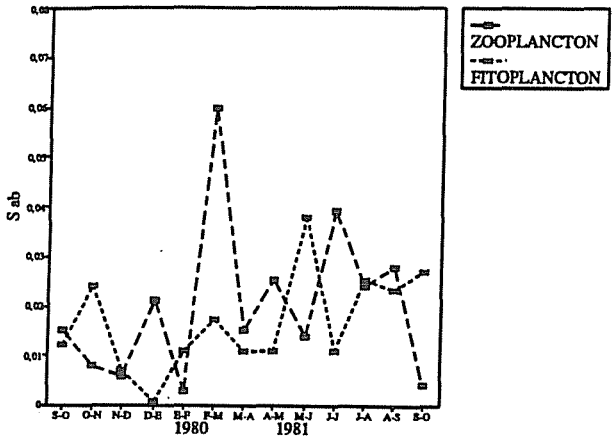
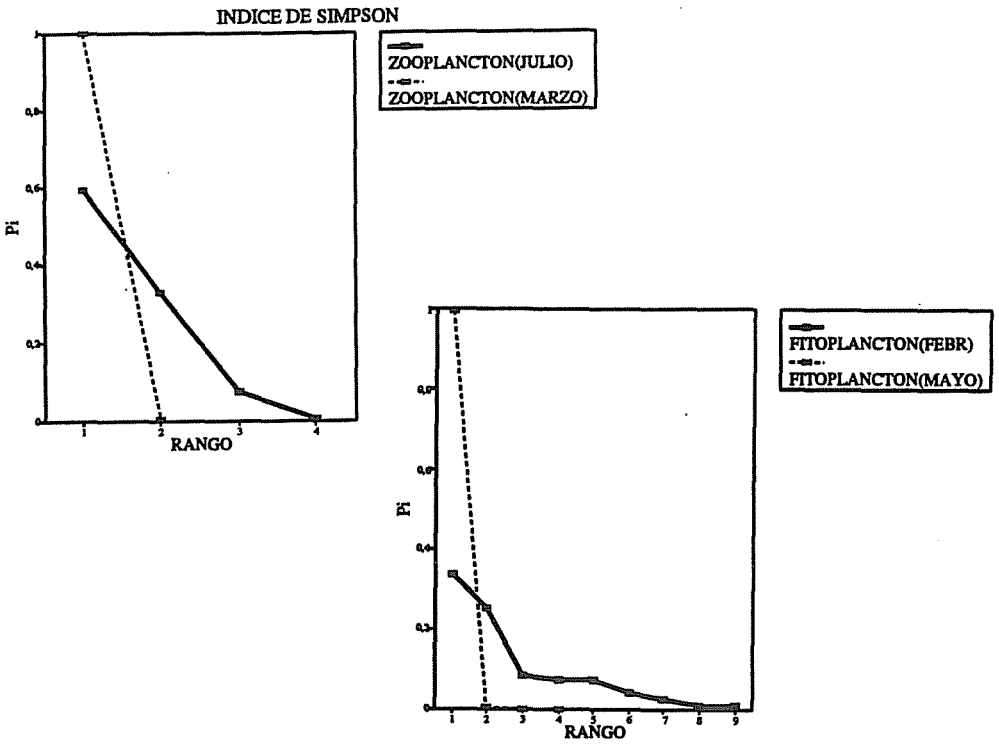


Fig.4: Variaciones del índice de sucesión de Armstrong.

El valor mínimo de la tasa de cambio del fitoplancton se da entre Diciembre y Enero (Fig.4), mientras la diversidad muestra una tendencia ascendente(Fig.3). El máximo se observa entre Mayo y Junio. Para el zooplancton en cambio, en los meses de Febrero y Marzo, S_{ab} adquiere el valor máximo, coincidiendo con una disminución considerable en las diversidades de ambas comunidades. Se intuye aquí también - como para el caso de la diversidad-, que productores y consumidores muestran dinámicas inversas, sobre todo a partir de Abril.

No obstante, deben tenerse en cuenta algunas consideraciones. La tasa de cambio aparece sobreestimada para el zooplancton, con respecto al fitoplancton, porque en el primer caso hay pocas especies. En consecuencia, la ausencia/presencia y/o el cambio en la abundancia de una especie, tiene más peso que en el caso del fitoplancton. Lo mismo pasa para la H. Es decir, que la comparación entre las dos comunidades se podría hacer únicamente, a nivel de tendencias generales, puesto que aunque las tasas(S_{ab}) vengan expresadas en las mismas unidades, las escalas no serían totalmente comparables.

Finalmente, se han representado los valores de las frecuencias relativas de las diferentes especies(P_i) para las fechas de máxima y mínima diversidad, ponderadas con respecto a los rangos que dichas especies tienen en cada muestra (Fig.5). De este modo, la pendiente que se obtiene en cada caso, es indicativa del grado de organización de la comunidad. Se observa también una discordancia en el tiempo, entre los grados de organización del fito- y del zooplancton.



Figs. 5 y 6: Frecuencias relativas de las especies de fitoplancton y zooplancton, respecto de los rangos que ocupan en dichas muestras, en las épocas de mayor y menor diversidad.

CONCLUSIONES

Las comunidades planctónicas de la laguna de Gallocanta cambian rápidamente de estructura a lo largo del tiempo. La determinación de las tasas de cambio (Sab) de las poblaciones que las componen, exige acoplar la escala de muestreo a la frecuencia de dicho cambio.

Los valores de diversidad(H) del fitoplancton y del zooplancton, presentan evoluciones inversas. La diversidad del fitoplancton oscila entre 0.01 y 1.93, mientras que no se alcanza el valor de 1 para el zooplancton, en todo el muestreo.

La correcta apreciación del papel primordial que juegan el tiempo y la salinidad, es fundamental para explicar como ocurren los cambios en la organización de la estructura trófica de este tipo de ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fué financiado por la Diputación General de Aragón, Servicio de

Conservación del Medio Natural. X.R. es becario de F.P.I. del Ministerio de Educación y Ciencia.

BIBLIOGRAFIA

Armstrong, R. 1969. Phytoplankton Community Structure in Castle Lake, California. Ph.D thesis. Univ. of California, Davis. 149 pp.

Comín, F.A., M.Alonso, P.Lopez & M.Comelles, 1983. Limnology of Gallocanta Lake, Aragon, northeastern Spain. Hydrobiologia 105: 207-221.

Comín, F.A., R.Julià & M.P.Comín, 1991. Fluctuations, the key aspect for the ecological interpretation of saline lake ecosystems. Oecologia Aquatica, 10: 127-135.

Comín, F.A., X.Rodó & M.P.Comín, 1992. Lake Gallocanta (Aragón, NE. Spain), a paradigm of fluctuations at different time scales. Limnetica 8: 79-86. Symposium.

Hammer, U.T., 1986. Saline Lake Ecosystems of the World. Junk, The Hague, 602 pp.

Margalef, R., 1991. Teoría de los sistemas ecológicos. Estudi General 1. Publi. Univ. Barcelona.

Shannon, C.I. & W.Wiener, 1949. The mathematical theory of communication. Illinois Books, Urbana.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:221-227

DINAMICA POBLACIONAL Y HABITOS ALIMENTICIOS EN DOS ESPECIES CONGENERICAS (*ASPLANCHNA GIRODI* Y *ASPLANCHNA PRIODONTA*).

J.M. Conde-Porcuna, R. Morales-Baquero y L. Cruz-Pizarro[1]
Depto. Biología Animal y Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada. 18071 Granada.
[1]*Instituto del Agua. Universidad de Granada. 18071 Granada.*

Palabras clave: depredación, Rotifera, zooplancton.

ABSTRACT

The temporal distribution of *Asplanchna girodi* and *A. priodonta* in Cubillas and Canales reservoirs during an annual cycle, and the stomach contents of *Asplanchna*, were studied. The results suggest the presence of *A. girodi* depends on high densities of rotifers, and the importance of this specie on the community structure of rotifers.

INTRODUCCION

Asplanchna es un rotífero planctónico de alimentación omnívora que puede depredar pequeñas especies de rotíferos, si bien los hábitos carnívoros varían entre distintas especies de este género. En este sentido, diversos estudios han puesto de manifiesto el carácter más eminentemente carnívoro de *A. girodi* con respecto a *A. priodonta* (p.e. Guiset 1977, Gilbert 1980), cuando se analiza la composición específica de los contenidos estomacales de *Asplanchna* en relación con la detectada en el medio natural (Ejsmont-Karabin 1974, Green & Lan 1974, Guiset 1977).

Sin embargo, queda mucho por hacer en relación al análisis de las interacciones entre *Asplanchna* y sus presas, y si bien algunos trabajos abordan cuestiones puntuales sobre el tema (Stemberger & Gilbert 1984, Conde-Porcuna *et al.* 1993) son necesarios estudios dirigidos a conocer los efectos que dichas interacciones tienen sobre la estructura específica de las comunidades naturales.

En el presente estudio, analizamos la importancia de los rotíferos como fuente de alimento para *A. girodi* y *A. priodonta* con el fin de observar la importancia del alimento en la dinámica diferencial de ambas especies.

AREA DE ESTUDIO

Los embalses de Cubillas y Canales estan localizados en la cuenca alta del río Genil. Cubillas es un embalse de mediano tamaño (area aprox. 200 ha), altamente eutrófico situado a 650 m de altitud. Canales es, igualmente, un embalse de mediano tamaño (area aprox. 156 ha), eutrófico y localizado a 920 m de altitud (Pérez-Martínez *et al.* 1990). Durante el periodo de estudio la profundidad máxima fué bastante variable (17-49 metros en Canales y 1.5-15 metros en Cubillas), y la concentración de clorofila-a osciló entre 1.17 y 16.7 μg/l en Canales y entre 10.3 y 88.5 μg/l en Cubillas.

MATERIAL Y METODOS

Durante un ciclo anual (Marzo-1988/Marzo-1989) se llevaron a cabo muestreos mensuales en las proximidades de la presa de los embalses de Cubillas y Canales.

En cada ocasión y a distintas profundidades (generalmente 0, 2, 5 metros y fondo) se midió la temperatura y se tomaron muestras de zooplancton y para la determinación espectrofotométrica de la concentración de clorofila-a de la fracción fitoplanctónica menor de 40 μm. Las muestras de zooplancton se conservaron en formol a una concentración final del 4% y posteriormente fueron sedimentadas 24 horas y cuantificadas en un microscopio invertido.

Para el análisis de los contenidos estomacales de *Asplanchna* (270 individuos) se llevo a cabo una digestión progresiva de sus partes blandas con hipoclorito.

La selección de alimento (especies de rotíferos) por parte de *Asplanchna* se determinó utilizando el índice de Ivlev:

$$\frac{P-P'}{P+P'}$$

siendo P el porcentaje de la especie en el contenido estomacal de *Asplanchna* y P' el porcentaje de dicha especie en el medio.

RESULTADOS Y DISCUSION

La comunidad zooplanctónica en el embalse del Cubillas está dominada por especies de rotíferos, especialmente *Keratella cochlearis*. En el embalse de Canales dominaron los cladóceros durante la primavera y los rotíferos durante el invierno (Morales-Baquero *et al.* en prensa).

Dos especies del género *Asplanchna* colonizan ambos embalses mostrando cada una de dichas poblaciones una dinámica estacional definida. Durante la primavera e invierno se desarrolló *A. priodonta*, mientras que en verano *A. girodi* alcanza sus mayores densidades (Fig. 1).

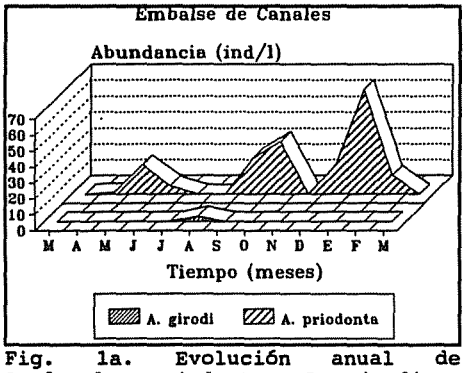


Fig. 1a. Evolución anual de *Asplanchna priodonta* y *A. girodi* en el embalse de Canales.

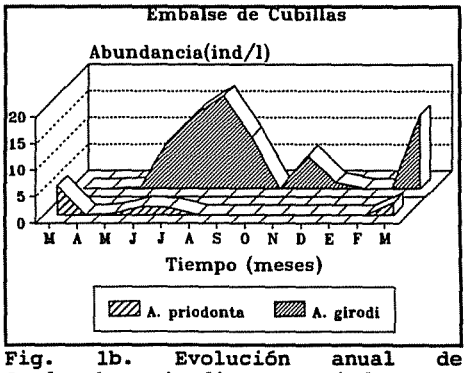


Fig. 1b. Evolución anual de *Asplanchna girodi* y *A. priodonta* en el embalse de Cubillas.

Hemos observado una correlación positiva y significativa entre la densidades de *A. girodi* y la densidad total de rotíferos en el embalse del Cubillas, mientras que para *A. priodonta* no existe dicha relación (Tabla I). Ni la temperatura ni la concentración de clorofila-a parecen afectar a ambas poblaciones (Tabla I). Estos resultados parecen corroborar las observaciones de Guiset (1977) en las que se muestra cómo *A. girodi* es eminentemente carnívora a diferencia de *A. priodonta*. En este sentido, otros estudios (p.e. Gilbert 1980) ya muestran respuestas númericas de *Asplanchna* a la densidad de presas, análisis seguido de un estudio de la supervivencia de ciertos organismos presa a partir de la alimentación de *Asplanchna*.

El análisis de los contenidos estomacales de *A. girodi* y *A. priodonta* muestra que en el caso de *A. girodi* el número de rotíferos consumidos esta estrechamente relacionado con la densidad de los mísmos en el embalse del Cubillas ($r=0.995$; $p<0.01$), y que el número de rotíferos ingeridos es claramente superior a los ingeridos por *A. priodonta* (Fig. 2).

La tendencia observada en el caso de *A. girodi* sugiere una respuesta funcional de tipo 1, en la que no se llegaría a alcanzar el nivel de saturación. Por el contrario, en el caso de *A. priodonta* parece apuntarse una respuesta funcional de tipo 3, de forma que sólo a elevadas densidades de rotíferos es detectable una ingestión de los mísmos y, posiblemente, con posterioridad se alcancen niveles de saturación, si bien *A. priodonta* ingiere un menor número de rotíferos que *A. girodi* (Fig. 2).

Tabla I. Valores del coeficiente de correlación entre la densidad poblacional de *Asplanchna girodi* y *A. priodonta* y la densidad total de rotíferos; la temperatura y la

	A. girodi r	*A. priodonta* r
Rotíferos	0.82**	-0.24^{ns}
Temp.	0.66*	-0.67^{ns}
Clo-a	-0.40^{ns}	$+0.48^{ns}$

**P<0.01; *P<0.05; ns=no significativo (p>0.05)

En relación con las preferencias alimentarias de *A. girodi*, las especies *Synchaeta pectinata* y *Hexarthra mira* fueron positivamente seleccionadas tanto en Cubillas como en Canales (Fig. 3, Tabla II). Su selección como presa por parte de *Asplanchna* ya ha sido puesta de manfiesto por Gilbert (1980), entre otros, aunque algunos autores no encuentran esta selección en el caso de *H. mira* (Green & Lan 1974, Guiset 1977), posiblemente porque una oferta alimenticia más diversificada promueva otras preferencias. De hecho, hemos observado que en presencia de *S. pectinata* el índice de selectividad de Ivlev para *Polyarthra sp.* disminuye considerablemente (Tabla II).

Otro aspecto llamativo resulta ser la selección positiva durante varios meses hacia la forma espinada de *Keratella cochlearis* (*K. cochlearis typica*) cuando, en principio, dicha

espina constituye una protección contra la depredación (Stemberger & Gilbert 1984, 1987). En un trabajo reciente (Conde-Porcuna *et al.* 1993), sin embargo, hemos observado que parece existir un tamaño umbral para dicha espina por debajo del cual podría, incluso, favorecerse la depredación, ya que los individuos con espinas cortas pueden mostrar respuestas de escape menores.

Todas estas observaciones sugieren la importancia que la depredación de *Asplanchna girodi* puede tener sobre la estructura de la comunidad de rotíferos, si bien *A. priodonta* no afecta a dicha estructura, a pesar de trabajos previos (Edmondson 1960, Zimmerman 1974, Gilbert 1980) muestran correlaciones positivas entre las tasas de mortalidad de *Keratella cochlearis* y la densidad de *A. priodonta*. En cualquier caso, en nuestro estudio las especies de *Asplanchna* no disminuyen la biomasa de rotíferos del medio tal y como muestran estudios previos (p.e. Lewkowicz 1971).

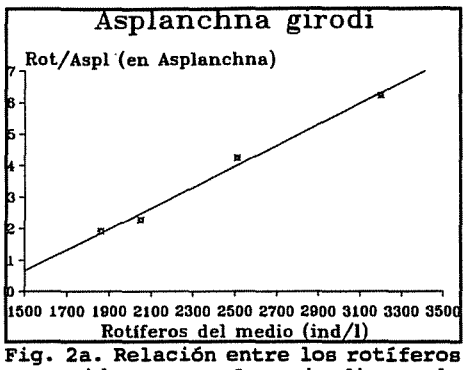


Fig. 2a. Relación entre los rotíferos consumidos por A. *girodi* y la densidad de aquellos en el embalse de Cubillas.

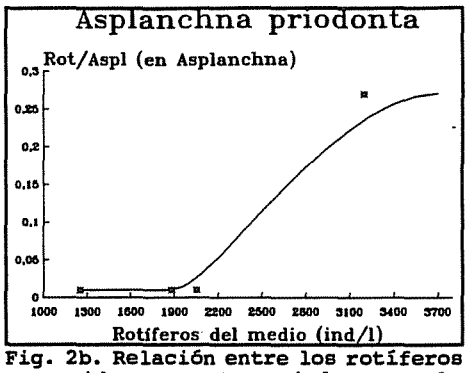


Fig. 2b. Relación entre los rotíferos consumidos por A. *priodonta* y la densidad de aquellos en el embalse de Cubillas.

Tabla II. Valores del índice de selectividad de Ivlev para distintas presas de *Asplanchna girodi* en los embalses de Cubillas y de Canales.

	Cubillas 7-1988	Cubillas 8-1988	Cubillas 9-1988	Cubillas 3-1989	Canales 8-1988
K.cochlearis tecta	-0.03	-0.38	-0.75	-	-
K.cochlearis typica	+0.60	+0.36	+0.02	-	-
Hexarthra mira	+0.43	+0.43	-	-	+0.28
Synchaeta pectinata	-	-	-	+0.86	+0.78
Polyarthra sp.	-	+0.54	+0.43	+0.01	-0.28

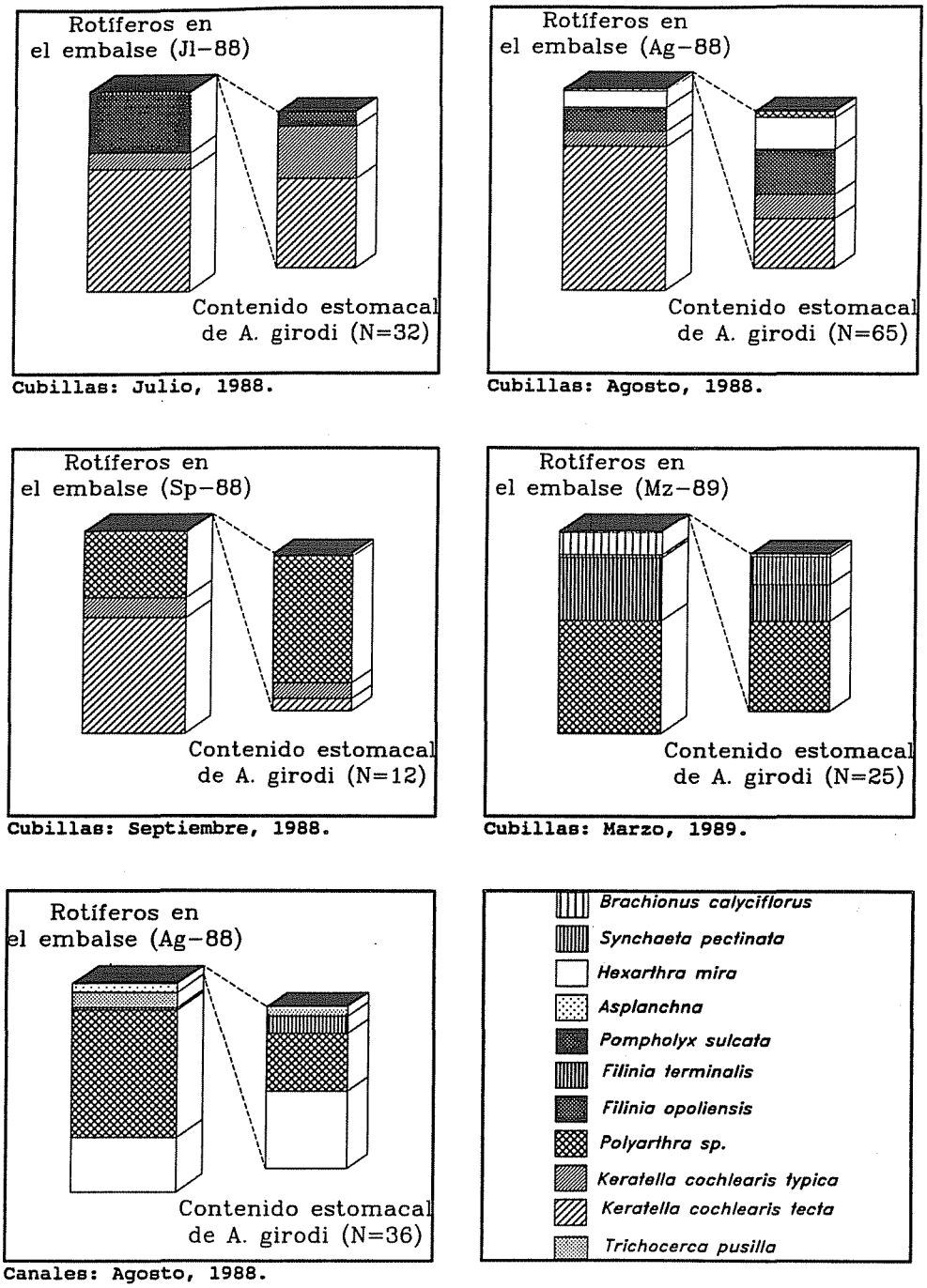


Fig. 3. Proporciones relativas de las especies de rotíferos en los embalses de Cubillas y de Canales y en los contenidos estomacales de *Asplanchna girodi*.

En resumen, la aparición y desarrollo de *A. girodi* parece estar ligada a elevadas densidades de rotíferos y altas temperaturas y, además, la ingesta de rotíferos se incrementa con el número de rotíferos presentes en el medio. En sistemas con menor densidad de rotíferos predominaría *A. priodonta*, mientras que en aquellos con un mayor número lo haría *A. girodi*. De igual modo dependiendo de la abundancia de rotíferos en un medio determinado predominará una u otra especie. Asimismo, la composición taxónomica de los rotíferos presentes en el medio parece determinar un comportamiento alimentario diferente para *A. girodi*.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido subvencionado en parte por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir y en parte por la CICYT (Proyecto NAT 91/570), y J.M. Conde-Porcuna ha sido becario FPI (M.E.C.) durante la realización del mísmo.

BIBLIOGRAFIA

Conde-Porcuna, J.M., R. Morales-Baquero & L. Cruz-Pizarro. 1993. Effectiveness of the caudal spine as a defense mechanism in *Keratella cochlearis*. Hydrobiologia 225/226: 283-287.

Edmondson, W.T. 1960. Reproductive rates of rotifers in natural populations. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 12: 21-77.

Ejsmont-Karabin, J. 1974. Studies on the feeding of planktonic polyphage *Asplanchna priodonta* Gosse (Rotatoria). Ekol. Pol. 22: 311-317.

Green, J. & O.B. Lan. 1974. *Asplanchna* and the spines of *Brachionus calyciflorus* in two Javanese sewage ponds. Freshwater Biol. 4: 223-226.

Guiset, A. 1977. Stomach contents in *Asplanchna* and *Ploeosoma*. Arch. Hydrobiol. Beih. 8: 126-129.

Gilbert, J.J. 1980. Feeding in the rotifer *Asplanchna*: Behavior, cannivalism, selectivity, prey defenses, and impact on rotifer communities. In: Evolution and Ecology of Zooplankton Communities (Ed. W.C. Kerfoot). University Press of New England: 158-172.

Lewkowicz, M. 1971. Biomass of zooplankton and production of some species of Rotatoria and *Daphnia longispina* in carp ponds. Pol. Arch. Hydrobiol. 18: 215-223.

Morales-Baquero, R., J.M. Conde-Porcuna & L. Cruz-Pizarro. The zooplankton biomass and food availability in four reservoirs of contrasting trophic status. Arch. Hydrobiol. Beih., In press.

Pérez-Martínez, C., R. Morales-Baquero & P. Sanchez-Castillo. 1990. The effect of the volume decreasing on the trophic status in four reservoirs from Southern Spain. Verh. int.

Ver. Limnol. 24: 2940-2944.

Stemberger, R.S. & J.J. Gilbert. 1984. Spine development in the rotifer *Keratella cochlearis*: Induction by cyclopoid copepods and *Asplanchna*. Freshwater Biol. 14: 639-647.

Stemberger, R.S. & J.J. Gilbert. 1987. Defenses of planktonic rotifers against predators. In: Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities (Eds. W.C. Kerfoot & A. Sih). University Press of New England: 227-239.

Zimmerman, C. 1974. Die pelagischen Rotatorien des Sempachersees mit spezieller Berücksichtigung der Brachioniden und der Ernährungsfrage. Schweiz. Z. Hydrol. 36: 205-300.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:229-236

ANALISIS COMPARADO DE LA ESTRUCTURA DE TAMAÑOS DEL PLANCTON EN DOS SISTEMAS ACUATICOS EPICONTINENTALES DE MUY DISTINTA NATURALEZA.

F. Echevarría[1,3], J. Rodríguez[1] y L. Cruz-Pizarro[2].
[1] *Area de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga. Campus de Teatinos. 29071 Málaga.* [2]*Instituto del Agua. Universidad de Granada. 18071 Granada.* [3]*Dirección actual: Area de Ecología. Facultad de Ciencias del Mar. Universidad de Cádiz. Polígono Río San Pedro. 11510 Puerto Real (Cádiz).*

Palabras clave: Limnología comparada. Plancton. Estructura de tamaños. Análisis de imagen.

ABSTRACT

In this work we analize the size-biomass distribution of plankton in two different fresh water masses: an eutrophic reservoir and a small oligotrophic high mountain lake. The methods utilized, based on semiautomatic image analysis, allow to reject the non living particulate material, but also to simultaneously estimate the taxonomic composition of the samples. The size distribution in both ecosystems confirms previous theories relating size of organisms with trophic status. Finally,we propose a conceptual model that synthetize the analogies and differences in both systems size-structure, taking into account the structure at two different vertical strata and the possible interactions between these compartments.

INTRODUCCION

El análisis de la estructura de tamaños del plancton se ha convertido en un instrumento útil en el estudio de comunidades pelágicas tanto marinas (Rodríguez y Mullin, 1986; Rodríguez et al., 1987; Witek y Krajewska-Soltys, 1989; Jiménez et al., 1989), como de agua dulce (Sprules et al., 1983; Sprules y Munawar, 1986; Echevarría et al., 1990; Rodríguez et al., 1990; Gasol et al., 1991).

El enfoque basado en la estructura de tamaños del plancton como vía de estudio de la estructura de comunidades pelágicas surge en el campo de la oceanografía biológica y es consecuencia de la aplicación de un contador y clasificador de partículas en suspensión, el Coulter Counter® (Sheldon et al., 1972), así como de la clarificación de relaciones entre ecología, fisiología y alometría (Peters, 1983; Calder, 1984). Los modelos teóricos de Platt y Denman (1977) tratan de explicar los resultados empíricos obtenidos, estando planteados para la consideración de sistemas estables, lo que permite asumir ciertas premisas como la continuidad en el flujo de energía, la ausencia de pérdidas distintas a la respiración, etc.

El estudio de sistemas fluctuantes exige revisar las asunciones de estos modelos teóricos, concebidos para sistemas cercanos al equilibrio. Existen consideraciones adicionales que se deben tener en cuenta: (1) En primer lugar, debe operarse con una mayor precaución metodológica, dado que la probabilidad de encontrar partículas no vivas (detritus, material particulado inorgánico, etc.) es muy superior. Deben rechazarse metodologías "ciegas" basadas en el contador de partículas (Sheldon et al., 1972), o en la filtración y pesada de material retenido en mallas de distinta luz (Rodríguez y Mullin, 1986). En sistemas perturbados, y en masas de agua dulce en general, con alta superficie de contacto con el sustrato que favorece la presencia de material inorgánico en suspensión, el análisis microscópico del material recogido se convierte en inevitable. (2) La segunda consideración a tener en cuenta al analizar sistemas alejados del equilibrio tiene que ver con la mayor atención que se debe dedicar a las distintas escalas de variación espacio-temporal, eligiendo diseños de muestreo y análisis que permitan identificar dicha variabilidad.

La respuesta del espectro de tamaños del sistema durante fluctuaciones que acontecen a una escala temporal reducida es un tópico desarrollado fundamentalmente en el área de Ecología de la Universidad de Málaga, sobre todo para el caso de aguas costeras (Jiménez, 1987; Rodríguez et al., 1988; Jiménez et al., 1989; Gilabert et al., 1990; Ruiz et al., 1991), aunque recientemente tambien para masas de agua dulce (Echevarría et al., 1990; Rodríguez et al., 1990; Echevarría, 1991). La herramienta metodológica adoptada en estos trabajos fué el análisis de imagen. Las ventajas de este método derivan de la combinación de la observación directa a través de la microscopía y de la

automatización progresiva del proceso de medida (Rolke y Lenz, 1984). Los beneficios de la observación directa son claros: Por una parte se facilita la discriminación de lo vivo y lo no vivo, pero además se hace posible un control taxonómico simultáneo de la comunidad planctónica.

AREAS DE ESTUDIO

Los sistemas elegidos para este análisis comparado son:

(1) La laguna de la Caldera. Está situada en la tundra de Sierra Nevada (Granada), ocupando un circo glaciar a 3050 m de altitud, al pié del monte Mulhacén. Permanece helada durante 8-10 meses al año (Septiembre-Octubre/ Mayo-Junio). El fondo de la cubeta es rocoso y las orillas carecen de vegetación. Estudios previos permiten calificar a esta pequeña laguna como oligotrófica (Cruz-Pizarro, 1981; Carrillo, 1989), con valores de producción primaria por debajo de 4 g C m^{-2} $año^{-1}$, concentraciones de fósforo total inferores a 0.5 µM, y concentraciones de clorofila a que nunca superan los 2.5 µg l^{-1}.

(2) El embalse de la Concepción. Está situado en la cuenca del río Verde, al oeste de la provincia de Málaga. Se trata de un sistema bastante mayor que el anterior, con una profundidad 5 veces superior y un área máxima 100 veces superior. Frente a la homogeneidad vertical detectada en la laguna, el embalse presenta un prolongado periodo de estratificación entre Marzo y Octubre (Lucena y Rodríguez, 1984). Las estimaciones de producción primaria (Gálvez et al., 1989; Gálvez, 1990) derivadas de datos de sedimentación sestónica, la sitúan en valores en torno a 500 g C m^{-2} $año^{-1}$, estimaciones que permiten calificar a este sistema como eutrófico.

MATERIAL Y METODOS

La laguna de la Caldera se estudió durante el periodo libre de hielo del año 1987, quedando los muestreos concentrados en tres momentos del ciclo, de duración semanal y frecuencia media de 36 horas. Las muestras de las distintas profundidades analizadas (usualmente 5) se recogieron siempre anclados en el punto de máxima profundidad de la laguna.

En el embalse de la Concepción se realizó un seguimiento semanal entre los meses de Marzo y Octubre de 1988, cubriendo el largo periodo de estratificación de esta masa de agua. El lugar de muestreo fué siempre un punto fijo cercano a la presa. Con intención de conocer la variabilidad vertical de la comunidad planctónica se tomaron muestras cada 2 metros entre superficie y 25 m de profundidad, frecuencia que se aumentó hasta muestrear metro a metro la termoclina bien estructurada de mediados de verano.

Las muestras de agua fueron recogidas en todos los casos con ayuda de una botella Van Dorn, cuyo volumen era subdivido en las siguientes fracciones:

(a) Para la determinación de pigmentos del medio se utilizaron 5 litros de agua en la laguna, y sólo 1 en el embalse. Este volumen sería posteriormente procesado siguiendo las recomendaciones de Talling y Driver (1963) para calcular espectrofotométricamente la concentración de clorofila total disuelta en extracto acetónico. Los 5 l procedentes de la laguna se procesaron según el protocolo de Jones (1979), quien recomienda metanol como disolvente orgánico. Esta diferencia de métodos entre los dos sistemas puede afectar a la comparación cuantitativa entre ambos, pero no a las tendencias detectadas en cada uno de ellos.

(b) 250 ml se recogieron en un frasco de vidrio Pyrex opaco y se fijaron con lugol acético hasta una concentración final del 1% (Parsons et al., 1984). Esta muestra sería posteriormente procesada siguiendo el método de sedimentación y recuento en microscopio invertido propuesto por Utermohl (1958). En general se sedimentaron 100 ml de agua para las muestras de la laguna y sólo 25 ml para las procedentes del embalse.

(c) El volumen de agua restante, en torno a 11 litros en ambos sistemas, se filtró a través de una malla Nytex con poro de 45 µm. El material retenido se fijaba con formaldehido al 5% y se almacenaba en botes de plástico. De esta fracción se obtendría el recuento de los organismos de mayor tamaño, utilizando también un microscopio invertido.

La estimación de biovolúmenes de los organismos del plancton se realizó mediante un sistema de análisis semiautomático de imagen conectado al microscopio invertido (Echevarría et al., 1990; Echevarría, 1991). Se utilizaron diferentes subprogramas dependiendo de las formas geométricas de

los organismos (Echevarría, 1991).El subprograma de medida más utilizado calculaba el biovolumen a partir de las medidas lineales de los ejes mayor y menor de cada partícula, asumiendose una geometría elipsoidal. Para obtener una representación global de la comunidad planctónica, se visualizaron las muestras a 5 aumentos diferentes (entre 40x y 1000x), con volúmenes de recuento progresivamente menores.

La construcción de un espectro de biovolumen a partir de los listados de medidas individuales implicaba generar una distribución de abundancia de organismos en clases de tamaños estructuradas en una escala de octavas (Sheldon et al., 1972; Platt y Denman, 1977). Para esta conversión numérica se desarrollaron 3 programas informáticos que agilizaron este proceso. El resultado de la acción de estos programas era una tabla de doble entrada clases de tamaño-clases taxonómicas con valores de abundancia en los nódulos. La suma de las distintas columnas (con la abundancia por clase de tamaño de cada taxón) genera la distribución de abundancias por clase de tamaño para la comunidad completa. El espectro de biovolumen resulta de multiplicar cada valor de abundancia por el tamaño medio de cada clase de tamaño.

RESULTADOS Y DISCUSION

En la figura 1 se representa la variación espacio-temporal de los valores de clorofila total en ambos sistemas. En base a esta gráfica y dado el interés en analizar la variación de la estructura de tamaños en situaciones de perturbación, se decidieron los periodos de mayor interés para el análisis de la fracción planctónica.

Así, en el embalse, el estudio se concentró en el periodo coincidente con el máximo profundo de clorofila aparecido en Agosto (fig. 1), momento en que la heterogeneidad vertical es máxima, al aparecer las concentraciones de clorofila epilimnética menores de todo el periodo, y simultáneamente los valores mas altos de clorofila en la termoclina. La presencia masiva del dinoflagelado *Ceratium hirundinella* en esta zona aumentó el interés en el análisis de esta fluctuación.

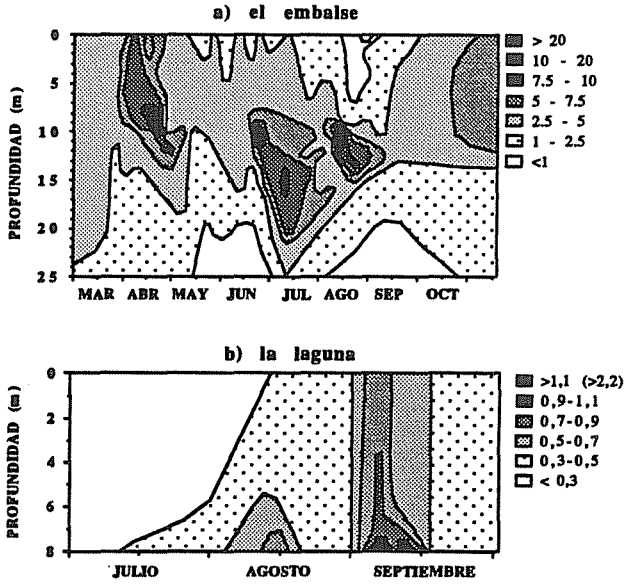


Figura 1.- Variación espacio-temporal de la concentración de clorofila total (µg l-1) en los dos sistemas estudiados.

En la laguna, serán las muestras de Septiembre las más interesantes de analizar, al haberse producido en este periodo una severa disminución en la transparencia del sistema, consecuencia de lluvias con alto contenido en material particulado ocurridas a principios de este mes, responsables de valores de concentración clorofílica superiores a los detectados en el resto del periodo de deshielo. Según indican los datos de clorofila, a lo largo de este mes se detecta una paulatina vuelta a las condiciones de escasez pigmentarias características de esta pequeña laguna.

La figura 2 esquematiza los resultados de estructura de tamaños promediados para las distintas profundidades y fechas de estudio. En las gráficas superiores aparecen los espectros medios de densidad y biovolumen, que se desglosan en los gráficos centrales en las observaciones individuales realizadas. Los dos gráficos inferiores de esta figura 2 representan el porcentaje de frecuencia de

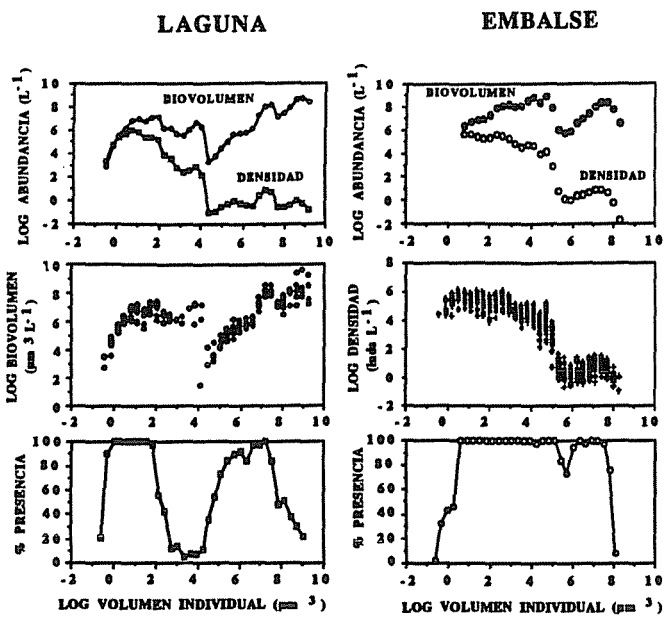


Figura 2.- (a) Espectros medios de densidad y biovolumen en ambos sistemas. (b) Espectros mostrando la totalidad de observaciones individuales. (c) Frecuencia de aparición de organismos en cada clase de tamaño.

aparición de cada clase de tamaño en las distintas muestras examinadas. En el caso de la laguna de la Caldera se pone de manifiesto en esta última gráfica el carácter esporádico de los organismos pertenecientes al rango de tamaños entre 512 y 32000 μm^3, banda de tamaños que podemos calificar de discontinuidad. En el embalse, la distribución de frecuencias es muy alta y constante para todas las clases de tamaño, con la excepción de las clases de tamaño situadas en los extremos de la distribución. Problemas de detección metodológica deben explicar la caída del gráfico de frecuencias en estas clases de tamaño extremas.

En la figura 3 aparecen los espectros de biovolumen medios de los dos sistemas en un mismo gráfico. El carácter más llamativo de estas distribuciones es su bimodalidad. Este resultado es análogo al obtenido por Sprules et al. (1983) tambien en masas de agua dulce. De hecho, el carácter bimodal de los espectros de biomasa en agua dulce puede proponerse como un elemento diferenciador básico entre estas masas de agua y las de origen marino, dado que la mayor parte de los resultados obtenidos en el mar reflejan distribuciones que ofrecen una mayor linealidad (Rodríguez y Mullin, 1986; Jiménez, 1987; Gilabert et al., 1991).

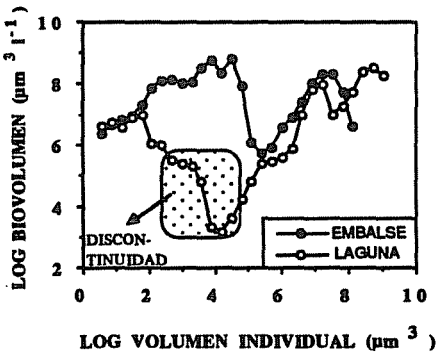


Figura 3.- Representación conjunta de los espectros de biovolumen en los dos sistemas analizados

La diferente estructura de tamaños en sistemas de agua dulce y marinos puede explicarse como una consecuencia de la menor diversidad biológica presente en los primeros, lo que dificulta un solapamiento amplio entre las distribuciones normales de tamaño de las distintas especies presentes en el sistema. Un argumento similar permite justificar la discontinuidad de tamaños en la laguna de la Caldera frente a una distribución más amortiguada en el embalse. En este caso, la menor diversidad biológica de la laguna, a pesar de ser un sistema más oligotrófico, es consecuencia de su menor tamaño, de la severidad de tipo físco a que está sometida (9 meses al año

de cobertura de hielo) y finalmente a la mayor homogeneidad vertical que este sistema presenta.

El rango de tamaños ocupado por organismos es aparentemente mayor en la laguna (figura 3), donde se ocupan tres clases de tamaño ausentes en el embalse. Sin embargo, hay que recordar el carácter esporádico de las clases de tamaño centrales en la laguna, así como el hecho de que en éste sistema el límite superior de tamaños es real, no habiendo organismos mayores que los *Daphnia pulex* que estructuran esta región del espectro. En el embalse, sin embargo, se sabe de la presencia de peces, como *Micropteris dolomieu* y *Barbus barbus*, cuyos estadíos juveniles no han sido estimados con los métodos empleados, pero que sin duda extenderán el rango de tamaños del sistema más allá que en el caso de la laguna.

Como se aprecia en la figura 3, la laguna presenta un fitoplancton de pequeño tamaño, fundamentalmente integrado por la cianofícea *Cyanarcus sp*, la crisofícea *Chromulina nevadensis*, la criptofícea *Rhodomonas minuta* y la diatomea *Cyclotella ocellata*. El zooplancton, por el contrario, es de tamaño grande y básicamente está representado por el copépodo *Mixodiaptomus laciniatus* (que presenta los valores de abundancia mayores) y el cladócero *Daphnia pulex* (que aporta los mayores valores de biomasa). El embalse se caracteriza por un predominio de fitoplancton de tamaño más grande, en el que los organismos más característicos son la dinofícea *Ceratium hirundinella*, la diatomea *Fragillaria crotonensis* y la clorofícea *Oocystis lacustris*. El zooplancton es sin embargo de pequeño tamaño y está representado básicamente por rotíferos (especialmente *Trichocerca sp*) y sobre todo por cladóceros de pequeño tamaño, de los géneros *Diaphanosoma*, *Ceriodaphnia* y *Bosmina*.

La distribución expresada confirma teorías previas acerca de la distribución de tamaños de los organismos del plancton (Hillbricht-Ilkowska, 1977) así como resultados empíricos (Capblancq, 1990) para lagos de distinto grado trófico. Según la visión aportada en estos trabajos, la comunidad fitoplanctónica en lagos de baja productividad estaría dominada por formas pequeñas de nanoplancton, siendo escaso el fitoplancton grande. La dominancia de formas fitoplanctónicas pequeñas debe ser consecuencia del carácter nutritivo del sistema, con bajas concentraciones de nutrientes inorgánicos que son más eficientemente incorporados por organismos cuyo pequeño tamaño les permite aumentar la relación superficie/volumen. La comunidad animal se caracteriza en sistemas oligotróficos por la presencia de un zooplancton de gran tamaño (1000 µm) que se alimenta directamente del pequeño nanoplancton, generalmente flagelados inferiores a 30 µm, con gran eficienca de conversión energética al evitar niveles tróficos intermedios (Hillbricht-Ilkowska, 1977). El flujo de energía en sistemas más productivos favorecerá el desarrollo de un fitoplancton más grande (superior a 30 µm), capaz de almacenar en sus vacuolas pulsos de nutrientes que en determinadas situaciones pueden aparecer. La transferencia energética desde los productores a los consumidores de mayor tamaño implica pasos intermedios en compartimentos de bacterias, flagelados heterótrofos y cilados. La presencia de este alimento alternativo permite el desarrollo de un zooplancton omnívoro, generalmente de tamaño inferior a 700 µm (Hillbricht-Ilkowska, 1977).

Asimismo, el menor tamaño del zooplancton en el embalse confirma tambien la teoría de depredación tamaño-dependiente (Brooks y Dodson, 1965). Según esta teoría, la presencia de peces favorece el predominio de un zooplancton más pequeño, por consumo preferente de organismos zooplanctónicos de mayor tamaño. La ausencia de peces en la laguna explicaría el predominio de formas zooplanctónicas de gran tamaño.

Las distribuciones de tamaño encontradas en ambos sistemas son difícilmente simplificables en modelos lineales (figuras 2 y 3), dadas las fuertes tendencias existentes en la distribución. En este sentido cabe destacar la mayor coherencia de estudio de subrangos homogéneos dentro del espectro de tamaños, circunstancia que se ejemplifica de modo más claro en el caso de la laguna de la Caldera, como consecuencia de la discontinuidad en la estructura de tamaños que este sistema presenta (Rodríguez et al., 1990). Esta aproximación basada en la consideración de subgrupos homogéneos ha sido defendida por diversos autores como poseedor de un mayor potencial predictivo (Boudreau y Dickie, 1989). Estos autores proponen la existencia de una doble escala en la estructuración de los sistemas en base al tamaño: Una escala a la que califican de primaria o fisiológica, que se correspondería con el espectro global, y que resulta en modelos lineales de parámetros muy constantes en sistemas diversos. Cuando el análisis se concentra en subgrupos de organismos con coherencia funcional, emerge una escala secundaria o ecológica, con pendientes positivas y altamente variables (Boudreau y Dickie, 1989). Es esta escala secundaria la que, según estos autores, debe ser analizada para predecir el efecto de perturbaciones ó estimar la producción y cosecha de especies comerciales.

El hecho de que los dos sistemas estudiados estén dotados de una clara estructura espacial nos permite entender este concepto en un contexto más amplio: La interpretación funcional de los espectros de biomasa implica prestar atención a la interacción entre subrangos del espectro en distintos compartimentos espaciales. De existir esta interacción, se puede considerar el acoplamiento entre los distintos compartimentos de cada sistema.

La heterogeneidad espacial es manifiesta en el caso del embalse de la Concepción, donde la mayor parte de las variables físico-químicas y biológicas se estructuran con claros gradientes verticales. En la figura 4 se ejemplifica esta heterogeneidad para la distribución vertical de *Ceratium hirundinella* y del cladócero *Diaphanosoma brachiurum*. En la laguna de la Caldera tambien existe una clara heterogeneidad cuando se compara la distribución de tamaños en el agua libre con la que caracteriza el fondo y paredes de la cubeta (figura 5). La comunidad dominante en este último ambiente genera un espectro carente de discontinuidad, y con valores de biomasa más altos en casi todo el rango de tamaños. Diatomeas pennadas de mayor tamaño, desmidiáceas, ciliados y colonias de cianofíceas son los organismos que se acumulan prioritariamente en estos niveles ligados al sustrato y que generan esta diferencia en ambos modelos espectrales.

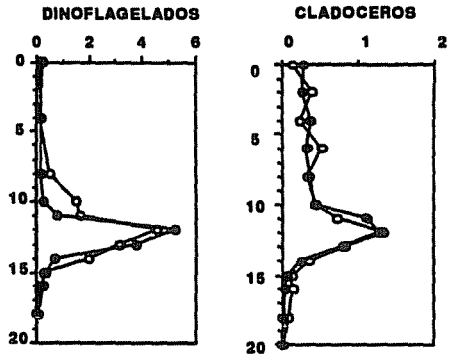


Figura 4.- Variación vertical del biovolumen (partes por millón) de dinoflagelados y cladóceros en el embalse de la Concepción. Se trata de los taxones dominantes de las fracciones fito y zooplanctónica

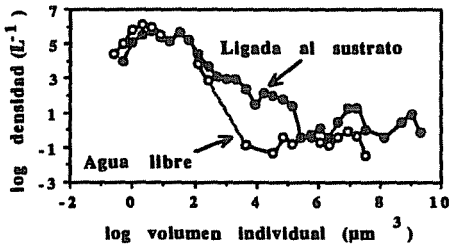


Figura 5.- Espectros de abundancia en el ambiente cercano al sustrato y el agua libre de la laguna de la Caldera

Con intención de sintetizar la estructura de tamaños global de los dos sistemas estudiados se propone el modelo conceptual esquematizado en la figura 6. El embalse estratificado y la laguna en periodo de deshielo se caracterizan por la presencia de dos compartimentos verticales: agua libre y fondo en la laguna; epilimnion y termoclina en el embalse. La estructura de tamaños es similar en los dos subsistemas superiores, con predominio de formas fitoplanctónicas pequeñas (nanoplancton), así como en los dos compartimentos profundos, caracterizados por la mayor importancia relativa de formas fitoplanctónicas de mayor tamaño (microplancton). La conexión de ambos subsistemas puede suceder por procesos físicos, fundamentalmente de sedimentación, o biológicos, a través de la migración vertical de los organismos. Las diferencias fundamentales entre el embalse y la laguna se deben a la escala de manifestación de ambos tipos de acoplamiento: El acoplamiento físico en la Caldera debe ser reducido en el tiempo, probablemente concentrado en el periodo inmediatamente posterior al deshielo, donde deben suceder los únicos epsodios de producción nueva. A partir de estos estadíos inicales la conexión entre el subsistema profundo y el superficial será exclusivamente biológica, inducida por el movimento vertical de los organismos del zooplancton, que están sujetos a procesos de migración vertical diaria bien documentados (Cruz-Pizarro, 1981). En el embalse, el acoplamiento físico debe ser más duradero y fluctuante, pues dependerá de entradas de material alóctono y de la sedimentación consecuencia de los probables desequilibrios entre los procesos de producción y consumo, típcos de ambientes eutróficos y fluctuantes. Este acoplamiento físico debe funcionar simultáneamente a los procesos de migración vertical del zooplancton.

En ambos sistemas, por tanto, aparece una comunidad profunda que soporta un mayor flujo de energía, exportando parte de su producción a niveles más superficiales, a través de procesos de

acoplamiento biológico. Existiría una direccionalidad en el flujo de energía contraria a la que normalmente se describe yendo desde el plancton (sistema explotado) al bentos (sistema maduro).

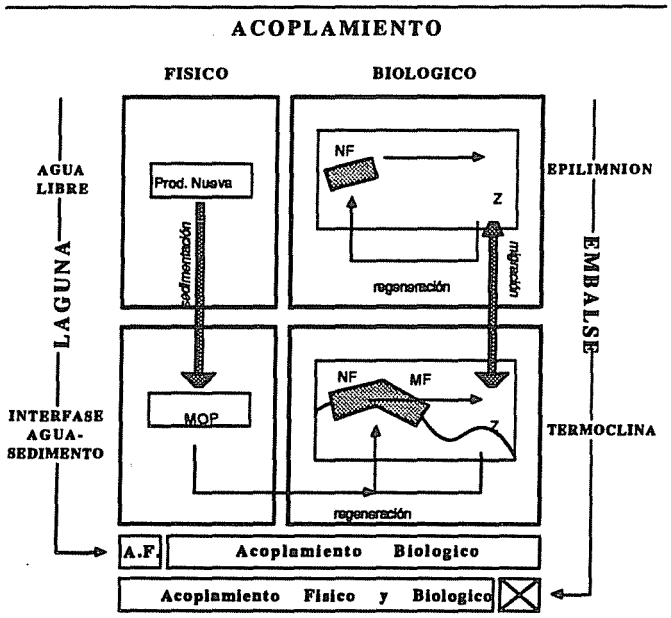


Figura 6.- Modelo conceptual que trata de resumir las analogías y diferencias entre los dos sistemas analizados, considerando la estructura de tamaños en los compartimentos en que cada subsistema puede dividirse.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fué subvencionado por el proyecto de Investigación CICYT PA 86/401. Asimismo, se benefició de las subvenciones a proyectos y grupos de Investigación del Plan Andaluz de Investigación. F.E. disfrutó de una beca de Formación de Personal de Investigación del Ministerio de Educación y Ciencia.

BIBLIOGRAFIA

Boudreau, P.R. y L.M. Dickie. 1989. Biological models of fisheries production based on physiological and ecological scalings of body size. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 46: 614-623.

Brooks, J.L. y S.I. Dodson. 1965. Predation, body size and composition of plankton. Science, 150: 28-35.

Calder, W.A. 1984. Size, Function and Life History. Harvard University Press, Cambridge, MA.

Capblancq, J. 1990. Nutrient dynamics and pelagic food web interactions in oligotrophic and eutrophic environments: an overview. In: Fluxes between Trophic Levels and Trough the Water-Sediment Interface (D.J. Bonin and H.L. Golterman, eds.). Kluwer Academic Publisher. pp 1-14.

Carrillo, P. 1989. Análisis de las interacciones tróficas en el plancton de un sistema oligotrófico. Tesis Doctoral, Universidad de Granada. 212 pp.

Cruz-Pizarro, L. 1981. Estudio de la comunidad zooplanctónica de un lago de alta montaña (La Caldera, Sierra Nevada). Tesis Doctoral, Universidad de Granada. 186 pp.

Echevarría, F. 1991. Variabilidad espacio-temporal de la estructura de tamaños del plancton en dos sistemas acuáticos epicontinentales. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga. 241 pp.

Echevarría, F., P. Carrillo, F. Jiménez, P. Sánchez-Castillo, L. Cruz-Pizarro y J. Rodríguez. 1990. The size-abundance distribution and taxonomic composition of plankton in an oligotrophic, high mountain lake (la Caldera, Sierra Nevada, Spain). J. Plankton Res. 12: 415-422.

Gálvez, J.A. 1990. Sedimentación biogénica en el embalse de La Concepción (Málaga). Aproximación a un modelo para sistemas acuáticos epicontinentales. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga. 214 pp.

Gálvez, J.A., F.X. Niell y J. Lucena. 1989. Seston vertical flux model for a eutrophic reservoir. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 33: 9-18.

Gasol, J.M., R. Guerrero y C. Pedrós-Alió. En prensa. Seasonal variations in size structure and prokariotic dominance in sulfureous lake Cisó. Limnol. Oceanogr.

Gilabert, J., J. Rodríguez y F. Jiménez-Gómez. 1990. The planktonic size-abundance spectrum in an oligotrophic, hypersaline coastal lagoon, The Mar Menor, Murcia, Spain. In: Trophic relationships in the marine environment (M. Barnes & R.N. Gibson, eds.). pp: 18-27. Aberdeen University Press.

Hillbricht-Ilkowska, A. 1977. Trophic relations and energy flow in pelagic plankton. Pol. Ecol. Stud., 3: 3-98.

Jiménez, F. 1987. Aplicación del análisis de espectros de biomasa al estudio de fluctuaciones en ecosistemas perturbados. *Tesis Doctoral*. Universidad de Málaga. 140 pp.

Jiménez, F., J. Rodríguez, F. Jiménez-Gómez y B. Bautista. 1989. Bottlenecks in the propagation of a fluctuation up the planktonic size spectrum in Mediterranean coastal waters. En: Topics in marine biology (J.D. Ros, Ed.). Scient. Mar., 53(2-3): 269-275.

Jones, J.C. 1979. A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in freshwater. FBA Scientific Publication Nº 39.

Lucena, J. y J.M. Rodríguez. 1984. Primeros datos sobre la influencia de la producción biológica en la calidad de las aguas del embalse de La Concepción. Monografías de la Dirección General de Medio Ambiente. MOPU. 193-202.

Parsons, T.R., Y. Maita y C.M. Lalli. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press. 173 pp.

Peters, R.H. 1983. The ecological implications of body size. Cambridge University Press, Cambridge, MA.

Platt, T. y K. Denman. 1977. Organization in the pelagic ecosystem. Helgol. Wiss. Meeresunters., 30: 575-581.

Rodríguez, J. y M.M. Mullin. 1986. Relation between biomass and body weight of plankton in a steady-state oceanic ecosystem. Limnol. Oceanogr., 31: 361-370.

Rodríguez, J., F. Jiménez, B. Bautista y V. Rodríguez. 1987. Planktonic biomass spectra dynamics during a winter production pulse in Mediterranean coastal waters. J. Plankton Res., 9: 1183-1194.

Rodríguez, J. F. Echevarría y F. Jiménez-Gómez. 1990. Physiological and ecological scalings of body size in an oligotrophic, high mountain lake (La Caldera, sierra Nevada, Spain). J. Plankton Res. 12: 593-599.

Rolke, M. y J. Lenz. 1984. Size structure analysis of zooplankton samples by means of an automated image analyzing system. J. Plankton Res. 6(4): 637-645.

Ruiz, J., F. Guerrero, V. Rodríguez y J. Rodríguez. En prensa. Chlorophyll and size biomass spectrum of phytoplankton. Analysis of fluctuations in eutrophic, coastal waters. 25th European Marine Biology Symposium. Ferrara.

Sheldon, R.W., A. Prakash y W.H. Sutcliffe. 1972. The size distribution of particles in the ocean. Limnol. Oceanogr., 17: 327-340.

Sprules, W.G., J.M. Casselman y B.J. Shuter. 1983. Size distribution of pelagic particles in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40: 1761-1769.

Sprules, W.G. y M. Munawar. 1986. Plankton size spectra in relation to ecosystem productivity, size and perturbation. Can. J. Fish. Aquat. Sci.,43: 1789-1794.

Talling, J.F. y D. Driver. 1963. Some problems in the estimation of chlorophyll a in phytoplankton. Proc. Conf. Prim. prod. Meas. Mar. Fresh. Hawaii. 1961: 142-146.

Utermöhl, H. 1958. Zur wemllkommung der quantitative phytoplankton methodik. Mitt. Internat. Verein. Limnol., 9: 1-38.

Witek, Z. y A. Krajewska-Soltys. 1989. Some examples of the epipelagic plankton size-structure in high latitude oceans. J. Plankton Res., 11: 1143-1155.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:237-244

TIPOLOGIA DE LAS FORMACIONES PALUSTRES DEL ACUIFERO DE MADRID BASADA EN ALGUNAS DE SUS COMUNIDADES DE CRUSTACEOS ACUATICOS.

A.G. Besteiro[1], C. Montes[1] y M. Alonso[2]
[1] *Dpto. Interuniversitario de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid. 28049 Madrid.* [2] *LIMNOS, S.A. c/Bruc, 168. 08037 Barcelona.*

Palabras clave: crustaceos meiobentónicos, descarga de agua subterránea, acuífero de Madrid, clasificación ecológica.

ABSTRACT

The composition and structure of crustacean communities present in the wetlands of the Madrid aquifer system are closely related to the environmental variability of these epicontinental aquatic ecosystems; which is itself fundamentally determined by variations in rates of groundwater discharge into these wetlands.

INTRODUCCION

A pesar de la importancia que posee el conocimiento de los procesos hidrológicos en la caracterización, cuantificación y modelado de la organización y funcionamiento de los humedales, existe una gran escasez de trabajos de investigación realizados desde esta perspectiva (Gosselink & Turner, 1978; Mitsch & Gosselink, 1986).

De todos los elementos que inciden en el funcionamiento hídrico de un humedal, el agua subterránea y su interacción en el balance hídrico global es el que suscita mayor interés, a pesar de tratarse de un aspecto poco conocido (Winter, 1976).

El acuífero de Madrid constituye un lugar idóneo para la realización de este tipo de estudios ya que posee un buen nivel de conocimiento sobre los modelos de funcionamiento de los sistemas de flujo de aguas subterráneas (Llamas & López Vera, 1975) y sobre diferentes aspectos de su medio físico (clima, litología, e hidrología superficial entre otros).

Las formaciones palustres situadas sobre este acuífero poseen, a modo de gradiente, un distinto grado de relación con las aguas subterráneas, según su distribución en las áreas de recarga-descarga, lo que confiere en la zona una gran variabilidad ambiental a las láminas de aguas no fluyentes sobre todo en cuanto a su régimen hidrológico y características físico-químicas se refiere.

En este contexto, las comunidades de crustáceos son altamente reactivas a cambios del régimen hidrológico e hidroquímico de las láminas de agua con una elevada relación superficie de la cubeta/volumen de agua (Alonso & Comelles, 1987) por lo que constituyen una buena herramienta de trabajo para elaborar una clasificación ecológica dentro de estudios de Limnología regional.

MATERIAL Y METODOS

El acuífero de Madrid mantenía 53 lagunas y charcas de pequeña extensión (inferior a 1 ha en la mayoría de los casos) repartidas de una forma asimétrica por toda su superficie. Por diversas causas (fundamentalmente la utilización de sus cubetas como receptáculos de residuos sólidos y líquidos) en la actualidad tan sólo permanecen 17 charcas (Figura 1). Mediante un programa de muestreo extensivo se recogió la fracción de organismos acuáticos planctónicos y aquellos que se sitúan entre la fauna bentónica y planctónica (meiobentos). Las muestras se tomaron en el ciclo hidrológico 1986-87 durante el periodo de máxima productividad biológica (Febrero a Mayo). Los organismos se recogieron con una red de mano de luz de malla de 50 micras y se conservaron en formol al 4% hasta su posterior separación y determinación.

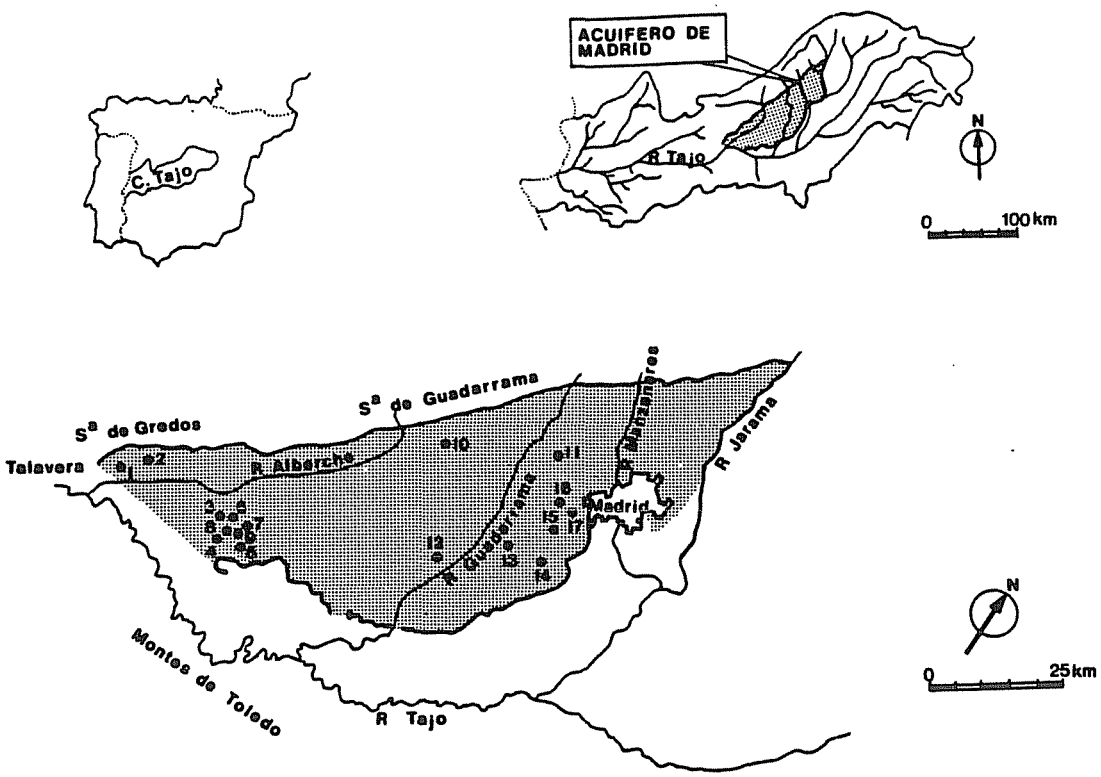


Figura 1. Situación geográfica de las formaciones palustres estudiadas en el acuífero de Madrid.

En trabajos previos (Besteiro & Montes, 1991; Besteiro, 1992) las formaciones palustres del acuífero de Madrid fueron asociadas a sectores ambientales con sentido ecológico (Figura 3). En cada sector cada lámina de agua tiene características limnológicas similares debido al grado de relación con los distintos tipos de flujos subterráneos (Tabla 1). En este trabajo se pretende contrastar dicha sectorización con una tipología de formaciones palustres realizada en función de sus comunidades de crustaceos planctónicos y meiobentónicos. Para ello, la matriz de ausencia-presencia obtenida, fue sometida a un análisis DECORANA (Detrented Correspondence Analysis) (Hill, 1979) que examina la similitud de localidades en función de la presencia de las especies, reduciendo el efecto de arco que producen otras técnicas de ordenación.

RESULTADOS

Se han identificado un total de 36 especies de crustaceos en las 17 localidades examinadas (Tabla 2).

En un primer análisis DECORANA realizado con todas las muestras, los dos primeros ejes absorbieron el 29,6% de la variación total. Mientras que el eje I (16,5% de la varianza absorbida) posee un significado de salinidad de las aguas, el eje II con un 13,1% de la varianza explicada, queda definido por el grado de permanencia del agua en la cubeta.

La representación de las especies y lagunas en el espacio definido por estos ejes (Figura 2)

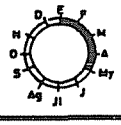
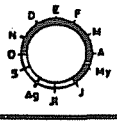
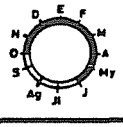
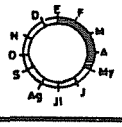
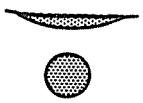
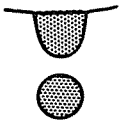
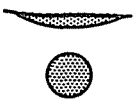
	SECTOR 1 DESCARGA REGIONAL ○	SECTOR 2 RAMAS △	SECTOR 3 DESCARGA INTERMEDIA □	SECTOR 4 DESCARGA LOCAL ◇	SECTOR 5 RECARGA REGIONAL ▽
TIPO HIDROLOGICO	Hipogénico de flujos regionales mixtos	Epigénico de cubeta impermeable.	Hipogénico de flujos reg. alcalinos "ojos"	Hipogénico de flujos cortos "ojos"	Epigénico de recarga
RELACION CON LAS AGUAS SUBTERRANEAS	Flujos regionales de agua subterránea. Acuífero regional	Acuíferos colgados independientes del regional.	Flujos intermedios de agua subterránea. Acuífero regional	Flujos locales de agua subterránea. Acuífero regional	No conectadas con el acuífero regional
PERMANENCIA DEL AGUA					
MINERALIZACION DEL AGUA Conductividad (µS/cm) $\bar{X}$	14.947	128,3	1.320	326	241,1
rango	6.980-32.000	33-287	823-2.820	279-362	104-511
COMPOSICION IONICA	Clorurado-sódica	Bicarbonatado-cálcica	Bicarbonatado-sódica	Bicarbonatado-cálcica	Bicarbonatado-cálcica
TURBIEDAD	Poco turbias	Poco turbias	Poco turbias	Poco turbias	Muy turbias
MORFOMETRIA DE LA CUBETA	$\bar{Z}$= 0,17 m $\bar{S}$= 0,18 ha	$\bar{Z}$= 0,47 m $\bar{S}$= 0,34 ha	$\bar{Z}$= 0,7 m $\bar{S}$= 0,05 ha	$\bar{Z}$= 1,05 m $\bar{S}$= 0,02 ha	$\bar{Z}$= 0,4 m $\bar{S}$= 0,3 ha
					
CODIGO DE LAS FORMACIONES PALUSTRES	1, 2	6, 7, 8, 9	3, 4 ,5	10, 11	12, 13, 14, 15, 16, 17

Tabla 1. Características de cada tipo genético-funcional de formaciones palustres en el acuífero de Madrid y su relación con los flujos de agua subterránea.

revela la existencia de dos humedales de características extremas en los gradientes mostrados por los ejes. Se trata de la laguna de las Torres, perteneciente al sector 1 de descarga regional de flujos largos altamente mineralizados con especies características de ambientes salinos tales como *Arctodiaptomus salinus*, *Simocephalus exspinosus* y *Cletocamptus retrogresus* (Alonso, 1990).

Por otro lado, la laguna de Fuente del Valle, de carácter permanente a causa de los aportes de agua residual que recibe desde una población cercana se encuentra altamente eutrofizada y evidencia esta circunstancia a través de algunas especies de comunidades de crustaceos presentes. Este es el caso de *Acanthocyclops sp*, organismo característico de aguas eutrofizadas o contaminadas (Alonso, 1985).

Un segundo análisis DECORANA efectuado sobre un total de 15 localidades (despues de haber omitido los dos humedales antes mencionados), permitió encontrar otras tendencias diferenciadoras que fragmentaran el grupo.

Los dos primeros ejes de este nuevo análisis resultaron tener significados ambientales algo diferentes a los obtenidos en el análisis anterior. En este caso, mientras que el eje I puede asimilarse a la permanencia del agua, el eje II representa un gradiente de mayor-menor turbiedad de las aguas.

La representación de las especies y formaciones palustres en el espacio definido por dichos ejes (Figura 2) diferencia un grupo de lagunas denominadas genericamente "ojos" más profundas, con período hídrico prolongado (Octubre a Junio) y amortiguado respecto a su régimen de fluctuaciones debido a su relación con la descarga de flujos intermedios o locales de agua subterránea (sectores 3 y 4 respectivamente). Presentan especies con gran afinidad por medios permanentes o semipermanentes

NUMERACION UTILIZADA EN LOS NOMBRES DE LOS HUMEDALES

1- Manantial de la Mata
2- Laguna de las Torres
3- Ojo del Bravo
4- Fuente del Valle
5- Sanchibuey
6- Charca Seca
7- Baldíos
8- Retamalón
9- Laguna Delgada
10- Navazarza
11- Aguajil
12- Buenavista
13- Laguna Chica
14- Laguna Antigua
15- Cerro del Rayo
16- Balsa de los Llanos
17- Laguna de José Herrero

Taxón	Código	Localidades 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
O. ANOSTRACA																		
Chirocephalus sp.	CHY	+				+			+	+			+	+	+		+	+
O. NOTOSTRACA																		
Triops cancriformis Bosc	TRICA															+	+	+
O. DIPLOSTRACA																		
SUBOR. CONCHOSTRACA																		
Cycicus grubei (Simon)	CYZGR												+	+		+	+	+
SUBOR. CLADOCERA																		
Alona azorica Frenzel	ALOAZ						+	+	+									
A. rectangula Sars	ALORE												+					
Alona sp.	ALO	+																
Ceriodaphnia quadrangula Müller	CERQU				+	+	+	+	+					+	+	+		
Chydorus pizarri Alonso	CHYPI									+								
C. sphaericus Müller	CHYSP	+		+							+	+					+	+
Daphnia atkinsoni Baird	DAPAT													+	+			
D. bolivari Richard	DAPBO															+		
D. hispanica Alonso	DAPHI									+								
D. obtusa Kurz	DAPOB											+		+				
D. pulicaria Hrbócek	DAPPU																+	+
Dunhevedia crassa King	DUNCR						+		+	+								
Ephemeroporus phintonicus Margaritora	EPHPH						+											
Leydigia acanthocercoides Fischer	LEYAC												+	+	+	+		
Macrothrix hirsuticornis Norman & Brady	MACHI									+								+
Moina brachiata Jurine	MOIBR					+	+	+		+			+	+				+
Pleuroxus aduncus Jurine	PLEAD																+	
P. Letourneuxi Richard	PLELE				+													
Simocephalus exspinosus Koch	SIMEX		+															
S. vetulus Müller	SIMVE			+		+					+	+						
Simocephalus sp.	SIM									+								
Subcl. Copepoda																		
Acantocyclops sp.	ACA				+													
Arctodiaptomus salinus Daday	ARCSA		+															
A. wierzejakii Richard	ARCWI	+																
Cletocamptus retrogresus (Schmank)	CLERE		+															
Cyclops sp.	CYC										+	+		+			+	
Diacyclops bicuspidatus Claus	DIABI				+	+	+											
Diaptomus cyaneus	DIACY									+						+		
Hemidiaptomus roubaui Richard	HEMRO									+			+	+	+	+		+
Megacyclops viridis Jurine	MEGVI											+						
Metacyclops minutus Claus	MEIMI	+					+		+									+
Mixodiaptomus incrassatus Sars	MIXIN			+				+	+	+			+	+	+	+		
Neolovenula alluaudi (Guerne & Richard)	NEOAL																	

Tabla 2. Matriz de ausencia-presencia de los grupos de crustáceos encontrados en las formaciones palustres del acuífero de Madrid.

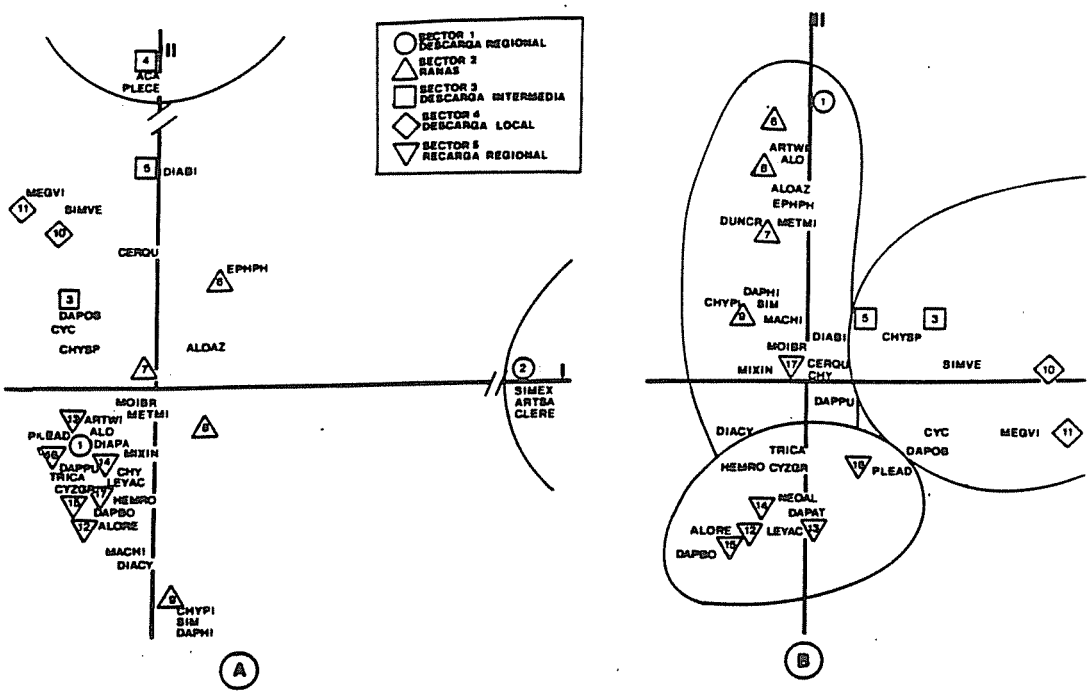


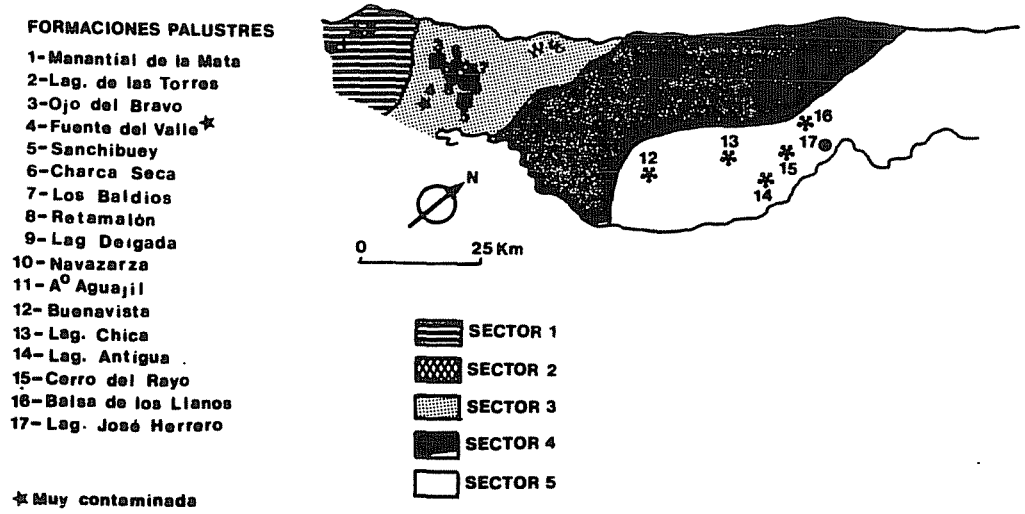
Figura 2. Disposición espacial de las especies de crustáceos acuáticos y las formaciones palustres del acuífero de Madrid, en el plano definido por los dos primeros ejes de los análisis DECORANA efectuados: A. con todas las muestras; B. sin la laguna de las Torres (nº 2) y Fuente del Valle (nº 4)

(Alonso, 1987): *Megacyclops viridis, Daphnia obtusa, Simocephalus vetulus* y *Chydorus sphaericus*.

El resto de lagunas con un funcionamiento hídrico independiente del acuífero regional resultan de carácter más temporal y pueden agruparse en dos grandes grupos: en uno de los extremos del eje II se sitúan aquellas formaciones palustres descritas como humedales de recarga del acuífero regional del sector ambiental 4 con especies características de ambientes muy fluctuantes, dulces, temporales y de aguas con alto contenido en sólidos en suspensión tales como *Daphnia bolivari, Daphnia atkinsoni, Neolovenula alluaudi, Triops cancriformis o Cyzicus grubei* (Alonso, 1987).

Por otro lado, puede definirse un grupo más o menos heterogéneo con especies eurioicas, propias de aguas dulces o algo mineralizadas, temporales y más o menos limpias. Es el caso de *Alona azorica, Dunhevedia crassa o Moina brachiata*.

En la Figura 3 se representa de una forma sinóptica, los grupos ecológicos definidos y su expresión geográfica sobre el área estudiada.



SECTOR AMBIENTAL	ESPECIES INDICADORAS	CARACTERISTICAS AMBIENTALES	TIPO LIMNOLOGICO
3 y 4	Simocephalus vetulus Chydorus sphaericus Daphnia obtusa Megacyclops viridis	AMBIENTES SEMIPERMANENTES O PERMANENTES CON AGUAS DULCES O ALGO MINERALIZADAS	■
2	Alona azorica Dunhevedia crassa Moina brachiata	AGUAS DULCES O ALGO MINERALIZADAS TEMPORALES Y MAS O MENOS LIMPIAS	●
5	Cizycus grubei Triops cancriformis Neolovenula alluaudi Daphnia bolivari Daphnia atkinsoni	MEDIOS MUY FLUCTUANTES CON AGUAS DULCES TEMPORALES Y TURBIAS	✱
1	Cletocamptus retrogresus Arctodiaptomus salinus Simocephalus exspinosus	AGUAS SALINAS TEMPORALES Y ESTACIONALES	▲

Figura 3. Clasificación ecológica de las formaciones palustres situadas sobre el acuífero de Madrid basada en sus comunidades de crustáceos acuáticos.

DISCUSION

La salinidad, la permanencia del agua y la turbiedad son considerados los factores ecológicos clave que condicionan la composición y estructura de las comunidades de crustáceos acuáticos de las masas de agua interiores no fluyentes de la Península Ibérica (Alonso, 1985, 1987). En las formaciones palustres del acuífero de Madrid estos parámetros están intimamente relacionados con el origen de sus cubetas y especialmente con los modos en que se abastecen de agua (Bernaldez & Montes, 1989) por lo que existe una buena correspondencia entre los tipos genético-funcionales de formaciones palustres definidos (Tabla 1) y sus comunidades de crustáceos (Figura 3). Por otro lado, los patrones obtenidos

coinciden con bastante exactitud con los encontrados por Alonso & Comelles (1987) para humedales de la cuenca del Duero.

Tan sólo dos lagunas han quedado mal clasificadas. Por una parte el Manantial de la Mata perteneciente al sector 1 donde descargan flujos regionales de agua subterránea mineralizados. En este humedal la descarga subterránea es más difusa que en la laguna de las Torres perteneciente al mismo sector, por lo que sus aguas aunque mineralizadas (4,6 g/l en el periodo de máxima inundación) no poseen valores de salinidad suficiente como para condicionar la presencia de una comunidad de crustáceos halófilos o halobiontes (salinidad mínima superior a 10-15 g/l) (Alonso, 1990; Baltanás et al., 1990), aunque se detecta una especie característica de aguas subsalinas como *Arctodiaptomus wierzejskii*. Por otro lado, la laguna de José Herrero situada en el sector de recarga regional posee comunidades de crustaceos más semejantes a las encontradas en lagunas del sector 2 de rañas. En ambos casos, se trata de aguas de baja turbiedad (con valores menores de 15 U.N.) debido a las características físicas puntuales del sustrato.

Es importante resaltar que a pesar de la homogeneidad de la zona (Bernaldez & Montes, 1989), para determinados factores discriminantes utilizados tradicionalmente en Limnología regional, como son la litología o el clima (Margalef, 1955), el área del acuífero de Madrid posee un variado patrimonio de formaciones palustres debido a su diferente grado de relación con los sistemas de flujo de agua subterráneas. De esta forma, la hidrología subterránea condiciona la intensidad, frecuencia y amplitud de las fluctuaciones anuales e interanuales de estos ecosistemas reflejada en su régimen hidrológico. Es evidente que el estudio de las relaciones entre las aguas subterráneas y las superficiales adquiere un papel muy importante en el entendimiento de los procesos ecológicos que tienen lugar en los ecosistemas acuáticos epicontinentales por lo que se hace necesario incluir la hidrología subterránea como un factor decisivo en los estudios de Limnología regional, especialmente en las regiones áridas y semiáridas (esteparias).

AGRADECIMIENTOS

A Eugenio Rico que nos ayudó en el análisis estadísticos de los datos.

BIBLIOGRAFIA

Alonso, M. (1985). Las lagunas de la España peninsular: taxonomía, ecología y distribución de cladóceros. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.

Alonso, M. (1987). Clasificación de los complejos palustres. En: Bases científicas para la protección y gestión de los humedales españoles. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales: 65-78.

Alonso, M. (1990). Anostraca, Cladocera and Copepoda of Spanish saline lakes. Hydrobiologia, 197: 221-231.

Alonso, M. & M. Comelles (1987). Catálogo limnológico de las zonas húmedas esteparias de la Cuenca del Duero. Junta de Castilla y León. Consejería de Fomento. 452 pp.

Baltanás, A.; C. Montes & P. Martino (1990). Patterns of ostracods in iberian saline lakes. Influence of ecological factors. Hydrobiologia, 197: 207-220.

Bernaldez, F.G. & C. Montes (coord.) (1989). Los humedales del acuífero de Madrid. Inventario y tipología basada en su origen y funcionamiento. Canal de Isabel II. 92 pp.

Besteiro, A.G. (1992). Limnología de las formaciones palustres situadas sobre el acuífero de Madrid. Análisis de las relaciones entre aguas superficiales y subterráneas. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. 365 pp.

Besteiro, A.G. & C. Montes. (1991). Sectorización ecológica del acuífero de Madrid como base para la elaboración de una clasificación genética y funcional de humedales. Estudios Geográficos, 205:601-623.

Gosselink, J.G. & R.E. Turner (1978). The role of hydrology in freshwater wetland ecosystems. En:

Good, R.E.; D.F. Whigham & R.L. Simpson (eds). Freshwater wetlands. Ecological Processes and Management Potential. Academic Press, New York, 378 pp.

Hill, M.O. (1979). A FORTRAN program for detrented correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell University. Ithaca, N.Y. 52 pp.

Llamas, M.R. & F. López Vera (1975). Estudio sobre los recursos hidraúlicos subterráneos del área Metropolitana de Madrid y su zona de influencia: avance de las características hidrogeolóagicas del Terciario Detrítico de la Cuenca del Tajo. Rev. Agua, 88: 36-55.

Margalef, R. (1955). Los organismos indicadores en la Limnología. Biología de las aguas continentales. XII. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid.

Mitsch, W.J. & J.G. Gosselink (1986). Wetlands. Van Nostrand Reinhold. 539 pp.

Winter, T.C. (1976). Numerical simulation analysis of the interaction of lakesand groundwater. US Geol. Surv. Prof. Paper 1001: 1-45.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:245-252

EFECTO DE COMPUESTOS POLIFENOLICOS NATURALES SOBRE EL CRECIMIENTO DE Chlamydomonas sp. EN LAGUNAS DEL P.N. DE DOÑANA

L. Serrano, R. Sempere, L. Torres y J. Toja
Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla. Ap. 1095. Sevilla 41080.

Palabras clave: materia orgánica alóctona, polifenoles, crecimiento del fitoplancton, lagunas temporales.

ABSTRACT

Water level, chlorophyll "a" concentration and natural polyphenolic concentration of several temporary ponds of the Doñana N. P. were recorded during two successive hydrological periods (1990-91). Flooding produced a rapid enrichment of these compounds dissolved in the water (>12 mg/L), whereas chlorophyll.*a* concentration was markedly reduced. Natural polyphenolic compounds were artificially leached from littoral and terrestrial vegetation commonly abundant around the ponds. Fresh and 5-6 week-old leachates of each type of vegetation were added to laboratory cultures of *Chlamydomonas sp.*, an algal species isolated from the ponds, resulting in different growth levels.

Equally, each different leachate was added separatedly to natural phytoplankton communities in plastic tubes inside a pond. In both cases, littoral vegetation leachates yielded higher growth level than terrestrial vegetation leachates, although only in the field experiment there were some difference between fresh and 5-6 week-old leachates. The ratio C/N of each leachate suggests that their different sensibility to microbial degradation would explain their different influence on phytoplankton growth.

INTRODUCCION

En los ecosistemas acuáticos, la materia orgánica muerta o detritus tiene dos orígenes posibles: autóctono, generado dentro del sistema y alóctono, generado en el exterior.

Tradicionalmente se ha concedido mucha importancia al estudio de la descomposición de la materia alóctona en ríos y arroyos y, no hay duda de que la hojarasca constituye una importante fuente de carbono y energía en dichos sistemas (Suberkropp *et al.*, 1976; Fustec *et al.* 1988; Bunn, 1988; Allred y Giesy, 1988; Gessner y Schwoerbel, 1989). Por el contrario, en lo que se refiere a sistemas lénticos, han sido muy abundantes los estudios acerca del origen, química y funcionamiento de la materia húmica (principalmente autóctona) en lagos y embalses (Visser, 1984; De Haan *et al.*, 1984; Mcknight *et al.*, 1988; Moran y Hodson, 1990), pero la importancia del aporte alóctono proveniente de la vegetación emergente y terrestre en estos sistemas se ha documentado en muchos menos casos (Rich y Wetzel, 1978; Boon *et al.*, 1982). Igualmente puede decirse de otros sistemas lénticos menores (como marismas, lagunas, turberas, zonas pantanosas, etc), a pesar de que, en la mayoría de los humedales, las rutas detríticas están dominadas por los aportes vegetales de plantas vasculares (Day, 1982; Benner *et al.*, 1985; Webster & Benfield, 1986, Moran *et al.*, 1989).

Durante períodos de fuerte inundación, las lagunas del Parque Nacional de Doñana reciben un gran aporte de material alóctono proveniente del lavado del suelo y la vegetación que las rodea (Serrano, 1992). Las lluvias excepcionales registradas en los últimos años produjeron un gran aumento de la concentración de compuestos polifenólicos solubles en las lagunas. Dichos compuestos, como taninos y ligninas, son característicos del metabolismo secundario de las plantas vasculares (Hedges,1988; Haslam, 1989). Durante el tiempo que permanecieron las altas concentraciones de estos compuestos, la biomasa

fitoplanctónica fue más escasa que durante otros años sin tal perturbación (Serrano y Guisande 1990, Toja *et al.*1991).

El objeto de este estudio fue ensayar el efecto de estos compuestos sobre el crecimiento del fitoplancton mediante cultivos en el laboratorio de *Chlamydomonas sp.*, una especie aislada de las lagunas y contrastar los resultados con los obtenidos en comunidades naturales, a través de ensayos de campo.

AREA DE ESTUDIO

El Parque Nacional de Doñana, situado en la costa atlántica del suroeste español, está dominado por un tipo de clima mediterráneo subhúmedo, con una pluviosidad media anual de 620 mm, que se concentra en otoño y primavera; los veranos son secos, con altas temperaturas y sin apenas lluvia (5 mm media mensual).

A lo largo del margen noreste del sistema de dunas costeras, en el límite con las arenas estabilizadas, la capa freática dunar descarga en un rosario de lagunas peridunares. Dichas lagunas son generalmente temporales pudiendo secarse durante los estiajes más severos. Las cuatro lagunas que componen este estudio son temporales, pequeñas y someras, aunque llegaron a aumentar mucho su profundidad y área durante el momento de las inundaciones: Las Verdes hasta 0.3 Ha, Taraje hasta 6.1 Ha, Zahíllo hasta 3.1 Ha y Charco del Toro hasta 1.9 Ha (García-Novo *et al.*, 1991).

MATERIAL Y METODOS

La cantidad de lluvia se midió usando pluviómetros tipo Hellman de 200 cm^2 de área colectora. Para medir el nivel del agua en las cubetas de las lagunas se instalaron piezómetros de PVC de 4 cm de diámetro y varillas metálicas.

Las lagunas se muestrearon a intervalos de 1 a 8 semanas dependiendo del período de lluvias desde noviembre de 1989 hasta julio de 19991. Las muestras de agua se recogieron de la superficie con botellas de Pexiglass de 2L y se filtraron por filtros Whatman GF/C. La clorofila.*a* se extrajo con metanol a 4°C durante 24 horas (Margalef, 1983) y su concentración se estimó según la fórmula de Talling y Driver (en Vollenweider 1969). La concentración total de polifenoles solubles en el agua de las lagunas y en los extractos naturales se midió siguiendo el método de Hagerman y Butler (1978) modificado por Serrano y Guisande (1990), empleando ácido tánico comercial para la curva de calibración.

Los extractos polifenólicos naturales se obtuvieron a partir de especies típicas de vegetación litoral: *Juncus effusus* (Juncaceae) y *Scirpus holoschoenus* (Cyperaceae) y de vegetación terrestre: *Halimium halimifolium* (Cystaceae). Dichas especies se sometieron a dos tratamientos diferentes: lavado de vegetación fresca durante 24-48 h con agua destilada (extractos "nuevos") y descomposición microbiana aerobia del material vegetal fresco en agua destilada durante 5-7 semanas (extractos "viejos"). La relación C/N se calculó midiendo el contenido en C y N de una alícuota de los extractos liofilizados en un analizador elemental Carlo Erba 1106. La especie de alga, *Chlamydomonas sp.*, utilizada en los cultivos de laboratorio fue aislada de la laguna de "Las Verdes" y cultivada autotróficamente en medio líquido Sueoka *et al.* (1967) a 30°C, en erlenmeyer de 150 mL, bajo luz y agitación continuas. Bajo estas mismas condiciones de crecimiento se realizaron los experimentos en el laboratorio, utilizando dos réplicas para cada uno de los tratamientos: controles, extracto "nuevo" de vegetación litoral, extracto "viejo" de vegetación litoral, extracto "nuevo" de vegetación terrestre y extracto "viejo" de vegetación terrestre. A los cultivos tratados se les añadió una concentración de 5-10 mg/L del extracto de polifenoles solubles correspondiente.

El crecimiento de los cultivos se estimó, por duplicado, para cada uno de los tratamientos midiendo su clorofila.*a* según McKinney (1941).

El ensayo de campo se realizó en la laguna de Las Verdes, utilizándo tubos de metacrilato de 6 cm de diámetro y 1 m de altura clavados verticalmente en el sedimento. Se utilizaron dos tubos como controles y un tubo para cada tratamiento; la cantidad de clorofila.*a* se midió filtrando *in situ* un volumen de 35-50 mL cada 4-5 días a lo largo de 3 semanas.

RESULTADOS Y DISCUSION

Las precipitaciones registradas durante el período hidrológico de 1989-90 fueron inusualmente abundantes, concentrándose en otoño e invierno y sobrepasando la media anual de 620 mm (Fig. 1). Sin embargo, en el período 1990-91 las lluvias fueron inferiores a la media anual. Debido a la gran diferencia de precipitación registrada en los dos períodos, la fluctuación del nivel de agua en las cuatro lagunas fue drástica (Figura 1), reflejandose en el comportamiento de los restantes parámetros.

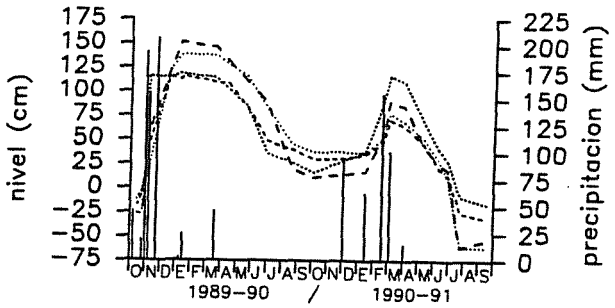


Figura 1. Evolución del nivel del agua a lo largo del periodo de estudio: Las Verdes (.....), Taraje (— — — — —), Zahillo (------) y Charco del Toro (.....). Las lineas verticales representan la lluvia caida en el intervalo entre muestreos. 0 = nivel del suelo.

La evolución de la concentración de polifenoles solubles a lo largo de este tiempo refleja la variación del nivel del agua en las lagunas (Fig. 2). La concentración de clorofila.*a* presenta también profundas oscilaciones, siguiendo un patrón generalmente opuesto al de los compuestos polifenólicos solubles.

La máxima concentración de éstos corresponde al período de precipitación más intensa -invierno de 1990 (Fig. 2)-. En la laguna del Charco del Toro la concentración de polifenoles comienza a incrementarse a partir de finales del verano de 1990 y llega a alcanzar, de nuevo, valores altos tras el estiaje de 1991. Este aumento no está relacionado con la precipitación sino que, más bien, se debe al efecto de concentración debido a la brusca bajada del nivel de agua que sufrieron estas lagunas.

Estudios previos han señalado que el diferente tamaño de cada laguna también está en relación con el momento en que se alcanza la máxima concentración de polifenoles solubles (Serrano, 1992).

Así, en la laguna menor (Las Verdes) el máximo enriquecimiento de estos compuestos se alcanzó antes que en las demás lagunas (Fig. 2). Esto sugiere la existencia de diversas fuentes que pueden aportar polifenoles al agua de estas lagunas. El lavado del suelo y la vegetación por la lluvia, junto con el arrastre por escorrentía, podrían expli-car el enriquecimiento súbito inicial como ocurre en la laguna menor. La inundación de la vegetación que rodea a las

lagunas, como consecuencia de la subida del nivel del agua, explicaría su aumento posterior, especialmente en las lagunas mayores que poseen un mayor área de inundación. Además, se sabe que la vegetación que rodea estas lagunas es capaz de liberar altas concentraciones de polifenoles solubles con la lluvia y que, dicha concentración, aumenta gradualmente desde las zonas más cercanas al litoral hasta la vegetación xerofítica que crece sobre sustrato arenoso (Serrano, 1992).

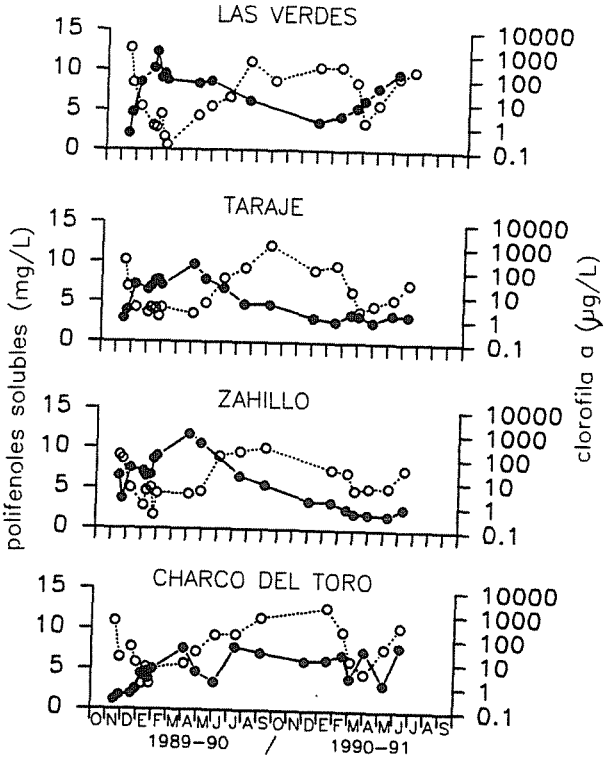


Figura 2. Evolución de la concentración de polifenoles solubles (——●——) y clorofila.a (---○---) en las lagunas.

Por tanto, el inusual y súbito enriquecimiento de polifenoles solubles durante el invierno de 1990 sugiere que existe un aporte externo a la habitual zona de inundación de las lagunas (caracterizada por la presencia de juncos). Este aporte debe llegar de la vegetación terrestre, tan rica en polifenoles solubles. Por ello, se utilizaron dos tipos de extractos polifenólicos en los ensayos en el laboratorio que corresponden con estos dos tipos de vegetación: una eminentemente xerofítica (*Halimum halimifolium*, Cystaceae) y otra higrofítica (*Juncus effusus*, Juncaceae y *Scirpus holoschoenus*, Cyperaceae).

En términos generales, se considera que la descomposición de las plantas vasculares consta de tres fases: a) una rápida pérdida inicial por lavado ("leaching"), b) una descomposición microbiana y c) una fragmentación mecánica y debida a macroinvertebrados. Durante el lavado, los compuestos más solubles son liberados muy rápidamente, con pérdidas sustanciales de compuestos orgánicos e inorgánicos, a veces más del 50% de la materia seca (Gopal, 1984). Algunos autores estiman que esta pérdida supone un 25% durante las primeras 24 h (Webster y Benfield, 1986), otros sugieren que oscila entre un 10-40% en el caso

de los compuestos lignocelulósicos (Suberkropp *et al.*, 1976), pero todos coinciden en que esta liberación es completa tras las primeras 2-4 semanas de descomposición y que el material que queda es más resistente a la degradación, de modo que ésta prosigue más lentamente. Por ello, a cada tipo de vegetación (xerofítica y palustre) se le aplicaron dos tratamientos que reflejaran estas dos fases de la descomposición: a) extracto "nuevo" y b) extracto "viejo".

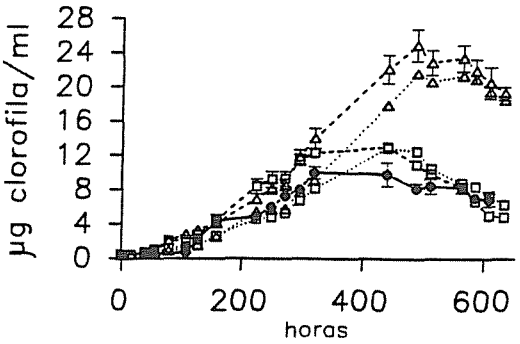


Figura 3.- Crecimiento de los cultivos en los distintos tratamientos: control (——●——), vegetación palustre "nueva" (--Δ---) y "vieja (·····Δ····), vegetación terrestre "nueva" (--□--) y "vieja" (···□····).

En la figura 3 se muestra el efecto de estos extractos sobre el crecimiento de *Chlamydomonas sp.* cultivada en el laboratorio. En primer lugar, se observa que el comportamiento de estos cultivos es diferente a lo largo del tiempo, siendo notablemente alto el crecimiento de los cultivos tratados con extracto de vegetación palustre al término de la fase de crecimiento exponencial. Así mis-mo, en el ensayo de campo, el crecimiento en los tubos tratados con este tipo de extracto también fue superior a los demás, mientras que los tubos tratados con extracto de vegetación terrestre registraron el crecimiento más bajo (Fig. 4).

En este ensayo se midieron las concentraciones de polifenoles inicial y final, de modo que se pudo estimar la degradación de estos productos a lo largo del tiempo (Tabla 1).

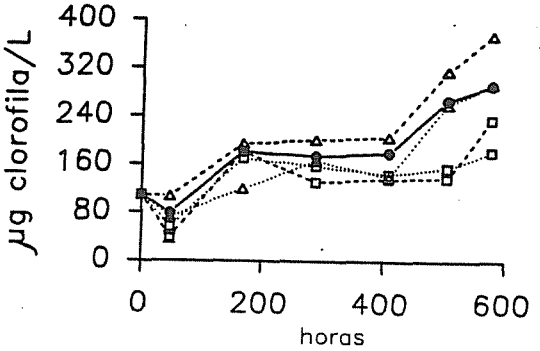


Figura 4. Crecimiento del fitoplancton en el ensayo de campo bajo los mismos tratamientos: control (——●——) vegetación palustre "nueva" (---Δ---) y "vieja (·····Δ····), vegetación terrestre "nueva" (--□--) y "vieja" (···□···).

Tabla 1.- Concentraciones medias de compuestos polifenólicos solubles (mg/L) en el ensayo de campo y porcentaje de los mismos desaparecido.

TRATAMIENTO	CONCENTRACION INICIAL	FINAL	% DESAPARECIDO
Controles	10.7	3.2	70
Extracto nuevo veget. palustre	20.6	3.3	84
Extracto viejo veget. palustre	22.4	2.5	83
Extracto nuevo veget. terrestre	23.0	3.5	84
Extracto viejo veget. terrestre	25.2	5.1	79

Dado que los cultivos de laboratorio eran axénicos pero no estériles, se produjo también una degradación de los extractos a medida que se desarrollaba el cultivo. Así, la distinta tasa de degradación de estos compuestos, según su origen vegetal, podría explicar el diferente crecimiento de los cultivos tratados con los extractos en las últimas etapas del experimento. La existencia de distintas tasas de descomposición se debe a la notable diferencia que poseen las especies vegetales utilizadas en la relación C/N: para la vegetación tipo junco "nuevo" y "viejo" es 7 y 9, respectivamente, mientras que para la vegetación terrestre dicha relación es 27 y 28.7, respectivamente.

Numerosos autores utilizan la relación C/N para predecir la subsequente descomposición microbiana de ese material ya que, cuanto mayor sea dicha relación, menor será la pro-ducción bacteriana y menor la descomposición del material vegetal (Suberkropp *et al.*, 1976; Day, 1982,). Además, son muchos los estudios acerca de la descomposición terrestre y acuática de la hojarasca que demuestran la correlación ne-gativa entre la tasa de descomposición y el contenido inicial de lignina (Suberkropp *et al.*, 1976; Webster y Benfield, 1986; Moran *et al.*, 1989).

El extracto vegetal terrestre deriva de plantas leñosas con un contenido de componentes estructurales superior al de la vegetación tipo junco, aunque se sabe que *Juncus effusus* es una especie rica en componentes lignocelulósicos (Boon *et al.*, 1982).

El que las diferencias más notables en el crecimiento aparezcan al término de la fase exponencial se explica por el hecho de que estos compuestos producen una limitación nutricional, al ser capaces de acomplejar los metales traza necesarios para el crecimiento (Serrano y Guisande, 1990). Dado que los extractos vegetales palustres son más susceptibles a la degradación microbiana que los extractos terrestres, se puede suponer que las diferencias estadísticamente significativas, obtenidas en el crecimiento de los cultivos tratados, se deben a la desigual tasa de degradación. Además, aquellos cultivos tratados con extractos palustres superan a los controles durante las últimas etapas de crecimiento, como si poseyeran otras sustancias beneficiosas para el crecimiento de los cultivos, cuyo efecto se hiciera aparente cuando los constituyentes polifenólicos de los extractos han sido finalmente degradados o sólo permanecen en bajas concentraciones. De hecho, compuestos no lignocelulósicos como azúcares simples, aminoácidos, proteínas, lípidos y cationes (Ca^{++}, K^{+}, etc) son también lavados rápidamente del material detrítico (Suberkropp *et al.*, 1976; Webster y Benfield, 1986). El efecto positivo de los extractos vegetales polifenólicos a baja concentración ya ha sido constatado antes en estudios a cerca de la actividad de exoenzimas acuáticos (Serrano & Boon, 1991).

CONCLUSIONES

En conclusión, el crecimiento de *Chlamydomonas sp.* en el laboratorio aparece mas afectado por el origen del extracto añadido que por el estado de degradación en que éste se encuentre. En los cultivos tratados con extractos de vegetación palustre, el crecimiento de los cultivos fue superior al de los controles y al de los cultivos tratados con extractos de vegetación terrestre. Por el contrario, en el campo, el crecimiento de los controles fue superior al de los tubos tratados con extractos de vegetación terrestre, similar al de los tratados con vegetación palustre "vieja" e inferior al tratamiento con vegetación palustre "nueva". El escaso número de réplicas impide confirmar estadisticamente los resultados. Estos y los obtenidos del resto de parámetros medidos en el campo durante el año 1989-91, sugieren que las características de estos extractos y su relación con el medio natural podrían explicar la inusual pérdida de la biomasa fitoplanctónica en las lagunas durante períodos extremadamente lluviosos. En los años secos y normales, la materia orgánica alóctona es aportada a las lagunas, fundamentalmente, por la vegetación palustre cercana, sin que exista un deterioro notable en el fitoplancton (como sucedió durante el período 1990-91). Sin embargo, en años excepcionalmente lluviosos las lagunas reciben mayores aportes de materia procedente de la vegetación terrestre, capaces de producir un drástico y prolongado descenso en la biomasa y producción fitoplanctónica. Esta alternancia de altas y bajas productividades fitoplanctónicas a lo largo de desiguales ciclos hidrológicos ha determinado que en la literatura se haya calificado el estado trófico de las lagunas peridunares de forma muy diferente: desde la eutrofia-mesotrofia a la distrofia, la pluviometría de los años estudiados en cada tratajo (Allier *et al.*, 1974; Montes *et al.*, 1982; López *et al.*, 1991, Toja et al., 1991).

BIBLIOGRAFIA

Allier, C.L., L. Ramírez-Díaz & F. González Bernáldez. 1974. Doñana: Mapa Ecológico. Publicaciones del CSIC, Sevilla. 12 pp.

Allred, P.M. & J.P. Giesy. 1988. Use of in situ microcosms to study mass loss and chemical composition of leaf litter being processed in a blackwater stream. Arch. Hydrobiol. 114: 231-250.

Benner, R., M.A. Moran & R.E. Hodson. 1985. Effects of pH and plant source on lignocellulose biodegradation rates in two wetland ecosystems, the Okefenokee Swamp and a Georgia salt marsh. Limnol. Oceanogr. 30: 489-499.

Boon, J., R.G. Wetzel & G.L. Godshalk. 1982. Pyrolisis mass spectrometry of some Scirpus species and their decomposition products. Limnol. Oceanogr. 27: 839-848.

Boon et al, 1988

Bunn, S.E. 1988. Processing of leaf litter in a northern jarrah forest stream, Western Australia: I. Seasonal differences. Hydrobiologia 162: 201-210.

Day, F.P., Jr. 1982. Litter decomposition rates in the seasonally flooded Great Dismal Swamp. Ecology 63: 670-678.

De Haan, H., T. De Boer, J. Voerman, H.A. Kramer & J.R. Moed. 1984. Size classes of "dissolved" nutrients in shalow, alkaline, humic and eutrophic Tjeukemeer, The Netherlands, as fractionated by ultrafiltration. Verh.Internat. Verein. Limnol. 22: 876-881.

Fustec, E., E. Chauvet, G. Gas, D. Lacaze & M. Escautier, 1988. Degradation of softwood(^{14}C lignin) lignocelluloses and its relation to the formation of humic substances in rivers and pond environments. Hydrobiologia 159: 169-176.

García-Novo, F., D. Galindo, J.A. García Sánchez, C. Guisande, J. Jáuregui, T. López, N. Mazuelos, J.C. Muñoz, L. Serrano, J. Toja. 1991. Tipicación de los ecosistemas acuáticos sobre sustrato arenoso del Parque Nacional de Doñana.

III Simposio sobre el Agua en Andalucía. Córdoba. Instituto Tecnológico Geominero de España.

Gessner, M.O. & J. K. Schwoerbel. 1989. Leaching kinetics of fresh leaf litter with implications for the current concept of leaf-processing in streams. Arch Hydrobiol. 115: 81-90.

Gopal, B., 1984. Comparison of leaching losses from decomposing litter of the terrestrial and marsh plants on land and in water. Verh. Internat. Verein Limnol. 22: 947-950.

Hagerman, A.E. &L.G. Butler, 1978. Protein precipitation method for the quantitative determination of tannins. J. Agric. Food Chem. 26: 809-812.

Haslam, E. 1989. Plant polyphenols: vegetable tannins revisited. Cambridge University Press. 230 pp.

Hedges, J.J. 1988. Polymerization of humic substances in natural environments. En Humic substances and their role in the environment. F.H. Frimmel & R.F. Christman (eds). J. Wiley & Sons, N.Y., 45-48 p.

López, T., J. Toja & N. Gabellone, 1991. Limnological comparison of two peridunar ponds in the Doñana National Park (Spain). Arch. Hydrobiol. 120: 357-378.

Margalef, R., 1983. Limnología. Ed. Omega. Barcelona. 110 p.

McKinney, J., 1941. Absorption of light by chlrophyll solutions. J. Biol Chem. 140: 315-353.

McKnight, D.M., K.A. Thorn, R.L. Wershaw, J.M. Bracewell & G.M. Robertson. 1988. Rapid changes in dissolved humic substances in Spirit Lake and South Fork Castle Lake, Washington. Limnol. Oceanogr. 33: 1527-1541.

Montes, C., J. Amat & L. Ramírez-Díaz. 1982. Ecosistemas del Bajo Guadalquivir (SW España). Variación estacional de los componentes físico-químicos y biológicos de las aguas. Studia Oecologica 3: 159-180.

Moran, M.A., R. Benner & R.E. Hodson. 1989. Kinetics of microbial degradation of vascular plant material in two wetland ecosystems. Oecologia 79: 158-167.

Moran, M.A. & R.E. Hodson. 1990. Bacterial production on humic and non-humic components of dissolved organic carbon. Limnol. Oceanogr. 35: 1744-1756.

Rich, P.H. & R.G. Wetzel. 1978. Detritus in the lake ecosystem. Am. Natur. 112: 57-71.

Serrano, L. & C. Guisande. 1990. Effects of polyphenolic compounds on phytoplankton. Verh. Internat. Verein Limnol. 24: 282-288.

Serrano, L. 1992. Leaching from vegetation of soluble polyphenolic compounds, and their abundance in temporray ponds of the Doñana National Park (SW, Spain). Hydrobiol. 229: 43-50.

Serrano, L. & P. Boon. 1991. Effect of polyphenolic compounds on alkaline phosphatase activity: its implication for phosphorus regeneration in Australian freshwaters. Arch Hydrobiol. 123: 1-19.

Suberkropp, K., G.L. Godshalk & M.J. Klug. 1976. Changes in the chemical composition of leaves during processing in woodland streams. Ecology. 57: 720-727.

Sueoka, N., K.S. Chiang & J.R. Kates. 1967. Deoxyribonucleic acid replication in meiosis of *Chlamydomonas reinhardi*. J. Mol. Biol. 25: 47-67.

Toja, J., T. López & N. Gabellone. 1991. Successional changes in two dune ponds (Doñana National Park). Verh. Internat. Verein Limnol. 24: 1556-1559.

Visser, S.A. 1984. Seasonal changes in the concentration and colour of humic substances in some aquatic environments. Fresh. Biol. 14: 79-87.

Vollenweider, R.A.. 1969. Primary production in aquatic environments IBP. Blackwell Sci. Publ. Oxford & Edimburgh. Handbook 12. 213 p.

Webster, J.R. & E.F. Benfield. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. Ann. Rev. Ecol. Sys. 17: 567-594.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:253-260

VARIACIONES ESTACIONALES DE BIOMASA FOLIAR, INDICE FOLIAR Y BIOMASA SUBTERRANEA EN LA FANEROGAMA ACUATICA *Zostera noltii* Hornem. EN EL ESTUARIO DEL RIO PALMONES (CADIZ).

J. L. Pérez-Lloréns[1] y F. X. Niell[2]
[1]*Departamento de Biología Animal, Vegetal y Ecología, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Cádiz, 11510 Puerto Real, Cádiz, España;* [2]*Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos, 29071 Málaga, España.*

Palabras clave: *Zostera noltii*, fanerógamas acuáticas, biomasa, índice foliar, variación estacional, producción, coeficiente de extinción foliar.

ABSTRACT

Seasonal changes in below and overground biomass of the intertidal seagrass *Zostera noltii* have been recorded over the years 1988 and 1989 in Palmones estuary (Cádiz, SPAIN). The biomass showed a unimodal seasonal pattern with peaks in August and minima in winter. The biomass variations were more damped in the belowground than in the overground parts. Calculations of foliar index (LAI) and foliar light attenuation constant (i.e. selfshading) has been measured to calculate the maximum theoretical biomass supported photosynthetically.

INTRODUCCION

Las fenerógamas acuáticas están entre los ecosistemas acuáticos más productivos (McRoy y McMillan, 1977). La produción depende, entre otras variables, de la superficie vegetal que intercepta la radiación, por lo que el índice foliar (LAI) es un parámetro útil en la estimación de la producción potencial de una determinada pradera. En teoría, un LAI óptimo se alcanza cuando las hojas o porciones de éstas situadas en los estratos inferiores son capaces de mantener un balance positivo de carbono, por lo que el LAI y la biomasa foliar teórica sostenible estarán relacionadas por las constricciones debidas al efecto de autosombreado.

En este trabajo se han estimado las variaciones estacionales de biomasa foliar, LAI y biomasa subterránea de la fanerógama *Zostera noltii* Hornem. durante dos años consecutivos (1988-89) en el estuario del río Palmones. También se han realizado cálculos del coeficiente de extinción foliar, parámetro muy relacionado con el LAI, a la vez que se han considerado algunas de las variables ambientales que, presumiblemente, van a influir en el patrón de variación estacional de biomasa. La importancia del estudio de la dinámica estacional de la biomasa radica en que solo una pequeña parte de la producción es consumida por animales (Den Hartog, 1980; Nienhuis y Groenendijk, 1986) por lo que la mayor parte del material producido entra en el compartimento detrítico, contribuyendo a sustentar las cadenas tróficas estuáricas (Mann, 1988).

AREA DE ESTUDIO

El estuario se ubica en la bahía de Algeciras. Las dimensiones son reducidas: 2,5 Km de largo x 1,5 Km de ancho. La profundidad es de 0,9-1,2 m en el área de muestreo y 3 m en las partes centrales y la amplitud de marea de 1 m. Los valores de salinidad oscilan entre 29-35‰, pudiendo ser menores debido a grandes avenidas de agua dulce provocadas por intensas lluvias. El agua es turbia, correspondiendo al tipo 9 de la clasificación de Jerlov (1976). El coeficiente de atenuación (K) del agua presenta variaciones diarias (y estacionales) asociadas a fenómenos puntuales tales como movimientos mareales y a fenómenos metereológicos (López-Figueroa *et al.*, inédito).

La mayor parte de las poblaciones de *Zostera noltii* son intermareales, aunque algunas se encuentran en niveles submareales (Pérez-Lloréns, 1991).

MATERIAL Y METODOS

- Estimaciones de índice foliar (LAI).

Se eligieron cinco superficies de 16 x 16 cm que presentaban distinto grado de cobertura vegetal. Después de la recolección se procedió a la medida de la superficie foliar total, secándose, a continuación, en la estufa hasta peso constante. Con esto se obtiene una relación entre el LAI (una sola cara) y el peso seco de hoja. El LAI expresa la superficie foliar total con respecto a una superficie determinada de suelo (m^2/ m^2).

- Estimaciones de biomasa

Se eligió un área de muestreo permanente (70 m^2) situada en una zona intermareal donde las plantas se distribuían homogéneamente. El área mínima de muestreo fue 256 c m^2 (Perez-Lloréns, 1987). Un marco de 16 x 16 cm era lanzado al azar (tres veces), recolectandose las plantas de su interior (hojas y raíces-rizomas). *In situ* se procedía a una primera limpieza del material para eliminar la mayor cantidad de sedimento posible. Posteriormente se guardaba en bolsas y se transportaba al laboratorio, donde se limpiaba con agua de mar y agua destilada, se separaban las hojas y partes subterráneas y se secaban en la estufa a 60°C hasta peso constante. La biomasa se expresa en gramos de peso seco de planta por superficie de sedimento (g PS m^{-2}).

- Estimación del coeficiente de extinción foliar.

El coeficiente de extinción foliar (K_1) está íntimamente relacionado con el LAI, ya que la radiación solar en su camino a través de la cobertura vegetal tiene que atravesar varias capas sucesivas de hojas. En este camino y según la ley de Lambert-Beer la intensidad de la radiación disminuye exponencialmente cuanto mayor es el grado de superposición. Para un follaje más o menos homogéneo puede calcularse la debilitación de la radiación según la ecuación clásica de Monsi y Saeki (1953) usada frecuentemente en comunidades terrestres:

$$I = I_0 e^{-K_1 LAI}$$

donde: I es la irradiancia a una distancia determinada del límite superior de la cobertura vegetal ($\mu E\ m^{-2} s^{-1}$); I_0 es la irradiancia en el exterior ($\mu E\ m^{-2} s^{-1}$); K_1 es el coeficiente de extinción válido para una comunidad vegetal dada; LAI es la suma total de las superficies foliares por unidad de superficie de suelo tomadas a distinta altura de la planta.

Para la estimación de K_1 en el laboratorio se utilizó un radiómetro con sensor plano (LiCor modelo LI-1000). Previo a la medición, la célula de medida del sensor se recubrió con una lámina de papel de aluminio a la cual se la practicó una perforación de 1 cm de longitud x 1,5 mm de anchura. Los fragmentos de hoja se colocaban uno a uno sobre el sensor y se anotaba la disminución de irradiancia que pasaba a través de las hojas. Para su cálculo se linearizó el modelo exponencial de Monsi y Saeki (1953). Tomando como variable independiente en índice foliar acumulativo y como variable dependiente el cociente entre la irradiancia medida tras superponer un determinado número de hojas y la irradiancia en el exterior ($\ln I/I_0$), se obtiene una recta cuya pendiente es K_1.

En el caso de comunidades vegetales acuáticas sometidas al influjo de la marea, habría que modificar la ecuación anterior por un término que contemplara la extinción de la luz producida por la columna de agua en función de la profundidad (z) y del coeficiente de extinción (K_2) propio de ese tipo de agua, además del causado por el efecto de autosombreado. La ecuación podría expresarse así:

$$I = I_0 e^{-[K_1 LAI + K_2 z]}$$

siendo z a su vez función del coseno de la onda de marea (Kremer y Nixon, 1978). En marea baja, cuando las poblaciones de *Zostera noltii* quedan expuestas, z será igual a cero, transformándose esta última ecuación en la anterior. Los valores de K_2 para posteriores cálculos teóricos se tomaron de López-Figueroa *et al.*(inédito) y de Pérez-Lloréns (1991).

RESULTADOS

- Indice foliar.

En la figura 1 se muestra la relación lineal entre la biomasa foliar ("standing stock") y el índice foliar (LAI) en el intervalo de biomasa considerado. Esta relación permite obtener valores de LAI a partir de los valores de biomasa epígea (g Ps m^{-2}) sin necesidad de recurrir a medidas directas de superficie foliar.

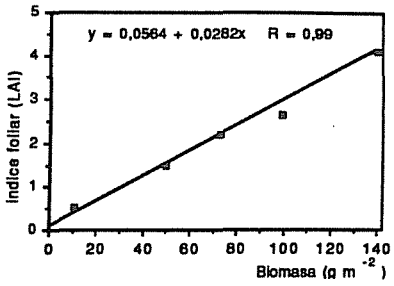


Figura 1. Relación entre la biomasa foliar (gramos de peso seco por m^2 de sedimento) y el índice foliar (m^2/m^2).

- Variaciones estacionales de biomasa e índice foliar.

La biomasa foliar mostró fluctuaciónes estacionales unimodales durante el periodo estudiado (fig. 2 a), presentando máximos estivales significativos (en Agosto), con medias de 180 en 1988 y 202 g m^{-2} en 1989 ($p < 0,01$). Estos valores corresponden, según la relación mostrada en la figura 1 a índices foliares de 5,1 y 5,8 respectivamente. Los máximos fueron seguidos por una disminución de la biomasa en otoño, alcanzándose los valores mínimos en invierno (30-50 g m^{-2}).

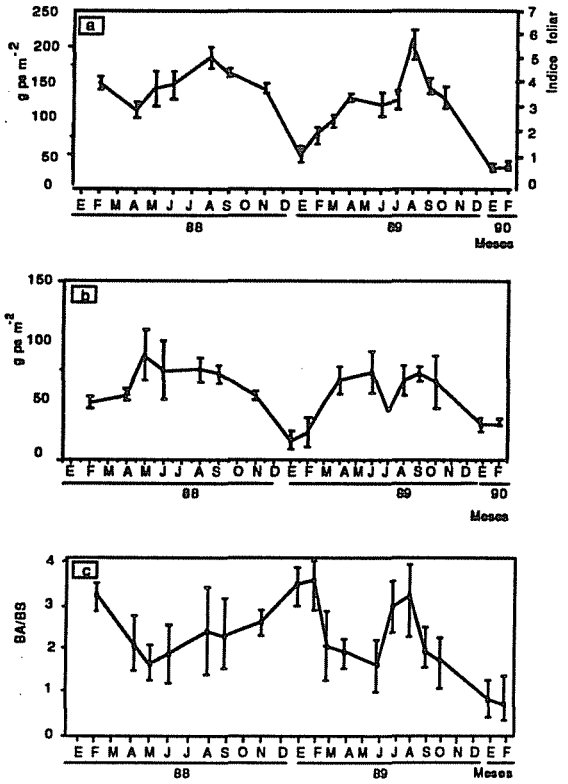


Figura 2. Variación estacional en la biomasa de *Zostera noltii*. a- biomasa foliar e índice foliar. b- biomasa subterránea (raíces y rizomas). c- cociente entre biomasa foliar y subterránea. Los valores son medias de tres réplicas. La desviación típica se representa con barras verticales.

La biomasa de los rizomas y raíces presentó variaciones menores que la biomasa foliar, con máximos estivales (Junio/ Septiembre) (75 g m^{-2}) y mínimos en invierno (25-30 g m^{-2}) (fig. 2 b). La biomasa total (foliar y subterránea) aumentó de 164,5 en Abril de 1988 a 254,3 g m^{-2} en Agosto del mismo año y de 65 en Enero de 1989 hasta 268 g m^{-2} en Agosto.

El cociente BA/BS (biomasa foliar/biomasa subterránea) mostró una variación estacional bimodal con mínimos en primavera tardía y máximos invernales y estivales (fig. 2 c), debido a mayores variaciones de biomasa en hojas que en las partes subterráneas. Los valores de biomasa foliar fueron mayores que los de las partes hipógeas, resultando en cocientes superiores a 1.

- Coeficiente de extinción foliar.

La figura 3 a muestra una relación exponencial negativa entre la transmitancia y el grado de superposición foliar. La atenuación sufrida por la luz es considerable ya que con cuatro hojas se reduce la irradiancia al 1,8% de su valor superficial (I_0), como refleja el alto valor del coeficiente de extinción foliar (K_1) representado por la pendiente de la figura 3b.

DISCUSION

La pauta de variación estacional en la biomasa foliar de *Zostera noltii* mostró la misma curva unimodal que la registrada en *Z. marina* (Sand-Jensen, 1975; Jacobs, 1979; Sand-Jensen y Borum, 1983; Nienhuis y DeBree, 1980) y en *Z. noltii* (Vermaat *et al.*, 1987; Pérez, 1989). Los niveles más bajos se registraron en los meses de invierno, aumentando en primavera y alcanzandose un máximo estival, coincidiendo con elevados valores de temperatura e irradiancia.

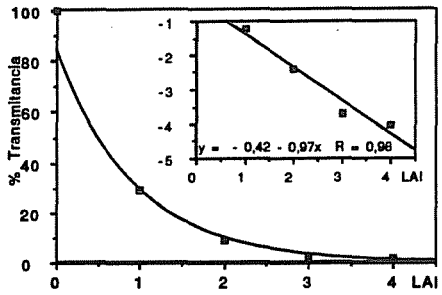


Figura 3. a- Relación entre la transmitancia y el LAI. b- Linearización de la ecuación de Monsi y Saeki para el cálculo del coeficiente de extinción foliar K_1 (pendiente de la recta).

La biomasa foliar estimada es un balance entre el incremento de peso debido a la formación de nueva materia orgánica (producción bruta) y la pérdida de ésta. Al no poseer estimaciones de producción podrían aplicarse distintos métodos basados en los cambios de biomasa foliar (Petersen, 1913; Grøntved, 1958; Westlake, 1965; Wetzel, 1965; Nienhuis y DeBree, 1977, Niell, 1979; Nienhuis y DeBree,1980; Fernández y Niell, 1981), pero la renovación de las hojas durante todo el año y su exportación son problemas que limitan el uso de estas técnicas. Habría que añadir otro inconveniente para las especies intermareales y es la pérdida por consumo de las aves. Estos problemas provocarán que la producción que se estime por estos métodos quede subestimada (Westlake, 1965). Como un método meramente aproximativo, la producción anual de *Zostera noltii* podría estimarse como producto entre la máxima biomasa foliar y su tasa de renovación calculada a partir de los valores obtenidos para esta especie (Vermaat *et al.*,1987). Tomando como valor medio de la máxima biomasa foliar 119 g m^{-2} y como tasa de renovación de esta biomasa 3,4 $año^{-1}$, la producción máxima estimada es de 406 g m^{-2} $año^{-1}$. Valores similares a este han sido estimados en *Cymodocea nodosa* (Pérez, 1989), *Posidonia oceanica* (Romero, 1985), *Zostera marina* (Sand-Jensen, 1975; Nienhuis y DeBree, 1980), *Z. noltii* (Vermaat *et al.*, 1987; Pérez, 1989).

Los máximos estivales de biomasa epígea son consecuencia de un aumento en las tasas de crecimiento foliar y de aparición de nuevas hojas y haces (Sand-Jensen, 1975; Jacobs, 1979; Nienhuis y DeBree, 1980; Vermaat *et al.*, 1987), influido por los elevados valores de irradiancia y temperatura que se presentan durante estas épocas (Sand-Jensen, 1975). La máxima biomasa foliar teórica sostenible desde un punto de vista fotosintético es menor que la recolectada en verano (180-202 g m^{-2}). En la tabla I se muestran los valores máximos de biomasa "fotosintéticamente activa" sostenibles bajo ciertas condiciones ambientales y considerando el Pc (punto de compensación para la luz) y la K_1 calculados para esta especie de 20 µE m^{-2} s^{-1} (Pérez-Lloréns, 1991) y 0,97 respectivamente. El máximo valor teórico de biomasa (174 g m^{-2}), para una irradiancia superficial de 2500 µE m^{-2} s^{-1} (típica de una jornada estival) se obtendría en condiciones de emersión. A medida que aumenta la profundidad de la columna de agua con la marea y el coeficiente de extinción del agua (K_2), la biomasa máxima se vería reducida por la limitación producida por la luz. El haber encontrado valores superiores de biomasa (en agosto fundamentalmente) se debe, por una parte a que no se separó la biomasa fotosintéticamente activa (hojas verdes) de la biomasa no activa (hojas en estadío de senescencia) y, por otra, a la posibilidad de transportar fotosintatos entre hojas que realicen una fotosíntesis activa y las que no.

Los mínimos invernales de biomasa son consecuencia de las pérdidas de biomasa foliar debidas al consumo por distintos animales herbívoros (aves, inverterados, etc) (Nienhuis y van Ierland, 1978; Jacobs *et al.*, 1981) y a la caída de hojas por procesos de senescencia o por rotura mecánica. Hay que añadir que en especies como *Zostera marina*

Tabla I. Máxima biomasa foliar teórica (MBFT) (o índice foliar, LAI) sostenible desde un punto de vista fotosintético considerando distintas profundidades y valores del coeficiente de extinción de luz del agua del estuario del río Palmones (K_2). Valores calculados para una irradiancia exterior de 2500 $\mu Em^{-2}s^{-1}$ (típica estival), para un punto de compensación para la luz de 20 $\mu E\ m^{-2}s^{-1}$ y para un coeficiente de extinción foliar (K_1) de 0,97.

0	0,5			1			Profundidad (m)
	0,75	1,75	6,03	0,75	1,75	6,03	K_2 (m^{-1})
174	160	142	64	146	110	0	MBFT (g Ps m^{-2})
5,0	4,6	4,1	1,9	4,2	3,2	0	LAI

la tasa de formación de nuevas hojas en invierno es muy baja (Sand-Jensen y Borum, 1983) ayudando a mantener valores bajos de biomasa. Un caso particular de la disminución de biomasa por efecto de los temporales, es el que se produjo en las poblaciones en estudio como consecuencia de las inundaciones sufridas entre los meses de Octubre y Diciembre de 1989. La disminución de la biomasa pudo ocurrir en dos escalas tem-porales. Primero, y debido a la crecida de las aguas del río Palmones, grandes cantidades de plantas fueron arrancadas del sedimento, a la vez que elevadas cantidades de limo fueron transportadas río abajo depositándose sobre los indivíduos que habían resistido el fuerte hidrodinamismo. Esta disminución de biomasa quedó recogida en la gráfica 2 a. Aunque los efectos a más largo plazo (durante 1990 y parte de 1991) no se cuantificaron, sí fuimos testigos de una disminución muy significativa de la biomasa en esta zona. Al menos dos causas podrían explicar este hecho. Primero es que la zona quedó inundada con agua de lluvia durante varias semanas, provocando una disminución brusca de la salinidad que pudo influir negativamente en la actividad fotosintética (Hammer, 1968; Sand-Jensen y Borum, 1983) y en procesos de toma de nutrientes (Pérez-Lloréns, 1991). En segundo lugar, las grandes cantidades de material particulado de la columna de agua aumentaron la turbidez, elevada de por sí en este ecosistema. Es evidente que el efecto de este material particulado sobre la penetración de la luz es el principal factor limitante del crecimiento en muchas áreas (Strawn, 1961). Aunque algunas fanerógamas acuáticas que viven en aguas turbias realizan fotosíntesis cuando quedan expuestas en marea baja (Burell y Schubell, 1977; Pérez-Lloréns, 1991), la estrategia sería inviable en este caso concreto, pues el área quedó varias semanas inundada.

El efecto de las bajas salinidades e irradiancias sobre la disminución de las poblaciones de fanerógamas marinas ha sido recogido en la literatura. Biebl y McRoy (1971) encuentran una reducción de la tasa fotosintética en *Zostera marina* a bajas salinidades. Backman y Barilotti (1976) informan de una disminución en el número de indivíduos cuando la transmitancia es igual o menor al 20%. Bulthius (1983) concluye que la densidad de indivíduos de las poblaciones de *Heterozostera tasmanica* disminuye como resultado de una disminución en la irradiancia. Hillman y McComb (1988) recogen una merma de en poblaciones de *Halophila ovalis* como consecuencia de las bajas salinidades e irradiancias provocadas por constantes riadas.

La variación estacional de biomasa subterránea es similar a la descrita para la biomasa foliar, aunque las fluctuaciones son menores como consecuencia de la menor tasa de renovación de raíces y rizomas. Consecuentemente, los factores que influyan en el modelado de las curvas de biomasa subterránea estarán muy relacionados con aquellos que afectan a los de la biomasa foliar.

Los rizomas perennes producen haces foliares durante todo el año (aunque en mayor cantidad en primavera y verano), existiendo una sincronía entre la formación de nuevos pies y nuevos segmentos en los rizomas (Sand-Jensen, 1975). Por tanto, el aumento rápido de biomasa en primavera y principios de verano es una consecuencia de la expansión vegetativa de los rizomas de crecimiento rápido que se dividen monopódicamente de una forma más o menos contínua, y del engrosamiento de los rizomas principales (Jacobs, 1982). Esta intensa actividad radicular y rizomática se registra en los elevados valores de producción que presentan estos órganos durante estas

épocas (Sand-Jensen, 1975; Jacobs, 1979; Nienhuis y DeBree, 1977). Entre los factores que producen una disminución de la biomasa en los meses de otoño e invierno destacan, por una parte, la reducción de la tasa de crecimiento de los rizomas asociada, sin duda, a la disminución de la producción a nivel foliar, llegando incluso a la senescencia y muerte cuando los haces foliares correspondientes han sido arrancados o han perdido su funcionalidad (Short, 1980). Otro factor que influye en la disminución de biomasa es el descepamiento de los individuos como consecuencia de fuertes temporales o grandes avenidas de agua así como su consumo por parte de las aves.

Los cambios estacionales en el índice BA/BS están más influenciados por las variaciones producidas en la biomasa epígea que por las producidas en la biomasa subterránea, como se ha descrito también en *Zostera marina* (Sand-Jensen, 1975; Nienhuis y DeBree, 1977; Jacobs, 1979). Este índice es, a menudo, menor que la unidad debido a la gran cantidad de biomasa subterránea que suele constituir entre el 50 y el 90% de la biomasa total (Stevenson, 1988). Sin embargo, este valor no es una característica específica sino que varía en función de las condiciones ambientales, de forma que en ciertas ocasiones la biomasa foliar pueda ser varias veces superior a la subterránea, como es el caso de la población en estudio.

La relación BA/BS es menor en plantas que crecen sobre sustratos arenosos que sobre limosos. Esto quedó bien de manifiesto en estudios llevados a cabo en el género *Thalassia* (Burkholder *et al.*, 1959). Estos autores encontraron un aumento de biomasa total (como consecuencia del incremento de la biomasa subterránea) y, por tanto, una disminución de la relación BA/BS a medida que se pasaba desde un sustrato limoso a un sedimento arenoso grosero. Burkholder y Doheny (1968) en estudios sobre *Zostera marina* encontraron una relación BA/BS de 2/3 en arena (donde las hojas eran cortas) y de 10/3 en sustratos limosos donde las plantas alcanzaron el máximo desarrollo. En ambas especies, la relación BA/BS aumentó al cambiar desde sustrato arenoso a sustrato limoso. Esto parece indicar el efecto positivo de los sedimentos orgánicos (limosos) en el desarrollo de las plantas, es decir, una relación BA/BS baja es atribuíble, entre otros factores a la necesidad de una toma eficiente de nurientes del sedimento (Nicholson y Best, 1974). Ello se consigue desarrollando un buen sistema de absorción en sedimentos arenosos, los cuales tienden, generalmente, a poseer menores cantidades de nutrientes y materia orgánica (Zieman y Wetzel, 1980).

Los elevados valores del cociente BA/BS (siempre superiores a 1) de las poblaciones de *Zostera noltii* estudiadas, pueden explicarse, al menos en parte, por las ideas apuntadas anteriormente. El sedimento del estuario es limoso con un elevado contenido en nutrientes y en materia orgánica (Pérez-Llorëns, 1987; Clavero, inédito), lo que confiere, junto con descargas esporádicas de vertidos, concentraciones fluctuantes y eventualmente elevadas de nutrientes en la columna de agua. Bajo estas condiciones, las plantas pueden cubrir los requerimientos nutricionales de la columna de agua (Penhale y Thayer, 1980; Brix y Lyngby, 1985; Pérez-Lloréns, 1991), sin desarrollar grandes cantidades de biomasa subterránea.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado con la subvención del proyecto PB 86-0677 de la CICYT y por la beca del Plan Nacional de Formación de Personal Investigador/87.

BIBLIOGRAFIA

Backman, T. W. y D. C. Barilotti, 1976. Irradiance reduction: effects on standing crops of the eelgrass *Zostera marina* in a coastal lagoon. Mar. Biol. 34: 33-40.

Biebel, R. y C. P. McRoy, 1971. Plasmatic resistance and rate of respiration and photosynthesis of *Zostera marina* at different salinities and temperatures. Mar. Biol. 8: 48-56.

Brix, H. y J. E. Lyngby, 1985. Uptake and translocation of phosphorus in eelgrass (*Zostera marina* L.). Mar. Biol. 90: 111-116.

Bulthius, D. A, 1983. Effects of *in situ* light reduction on density and growth of the seagrass *Heterozostera tasmanica* (Martens ex Aschers) den Hartog in Western Port, Victoria, Australia. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 61: 91-103.
Burkholder, P. R., L. M. Burkholder y J. A. Rivero. 1959. Some chemical constituents of turtle grass, *Thalassia testudinum*. Bull. Torrey. Bot. Club 86: 88-93.
Burkholder, P. R. y T. E. Doheny, 1968. The biology of eelgrass. Unpubl. rept., Dept. Conserv. Waterways, Hempstead, N. Y. 120 pp.
Burrell, D. C. y J. R. Schubel, 1977. Seagrass Ecosystem Oceanography. En: (C. P. McRoy y C. Helfferich, eds) Seagrass Ecosystems: A Scientific Perspective. Marcel Dekker, Nueva York. pp. 195-232.
Den-Hartog, C, 1980. Foreword. En: (R. C. Phillips y C. P. McRoy, eds) Handbook of Seagrass Biology: An Ecosystem Perspective. Garland STPM Press, New York, pp. 353.
Fernández, C. y F. X. Niell, 1981. Discusión sobre los métodos usados en la estimación de la producción en macrófitos intermareales. Oecol. Aquat. 5: 43-52.
Grøntved, J. 1958. Underwater macrovegetation in shallow coastal waters. J. du Conseil Int. Exp. Mer. 24: 32-42.
Hammer, L, 1968. Salzgehalt und Photosynthese bei marinen Pflanzen. Mar. Biol. 1: 185-190.
Hillman, K. y A. J. McComb, 1988. The primary production of the seagrass *Halophila ovalis* in the Swan/Canning estuary, Western Australia. III. The effect of salinity, temperature and light on *H. ovalis* in culture, and computer simulation of growth. Aquat. Bot. 25: 230-240.
Jacobs, R. P. W. M, 1979. Distribution and aspects of the production and biomass of eelgrass, *Zostera marina* L., at Roscoff, France. Aquat. Bot. 7: 151-172.
Jacobs, R. P. W. M., C. Den-Hartog, B. F. Braster y F. C. Carriere, 1981. Grazing of the seagrass *Zostera noltii* by birds at Terschelling (Dutch Wadden Sea). Aquat. Bot. 12: 241-259.
Jacobs, R. P. W. M, 1982. Reproductive strategies of two seagrass species (*Zostera marina and Z. noltii*) along West European coasts. En: (J. J. Symoens, S. S. Hooper y P. Cómpere, eds) Studies on Aquatic Vascular Plants. Royal Botanical Society of Belgium, Brussels. pp. 150-155.
Jerlov, N. G, 1976. Marine Optics. Elsevier. Amsterdam.
Kremer, J. N. y S. W. Nixon, 1978. A Coastal Marine Ecosystem. Springer-Verlag. New York. 217pp.
Mann, K. H., 1988. Production and use of detritus in various freshwater, estuarine and coastal marine ecosystems. Limnol. Oceanogr. 33: 910-930.
McRoy, C. P. y C. McMillan, 1977. Production ecology and physiology of seagrasses. En: (C. P. McRoy y C. Helfferich Eds) Seagrass Ecosystems: A Scientific Perspective. Marcel Dekker, N. Y. pp. 53-88.
Monsi, M. y T. Saeki, 1953. Uber der Lichtfaktor in den Pflanzengesellschaften und seine Bedeutung fur die Stoffproduktion. Jpn. J. Bot. 14: 22-52.
Nicholson, S. A. y D. G. Best, 1974. Root : shoot and leaf area relationships of macrophyte communities in Chautauqua Lake, New York. Bull. Torrey Bot. Club. 101: 96-100.
Niell, F. X, 1979. Sobre la biología de *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jol. en Galicia. III. Biometría, crecimiento y producción. Inv. Pesq. 43: 501-518.
Nienhuis, P. H. y B. H. H. DeBree, 1977. Production and ecology of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Grevelingen estuary, The Netherlands, before amd after the closure. Hydrobiol. 52: 55-66.
Nienhuis, P. H. y E. T. van Ierland, 1978. Consumption of eelgrass, *Zostera marina*, by birds and invertebrates during the growing season in Lake Grevelingen (SW. Netherlands). Neth. J. Sea Res. 12: 180-194.
Nienhuis, P. H. y B. H. H. DeBree, 1980. Production and growth dynamics of eelgrass (*Zostera marina* L.) in brakish Lake Grevelingen (The Netherlands). Neth. J. Sea Res. 14: 102-118.
Nienhuis, P. H. y A. M. Groenendijk, 1986. Consumption of eelgrass (*Zostera marina*) by birds ans invertebrates: an annual budget. Mar. Ecol. Prog. Ser. 29: 83-92.
Penhale, P. A. y G. N. Thayer, 1980. Uptake and transfer of carbon and phosphorus by eelgrass (*Zostera marina* L.) and its epiphytes. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 42: 113-123.
Pérez, M, 1989. Fanerógamas marinas en sistemas estuáricos: Producción, factores limitantes y algunos aspectos del ciclo de nutrientes. Tesis Doctoral. Univrsidad de Barcelona. 244 pp.
Pérez-Lloréns, J. L, 1987. Estudios sobre el metabolismo del fósforo en *Zostera noltii* Hornem. Tesis de Licenciatura, Universidad de Málaga. 156 pp.

Pérez-Lloréns, J. L., 1991. Estimaciones de biomasa y contenido interno de nutrientes, ecofisiología de incorporación de carbono y fosfato en *Zostera noltii* Hornem. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga. 168 pp.

Petersen, C. G. J. 1913. Om Baedeltangens (*Zostera marina*) Aarsproduktion i de danske Farvande. En: (H. P. E. Jungersen y E. Warming Eds) Mindeskrift Japetus Steenstrups Føds. 9: 1-20. Copenage.

Romero, J, 1985. Estudio ecológico de las fanerógamas marinas de la costa catalana: producción primaria de *Posidonia oceanica* (L.) Delile en las islas Medes. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. 261 pp.

Sand-Jensen, K, 1975. Biomass, net production and growth dynamics in an eelgrass (*Zostera marina* L.) population in Vellerup Vig, Denmark. Ophelia 14: 185-201.

Sand-Jensen, K. y J. Borum, 1983. Regulation of growth in eelgrass (*Zostera marina* L.) in Danish coastal waters. Mar. Tech. Soc. J. 17: 15-21.

Short, F. T, 1980. A simulation model of the seagrass production system. En: (R. C. Phillips y C. P. McRoy, eds) Handbook of Seagrass Biology: An Ecosystem Perspective. Garland STPM Press, New York, pp. 277-295.

Stevenson, J. C, 1988. Comparative ecology of submersed grass beds in freshwater, estuarine, and marine environments. Limnol. Oceanogr. 33: 867-893.

Strawn, K, 1961. Factors influencing the zonation of submerged monocotyledons at Cedar Key, Florida. Wildlife Manag. 25: 178-189.

Vermaat, J. E., M. J. M. Hootsmans y P. H. Nienhuis, 1987. Seasonal dynamics and leaf growth of *Zostera noltii* Hornem., a perennial intertidal seagrass. Aquat. Bot. 28: 287-299.

Westlake, D. F, 1965. Theoretical aspects of comparability of productivity data. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 18: 313-322.

Wetzel, R. G, 1965. Techniques and problems of primary productivity measurements in higher aquatic plants and periphyton. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 18: 249-267.

Zieman, J. C. y R. G. Wetzel, 1980. Productivity in Seagrasses: Methods and Rates. En: (R. C. Phillips y C. P. McRoy, eds) Handbook of Seagrass Biology: An Ecosystem Perspective. Garland STPM Press, New York, pp. 87-116.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:261-267

LOS MACROFITOS ACUATICOS DEL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA (SW ESPAÑA). ASPECTOS FLORISTICOS.

P. García Murillo[1], M. Bernués[2] y C. Montes[3]
[1]*Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, 41071 Sevilla;* [2]*Servicio de Vida Silvestre, ICONA, Gran Vía de San Francisco, 35, 28005 Madrid;* [3]*Laboratorio de Limnología, Departamento Interuniversitario de Ecología, Universidad Autónoma 28049 Madrid.*

Palabras clave: macrófitos acuáticos, vegetación acuática, humedales, Doñana, conservación.

ABSTRACT

A floristic analysis for aquatic macrophyte communities living in the Doñana National Park is presented, 46 submerged and floating aquatic taxa have been recorded. Presumably, 6 species have disappeared from the area by granzing of the Luisiana red swamp crawfish (Procambarus clarkii) introduced in 1974.

INTRODUCCION

Las comunidades de macrófitos acuáticos constituyen uno de los elementos más importantes en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos con un elevado coeficiente superficie de la cubeta/volumen de agua, ya que controlan numerosos procesos físicos, metabólicos y ecológicos claves (Carpenter & Lodge, 1986).

A pesar de su importancia ecológica, la información sobre los macrófitos acuáticos en particular y de la vegetación higrófila en general del Parque Nacional de Doñana es muy escasa. No existe ningún estudio monográfico sobre esta taxocenosis y la documentación disponible se retringe a la existencia de algunas citas correspondientes a prospecciones extensivas muy someras (Corillion, 1961), revisiones taxonómicas (García Murillo & Talavera, 1986; Talavera et al., 1986; Cirujano et al., 1988; García Murillo, 1990; Cirujano & García Murillo, 1990) análisis fitosociológicos (Allier & Breset, 1978; Rivas Martínez et al., 1980), florísticos (Galiano & Cabezudo, 1976; Cabezudo, 1978; Castroviejo et al., 1980) y como parte de las descripciones de medios acuáticos en trabajos de tipo zoológico y ecológico (Bigot & Marazanof, 1965, 1966; Marazanof, 1967; Allier et al. 1978; González Bernáldez et al., 1977; Torres et al., 1978; Díaz Paniagua, 1983, 1987; Montes et al., 1986; López et al., 1991). Tan sólo Duarte et al. (1990) estudiaron de una forma monográfica algunos aspectos ecológicos de esta taxocenosis.

El objetivo de este artículo es, básicamente, revisar los aspectos florísticos de las comunidades de macrófitos acuáticos del Parque Nacional de Doñana (entendida como vegetación sumergida y flotante) para que sirva de documentación complementaria a toda una serie de trabajos que sobre su ecología descriptiva y funcional se han venido realizando durante los últimos años.

MATERIAL Y METODOS

El listado de especies que se presenta está elaborado a partir de recolecciones llevadas a cabo por los autores durante ocho años (1984-1991), en las distintas estaciones del año y en todos los tipos de ecosistemas acuáticos del Parque Nacional. El material recolectado se encuentra depositado en los herbarios SEV y SEVF del Departamento de Biología Vegetal y Ecología de la Universidad de Sevilla. Además se ha realizado un estudio minucioso y crítico de los pliegos depositados en el herbario SEV, correspondientes a material de Doñana recolectado con anterioridad al trabajo.

RESULTADOS

Div. Chlorophyta

- **Chara canescens** Desv. & Lois.
Es nueva para Doñana, se ha encontrado en ambientes temporales, tanto en el manto eólico como en la marisma. Aunque la mayoría de las poblaciones son partenogenéticas, se han localizado en el Lucio Largo poblaciones sexuales, hecho sólo conocido, hasta ahora, en dos lagunas de la depresión del Duero (Comelles, 1985) y en unas pocas localidades del sur de Europa (Corillion, 1975).
- **Chara vulgaris** L.
Novedad para Doñana, se ha encontrado en algunos navazos de la flecha litoral y en el borde de la marisma cerca del Sopetón.
- **Chara aspera** Deth. ex Willd.
Es nueva para Doñana, y ha sido encontrada en algunos navazos de la flecha litoral, corrales y algunas zonas de marisma.
- **Chara galioides** DC.
Muy frecuente y repartida por toda la marisma, aunque también se ha encontrado en algunas lagunas del manto eólico, siempre con aguas temporales y altos contenidos en cloruros. Es novedad para Doñana.
- **Chara connivens** Salzm. ex A. Br.
Ha sido citada de Doñana por Corillion (1961). Nosotros la hemos recolectado de varias láminas de agua de la flecha litoral y lagunas peridunares.
- **Nitella opaca** (Bruz.) Agardh
Había sido citada por Corillion (1961). La hemos recolectado de algunas charcas y lagunas de la vera y manto arrasado.
- **Nitella hyalina** (DC.) Agardh
Es nueva para Doñana. Se ha encontrado en lugares muy localizados de la marisma (Caño del Guadiamar-Gaviones y Quebrada de Mari López).
- **Nitella translucens** (Pers.) Agardh
Es nueva cita para Doñana y se ha encontrado en numerosas charcas del manto arrasado.
- **Nitella tenuissima** (Desv.) Kütz.
Se ha encontrado en algunas charcas del manto arrasado y navazos de la flecha litoral. Es nueva para Doñana.
- **Tolypella glomerata** (Desv.) Leonh.
Es nueva para Doñana y se ha encontrado en numerosos puntos de la marisma salobre.
- **Lamprothamnium papulosum** (Wallr.) J. Groves
Se ha recolectado de las aguas hipersalinas de algunas balsas de las salinas de San Isidoro. Es novedad para Doñana.

Div. Bryophyta

- **Riella helicophylla** (Bory & Mont.) Mont.
En Doñana había sido citada por Cirujano et al. (1988) siendo muy frecuente en la marisma salobre del Parque.
- **Riella cossoniana** Trabut
Citada recientemente en Doñana por Cirujano et al. (1992) de la marisma próxima a las Gangas. Se trata de una planta rara en España, habiéndo sido referida anteriormente de Alicante y Guadalajara.
- **Riella notarisii** (Mont.) Mont.
Cirujano et al. (1992) la han recolectado en dos localidades de Doñana: en una charca estacional próxima al embarcadero de la Plancha y en la marisma próxima a las Gangas. También se trata de una planta rara presente sólo en otras cuatro localidades españolas.
- **Ricciocarpus natans** (L.) Corda
Había sido citada por Rivas Martínez et al. (1980). Se la encuentra en algunas lagunas dulces permanentes o semipermanentes de la Vera o peridunares (Sopetón, Dulce).

Div. **Pteridophyta**

- **Isoetes velatum** A. Braun in Bory & Durieu

Se la localiza en charcas y lagunas temporales del manto arrasado. Fue citada por primera vez del Parque por Galiano & Cabezudo (1976).

Div. **Spermatophyta**

- **Nymphaea alba** L.

En Doñana sólo se ha recolectado de algunas pozas profundas del Arroyo de la Rocina (Castroviejo et al., 1980; Rivas Martínez et al., 1980). Sólo hemos encontrado algunos pies de esta planta en algunas de estas pozas. Su regresión en la zona se asocia a la presión que sobre ella ejerce el cangrejo americano (Procambarus clarkii). Es una planta perenne que florece en verano y vive en aguas profundas y quietas.

- **Nuphar lutea** (L.) Sm.

En Doñana había sido recolectada en los mismos lugares que la especie anterior (Castroviejo et al., 1980; Rivas Martínez et al., 1980). También es una planta perenne que florece en verano y vive en aguas profundas y quietas. El hecho de que no hayamos podido encontrarla durante estos años se atribuye también a la presión que el cangrejo rojo americano ejerce sobre los macrófitos acuáticos en los ecosistemas de aguas dulces y permanentes.

- **Ceratophyllum demersum** L.

No ha sido observado por nosotros, pero Castroviejo et al. (1980) y Rivas Martínez et al. (1980) indican su presencia en la Rocina, en el Acebrón. Su desaparición, se presume, está también relacionada con la presencia del cangrejo americano.

- **Ranunculus tripartitus** DC.

En Doñana se encuentra en las láminas de aguas temporales del manto eólico y algunas zonas de la marisma dulce. De ciclo anual, florece en primavera. Fue citada por primera vez para Doñana por Cabezudo (1978).

- **Ranunculus peltatus** Schrank

Este taxon incluye aquellas plantas que otros autores han denominado *R. baudotii*. Presenta una gran variabilidad morfológica y plasticidad ecológica, encontrándose en aguas dulces y salobres del manto eólico y marisma. Su ciclo es anual y florece al final del invierno-comienzos de primavera. La primera cita de Doñana corresponde a Cabezudo (1978).

- **Elatine alsinastrum** L.

Debido a sus hojas aéreas lineares y verticiladas, fue confundido por Allier & Bresset (1978) con *Hippuris vulgaris*. En Doñana se ha encontrado en las láminas de agua temporales del manto arrasado y caños de la vera. Su ciclo es anual y florece en primavera. Fue citada por primera vez para Doñana por Galiano & Cabezudo (1976).

- **Elatine macropoda** Guss.

Vive en el borde de lagunas y charcas temporales del manto eólico. Es una planta de ciclo anual que florece a comienzos de primavera. Fue citada por primera vez para Doñana por Galiano & Cabezudo (1976).

- **Elatine hexandra** (Lapierre) DC.

Vive en aguas efímeras del manto eólico, pero con una mayor reserva alcalina. También puede hallarse en algunas zonas de la marisma dulce. Fue citada por primera vez para Doñana por Galiano & Cabezudo (1976).

- **Myriophyllum alterniflorum** DC.

Muy abundante en las masas de aguas temporales del manto eólico y amplias zonas de la marisma dulce. Su ciclo es anual y florece durante la primavera. Fue citada por primera vez para Doñana por Galiano & Cabezudo (1976).

- **Myriophyllum spicatum** L.

Vive en aguas permanentes de elevada alcalinidad. En el Parque es rara, habiéndose encontrado sólamente en algunos caños de la vera de la zona norte. Es planta perenne que florece en verano. Es novedad para la flora del Parque.

- **Apium inundatum** L.

En Doñana ha sido encontrada en las masas de aguas temporales del manto arrasado. Con ciclo anual, florece en primavera. Había sido citada anteriormente por Galiano & Cabezudo (1976).

- **Callitriche truncata** Guss. subsp. **occidentalis** (Rouy) Schotsman

Se encuentra en casi todos los tipos de ambientes acuáticos temporales o permanentes, dulces o salobres, tanto de la marisma como de las arenas. Tiene un ciclo anual y florece desde finales del invierno hasta finales de la primavera. En Doñana había sido citado anteriormente por Galiano & Cabezudo (1976).

- **Callitriche lusitanica** Schotsman

Vive en aguas temporales poco profundas del manto eólico. Recientemente ha sido citada del Caño del Martinazo por Pizarro (1990).

- **Callitriche stagnalis** Scop.

Es nueva cita para la flora de Doñana y ha sido recolectada en La Rocina y en el Caño del Martinazo.

- **Callitriche obtusangula** Le Gall

Esta planta ha sido recolectada en algunos caños de la vera de la Reserva Biológica y es la misma que Galiano & Cabezudo (1976) denominaron *C. platycarpa* Kütz y Castroviejo et al. (1980) y Rivas Martínez et al. (1980) señalaron como *C.* cf. *platycarpa* Kütz.

- **Callitriche brutia** Petagna

En Doñana se encuentra en charcas temporales y dulces del manto arrasado. De ciclo anual, florece a finales de invierno. Fue citada por primera vez por Castroviejo et al. (1980).

- **Utricularia exoleta** R. Br.

Tenemos noticias de su presencia en Doñana a través de Castroviejo et al. (1980) y Rivas Martínez et al. (1980), de la Rocina. El hecho de no haberla encontrado en esta localidad cabe atribuirlo a la presencia del cangrejo americano.

- **Utricularia australis** R. Br.

Ha sido recolectada en Doñana, de la Rocina, algunos caños próximos a la marisma de la Algaida y en la marisma del Martinazo, de donde fue citada por primera vez por Galiano & Cabezudo (1976). No ha sido encontrada por nosotros de ninguno de estos lugares. De nuevo la presencia del cangrejo americano parece ser un factor importante en la desaparición de esta especie dentro del Parque.

- **Hydrocharis morsus-ranae** L.

Muy rara en el Parque, sólo ha sido encontrada en las lagunas del Sopeton y del Hondón. Su ciclo es perenne y florece en verano. Fue citada por primera vez en Doñana por Cabezudo (1978).

- **Potamogeton natans** L.

En Doñana sólo se localiza en masas de agua permanentes o semipermanentes del manto eólico. Es una planta perenne y florece en verano. Fue citada por primera vez en la zona por Galiano & Cabezudo (1976).

- **Potamogeton polygonifolius** Pourret

En el Parque se ha encontrado en aguas someras, permanentes y distróficas de las proximidades del Acebrón y del Caño de la Raya. Es una planta perenne y florece en verano. No ha sido hallada desde 1985 y su desaparición puede estar relacionada con la abundancia del cangrejo americano en esas localidades. La primera cita de esta especie para el parque es de Castroviejo et al. (1980).

- **Potamogeton lucens** L.

Se encuentra en las zonas más profundas de algunas lagunas permanentes del manto eólico. Es una planta perenne que florece en verano. Fue citada por primera vez para Doñana por Cabezudo (1978).

- **Potamogeton trichoides** Cham. & Schlecht.

En Doñana abunda en muchas de las lagunas de las arenas y en algunos lugares de la marisma dulce. Su ciclo es anual y florece a finales de la primavera-comienzos del verano. La primera cita de esta planta para el Parque es de Cabezudo (1978).

- **Potamogeton pectinatus** L.

Es abundante en Doñana, tanto en la marisma dulce cercana a la vera, como en masas de aguas permanentes o semipermanentes del manto eólico. De gran amplitud ecológica, muy polimorfo, se comporta como anual o perenne, florece a finales de primavera-comienzos del verano. Fue citado por primera vez de Doñana por Castroviejo et al. (1980).

- **Ruppia maritima** L. var. **maritima**

En Doñana se localiza en masas de aguas muy salobres, permanentes o temporales de la marisma y flecha litoral próxima al rio, afectada por las mareas más intensas. Su ciclo puede ser anual o perenne, y su periodo de floración es muy amplio. Fue citada por primera vez para Doñana por Cabezudo (1978).

- **Ruppia drepanensis** Tineo

Constituye la Angiosperma más abundante de la marisma salobre del Parque. Aunque puede también encontrarse en algunas localidades del manto eólico con aguas muy mineralizadas (laguna de Carrizales). Vive en ambientes temporales, posee un ciclo anual y florece en primavera. En algunos años muy lluviosos se ha observado una segunda floración a finales de verano. En Doñana fue citada anteriormente por Castroviejo et al. (1980) y Rivas Martínez et al.(1980), bajo el nombre de *Ruppia maritima* L. subsp. *drepanensis* (Tineo) Maire & Weiller.

- **Althenia orientalis** (Tzvelev) García Murillo & Talavera

Muy localizada, se encuentra en algunas balsas y canales muy salobres de las salinas abandonadas de la marisma del Parque. De ciclo anual, florece a finales de invierno-comienzos de primavera, fue citada por primera vez para el Parque por García Murillo & Talavera (1986).

- **Zannichellia obtusifolia** Talavera, García Murillo & Smit

Muy abundante en Doñana, especialmente en la marisma, aunque también puede encontrarse en el manto eólico. Ha sido confundida por otros autores con *Z. palustris* L. y con *Z. peltata* Bertol. var. *peltata* por Van Viersen & Van Wijk (1983). Tiene un ciclo anual y florece a finales del invierno-comienzos de primavera. Es propia de aguas temporales y saladas. Fue citada por primera vez en el Parque por Talavera et al. (1986).

- **Lemna trisulca** L.

En Doñana es muy rara, se encuentra en algunas masas de agua del manto eólico. Fue citada por primera vez por García Murillo et al. (1991).

- **Lemna gibba** L.

Se encuentra en aguas premanentes, con mucha materia orgánica. En Doñana se cito por primera vez por Galiano & Cabezudo (1976).

- **Spirodella polyrhiza** (L.) Schleiden

Muy rara en Doñana. Sólo se ha encontrado en la laguna del Hondón, con aguas permanentes y muy rica en nutrientes. Fue citada por primera vez para Doñana por García Murillo et al. (1991).

DISCUSION

En este trabajo se presentan los elementos florísticos macrofíticos de las aguas del Parque Nacional de Doñana. Se han registrado un total de 46 especies de las que 11 son novedades para la zona. Esta riqueza en especies de macrófitos es reflejo de la variedad de ambientes acuáticos que existen en el Parque en cuanto al sustrato de las cubetas, funcionamiento hidrológico (permanencia de las aguas y régimen de fluctuaciones), amplitud y fluctuaciones de los gradientes de salinidad, y estado trófico de sus aguas.

La mayoría de estas especies son cosmopolitas o subcosmopolitas, como suele ser frecuente en las plantas acuáticas. Sin embargo, se encuentran también taxones de distribución fundamentalmente atlántica, como *Myriophyllum alterniflorum, Potamogeton polygonifolius* o *Zannichellia obtusifolia*, o especies mediterráneas, como *Ruppia drepanensis* o *Althenia orientalis*.

Junto con especies altamente competitivas e invasoras, como *Ranunculus peltatus* o *Potamogeton pectinatus*, se encuentran otras raras y estenoícas, como *Nitella hyalina, Ricciocarpus natans, Callitriche lusitanica, Hydrocharis morsus-ranae* o *Lemna trisulca*. Algunas tienen sus poblaciones seriamente amenazadas, como *Althenia orientalis*, encontrando en algunos medios acuáticos del Parque Nacional sus últimos refugios europeos.

Es importante destacar que en la última década han desaparecido en la zona un número importante de especies, como *Nymphaea alba, Nuphar lutea, Ceretophyllum demersum, Utricularia australis, U. exoleta* y *Potamogeton polygonifolius*. Estos taxones poseen requerimientos ecológicos muy concretos, viviendo en hábitats muy particulares que están representados dentro del Parque (aguas permanentes, quietas, dulces y profundas). Estos medios acuáticos son también muy adecuados para el desarrollo del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) introducido en la zona el año 1974. Es conocido que esta especie ejerce una intensa presión sobre las praderas de macrófitos acuáticos, tanto sumergidos como flotantes (Feminella & Resh, 1989).

Otros factores (Duarte et al., 1990; Montes & Bernués, 1991), como la regulación hidrológica, enriquecimiento de nutrientes, sustancias contaminantes, cambios en el régimen

lumínico de las aguas y la presión biológica (ganado en la marisma dulce y flamencos en la salobre) sirven también para justificar la desaparición de estas especies y explicar, en zonas sometidas a una menor presión del cangrejo americano los cambios que están teniendo lugar en la distribución y estructura de sus comunidades.
Teniendo en cuenta que la mayor parte de la producción de los ecosistemas acuáticos de Doñana se basa en la producción de sus poblaciones de macrófitos acuáticos y algas epifíticas asociadas, es necesario que estas taxocenosis constituyan elementos prioritarios dentro de los planes de gestión para la conservación de sus medios acuáticos.

BIBLIOGRAFIA

Allier, C. & V. Bresset. 1978. Etude phytosociologique de la marisma et sa bordure. Carte phytosociologyque. En: Doñana. Prospección e inventario de ecosistemas: 11-59. Monografía nº 18. ICONA MAPA. Madrid.

Allier, C., V. Bresset, A. Lacoste & F. González Bernáldez. 1978. La Marisma de la Reserve Biologique de Doñana. En: Doñana. Prospección e inventario de ecosistemas: 111-129. Monografía nº 18. ICONA MAPA. Madrid.

Bigot, L. & F. Marazanof. 1965. Considerations sur l'ecologie des invertebrates terrestres et aquatiques des marismas du Guadalquivir (Andalucía). Vie et Milieu 16: 441-473.

Bigot, L. & F. Marazanof. 1966. Notes sur l'ecologie des coleopteres aquatiques des marismas du Guadalquivir et premier inventaire des coleopteres et lepidopteres du Coto Doñana (Andalucía). Ann. Limn. 2: 491-502.

Cabezudo, B. (1978). Plantas de la Reserva Biológica de Doñana. Lagascalia 8(2): 166-182.

Carpenter, S.R. & D.M. Lodge. 1986. Effects of submerged macrophytes on ecosystems processes. Aquat. Bot. 26(3-4): 341-370.

Castroviejo, S., E. Valdés-Bermejo, S. Rivas-Martínez & M. Costa. 1980. Novedades florísticas de Doñana. Anales Jard. Bot. Madrid 36: 203-244.

Cirujano, S., C. Montes, P. Martino, S. Enriquez & P. García Murillo. 1988. Contribución al estudio del género Riella Mont. (Sphaerocarpales, Riellaceae) en España. Limnetica 4: 41-50.

Cirujano, S. & P. García Murillo. 1990. Asientos para un atlas corológico de la flora occidental. Mapa 436. Ruppia drepanensis Tineo. Fontqueria 28: 161-163.

Cirujano, S., C. Fraile & P. García Murillo (1992). Notas sobre el género Riella Mont. Anales Jard. Bot. Madrid 50(1): 113-115.

Comelles, M. 1985. Hallazgo de dos poblaciones sexuales de Chara canescens Desv. & Lois en España. Anales J. Bot. Madrid 42(2): 285-291.

Corillion, R. 1961. Les vegetations précoces des Charophycées d'Espagne Meridionale et du Maroc Occidental. Rev. Gen. Bot. 68: 317-330.

Corillion, R. 1975. Flore et vegetation du Massif Armoricain. IV. Flore des Charophytes (Characées) du Massif Armoricain et des contrées voisines d'Europe occidentale. Jouve Ed. Paris.

Díaz-Paniagua, C. 1983. Influencia de las características del medio acuático sobre las poblaciones de larvas de anfibios en la Reserva Biológica de Doñana (Huelva, España). Doñana Acta Vertebrata 10(1): 41-53.

Díaz-Paniagua, C. 1987. Tadpole distribution in relation to vegetal heterogenity in temporary ponds. Herpetological Journal 1: 167-169.

Duarte, C., C. Montes, S. Agustí, P. Martino & J. Kalf. 1990. Biomasa de macrófitos acuáticos en la marisma de Doñana (SW España): Importancia y factores ambientales que controlan su distribución. Limnetica 6: 1-12.

Feminella, J.W., & V.H. Resh. 1989. Submersed macrophytes and crayfish: an experimental study of herbivory in a California freshwater marsh. Holartic Ecology 12: 1-8.

Galiano, E.F. & B. Cabezudo. 1976. Plantas de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva). Lagascalia 6: 117-176.

García Murillo, P. 1990. El género Potamogeton L. en la Península Ibérica. Tesis doctorales en microfichas, nº 4. Universidad de Sevilla. Sevilla.

García Murillo, P. & S.Talavera. 1986. El género Althenia Petit. Lagascalia 14(1): 102-114.

García Murillo, P., S. Cirujano & M. Bernués. 1991. Lemna trisulca L. y Spirodella polyrhiza (L.) Schleiden, nuevas para el sur de la Península Ibérica. Anales Jard. Bot. Madrid 48: 268-270.

González Bernáldez, F., L. Ramírez-Díaz, A. Torres & F. Díaz Pineda. 1977. Estructura de la vegetación de la marisma de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva). I. Análisis factorial de datos cualitativos. Anales Edaf. Agrob. 36(9-10): 989-1004.

López, T., J. Toja & N. Gabellone. 1991. Limnological comparison of two peridunar ponds in the Doñana National Park (Spain). Arch. Hydrobiol. 120(3): 357-378.

Marazanof, F. 1967. Ostracodes, Cladoceres, Heteropteres et Hydracariens nouveaux pour les marismas du Guadalquivir (Andalousie): donnés ecologiques. Ann. Limnol. 3:47-64.

Montes, C., M. Bernués, P. Martino & L. Ramirez-Díaz. 1986. The influence of environmental factors on the structure and dynamics of some aquatic insect communities in a temporary salt-marsh in the Doñana National Park (SW Spain). 3rd European Congress of Entomology: 115-119.

Montes, C. & M. Bernués. 1991. Incidencia del flamenco rosa (Phoenicopterus ruber roseus) en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos de la marisma del Parque Nacional de Doñana (SW España). En: Reunión técnica sobre la situación y problemática del Flamenco rosa en el Mediterráneo occidental y Africa noroccidental: 103-110. AMA. Junta de Andalucía. Sevilla.

Pizarro, J. 1990. Asientos para un atlas corológico de la flora occidental. Mapa 420. Callitriche lusitanica Schotsman. Fontqueria 28: 142-144.

Rivas Martínez, S., M. Costa, S. Castroviejo & E. Valdés. 1980. La vegetación de Doñana (Huelva, España). Lazaroa 2: 5-189.

Talavera, S., P. García Murillo & H. Smit. 1986. Sobre el género Zannichellia L. Lagascalia 14(2): 241-271.

Torres, A., L. Ramírez-Díaz, F. Díaz Pineda & F. González Bernáldez. 1978. Estructura y variación de la vegetación de la Marisma de la Reserva Biológica de Doñana. En: Doñana. Prospección e inventario de ecosistemas: 225-243. Monografía nº 18. ICONA MAPA. Madrid.

Van Vierssen, W. & R.J. Van Wijk. 1983. On the distribution and ecology of Zannichellia peltata Bertol. in Spain. Lagascalia 11(1): 89-94.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:269-276

ECOLOGICAL LONGITUDINAL GRADIENTS IN LOTIC VEGETATION OF NORTH ALENTEJO, PORTUGAL

M.T.Ferreira
Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda 1399 Lisboa Portugal

Key-words: vegetation, river, gradients, Portugal

ABSTRACT

The ecological longitudinal gradients of the river vegetation from the hydrographic bassin of Sorraia were studied in a total of 101 site surveys, of 250 m lenght. Maximum values for total richness and cover were found in lower courses, order numbers 4-6. However, high values were also reported in the heads, inserted in highly agricultured, planatic areas. TWINSPAN clustering shows the existence of strong ecological gradients other than the upstream-downstream axis, and related to substrat granulometry of river beds, eutrophication and tree shading. The importance of these gradients in the distribution of lotic vegetation communities is discussed.

RESUMO

Com base em 101 inventários foram analisados os gradientes ecológicos dominantes na bacia hidrográfica do rio Sorraia, caracterizada pelo domínio de actividades agrícolas. Embora a variação da cobertura e riqueza evidenciem valores máximos no curso médio (números de ordem 4 a 6), verifica-se um enriquecimento e aumento de cobertura nas cabeçeiras, instaladas em zonas planálticas e envolvidas por agricultura de sequeiro e regadio. A utilização da hierarquização divisiva TWINSPAN salienta a existência de outros gradientes ecológicos fortes para além do eixo cabeçeiras - curso final, associados à granulometria dos substratos do leito, eutrofização e ensombramento arbóreo. É discutida a importância relativa dos vários factores que determinam a estrutura longitudinal das comunidades de macrófitos lóticos.

INTRODUCTION

The river Sorraia is the largest tributary of the portuguese part of the Tagus bassin, with a total area of 7652 km2, occupying all the north Alentejo region. Its direct tributaries are the rivers Erra and Sor on the right margin and rivers Raia and Divor on the left margin. The hydrographic bassin of Sorraia presents interesting features when compared to typical rivers of the temperate zone, namely the concentration of 80% of the pluviosity in a period of three winter months, mild winters and high summer temperatures with extended drought, lack of flow during four summer months, hard geological materials in the heads and middle course but with alkaline and erodible characteristics, planaltic heads with soft slopes resulting in local intense agricultural activities similar to the ones along the lower courses.

Only recently the lotic vegetation of this area has been studied, namely

aspects of general distribution, seasonal evolution and management techniques (Ferreira and Moreira, 1989; 1990 a and b). The macrophytic communities present well established populations in all the river course, with general high richness, density and cover. Many reaches are affected by human activiteies, namely diffuse sources of nutrients from agriculture, discharges from irrigation reservoirs, increased period of summer drought by river water pumping, straightening or channelization of the banks and dragging of river beds. The extent of changes resulting from such aggressions is unknown, however a better knowledge of the system can contribute to establish its resilience and limits.

METHODS

One hundred and one sampling sites of 250 m length were scatterly established in the hydrographic basin of Sorraia, including rivers Erra (15 sites), Sor (36 sites), Divor (30 sites), Raia (6 sites) and Sorraia (14 sites). The largest distance between sites was 7.3 km and average distance was 4.3 km. Sites were visited in the period of 1986-88 during growth season (May-August). All plant species present in the stream way (inner bank, bed and river channel) were identified following Vasconcelos (1969), Tutin *et al.* (1980), Haslam *et al.* (1982), Franco (1971,1984), Comelles (1985) and Valdes *et al.* (1987).

Species with no connection to the aquatic or wet environment (like ruderals and terrestrial weeds) were not included in data treatment. For the input matrices of vegetation data, the sum of abundance, density and sociability was used (and called species importance, with a range of 0-9). Ecological gradients were studied using the hierarchical divisive cluster analysis TWINSPAN, developed by Hill in 1979.

RESULTS

1. Longitudinal evolution of importance

The evolution of the site importance (sum of species importance) against distance to the source in shown in Figure 1. Values found are generally high, even in reaches with eroding substrate. An average of 41 (18-71) species associated with aquatic and wet environments were found per site and the poorest sites presented total covers of at least 60 %, increasing along the summer as water level decreases. A maximum importance occurs in order numbers 4-6, especially in river Raia where a mosaic of pebbles-sand-silt occurs, and decline towards the final course (order number 7). Values found in the heads are scattered and frequently high. The lowest values are found in sites in order numbers 3-4 where tree shading is maximum (more than 80% total cover) and few areas are available for herbaceous colonisation.

A total of 213 aquatic, amphibious and riparian species were found. About 12% show a relative frequency over 60%, that is, are cosmopolites in north-Alentejo region. The most important are *Paspalum paspalodes*, *Lythrum salicaria*, *Cyperus longus*, *Rumex conglomeratus*, *Holcus lanatus*, *Polygonum hydropiper*, *Polygonum lapathifolium*, *Bidens frondosa*, *Sparganium erectum*, *Apium nodiflorum*, *Juncus effusus* and *Typha latifolia*.

2. Vegetation

Groups with a more restrict distribution are associated with specific conditions of river bed granulometry, water velocity and depth, etc. For example, *Ruscus aculeatus*, *Erica arborea* and *Frangula alnus* occur with tree galeries; *Anagallis tenella*, *Fuirena pubescens* and *Hydrocotyle vulgaris* occur in acidic waterlogged stream ways; *Myriophyllum verticillatum*, *Utricularia australis*, *Callitrichum lusitanicum* and bryophytes occur on the heads with rocky substrates in river bed; and *Lindernia dubia*, *Ammania coccinea* and *Cyperus fuscus* occur in waterlogged sands of lower courses.

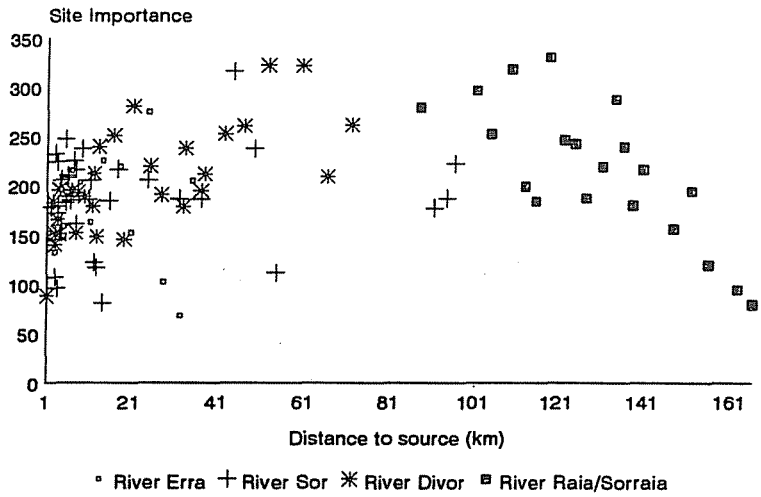


Figure 1. Relationship between each site importance (sum of species importances) and its distance to the river source (km).

3. Dominant gradients in river Erra

The river Erra (with 38 km maximum length and an area of 183.5 km2) has a small hydrographic basin dominated by cenozoic deposits where podzolic soils have evolved. A large part of the basin is used for forestry production, having cork-oak and pinus stands. In the planaltic heads, three small reservoirs irrigate a large area of rice fields, and most head sites are regularised and channelized. The middle course runs through narrow valleys with bigger slopes and has coarser materials in bed (up to 40% pebbles). Most sites never had surrounding agriculture, some of them have small orchards, now abandoned. Total tree cover tends to be dense in these sites and increases towards downstream, where closed galleries can be found. The last part of the basin is highly agricultured and connected to the large irrigated area around the main course of river Sorraia.

The cluster of sites from river Erra in presented in Figure 2, including indicator species. Level I opposes tree shaded sites to moderate or no tree cover. Within this group, the last site T86, bearing high florist resemblance with the Sorraia river, is set apart. The other sites are separated according to land use, including a channelized group of sites and sites with no agriculture surrounded by cork-oak forest.

4. Dominant gradients in river Sor

The hydrographic basin of river Sor has 98.9 km maximum length and 1268.9 km2 of total area. The heads and part of the left margin tributaries are included in a large area of hercinic quartzodiorites while the rest of the basin spreads through a mosaic of granites, metavulcanites, cenozoic formations and quaternary alluvial deposits. The heads are used for forest production, with large stands of *Eucalyptus globulus*, *Pinus pinaster* and *Quercus suber*. The tributaries from the right margin present intensive agriculture, namely rice fields. The middle course is characterised by a patchy land use with mixed activities, including orchards, small farms, cattle rearing and small food industries. Extensive agriculture is associated with a 30 km long reservoir downstream followed by 8km of river presenting a small and regulated flow and a stream way almost totally occupied by *Salix salvifolia* and *S. alba* .

Figure 3 shows the cluster of sites obtained with the vegetation data. Level I separates sites where rocky (quartzodiorite) substrates dominate from sites with sandy and mixed substrates existing in the right margin, middle and lower courses. Within sandy sites, a separation is made between site groups with different surrounding use, namely rice fields agriculture in the heads and mixed activities, A group of downstream sites is set apart because of its large tree cover.

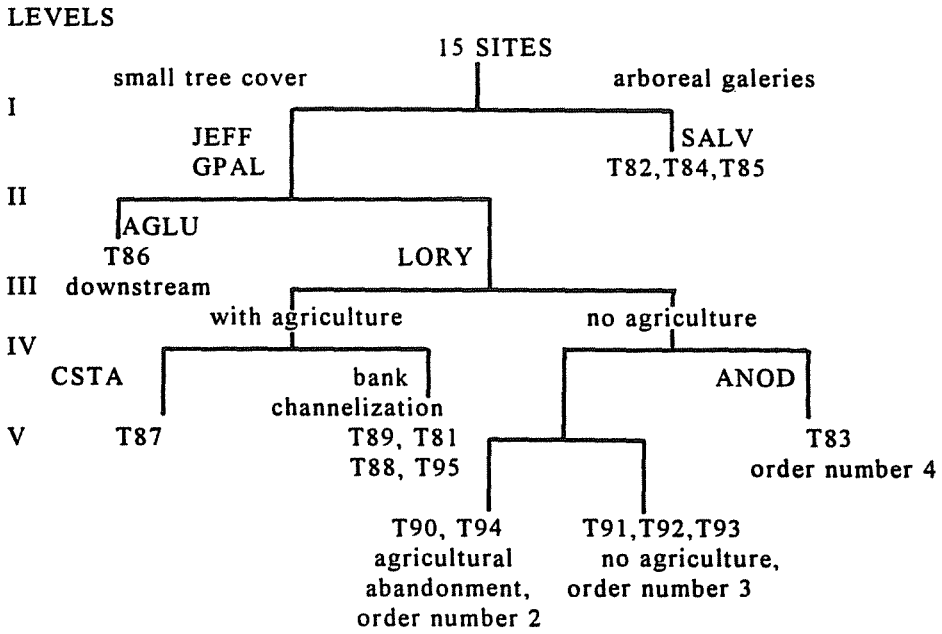


Figure 2. Cluster of sites obtained with TWINSPAN analysis based on the vegetation data of river Erra. Ti- site numbers. Indicator species are also shown.JEFF-*Juncus effusus*; GPAL-*Galium palustre*; SALV-*Salix salvifolia* ssp. *salvifolia*; AGLU-*Alnus glutinosa*; LORY-*Leerzia oryzoides*; ANOD-*Apium nodiflorum*; CSTA-*Callitriche stagnalis*.

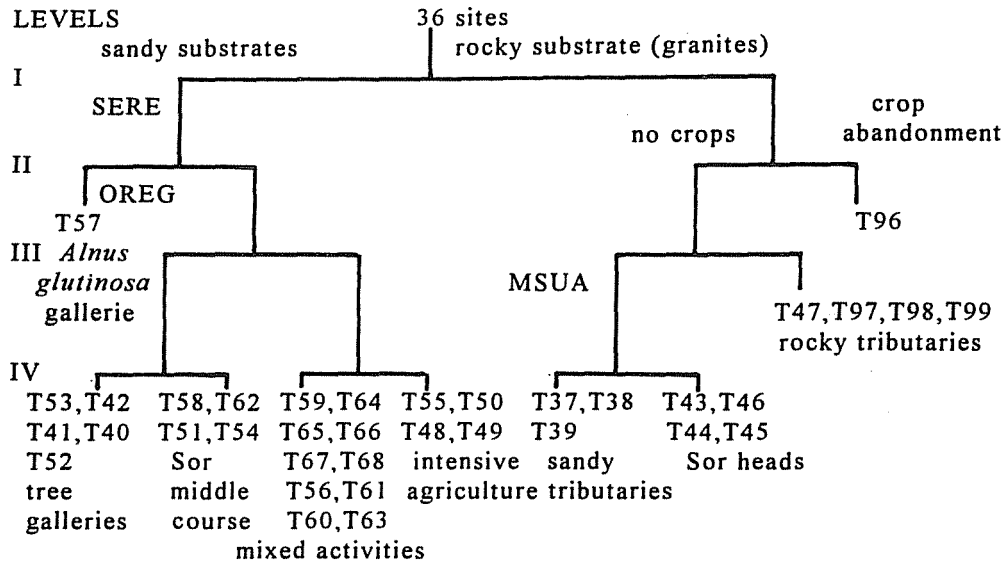


Figure 3. Cluster of sites obtained with TWINSPAN analysis based on the vegetation data of river Sor. Ti- site numbers. Indicator species are also shown. SERE-*Sparganium erectum*; OREG-*Osmunda regalis*; MSUA-*Mentha suaveolens*.

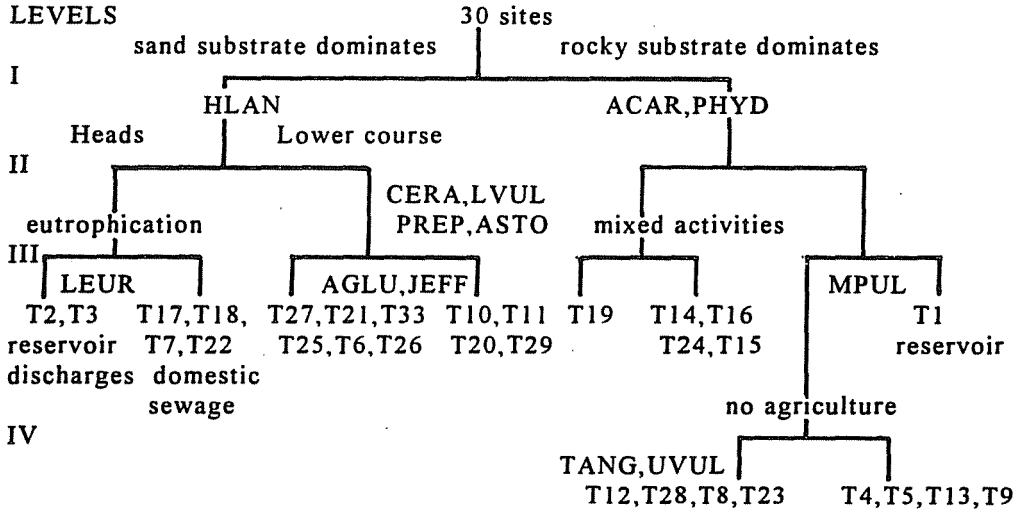


Figure 4. Cluster of sites obtained with TWINSPAN analysis based on the vegetation data of river Divor.Ti-site numbers.Indicator species are shown. ACAR-*Azolla caroliniana*; PHYD-*Polygonum hydropiper*;HLAN-*Holcus lanatus*;CERA-*Cyperus eragrostis*;LVUL-*Lysimachia vulgaris*; PREP-*Panicum repens*; ASTO-*Agrostis stolonifera*; LEUR- *Lycopus europaeus*; AGLU- *Alnus glutinosa;* JEFF-*Juncus effusus*; MPUL- *Mentha pulegium*; UVUL- *Utricularia vulgaris*; TANG-*Typha angustifolia*.

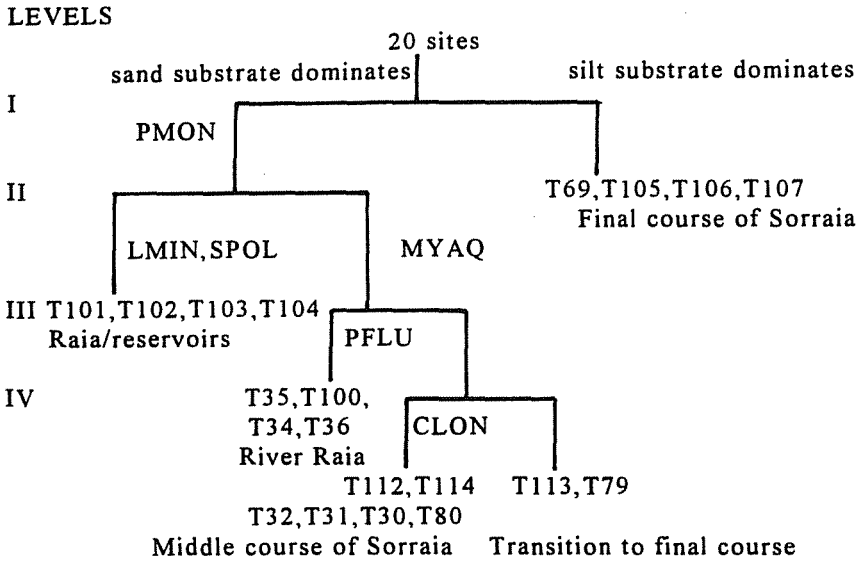


Figure 5. Cluster of sites obtained with TWINSPAN analysis based on the vegetation data of rivers Raia and Sorraia. Ti- site numbers. Indicator species are also shown. PMON- *Polypogon monspeliensis*; LMIN- *Lemna minor*; SPOL- *Spirodela polyrhyza*; PFLU- *Potamogeton fluitans*; CLON- *Cyperus longus; MYAQ- Myriophyllum aquaticum.*

5. Dominant gradients in river Divor

The heads of river Divor (a basin with 73 km maximum length and 1425.4 km2 of total area) are spread throughout a planaltic area with mixed lithologic materials, including cenozoic sands, pebbles and clays and siluric series of xists, chalks and metavulcanites. The middle course runs through narrow valleys occupied by cork-oak forests in an area dominated by alkaline hercinic granites resulting in hard substrate dominated river beds. The lower course runs through areas of cenozoic materials and quaternary alluvial deposits resulting in sandy bed substrates. Cereals are extensively cultivated in the heads though a large area of rice fields and other irrigated crops also exist, associated with an eutrophic reservoir. The flood plain of the lower course is occupied with pastures and irrigated crops, especially tomato and maize.

The first level of the cluster analysis (Figure 4) opposes the rocky dominated sites from middle course to the sandy dominated ones in the upper and lower courses. Within the sandy sites, the lower course is separated from the head site group, within which show distinctiveness sites with direct sources of organic pollution and silting (domestic sewage, rice effluents and reservoir discharges), sites with mixed river use (washing, leisure activities, cattle drinking supply, vegetation cuts) and sites with minimum human interference. T1 is affected by reservoir water level fluctuations.

6. Dominant gradients in river Raia and Sorraia

The river Raia together with river Sorraia (78 km maximum length), have an almost rectilinear west-east oriented course up to the Tagus confluence and were

several kilometers) and is mostly occupied by rice fields, though many other irrigated cultures are also common. The valley is dominated by detritic cenozoic and quaternary alluvial deposits. River bed consists mostly in sand materials, although the proportion of pebbles is considerable (up to 40%) in river Raia and fine particulate materials greatly increase in the last 20 km of river Sorraia. Two small regulation reservoirs are installed in river Raia, thus creating half-lentic patterns in some sites.

Figure 5 shows the cluster of sites resulting from vegetation data. Level I separates the group of sites where fine particulate materials are dominant from sites where sand materials dominate. Within this last group there is a division between sites influenced by Raia reservoirs, sites with pebble-sand-silt patterns of substrate and typical sand substrate sites from river Sorraia.

DISCUSSION

A geo-morphological succession is generally recognised between upstream and downstream in many temperate rivers, ranging from hard, rocky, erosion substrates in the heads to fine particulate sedimentation substrates in lowlands (Hawkes, 1975). Following this same pattern, other associated physical and chemical characteristics, as well as communities, also show longitudinal gradients, although recently much discussion have arisen about the form of the succession changes, namely a gradual and overlapping change along a continuum or punctuated gradients with sudden shifts (Wher, 1981; Cushing *et al.*, 1983 a and b; Perry and Schaeffer, 1987).

In all clusters obtained and based on vegetation data, the strongest emergent gradient is bed granulometry and the relative proportion of bed materials, emphasising the importance of the geological background that originated them. In rivers Sor and Raia/Sorraia, the substrate gradient overlaps with the upstream-downstream axis; this is not the case in river Divor where a different substrate sequence exists (and associated physical and chemical characteristics) and in river Erra, with incipient substrate differentiation along the river axis. In fact, mosaics of geological materials, in different forms and stages of alteration and of different age, erodibility and element exportation potential are quite common in the Alentejo region, where ancient eruptive and metamorphic materials contact with cenozoic and quaternary deposits originated in past and present activities of the Tagus and Sado basins. Many types and proportions of bed materials and longitudinal sequences may occur along the river axis which determined the resulting clusters.

Geological background and other associated characteristics as slope and altitude are also related to landscape use, especially the type and intensity of agricultural activities, which in turn secondarily affect river characteristics through human interferences and result in the emergence of strong secondary gradients reflecting river use and approaching site groups with common surrounding activities as the heads and lower course of river Divor. Tree cover is the major gradient in river Erra where no significant geological differences exist within the basin, while secondary gradients still reflect land use and river alterations.

REFERENCES

Comelles, M. 1985. Clave de identificacion de las especies de carófitos de la Peninsula Ibérica. Ed. Asociacion Española de Limnologia. Barcelona.

Cushing, C.E.; C.D. MacIntire, K.W. Cummins, G.W.; Minshall, R. C.; Petersen, J.R. Sebell and R. L. Vannote. 1983 a. Relationships among chemical, physical and biological indices along river continua based on multivariate analysis. Arch. Hydrobiol. 98: 317-326

Cushing, C.E.; K.W. Cummins, G.W.; Minshall and L. Vannote. 1983 b. Periphyton, chlorophyll *a* and diatoms of the Middle Fork of the Salmon river, Idaho. Holartic Ecology, 6:221-227

Ferreira, M.T. e I. Moreira. 1989. The macrophytic vegetation of Sorraia river system, central Portugal. XXIV Congress of the International Association of Theoretical and Applied Limnology, Munique.

Ferreira,M.T. e I. Moreira.1990 a. Impacte de actividades agrícolas sobre a dinâmica e evolução de macrófitos aquáticos no vale do Sorraia. II Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente. Lisboa. pp.39-48

Ferreira, M.T. e I. Moreira. 1990 b. Weed evolution and ecology in drainage canals of central Portugal. 8th Symposium on Aquatic Weeds. European Weed Research Society. Uppsalla. pp. 97-102.

Franco,J.A..1971. Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). Volume I. Edição do Autor. Lisboa.

Franco,J.A..1984. Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). Volume II. Edição do Autor. Lisboa.

Haslam, S.; Sinker, C.A. and P.Wolseley. 1980. British Water Plants. Field Studies, 4:243-351

Hawkes, H.A. 1975. River zonation and classification. In B.A. Whitton (ed) River Ecology. Studies in Ecology. Vol. 2.Alden Press. Oxford.

Hill, M.O..1979. TWINSPAN- A FORTRAN program for arranging multivariate data in a ordered two-way table by classification of the individuals and atributes. Cornell University. Ithaca. New-York.

Perry, J.A. and D.J. Schaeffer.1987. The longitudinal distribution of riverine benthos: a river discontinuum? Hydrobiologia, 148:257-268.

Tutin,T.G.;Heywood,V.H.;Burges,N.A.;Moore,D.M.;Walentine,D.H.;WALTERS,S. M. and D.A. Webb. 1980. Flora Europeae, vol I, II, III and IV. Cambridge University Press. London.

Valdés,B., S.Talarera and E. Fernandez-Galiano (eds). 1987. Flora Vascular da Andaluccia Ocidental. Volumes I,II and III. Ketres Ed. Barcelona.

Vasconcellos,J. .1969. Plantas Aquáticas, Anfíbias e Ribeirinhas. Ministério da Agricultura. 223 pp.

Wehr, J.D. (1981) Analysis of seasonal succession of attached algae ina a mountain stream, the Alouette river, British Columbia. Can. Jour. Bot., 59: 1465- 1474.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:277-281

PRÓDROMO DE LA FLORA ACUÁTICA ESPAÑOLA: AGUAS LENÍTICAS

S. Cirujano, M. Velayos & F. Castilla
Real Jardín Botánico, C.S.I.C. Plaza de Murillo, 2. 28014 Madrid

Palabras clave: Flora acuática, España

ABSTRACT

During the very last years many bibliographic references on water plants has been published. At this moment, it is essential the use of computers to compilate not only chorological data but also bibliographic, ecological and taxonomic information.

In this paper we present the firsts results of a data base (with 19.000 records) obtained from 900 articles. This Data Base of Water-Plants, involve 128 taxa (119 species and 39 genera) of vascular plants from Spain. Next goal must be the edition of Aquatic Flora of Spain.

INTRODUCCIÓN

La bibliografía existente sobre la flora acuática española ha aumentado considerablemente durante los últimos años. No obstante, la fiabilidad de las identificaciones es en muchos casos débil. Los errores y las determinaciones incorrectas se han transmitido de publicación en publicación, y es difícil a veces discernir la veracidad de algunos datos o referencias. En esta situación parece adecuado plantearse la realización de un Pródromo de la Flora Acuática Española.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para afrontar la redacción de un Pródromo que reuna los macrófitos que viven en las aguas de la España peninsular y las Islas Baleares, resulta imprescindible una recopilación bibliográfica exhaustiva que recoja todas las citas existentes.

La premisa básica consiste en definir que táxones deben incluirse en este Pródromo, es decir, que es lo que entendemos por plantas acuáticas. En este sentido nos hemos remitido a la definición que dan Den Hartog & Segal (1964): "Se entiende por planta acuática aquella que es capaz de completar su ciclo biológico cuando todas sus partes están sumergidas o mantenidas por el agua (hojas flotantes)". Esta definición excluye a los helófitos, entre los que se encuentran el carrizo *[Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel], la espadaña (*Typha* sp. pl.), la mayoría de las ciperáceas, y otras plantas mas pequeñas pero con similares apetencias ecológicas.

En segundo lugar debe tenerse en cuenta la calidad de la información bibliográfica. Se ha recopilado exclusivamente aquella información que tiene un grado de fiabilidad elevado (aportada por especialistas o respaldada por testimonios de herbario) y las referencias de fiabilidad media (realizada por botánicos o autores de solvencia reconocida).

Basándonos en estas dos premisas, el Pródromo de la Flora Acuática comprende tres fases esenciales: elaboración de una base de datos bruta (BDB), transformación en una base de datos depurada (BDD), y confección de un catálogo de plantas acuáticas españolas. Estas tres fases culminan en la edición de la Flora Acuática Española.

En la BDB se han incluido las citas de macrófitos acuáticos que aparecen en trabajos monográficos y en revistas nacionales y extranjeras. En total se ha vaciado la información contenida en los volúmenes correspondientes a 74 publicaciones periódicas,

que junto a las monografías completan un total aproximado de 900 trabajos y cerca de 19.000 regristros. La BCB está separada en cuatro bases de datos que agrupan distintos tipos de medios acuáticos:

LOCI_A.DBF - Lagos, lagunas y humedales interiores. 2007 localidades.
LOCI_B.DBF - Aguas lóticas. 1783 localidades.
LOCI_C.DBF - Ambientes litorales. 559 localidades.
LOCI_D.DBF - Pantanos y embalses. 205 localidades.

A partir de esta BDB se genera información de muy distinta índole entre la que hay que destacar la siguiente:

- Información bibliográfica
- Información corológica
- Información nomenclatural
- Índices de herborización de un territorio
- Diversidad florística de los enclaves

La formación de la BDB es un proceso laborioso que implica una revisión nomenclatural de los nombres recopilados, para concretar cuales son los válidos y prioritarios para cada taxon. Junto a géneros cuya taxonomía y nomenclatura es suficientemente conocida en nuestro país (*Potamogeton, Zannichellia, Ruppia, Althenia*, etc.), hay otros cuya problemática debe abordarse a corto plazo. La revisión del material de herbario y las monografías disponibles permiten en muchos casos aclarar la correcta asignación de los táxones.

De este modo se obtiene una base de datos depurada (BDD) que contiene exclusivamente información contrastada o de alta fiabilidad. La BDD proporciona los siguientes datos:

- Nombres válidos de las plantas acuáticas
- Sinonimias
- Catálogo de la flora acuática
- Valoración de las localidades basada en criterios botánicos

LA FLORA ACUÁTICA DE LAS AGUAS LENÍTICAS

El Pródromo de la flora de las aguas leníticas está formado por la información depurada contenida en los ficheros LOCI_A.DBF + LOCI_C.BDF + LOCI_D.DBF. En estos ficheros se encuentra, en la actualidad, la información concerniente a 128 táxones que se incluyen en 119 especies y 39 géneros distribuidos en los siguientes grupos:

Carófitos
Chara, Nitella, Nitellopsis, Tolypella, Lamprothamnium

Hepáticas
Riccia, Ricciocarpos, Riella

Pteridófitos
Azolla, Isoetes, Salvinia

Angiospermas
Callitriche, Ceratophyllum, Groenlandia, Hippuris, Myriophyllum, Nuphar, Nymphaea, Polygonum, Ranunculus, Trapa, Utricularia, Hydrocharis, Juncus, Althenia, Cymodocea, Eichornia, Elodea, Lemna, Luronium, Najas, Posidonia, Potamogeton, Ruppia, Sparganium, Spirodella, Wolffia, Zannichellia, Zostera.

La depuración de esta información permite definir los siguientes apartados:

A.- Errores en la identificación.

Bajo este epígrafe se incluyen las citas de plantas mal determinadas y que se refieren a táxones que pertenecen a nuestra flora acuática. Como ejemplos indicamos los casos de *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande y *Ranunculus aquatilis* L. En el primero, las referencias de dicha planta de los enclaves salinos continentales deben asignarse a *Ruppia drepanensis* Tineo (Cirujano & al., 1990). En el segundo, las numerosas citas de *R. aquatilis* son en un porcentaje muy elevado determinaciones erróneas de alguna de las subespecies de *R. peltatus* Schrank (Velayos, 1988).

También se consideran aquí las citas equivocadas de plantas que son ajenas a nuestra flora acuática. En esta situación se encuentran por ejemplo *Potamogeton caespitosus* Nolte, *P. acutifolius* Link., *Ranunculus circinatus* Sibth., *R. fluitans* Lam. y *R. rionii* Lagger. En algunas ocasiones, al existir testimonios de herbario, puede corregirse la asignación. Así, podemos resolver que el *P. caespitosus* citado por Vayreda en el lago de Bañolas (Vayreda, 1931), es en realidad *P. pectinatus* L. (García Murillo, 1990).

B.- Especies introducidas.

Este apartado se refiere exclusivamente a las plantas alóctonas no naturalizadas en nuestro país, como son *Elodea canadensis* Michx o el neófito *Najas gracillima* (A. Braun ex Engelm.) Magnus. En este sentido, *Azolla caroliniana* Willd. y *Salvinia natans* (L.) All. ambas originarias de América, deben considerarse como elementos propios de nuestra flora.

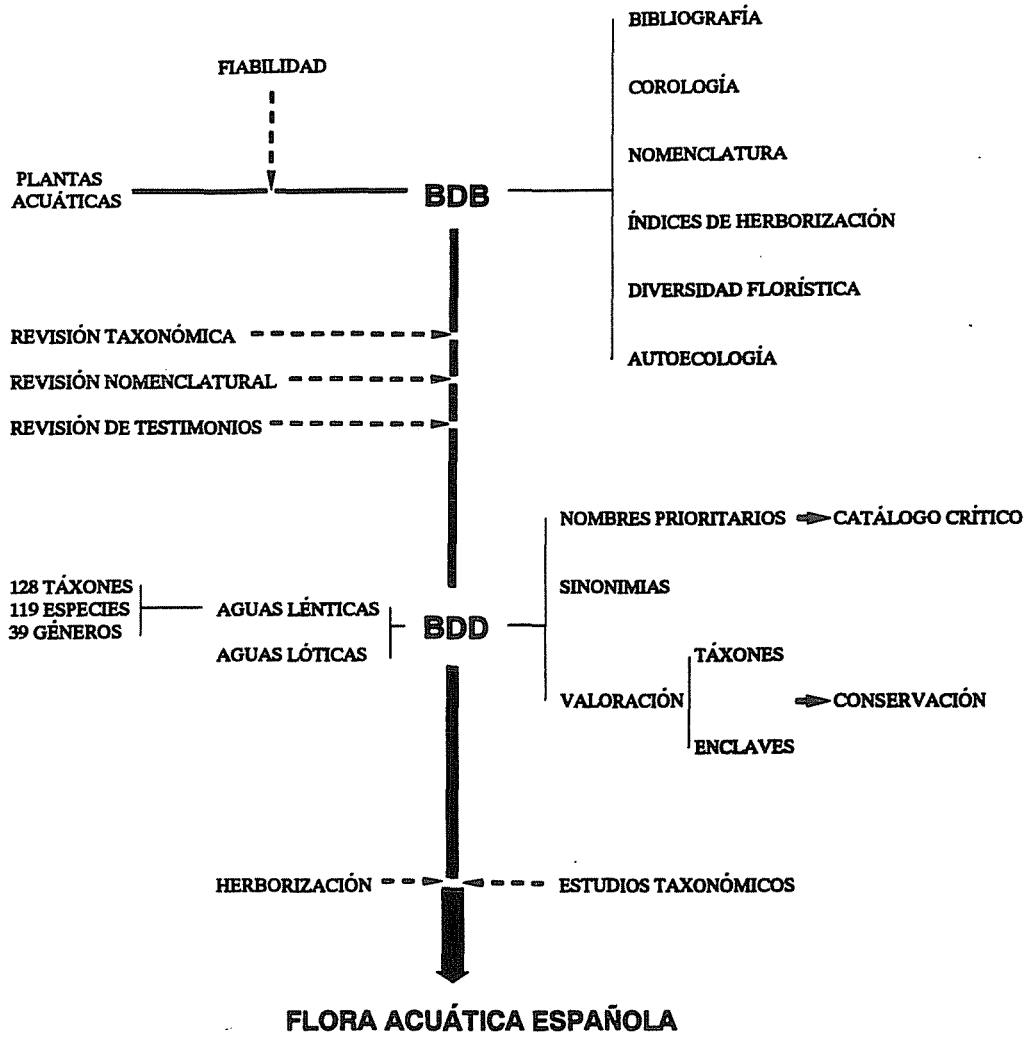
C.- Especies que han de buscarse.

Se incluyen en este apartado aquellos táxones cuya presencia es probable aunque no confirmada y las plantas muy poco frecuentes en nuestro territorio, de las que se conocen citas puntuales. Debido a que muchas de nuestras zonas húmedas han sufrido alteraciones importantes durante los últimos años, estas referencias tienen que confirmarse con nuevas recolecciones. Es el caso de *Chara oedophylla* Feldmann o *Trapa natans* L.

CONCLUSIONES

El Pródromo de la Flora Acuática Española pretende construir unas bases fiables para abordar la realización de la flora acuática de nuestro país.

En la fase de recopilación bibliográfica, prácticamente concluida, se separan las citas que se refieren a los medios leníticos y lóticos. La revisión de la información contenida en estos dos apartados permitirá la publicación de una lista crítica de los macrófitos acuáticos españolas. El diseño informático utilizado ofrece la posibilidad de elaborar índices con los que valorar la importancia de los táxones y de los enclaves estudiados. La inclusión en el banco de datos de los datos químicos disponibles, permite además conocer mejor la autoecología de algunas especies.



Fases del Pródromo de la Flora Acuática Española

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se enmarca en el convenio C.S.I.C. - ICONA "Criterios botánicos para la valoración de las lagunas y humedales españoles (Península Ibérica y las Islas Baleares)".

BIBLIOGRAFÍA

Cirujano, S. & P. García Murillo. 1990. Asientos para un atlas corológico de la flora occidental 16, mapas 436 y 437. Fontqueria 28. 161-165.

Den Hartog, C. & S. Segal. 1964. A new classification of the water-plant communities. Acta Bot. Neerl. 13. 367-393.

García Murillo, P. 1990. El género *Potamogeton* L. en la Península Ibérica. Publ. Universidad de Sevilla.

Vayreda, E. 1931. Plantas de Cataluña. Especies y variedades más notables que introducimos en este trabajo. Cavanillesia 4. 58-62.

Velayos, M. 1988. Acotaciones a *Ranunculus* subgénero *Batrachium* (DC.) A. Gray: tratamiento taxonómico general y estudio de la variabilidad de *R. peltatus*. Anales Jard. Bot. Madrid 45(1): 103-119.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:283-289

TYPOLOGY OF THE PYRENEAN SPRINGS BASED ON THEIR BIOLOGICAL COMMUNITIES

Josep R. Roca[1] , Marcos del Castillo[2,1]

[1] *Institut d'Investigacions d'Alta Muntanya. Universitat de Barcelona. 25530 Vielha. Spain;* [2] *Departament de Biologia Animal, Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona. Diagonal 645. Barcelona. Spain.*

Key words: springs, typology, communities

ABSTRACT

A large group of Pyrenean springs has been studied, both from a biological and physico-chemical point of view. Here we present a cluster analysis of 94 springs according to their faunal and floral composition. This classification allowed the recognition of two principal groups of springs related to their mineral content and the lithology of their areas: one group is characterized by species indicative of hard and calcic bicarbonate waters of the southern part of the Pyrenees, while the other one corresponds to species of high mountain with low or very low mineral content and neutral or slightly acidic character. Within these two main clusters a further distinction can be made between permanent and less stable or fluctuating springs. Then, the species were classified on the basis of their presence on the springs. The resulting groups could be used as indicators of different physico-chemical conditions.

INTRODUCTION

The interest of springs as rather special small aquatic ecosystems, both from an ecological and biogeographical point of view, has been notice by several authors (Margalef, 1983; Nielsen 1950; Odum, 1971; Hynes, 1970; Thienemann, 1925; Brehm, 1950; Lindegaard & Thorup, 1975; Thorup 1966; Botosaneanu & Negrea, 1961; Löffler 1964). While accurate geological classifications of springs exist, the biological or limnological ones are either partial or they are limited in scope to morphological and physiographical characteristics (Bornhauser, 1912; Steinmann, 1907) and cannot encompass the great variety of these environments in a given area.

A first approach to a limnological typology of springs has been carried out by one of the authors (Roca, 1990a), based on the physics and chemistry of Central Pyrenean springs, and it revealed a broad spring spectrum reflecting the complex lithology of that area. In the present study 94 springs are grouped on the bases of their species composition. The resulting group of springs with similar species composition can be compared with those previously established according to their physics and chemistry.

STUDY AREA

Ninety four spring were selected from a more extensive sampling carried out during the years 1986 and 1987 (Roca, 1990a). They are situated in the Central Pyrenees, in the watersheds of the rivers Noguera Pallaresa, Noguera Ribagorzana,

Esera and Cinca, which are tributaries of the Ebro River.

The northern part of this area occurs mainly on limstones in the west and on siliceous non-permeable substrates (granites, slates) in the East. The southern part consists of calcareous series and some evaporite rocks, mainly of Triassic origin (Keuper). The altitudes of the springs range from 400 to 2160 meters above sea level.

MATERIAL AND METHODS

Each spring was visited only once and environmental characteristics such as seasonality (i.e., permanent / seasonal and temporal springs), flow volume and chemical composition were recorded (detailed data can be found in Roca 1990a). The sample of springs is heterogeneous with regard to their structure (boils, channels, small ponds) as well as to their substrate (sediment, gravel, bryophytes, phanerophytes, pebbles). All the combinations between these structures and substrates were included in the sample. The communities were sampled using sives of 100 µ, 250 µ mesh size. Biological material was fixed and conserved using different thecniches (Lincoln & Sheals, 1979; Valdecasas & Baltanas 1989) depending on each taxonomic group.

The SPSS-X software was used to perform an UPGMA cluster analysis of the 94 springs so as to identify those springs characterized by similar species compositions. The original data set with 388 taxa (Roca, 1990b) was reduced twice, first to a subset of 100 taxa, and then to subset of 84 taxa. The two data matrices were analysed independently for the 94 springs. Matrix 2 is formed by a representative sampling of each taxonomic group, with a total of 100 taxa, from which cosmopolitan taxa as well as very rare species have been previously removed in an attempt to follow the most communly accepted procedure used by ecologists to reduce data to a manageable size for multivariate analyses. Typical running water species (most of them plecoptera and ephemeroptera) were removed to for matrix 1, with a total of 84 taxa.

RESULTS AND DISCUSSION

The dendrogram of Fig. 1 corresponds to the cluster analysis of matrix 1. These classifications is clearly chemical, since it reflects the mineral content of water, which is well correleted with the geographic and lithology of the Pyrenees. Springs appear to be grouped according to a gradient of total mineral content, as measured by their conductivities, which range from above 700 µS cm^{-1} (left half of dendrogram) to less 100 µS cm^{-1} (right half of dendrogram). The following groups can be distinguished in this dendogram:

(1) Group I: Springs with high mineral content (>700 µS cm^{-1}) and dominance of sulphates and/or chlorides, distributed in the southern Pyrenees (i.e., the marginal sierra) on Keuper outcrops. They are situated at low altitude and show the highest temperatures of all the springs (11 to 16 ^{o}C.).

A summary of their characteristic taxa is shown in Table 1, column 1. In general, their fauna is not very diverse. Only a few species of phanerophytes can be considered typical of these springs, while bryophytes have a higher number of characteristics species. Very hard waters (sodium chloride) have very poorly diversified

communities with clearly halophilous species; these species are also of endorheic ponds (Alonso, 1985).

(2) Group II: Springs with moderate mineral content (300- 700 µS cm^{-1}), with calcium and bicarbonate waters, distributed in the calcareous Pyrenees. Many of them are karstic (Roca 1990a) with temperatures ranging from 7 to 11 °C. The species assembleges of their biological communities are clarly defined (Table 1, column 2).

(3) Group III: Springs with low mineral content (100- 300 µS cm^{-1}), with calcium and sulphate waters, occuring at high altitudes, mainly on graphite slates. Their temperature is low (5-10 °C), and they have high levels of dissolved oxygen. Table 1, column 3, lists the taxa defining this group of springs.

(4) Group IV: Springs with very low mineral content (0- 100 µS cm^{-1}), with calcium and sodium bicarbonates and neutral (7 to 7.3) or sligthly acidic (6-7) pH values. They occur at high altitudes on siliceous rocks (granites). Their temperature is low (1 to 7 °C.) and their oxygen concentration is high. They are characterized by a large size and a high speed of flow. Their communities are formed by rather specific taxa, which are rarely found in other types of springs (Table 1, column 4). There is a dominance of bryophytes over macrophytes, because of the more efficient absortion of CO_2 by bryophytes, which is the main source of C in acidic waters (Bain & Proctor, 1980; Peñuelas, 1985; Martinez-Abaigar, 1989). Most of the bryophytes are obligate aquatic species with a clear trend to rheophily (Vitt & Glime 1984). The speed of flow, temperature and pH are all very fluctuating because of the melting and freezing cycles, typical of high mountains. These unstable environments are occupied by a cosmopolitan biota. Algae are the only primary producers (Margalef, 1948).

The dendrogram of Fig. 2 can be interpreted in physical terms. The first main cluster (I) contains fluctuating seasonal springs, eutrophic springs with periods of drought, and spring with extreme salinity values; the second cluster (II) is composed of stable permanet springs. This same division can be observed in the former dendrogram (Fig. 1) within the large group of calcium bicarbonate springs (IIa and IIb).

Within group II two subgroups can be further distinguished:

(1) Group IIa consists of low-flowing and calcium bicarbonate springs with an important development of macropyte. Taxa indicative of low-flowing springs are noted with an * in table 1.

(2) Group IIb includes springs with high and very high speed of flow. This group is heterogeneous in mineral content, although calcium bicarbonate waters are dominant. Taxa indicative of high-flowing springs are noted with ** in Table 1.

Macrophytes in the fastest waters make serve as a refugium against the current for many organisms, which reach their highest diversity there. Permanent spring with moderate or lowing flowing rates have a great constancy in flow, temperature and other variables, allowing the development of a mosaic of communities (Margalef 1983) that can shelter faunistic elements with different origin (Hynes, 1970; Thienemann, 1925); for instance one can observe the occurence of subterranean, lotic, lentic and stenoic species segregated in different habitats within these springs.

The most fluctuating springs (the seasonal and temporal ones) usualy show periods of extreme hydrological conditions (Roca 1990a) as well as a trend to eutrophication. Fluctuations of the hydrological regime favour the development of a plocon of chloroficees an acelerates the nutrient cylcle (Roca 1990b). Organic matter of allochthonous origin accumulates in seasonal stagnant springs because of incomplete decomposition, and its excess produces chemical anomalies in water (i.e.,

high levels of sulphates and nitrates Roca 1990a). Sometimes eutrophy is maintained or even originated by cattle frequentation. This situation is generaly detected by a great increase of nitrate compound (Roca 1990a). Other sources of eutrophication are uncontrolled dumps from farms and tourists (Roca 1990a). Temporal springs with a clear interrumption of a flow do not allow the development of macrophytes; only some species of mosses are able to tolerate drought (*Mniobryum delicatulum*, *Eucladium verticillatum*, *Philonotis calcarea*) (Roca 1990b). Mosses constitute the only habitat with a relative richness of animals (e.g., some nematodes, oligochaetes, and even a few trichopters). The sediment of these springs is extremly poor on species, which are limited to a few nematodes, oligochaetes and ostracodes (Roca 1990b).

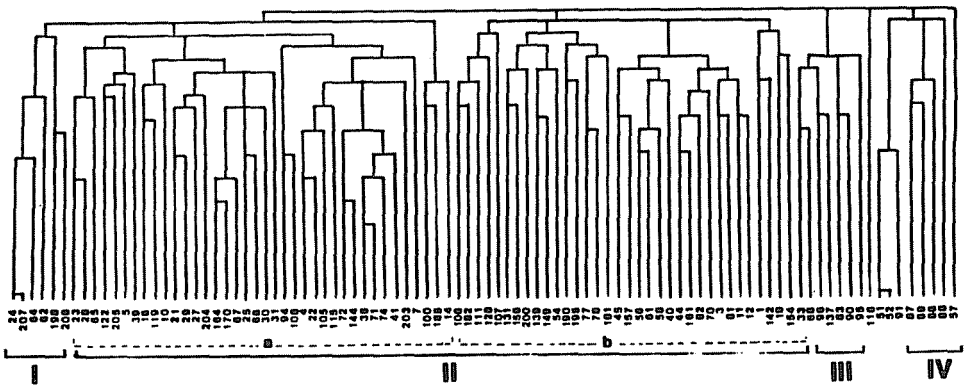


Figure 1. Dendogram of the 94 springs, based on 84 taxa, using the Jaccard similarity coefficent.

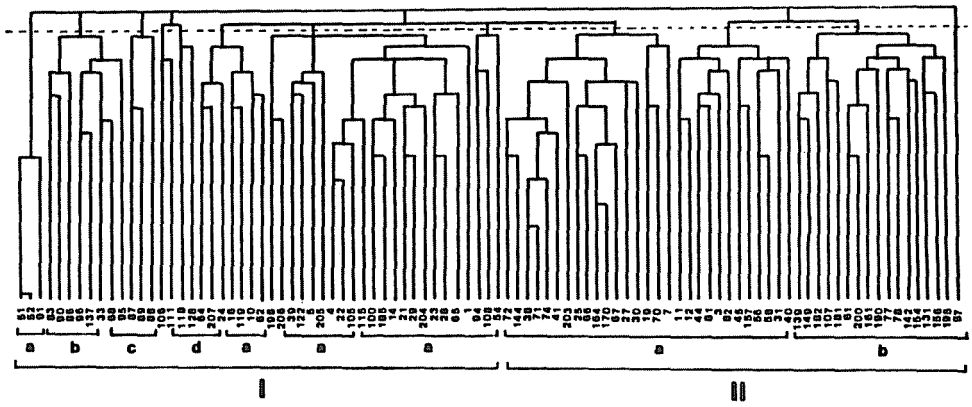


Figure 2. Dendogram of the 94 springs based on 100 taxa, using the Jaccard similarity coefficient. The following correspondences are observed between this dendogram and that of Figure 1: Groups Ia= II; Ib=III; Ic=IV; Id= I.

	1 Sulphates and chloride springs (C= >700 µS cm⁻¹)	2 Calcium bicarbonate springs (C= 300- 700µS cm⁻¹)	3 Calcium sulphate springs (C= 150- 300µS cm⁻¹)	4 Calcium & sodium bicarbonate springs (C=0-100µS cm⁻¹)
Briophyta	*Dydymodon tophaceus* *Fontinalis squamosa* *Lophozia turbinata* *Aneura pinguis*	*Cratoneuron commutatum** *Philonotis calcarea** *Eucladium verticillatum** *Pellia endiviifolia** *Rhinchostegium riparoides*** *Cinclidinotus fontinaloides*** *Mniobryum delicatulum**	*Brachythecium rivulare* *Drepanocladus vernicosus* *Philonotis fontana* *Fontinalis antypiretica* *Bryum scheleicheri* *Philonotis c. f. seriata*	*Bryum scheleicheri* *Fontinalis antypiretica* *Philonotis fontana* *Spahgnum sp.*
Macroalgae		*Chara sp.**		
Phanerophyta	*Zanichichellia palustris* *Cyperus flavescens*	*Groenlandia densa** *Ranunculus repens*** *Apium nodiflorum** *Mentha longifolia*** *Cirsium monspesulanum**	*Cardamine raphanifolia*	*Saxifraga stellaris* *Montia fontana* *Caltha palustris* *Callitriche c.f. verna*
Turbellaria	*Phagocata vitta*	*Polycelis felina*** *Dugesia iberica** *Phagocata vitta**		*Crenobia alpina* *Polycelis felina*
Hydracarina	*Lebertia cuneifera* *Hygrobates longipalpis* *Sperchonopsis verrucosa* *Panisus clypeolatus*	*Protzia rugosa* *Hydrovolzia badari n. sp.* *Panisus lundbladi** *Arrenurus cylindratus**	*Aturus crinitus*	*Sperchon longirostris* *Feltria oeodipoda* *Feltria minuta* *Lebertia glabra*
Ostracoda	*Heterocypris salina* *Ilyocypris bradyi*	*Herpetocypris brevicaudata* *Candona neglecta*	*Psychrodromus c.f.fontinalis* *Cypria lacustris*	*Cypria lacustris* *Ilycypris bradyi*
Anostracea	*Artemia salina*			
Ephemeroptera	*Cloeon schoenemundi* *Cloeon inscriptum*	*Cloeon inscriptum* *Baetis alpinus*** *Ephemerella ignita*** *Ecdyonurus insignis*** *Centroptilum luteum***	*Ecdyonurus insignis*	
Odonata	*Aeschna sp*	*Aeschna cyanea* *Libellula depressa*		
Plecoptera	*Hemoura cinerea*	*Nemoura cinerea* *Pachyleuctra benlochii* *Isoperla grammatica*** *Leuctra inermis***	*Isoperla grammatica***	*Isoperla viridinervis***
Trichoptera	*Limnephilus sp.* *Hydroptila sp.* *Hyporhyacophila eatoni* *Hydropsychiche siltalai*	*Ptilocolepus sp.* *Chaetopteryx sp.* *Chaeopterigopsis sp.*	*Micrasema sp.*	*Threnma gallicum* *Micropterna sp.* *Drusus rectus*
Diptera	*Culicidae*	*Dixididae* *Thaummalidae*		
Coleoptera	*Octhebius notabilis* *Agabus brunneus* *Agabus bipustulatus* *Cyphon sp.* *Riolus subolivaceus*	*Dryops luridus* *Agabus spp.* *Graptodytes ignotus* *Graptodytes conncinus* *Esolus angustatus*		

Table 1. Characteristic taxa associated to each group of springs. The * signals taxa of low-flowing water and ** those indicative of high-flowing water.

CONCLUSIONS

This study has revealed a remarkable diversity of types of springs: Two main groups can be recognized in the cluster analyses of the Central Pyrenean springs. One can be related to the mineral content of water and the other one to the hydrological regimes of the springs. This first division coincides with the physico-chemical typology of Pyrenean springs presented by Roca (1990a).

The first of these two groups could be subdivided into four groups (fig. 1):

(1) Springs with very high mineral content and a high proportion of sulphates and/or chlorides (group I).

(2) Springs with moderate mineral content and with calcium bicarbonate waters (group II).

(3) Springs with low mineral content and calcium sulphate waters (group III).

(4) Springs with a very low mineral content, with sodium and calcium bicarbonate waters of neutral or sligthly acidic pH (group IV).

Because of the dominance of calcareous substrates in the Pyrenees the group II is the most widespread in this region, and consequently its biota can be preciced in grat detail.

The second main group could be subdivided into (fig. 2):

(1) a group of seasonal springs with great variations of flow and other parameters, which include springs with an extreme mineral content and springs with periods of complete drought (group I).

(2) a group of permanent springs with slight fluctuations of flow, basically formed by calcium bicarbonate springs (group II).

While the first component (mineral content) of this classification seem to play an important role in the composition of communmities, the second one (hydrological regime) acts at the level of community structure. Studies of diversity of diatom assemblages reached this same conclusion (Sabater & Roca 1990).

Spring communities have a great importance in fluvial systems keeping a high diversity of species in them, specially in high mountain and arid regions. Further functional studies of spring ecosystems could be very useful to unify ecological models of fluvial systems.

AKNOWLEDGEMENTS

This work was partially supported by a CICYT project (ref. PB87-0318). One of the authors (Roca) was supported by a doctoral grant (a FPI from the MEC).

REFERENCES

Alonso, M. 1985. Las lagunas de la España peninsular: taxonomía, ecología y distribución de los cladoceros. Tesis Doct. Depto. Ecología. Universidad de Barcelona.

Bain, J.T. & Proctor, M.C.F. 1980. The requerement of aquatic bryophytes for free carbon dioxide as an inorganic carbon source: some experimental evidences. New. Phytol., 86:393- 400.

Bornhauser, K. 1912. Die Tierwelt der Bäche und Quellen in der Umgebung Basels. Int. Rev. ges. Hydrobiol. Biol. Suppl. 5:1-90.

Botosaneanu, L. & Negrea, S.T. 1961. Une Oasis aquatique à faune relique dans la Plaine du Danube inférieur. Hydrobiologia, 18:199-218.

Brehm, V. 1950. Apostillas zoogeográficas a varios trabajos del Profesor Gauthier, con un apéndice sobre las características biogeográficas de algunos grupos de organismos dulceacuícolas. Publ. Inst. Bio. Apl., VII:83-130.

Lincoln, R.J. & Sheals, J.G. 1979. Invertebrate Animals. Collection & Preservation. British Museum (Natural History), London.

Lindegaard, C. & Thorup, J. 1975. The invertebrate fauna of the moss carpet in the Danish spring Raunkilde. Arch. Hydrobiol. 75:109-139.

Löffler, H. 1964. Beitrag zur Kenntnis der Entomostraken burgenländisches Brunnen und Quellen (Südl. Burgenland) Wiss. Arb. Burgenland 31:156- 169.

Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of Running waters. Liverpool University Press, Liverpool.

Margalef, R. 1948. Flora y fauna y comunidades bióticas de las aguas dulces del

Pirineo de la Cerdaña. Monograf. Estación de Estudios Pirenaicos, 11:1-226
Margalef, R. 1983. Limnología. Omega, Barcelona. 1010 pp.
Martinez-Abaigar, J. 1989. Briofitos acuáticos del Rio Iregua (La Rioja). Estudio florístico, ecológico y ecofisiológico. Respuestas a la contaminación orgánica. Tesis Doctoral. Universidad de Navarra.
Nielsen, A. 1950. On the zoogeography of springs. Hydrobiologia, 2:313-321.
Odum, E.P. 1971. Fundamentals of Ecology. Third edition. W.B. Saunders company, Philadelphia. 546 pp.
Peñuelas, J. 1985 Briofits i fanerògames com a invasors de les aigües dolçes. Distribució, pigments, fonts de carboni i l'obstacle dels espais aèris. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona.
Roca, J.R. 1990a. Tipología físico-química de las fuentes de los Pirineos Centrales: Síntesis regional. Limnetica, 6:57-78.
Roca, J.R. 1990b. Poblamiento de las fuentes de los Pirineos Centrales: Faunística y Ecología. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona.
Steinmann, A. 1907. Die Tierwelt der Gebirgsbäche. Eine Faunistisch-biologische Studie. Annls. Biol. lacustre 2:30-150.
Sabater, S. & Roca, J.R. 1990. Some factors affecting distribution of diatom assemblages in Pyrenean springs. Freshwater Biology, 24:493-507.
Thienemann, A. 1925. Die Quelle. Eine limnologische Einführung Die Binnegewässer. Mitteleuropas.
Thorup, J. 1966. Substrate type and its value as a basis for the delimetation of bottom fauna communities in running waters. Spec. Publs Pymatming Lab. Fld. Biol. 4:59-74.
Valdecasas, G. & Baltanás, A. 1989. A note on the use of Angelier's fluid for Freshwater invertebrates. Arch. Hydrobiol, *115 (2):313-316.*
Vitt, D.H. & Glime, J.M. 1984. The structural adaptations of aquatic Musci. Lindbergia, 10:95-110.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:291-297

LAS DIATOMEAS DE LOS SEDIMENTOS DE LAS LAGUNAS SANTA OLALLA Y DULCE (P. N. DOÑANA)

T. López, J. Román, J. Toja
Dep. Biología Vegetal y Ecología. Fac. Biología. Apartado 1095. 41080. Sevilla.

Palabras clave: Paleolimnología, Diatomeas, Parque Nacional de Doñana.

ABSTRACT

The aim of this work is the study of diatoms accumulated in the sediments of Santa Olalla and Dulce ponds during the last 250 years. Two historical events allow the dating of the sediments: the mobilization of the sand dunes about 1750 and the first plantation of *Eucaliptus* in Doñana about 1850. The first one produced a rapid accumulation of a great amount of clear sand on the bottoms of the ancient ponds, making a new succession process start in the ponds. The second event was due to a change in the agricultural use in the surroundings which modified the trophic status of the ponds.The increase of the eutrophic level in the ponds about 1800-1900 is reflected by changes in the diversity and diatoms composition of the sediment.

INTRODUCCION

El Parque Nacional de Doñana ha sufrido a lo largo de su historia distintos procesos de transformación. El más importante en la flecha litoral fue la movilización de la arenas que dió origen al actual sistemas de dunas móviles. Esto ocurrió hacia 1750 como consecuencia de la coincidencia de varios hechos: un importante incendio y deforestación unidos a un periodo seco y frio (Granados, 1987). Las arenas invadieron súbitamente los sistemas adyacentes, entre ellos el sistema lagunar en el que se encontraba la antigua laguna de Santa Olalla, modificando la morfologia de la zona, cambiando la calidad del agua y reiniciando la sucesión en los nuevos cuerpos de agua formados. En el presente trabajo se intenta estudiar estos cambios.

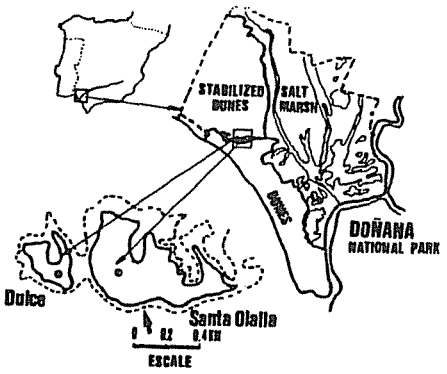


Figura 1.- Situación de la zona de estudio. Los puntos indican el lugar en que se tomaron los sedimentos.

Los estudios sobre las condiciones actuales de las lagunas de Santa Olalla y Dulce (las mayores y más permanentes del sistema, indican que en los años extraordinariamente lluviosos las dos lagunas se unen con agua relativamente dulce y cargada de compuestos polifenólicos. En los años normales y/o secos se separan evolucionando de forma distinta (López *et al.*,1991; Toja *et al.*, 1991). Dulce adquiere características de una laguna dulce con agua clara y muchos macrófitos en primavera y Santa Olalla se transforma en una laguna alcalina, sin macrófitos en el fondo y dominada absolutamente por las cianoficeas.

MATERIAL Y METODOS

El estudio se ha realizado en sendos cilindros de sedimentos tomados en 1987 en la zona más profunda de cada una de las dos lagunas (Fig. 1). En Santa Olalla se obtuvo un cilindro de 72 cm y en Dulce uno de 60 cm que, aproximadamente, corresponden al mismo periodo de tiempo.

Cada uno de los cilindros se subdividió en secciones de dos cm de grosor, que se congelaron *In situ* con nieve carbónica, manteniendolas congeladas hasta el momento de realizar las distintas determinaciones.

En cada fracción de 2 cm se analizó la materia orgánica total, por calcinación a 500ºC durante 6 horas, el fósforo total (APHA, 1985) y el fósforo inorgánico (Williams *et al.*,1976). Para el análisis de los restos de diatomeas se ha utilizado el método de Hustedt (1930) consistente en someter a la muestra a la acción corrosiva de un ácido fuerte en ebullición. Tras lavado de los frústulos se procedió al montaje con naphrax y a la observación en el microscopio óptico.

RESULTADOS

El fondo de las lagunas lo constituyen arenas de las dunas estabilizadas del holoceno (Vanney & Menanteau, 1985; Granados *et al.*, 1988). En las zonas menos profundas el sedimento es arenoso, cambiando a areno-limoso hacia la zona de mayor acumulación. El análisis superficial del sedimento revela la existencia de una capa negra con valores de materia orgánica superiores al 40% en ambas lagunas. El alto contenido de agua de los sedimentos superficiales, junto con la escasa profundidad de las lagunas, hace que sufran una gran perturbación por los animales y por el viento, siendo dificil que se mantenga una estructura estratificada de los sedimentos depositados año tras año.

Los sedimentos estudiados corresponden a unos 250 años de la vida de las lagunas. Dos eventos permiten tener una idea aproximada de la edad de las diversas fracciones. Por un lado la movilización de las dunas data aproximadamente del año 1750. Este hecho se detecta por la existencia de un cambio brusco en las características del sedimento, con un drástico descenso en la concentración de la materia orgánica y, sobre todo, en la de fósforo (figs. 2 y 3). Esto indica que la entrada masiva de arena limpia se produjo en unos pocos años, sellando los sedimentos antiguos en ambas lagunas. El otro evento es la aparición por primera vez de polen de eucalipto en los sedimentos (López *et al.*, en prensa). Las primeras plantaciones de estos árboles se realizaron en 1850.

El cambio en las características del sedimento de ambas lagunas ha sido bastante progresivo desde la entrada de arena, con un incremento generalizado tanto de la materia orgánica como de las distintas formas de fósforo. El incremento ha sido especialmente acentuado en los últimos 40 años.

La entrada masiva de arena significó también un cambio brusco en las especies de diatomeas que se encuentran en los sedimentos. A partir de ese momento las comunidades de las dos lagunas cambiaron progresivamente.Los cambios han sido más notorios en Santa Olalla (Fig. 2) que en Dulce (Fig. 3), donde pronto se estableció una comunidad más parecida a la actual.

En Santa Olalla la mayoría de las especies que se encuentran en las fracciones correspondientes al periodo de entrada de arena son especies que se han desarrollado a lo largo de todo el periodo estudiado, habiendose encontrado en, prácticamente, todas las secciones (su falta en alguna de éstas puede achacarse a una mala conservación): *Epithemia zebra, Achnanthes delicatula, Synedra acus, Campylodiscus clypeus, Cocconeis placentula, Amphora ovalis, Anomoeoneis sphaerophora* y A. *spaerophora* var. *sculpta*, especies suficientemente oportunistas para resistir los cambios bruscos que debieron producirse en aquella época, cambios que determinaron la desaparición de especies como

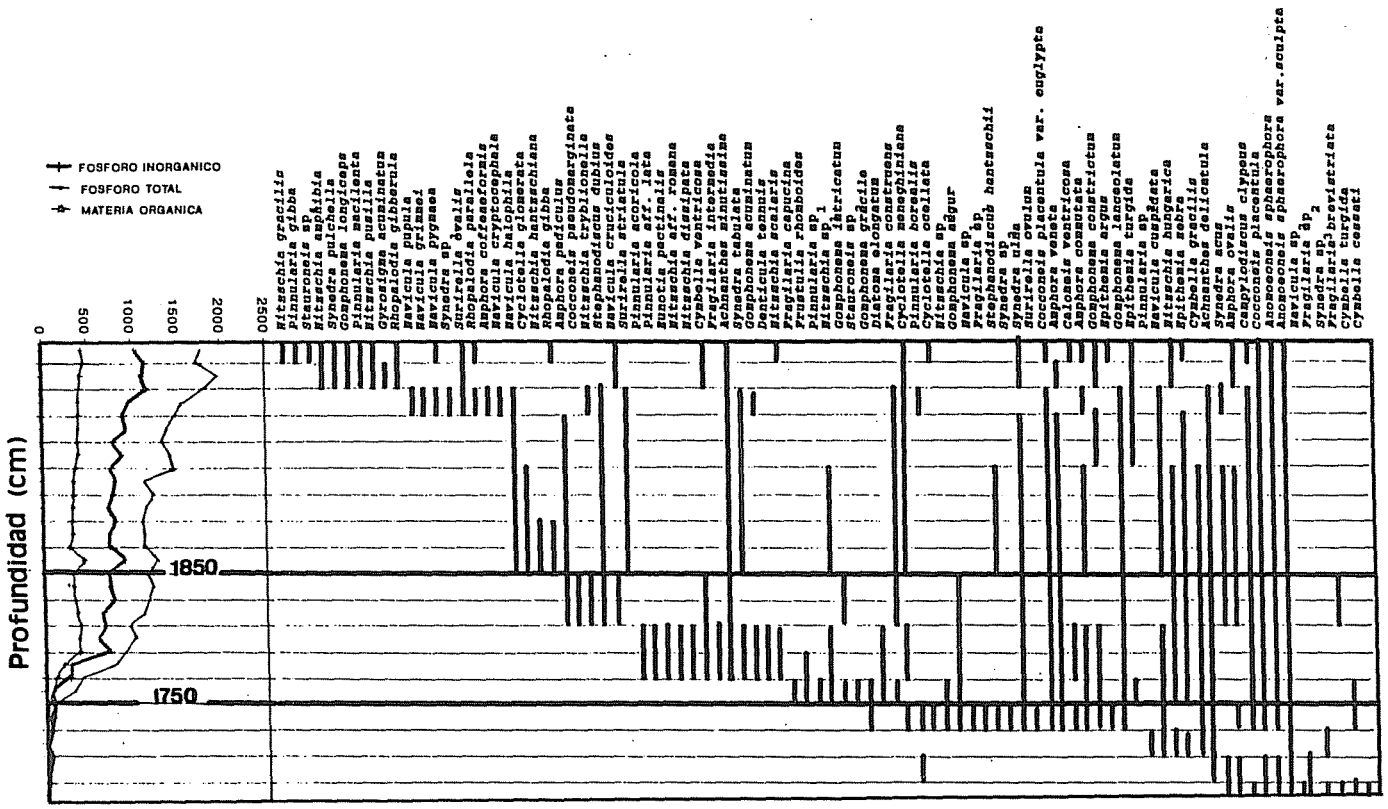


Figura 2.- Cambios detectados en la laguna de Santa Olalla en la distribución de las concentraciones de materia orgánica (mg/gPS) fósforo total y fósforo inorgánico (µg/gPS) y las diatomeas identificadas, a lo largo de un cilindro de sedimento equivalente a 250 años. Se han indicado los años 1750 (movilización de las dunas) y 1850 (aparición de polen de eucalipto).

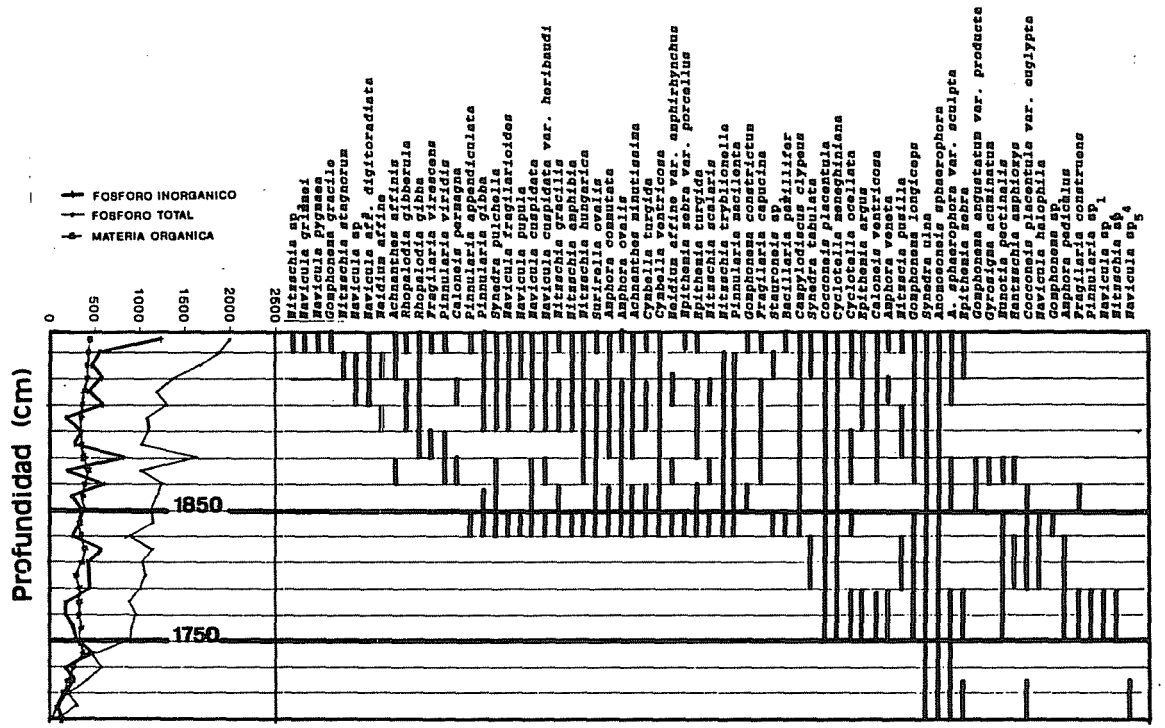


Figura 3.- Cambios detectados en la laguna Dulce en la distribución de las concentraciones de materia orgánica (mg/gPS), fósforo total y fósforo inorgánico (µg/gPS) y las diatomeas identificadas, a lo largo de un cilindro de sedimento equivalente a 250 años. Se han indicado los años 1750 (movilización de las dunas) y 1850 (aparición de polen de eucalipto).

Navicula sp_1, *Navicula* sp_2, *Fragilaria* sp_1, *Synedra* sp_2, *Surirella ovalis*, *Pinnularia* sp_2, *Nitzschia* sp_2 y *Cymbella cessatii*.

El aumento de eutrofia que parece se produjo hacia 1800, determinó la desaparición de algunas especies como *Pinnularia acoricola*, *P. aff. lata*, *Eunotia pectinalis*, *Nitzschia aff. romana*, *N. dissipata*, *Denticula tennuis*, *Frustulia rhomboides* y *Diatoma elongatum*.

Aunque no se refleja en las características químicas del sedimento, en la época en que aparecen los eucaliptos ocurrieron otros cambios en la explotación agropecuaria de Doñana (Granados, 1987), que debieron afectar al estado trófico de las lagunas, ya que se observa un cambio en las diatomeas de las dos lagunas, desapareciendo en Santa Olalla especies como *Cocconeis pseudomarginata*, *Gomphonema intricatum*, *G. augur* y *Fragilaria intermedia*, mientras que aparecen otras como *Navicula halophila*, *Nitzschia hantzschiana*, *Cyclotella glomerata* y *Rhopalolia gibba*. Estas dos especies desaparecen hacia 1900 con el nuevo aumento de eutrofia.

En las zonas más superficiales del sedimento aparecen especies nuevas como *Nitzschia gracilis*, *Pinnularia gibba*, *Stauroneis* sp_1, *N. amphibia*, *Synedra pulchella*, *Gomphonema longiceps*, *Pinnularia macilenta* *Gyrosigma acuminatum* y *Rhopalodia gibberula*, quizás como respuesta a la progresiva alcalinización que está sufriendo la laguna.

Se observan también especies que se encontraban en los sedimentos en los momentos inmediatamente anteriores a la entrada masiva de arena y que han vuelto a aparecer en los 4 cm superficiales como *Epithemia argus* y *Cyclotella ocellata*, además de las especies oportunistas antes mencionadas. Esto sugiere que las condiciones que tenía la laguna de Santa Olalla a mediados del siglo XVIII eran parecidas a las que tiene actualmente. Pero esto es algo que sólo podrá comprobarse obteniendo un cilindro de sedimentos más potente que atraviese la capa de arena y llegue a los sedimentos de la laguna antigua.

En Dulce los cambios han sido menos notorios (Fig. 3). Sólo una especie desapareció totalmente después de la entrada de arena, *Navicula* sp_5, si bien la comunidad que se encuentra en esta zona es bastante pobre, con especies oportunistas como ocurre en Santa Olalla (*Synedra ulna* y *Anomoeoneis sphaerophora*). En la época en que se observa por primera vez el polen de eucalipto aparece una gran cantidad de especies nuevas que, salvo en contadas ocasiones, han resistido hasta la actualidad.

El aumento de eutrofia que se produce hacia 1900 se manifiesta en un descenso en la diversidad específica, con la desaparición de algunas especies. Esto no parece deberse a incapacidad por soportar unas condiciones más forzadas, ya que estas especies vuelven ha aparecer y se desarrollan en condiciones de igual o superior eutrofia. Es posible que la causa de su ausencia sea que las condiciones de los sedimentos fueran desfavorables para la conservación de los frústulos. De todas formas, a partir de este momento, desaparecen especies que no han vuelto a aparecer como: *Gomphonema angustatum var. producta*, *Eunotia pectinalis*, *Hantzschia amphioxys*, *Gyrosigma acuminatum* y *Cocconeis placentula* var. *euglypta*.

DISCUSION

Muchas de las especies encontradas en estos sedimentos han sido descritas como típicas de ambientes halófilos. Entre ellas *Anomoeoneis sphaerophora* y *Rhopalodia gibberula* se consideran indicadoras de aguas hiperalcalinas, cabonatadas sódicas (Gasse, 1988). Como típicas de aguas cloruradas y sulfatadas, con salinidades entre 0.5 y 5 % se menciona a *Amphora ovalis*, *Cocconeis placentula*, *Nitzschia amphibia* y *Epithemia argus* (Gasse, 1987 y 1988). De aguas someras y salinidades entre 5- 30 % , *Campylodiscus clypeus* y *Synedra pulchella*, especies que se encuentran actualmente en el plancton de las lagunas. De medios fluctuantes, con salinidades muy altas (30 a 70%) el mismo autor cita

a *Synedra tabulata, Rhopalodia gibberula* y *Nitzschia pusilla*. En este estudio, estas dos últimas especies sólo se han detectado en los sedimentos correspondientes a los últimos años. De aguas someras, pero con preferencia por menor salinidad cita a *Fragilaria brevistriata, Nitzschia palea* y *Rhopalodia gibba*, especies frecuentes en el plancton actual. Es lógico encontrar especies que indican distinto grado de salinidad, ya que ésta es muy cambiante en estas lagunas a lo largo del año y de unos años a otros, en función de la pluviometría (Toja *et al.*, 1991)

La fluidez de los sedimentos, la escasa profundidad de las lagunas y la incidencia de la fauna determinan que sea imposible diferenciar los sedimentos depositados cada año. Los primeros 20 cm de sedimentos están removidos constantemente, por lo que la interpretación de lo ocurrido en las lagunas es muy difícil. Sólo episodios muy notables, como la entrada masiva de arena con la movilización de las dunas, permiten diferenciar algunos periodos. Por esta razón no han quedado reflejados en el sedimento los cambios que se producen en la comunidad en los años extraordinariamente lluviosos, cuando se pone en funcionamiento la red de drenaje superficial y las lagunas se llenan de agua muy diluida cargada de compuestos polifenólicos. Esta situación ha sido observada por los autores en dos ocasiones: en 1969-72 (datos propios inéditos) y en 1987-91 (Toja *et al.*, 1991), pero estos periodos se encuentran registrados en los primeros centímetros de los sedimentos que son los más alterados.

No obstante sí se observan cambios progresivos en las comunidades, sobre todo en Santa Olalla, donde las características fisico-químicas han variado mucho más profundamente que en Dulce. Los datos que tenemos de la comunidad algal actual (López *et al.*, 1991) indican que también Dulce está sufriendo un proceso de alcalinización, si bién los resultados obtenidos en este estudio no permiten confirmarlo.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por el proyecto de la CAICYT PR84-0243.

BIBLIOGRAFIA

APHA. 1985.- Standard Methods for examination of water and wastewater. 16th ed. Amer. Publ. Health Assoc. Washington DC.

Gasse, F., 1987.- Diatoms for reconstructing paleoenvironments and paleohydrology in tropical semi-arid zones. Hydrobiologia, 154: 127-163

Gasse, F., 1988.- Diatoms, palaeoenvironments and palaeohydrology in the western Sahara and the Sahel. Würzb. Geogr. Arb., 69: 233-254

Granados, M., 1987.- Transformaciones históricas de los ecosistemas del Parque Nacional de Doñana. Tesis Doctoral Univ. Sevilla: 485pp.

Granados, M, Martin, A., Garcia-Novo, F. 1988.- Long-term vegetation changes on the stabilized dunes of Doñana National Park (SW Spain). Vegetatio, 75: 73-80

Hustedt, F., 1930.- Bacillariophyta (Diatomeae). In: A. Pascher, Die Süßwasser-Flora Mitteleuropas, 10, 466pp.

López, T., J. Toja & N.A. Gabellone, 1991.- Limnological comparison of two peridunar ponds in the Doñana National Park. Arch. Hydrobiol., 120(3): 357-378

López, T., N.A. Gabellone, J. Toja & J. Jauregui, (en prensa).- Paleolimnological studies at Santa Olalla and Dulce ponds in Doñana National Park (Spain). Proceedings of the European Coastal Dune Congress. Sevilla, 1990.

Toja, J., T. López, & N.A. Gabellone, 1991.- Successional changes in two dune ponds (Doñana National Park). Verh. Internat. Verein Limnol., 24: 1556-1560.
Vanney, J.R. & L. Menanteau, 1985.- Physiographic map of the Athalntic littoral of Andalousia.-1:50.000. Junta de Andalucía
Williams, J.D.H., J.M. Jaquet & R.L. Thomas, 1976.- Forms of phosphorus in the superficial sediments of lake Erie. Fish. Res. Bd. Can., 33: 413-429

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:299-307

ANALISIS ESTRATIGRAFICO DE LOS QUIRONOMIDOS (INSECTA-DIPTERA) DEL SEDIMENTO DEL LAGO DE TOVEL (ITALIA)

J. Masaferro, P. Guilizzoni y A. Lami
CNR - Istituto Italiano di Idrobiologia - Pallanza - Italia

Palabras clave: paleolimnología, *Chironomidae*, restos subfósiles, condiciones tróficas, Lago de Tovel

ABSTRACT

A Paleolimnological research has been carried out from an alpine oligotrophic lake in N.E. Italy situated at 1178 meters above sea level. Until a middle of '60, this lake had been showed an interesting water redness phenomenon yielded by the presence of a dinoflagellate algae: *Peridinium sanguineum* (fam. *Peridinae*). During 1964 the typical redness of lake water disappear for reasons not completely well understood. Several hypothesis have began to explain such disappearence.

Chironomid analysis was performed on two different sampling cores taken from the deepest part of the lake.

A gradual succession of the profundal fauna from species characteristics of oligotrophic lakes to those species found in mesotrophic-eutrophic waters would show a trend toward highly levels of trophic conditions in the lake. This situation seems to be an approach to explain the water colour change on Tovel Lake.

INTRODUCCION

El Lago de Tovel, situado a una cota de 1178 m.s.n.m en el sistema dolomítico del Brenta (superficie: 382.450 m^2, volumen: 7.367.610 m^3), formado luego de un derrumbe en el período comprendido entre el 1100 y el 1400 (Biondi, Pedrotti y Tomasi, 1981); representa un ambiente quizás único en el mundo a causa del anual enrojecimiento de sus aguas como consecuencia de una espectacular floración, que acade generalmente a fines del verano, de una especie algal perteneciente a la familia Peridinae: *Glenodinium sanguineum* March.

A partir del año 1964 el regular y pronunciado enrojecimiento de las aguas del lago se interrumpe por causas aún hoy no tanto claras. Es interesante destacar el hecho de que *G.sanguineum* sigue estando presente en el lago pero sin llegar a alcanzar una densidad tal como para causar el característico enrojecimiento de las aguas. La desaparición de un fenómeno tan vistoso ha estimulado el interés científico en el planteo de hipótesis tratando de encontrar la causa de tal acontecimiento (Paganelli et al, 1981).

Un hecho notable que ha llamado la atención a muchos estudiosos del lago es la desaparición casi absoluta del oxígeno en las aguas profundas,

incluso apenas despues del deshielo de primavera y del otoño tardío, en períodos de baja o nula influencia antrópica, hecho que podría parecer extraño para un lago oligotrófico de alta montaña. Paganelli, Cordella, Miola, Trevisan y Cappelletti (1982) conducen a clasificar al Lago de Tovel como meromíctico a causa presumiblemente de la morfología de su cuenca hidrográfica y de su posición topográfica.

Vienen presentados aqui los resultados del análisis de los quironómidos del sedimento profundo del lago. Este estudio forma parte de un trabajo más amplio en el cual se planteó como objetivo principal, tentar de reconstruir las etapas de la evolución trófica mediante el análisis estratigráfico de algunos parámetros químicos y biológicos en el sedimento del Lago de Tovel (Guilizzoni et al, 1991).

La importancia del grupo de insectos de la familia *Chironomidae* (Diptera) en estudios paleolimnológicos está estrechamente ligada a la relación entre la presencia de algunos géneros o especies y un cierto número de parámetros ambientales como por ejemplo, las distintas condiciones de oxigenación de las aguas hipolimnéticas, la temperatura, la salinidad, el pH, la vegetación y las variaciones de nivel de las aguas. Muchos de estos parámetros (ej. concentraciones de oxígeno, pH) frecuentemente mantienen una estrecha relación con el estado trófico del lago. Ya en la época de los años veinte, Thienemann, define como "*Chironomus lake*" y "*Tanytarsus lake*" respectivamente, a los lagos eutróficos y oligotróficos, a partir del tipo de comunidad encontrada en la zona profunda asociada, y posiblemente controlada, por el contenido de oxígeno disuelto (Hofmann, 1986).

MATERIAL Y METODOS

Los primeros muestreos comenzaron en mayo del 1990 con la colaboración del personal del Museo Trentino de Scienze Naturali. Se utilizaron, en esa ocasión, diversos sistemas de muestreo: "Mud sampler" de Jenkin, corer a gravedad y muestreador a hielo seco ("freezing corer"). Las muestras de sedimento fueron tomadas a la máxima profundidad, vale decir en la parte septentrional de la cuenca lacustre.

En el laboratorio a partir de secciones de 1-2 cm de las muestras tomadas, teniendo en consideración las experiencias metodológicas de Frey (1964), Warwick (1980) y Hofmann (1986), fueron efectuados los siguientes análisis para el estudio de los restos fósiles de los quironómidos: se pesaron 3-5 gr de sedimento húmedo a partir de secciones del Jenkin y "freezing corer" que posteriormente fueron tratadas con KOH al 10% a 40°C por 15-20 minutos. Sucesivamente, las muestras fueron filtradas sobre malla de 126 µm y 50 µm, con el fin de no perder los restos de organismos más pequeños. Finalmente, los restos larvales fueron deshidratados con alcohol etílico 95% y luego montados en líquido de Faure para fijar momentáneamente los preparados.

La identificación de las especies se basó principalmente en los textos

de Hofmann (1971), Ferrarese e Rossaro (1981), Rossaro (1982), Ferrarese (1983), Wiederholm (1983) y Nocentini (1985) ; y del análisis comparativo de algunas muestras de larvas del Lago de Tovel, extraidas con draga en los años 1969 y 1973 y conservadas en el instituto despues de haber sido determinadas sistemáticamente. A causa de la notable dificultad para su identificación, algunos géneros fueron referidos como *Corynoneura/Thienemanniella*, *Cricotopus/Orthocladius*, *Tanytarsus sensu latu*.

RESULTADOS Y DISCUSION

El número de entidades sistemáticas de quironómidos identificadas fueron trece pertenecientes a cuatro subfamilias (*Chironominae*, *Orthocladiinae*, *Diamesinae*, *Tanypodinae*). La subfam *Chironominae* comprende dos tribus, una de las cuales,la tribu *Tanytarsinii*, representa el 80% de la fauna total del lago. La subfam *Orthocladiinae* sigue en abundancia (66% en el "freezing corer" y 33% en el Jenkin) (Tabla 1 y 2). Relativamente poco importante como número de individuos y además de pequeñisimas dimensiones, aparece la tribu *Chironominii* (subfam *Chironominae*) con valores percentuales cercanos a 18% sobre el total (Tabla 2). Análogamente, resultan poco importantes considerando el total de la muestra, la subfam *Tanypodinae* (alrededor del 10%) y *Diamesinae* (3%). Los restos larvales pertenecientes a los Tanypodinos, asumen una cierta importancia solamente en las secciones más profundas del "freezing corer" (27%, Tabla 2) por lo tanto, no se debe excluir que la escasa presencia de esta subfam se deba a una mala conservación de los restos de sus organismos, como mencionan en sus trabajos Bryce (1962) y Roback (1970).

El perfil vertical de la distribución de los quironómidos a lo largo de la muestra extraida con Jenkin (que representaría un período de cerca 100 años), muestra dos picos máximos (Fig. 1) uno en los primerísimos centímetros (0-2 cm) y el otro correspondiente a la sección 8-10 cm. En el "freezing corer" se notan otros picos y precisamente corresponden a las secciones 23-25, 29-31, 47-50 y a 70 cm (Fig. 1).

En todas las secciones de ambas muestras examinadas, la tribu *Tanytarsinii* es la mayormente dominante, con la especie *Paratanytarsus austriacus* (50%) y, en menor medida, con *Tanytarsus/Micropsectra* (30%).

En años más recientes junto a los *Tanytarsinii* aparecen algunos géneros de *Chironominii* (*Dicrotendipes*, *Paracladopelma* y pocos y pequeñísimos individuos de *Chironomus*) y de *Orthocladiinae*, en esta última, el gen *Heterotrissocladius* dominante al inicio de este siglo, viene gradualmente sustituído de *Psectrocladius*, *Cricotopus* y *Corynoneura*. Es interesante observar que, si bien, tanto *Heterotrissocladius* como *Paracladopelma* (gr. *nigritula* ?) son organismos típicos de zonas sub-litorales y profundas (algunas sp. además de lagos muy productivos) mientras otras formas de *Orthocladinae* identificadas son prevalentemente de ambientes litorales, por consiguiente se deduce que la presencia de los mismos en la zona profunda

Tabla 1. Valores porcentuales de la fauna total de chironomidos identificados en el testigo extraído con "freezing core" en el Lago di Tovel.

Período (años)	Prof. (cm)	Tanytarsini	Chironomini	Orthocladiinae	Tanypodinae	Paratanytarsus austriacus	Tanytarsus/Micropsectra	Dicrotendipes	Paracladopelma	Chironomini indeterm.	Cricotopus/Orthocladius	Psectrocladius	Corynoneura/Thienemanniella	Heterotrissocladius	Orthocladiinae indeterm.	Pentaneurini indeterm.	Macropelopiini indeterm.
~1950	8-10	88		13		50	38							13			
	10-12	62	8	31		39	23	8			23		8				
	12-14	50	17	17	17	17	33	17			17					17	
	14-16	75		25		75						25					
1920	16-17	77	24			46	31	8	8	8							
	17-19	100				100											
	19-21	72	14	14		43	29		14				14				
~1900	21-23	17	17	66		17			17				33	33			
	23-25	64		36		28	36					27	9				
	25-27	100				100											
	27-29	50	17	33		33	17		17		33						
	29-31	78	4	15	4	41	37		4			4	4		7	4	
~1850	31-33	100				50	50										
	33-35	75	25			50	25	25									
	35-38	100				100											
	38-40			100							100						
	40-42	100				100											
	42-44																
~1800	44-47	100				100											
	47-50	70	3	6	21	43	27			3				3	3	15	6
	62-69	67		6	27	39	28					6				5	22

Tabla 2. Valores porcentuales de la fauna total de chironomidos identificados en el testigo extraído con "Jenkin" en el Lago di Tovel.

Período (años)	Prof. (cm)	Tanytarsini	Chironomini	Orthocladiinae	Diamesinae	Tanypodinae	Paratanytarsus austriacus	Tanytarsus/ Micropsectra	Dicrotendipes	Paracladopelma	Chironomini indeterm.	Diamesinae indeterm.	Cricotopus/Orthocladius	Psectrocladius	Corynoneura/Thienemanniella	Heterotrissocladius	Orhtocladiinae indeterm.	Pentaneurini indeterm.	Macropelopiini indeterm.
1990	0-2	61	15	17		7	52	9	8	7				9			8		7
	2-4	64	11	26			37	27	11				16	10					
	4-6	57	15	21		6	32	25	3	6	6		10	2	2		7		6
	6-8	65	6	25		6	33	32	3	3			13		3		9	6	
	8-10	76	10	15			47	29	8	2			2	3	2		8		
~1940	10-12	71	5	19		5	52	19	2		3		4	5			10	3	2
	12-14	71	15	15			36	35	4	9	2		2	6			7		
	14-16	56	14	26	3		35	21	8	3	3	3		16			10		
	16-18	80	4	12		4	64	16		4				8			4	4	
	18-20	62	2	34	2		32	30			2	2	7	14		5	9		
~1900	20-22	76	7	21			61	15	2		5		2			9	10		

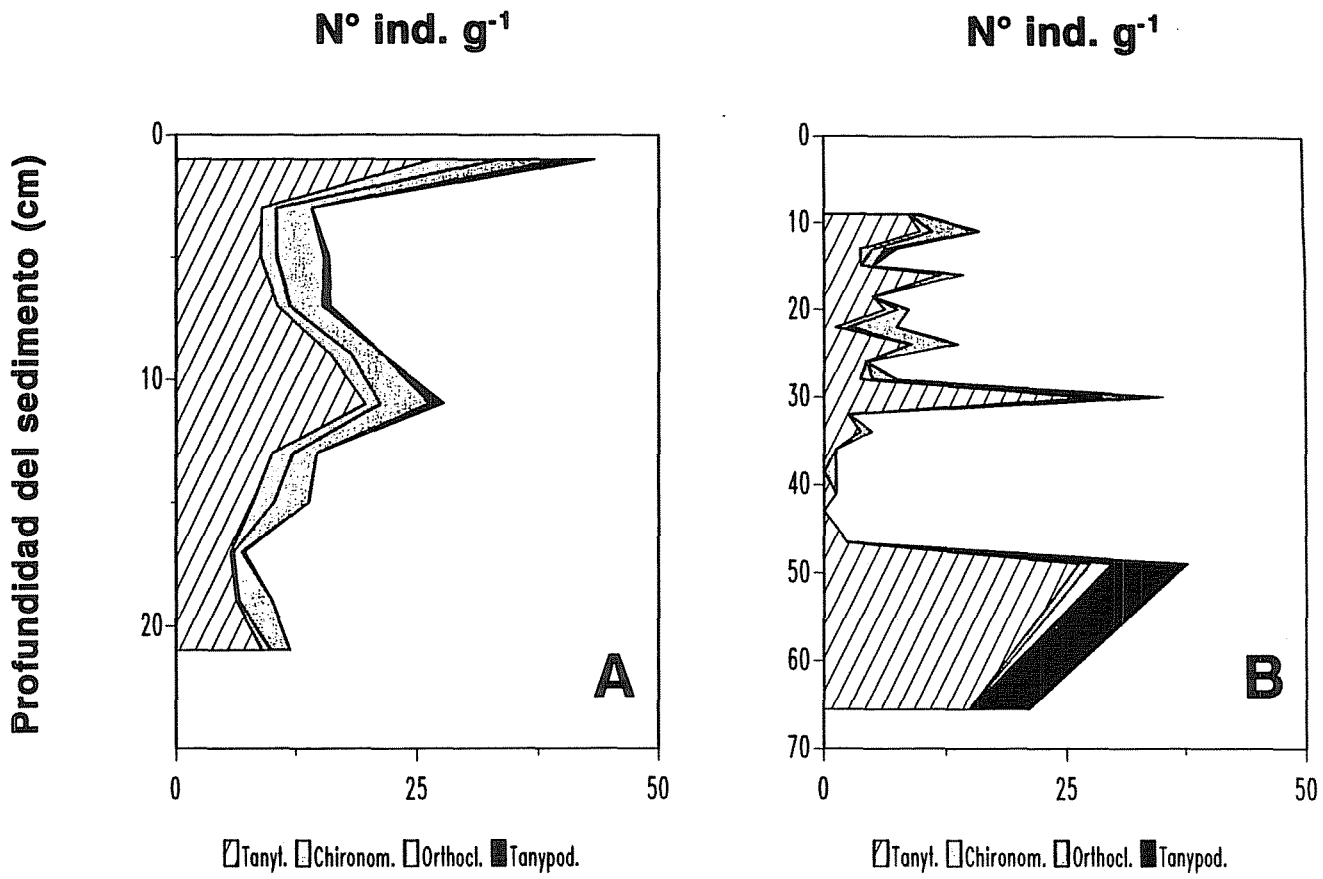


Fig 1 - Distribución de los principales grupos de Chironomidae en los testigos de Lago di Tovel con Jenkin (A) y "Freezing-corer" (B)

estaría ligado a aportes de sedimentos litorales durante fenómenos de corrientes de fondo (turbiditas) . Este último aspecto fue puesto en evidencia por Brodin (1982), en un estudio realizado en un lago sueco y por Warwick (1980) en una investigación paleolimnológica sobre el Lago Ontario en Canadá.

No es posible aún establecer en el Lago de Tovel si la fauna de fondo encontrada, de todos modos escasa, puede estar correlacionada con los breves períodos de oxigenación de las aguas profundas.

Resumiendo, las condiciones oligotróficas encontradas en el lago en los últimos 200 años se verían reflejadas en la continua y mayoritaria ocurrencia de los *Tanytarsinii* sin embargo, un reciente incremento de especies pertenecientes a la tribu *Chironominii*, segun Thienemann, señalaría una cierta tendencia verso condiciones tróficas un poco más elevadas del lago. Análogos resultados se obtuvieron con los nutrientes y los pigmentos del sedimento (Guilizzoni et al, 1991); de todas maneras, la situación actual del lago es todavía de poca productividad.

En términos muy generales la estratigrafía presentada de los quironómidos pudo haber sido influenciada esencialmente por tres factores principales :

-Redeposición de restos por fenómenos de erosión y transporte de materiales alóctonos, en estrecha relación con la disponibilidad de alimento y, por consiguiente, con la fauna encontrada en la zona profunda. Chutter (1969,71) manifiesta que sedimentos minerogénicos que reciben un alto percentaje de material alóctono, son habitados por grupos como *Tanytarsinii* y *Orthocladiinae*; como es claro observar en las muestras extraidas en el lago de Tovel.

-Concentración de oxígeno en los estratos de agua en contacto con el sedimento (Hofmann, 1988)

-Variaciones del nivel de las aguas lacustres (Kansanen, 1986). Este último aspecto, notoriamente presente en nuestro lago, merecería ser profundizado ya que los primeros datos de la distribución percentual de los quironómidos litorales (muestra tomada con Jenkin), estarían a indicar, considerando la notable fluctuación de los valores, la elevada frecuencia de este fenómeno.

CONCLUSIONES

En ausencia de investigaciones multidisciplinarias y plurianuales con muestreos periódicos en las distintas estaciones del año y sobre todo ,no habiendo sido efectuados estudios sobre el sedimento ("historia del lago"), los resultados expuestos no son conclusivos debiéndose tener este estudio como un primer paso de aproximación al "fenómeno *Glenodinium*".

Si bien la presencia constante y mayoritaria de los *Tanytarsinii* indicaría una condición generalmente oligotrófica, la aparición en los últimos 50 años de nuevas especies pertenecientes a los *Chironominii* señalaría una

cierta tendencia hacia condiciones tróficas más elevadas significando un aumento en la carga de nutrientes del lago. Por otra parte, la fluctuante presencia de especies pertenecientes a la Fam. *Orthocladiinae* (en su mayoría especies típicamente litorales) podría indicar ya sea variaciones del nivel de las aguas como procesos erosión y transporte de materiales alóctonos.

El análisis de los quironómidos en el Lago de Tovel junto a otros parámetros químicos y biológicos estudiados, porta a una de las posibles causas que han interferido con el antiguo, característico y abundante desarrollo del alga *G. sanguineum*, es decir, al ligero empeoramiento de las condiciones tróficas en los últimos años con la paralela disminución de la transparencia del agua. Este aumento de disponibilidad de nutrientes, favorecería fenómenos de tipo competitivo entre esta especie y otros grupos algales tales como diatomeas y cianofíceas (Paganelli et al, 1981) y además, estaría ligado a la producción de carotenoides de Glenodinium, directamente relacionada con la cantidad de radiación luminosa recibida (Guilizzoni et al, 1991).

AGRADECIMIENTOS

Un agradecimiento particular a la Dott. A. Nocentini y a la Sig. L. Corbella del CNR Istituto Italiano di Idrobiologia por la valiosa ayuda prestada en la determinación de los restos de quironómidos y por la lectura crítica del presente trabajo.

BIBLIOGRAFIA

Biondi, E., F. Pedrotti e G. Tomasi. 1981. Relitti di antiche foreste sul fondo di alcuni laghi del Trentino. Studi Trentini di Scienze naturali. Acta Biologica, 58: 93-117.

Brodin, Y. 1982. Palaeoecological studies of the recent development of the Lake Växjösjör. IV. Interpretation of the eutrophication process through the analysis of subfossil chironomids. Arch. Hydrobiol., 93: 313-326.

Bryce, D. 1962. Chironomidae (Diptera) from freshwater sediments, with special reference to Malham Tarn (Yorks). Trans. Soc. Brit. Entomol., 15: 41-54.

Chutter, F. M. 1969. The effects of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. Hydrobiologia,34: 57-76.

Ferrarese, U. 1983.Chironomidae,3.(Diptera: Chironomidae. Tanypodinae). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 26. Collana del Progetto Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente". Consi-glio Nazionale delle Ricerche, AQ/1/204. 67 pp.

Ferrarese, U. e B. Rossaro. 1981. Chironomidae,1 (Diptera: Chironomidae: generalità, Diamesinae, Prodiamesinae). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 12. Collana del Progetto Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente". Consiglio Nazionale delle Ricerche. AQ/1/204. 97 pp.

Frey, D. G. 1964. Remains of animals in Quaternary lake and bog sediments and their interpretation. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 2: 1-114.

Guilizzoni, P., A. Lami e J. Masaferro. 1991. Indagine Paleolimnologica sul Lago di Tovel. Consiglio Nazionale delle Ricerche. Istituto Italiano di Idrobiologia. Pallanza, Italia.

Hofmann, W. 1971. Zur Taxonomie und Palökologie subfossiler Chironomiden (Dipt.) in Seesedimenten. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 6: 1-50.

Hofmann, W. 1986. Chironomid analysis. In: B.E. Berglund (Ed.), Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohidrology, J. Wiley & Sons Ltd.: 715-727.

Nocentini, A. 1985.Chironomidae, 4. (Diptera: Chironomidae: Chironominae, larvae). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane, 29. Collana del Progetto Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambien-te". Consiglio Nazionale delle Ricerche. AQ/1/233. 186 pp.

Roback, S. S. 1970. The Chironomidae. In Hutchinson et al. "Ianula: an Account of the History and Development of the Lago de Monterosi, Latium, Italy", Trans. Amer. Philosoph. Soc., 60: 1-173.

Rossaro, B. 1982. Chironomidae, 2 (Diptera: Chironomidae: Orthocladiinae). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane, 16. Collana del Progetto Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente". Consi-glio Nazionale delle Ricerche. AQ/17/171. 80 pp.

Warwick, F. W. 1980. Palaeolimnology of the Bay of Quinte, Lake Ontario: 2800 years the cultural influence. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.,206: 1-117.

Wiederholm, T. (Ed.). 1983. Chironomidae of the Holartic region. Keys and Diagnoses. Part 1. Larvae. Ent. Scand.,suppl. 19, 457 pp.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:309-314

GRUPOS DE MACROINVERTEBRADOS DEL BENTOS DEL LAGO DE SANABRIA Y SU RELACION CON LA GRANULOMETRIA DEL SEDIMENTO

M. Rieradevall, C. Ibañez, I. Muñoz, M. Real & N. Prat
Dept. Ecologia, Univ. Barcelona, Diagonal, 645; 08028 BARCELONA.

Palabras clave: sedimentos, granulometría, bentos, quironómidos, oligoquetos.

ABSTRACT

This study is designed to provide the first data on the structure and density of the macrobenthic communities from sublittoral and profundal areas of Lake Sanabria (NW Spain). This is an oligotrophic, cold monomictic and the largest natural lake in Spain. Three replicate Ekman grabs were collected at 10 sampling stations from sublittoral (7 m) to the deepest parts (46 m), seasonally during 1990-91. Granulometric analysis of the sediments revealed a very fine silty sediment in the deepest parts of the lake from 11 to 50 m depth and the presence of some sand, and a more coarse composition in the sublittoral zone (less than 11m depth). The sediment is poor in carbonates because the granitic lake watershed and rich in silicates and organic matter from allochthonous origin. The community is mainly composed of Oligochaeta and Chironomidae (mainly *Micropsectra contracta*). Densities range from a few individuals up to 6000 ind/m^2, Oligochaeta being more abundant in the deepest parts and species richness higher in the sublittoral zones.

INTRODUCCION

El bentos de los lagos y embalses españoles empieza a ser conocido después de los estudios recientes del grupo de bentos del Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona y algunos datos procedentes de estudios de consultoras (Prat, 1976; 1978; 1979a, b; 1980a, b, c; Martínez-Ansemil & Prat, 1984; Limnos, 1989; Real & Prat, 1991; Prat & et al., 1991; Real et al., 1992). Del lago de Sanabria existían sólo unos datos fraccionarios (Prat, 1980b). Con los trabajos recientes sobre el bentos del lago de Banyoles (Rieradevall, 1991; Rieradevall & Prat, 1989; 1991; Prat & Rieradevall, en prensa) faltaba por determinar con más detalle las características de los sedimentos y el bentos del lago de Sanabria que por ser el más grande de España y por su situación geográfica parecía interesante conocer. Así, junto con los datos de los embalses (Prat, 1980b; Real & Prat, 1991; Real et al., 1992) se podría tener una visión global de nuestras comunidades bentónicas en los ecosistemas leníticos (Prat, 1992, este volumen).

MATERIAL Y METODOS

Las muestras se tomaron en cuatro ocasiones entre Junio de 1990 y Junio de 1991 en 10 estaciones de muestreo situadas a diferente profundidad en zonas distintas del lago cubriendo sus dos cubetas principales (Fig. 1). En cada ocasión y para cada estación se tomaron tres réplicas con una draga Ekman de 225 cm^2 de área de muestreo. Las muestras se filtraron a través de una malla de 250 micras de poro y se separaron "in vivo" en un laboratorio en la orilla del lago durante las 24 horas siguientes al muestreo. La separación se realizó por flotación con azúcar, siguiendo el método de Anderson (1959). En una ocasión se recogió de una de las dragas de cada punto de muestreo un core de 3 cm de diámetro para determinar la granulometría. Esta se analizó con el método clásico de la pipeta de Robinson. En una estación se hicieron, directamente de la draga, cortes cada 2 cm para observar la variación de la granulometría a lo largo del sedimento que se tomaba con la draga.

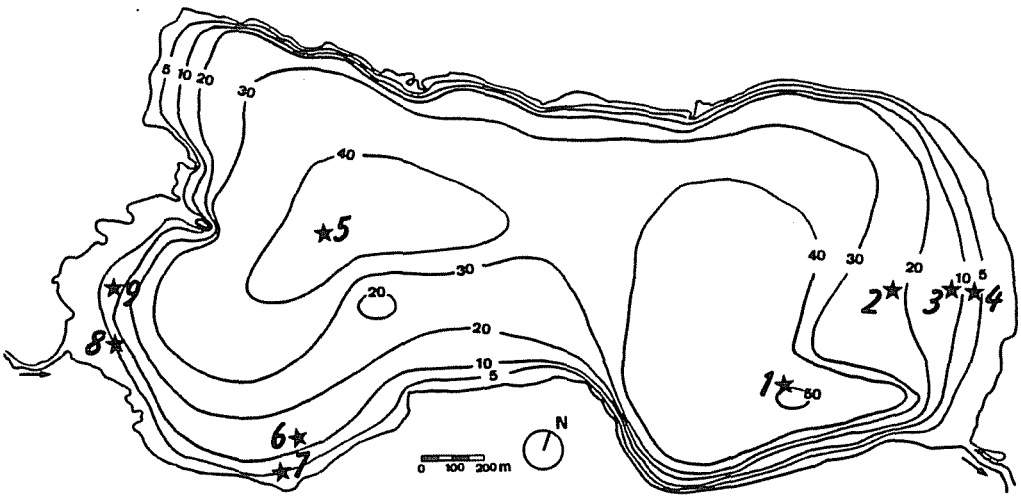


Figura 1. Mapa batimétrico del lago de Sanabria realizado por J.C. Vega (no publicado) en el que se muestran las estaciones de muestreo de bentos. La estación 1 coincide con el punto de muestreo principal en Vega et al. (en prensa).

RESULTADOS

Granulometría del sedimento

El sedimento del lago de Sanabria es de textura arcillo-limosa en las zonas profundas por debajo de 20 metros (Fig.2a) cambiando hasta texturas más gruesas que llegan a ser arenosas en las zonas sublitorales superiores muestreadas (7m) (Fig.2a). En las profundidades intermedias se encuentran mezclados materiales finos y groseros. En general puede decirse que a partir de los 12-13,5 metros (dependiendo de las zonas) se realiza el cambio de textura. El estudio detallado de la granulometría cada 2 cm en un gradiente vertical de un core recogido a 46 m de profundidad (estación 1), muestra que no hay variaciones relevantes en los primeros 14 cm de sedimento (Fig.2b) aumentando la fracción arenosa hacia la parte inferior del core, sin llegar a las proporciones que se dan en la zona sublitoral poco profunda donde la fracción arenosa es de casi el 90% (Fig.2a).

Tabla I. Densidad media anual de los principales grupos de macrobentos en 8 estaciones del lago de Sanabria.

ESTACION	1	5	2	3	6	4	7	8
Profundidad (m)	46	40	22	13,5	12,5	8,5	7	7
Macrobentos (ind/m^2)								
Oligoquetos	1833	4889	474	1214	1103	615	344	143
Quironómidos	518	859	333	767	1070	1385	3535	3541
Efemerópteros	0	0	0	8	0	78	63	50
Pisidium spp.	36	22	48	222	211	11	8	6
Acaros	4	4	15	107	41	103	19	15
Otros grupos	0	0	26	8	8	30	0	26
TOTAL	2391	5774	896	2326	2433	2222	3969	3781

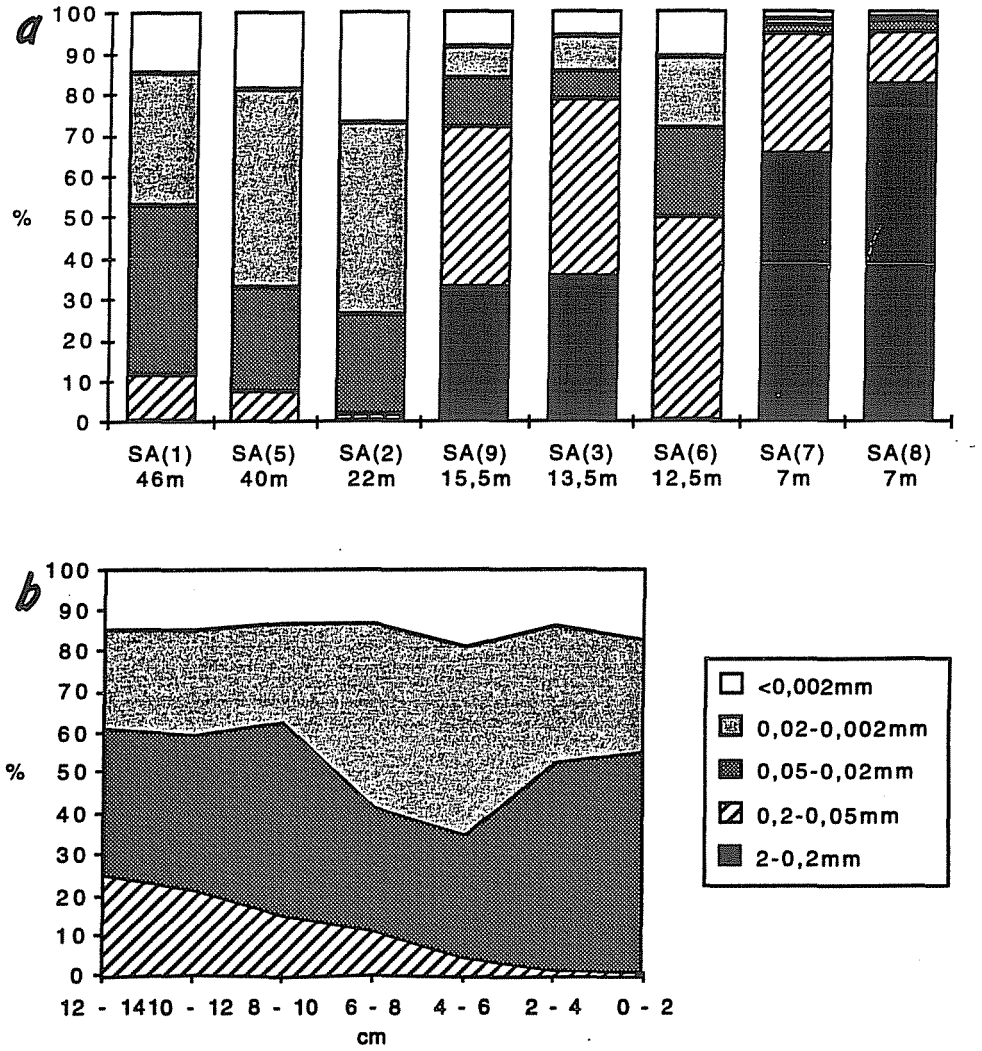


Figura 2. a. Datos granulométricos (en porcentages de las distintas fracciones de tamaño) en las estaciones muestreadas del lago de Sanabria; se indica la profundidad de cada estación. b. Distribución a la largo de un core de los distintos tamaños de grano del sedimento a 46 m de profundidad.

Densidad del macrobentos y abundancia relativa de los grupos más importantes.

Las densidades medias anuales fluctúan entre 896 ind/m^2 en la estación 2, a 22 m de profundidad, hasta 5774 ind/m^2 en la estación 5, a 40 metros (Tabla I). No existe una correlación clara entre ninguna fracción de la granulometría y la densidad total de organismos (Tabla II).

Sí, en cambio, se obtiene una mayor correlación entre algunas fracciones granulométricas del sedimento y la relativa abundancia de los dos grupos principales,

los quironómidos y los oligoquetos. Estos últimos son más abundantes en las zonas profundas con sedimentos finos (arcilla o limo) mientras que los quironómidos dominan en las zonas sublitorales donde la granulometría es más gruesa (con mayor importancia de la arena) (Tabla II).

En la zona profunda (más de 40 metros) la comunidad se compone casi exclusivamente de quironómidos y oligoquetos (Tabla I), siendo estos últimos el grupo dominante, con algún que otro molusco, mientras que en las zonas sublitorales, aunque los quironómidos son el grupo más abundante, existe una mayor diversidad de formas, especialmente en zonas de granulometría grosera, como los efemerópteros del género *Ephemera* que asimismo se correlacionan con los quironómidos.

Tabla II. Correlaciones entre las densidades medias anuales de los principales grupos de macroinvertebrados del Lago de Sanabria con las cinco fracciones granulométricas estudiadas en cada estación. Tot= total macroinvertebrados; olig= oligoquetos; quir= quironómidos; efem= efemerópteros; Pisid= *Pisidium*; ac= ácaros; otr= otros grupos; AG= arena gruesa; AF= arena fina; LG= limo grueso; LF= limo fino; A= arcilla; Z= profundidad.

	Tot	olig	quir	efem	Pisid	ac	otr	AG	AF	LG	LF	A	Z
Tot	1												
olig	.627	1											
quir	.421	-.439	1										
efem	.327	-.503	.972	1									
Pisid	-.396	-.097	-.422	-.446	1								
ac	-.304	-.210	-.178	-.124	.837	1							
otr	-.456	-.546	.125	.099	-.071	-.011	1						
AG	.262	-.531	.915	.927	-.274	.114	.261	1					
AF	-.110	-.238	.069	.041	.829	.739	-.298	.108	1				
LG	-.209	.467	-.750	-.768	-.059	-.418	-.278	-.863	-.359	1			
LF	-.052	.634	-.759	-.756	-.184	-.409	-.043	-.836	-.588	.769	1		
A	-.302	.403	-.781	-.753	-.083	-.320	.131	-.832	-.524	.709	.956	1	
Z	.135	.723	-.645	-.641	-.266	-.423	-.428	-.707	-.521	.876	.773	.609	1

En un estudio anterior (Prat, 1980b) citamos que el quironómido de la zona profunda dominante en Sanabria era *Micropsectra contracta*, la misma especie que domina el bentos de lagos oligotróficos de centro Europa como el de Constanza (Reiss, 1968) o el de Stanberger (Gerstmeier, 1989). En las dragas tomadas en esta ocasión en las zonas profundas (22 metros o más) los quironómidos que se han hallado son casi exclusivamente de esta especie. Gran cantidad de los característicos tubos que construyen las larvas de este género (hechos de detritus amalgamados con la seda que ellos fabrican) tapizaban la parte superior del fango.

Otros grupos se localizan en zonas intermedias, como los bivalvos del género *Pisidium* o los hidrácaros (Tabla I), por lo que no es de extrañar la correlación que se da entre ellos y con las fracciones granulométricas intermedias (Tabla II).

DISCUSION

El bentos del lago de Sanabria está formado por los grupos habituales en este tipo de ambientes con dominancia de los quironómidos y oligoquetos, estos últimos son más abundantes en las zonas más profundas con sedimentos más finos tal como ocurre en muchos otros lagos y embalses. Así ocurría en Banyoles (Rieradevall, 1991) o en los embalses españoles (Prat, 1992). La granulometría se muestra pues como un factor muy importante ya que determina en gran parte cuales son los organismos mayoritarios en el bentos del lago.

Las densidades totales son similares a las que se pueden encontrar en el lago de Banyoles o en algunos embalses poco eutróficos. Comparando con Banyoles, la zona profunda de Sanabria tiene más oligoquetos y quironómidos, mientras que en la zona sublitoral el lago de Banyoles tiene densidades más elevadas de quironómidos (ver Rieradevall, 1991; y Tabla I en Prat 1992). En el lago de Sanabria, el oxígeno es

siempre abundante en todo el perfil de lago como han mostrado diferentes estudios (Planas, 1991; Vega et al., en prensa.). Este factor, pues, no debe ser clave a la hora de determinar la fauna presente en el fondo como lo era en el lago de Banyoles (Rieradevall, 1991).

En conjunto, pues, el lago de Sanabria presenta unas características muy similares a las de los lagos oligotróficos del centro de Europa (Reiss, 1968) con los que se puede comparar tanto por la presencia y abundancia de ciertas especies (*Micropsectra contracta*) como por las densidades recolectadas. Su similaridad a aguas de montaña y a otras lagunas españolas habia sido ya destacada anteriormente (Aldasoro et al., 1984).

El estudio detallado de las especies que colonizan el fondo del lago se realizará posteriormente. Nuestros primeros resultados coinciden con los datos de la limnología general del lago en indicar el estado oligotrófico del lago y su caráter único en España. Su conservación como Parque Natural ha sido y debe seguir siendo un factor positivo para mantener su estado actual.

AGRADECIMIENTOS

En el muestreo y separación de los macroinvertebrados han intervenido también Jordi Enériz y Manel Bolivar a los que queremos agradecer su trabajo. Muchas gracias también a José Carlos Vega que nos cedió amablemente el laboratorio del Parque Natural para trabajar así como por proporcionarnos el mapa batimétrico del lago todavía no publicado, un excelente clima de trabajo y cuantos datos adicionales le solicitamos. Asímismo el director y personal del parque Natural de Sanabria nos ha proporcionado ayuda en cuantas ocasiones la hemos requerido. Este trabajo ha contado con una subvención de la CAYCIT, proyecto PR88-0187.

BIBLIOGRAFIA

Aldasoro, J.; C. de Hoyos; J.C. Vega & B.G. Bikuña. 1984. Comunidades de plantas macrófitas y de crustáceos de las lagunas temporales de montaña del NW de España. Limnetica, 1: 111-115.

Anderson, R.O. 1959. A modified flotation technique for sorting bottom fauna samples. Limnol. Oceanogr. 4: 223-225.

Gerstmeier, R. 1989. Seasonal patterns in the abundance, size and production of produndal Chironomidae in Stanberger See (Bavaria, FRG). Spixiana, 12:3: 261-273.

Limnos S.A. 1989. Estudio diagnóstico de la calidad de las aguas embalsadas de la comunidad de Castilla y León: Determinación y previsión de impactos, propuesta de corrección y red de vigilancia. 3 tomos.

Martínez-Ansemil, E. & N. Prat. 1984. Oligochaeta from profundal zones of Spanish reservoirs. Hydrobiologia, 115: 223-230.

Planas D. 1991. Factors controlling phytoplankton.community structure in an alkaline versus a softwater lake. Oecol. aquat., 10: 95-112

Prat, N. 1976. Fauna bentónica de los embalses españoles. Resúmenes II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. págs. 2041-2054.

Prat, N. 1978. Benthic typology of Spanish reservoirs. Verh. Internat. Verein. Limnol., 20: 1647-1651.

Prat, N. 1979a. Quironómidos de los embalses españoles (I). Graellsia, XXXIII: 37-96.

Prat, N. 1979b. Fauna marginal de los embalses españoles. Misc. Zoologica, 5: 149-160.

Prat, N. 1980a. Quironómidos de los embalses españoles (II). Graellsia, XXXIV: 59-119.

Prat, N. 1980b. Bentos de los embalses españoles. Oecol. aquat., 4: 3-43.

Prat, N. 1980c. Benthic population dynamics in artificial samplers in an Spanish reservoir. In: Chironomidae: Ecology, Systematics and Physiology (D.A. Murray ed.). págs, 239-246. Pergamon Press. Oxford and New York.

Prat, N. 1992. El bentos de los lagos y embalses españoles. Actas del 6º Congreso Español de Limnología.

Prat, N. & M. Rieradevall, en prensa. Life cycle and production of *Cladopelma virescens* (Mg.) (Dipt. Chironomidae) in lake of Banyoles (NE Spain). Neth. J. Aquat. Ecol.,26 (2-4).

Prat, N., J. Sanz & E. Martínez-Ansemil, 1991. El bentos litoral y profundo de una cadena de tres embalses españoles del río Guadiana. Limnetica, 7: 133-152.

Real, M. & N. Prat, N. 1991. Changes in the benthos of five Spanish reservoirs in the last 15 years. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24: 1377-1381.

Real, M.; F. Sabater & J.A. Morguí, 1992. Significant physiographic disturbances in the Ebro basin reservoirs (NE Spain) reflected by Oligochaeta size spectra. Hydrobiologia, 235/236: 363-374.

Reiss, F. 1968. Okologische und systematische untersuchungen aus Chironomiden (Diptera) des Bodensees. Arch. Hydrobiol., 64: 176-323.

Rieradevall, M. 1991 Ecologia i producció del bentos del llac de Banyoles. Tesis Doctoral, Univ. de Barcelona. 223 pàgs.

Rieradevall, M. & N. Prat, 1989. Chironomidae from profundal samples of Banyoles lake. Acta Biol. Debr. Oecol. Hung., 3: 267-274.

Rieradevall, M. & N. Prat, 1991. Benthic fauna of Banyoles lake. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24: 1020-1023.

Vega, J.C.; C. de Hoyos & J. Aldosoro, en prensa. Limnologia del Lago de Sanabria. Publicaciones de la Consejeria de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:315-321

LA ICTIOFAUNA REMANENTE DEL LAGO DE MEXICO

J. Alcocer*, M.L. Flores*, E. Kato* A. Lugo* y E. Escobar**
*Proyecto de Conservación y Mejoramiento del Ambiente, UIICSE, ENEP Iztacala, UNAM, A.P. 314 Tlalnepantla, Edo. de México 05490, México; **Laboratorio de Ecología del Bentos, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, A.P. 70-305, Ciudad Universitaria 04510, México.*

Palabras clave: *Girardinichthys viviparus*, biología poblacional, Chapultepec, México

ABSTRACT

The Chapultepec Forest's lakes shelter the same aquatic fauna as the ancient lake complex of the Mexico Basin, nowadays extinct. The lakes have not only native and endemic ichthiofauna but also crayfishes (Decapoda: Cambaridae) and ambystomid salamanders (Amphibia: Ambystomidae). Girardinychthys viviparus (Pisces: Goodeidae) and Chirostoma jordani (Pisces: Atherinidae) are the autochthonous fishes inhabiting the lakes. G. viviparus represented over the 99% of the total fish capture. G. viviparus showed sexual dimorphism, viviparity and low fecundity. Females surpassed males. Weight-length relationship showed an isometric type growth. Five (females) and four (males) age classes and five gonadic stages were determined. The reproductive period lasted from april to september. G. viviparus consumes mainly zooplanktonic crustacea and aquatic insects. The parasitic copepoda Ergasilus was found in the gills of less than one percent of the organisms.

INTRODUCCION

Cuando los aztecas arrivaron a la cuenca conocida como "Valle de México" en 1245, existía un complejo lacustre de seis cuerpos acuáticos interconectados. Estos eran Zumpango y Xaltocan al norte, los lagos de México y Texcoco al centro en la porción más inferior, y Xochimilco y Chalco al sur. Con la llegada e invasión de los conquistadores españoles en 1519, la población de la incipiente ciudad creció hasta la actualidad con casi 21 millones (Alcocer y Escobar, 1990; Alcocer-Durand y Escobar-Briones, 1991).

A finales del siglo XIX y principios del XX los lagos aún cubrían la mayor parte de la cuenca, sin embargo, en 1900 se concluyó la construcción de un canal de desagüe de ésta (Alcocer-Durand y Escobar-Briones, 1992). Al disminuir la reserva acuática de la ciudad, se perforaron un sinnúmero de pozos profundos. Desde entonces el área y volumen lacustre disminuyeron. Este y otros factores combinados con los procesos de envejecimiento natural han guiado a la desaparición de los lagos del Valle de México (Alvarez y Navarro, 1957).

México posee una fauna íctica rica y altamente diversificada, la cual comprende alrededor de quinientas especies agrupadas en cuarenta y siete familias (Miller, 1986). La ictiofauna de la Mesa Central, la porción más al sur del Altiplano Mexicano está dominada por tres grupos de peces: la familia Goodeidae (35 especies), los aterínidos del género *Chirostoma* (16 especies) y el ciprínido *Algansea* (7 especies). Casi todas las especies pertenecientes a estos grupos son endémicos de la Mesa Central (Echelle y Echelle, 1984). De acuerdo a Miller (1986) el alto grado de endemismo de los peces mexicanos se debe a la gran diversidad geográfica y al aislamiento de las cuencas de drenaje, por lo cual se considera a la Mesa Central como una de las tres subregiones biogeográficas de Norteamérica (Regan, 1906-08 citado por Echelle y Echelle, 1984).

El objetivo de este trabajo es resaltar la importancia de los lagos de Chapultepec como uno de los últimos reductos de la ictiofauna acuática nativa mexicana, así como presentar las características poblacionales de *Girardinichthys viviparus*, especie endémica y nativa de la Mesa Central Mexicana.

AREA DE ESTUDIO

Al WSW de la Ciudad de México, a una altitud de 2,240m, se localizan los lagos de Chapultepec (Lagos Viejo, Mayor y Menor) en el Bosque del mismo nombre. Chapultepec es una voz náhuatl que significa "en el cerro del chapulín o saltamontes". El clima es templado con lluvias en verano con valores medios anuales de precipitación de 672mm y temperatura de 14°C (García, 1988). El Lago Viejo, el más antiguo de los tres, se localiza a unos cuantos metros de los manantiales que alguna vez alimentaron a la incipiente ciudad y muy cerca de los límites del antiguo lago dulceacuícola de México, separado artificialmente de las aguas salobres del de

Texcoco (al NE) por el albarradón de Nezahualcóyotl en el siglo XV (Alcocer-Durand y Escobar-Briones, 1992).

Estos lagos tropicales son someros, alcalinos y se encuentran en un avanzado estado de eutrofización (Alcocer *et al.*, 1988). Sin embargo, lo más sorprendente es que en ellos habitan organismos característicos del antiguo complejo lacustre de la Cuenca del Valle de México como son: el acocil *Cambarellus montezumae* (Crustacea: Decapoda), el ajolote *Ambystoma mexicanum* (Amphibia: Ambystomidae), el charal *Chirostoma jordani* (Pisces: Atherinidae), la chehua, juil o sardinita *Girardinichthys viviparus* (Pisces: Goodeidae) y el mosco de agua o axayacatl *Trichocorixella mexicana*, *Krizousacorixa femorata* y *Corisella edulis* (Hemiptera: Corixidae) entre otros (Alcocer-Durand y Escobar-Briones, 1992; Alcocer *et al.*, 1993).

MATERIAL Y METODOS

El muestreo se llevó a cabo a lo largo de un ciclo anual con periodicidad mensual. Los organismos fueron colectados mediante la utilización de un chinchorro charalero de 30m x 2m con luz de malla de 1/4 de pulgada (en una sola estación al centro del lago), así como con una red de cuchara de 30cm de diámetro y 1mm de luz de malla (en una red de 14 estaciones distribuídas en forma homogénea). La captura fue fijada con formalina al 5% y, posteriormente en el laboratorio, preservada en alcohol al 70%.

La peces fueron identificados de acuerdo a Alvarez (1970), medidos, pesados y sexados de acuerdo a Díaz-Pardo y Ortíz-Jiménez (1986). El contenido gástrico fue analizado porcentualmente (Bagenal, 1978). Se registró la prevalencia parasitaria, así como la posición de los parásitos.

La proporción sexual se determinó de acuerdo a Guzmán *et al.* (1982), la relación peso-longitud de acuerdo a la ecuación de Pitcher y Hart (1982), las clases de edad por el método de Cassie (1954), el factor de condición de acuerdo a la ecuación de Le Cren (en Nielsen y Johnson, 1983), el estadio gonádico de acuerdo a Díaz-Pardo y Ortíz-Jiménez (1986) y las tasas de mortalidad y supervivencia de acuerdo a Gulland (1971).

RESULTADOS Y DISCUSION

a) Abundancia

La variación temporal de la abundancia de los organismos correspondió al ciclo térmico anual del lago, así como también el período reproductivo de los peces (Graf. 1). Las mayores abundancias se presentaron en los meses cálidos (abril-septiembre), reflejando un incremento en el número de peces de tallas menores.

b) Proporción sexual

Del total de la captura, el 68% de los organismos fueron hembras (♀) y el restante 32% de machos (♂). Sin embargo, la proporción sexual varió a lo largo del año con una dominancia de machos (1.6:1) de noviembre a marzo y de hembras (1:2.5) de abril a octubre. Lo anterior se debió a que en las especies de baja fecundidad hay un predominio de hembras (Nikolski, 1969). Este hecho ha sido observado para la misma especie en otras localidades (Ojendis, 1985; Salazar, 1981).

c) Edad y crecimiento

Debido a que *G. viviparus* presenta un marcado dimorfismo sexual, se consideró conveniente establecer los siguientes parámetros poblacionales para cada sexo por separado. El modelo descriptivo de la relación peso-longitud fue significativamente diferente para machos y hembras:

$$Wt(♀) = 1.6961 \times 10^{-5} \times L^{3.1028} \quad (r^2 = 0.918)$$

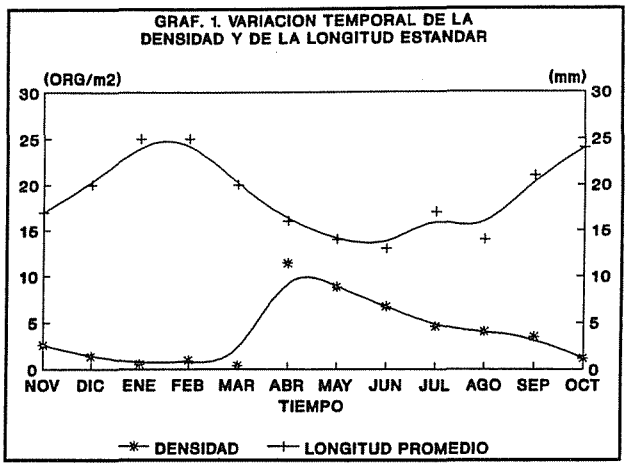
$$Wt(♂) = 7.2950 \times 10^{-5} \times L^{2.5979} \quad (r^2 = 0.872)$$

El crecimiento de los organismos, valor calculado de b, se consideró isométrico al no ser significativamente diferente de la cifra teórica de tres. Salazar (1981) reporta un tipo de crecimiento alométrico en esta especie, sin embargo no indica si realizó alguna prueba estadística para establecerlo. Ricker (1975) menciona que, algunas veces, hay marcadas diferencias en el crecimiento para ambos sexos en diferentes poblaciones de la misma especie y entre la misma población en diferentes tiempos.

Se determinaron 5 clases de edad para las hembras y 4 para los machos. A partir

de los valores promedio de las clases de talla en las longitudes observadas, se calcularon las clases de edad. Para las hembras, las longitudes estándar establecidas para las edades I a V fueron 11.5, 23.5, 37.0, 44.5 y 50.5 mm y, para los machos, de las edades I a IV de 16.0, 25.0, 31.0 y 35.5 mm.

Con base en las clases de edad, se determinó la longitud máxima teórica ($L\infty$) de las hembras en 75.0 mm (r^2 = 0.989) y de los machos en 45.5 mm (r^2 = 0.999). El número y longitudes de clases de edad, así como de $L\infty$ fueron similares con las registradas por Salazar (1981), sin embargo diferentes de las de Ojendis (1985). La diferencia, al parecer, puede haberse debido a que este último autor colectó algunos organismos de mayor talla que en este estudio.



Las ecuaciones descriptivas de la tasa de incremento en longitud a través del tiempo para *G. viviparus* se presentan a continuación:

$$Lt(♀) = 75.0028\ (1-e^{-0.2428\ (t\ -\ 0.3311)})\quad (r^2 = 0.998)$$

$$Lt(♂) = 45.4831\ (1-e^{-0.3595\ (t\ +\ 0.2063)})\quad (r^2 = 1.000)$$

La velocidad de crecimiento en longitud no es constante a través del tiempo (Graf. 2), sino que al principio es muy acentuada y va disminuyendo conforme aumenta la edad hasta llegar a un punto donde cesa totalmente, como lo menciona Gulland (1971). A pesar de que su tasa de crecimiento es menor, los machos alcanzan su $L\infty$ en menor tiempo que las hembras debido a que su talla es más reducida.

Las curvas de crecimiento en peso (Graf. 3) muestran que éste tampoco es constante y sigue un patrón similar al crecimiento en longitud hasta alcanzar un peso asintótico el cual, teóricamente, el pez no sobrepasará. En el caso de las hembras el peso máximo se calculó en 11.15 gr y para los machos en 1.48 gr, similar al obtenido por Salazar (1981). El modelo de crecimiento en peso para *G. viviparus* es:

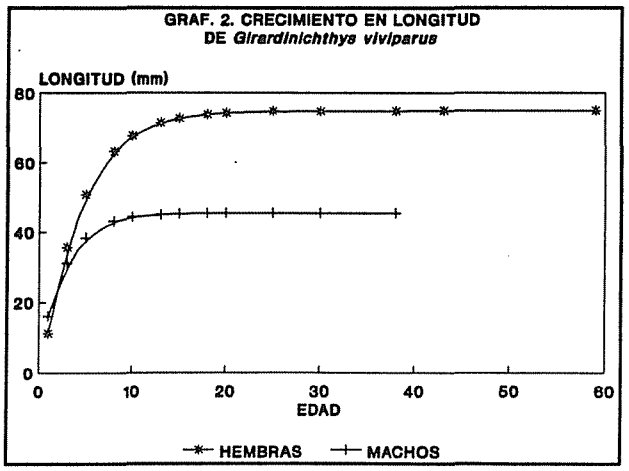
$$Wt(♀) = 11.1536\ (1-e^{-0.2428\ (t\ -\ 0.3311)})^{3.1028}$$

$$Wt(♂) = 1.4790\ (1-e^{-0.3595\ (t\ +\ 0.2063)})^{2.5979}$$

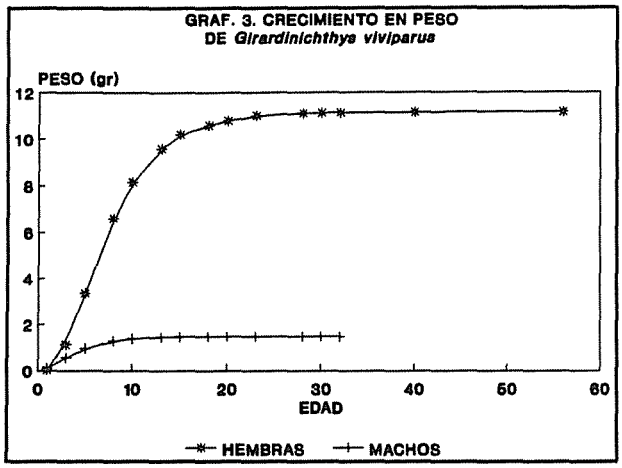
d) Madurez gonádica

La diferenciación sexual en los organismos se basó en sus características externas debido a que, por su marcado dimorfismo sexual, los machos son más pequeños y delgados, y poseen un acortamiento en los primeros 5 o 6 radios de la aleta anal unidos entre sí y a su vez separados del resto de la aleta. Los estadios de madurez gonádica se establecieron exclusivamente para las hembras como lo marcan Díaz-Pardo y Ortíz-Jiménez (1986).

El estadio gonádico no fue directamente proporcional al tamaño de la hembra (r^2 = 0.389), como un resultado del fenómeno de superfetación que presenta la especie. La familia



Goodeidae se caracteriza por la vivipartidad y la superfetación. Por lo anterior es difícil definir exactamente a que fase del ciclo de madurez corresponde un ovario, ya que la temporada de reproducción es muy larga (unos seis meses) y las hembras pueden ser fertilizadas casi continuamente. Esto provoca que las gónadas femeninas, a pesar de haber desalojado los embriones, presenten óvulos maduros que darán lugar a la nueva generación (Díaz-Pardo y Ortíz-Jiménez, 1986). Para los estadios I a IV los intervalos de longitud de las hembras fueron 10-29, 27-51, 30-52 y 30-50 mm. El número de embriones fue directamente proporcional al tamaño de la hembra (r^2 = 0.865) presentando el siguiente esquema: las hembras menores a 30 mm (juveniles) no presentaron embriones, las adultas de 30 a 35 mm con 14 ± 5, de 36 a 45 mm con 17 ± 9 y de 46 a 55 mm con 37 ± 5 embriones. El número de embriones presentes en cada cámara de la gónada fue variable, pudiendo ser igual o diferente.



El 66.4% de las hembras se encontraron en el estadio I, 11.8% en el II, 16% en el III y el 5.8% restante en el IV. No se encontraron hembras en el estadio V. El mayor número de hembras grávidas y una elevada cantidad de organismos de talla pequeña (10-18 mm) se recolectaron durante la época reproductiva.

Aunque Díaz-Pardo y Ortíz-Jiménez (1986) establecen en 16.5 mm la talla de un ejemplar recién nacido, en este estudio así como en el de Salazar (1981) se encontraron organismos -con trofotenia- de 10 mm. Sin embargo, la talla de reclutamiento reproductivo para las hembras fue la misma (30 mm de longitud patrón).

e) Hábitos alimenticios

Con relación a los hábitos alimenticios de *G. viviparus* se puede considerar como un organismo eminentemente zooplanctófago. Los crustáceos planctónicos constituyeron el 42.6% de la dieta, los insectos el 18.9%, rotíferos, crustáceos bentónicos y otros elementos constituyeron el 12.4%. El 26.1% restante representó materia orgánica irreconocible.

Cyclops spp., *Moina micrura*, *M. macropa*, *M. rectirostris*, *M. brachiata*, *Alona costata* y *A.* sp. fueron las principales especies zooplanctónicas y *Tanypus* spp., *Chironomus* spp., *Trichocorixella mexicana*, *Krizousacorixa femorata* y *Corisella edulis*, los insectos más importantes. Otras especies de contribución menor fueron *Hyalella azteca*, *Cypridopsis vidua*, *Cambarellus montezumae*, *Polyartha* sp., *Keratella* sp., *Brachionus plicatilis*, *B. calciforus*, *B. havanaensis*, *B.* sp. y *Physa* sp.

La dieta de *G. viviparus* no cambió a lo largo del ciclo anual en forma apreciable, sólamente pequeñas modificaciones en los constituyentes menores pudieron ser detectadas. Lo anterior puede ser el reflejo de la disponibilidad de los grupos alimenticios menores en el ambiente acuático.

El contenido de material orgánico no identificable se presentó en mayor proporción en las tallas grandes. Este hecho puede ser explicado por el factor masticación. Los organismos mayores presentan piezas bucales más desarrolladas por lo cual la masticación y digestión son más eficientes. Los pequeños, al no masticar adecuadamente los alimentos, reducen su grado de digestión y, por lo tanto, los restos son más reconocibles (Bond, 1979).

f) Factor de condición

El factor de condición osciló entre 0.93 y 1.58 para las hembras y entre 0.84 y 1.30 para los machos. Esta diferencia entre sexos es reflejo del dimorfismo sexual (las hembras fueron más robustas que los machos). En la mayor parte del año (75%) las hembras presentaron un factor de condición más elevado que los machos.

A pesar de que las medias anuales reflejan esta tendencia (♀ = 1.29 y ♂ = 1.14), éstas no fueron estadísticamente diferentes. Las hembras presentaron su mejor factor durante la época reproductiva, mientras que para los machos fue menor. Sin embargo, los factores de condición de hembras y machos en la época reproductiva y no reproductiva, siguieron siendo estadísticamente iguales.

Por clases de edad, las hembras superaron ligeramente a los machos en los estadios I (♀ = 1.09, ♂ = 1.02) y II (♀ = 1.14, ♂ = 1.08) sin embargo, este patrón se invirtió en los estadios III (♀ = 0.82, ♂ = 1.11) y IV (♀ = 0.83, ♂ = 1.16). El factor de condición más reducido lo presentaron las hembras del estadio V (0.62). Lo anterior se asoció a que las clases de edad calculadas para los machos consideran mayores intervalos de talla que para las hembras. A pesar de lo anterior, la diferencias entre clases de edad fueron reducidas tanto para machos, como para las hembras a excepción de la clase V. El número de hembras en este estadio fue reducido, lo cual es posible haya influído en el cómputo.

Entre los factores que pueden afectar el cálculo del factor de condición se encuentran el grado de llenado del tracto digestivo, el peso de las gónadas y el valor nutricional del alimento. Debido a que el grado de llenado del tracto digestivo y el tipo de alimento no variaron en forma apreciable a lo largo del tiempo, entre tallas ni entre sexos, la fluctuación temporal del factor de condición fue asociado al peso de la gónada, como lo sugiere Nikolski (1963).

g) Parasitismo

El grado de prevalencia que presentó *G. viviparus* fue inferior al 1%, con un promedio de un parásito por pez parasitado. El parásito fue identificado como *Ergasilus* (Copepoda: Ciclopoidea). Este organismo se encontró en la parte superficial externa del arco branquial. La talla de los peces parasitados fluctuó entre 30 y 50 mm. La fotofobia del parásito (Bauer, 1962) puede explicar el hecho de que los organismos de menores tallas no fueran parasitados, debido a que éstos se localizan, en su mayor parte, en las zonas litorales periféricas someras mejor iluminadas.

h) Mortalidad y supervivencia

La tasa de mortalidad total de *G. viviparus*, que no incluye la mortalidad por pesca debido a que esta población no está sujeta a explotación pesquera, fue la siguiente:

$$Nt = 3167.5573\ e^{-0.1597\ (t)}\ (r^2 = 0.948)$$

G. viviparus se caracteriza, por ser vivípara, por un bajo potencial biótico con una baja fecundidad, una fecundación segura debido a que es interna y por asegurar la viabilidad de cada huevo fertilizado. Por lo anterior, la baja mortalidad calculada (Z = -0.1597) para estas poblaciones es característica de especies poco o no explotadas (Turner, 1933). La supervivencia fue elevada (S = 0.8524) ya que presenta una relación inversa con la mortalidad.

A pesar de que la familia Goodeidae y, en especial *G. viviparus*, es una familia poco estudiada, Rosas (1976) establece que es un grupo de organismos que se adapta fácilmente a las condiciones ambientales prevalecientes en un cuerpo acuático. De los factores ambientales ambientales presentes en los Lagos de Chapultepec la temperatura jugó un papel determinante en el ciclo biológico de la especie y mostró una relación directa con la abundancia, regulando el período reproductivo.

CONCLUSIONES

La ictiofauna endémica nativa de los Lagos de Chapultepec estuvo representada por *Girardinichthys viviparus* (Goodeidae) y *Chirostoma jordani* (Atherinidae), habitantes típicos del antiguo complejo lacustre del Valle de México. Los goodeidos (99%) superaron en número ampliamente a los aterínidos (1%), por lo cual la descripción de las características biológicas se refieren al goodeido. Las hembras predominaron sobre los machos en proporción de dos a uno. El tipo de crecimiento fue isométrico y difiere en machos y hembras por su marcado dimorfismo sexual. La madurez gonádica no fue proporcional a la talla de los organismos, no así el número de embriones. No se encontró ningún patrón de distribución de madurez gonádica a lo largo del tiempo, debido a la superfetación característica de la especie. El período reproductivo se llevó a cabo de abril a septiembre durante el cual predominan las tallas pequeñas. La longitud estándar de reclutamiento reproductivo de las hembras fue de 30 mm y 10 mm para la talla de los recién nacidos. La dieta de *G. viviparus* la constituyeron crustáceos zooplanctónicos y, en menor medida, insectos acuáticos. No se detectó ninguna variación en los hábitos alimenticios a los largo del tiempo, entre tallas ni entre sexos. El factor de condición fue mayor en las hembras que en los machos, sin embargo las medias anuales no fueron significativamente diferentes. Por clases de edad, el factor de las hembras fue ligeramente superior al de los machos en los estadios I y II, e inverso en los III y IV; el más reducido lo

presentaron las hembras del estadio V. La prevalencia parasitaria fue reducida y se limitó al copépodo *Ergasilus*. La viviparidad de la especie se reflejó en una baja tasa de mortalidad y elevada supervivencia.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue parcialmente apoyada por la SECEP, UNAM y por la ENEP Iztacala, UNAM, a través del Dr. Fermín Rivera. Agradecimientos especiales se extienden a las autoridades de la Delegación Miguel Hidalgo por las facilidades proporcionadas para realizar el muestreo. Agradecemos, asímismo, a las siguientes personas por la ayuda de campo y laboratorio G. Vilaclara, F. Castro, M.R. Sánchez, M. Chávez, R. Ortíz, E. Gallegos, P. Bonilla, E. Ramírez, E. Robles. Por su apoyo en el procesamiento de datos agradecemos al personal del Centro de Datos e Información Oceanográfica de la Secretaría de Marina, en especial a A. Gil Zurita y a J. Segura.

BIBLIOGRAFIA

Alcocer, J., E. Kato, E. Robles y G. Vilaclara. 1988. Estudio preliminar del dragado sobre el estado trófico del Lago Viejo de Chapultepec. Contam. Ambient. 4: 43-56.

Alcocer, J. & E. Escobar. 1990. The drying up of the Mexican Plateau axalapazcos. Salinet 4: 34-36.

Alcocer-Durand, J. & E. Escobar-Briones. 1991. Freshwater biological research in Mexico: a brief historical review. Freshwater Forum 1(2): 109-114.

Alcocer-Durand, J. & E. Escobar-Briones. 1992. The aquatic biota of the now extinct lacustrine complex of the Mexico basin. Freshwater Forum 2(3): 171-183.

Alcocer, J., E. Kato y M.R. Sánchez. 1993. Chapultepec: una reminiscencia del México lacustre. En: J.L. Camarillo y F. Rivera (eds.). Aspectos de la conservación y biología de la flora y fauna del Valle de México. ENEP-Iztacala, UNAM (En prensa).

Alvarez, J. y L. Navarro. 1957. Los peces del Valle de México. Comisión para el fomento de la Piscicultura Rural, Dir. Gral. Pesca Ind. Conex., Secretaría de Marina. México. 62pp.

Alvarez, J. 1970. Peces mexicanos (claves). Inst. Nal. Inv. Biol. Pesq., Comisión Nacional Consultiva de Pesca. México. 165pp.

Bauer, O.N. 1962. The ecology of parasites of freshwater fishes. Bull. State Res. Inst. Lake Rivers Fish. 49: 96-101.

Bagenal, T. 1978. Fish production in fresh water. IBP Handbook 3. Blackwell Scientific Publications. Londres. 365pp.

Bond, C.E. 1979. Biology of fishes. W.B. Saunders Co. Nueva York. 514pp.

Cassie, R.M. 1954. Some uses of probability paper for the graphical analysis of polymodal frequency distributions. Aust. J. Mar. Freshw. Res. 5: 513-522.

Díaz-Pardo, E. y D. Ortíz-Jiménez. 1986. Reproducción y ontogenia de *Girardinichthys viviparus* (Pisces: Goodeidae). An. Esc. nac. Cienc. biol., Mex. 30: 45-66.

Echelle, A.A. & A.F. Echelle. 1984. Evolutionary genetics of a "species flock": atherinid fishes on the Mesa Central of Mexico. In: A.A. Echelle & I. Kornfield (eds.). Evolution of fish species flocks. University of Maine Press at Orono. Maine. 93-110.

García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). E. García de Miranda. México. 217pp.

Gulland, J.A. 1971. Manual de métodos para la evaluación de las poblaciones de peces. FAO-Acribia. Barcelona. 39-45.

Guzmán, M., L. Rojas y D. González. 1982. Ciclo anual de maduración y reproducción del charal blanco *Macrobrachium tenellum* en relación con factores medioambientales en las lagunas costeras de Mitla y Tres Palos, Gro., México, (Decapoda: Palaemonidae). An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Univ. Nal. Aut. Méx. 9(1): 67-80.

Miller, R.R. 1986. Composition and derivation of the freshwater fish fauna of Mexico. An. Esc. nac. Cienc. biol., Mex. 30: 121-153.

Nielsen, L.A. & D.L. Johnson (eds.). 1983. Fisheries techniques. American Fisheries Society. Bethesda. 468pp.

Nikolski, G.V. 1963. Ecology of fishes. Academic Press. Londres. 352pp.

Nikolski, G.V. 1969. Theory of fish population dynamics as biological background for national explotation and management of fishery resources. Oliver & Boyd. Edimburgo. 323pp.

Ojendis, G.V.M. 1985. Contribución al conocimiento de la biología del mexclapique (*Girardinichthys viviparus*); con algunos aspectos ecológicos de la parte norte del ex-lago de Texcoco. Tesis profesional. ENEP Iztacala, UNAM. México. 55pp.

Pitcher, T.J. & J.B.P. Hart. 1982. Fisheries ecology. The AVI Publishing Company. Westport. 134-143.

Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Department of the Environment Fisheries and Marine Service. Vol. 1. 29-32.

Rosas, M.M. 1976. Peces dulceacuícolas que se explotan en México y datos sobre su cultivo. Subsecretaría de Pesca. Centro de Estudios Económicos y Sociales del Tercer Mundo. México. 115-124.

Salazar, M.E. 1981. Contribución al conocimiento de la biología de *Girardinichthys innominatus* Bleeker, 1860 (Pisces: Goodeidae) del embalse Requena, Edo. de Hidalgo. Tesis Profesional. ENEP Iztacala, UNAM. México. 43 pp.

Turner, C.L. 1933. Viviparity superimposed upon ovo-viviparity in the Goodeidae, a family of cyprinodont teleost fishes of the Mexican Plateau. J. Morphol. 55: 207-251.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:323-330

INFLUENCIA DE LA BIOGEOGRAFIA EN LA ESTRUCTURACION DE LAS COMUNIDADES BENTICAS FLUVIALES EN LA PENINSULA IBERICA

B. Sabio González
Cátedra de Zoología. E.T.S.I. de Montes.
Avda. Rámiro de Maeztu s/n. 28040 Madrid.

Palabras clave: biogeografía, comunidades macroinvertebradas, Península Ibérica.

ABSTRAT

Looking at several studies of various authors about benthonic macroinvertebrate communities in different river basins of the Iberican Peninsula, a synthetic analysis of its fluvial dynamic had been made.

Physique-chemical and biological factors were considerated in the present study in order to establish different fluvial regions in the Iberican Peninsula.

It´s very easy to differ a community associated with mountainous area in Hesperic Chain, constituted by numerous cold water species, wich in many cases are iberian endemic species. This observations conclude in a distribution pattern in disagrement with fluvial theories bassed on River Continuum Concept.

INTRODUCCION

Situada en el extremo Suroeste de Europa y no ajena a las influencias Norteafricanas, la Península Ibérica constituye un enclave singular para la realización de toda clase de estudios biogeográficos. A pesar de una historia geológica que ha condicionado ciertamente las pautas de distribución de una parte importante de su fauna,los antecedentes de estudios zoogeográficos son bastante escasos, sobre todo los que abordan la totalidad de la Península, y en particular los que atañen a la fauna fluvial. Múgica (1990), establece una regionalización biogeográfica de la Península Ibérica utilizando como elemento caracterizador su herpetofauna (anfibios y reptiles) considerando su capacidad integradora de factores biogeográficos, ecológicos e históricos. Doadrio (1988), aplica distintos métodos de evaluación filogenética para determinar areas biogeográficas en la Península en cuanto a la distribución de su ictiofauna. Los macroinvertebrados tienen un interés diferente al que aporta la fauna piscícola dada su mayor riqueza faunística y diversidad, junto con el hecho de que su capacidad de dispersión es más reducida respecto a la de los peces, por lo cual se hace necesario en muchos casos recurrir a la biogeografía para explicar la distribución de sus especies. Margalef (1983) destaca la importancia de la historia geográfica en la distribución de la fauna fluvial, especialmente en los crustáceos, para los que las condiciones ecológicas actuales no han conseguido borrar un esquema de distribución dependiente de las circunstancias geológicas y ecológicas del pasado.

La relación entre la fauna macroinvertebrada fluvial y los factores abióticos del medio ha generado multitud de trabajos para la clasificación de los ríos (Hawkes, 1975, por referencias), todavia sin concluir en un sistema universalmente aceptado (Cushing *et al*, 1980). La aplicación de los modelos propuestos para la clasificación de los ríos se encuentra con diferentes problemas y son necesarias modificaciones al aplicarlos en

areas geográficas distintas a donde fueron desarrollados (Minshall *et al*,1985a). No obstante, las sucesivas aportaciones en cuanto a la caracterización de areas geográficas concretas empleando técnicas multivariantes, puede tener un interés especial para integrar los esfuerzos de la clasificación de los ríos (Wright *et al*, 1984). Por otra parte, los factores biogeográficos pueden aportar importantes consideraciones en la composición de las comunidades macroinvertebradas.

METODOLOGÍA

Para el presente estudio fueron utilizados los datos de diversas publicaciones, proyectos de investigación y tesis doctorales que tenían como fondo el estudio de la fauna macroinvertebrada fluvial en distintas areas geográficas de España, intentando cubrir la mayor parte del territorio o al menos tener representación de las cuencas fluviales más características.

Han sido considerados los trabajos de García de Jalón *et al* (1989) en distintos ríos gallegos, el de Ortega (1990) en la red fluvial de Cantabria, el estudio sobre la red hidrográfica de Vizcaya de Orive *et al* (1987), la clasificación biotipológica de la cuenca del Duero de González del Tánago y García de Jalón (1982), de los mismos autores los trabajos realizados en el río Jarama (1980) y en las cuencas del Guadalhorce y Guadiaro (1986), el trabajo en la cuenca del río Genil de Palomares (1982), el estudio de comunidades de Baltanás (1990) en el Alto Tajo, el trabajo de García de Jalón *et al* (1986b) en los ríos extremeños, el estudio sobre el río Llobregat de Prat *et al* (1984) y el trabajo de García de Jalón *et al* (1988) en el río Ara.

La selección de las variables utilizadas se hizo en base a la disponibilidad de datos homogéneos para todas las cuencas, o fácilmente calculables a partir de lo ya publicado. En el estudio se incluyeron 20 variables, cuantitativas y cualitativas, relativas a las características de la cuenca, a la fisíco-quimica de los tramos considerados, así como a las comunidades macroinvertebradas presentes. En cada cuenca se incluyen tramos de diferente magnitud, excluyendo siempre las estaciones con evidencia de contaminación que distorsionarían los resultados, aunque esta discriminación puede resultar muy laxa pudiendo quedar la contaminación enmascarada sin que sea detectada por la medición de variables que se realiza en algunos estudios. Como variables para la caracterización físico-química de las estaciones fueron incluidos en el estudio los datos correspondientes a la altitud de la localidad, distancia al origen, pendiente, superficie de area drenada hasta ese punto, orden jerárquico de río, caudal medio anual, temperatura media anual, anchura media, conductividad media, tipo de sustrato predominante y geología, que son comunes a todos los trabajos considerados, o bien se pueden completar a partir de mapas topográficos o registros de las estaciones de aforos. Y como variables relativas a las comunidades presentes en cada punto se consideraron el nº total de taxones en el año, nº medio de taxones, diversidad media anual y proporción de endemismos (nºendemismos/nºtotal de taxones*100), junto con el nº de taxones de plecópteros, efemerópteros, tricópteros, moluscos y crustaceos, seleccionando estos órdenes por considerar que ofrecen mayor información al presentar mayor número de endemismos que otros grupos.

El análisis estadístico incluye la aplicación de un método de clasificación, el TWINSPAN ,(Two Ways Indicator Species Analysis) (Hill, 1979a) y un método de ordenación, el DECORANA (Detrended Correspondence Analysis) (Hill,1979b). Ambos métodos han sido aplicados sobre las variables consideradas pero de manera separada para las variables físico-químicas y las biológicas. La clasificación permite identificar

grupos de muestras de características similares y la ordenación ayuda a establecer la orientación o proximidad de las muestras en función de los gradientes que marcan las variables consideradas.

El resto de las variables no incluidas en el tratamiento estadístico, tales como la anchura del cauce, sustrato predominante, geología, así como el nº de taxones de moluscos y nºde taxones de crustáceos, ayudan a la interpretación de los resultados obtenidos, de igual modo que aportan importante información para las consideraciones biogeográficas.

RESULTADOS

Caracterización de las estaciones fluviales de acuerdo con las variables fisico-químicas del medio

En la ordenación de las variables que realiza el DECORANA se observa como el primero de los ejes está significativamente correlacionado con la pendiente ($r=0.353$), la altitud ($r=0.225$) y la temperatura ($r=0.219$), de manera que refleja variaciones en relación al gradiente longitudinal del río y a la región fisiográfica del tramo, ordenando las estaciones desde localidades situadas a gran altitud, con fuerte pendiente y baja temperatura, hasta aquellas más próximas a la desembocadura con pendientes más suaves y temperaturas más altas, que abarcan areas más amplias. El segundo eje sólo muestra una correlación más significativa con la conductividad ($r=0.225$), ordenando las estaciones, fundamentalmente, en función del grado de mineralización de sus aguas.

Del mismo modo, en el primer nivel de división del TWINSPAN se separan dos grandes grupos de muestras, quedando agrupadas de un lado las cuencas pequeñas representadas por tramos de cabecera o tramos medios de todas las cuencas de España incluyéndose tambien los tramos finales de los cortos ríos de la vertiente Cantábrica. Del otro lado quedarían los tramos altos del Sur de la Península, los tramos medios de cuencas más amplias y tramos finales de toda España.

Atendiendo a la secuencia de grupos obtenidos en el TWINSPAN a partir de parámetros abióticos se pueden definir dos grandes regiones fluviales en la Península Ibérica.

La región que denominamos Occidental que incluye Galicia, la cuenca del Duero, cabecera del río Ebro, cuenca del Tajo, y los afluentes del Guadiana con nacimiento en los Montes de Toledo, junto con el Pirineo (río Ara). El grupo queda caracterizado por unas aguas medianamente mineralizadas, que mantienen temperaturas bajas o muy bajas durante el invierno. El regimen de caudales varía según las zonas, aportando importantes diferencias entre las cuencas de esta Región Occidental, pudiendose distinguir:

1. Subregión Gallega: incluye los ríos de Galicia junto con el río Tera. Son ríos que nacen por debajo de los 1000 metros, con aguas escasamente mineralizadas y temperatura media anual baja.
2. Subregión del Duero: agrupa a los afluentes del Duero de la parte Norte de la cuenca. Presentan un mayor grado de mineralización de sus aguas y, en general, con grandes oscilaciones de temperatura en el año. Las cabeceras se localizan por encima de los 1000 m, y presentan un largo recorrido a través de la Meseta Castellano-leonesa.

3. Subregión asociada al Sistema Central: incluimos en este grupo la cabecera del río Duero, las cabeceras de sus afluentes Aralanza y Arlanzón que nacen sobre sustrato cristalino, junto con la cabecera del Eresma, río Tormes, Agueda y Jarama, que nacen en el Sistema Central. Son ríos cuyo origen se situa por encima de los 1000 m, pudiendose considerar como ríos de montaña media, caracterizados por una baja mineralización de sus aguas y un regimen de caudales con cierta influencia del factor nival.
4. Subregión del Alto Tajo
5. Subregión Extremeña: en donde situamos la parte baja de la cuenca del Tajo junto con el Guadiana y sus afluentes.
6. Subregíon Pirenaica: río Ara.

La otra gran región fluvial incluiría Cantabria, País Vasco (Vizcaya), Este y Sur de la Península, que denominamos Región Oriental. Como grupo queda caracterizado por una mayor mineralización de sus aguas frente a la Región Occidental. En él diferenciamos las siguientes subregiones:

1. Subregión Norte: ríos de Cantabria y Vizcaya. Son ríos cortos que circulan por cuencas de gran permeabilidad presentando pendientes muy acusadas.
2. Subregión Catalana: representada por el río Llobregat, de nacimiento a gran altitud y con un largo recorrido, presenta importantes fluctuaciones en el año del regimen de caudales, ya que el factor nival determina en gran medida su regimen hidrológico, no obstante, su situación geográfica con clara influencia mediterránea, hace que presente una temperatura media anual alta.
3. Subregión Sur: incluimos en este grupo las cuencas de los ríos Guadalhorce, Guadiaro y Genil. Presentan una fuerte mineralización de sus aguas y una temperatura media anual muy elevada. Su regimen de caudales es de gran irregularidad con importantes estiajes que pueden producir sequias temporales en los cauces.

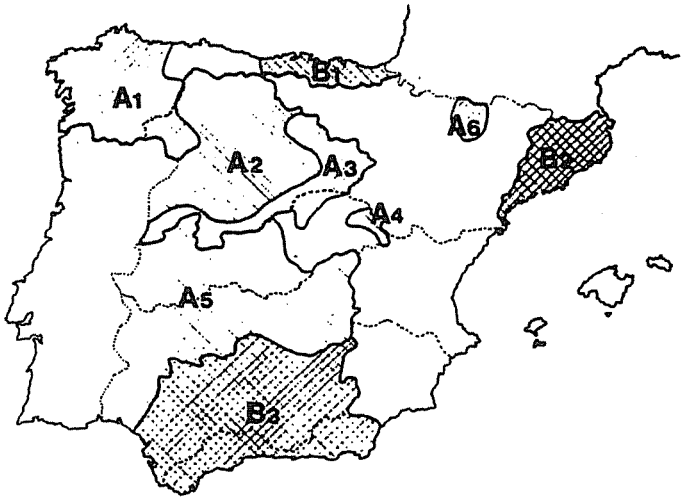


Figura 1. Grandes regiones fluviales de la Península Ibérica en funciómn de la clasificación que realiza el TWINSPAN para los factores abióticos.

Caracterización de las estaciones en función de sus comunidades

La ordenación de parámetros biológicos que realiza el DECORANA manifiesta la importancia del nº de endemismos y taxones de plecópteros en primer término, y la riqueza específica y el nº de taxones de tricópteros en segundo, como factores principales para la discriminación de grupos de comunidades.

De acuerdo con la clasificación de localidades de acuerdo con sus comunidades obtenida en el TWINSPAN, podemos diferenciar dos grandes areas ecológicas:

1. Región Noroccidental: en el que incluimos Galicia, Cantabria, País Vasco, Pirineo, cuenca del Duero y cuenca del Tajo. Presentan comunidades ricas en plecópteros y tricópteros, con un elevado número de endemismos, especialmente en las cabeceras. Quedan asociadas a sistemas montañosos, generalmente de tipo silíceo y cuando aparecen en aguas más blandas las bajas temperaturas pueden compensar el efecto de una mayor mineralización , tal y como sucede en la cornisa Cantábrica o Alto Tajo, en donde los factores biogeográficos toman mayor importancia para la determinación del grupo que otras variables medidas, de igual manera que propone Corkum (1989).

2. Región Oriental: de comunidades más simplificadas, en donde los tricópteros y, especialmente los plecópteros, son poco abundantes tomando mayor relevancia otros grupos, tales como los dípteros o una mayor proporción de efemerópteros.

DISCUSION

La clasificación de las estaciones en función de los parámetros abióticos, sugiere la importancia de magnitud del curso como factor inicial para la segregación de grupos, coincidiendo con los resultados obtenidos por Cushing *et al* (1980) en su trabajo sobre diversos ríos de Europa y Norteamérica.

El area drenada, la distancia al origen o el orden jerárquico, permiten separar grandes grupos de estaciones que corresponden a tramos de diferente entidad, dada la gran heterogeneidad de cursos que se incluyen en el estudio. De acuerdo con Corkum (1989) la región fisiográfica en la que se situan los tramos permite matizar diferencias dentro de los grandes grupos, del mismo modo que el tipo de sustrato, altitud, conductividad y temperatura media anual, ofrecen información acerca de la situación del tramo, como sugiere Wright (1984) para el caso de los ríos británicos.

En la Península Ibérica Doadrio (1988) define dos grandes regiones biogeográficas en base a su ictiofauna, diferenciando una región Noribérica donde incluye toda la cornisa Cantábrica, Pirineo, cuenca del Ebro y Cataluña. El resto de la Península queda incluida en la región que denomina Suribérica. Los resultados de Doadrio difieren de los obtenidos en este estudio, ya que él identifica las principales diferencias en el eje Norte-Sur, mientras que en nuestro caso se presentan fundamentalmente en el eje Este-Oeste. Hay que destacar que el análisis de Doadrio está basado principalmente en ciprínidos sin incluir en su estudio especies propias de aguas muy frías (salmónidos), y que al menos están presentes en las cabeceras de muchos de los ríos que el considera incluidos en la región Suribérica, y seguramente variarían la interpretación de sus resultados.

En la sectorización bigeográfica de la Península Ibérica que establece Múgica (1990) para la fauna anfibia identifica, en un primer término, dos grandes regiones que obedecen al eje Norte-Sur. Múgica diferencia una región Septentrional donde incluye Galicia, Norte de Portugal, el area Cantábrica, Pirineos y valle del Ebro, y el resto de la

Península quedaría incluida en la región Mediterránea. El hecho de que en nuestro estudio las cuencas del Duero y del Tajo queden asociadas al Norte de la Península, a diferencia de los resultados de Múgica, es atribuible a que la fauna anfibia se encuentra, indudablemente, ligada al medio terrestre haciendosele difícil soportar las altas temperaturas estivales del interior de la Península, quedando limitada a areas permanentemente húmedas. Las comunidades macroinvertebradas que hemos caracterizado como pertenecientes a la región Noroccidental, pueden ocupar latitudes más bajas refugiandose en areas montañosas a gran altitud que permiten mantener temperaturas más bajas.

Dentro de las dos grandes areas ecológicas que hemos definido diferenciamos varias subregiones de acuerdo con la sucesión de comunidades en el eje longitudinal que presentan sus ríos:

REGION NOROCCIDENTAL

1. Subregión Hespérica: Galicia, río Tera, las cabeceras del Duero y de alguno de sus afluentes tales como el Pisuerga, Porma, Esla, Arlanzón, Riaza y Eresma, junto con el Jarama y Alto Tajo.
2. Subregión Cántabra: Deva, Saja y Pas.
3. Subregión Vasca: cuencas de Vizcaya.
4. Subregión del Duero y bajo Tajo: parte extremeña del Tajo y cuenca del Duero no incluida en el grupo 1.
5. Subregión Pirenáica: río Ara.

REGION ORIENTAL

1. Subregión Catalana: río Llobregat.
2. Subregión del Ebro: cabecera del río Ebro.
3. Subregión Sur de la Península: cuencas del Guadiana, Genil, Guadalhorce y Guadiaro.

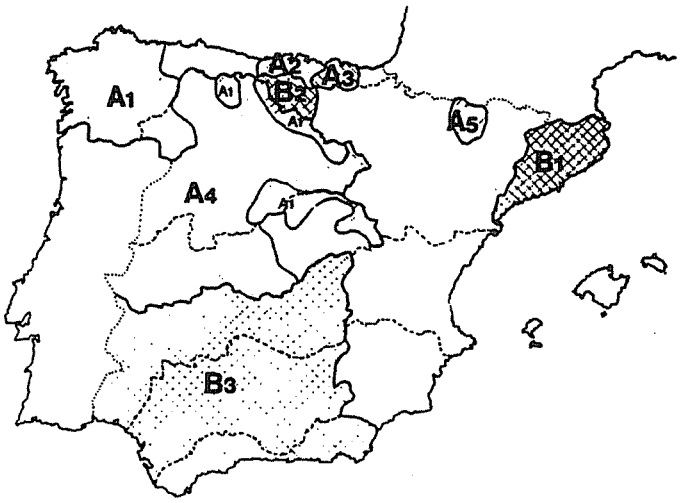


Figura 2. Grandes regiones fluviales de la Península Ibéricade acuerdo con sus comunidaes de macroinbertebrados según la clasificación del TWINSPAN.

Es destacable la distribución de la subregión Hespérica que queda asociada a sistemas montañosos geológicamente antiguos (Macizo Hespérico) de gran aislamiento geográfico, caracterizada por una gran riqueza específica junto con un alto número de endemismos, fundamentalmente plecópteros, tricópteros y efemerópteros con un fuerte carácter estenotermo (González *et al*, 1987; Casado *et al*, 1990). En Galicia, la escasa mineralización de las aguas y las bajas temperaturas permiten que este tipo de comunidades descienda hasta los tramos medios o bajos, mientras que en las areas de las cuencas del Duero y Tajo que incluidos en este grupo presentan un mayor grado de mineralización, o incluso elevada (Alto Tajo), obligando a refugiarse a altitudes superiores a los 1000 m donde las aguas son más frías.

Vizcaya presenta cierta conexión con la subregión Hespérica al ofrecer una estructura de comunidad similar de gran riqueza y valor endémico. Además, se puede suponer que especies hespéricas de aguas frías hayan aumentado sin dificultad su area de distribución a estas zonas colindantes, como ya ha sido reconocido para las especies lusitánicas (Margalef, 1955). La localización geográfica de Vizcaya y el encajonamiento de sus ríos permite mantener aguas rápidas y frías que albergan un número importante de plecópteros y tricópteros, incluso en las tramos medios.

En la región Oriental los taxones característicos de aguas frías son ciertamente escasos, identificados invariablemente en los tramos más altos donde el número de endemismos es tambien más importante. Sus comunidades presentan mayor representación de elementos que soportan con distintas estrategias temperaturas elevadas del agua, y en muchos casos un regimen de caudales enormemente fluctuante.

Las dos grandes regiones identificadas responden a una estructura de comunidad bien distinta, en donde los factores relativos a la físico-química del agua, la hidrología, y especialmente los factores biogeográficos toman una gran relevancia.

No obstante, la Península Ibérica presenta uniformemente para todas sus cuencas unos valores máximos de riqueza específica localizados en los tramos de orden 1,2 o 3, lo cual discrepa claramente del modelo de funcionamiento fluvial en base al río como un continuo (Vannote *et al*, 1980), que propone un incremento de la riqueza con el tamaño del río alcanzando su máximo en los tramos medios, que Minshall *et al* (1985b) localizan en el orden 5. La concentración de actividades humanas en los tramos bajos de los ríos de España explica, por una parte, y el origen biogeográfico de los taxones de aguas frías por otro, que las comunidades de mayor estabilidad y complejidad se localicen en los ríos de cabecera y no en los tramos medios, haciendose difícil separar la incidencia de la contaminación de las peculiaridades bigeográficas como factores importantes en la dinámica fluvial de la Península, por lo que la aplicación de las propuestas del River Contunum Concept estaría sujeta a importantes modificaciones.

BIBLIOGRAFIA

- Baltanás, A. (1990) Estructura y organización de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos del Alto Tajo: escalas, patrones aleatorios y perturbación. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Casado, C., C. Montes, D. García de Jalón y O. Soriano (1990) Contribución al estudio faunístico del bentos fluvial del río Lozoya (Sierra de Guadarrama, España). Limnetica, 6: 87-100.
- Corkum, L.D.(1989) Patterns of benthic invertebrate assemblages in rivers of northwestern North America. Freshwater Biology, 21: 191-205.
- Cushing, C.E., C.D. McIntire, J.R. Sedell, K.W. Cummins, G.W. Minshall, R.C. Petersen & R.L. Vanotte (1980) Comparative study of phisical-chemical variables of stream using multivariate analyses. Archiv für Hydrobiologie, 89: 343-352.

- Doadrio, I. (1988) Delimitation of areas in the Iberian Peninsula on the basis of freshwater fishes. Bonn. zool. Beitr., 39: 113-128.
- García de Jalón, D., M.G. Tánago, G. Prieto, E. Barceló y C. Villeta (1986b) Estudio limnológico de los ríos extremeños. Dirección General de Medio Ambiente. Junta de Extremadura.
- García de Jalón, D., C.Montes, E. Barceló, C.Casado & F.Menes (1988) Effects of hydroelectric scheme on fluvial ecosystems within the Spanish Pyrenees. Regulated Rivers: research and management, vol. 2, 479-491.
- García de Jalón, D., M. Mayo, F. Hervella, E. Barceló y C. Villeta (1989) Estudio del potencial biológico de los ríos Arnoia, Ulla, Lor, Sor y Eo. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- González, M.A., D. García de Jalón & L.W. Da Terra (1987) Faunistic studies on Iberian Trichoptera: a historical survey and present state of knowledge. M. Bournaud and H. Tachet (eds). Proc. of the 5th Int. Symp. on Trichoptera. ISBN 90-6193-620-9.
- González del Tánago, M. y D. García de Jalón (1980) Estimación de la contaminación de las aguas mediante indicadores biológicos. Aplicación al río Jarama. ICONA, Madrid.
- González del Tánago, M. y D. García de Jalón (1982) Estudio para una metodología de clasificación biotipológica de los ríos españoles según el modelo propuesto para la CEE: aplicación a la cuenca del Duero. Centro de Estudios de Ordenación Territorial y Medio Ambiente, MOPU. Madrid.
- González del Tánago, M. y D. García de Jalón (1986) Estudio sobre la calidad biológica y grado de contaminación de las aguas en las cuencas de los ríos Gudalhorce y Guadiaro. Proyecto LUCDEME, ICONA, Madrid.
- Hawkes, H.A. (1975) River zonation and classification. In: River Ecology (Ed. B.A. Whitton), pp. 312-374. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Hill, M.O. (1979a) TWINSPAN. A FORTRAN Program for Arranging Multivariate Data in an Ordered Two Ways Table by Classification of the Individuals and Attributes. Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York.
- Hill, M.O. (1979b) DECORANA. A FORTRAN Program for Detrended Correspondence Analysis and Reciprocal Averaging. Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York.
- Margalef, R. (1955) Contribución al estudio de la fauna de las aguas dulces del Noroeste de España. P. Inst. Biol. Apl. 21: 5-85.
- Margalef, R. (1983) Limnología. Ed. Omega, S.A., Barcelona. 1010 pp.
- Múgica, A. (1990) Sectorización bigeográfica de la Península Ibérica en función de su herpetofauna. Proyecto Fin de Carrera. E.T.S.Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid.
- Minshall, G.W., K.W. Cummins, R.C. Petersen, C.E. Cushing, D.A. Bruns, J.R. Sedell & R.L. Vannote (1985a) Developments in stream ecosystem theory. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 42: 1045-1055.
- Minshall, G.W., R.C. Petersen & C.F. Nimz (1985b) Species richness in streams of different size from the same drainage basin. The American Naturalist, 125: 16-38.
- Orive, E. y A. Rallo (1987) Estudio de caracterización físico-química de la red hidrográfica de Bizkaia. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.
- Ortega, C. (1990) La calidad del agua en la red fluvial de Cantabria. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo.
- Palomares, A. (1982) Zonación por calidades de agua en la cuenca del rio Genil en base a métodos ecológicos. Proyecto Fin de Carrera. E.T.S. Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid.
- Prat, N.F., M.A. Puig, G. González, M.F. Tort & M. Estrada (1984) Llobregat. In: Ecology of European Rivers. (Ed. B.A. Whitton), pp. 527-553. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing (1980) The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37: 130-137.
- Wright, J.F., D. Moss, P.D. Armitage & M.T. Furse (1984) A preliminary classification of running-waters sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. Freshwater Biology, 14: 221-256.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:331-338

ESTRUCTURA DE LAS POBLACIONES BENTONICAS EN RIOS DEL NORDESTE DE PORTUGAL: INFLUENCIA DE LA TIPOLOGIA Y DE DIVERSOS TIPOS DE CONTAMINACION.

R.M.V. Cortes y A. Monzón
UTAD, Dpto. de Florestal, 5000 Vila Real, Portugal.

Palabras clave: índices de diversidad, estructura, macrobentos, modelo log-normal.

ABSTRACT

The effects of disturbance and the temporal and spatial patterns of benthic communities was assessed through various methods based on models of distribution and species richness and diversity indices.

It was possible to observe an obvious spatial pattern from source to mouth of those indices, and that the rarefraction index was a precise procedure to assess the effects of mild organic contamination. More over this method is specially accurate when sample sizes are different.

All diversity measures have strong limitations and their interpretation must consider the streams tipology.

INTRODUCCION

No podemos negar la gran proliferación de métodos que procuran describir las alteraciones en la estructura de las comunidades bentónicas creadas por diversos factores de "stress".

Entre estos procesos citamos los modelos de distribución de especies, que traducen la importancia relativa de cada especie, y los índices de diversidad. En trabajos como los de Pielou (1975) y Washington (1984) vamos a encontrar una descripción y crítica exhaustiva de los diversos métodos usados en términos de su validez de interpretación ecológica.

Sin embargo, esos índices continuan a ser interpretados sin tener en cuenta el profundo dinamismo espacial y temporal própio de las comunidades macrobentónicas, como la influencia inherente al propio muestreo. Así, los trabajos de Vannote et al (1980), Stanford & Ward (1983) y Minshall et al (1985) apuntan en el sentido de un incremento del número de especies con el tamaño del río (que alcanza el máximo en los órdenes intermedios) y otros autores como Ward (1984) encuentran grandes desvios a lo largo del año motivados por la diapausa, variaciones temporales que pueden ser notables mismo en términos diurnos, asociados con los fenómenos de deriva (Townsend & Hildrew, 1976; Rieredevall & Pratt, 1988).

Es precisamente el elevado dinamismo en la abundancia y riqueza en especies que pretendemos analizar y, obviamente, la capacidad de interpretación de algunos índices y modelos corrientes, concretamente en situaciones de perturbación moderada.

MATERIAL Y METODOS

Han sido consideradas 37 localidades al Nordeste de Portugal, donde la comunidad de macroinvertebrados fué muestreada durante el periodo estival u otoñal, realizándose capturas para ambos periodos en 15 de éstos puntos. Los rios Olo, Corgo, Pinhão y Tinhela se estudiaron en 1984 y los rios Baceiro, Rabaçal y Tua en 1987.

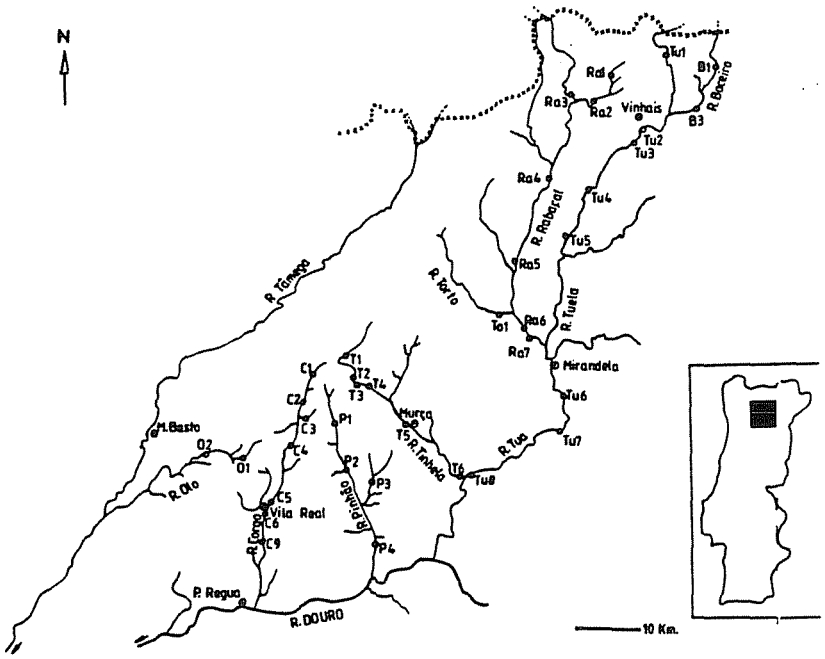


Fig. 1 - Localización de las estaciones de muestreo.

La captura del bentos se realizó con una red de mano de 250 µm de luz de malla, durante 5 minutos, recorriendo los diferentes hábitats del medio lótico. Los organismos fueron identificados hasta el nivel específico.

Grupos taxonómicos como Diptera, Oligochaeta e Hydracarina, no han sido considerados, dada la dificultad inerente de identificación que alteraría la homogenidad de los datos pretendida al objeto de nuestro estudio.

Con los datos así obtenidos, se procuró conocer las características de variación de la estructura de estas comunidades, a lo largo del gradiente espacio-temporal y la influencia de fenómenos de eutrofización (esencialmente en los puntos C_2, C_6, B_3, To_1, Tu_6 y Tu_7) y contaminación minera (en T_3 y P_4) mediante la aplicación de diversos índices estructurales:

Como medida de diversidad se ha utilizado el índice H' de Shannon-Weaner (1949) basado en la teoría de la información, estimado por:

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} \left[\left(\frac{n_i}{n}\right) \mathrm{Ln} \left(\frac{n_i}{n}\right) \right] \quad \text{siendo}$$

ni = número de individuos pertenecientes a la especie i.
s = número total de especies.

El índice de equidad seleccionado fué E_5 "razón modificada de Hill" (Ludwig & Reynolds, 1988), definido por:

$$E_5 = \frac{(1/\lambda)-1}{e^{H'}-1}$$

λ = Indice de diversidad de Simpson.

Para evaluar la riqueza en especies, se determinó E(sn) "índice de rarefracción de Hurlbert" (1971). Este autor demostró que el número de especies que pueden ser esperados en una muestra de n individuos designado por E(sn), obtenida a partir de una población de N individuos distribuidos por S especies es:

$$E(Sn) = \sum_{i=1}^{S} \{1 - [\binom{N-ni}{n} / \binom{N}{n}]\}$$

ni= número de individuos de la especie i.

Otra medida de riqueza en especies fué obtenida a través del cálculo de S* "número teórico de especies", donde S* = 1.77 (So / a), siendo So y a parámetros que caracterizan el modelo log-normal de Preston (1948). Este modelo dado por $S(R) = So\ e^{(-a^2 R^2)}$ procura describir la distribución de la abundancia de especies S(R) en función del número de individuos.

Una estimativa de los parámetros de este modelo, puede ser realizada a través de las siguientes fórmulas:

$$a = \sqrt{\frac{Ln\ [S(o)/S(R\ max.)]}{R^2\ max.}}$$

$$So = e^{(Ln\ S(R) + a^2\ \overline{R}^2)}$$

a = parámetro ligado a la amplitud de la distribución.

S(o) = nº de especies observados en la octava modal (cada octava o clase de abundancia representa una duplicación del número de individuos de la clase anterior).

S(R max.) = nº de especies observados en la octava más distante de la modal (indicado por R máx.)

$\overline{Ln\ S(R)}$ = la media de los logaritmos del número de especies observados por octava.

$\overline{R}^2$ = la media de los R^2s, siendo R el número de cada octava.

$R = \log_2 (Ni / No)$.

Ni = nº de especies en la octava i.

No = nº de especies en la octava modal.

Así pues, el índice S* parte de la base de que la muestra tiene una distribución log-normal, siendo el ajuste al modelo realizado a través del test X^2, que compara las frecuencias observadas y obtenidas a través del modelo y trás el cálculo de a y So.

El cálculo de los modelos e índices mencionados fué realizado con el paquete estadístico de Ludwig & Reynolds (1988).

RESULTADOS

En relación a la distribución log-normal, el modelo es aceptado en la mayoría de las situaciones (cuadro I y II) por lo que se revela eficaz en la descripción de la estructura de las comunidades bénticas.

Las perturbaciones en el medio no parecen afectar al modelo a pesar de producirse cambios en la composición de la comunidad, esto es, substitución de especies intolerantes por tolerantes, manteniéndose así en lo esencial la estructura de la comunidad, efecto idéntico fué ya observado por Gray (1981). Con todo, los efectos de contaminación (orgánica o minera), se reflejan en este modelo, si bién con algunas excepciones, por la comprensión o disminución de la moda observada y ajustada (So), comparativamente con la estación de referencia no perturbada. Esto se evidencia por Ej. en la figura 2, donde y para el periodo estival, el valor de So en la estación C_5 disminuye de 9 para 4.5 en C_6, trás los vertidos urbanos de Vila Real.

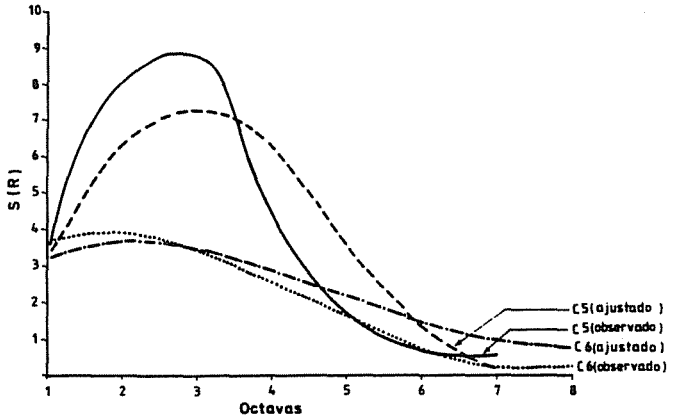


Fig. 2 - Distribución de las frecuencias observadas y ajustadas de la curva log-normal, en la estación de refencia C_5 y perturbada C_6.

TABLA I: Estima de los parámetros de distribución log-normal y su aceptación o rechazo por el test X^2 (p=0.05) y de los indices de diversidad H', equidad "e", S* y riqueza en especies E(s) establecido para una comunidad de 100 indivíduos, para el periodo estival.

Estaciones	a	So	X^2	H'	e	E(s)	S*
0_1	0.22	10.0	13.04 .(1)	2.68	0.69	22	44
0_2	0.34	6.0	5.90 (2)	2.23	0.64	16*	17
C_1	0.27	6.0	5.90 (2)	2.15	0.55	18	32
C_2	0.17	5.0	5.90 (2)	2.31	0.71	17*	29
C_4	0.22	7.0	6.69 (2)	2.21	0.45	20	44
C_5	0.43	9.0	6.38 (2)	2.57	0.57	23*	23
C_6	0.20	4.5	5.95 (2)	1.53	0.51	11*	26
C_9	0.20	7.5	12.58 (2)	1.67	0.43	15	36
P_1	0.20	7.0	11.49 (2)	1.76	0.37	15*	56
P_2	0.39	6.5	45.47 (1)	2.70	0.69	21	24
P_3	0.41	9.5	5.83 (2)	2.76	0.68	24*	25
P_4	0.13	3.0	5.57 (2)	1.38	0.68	8*	25
T_1	0.22	6.5	1.98 (2)	2.58	0.67	20*	42
T_4	0.23	6.5	5.51 (2)	2.45	0.58	19	46
T_5	0.23	6.5	5.51 (2)	2.66	0.75	20	29
B_1	0.18	8.5	17.12 (1)	2.83	0.60	24	49
B_3	0.21	9.5	3.42 (2)	2.8	0.52	24	65
Tu_1	0.20	8.0	9.31 (2)	2.70	0.59	21	52
Tu_2	0.16	7.5	9.70 (2)	2.45	0.56	20	65
Tu_6	0.18	8.5	15.23 (1)	1.24	0.76	6	49
Tu_8	0.00	2.0	7.75 (2)	1.92	0.59	14	indet.
Ra_2	0.23	7.0	2.36 (2)	2.80	0.69	23	55
Ra_3	0.15	6.0	3.12 (2)	2.46	0.59	19	59
Ra_4	0.18	7.0	8.24 (2)	2.61	0.77	18	43
Ra_5	0.29	8.0	13.04 (2)	2.06	0.47	16	25
Ra_6	0.17	6.5	9.63 (2)	1.86	0.49	14	49

(1) - Ho rechaza
(2) - Ho acepta
* - E(s) para valores inferiores a 100 individuos.

TABLA II: Estima de los parámetros de distribución log-normal y su aceptación o rechazo por el test X^2 (p=0.05) y de los indices de diversidad H', equidad "e", S* y riqueza en especies E(s) establecido para una comunidad de 100 indivíduos, para el periodo otoñal.

Estaciones	a	So	X^2	H'	e	E(s)	S*
O_1	0.25	4.5	3.50 .(2)	2.16	0.67	15*	25
C_2	0.29	7.5	7.49 (2)	2.47	0.74	20*	27
C_3	0.39	8.0	4.75 (2)	2.76	0.76	24	24
P_1	0.17	6.5	13.99 (2)	1.53	0.46	11	51
T_2	0.25	9.0	11.15 (1)	2.24	0.60	18	35
T_3	0.21	5.0	7.72 (2)	1.90	0.57	13	29
T_5	0.22	9.5	26.07 (1)	2.39	0.47	20	38
T_6	0.20	6.5	2.86 (2)	2.35	0.59	18	46
B_1	0.20	12.0	21.47 (1)	2.10	0.46	18*	61
B_3	0.25	10.0	5.85 (2)	2.63	0.53	22	53
Tu_1	0.28	7.5	3.24 (2)	2.56	0.61	20	38
Tu_2	0.18	6.5	3.76 (2)	2.61	0.65	21	49
Tu_3	0.16	7.5	9.70 (2)	2.06	0.63	16	37
Tu_4	0.15	8.5	9.22 (2)	1.68	0.67	11	28
Tu_5	0.16	5.5	4.42 (2)	2.11	0.41	18	66
Tu_6	0.08	2.5	5.34 (2)	1.61	0.76	9	47
Tu_7	0.59	2.0	>100 (1)	1.59	0.75	8	41
Tu_8	0.10	4.0	7.57 (2)	1.65	0.67	9	36
To_1	0.22	3.5	6.51 (2)	1.50	0.59	10*	21
Ra_1	0.20	8.5	7.94 (2)	2.49	0.68	19	50
Ra_2	0.19	10.5	3.24 (2)	2.81	0.51	25	78
Ra_3	0.16	5.0	7.08 (2)	1.69	0.51	13	46
Ra_4	0.23	5.5	6.94 (2)	1.57	0.56	10*	26
Ra_5	0.12	3.5	6.99 (2)	1.24	0.54	10	36
Ra_6	0.12	2.5	4.06 (2)	1.27	0.57	7	25
Ra_7	0.20	4.5	8.22 (2)	1.32	0.42	11	24

(1) - Ho rechaza
(2) - Ho acepta
* - E(s) para valores inferiores a 100 individuos.

En cuanto a los diversos índices estructurales, podemos observar (cuadros I y II) valores más elevados durante el verano para el índice de diversidad H' y para el índice de rarefracción E(s), que indicarían una mayor organización de las comunidades, a pesar de que la contaminación orgánica sea más "acentuada" durante este periodo.

En general la diversidad presenta un patrón relativamente constante en términos espaciales, traducido por un incremento hacia las cabeceras, que contrasta con lo predecido por la teoría del continuo (Vannote et al, 1980) con diversidades máximas en los tramos intermedios. Por otro lado la diversidad refleja los efectos de polución del medio.

La equidad se mantiene relativamente uniforme no sólo entre la épocas del año consideradas sino también longitudinalmente, sin mostrar un patrón definido. Es de destacar valores relativamente elevados en estaciones con perturbación (C_2, Tu_6, Tu_7, To_1) tanto en el verano como en el otoño. Este aspecto al fin y al cabo se articula con la referida disminución de la moda S(o) que ya fué mencionada para el modelo log-normal.

La valoración de la riqueza en especies mediante el método de rarefracción, es interesante en la medida de que permite estimar el número esperado de especies E(Sn) para un número determinado de individuos, no siendo afectado por el tamaño de la muestra, a través de la inducción de la probabilidad que cada especie tiene de ser incluída en la muestra. Siendo así, es posible obviar la dependencia en la variación de la riqueza en especies en función del número total de individuos capturados para cada muestra. Podemos así confrontar la riqueza en especies entre las distintas muestras a partir de un número estipulado de individuos, como se puede ver en la fig. 3 para el río Tua, partiendo de muestras con números muy diferentes de organismos.

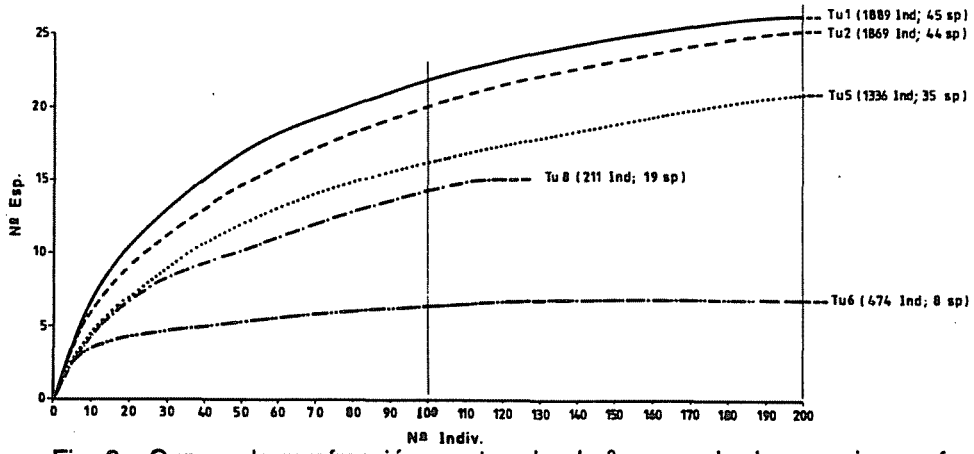


Fig. 3 - Curvas de rarefracción mostrando el nº esperado de especies en función del tamaño de la muestra.

El índice de rarefracción E(s) es aparentemente, el que se revela más sensible en la cuantificación de los efectos de contaminación minera (T_3 y P_4) como de los casos más graves de contaminación orgánica, paralelamente con H', a pesar de que éste último tienda a variar más acentuadamente con la dimensión de la muestra (fig.4).

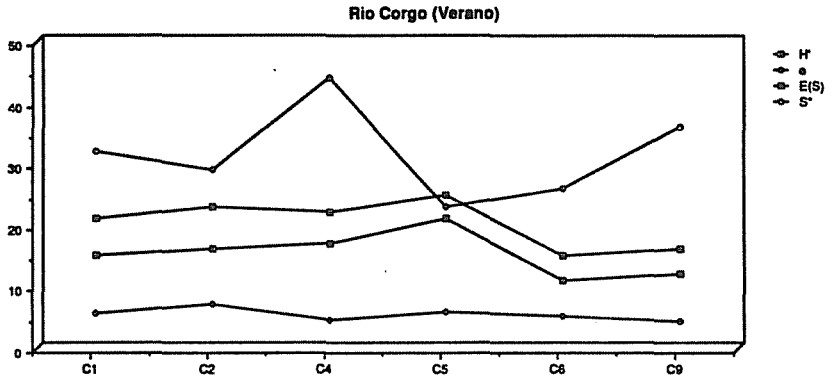


Fig.4 - Evolución de los diferentes índices empleados para el caso del río Corgo.

DISCUSION

El gradiente espacial-temporal obtenido indica posiblemente comunidades más organizadas durante el periodo estival, especialmente en los sectores de cabecera de los rios. Este resultado está enteramente de acuerdo con el concepto de habitat-templet de Southwood (1978) y se debe a una mayor hetereogeneidad de habitats en estas localidades, asociado a una menor variabilidad temporal. Los referidos patrones tipológicos y temporales fueron ya constatados por Cortes (1989) y Monzón et al. (1990) y consecuentemente existirá un aumento del grado de interacción biótica entre los individuos. Los efectos de contaminación moderada conducen a un relajamiento de las interacciones competitivas, reflejado por aumentos de equidad y disminución de la moda en el modelo log-normal, consecuencia de una disminución en la organización de la comunidad y una mayor preponderacia de los factores ambientales en su estructuración.

Los resultados obtenidos inducen a una natural precaución en comparar perturbaciones moderadas a través de la variación de la estructura de las comunidades a lo largo del gradiente espacio temporal. Concordamos con Vernaux (1983) en que la metodología más fiable es la de establecer las comparaciones entre la estación perturbada y la que le sirve de referencia.

Por otro lado es preciso no olvidar que tal como Tolkamp (1985) advierte, las variables químicas no estan relacionadas linealmente con los fenómenos biológicos a lo largo de un eje de perturbación y así mismo como refieren Minshall & Petersen (1985), un periodo de "no equilibrio" puede llevar a que los nº S de especies e individuos excedan a los correspondientes en la fase de equilibrio.

Nos parece de interés abogar en favor de una mayor aplicación del índice de rarefracción, de modo a reducir la influencia del tamaño de la muestra, dado que índices de diversidad como H', decrecen marcadamente con esa dimensión (Jensen & Aagaard, 1981). Naturalmente que a sensibilidad de estos índices puede ser acrescentada mediante el establecimiento de los respectivos intervalos de confianza, siguiendo el procedimiento adaptado por Zahl (1977) con el método "Jacknife".

Finalmente, es preciso retener que la diversidad representa un aspecto de estructura de la comunidad, siendo un parámetro que no se relaciona exclusivamente con la estabilidad, que depende del funcionamiento de la comunidad. Esto implica la determinación de numerosas variables, tal como es considerado en el método de integridad biológica de Karr(1991).

BIBLIOGRAFIA

Cortes, R. M.V. (1989):Biotipologia de ecossistemas lóticos do Norteste de Portugal. Tese fr doutoramento. Vila Real. Portugal.

Gray. J. S. (1981): Detecting pollution induced changes in communities using the log-normal distribution of individuals among species. Marine Pollution Bulletin 12: 173-176.

Hurlbert, S. H. (1971). The non-concept of species diversity: A critique and alternative parameters. Ecology 52: 577-586.

Karr, J. R. (1991): Biological integrety a long-neglected aspect of water resource management. Ecological Application, 1(1): 66-84.

Jensen, F. & P. Aagaard (1981): A critical comparison of some indices used for measuring stream pollution. Natura jutlandica, 19: 147-160.

Ludwig,J.A. & J.F. Reynolds (1988): Statistical Ecology. A primer on methods and computing. Wiley & Sons. New York. 337 pp.

Minshall, G. W., Jr. & G. W. Petersen (1985): Towards a theory of macroinvertebrate community structure in stream ecosystems. Arch. Hydrobiol., 104 (1): 49-76.
Minshall, G. W., Jr. R. Petersen & C. F. Nimz (1985a): Species richness in streams of different size from the same drainage basin. Am. Nat., 125(1): 16-38.
Monzón, A.; R. M. V. Cortes; T. de Koe & L.H. Melo de Carvalho (1990): Técnica de análisis directa de gradiente en la ordenación de las comunidades de macrobentos en la cuenca del río Tua. Scientia gerundensis, 16/1:133-146.
Pielou, E. C.(1975): Ecological Diversity. Wiley & Sons. New York. 165 pp.
Preston, F.W. (1948): The commonness, and rarity, of species. Ecology 29: 254-283.
Rieradevall, M. & N. Prat (1988): Deriva nictemeral de macroinvertebrados en el río Llobregat (Barcelona). Limnética,2:147-156.
Shannon, C. E. & W. Weaver (1949). The mathematical theory of commnunication. University Illinois Press, Urbana, IL.Stanford, J. A. & J. V. Ward (1983): Insect species diversity as a function of environmental variability and disturbance in stream systems. In: Stream Ecology. Eds: J.R.P. Barnes & G. W. Minshall, 265-278. Plenun Press. New York.
Stanford, J.A. & J.V. Ward (1983): Insect species diversity as a function of environmental variability and distturbance in stream systems. In: Stream Ecology. Eds: J.R. Barnes & G.W. Minshall, 265-278. Plenum Press. New York.
Southwood, T. R.E. (1978): Ecological Methods: with particular reference to the study of insectpopulations. Wiley, New York.
Tolkamp, H. H. (1985): Using several indices for biological assessment of water quality in running water. Verh. Internat. Verein Limnol., 22: 2281-2286.
Townsend, C.R. & A. G. Hildrew (1976): Field experiments on the drifting colonization and continuous redistribution of stream benthos. Journal of Animal Ecology, 45: 759-772.
Vannote, R.L.; G.W. Minshall; K.W. Cummins; J.R. Sedell & C.E. Cushing (1980): The river continuum concept. Can. J. Fish. aquat. Sci.,37:130-137.
Vernaux, J. (1983): Indice Biologique de Qualité Generale (I.B.G.). Université de France-Comté. Besançon, France. 19 pp.
Ward, J.V. (1984): Diversity patterns exhibited by the Plecoptera of a Colorado mountain stream. Annls. Limnol., 20(1-2):123-128.
Washington, H. G. (1984): Diversity, biotic and similarity indices. Water Res., 18(6): 653-694.
Zahl S. (1977): Jacknifing an index of diversity. Ecology 52: 336-342.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:339-346

MACROINVERTEBRATES OF LOTIC SYSTEMS - MALCATA NATURAL RESERVE - (PORTUGAL)

F. Magalhães
SNPRCN, Av. Filipe Folque, 46 - 1º, 1000 Lisboa

Key words: macroinvertebrates, communities structure, trophic groups, river continuum.

ABSTRACT

A study on the composition of macroinvertebrate communities was carried out on three streams - Coa, Basagueda and Meimoa - of a protected landscape area (NE Portugal). Spatial and temporal changes in abundance, *taxa* richness, diversity, eveness an functional organization are discussed. In general longitudinal patterns in the trophic structure agree with the continuum hypothesis (Vannote et al, 1980). Spatial differences in the structural and functional organization in headwater communities were found and attributed to habitat characteristics and some local disturbances, such as agriculture and domestic effluents.

INTRODUCTION

Lotic macroinvertebrate communities integrate populations whose structural and functional organization reflect all the environment where they develop, and so, have been used in several aquatic studies. The majority of these works focus on the impact of human perturbations, on the available fish food and on the knowledge of freshwater ecosystem structure and function (Cummins, 1974; Cummins 1975 & Vannote, et al., 1980). A contribution for this knowledge was given by the river continuum hypothesis, which predicts that longitudinal variations in the communities organization should happen in response to different hydrological and physical conditions. This hypothesis was essentially developed for undisturbed lotic systems, but it may accommodate some disturbances, such as changes in the degree of autotrophy/heterotrophy (Vannote et al., 1980).

STUDY AREA

Basagueda, Coa and Meimoa (Fig.1) are the main watercourses of a protected landscape area - Malcata Natural Reserve -. All of them have a torrential regimen with great flow reductions during warm periods. They run in valleys of schistose and grauvaquic substratum with reduced slope and consequently have a moderate current velocity. Basagueda and Meimoa have their origin in the reserve and they are practically undisturbed streams. Basagueda flows through an undisturbed watershed, covered by natural vegetation, essentially mediterranean woods (*Cistus sp*, *Erica sp*, *Arbutus unedo*, *Chaesmaespartium tridentatum* and some *Quercus rotundifolia* and *Q. pyrenaicus*) and exhibits a well developed riparian zone composed principally by *Fraxinus sp*, *Almus glutinosa* and *Salix sp*. Meimoa runs across a catchment which the majority of its natural vegetation was replaced by industrial forests (*Pinus negra* and *Pseudothesugas sp*). Due to land pastures, agriculture, small-sized ponds and domestic effluents from near villages Coa river flows through a more disturbed watershed, especially at sites C3 and C4.

MATERIAL AND METHODS

The macroinvertebrate communities were sampled once in each season between Spring 88 and Winter 89. Sampling stations are shown in Fig. 1. Benthic macrofauna was collected with a handnet (mesh size of 500µ) during three minutes

and all the different habitats were prospected. The samples were stored in plastic flasks in a 5% formalin solution. Sorting was carried in the laboratory after washing in a range of mesh sieves. The detrital and vegetable material was separated from the macrofauna. The individuals were counted and identified; for some groups and, whenever possible, up to species level (Table 1). The detrital vegetable biomass (D.V.B) was evaluated (Westlake, 1974). The communities structure were evaluated by the total richness of *taxa*, the total abundance (total numbers of individuals), the Shannon-Wheaver diversity (H') and the Eveness (J) index (Pielou, 1975). BBI index was assessed (De Pauw & Vanhooren, 1983). Animals were assigned to functional levels (Garcia de Jalón & Gonzalez del Tanago, 1986).

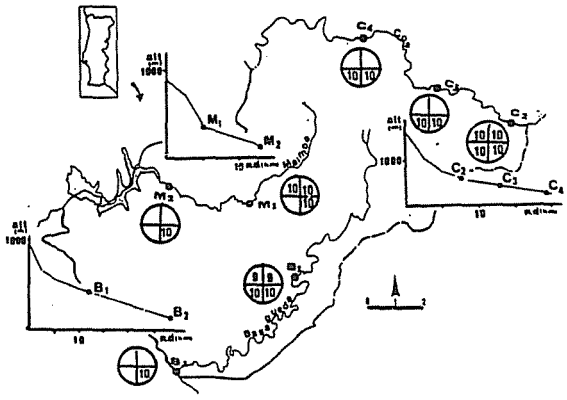


Fig. 1 - Sampling stations, streams slope and values of BBI index (Spring, Summer; Autumn, Winter).

RESULTS

A total of 173 animal *taxa*: 36 families, 67 genera and 70 species was recorded. Table 1 presents the spatial and temporal distribution of the main *taxa* in terms of their relative frequencies. On the table only 40% of the total *taxa* collected are included, revealing a high specific richness, common in natural streams systems, where the biological communities can be characterized "as composing a temporal continuum of synchronized species replacements" (Vannote et al, 1980).

Diptera, Ephemeroptera and Plecoptera were the most abundant zoological groups (Table 1). In most of the communities Chironomidae and *Baetis sp* were dominant; in Coa, however, their quantitatives were much higher, particulary at the stations C3 and C4. This can be related with a higher availability of organic matter due to the agriculture and the domestic effluents, in this river. So, these organisms may have an important role, in terms of the energy flow and the maintenance of the water quality in this system. The lowest abundance was recorded in Basagueda.

Among the Plecoptera, *Nemoura sp* and *Protonemoura sp* had higher abundances and distribution ranges. Basagueda and Meimoa present the highest abundance of *Perla marginata*. *Rhythrogena gr loyalea* and *R. gr semicolorata* were exclusive of B1 and only in Winter, as *Epeorus torrentium*.

In spite of their low abundance the Tricoptera and the Coleoptera, were determinant to the communities structure. Their high taxonomic richness (Coleoptera - 24 genera; Tricoptera 50 *taxa*, which 38 species, 10 genera and 2 families) have contributed to the high diversity verified.

Abundance and *taxa* richness were higher at all times in Coa, increasing in downstream communities (Fig.2). Also temporal variation of these parameters was

Table 1.- Relative composition (%) of the macrofauna collected at each station during each sampling period. Only those taxa with a relative frquency >1% are given for each sampling site. (* = > 1% < 2% ; ** = > 2% < 5% ; *** => 5%).

	Spring			Summer			Autumn				Winter						
	B1	M1	C2	B1	M1	C2	B1	C2	C3	C4	B1	B2	M1	M2	C2	C3	C4
Tricladida								**	*						**	**	
Enchytraeidae																**	
Lumbricidae									***						**		
Lumbriculidae											*					**	*
Naididae										*							***
Stylaria lacustris								***									*
Tubificidae									***	*							
Hirudinea																	
Baetis sp	***	**	***	***	***	***	***	***	***	***		*	***	***	***	***	***
Calliarcys humilis									**								
Ephemerella ignita															**	**	
Ephemerella sp	**																*
Ephemera sp			***														
Ecdyonurus sp	***		*	***	***		***	***	***					***		***	***
Epeorus torrentium											***	**	***	***		**	***
Epeorus sp									*	**							
Habroleptoides sp	***	**					***		***	**							
Habrophlebia sp				***	***	***											
Heptagenia sp			**	***						***							*
Heptageniidae		**													***		
Leptophlebiidae				***	**	***	***	***									
Paraleptophlebia sp											***		***	***	***	***	***
Thraulus sp								**									
Rhithrogena gr. hybrida											*	**	**	**			
Rhitrogena gr. loyalaea											***						
Rhithrog.gr.semicolorata											***						
Amphinemura sulcicolliis											**						
Amphinemura sp							*					***					
Nemoura sp			**				***	***	***	***	***	***		*	*	*	**
Protonemura sp			**					**		*	*	***		**	**	*	
Siphonoperla sp			***			**	*				*	**					
Isoperla sp															*	*	**
Perla marginata		**			*							*					
Leuctra sp			*	***	***	***	*										
Boyeria irene	**			*	*												
Onychogomphus uncatus	**			**	**					**							*
Elmis sp										*				*			
Esolus sp								*						*			
Hydraena sp				**	*	*	**				**	**				*	
Hydrocyphon sp				*													
Limnius sp		**								*							
Macroplea sp		*															
Orectochilus sp											*					*	
Oulimnius sp									***	*						**	
Stenelmis sp	*	***		*													
Allogamus sp															*		
Beraea sp		***		*	**								**	*			
Chaepteryx sp										*							
Hydropsyche tibialis		*															
Hydropsyche siltalai									**		*	**	***				
Hydropsyche lobata							*										
Hydropsychye sp					*									***		*	
Ithythrichia sp																	*
Limnephilys sp														*			
Micrasema longulum													*				
Micrasema minimum																**	
Micrasema moestum		**															
Oxyethira sp										*						*	**
Psychomyia pusilla				*													
Rhyachophyla sp		*										*					
Sericostomatidae										**							
Setodes argentipunctellus				*	*												
Tinodes waeneri				*													
Wormaldia sp					*								**				
Chironomidae	**	*	**	***	***	***	*	**		***	***	***	***	***	***	***	
Empididae						*							*				
Limoniidae		*															
Simulidae		**	***		*	***		***	***	***		***	*		***	**	*
Tabanidae		*															
Tipulidae	*	*															

observed. For the communities regularly sampled, the highest values were recorded in Winter and the lowest in Summer. Station B1 denoted communities with lower variations, specially in terms of *taxa* richness.

Both *taxa* richness and abundance follow detrital vegetable biomass variations (Fig.2). A significant positive correlation was found between the two first parameters and D.V.B. (Table.2).

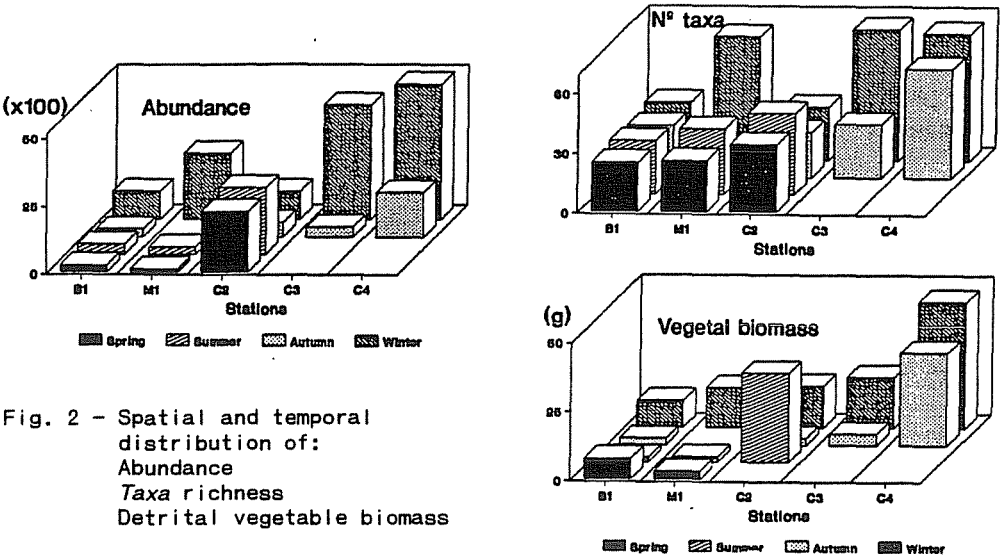


Fig. 2 - Spatial and temporal distribution of:
Abundance
Taxa richness
Detrital vegetable biomass

According to the results of BBI index the biological quality of the water was always good (Fig. 1).

Shannon's diversity (H') agrees with the results of the BBI and Eveness index, considering the high diversities and consequent inexistence of dominance in the majority of the communities. In terms of diversity (H'), the lowest values recorded correspond to upstream communities (Fig.3), which agrees with the continuum hypothesis (Vannote et al. 1980). The highest values correspond to the downstream Coa communities.

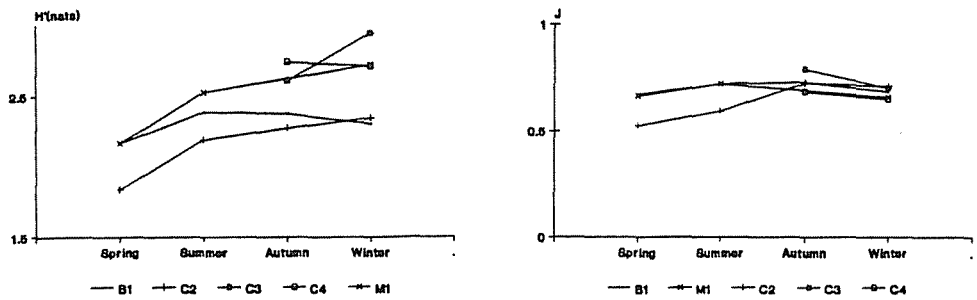


Fig. 3 - Values of Shannon's diversity (H') and Eveness index (J).

Table 2. Values of the correlation coefficient *r* for several parameters.

	Abundance	*Taxa* rich.	Altitude	Water-spring distance	D.V.B.
Predators	0.81***	0.67	-	-	-
Shredders	-	-	-0.21	0.38	0.69**
Collectors	-	-	0.24	0.31	-
Phytophagous	-	-	0.25	-	0.59*
D.V.B.	0.79***	0.78***	-	-	-
H'	-	-	-	0.46	-

P< 0.001***, P< 0.01**, P< 0.05*, not significant, - not evaluated

According to the functional organization, collectors were dominant in the majority of the communities, their number increasing downstream (Fig. 4, Table 3). An inverse trend was observed for shredders, which is conform to the river continuum concept. The lowest abundance of collectors and the highest of shredders were found in the Basagueda upstream community (B1), and so, an almost codominance between them was denoted. This pattern is hypothesized for the headwater communities of undisturbed streams (Vannote et al, 1980).

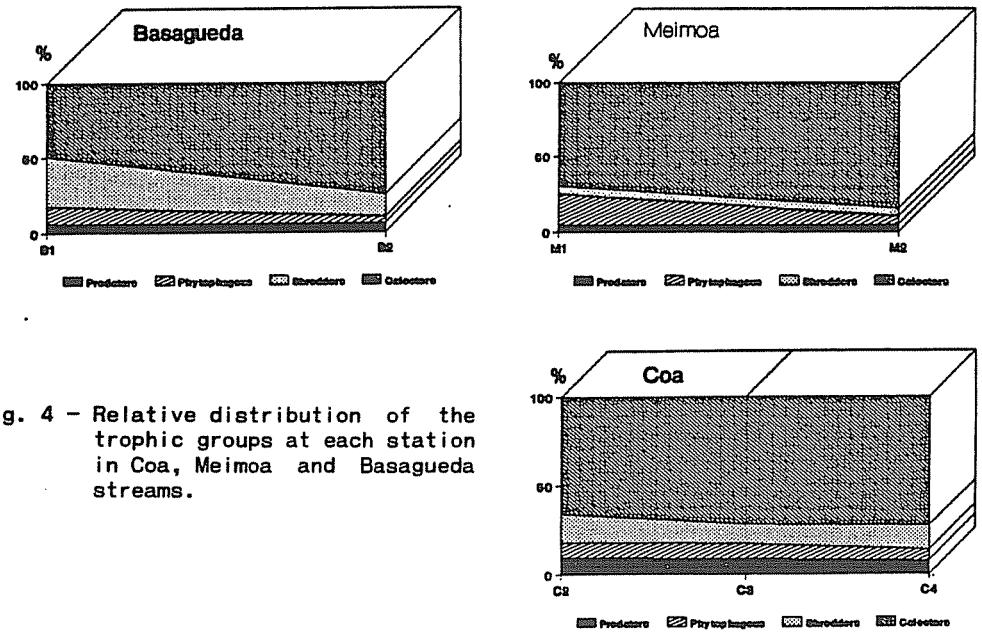


Fig. 4 - Relative distribution of the trophic groups at each station in Coa, Meimoa and Basagueda streams.

Table 3. Ratios for the trophic groups (Ph-phytophagous, Sh-shredders, Co-collectors, Pr-predators, T-total abundance) (adapted from Cummins & Wilzbach, 1985).

Stream order	1	1	2	2	2	3	3
Station	M1	M2	B1	B2	C2	C3	C4
Ph/Sh	3.9	0.97	0.3	0.3	0.5	0.8	0.4
Sh/Co	0.07	0.06	0.7	0.2	0.3	0.1	0.2
Pr/T	0.05	0.05	0.07	0.06	0.1	0.09	0.08
Co/T	0.7	0.7	0.5	0.8	0.7	0.7	0.7
Sh/T	0.05	0.05	0.3	0.1	0.2	0.1	0.1
Ph/T	0.2	0.05	0.1	0.04	0.08	0.08	0.06

Despite the low abundance of predators in most of the communities, they showed an increase in the Coa communities (Fig. 4, Table 3).

Phytophagous were at their highest abundance in Meimoa, decreasing downstream.

Seasonal patterns were denoted (Table 4): an increase for shredders during Autumn and for phytophagous during Summer, and a decrease for predators during Summer. Collectors showed their highest abundance during Spring and Winter. A significant positive correlation was found for collectors and phytophagous with the detrital vegetable biomass (Table 2).

Table 4. Relative abundance pattern (as % composition) of the trophic groups collected in each season and ratios between phytophagous (Ph) and shredders (Sh) and collectors (Co).

	Spring	Summer	Autumn	Winter
Collectors	78.0	49.5	49.0	75.2
Shredders	7.2	28.7	32.5	9.3
Phytophagous	5.0	18.2	9.8	7.2
Predators	9.8	3.6	8.8	8.3
Ph/Sh	0.7	0.6	0.3	0.8
Sh/Co	0.09	0.6	0.7	0.1

DISCUSSION

Communities structure, together with the high values of diversity, *taxa* richness and abundance, reflect the low degree of disturbance on these streams.

Seasonal variations, such as, the low values of the structural parameters in Summer may suggest the influence of biological and hydrological features. Life cycle events, such as, adult emergence in Summer and the torrential regimen, with drastic reduction of the river flow during this season may be the main causes for these variations.

Spatial differences, mainly the richest Coa communities suggest the influence of major inputs of nutrients an organic matter, from farming and domestic effluents. This is probably the main cause of the high values of vegetable biomass recorded at C2 during Summer, corresponding to a high development of macrophytes, and suggests an eutrophication in this stream. The positive and significative correlation between vegetable biomass with abundance and *taxa* richness (Table 2) supports the hypothesis that vegetation, changes in

the flux of organic materials and food, are the main factors that control the distribution of the macroinvertebrate populations (Cummins, 1979; Hynes, 1970).

Longitudinal patterns observed of functional organization (Table 3, Fig.4) agree with the river continuum concept: reflects the decrease of the allochthonous inputs along the streams, as well as an increase of FPOM. Also suggests the increase of the role played by organic materials transported from upstream, which shredders activity is determinant (Vannote et al., 1980).

Considering the stream size (order), all the communities could be grouped into headwaters (Vannote et al., 1980).

Nevertheless, according to that hypothesis and the trophic patterns found, only the upstream community Basagueda (B1) agrees with a headwater community structure:

This community presented a heterotrophic pattern (Table 3) evaluated by Ph/Sh ratio (Cummins, 1974; Cortes, 1989). It also presented a high relative importance of shredders (Table 3, Fig.4). According to the river continuum concept, the well developed riparian vegetation of this station was determinant for the structure found: shading and the inputs of the allochthonous materials showed in an almost codominance between the shredders and the collectors (Scheiring, 1984; Vannote, et al., 1980).

The upstream Meimoa community (M1) denoted a degree of autotrophy (P/R>1), reflected by Ph/Sh ratio (Table 3) with higher phytophagous abundance (Fig.4). This is probably related with some station characteristics: a low riparian vegetation, lots of light and a moderate current velocity. Thus, autochthonous production is stimulated, probably phytobenthos. Considering the longitudinal pattern in trophic structure, the shift from heterotrophic to autotrophic is essentially dependent upon the degree of shading and for some altitudes and latitudes the transition may be in order 1 (Minshall, 1978 in Vannote, et al. 1980; Vannote, et al. 1980).

Coa communities also suggest an upper influence of nutrients and organic matter inputs. The inputs of organic materials and nutrients from agriculture and domestic effluents (i.e. cultural eutrophication) affects the functional organization of the macroinvertebrate communities as predicted by the river continuum concept (Dudgeon, 1984).

The higher abundance of predators in the Coa communities can be related to their high richness and a relationship may be found between the predators and the communities richeness, considering the significant correlation found (Table 2). This relation may also explain low relative abundances during Summer (Table 4). According to Scheiring (1984) decreasing abundances in this season will probably influence the quality and the quantity of food available to the immature instars.

Seasonal patterns observed, such as, higher shredders importance during Autumn, may be related to the increase (Table 4) of the leaf fall. The lowest abundance of collectors in Summer and Autumn may suggest the decrease of FPOM. Probably in Summer it had already been used and the processing of new CPOM (Autumn) is just beginning (Vannote et al., 1980; Scheiring, 1984). The higher abundance of phytophagous during Summer may suggest an increase in autochthonous production, denoting a probable phytobenthos production increase.

CONCLUSION

All the streams studied presented a good biological quality of the water. The high diversities and richness found, allow a high capacity of the benthic fauna redistribution, permiting a fast absorption of the environment stress (Towsend & Hildrew, 1976).

Longitudinal patterns in the trophic structure agreed with the river continuum concept.

Spatial differences in the communities structure were related to habitat characteristics and some local disturbances, in result of human intervention.

These features were also responsible for changes in the characteristics of the headwater communities. However, the river continuum concept also accommodated these changes, responsible for the shift autotrophy/heterotrophy.

Human impact in Coa river didn't appear to have a negative influence in its communities. However, the influence in the downstream communities during Summer wasn't evaluated. The results of this study are being processed.

ACKNOWLEDGMENTS

I would like to thank Luis Cancela da Fonseca, Laboratório Marítimo da Guia and Instituto Superior de Agronomia, for all the supports and for providing the conditions that allowed the laboratory treatment of the samples; Aurora Monzón and Rui Cortes, for their help in some taxonomic identification; Leonor Rogado and José Santos for all the contribution during the field work and Francisco Andrade for text's revision.

REFERENCES

Cortes, R.M.V., 1989. Biotipologia de ecosistemas lóticos do Nordeste de Portugal. Tese de Doutoramento. U.T.A.D. 305pp.

Cummins, K.W., 1974. Structure and function of stream ecosystem. BioScience 24: 631-641.

Cummins, K.W., 1975. Macroinvertebrates. *In*: River Ecology. Ed. B.A. Whitton, 170-198, Blackwell Scientific Publications. Oxford.

Cummins, K.W., 1979. The Natural Stream Ecosystem. *In*: The Ecology of Regulated Streams. Ed. James V. Ward and Jack Standford. Plenum Press. N.Y. 237-278

Cummins, K.W. & M.A. Wilzbach, 1985. Field procedures for analysis of functional feeding groups of stream macroinvertebrates. Appalachian Environmental laboratory, University of Maryland. Contribution, 1611, 18pp.

De Pauw, N. & G. Vanhooren. 1983.Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. Hydrobiologia. 100:153-158.

Dudgeon, D., 1984. Longitudinal and temporal changes in functional organization of macroinvertebrate communities in the Lam Tsuen River, Hong Kong. Hydrobiologia. 111, 207-217. Dr. W.Junk Publishers. Hague.

Garcia de Jalon, D. & Gonzalez del Tanago. 1986. Metodos biologicos para el Estudio de la Calidad de las Aguas. Aplication a la cuenca del Duero. MOPU. Madrid, 244 pp.

Hynes, H.B.N., 1970. The Ecology of Running Waters. Liverpool University Press. Liverpool. 555pp.

Pielou, E.C., 1975. Ecological diversity. Wiley-Interscience Pub., John Wiley & Sons, N.Y. 385pp.

Scheiring, J.F. 1984. Longitudinal and seasonal patterns of insects trophic structure in a Florida sand-hill stream. Journal of the Kansas Entomological Society. 58(2):207-219.

Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. Can.J. Fish. Aquat. Sci. 37:130-137.

Westlake, D.E., 1974. Macrophytes. *In*: R.A.Vollenweider (Ed), A mannual on methods for measuring primary production in aquatic environments, (2nd ed):32-42. IBP Handbook nº 12. Blackwell Scientific Publications. Oxford.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:347-354

EFECTO DE LAS FLUCTUACIONES SOBRE LA ESTABILIDAD DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS DE UN TRAMO PERMANENTE DE UN CAUCE MEDITERRANEO (RIO MATARRAÑA, CUENCA DEL EBRO).

J. Malo y M.A. Puig
Centro de Investigaciones del Agua (C.S.I.C.). La Poveda 28.500. Arganda del Rey (Madrid).

Palabras clave: Macroinvertebrados, fluctuaciones, rios mediterraneos.

ABSTRACT

The effects that fluctuations in the river flow have both on the physical environment of the river channel and on macroinvertebrate benthic communities are two unsolved problems in Limnology nowadays.

In the present study we have tried to identify this effects after the ocurrence of a flow in a mediterranean river. This study lasted two consecutive years sampling in summer and autumn after the flood took place.

In mediterranean rivers, highly flow without disruptive effects and floods induced complementary changes in bed structure substratum. Flood usually destroyed the structural complexity. However autumnal highly flows can introduce spatial heterogenety structure.

INTRODUCCION

El conocimiento de la importancia que las fluctuaciones de caudales tienen, en la organización de las comunidades de invertebrados bentónicos fluviales, es uno de los interrogantes básicos, que existen en la Limnología actual.

Las crecidas de agua en un río, han sido consideradas muy perturbadoras para los organismos acuáticos (Fischer et al., 1982; Dolédec, 1989; Quinn & Hickey, 1990a; Rae, 1990) y para la cantidad de materia orgánica que se transporta desde cabeceras (Bormann & Likens, 1979).

Para el estudio de estas fluctuaciones se ha seleccionado un tramo permanente, de una cuenca mediterrránea típica, en el que se ha estudiado el efecto de las crecidas sobre el medio físico y sobre las poblaciones de invertebrados bentónicos que ocupan dicho tramo.

AREA DE ESTUDIO

La cuenca mediterránea seleccionada ha sido la del río Matarraña (afluente del Ebro) y más concretamente el tramo permanente cercano a la localidad de Valderrobres (fig. 1).

En el tramo se han distinguido dos zonas, una de caracteristicas lóticas y otra de caracteristicas leníticas.

En la zona con caracteristicas lóticas el cauce tiene una anchura comprendida entre 3 y 4 m, segun la época del año y una profundidad máxima de aproximadamente 40 cm.

En la zona lenítica la anchura del cauce tiene unas medidas entre 4.5 y 6 m y la profundidad máxima es de 50 cm.

MATERIAL Y METODOS

Se realizaron muestreos en verano y otoño durante los años 1985 y 1986. Los muestreos de otoño se hicieron coincidir con la crecida típica de esta estación, realizandose dicha toma de muestras entre 3 y 7 dias despues de producirse la crecida, cabe destacar, que la crecida de 1985, tuvo caracteristicas propias de

avenida.

Los muestreos se realizaron al azar, tomando un número de muestras comprendido entre 4 y 10 según la anchura del cauce y distinguiendo entre zonas lóticas y leníticas como anteriormente ya se dijo.

El muestreador utilizado para la captura de los invertebrados bentónicos fué un surber cuadrado de 33 cm de lado (0.1 m2 de superficie). Además para cada muestra se estimaron los porcentajes del tipo de sustrato que ocupaba el lecho, se distinguió entre bloque (más de 30 cm de diámetro), canto (entre 2.5 y 30 cm), grava (entre 0.2 y 2.5 cm) y arena (menos de 0.2 cm). También se valoró el recubrimiento algal del sustrato y la cantidad de materia orgánica presente.

En cada una de las zonas se realizaron perfiles transversales de profundidad y velocidad de la corriente.

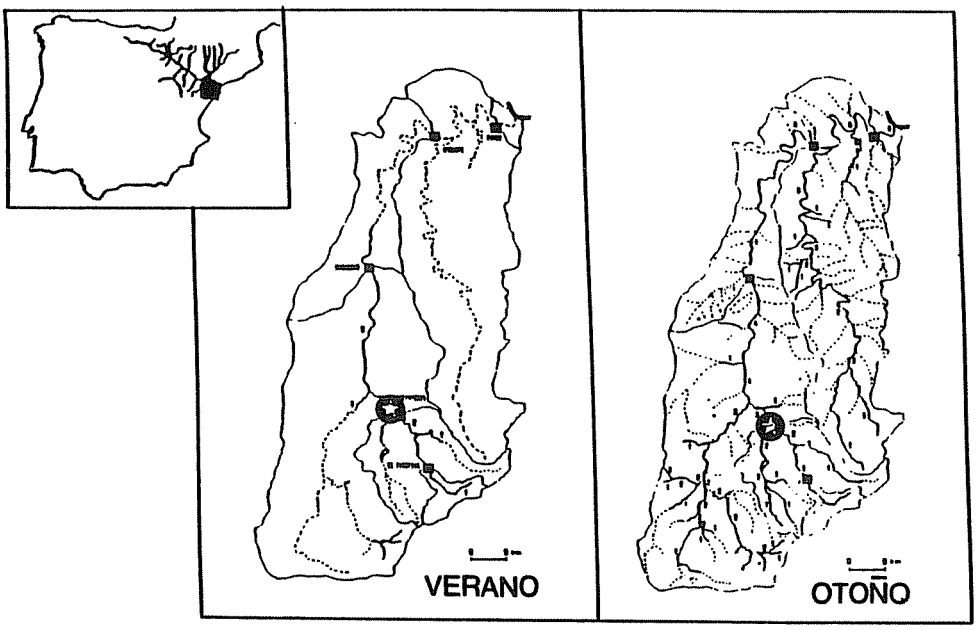


FIGURA 1. Mapa geográfico y localización de l área de estudio.

RESULTADOS

Los resultados obtenidos para las cuatro campañas de muestreo realizadas han sido en relación con la estructura del fondo del cauce, en la zona lótica (fig. 2), se puede ver como la cubeta mantiene su forma, pero varia en profundidad y en anchura despues de una crecida. Las velocidades de corriente son mayores despues de la crecida, obteniendose los valores máximos en la zona central de la cubeta y en la superficie.

En la zona lótica despues de las crecidas se producen variaciones en la estructura del medio (fig.3), variaciones que han sido opuestas en los dos años estudiados. Así, mientras en 1985 (avenida) se produce una homogenización del medio y desaparecen los materiales finos, lo que ocurre en 1986 es una heterogenización, debido por una parte al aumento de la cantidad de arenas (deposito) y por otra, al aumento de los bloques (limpieza del cauce).

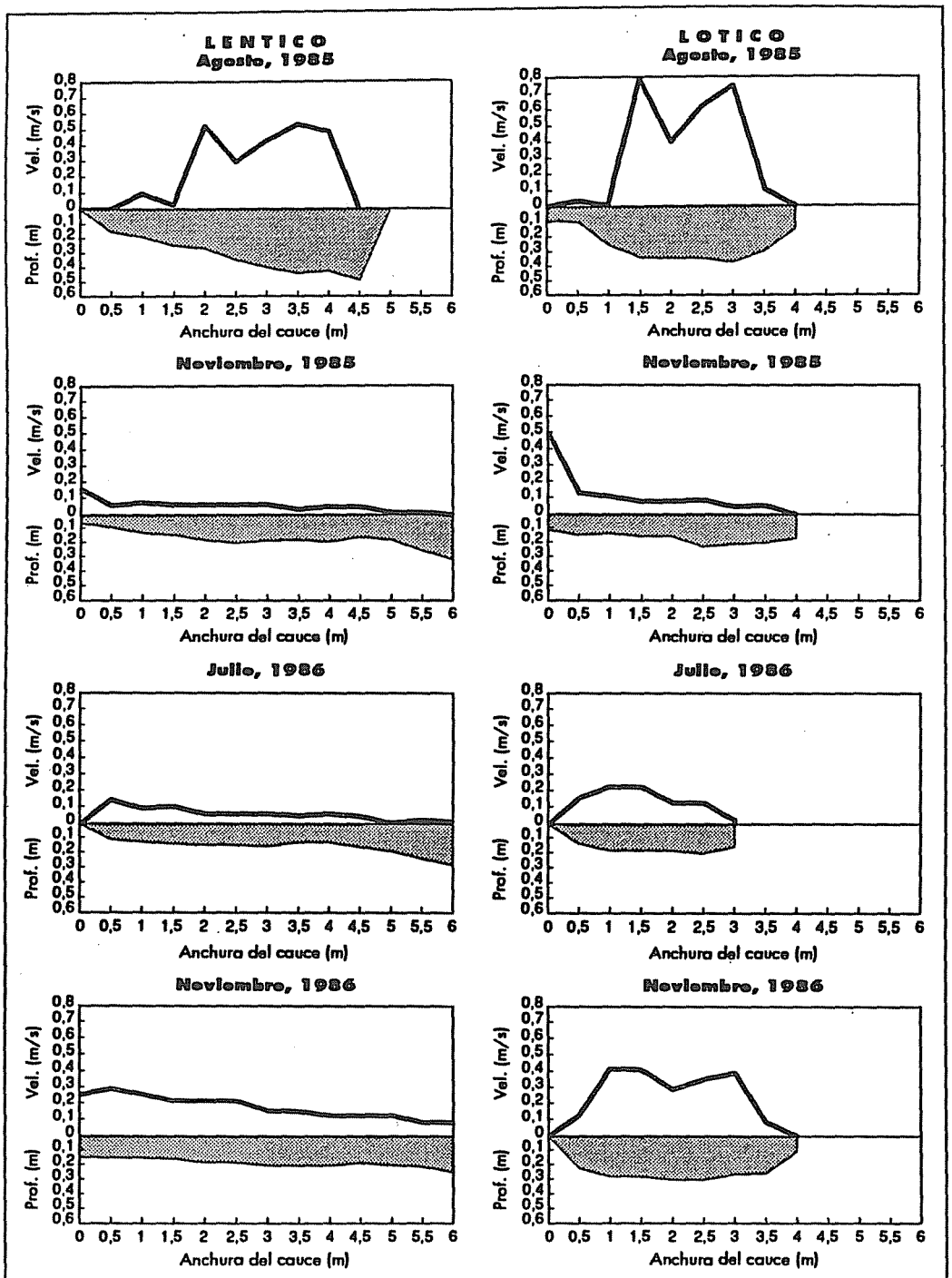


FIGURA 2. Variación de la profundidad y de la velocidad de la corriente en superficie para un transecto fijado a lo largo del periodo de estudio.

Al estudiar la variación de la cantidad de materia orgánica que aparece en el lecho del cauce, se observa que enn el tramo lótico (tabla 1) la cantidad de materia orgánica aumenta el primer año despues de la crecida, mientras que el segundo año los valores descienden. Este hecho se puede deber a que en el primer año, la crecida tuvo un caracter más de avenida, con valores de velocidad de corriente bastante más altos, que han inducido un mayor arrastre de materia orgánica alóctona desde las zonas de cabecera.

La comunidad epifítica también sufre cambios ocasionados por una crecida, pero estos cambios apenas son significativos en la zona lótica, ya que se trata, de una zona de precipitación de carbonatos, lo que provoca que el recubrimiento algal se encuentre muy bien cimentado e impide que sea arrastrado por el aumento de la velocidad de la corriente de agua (Aboal, 1991).

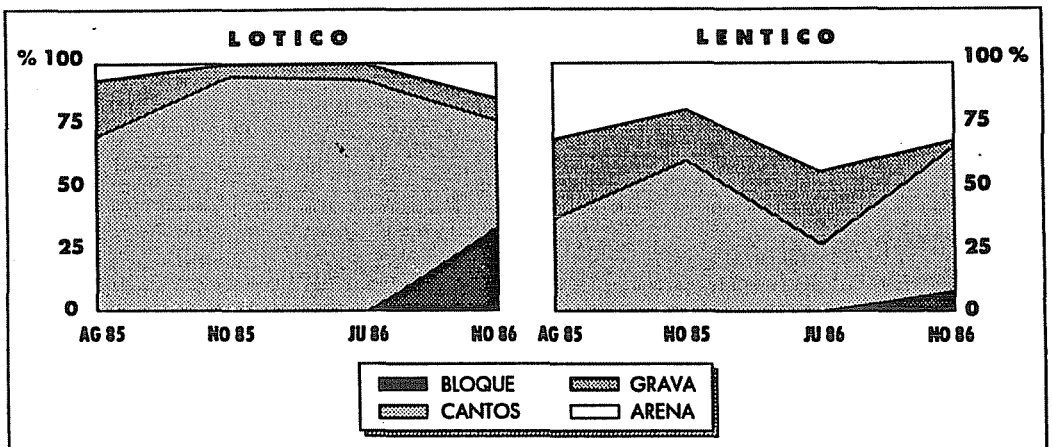


FIGURA 3. Variación de la composición del sustrato en los dos hábitats estudiados.

En el tramo lenítico los transectos de profundidad y velocidades de corriente, muestran como se mantiene la forma de la cubeta despues de las crecidas (fig. 2), aunque se producen variaciones en la estructura del medio (fig. 3), estas variaciones consisten en un arrastre de los materiales más pequeños que componen el sustrato, como gravas y arenas, lo que trae consigo una homogenización del sustrato hacia materiales gruesos, posteriormente a lo largo del año, otra vez se van depositando los sustratos más finos, heterogenizandose la composición.

La materia orgánica en el tramo lenítico, despues de la avenida de 1985 aumento de forma muy significativa (tabla 1), debido al deposito de este material. La crecida de 1986 no produjo este aumento en el aporte la materia orgánica.

El porcentaje de recubrimiento algal sufre un significativo descenso despues de las crecidas en el tramo lenítico, sobre todo en el primer año de estudio. La cimentación en este tramo es menor que en el tramo lótico y su efecto amortiguador del arrastre no se manifiesta.

En la zona lótica (tabla 1) las poblaciones, en cuanto a número de individuos, son bastante homogeneas, existiendo siempre un dominio de los quironómidos, el cual es más acusado durante el primer año de muestreo, debido a que durante el segundo, aumentan de forma significativa los tricópteros, los cuales casi no aparecian en 1985.

En la zona lenítica (tabla 1) en verano de 1985 se aprecia una gran heterogenidad de los grupos que aparecen en las distintas muestras tomadas, sin pautas numéricas claras para todos ellos, quizas solo los tricópteros mantienen un número más o menos constante.

Posteriormente en otoño, despues de la crecida, se produce una cierta

homogenización y no aparece ningún grupo especialmente significativo.

Esta homogenización de la que hablamos es más evidente durante el año 1986, manteniendose siempre un domínio de los quironómidos y con unos valores, en cuanto a número de individuos, más o menos constantes.

Si consideramos a nivel global el número de individuos y las biomasas de cada grupo de invertebrados que aparecen (tabla 1 y fig. 4), en la zona lótica existe un domínio de los quironómidos (sobre todo en 1985) en cuanto a número de individuos, el cual no se corresponde con los valores más altos de biomasas, que generalmente lo aportan los tricópteros, cabe destacar los altos valores asociados a los plecópteros en los meses de verano en este tramo, que no se corresponde con un significativo número de individuos.

En la zona lenítica, como deciamos anteriormente, existe una gran heterogenidad en 1985 que se transforma en homogenidad en 1986 en cuanto a número de individuos, con un claro domínio de los quironómidos. Las biomasas en ambos años son más heterogeneas, pero siempre con valores más bajos que en las zonas lóticas.

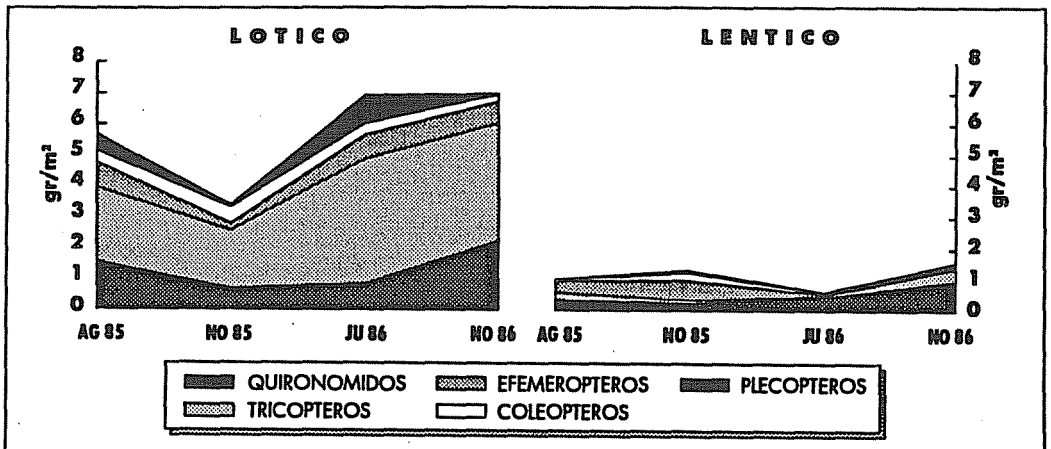


FIGURA 4. Biomasas registradas para los grupos dominantes en los dos hábitats considerados.

DISCUSION

Existen distintas teorias sobre el efecto que las avenidas producen sobre el medio físico y la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. La mayoria de los autores (Marchant, et al., 1985; Quinn & Hickey, 1990b) señalan su impacto como totalmente catastrófico. Su efecto más notorio es el arrastre de invertebrados y de sustrato, que destruye la organización de las comunidades (Metzeling et al., 1984; Doledec, 1989; Quinn & Hickey, 1990a) e induce la inestabilidad del lecho fluvial (Peteson, 1990). Si la fluctuación no alcanza máximos destructivos (crecidas), se mantiene actualmente, que los cambios no son tan significativos y la comunidad mantiene su estructura, aun despues de la crecida, aunque pueda disminuir el número de individuos y variar algunas de las especies presentes (Doledec, 1989).

En nuestro caso, hemos podido observar como las comunidades de los rios mediterraneos, se han adaptado a estos grandes cambios de caudal estacionales, ya sean crecidas o riadas y se mantiene la estructura sin cambios básicos. Solamente hemos encontrado una situación similar para los cauces definidos como semipermanentes por Peterson (1990).

TABLA I. Importancia de los grupos principales de macroinvertebrados capturados expresada en individuos/0,1 m2, materia orgánica presente en el lecho fluvial (gr de peso seco/0,1 m2) y % de recubrimiento algal observado para las distintas muestras obtenidas a lo largo del periodo de estudio.

ZONA LENITICA

	QUIR.	TRIC.	EFEM.	COLE.	PLEC.	HETE.	MAT. ORG.	RECUB.
AGOSTO 85								
M.1	380	150	144	66	87	16	26,69	65
M.2	163	10	151	94	0	2	-	70
M.3	2	0	60	77	2	7	58,91	80
M.4	86	11	97	10	0	1	34,58	60
M.5	9	3	8	8	0	0	6,85	90
M.6	33	12	107	24	0	0	-	85
M.7	15	8	33	8	0	0	5,77	10
NOVIEMBRE 85								
M.1	87	8	179	10	1	7	464,00	20
M.2	29	21	18	16	0	9	234,70	10
M.3	29	14	42	44	0	20	194,30	10
M.4	12	3	33	29	0	7	129,50	80
M.5	41	4	65	37	2	6	24,24	25
M.6	22	3	151	118	0	14	80,07	18
M.7	18	2	145	223	0	46	161,70	30
M.8	112	15	127	59	0	1	36,36	25
M.9	112	44	280	73	3	4	53,89	25
JULIO 86								
M.1	255	13	13	14	2	1	21,67	35
M.2	271	7	38	11	1	0	34,00	90
M.3	157	2	7	3	0	13	16,17	100
M.4	266	3	15	20	0	13	33,89	100
M.5	362	6	87	11	0	24	36,80	40
NOVIEMBRE 86								
M.1	495	39	29	22	0	0	18,34	60
M.2	307	30	10	16	0	1	16,08	80
M.3	311	10	75	10	0	0	33,73	90
M.4	255	49	32	31	0	0	14,02	60

ZONA LOTICA

	QUIR.	TRIC.	EFEM.	COLE.	PLEC.	HETE.	MAT.ORG.	RECUB.
AGOSTO 85								
M.1	407	41	22	16	0	17	20,43	100
M.2	345	40	21	6	0	10	15,08	70
NOVIEMBRE 85								
M.1	50	26	65	52	2	3	66,25	80
M.2	451	91	32	123	3	0	36,62	90
JULIO 86								
M.1	128	117	5	5	2	0	21,55	90
M.2	591	441	21	19	7	4	76,96	90
M.3	406	358	40	32	25	0	31,59	100
NOVIEMBRE 86								
M.1	341	32	8	20	0	0	5,59	70
M.2	564	443	17	7	0	0	15,41	20
M.3	336	43	23	19	0	1	20,04	80

TABLA 2. Importancia relativa de las especies más comunes, considerando el número de individuos por unidad de superficie (N) y la biomasa (B). Ambos parámetros se consideran en relación con las distintas especies de un mismo orden faunístico. T indica la especie que posee la mayor biomasa absoluta para el conjunto del tramo considerado.

	Agosto 85		Novi. 85		Julio 86		Novi. 86	
	C	L	C	L	C	L	C	L
Caenis luctuosa	NB	NBT	NB	NBT	NB	NB	N	NB
Ephemerella ikonomovi								
Baetis sp.							B	
Euleuctra geniculata	NB				NB			
Psychomyia pusilla		NB	N		NBT		NBT	NB
Hydropsyche pictetorum	NBT			NB				
Hydropsyche exocellata			BT					
Oulimnius troglodites	NB	NB	NB	NB		NB		NB
Esolus angustatus							N	
Elmis maugetii					NB		B	
Cricotopus sp.	NB							
Eukiefferiella sp.								
Paratrichocladius sp I		N	N	NB			NB	
Tanytarsus sp.		B				BT		
Orthocladius sp.				N				BT
Virgatanytarsus sp.					NB	N		
Cladotanytarsus sp.								N

C = ZONA LOTICA L = ZONA LENITICA

CONCLUSIONES

Las avenidas dado su efecto erosivo y de transporte, homogenizan la composición del sustrato tanto en los tramos lóticos como en los tramos leníticos. Mientras que las crecidas heterogenizan la estructura del cauce.

En la zona lenítica, por sus características, se produce un gran aumento de la materia orgánica tras una avenida. El recubrimiento perifítico se ve más afectado en las zonas leníticas que en las lóticas, dado el efecto amortiguador que la precipitación de travertinos, por actividad biológica, tiene en estas últimas.

Por lo general, en las zona lótica disminuye el número de individuos, mientras que en la lenítica aumenta. Las zonas lóticas siempre tienen una mayor biomasa que las leníticas.

Existen especies que dominan en los cuatro muestreos y en ambos medios (tabla 2), como son Caenis luctuosa y Psychomyia pusilla. En las zonas lóticas el mayor aporte de biomasa de la comunidad lo producen los tricópteros. Algunos grupos solo son importantes en determinadas épocas del año y en ciertos medios, como ocurre con los plecópteros, con una biomasa importante en las zonas lóticas en verano (Euleuctra geniculata es la especie responsable de dicha biomasa y tiene un ciclo claramente estival). Los quironómidos aun siendo muy importantes en número, generalmente poseen biomasas pequeñas.

En los rios mediterraneos las crecidas otoñales son el reloj que marca el final de la comunidad estival, así como el desencadenamiento de la aparición de la comunidad invernal.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado gracias al Proyecto CCA8411065 del Comité Conjunto Hispano-Norteamericano de Cooperación Científica.

BIBLIOGRAFIA

Aboal, M. 1991. Dynamics of a algal populations in a temporary river (R. Matarraña, NE Spain). Journal of Phycology. 27(3). Suppl.: 4-5.

Bormann, F.H. & G.E. Likens. 1979. Pattern and process in forested ecosystems. Springer-Verlag. New York. 253 pp.

Doledec, S. 1989. Seasonal dynamics of benthic macroinvertebrate communities in the Lower Ardeche River (France). Hydrobiologia. 182: 73-89.

Fischer, S.G., L.J. Gray, N.B. Grimm & D.E. Busch. 1982. Temporal sucession in a desert stream ecosystem following flash flooding. Ecol. Monog. 52(1): 93-110.

Marchant, R., L. Metzeling, A. Graesser & P. Suter. 1985. The organization of macroinvertebrate communities in the major tributaires of the La Trobe River, Victoria, Australia. Freshwater Biology. 15: 315-331.

Metzeling, L., A. Graesser, P. Suter & R. Marchant. 1984. The distribution of aquatic macroinvertebrates in the upper catchment of the La Trove River, Victoria. Museum of Victoria. 1: 1-62.

Peterson, D.A. 1990. Invertebrate communities of small streams in Northeastern Wyoming. U.S. Geological survey. Wyoming. 45 pp.

Quinn, J.M. & C.W. Hickey. 1990a. Characterisation and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zeland rivers in relation to environmental factors. New Zeland Journal of Marine and Freshwater Research. 24: 387-409.

Quinn, J.M. & C.W. Hickey. 1990b. Magnitude of effects of substrate particle size, recent flooding, and catchment development on benthic invertebrates in 88 New Zeland rivers. New Zeland Journal of Marine and Freshwater Research. 24: 411-427.

Rae, J.G. 1990. The effect of naturally varying discharge rates on the species richness of lotic midges. Hydrobiologia. 196: 209-216.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:355-362

RELACIONES TROFICAS DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS EN EL RIO MATARRAÑA (CUENCA DEL EBRO).

M.A. Puig
Centro de Investigaciones del Agua (C.S.I.C). La Poveda 28500. Arganda del Rey (Madrid).

Palabras clave: Macroinvertebrados, relaciones tróficas, ríos mediterráneos.

ABSTRACT

Some studies were carried out to determine the food preferences and trophic resource utilization by macroinvertebrates, but only a few papers have shown the most significant trophic relationships by one river community.

The trophic relationships were observed near the spring of a mediterranean river (R. Matarraña) at three times to know winter community structure (march), summer community structure (august) and fall transition (october). There was evidence to support the change in the role of maximum predator control between fish populations (*Salmo trutta fario*) and plecoptera populations (*Perla marginata*). The firstly primary producer (*Rivularia sp.*), with the most important biomass in summer, was lacked to the consumed resources. This exclusion may be the origin of number species and individual numbers decrease for scraper guild populations.

INTRODUCCION

Existen distintos trabajos sobre los patrones y pautas alimentarias de especies concretas de macroinvertebrados (Gore, 1981; Short y Ward, 1981; Lavandier, 1982; Mattlingly, 1986; McShaffrey, 1988), o sobre las interacciones entre algas y macroinvertebrados (Georgian y Wallace, 1983; Webb, 1985; Jacobi, 1986; Dudley, 1989). También sobre la importancia del medio ante estrategias concretas como la predación (Lancaster, 1990). Sin embargo, son pocos los trabajos que han abordado perspectivas más complejas, destaca principalmente el trabajo de Lavandier (1979) sobre relaciones tróficas de comunidades más o menos completas en un río de alta montaña pirinaico, así como las aportaciones de Rader y Ward (1989) en relación con la influencia de la predictibilidad/disturbancia del medio y la dinámica trófica de especies con estrategias alimentarias equivalentes. En contrapartida, no existen publicaciones que aborden la problemática de la dinámica de las relaciones tróficas en sistemas fluviales mediterráneos. Este trabajo pretende aportar los primeros datos sobre la estructura trófica de las comunidades de este último tipo de sistemas acuáticos.

AREA DE ESTUDIO

Se ha seleccionado el río Matarraña dentro de la cuenca del río Ebro (Fig. 1). El presente estudio se ha localizado en el tramo superior (650 m.s.n.m.), la estación está situada a 4 km de las fuentes, con una cuenca de drenaje asociada de 18.4 Km^2. Próximas al área de estudio, aguas arriba, se situan distintas surgencias en el cauce, que permiten el

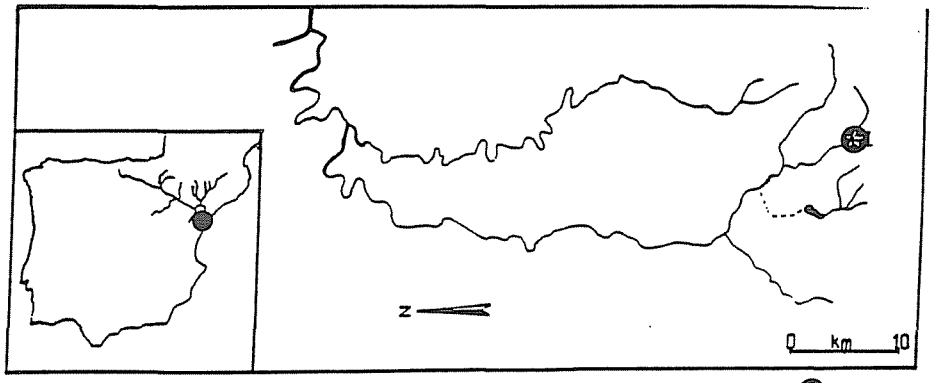


Figura 1. Localización geográfica de la estación de muestreo ✪

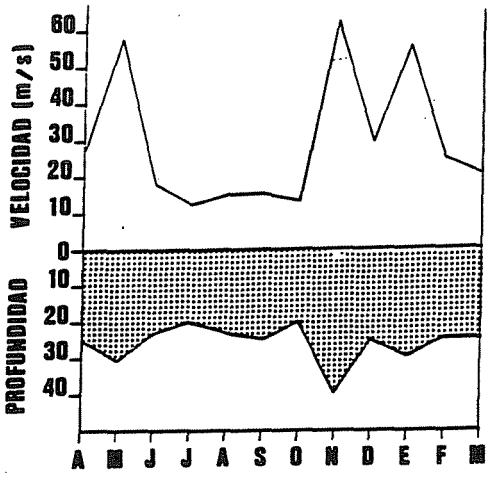


Figura 2. Variación de la profundidad y la velocidad de la corriente en un puntofijo a lo largo del periodo de estudio

mantenimiento de temperaturas dentro de un rango térmico pequeño (9.8 a 19.2 ºC). El tramo se situa dentro de la zona permanente del cauce, aunque el nivel varia a lo largo del ciclo anual (20 a 41 cm en un punto fijo de referencia) y la velocidad de la corriente en superficie es practicamente nula en los meses estivales (Fig. 2).

Tabla 1. Relación de grupos faunisticos capturados (se incluye la totalidad capturada a lo largo del ciclo anual completo)

Polycelis felina	*Leuctra major*	*Nymphula nymphaea*
Ancylastrum fluviatilis	*Capnioneura mitis*	*Tipula sp.*
Dina lineata	*Perla marginata*	*Dicranota sp.*
Argyroneta aquatica	*Boyeria irene*	*Dixa sp.*
Athyephyra desmarestii	*Sigara sp.*	*Simulium equinum*
Austropotamobius pallipes	*Micronecta sp.*	*Simulium sp2*
Echinogammarus tarraconensis	*Gerris najas*	*Conchapelopia sp.*
Baetis maurus	*Gyrinidae sp.*	*Paramerina sp.*
Baetis muticus	*Hydrophilidae sp.*	*Diamesa sp.*
Baetis rhodani	*Elmis maugetii*	*Cricotopus sp.*
Baetis scambus	*Dryopidae sp.*	*Orthocladius sp.*
Baetis vardarensis	*Rhyacophila munda*	*Parakiefferiella sp.*
Procloeon concinnum	*Agapetus berbericus*	*Paratrichocladius sp.*
Centroptilum luteolum	*Hydroptila insubrica*	*Psectrocladius sp.*
Cloeon inscriptum	*Hydroptila martini*	*Synorthocladius sp.*
Electrogena lateralis	*Hydroptila vectis*	*Chironomnii B*
Heptagenia sulphurea	*Oxyethira cf. frici*	*Polypedilum sp.*
Ephemerella ikonomovi	*Agraylea sp.*	*stictoquironomus sp.*
Caenis luctuosa	*Hydropsyche instabilis*	*Corynocera sp.*
Caenis pusilla	*Plectrocnemia sp.*	*Paratanytarsus sp.*
Habroleptoides modesta	*Polycentropus flavomaculatus*	*Limoniidae sp.*
Protonemura risi	*Psychomyia pusilla*	*Bezzia sp.*
Protonemura pyrenaica	*Lype sp.*	*Stratiomyidae sp.*
Nemoura sp.	*Tinodes sp.*	
Euleuctra geniculata	*Ecnomus tenellus*	
Leuctra aurita	*Mystacides azurea*	
Leuctra fusca	*Oecetis sp.*	

MATERIAL Y METODOS

Se han realizado muestreos con periodicidad mensual a lo largo de un ciclo anual (abril 1984 - marzo 1985). En cada muestreo se han tomado de 5 a 7 surbers con un área de base de 0.1 m^2 y el tamaño de la luz de malla de 250 micras, con la finalidad de conocer la comunidad de macroinvertebrados existente. Se han realizado también pescas eléctricas para capturar ejemplares de trucha (*Salmo trutta fario*) y poder estudiar sus contenidos estomacales para establecer su dieta. Dentro de cada surber se han tomado muestras para estudiar la composición de la comunidad algal, y se ha recogido la totalidad de la materia orgánica presente. Los surbers se han tomado en un rápido con una anchura de 3.5 m, se tomaron siguiendo la técnica del muestreo al azar.

Para el estudio de la alimentación de los macroinvertebrados se han diseccionado los ejemplares escogidos y se han montado los digestivos en líquido de hoyer para su identificación al microscopio. Para aquellas especies que se presumía que tenían un régimen de tipo detritivoro, los digestivos se montaron con fucsina ácida para permitir identificar la presencia de hifas de hongos acuáticos. Se ha asumido la posible heterogeneidad de las relaciones tróficas en la escala microespacial, por ello se han analizado las relaciones surber a surber.

RESULTADOS Y DISCUSION

Los resultados que se ofrecen en este trabajo corresponden a los surbers que coincidieron con la zona central del cauce (4 en marzo, 3 en agosto y 3 en octubre), no los correspondientes a las orillas.

Para el conjunto de las capturas anuales 77 han sido los taxones que se han identificado (Tabla 1). Aunque solo 30 han presentado dentro de las épocas seleccionadas una densidad de población suficiente para permitir el estudio de sus relaciones tróficas. Se ha realizado previamente el estudio de los ciclo vitales de las especies predadoras dominantes (Recasens y Puig, 1987), aunque el correspondiente a *Perla marginata* no ha sido publicado. El ciclo de esta última especie (Fig. 3) muestra un ciclo bivoltino, que constituye el primer caso de bivoltinismo conocido para ella, con un ciclo otoño-invernal y otro estival más corto, aunque la especie alcanza una talla similar.

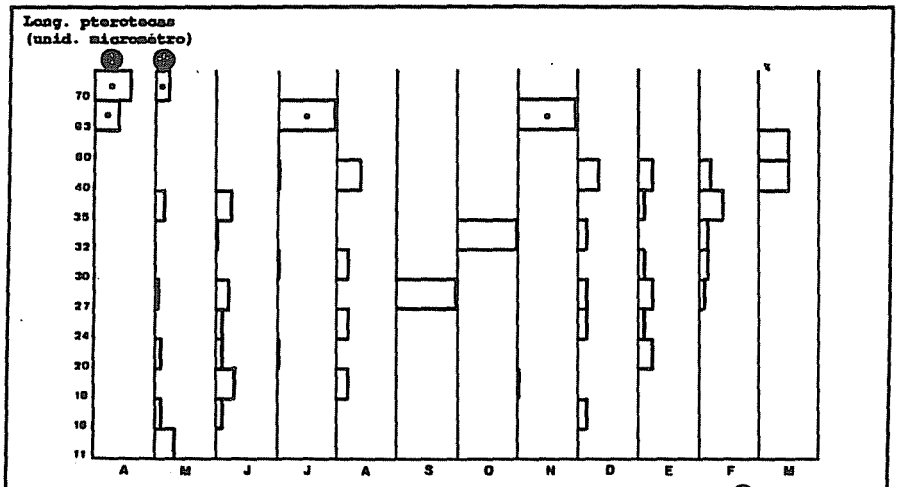


Figura 3. Ciclo vital de Perla marginata. (* = ninfas maduras, ⊕ imagos)

En la Figura 4 se han expresado en forma gráfica las relaciones tróficas encontradas para las principales especies de la comunidad invernal. En la figura están agrupadas (dentro de un recuadro) las especies que poseen estrategias similares o cuya estrategia dominante es la misma (caso de los macroinvertebrados predadores). Se han indicado con flechas las tendencias de los grupos así constituido y de forma individual solo las relaciones con la presa preferente, ya sea esta un invertebrado o un alga. La materia orgánica se ha diferenciado en dos bloques, sedimentada y en suspensión. Finalmente se diferencia en esta y en todas las figuras posteriores entre diatomeas y el resto de algas, individualizandose *Rivularia sp.* de las restantes por no ser consumida, salvo los hormogonios reproductores, por ningún componente de la comunidad. Una situación similar de no consumo de cianoficeas coloniales ha sido detectado por Dudley (1989). Para la comunidad invernal en este momento del año, se aprecia la utilización de casi todos los recursos posibles (materia organica en suspensión, detritus, etc...), la existencia de un número reducido de presas preferentes para los macroinvertebrados predadores (con la excepción de *Hydropsyche instabilis*). La presión de predación incide principalmente sobre las dos especies dominantes de *Baetis*. Mientrás que la mayoria de los consumidores primarios no seleccionan un productor primario concreto y casi todos son también detritivoros. Las especies parcialmente intersticiales (*Caenis luctuosa y Leuctra fusca*), aunque abundantes no son consumidas por los macroinvertebrados predadores. Evidentemente, en esta época del año, es la población de *Salmo trutta fario* la que explota el conjunto de la población de macroinvertebrados bentónicos (ver amplitud del recuadro sombreado).

En la comunidad estival (Fig. 5), las principales diferencias que se observan estrivan en el no aprovechamiento de la materia orgánica en suspensión, ya que no

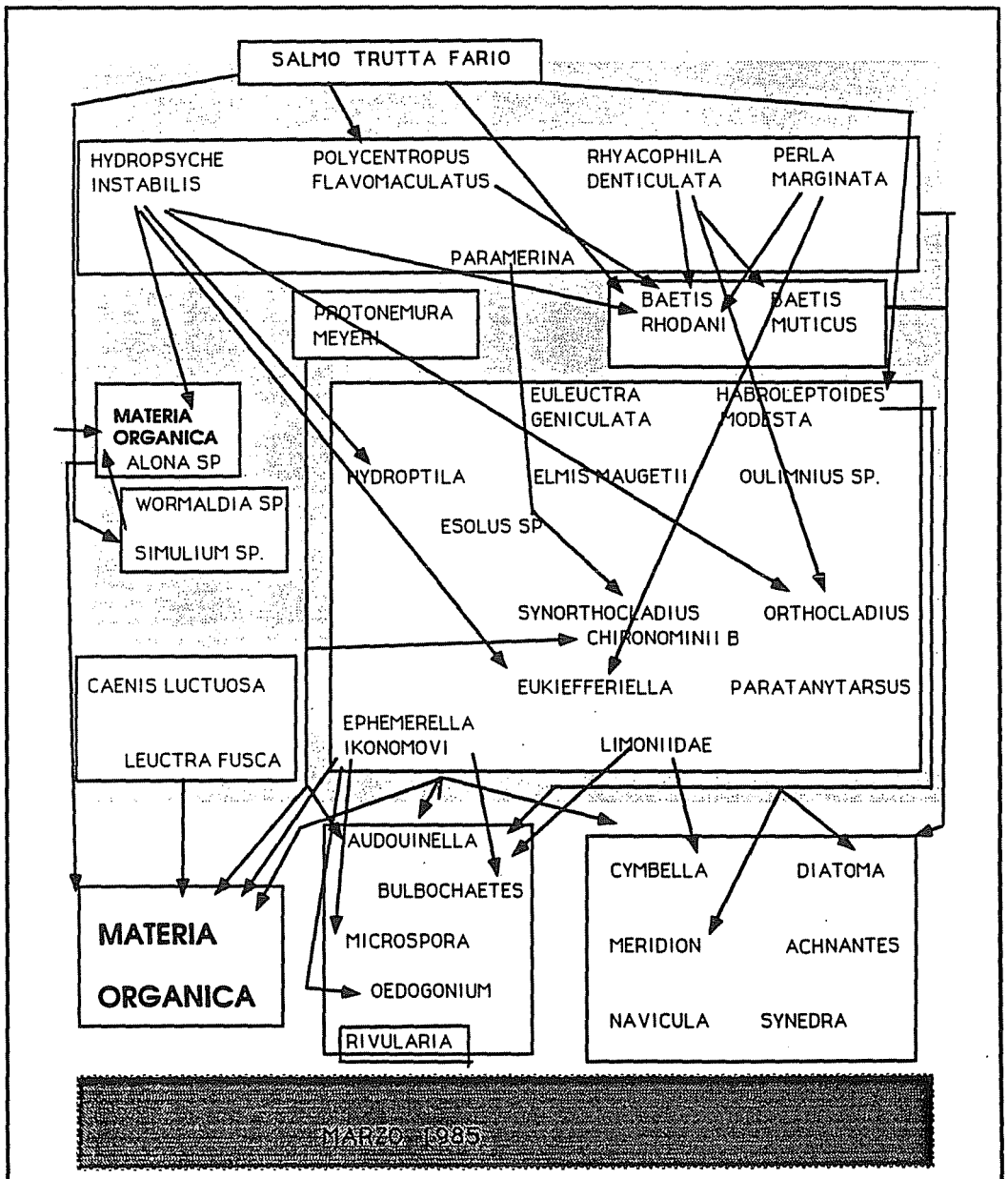


Figura 4. Relaciones tróficas existentes entre las especies de consumidores y los géneros de productores primarios correspondientes a la comunidad invernal

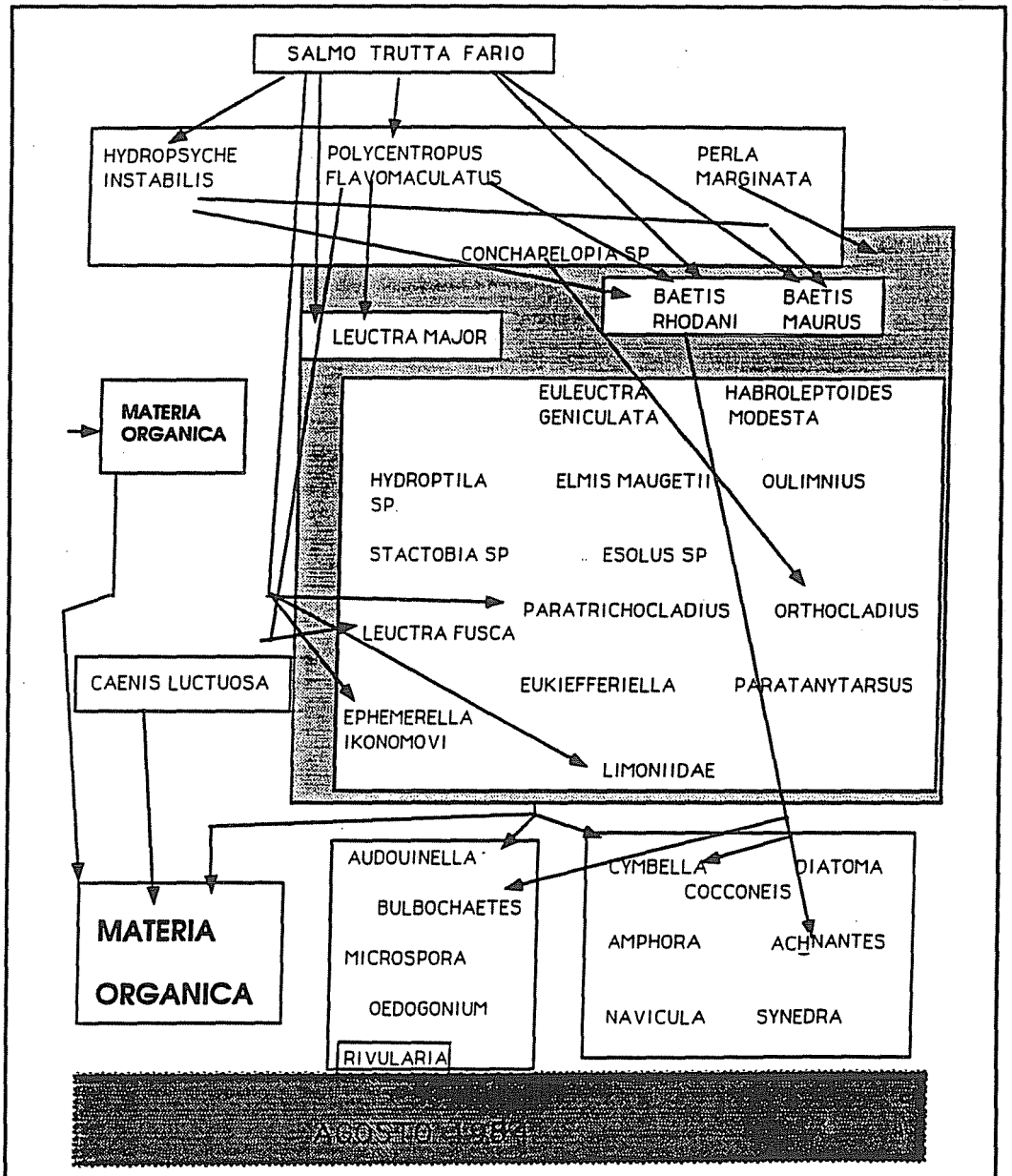


Figura 5. Relaciones tróficas existentes entre las especies de consumidores y los géneros de productores primarios correspondientes a la comunidad estival

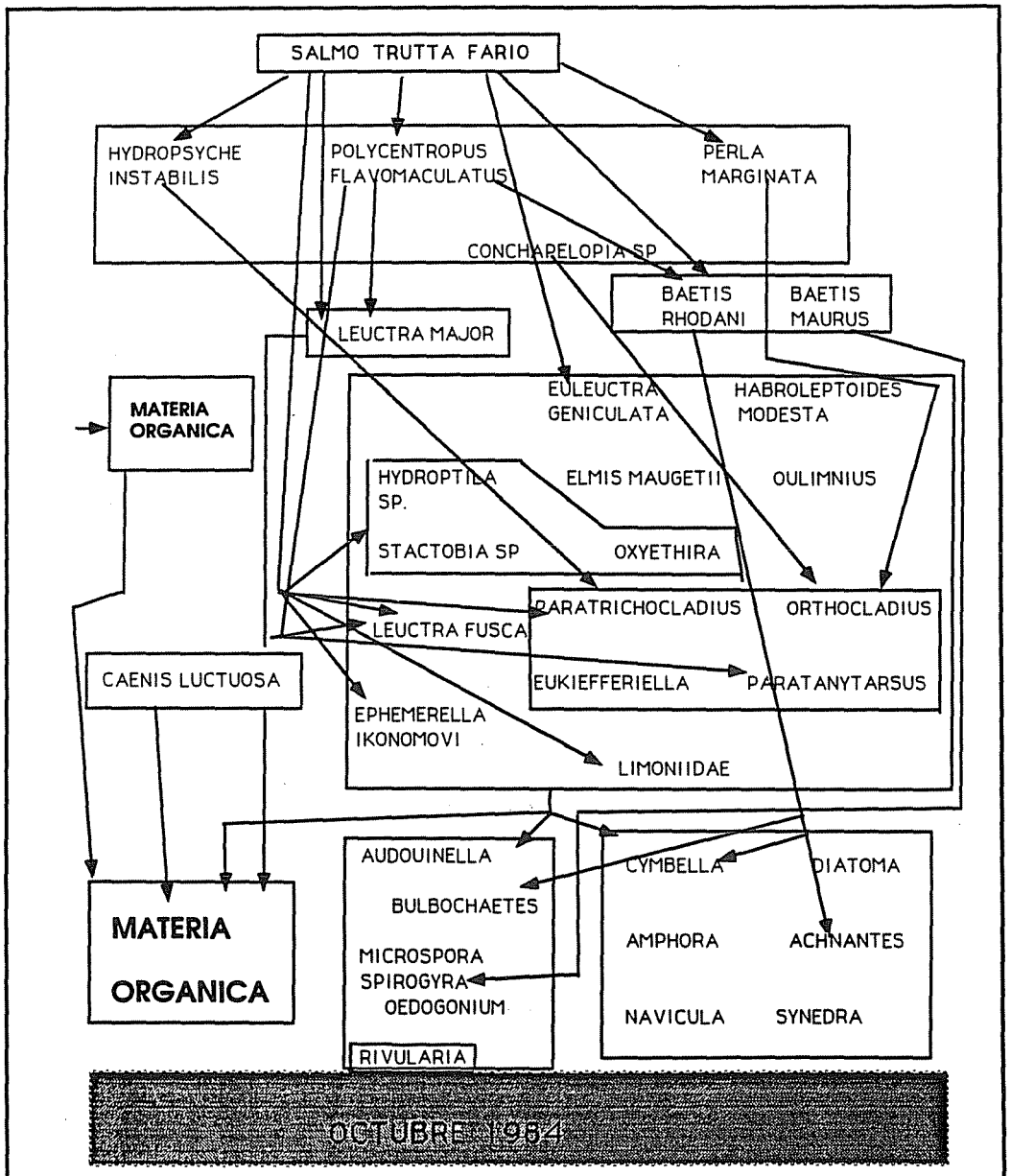


Figura 6. Relaciones tróficas existentes entre las especies de consumidores y los géneros de productores primarios observada en la transición entre comunidades.

están presentes grupos de filtradores como los simuliidos; el cambio en la selección de presas preferentes por parte de los predadores; y el control de la mayor parte de la comunidad por un plecóptero predador como es *Perla marginata*. Esta última especie aprovecharía como recurso al conjunto de los consumidores primarios (no intersticiales), mientrás que las poblaciones de invertebrados predadores sería explotada por la población de trucha. El papel que juega en este momento *Perla marginata* dentro de la comunidad, creemos que está asociado a la menor duración del ciclo estival, ciclo en el que se ha observado una mayor voracidad en esta especie.

En el periodo de transición entre comunidades, correspondiente al muestreo de octubre (Fig. 6), se observa una reducción en el número de presas preferentes por parte de los macroinvertebrados predadores, que consumen en este momento aquellos géneros de quironómidos que son dominantes en el bentos. Estrategia seguida también por las poblaciones de peces predadores (trucha), asistimos por tanto a un momento de no especialización en la explotación de los recursos por parte de los predadores. Mientrás que el resto de la comunidad mantiene las tendencias ya observadas en verano.

CONCLUSIONES

Si analizamos globalmente las relaciones tróficas que se han observado debemos destacar: a) el cambio en la selección de presas preferentes por los predadores; b) la ausencia de grupos fundamentalmente filtradores en verano; c) la no especialización de los grupos dominantes de consumidores primarios; d) el carácter de fitofago estricto que presenta *Baetis rhodani* en este río; e)el desaprovechamiento como recurso alimenticio de *Rivularia sp.*, alga dominante en verano;f) la alternancia en el control global de las poblaciones por parte de dos predadores, *Perla marginata* en verano y *Salmo trutta fario* en invierno; g) la mayor especialización selectiva del conjunto de predadores en invierno, frente a la no especialización estival y del periodo de transición otoñal, tendencia esta última asociada a la menor disponibilidad de recursos alimenticios.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado gracias al Proyecto CCA8411065 del Comité conjunto Hispano-Norteamericano de Cooperación Científica.

BIBLIOGRAFIA

Dudley, T.L. 1989. Interactions among algae, invertebrate and the physical environment in stream riffle communities. Tesis doctoral, University of California. 202 pp.

Georgian, T. & J.B. Wallace. 1983. Seasonal production dynamics in a guild of periphyton-grazing insects in a southern Appalachian stream. Ecology, 64(5): 1236-1248.

Gore, J.A. 1981. Trophic ecology of mayflies (Ephemeroptera) in natural and laboratory streams. Tesis doctoral, University of Montana. 220pp

Jacobi, J.M. 1986. Effects of herbivorous insect grazing on periphyton in a cascade foothill stream. Tesis doctoral, University of Washington. 215 pp.

Lancaster, J., Hildrew, A.G. & C.R. Townsend. 1990. Stream flow and predation effects on the spatial dynamics of benthic invertebrates. Hydrobiologia, 203: 177-190.

Lavandier, P. 1979. Ecologie d'un torrent pyreneen de haute montagne: L'Estaragne. Tesis doctoral, Universite de Toulouse. 532 pp.

Lavandier, P. 1982. Developpemlent larvaire, regime alimentaire, production d'*Isoperla viridinervis* Pictet (Plecoptera, Perlodidae) dans un torrent froid de Haute Montagne. Annales de Limnologie, 18(3): 301-318

Mattingly, R.L. 1986. Trophic and habitat requirements of two deposit-feeding stream invertebrates, *Ptyochoptera townesi* (Diptera) and *Paralepatophlebia spp.* (Ephemeroptera). Tesis de Master, Oregon State University. 103 pp.

McShaffrey, D. 1988. Behavior, functional morphology and ecology related to feeding in aquatic insects. Tesis de doctorado, Purdue University. 227 pp.

Rader, R.b. & J.V. Ward. 1989. The influence of environmental predictability/ disturbance characteristics on the structure of a guild of mountain stream insects. Oikos, 54: 107-116.

Recasens, L. & M.A. Puig. 1987. Life cycles and growth patterns of Trichoptera in the Matarraña, a karstic river. In: Bournaud, M. & H. Tachet (eds), Procedings of the 5th International Symposium on Trichoptera. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. 247-251.

Short, R.A. & J.V. Ward. 1981. Trophic ecology of three winter stoneflies (Plecoptera). The American Midland Naturalist, 105(2): 341-347.

Webb, K.M. 1985. The role of periphyton in the feeding, growth and production of *Stenonema spp.* (Ephemeroptera; Heptageniidae). Tesis de Master, Michigan State University. 74 pp.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:363-372

SIMILITUD Y DIFERENCIAS DE LAS PAUTAS DE COLONIZACION EN TRAMOS PERMANENTES Y TEMPORALES DE UN RIO MEDITERRANEO (R. MATARRAÑA, CUENCA DEL EBRO)

G.Soler y M.A.Puig.
Centro de Investigaciones del Agua. C.S.I.C. La Poveda, 28500 Arganda del Rey. Madrid.

Palabras clave: Colonización, ríos mediterráneos, deriva, migración.

ABSTRACT

Headwaters of Matarraña river is located in a forested karstic region with 600 mm of annual rainfall. Lower temporary stretches flow through brush vegetation and agricultural fields with 300 mm of annual rainfall. The objetive of this study was to know the migration patterns of benthic macroinvertebrates and the influence of water velocity and kind of sustrate, in one permanent (Valderrobres) and one temporary strech (Nonaspe).

An inexistent influence of water velocity has been detected. The major importance of the kind of sustrate is the main consecuence of this study. Also stationally upstream movement was very important

INTRODUCCION

Uno de los aspectos más controvertidos en los últimos tiempos en cuanto a la dinámica de las comunidades macrobentónicas fluviales, consiste en desentrañar la distinta importancia de los movimientos aguas arriba y de deriva en las primeras fases del proceso de colonización de sustratos, así como el encontrar los diferentes factores que gobiernan los mecanismos de colonización por parte de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. En este sentido pueden apreciarse tres tendencias principales en cuanto a la atribución de un determinado proceso que actuaría de manera determinante en la importancia y regulación de los fenómenos colonizadores.

La primera reside en considerar la deriva como estrategia de desplazamiento y colonización dominante entre los componentes del bentos (Khalaf y Tachet, 1977; Sagar, 1983; Rieradevall, 1985; Minshall y Petersen, 1985; Willzback et al, 1988).

La segunda se centra en la relación de los movimientos de los distintos grupos bentónicos ante sus posibles predadores, tanto en la reacción de huida que éstos inducen (Peckarsky, 1979, 1980, 1983; Peckarsky y Dodson, 1980a y 1980b; Hart, 1983; McAulife, 1983), como en el momento y la alternancia de la importancia de los distintos grupos y tamaños en la deriva para evitar la ación de los predadores (Allan, 1978; Newman y Waters, 1984).

Finalmente, existe un tercer grupo de trabajos que atribuyen la máxima importancia a distintos factores del medio físico, como es la velocidad de la corriente (Stazner et al, 1988) y el tipo de sustrato (Khalaf y Tachet, 1980; Peckarsky y Cook, 1981; Minshall, 1984; Flood, 1986).

Ante las distintas perspectivas, anteriormente mencionadas, el presente trabajo pretende aproximarse al conocimiento de la dinámica de las comunidades bentónicas de los sistemas fluviales mediterráneos, marcandose como objetivos el conocimiento de la importancia de las distintas estrategias de desplazamiento en la colonización del sistema fluvial, la valoración de la posible selección de sustratos por los distintos grupos de comunidades así como el comprobar si las pautas obtenidas varían en función del grado de temporalidad del cauce o de la velocidad de la corriente.

AREA DE ESTUDIO

El sistema fluvial mediterráneo seleccionado ha sido la cuenca del río Matarraña (fig.1). Dicho río pertenece a la cuenca hidrográfica del Ebro, situándose sus fuentes en la Sierra Prelitoral catalana y desembocando en la confluencia del embalse de Ribarroja y Mequinenza. Es de clima mediterráneo y presenta peculiares periodos alternos de avenidas (primavera y otoño) y sequías (verano).

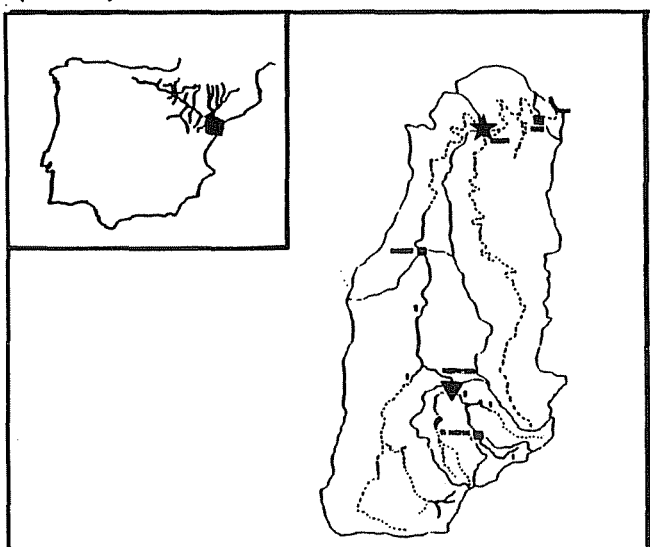


FIGURA 1. Mapa geográfico y localización de las áreas de estudio. ▼ Tramo permanente. ★ Tramo temporal.

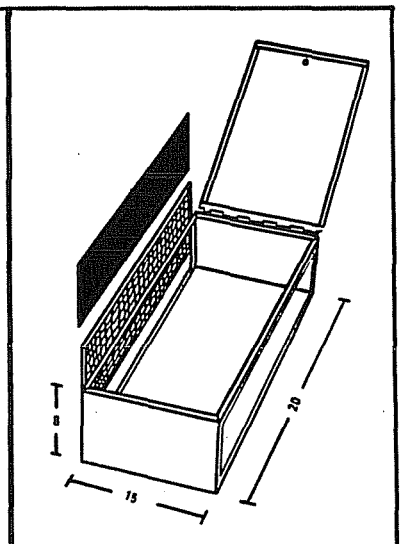


FIGURA 2. Sistema diseñado como base de los sustratos artificiales.

Presenta tramos de características permanentes y temporales (fig.1). Durante la fase de estiaje, los tramos bajos se caracterizan por la existencia por la existencia de pozas que se suceden sin interconexion, mientras que el cauce alto mantiene un flujo de agua durante todo el año.

Dos zonas de estudio fueron seleccionadas en función de sus características hidrológicas.

Nonaspe (170 m de altura s.n.m.) es un tramo temporal, representando un hábitat típico de parte media-baja de río. Es una zona en donde el Matarraña se ensancha, fluyendo a través de terrenos calcáreos aluviales. El río se caracteriza por la existencia de una serie de pozas de profundidad variable, conectados por tramos de corriente poco profundos. Los niveles del agua varían sustancialmente así como el régimen de temperaturas (7-29 C).

Valderobres (500 m de altura s.n.m.) consiste en un tramo de características permanentes, presentando la zona dos máximos de pluviosidad en primavera y otoño, y un mínimo en verano.

MATERIAL Y METODOS

Los muestreos se han realizado durante noviembre de 1985 y enero, marzo y julio de 1986. Se eligieron estos meses por su correspondencia con los cuatro periodos estacionales.

Para la realización de los experimentos se emplearon cajas destinadas a detectar los microdesplazamientos que se efectuan entre el sustrato y los 10

Tabla 1. RELACION DE TAXONES PRESENTES EN LAS CAJAS DE COLONIZACION

Género o especie

VALDERROBRES

Pagastia sp.
Orthocladius (O.) sp.
Paratrichocladius sp.1
Paratrichocladius sp.2
Orthocladius (E.) sp.
Cricotopus sp.
Rheosmittia sp.
Corynoneura sp.
Eukiefferiella sp.
Psectrocladius sp.1
Psectrocladius sp.2
Tanytarsus sp.
Rheotanytarsus sp.
Paramerina sp.
Micropsectra sp.
Virgatanytarsus sp.
Synorthocladius sp.
Stratiomydae sp.
Odagmia sp.
Simulium sp.
Baetis rhodani
Baetis maurus
Baetis muticus
Baetis scambus
Baetis sp. (1er estadio)
Baetis vardarensis
Procloeon concinnum
Caenis luctuosa
Caenis pusilla
Ephemerella ignita
Ephemerella ikonomovi
Electrogena lateralis
Protonemura sp.
Leuctra fusca
Hydropsyche contubernalis
Hydropsyche instabilis
Hydropsyche exocellata
Psychomya pusilla
P. pusilla (pupas)
Hydroptila sp.
Tinodes sp.
Mesophylax sp.
Elmis maugetii
Oulimnius troglodites
Esolus angustatus
Riolus sp.
Dryops sp.
Dytiscidae sp.
Lebertia sp.
Torrenticola sp.
Echinogammarus tarraconensis
Alona sp
Megacyclops viridis
Dugesia gonocephala
Physella acuta
Lymnea peregra

NONASPE

Orthocladius (E.) sp.
Paratrichocladius sp.1
Paratrichocladius sp.2
Orthocladius (O.) sp.
Diamesa sp.
Psectrocladius sp.1
Eukiefferiella sp.
Pagastia sp.
Rheosmittia sp.
Stratiomydae sp.
Simulium sp.
Limoniidae sp.
Cloeon inscriptum
Dytiscidae sp.(larva)
Octhebius sp.
Esolus angustatus
Colembola
Naididae sp.
Physella acuta
Lymnaea sp.

primeros centímetros de la columna de agua, con características similares en el diseño a las utilizadas por Peckarsky (1984). En nuestro caso empleamos cajas rectangulares de plástico duro de 20 centímetros por el lado mayor, 15 por el menor y 8 centímetros de altura (fig.2). Dichas cajas son capaces de recoger selectivamente el bentos que realiza desplazamientos corriente arriba (migración) y el que efectua movimientos de microderiva. Para ello poseían uno de los dos lados mayores abierto, y otro sustituido por un enrrejado de 1.5 centímetros de diámetro de orificio, como soporte de una malla de nital transparente de 250 micrómetros de diámetro de poro. Las cajas contol estaban abiertas por ambos lados.

En cada estación de muestreo, y para cada una de las campañas se colocaron 24 cajas en el lecho fluvial, preparadas con los cuatro tipos de sustratos fundamentales existentes en el río (estropajo de esparto símil de Cladophora sp, cantos, cantos y gravas combinados y substrato mezcla de todos los anteriores.

De cada grupo de 24 cajas, 8 recogían los desplazamientos aguas arriba (migración), 8 los realizados aguas abajo (microderiva), mientras que las restantes lo hacían en ambas direcciones (control). Dos cajas de cada lote de 8 poseían uno de los cuatro tipos de sustrato utilizados.

En los puntos en donde se depositaban cada una de las cajas se medía la velocidad de la corriente con un correntímetro.

Las cajas se mantenían en el río por un espacio de 48 horas, sujetandose al lecho fluvial mediante plomos de 250 gramos de peso colocados en cada uno de los cuatro vértices.

Las muestras obtenidas se conservaron en formaldehido al 4% . Una vez separados e identificados los individuos se preservaron en etanol al 40%

Los datos obtenidos han sido tratados desde dos aproximaciones distintas. Una primera en donde se intenta conocer el papel individual de las especies colonizadoras, por lo que se ha empleado un análisis en componentes principales con el programa CANOCO (Ter Braak, 1988). Como variables se han considerado el tipo de sustrato, la estrategia de colonización y la velocidad de la corriente. Se han representado de manera gráfica únicamente los análisis en donde alguna de las variables consideradas es significativa. La segunda pretende conocer pautas generales, empleando para este propósito diagramas de barras, en donde el número de individuos capturados se desglosan por el tipo de estrategia seleccionada (microderiva o migración) y por el sustrato elegido.

RESULTADOS

En la tabla 1 se presenta una relación de los taxones capturados en las cajas de colonización

Tramo temporal (Nonaspe)

Respecto al comportamiento independiente de las especies se observa que las algas es el sustrato seleccionado por la mayoría de los taxones en enero (fig 3a), mientras que en marzo son las cajas control las que recogen la mayor parte de la comunidad que realiza desplazamientos, indicando que migración y microderiva están funcionando en proporciones similares (fig. 3b)(tabla 2).

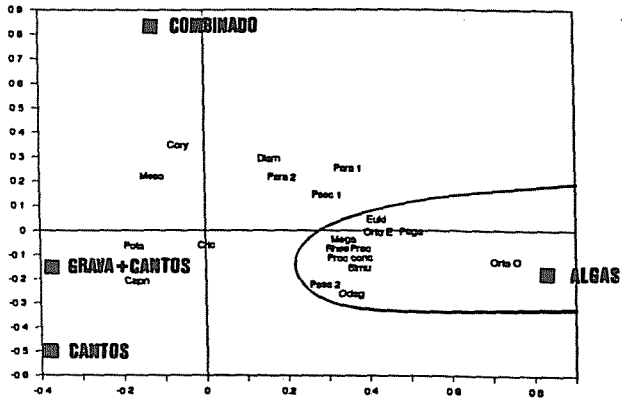


FIGURA 3a. Diagrama de ordenación del análisis de redundancia correspondiente a la estación de Nonaspe durante el mes de enero de 1986.

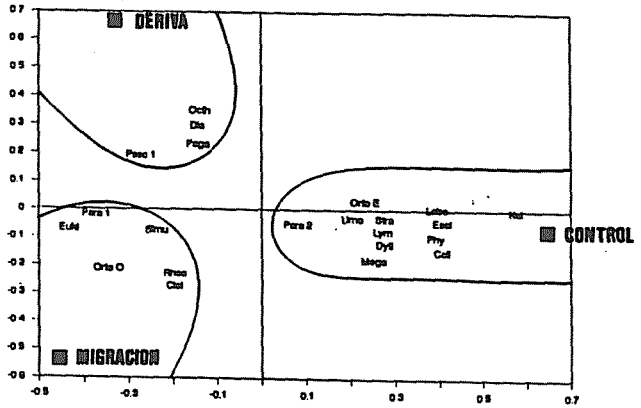


FIGURA 3b. Diagrama de ordenación del análisis de redundancia correspondiente a la estación de Nonaspe durante el mes de marzo de 1986.

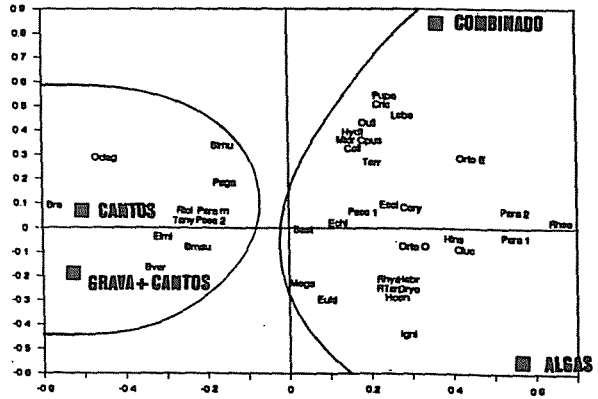


FIGURA 3c. Diagrama de ordenación del análisis de redundancia correspondiente a la estación de Valderrobres durante el mes de enero de 1986.

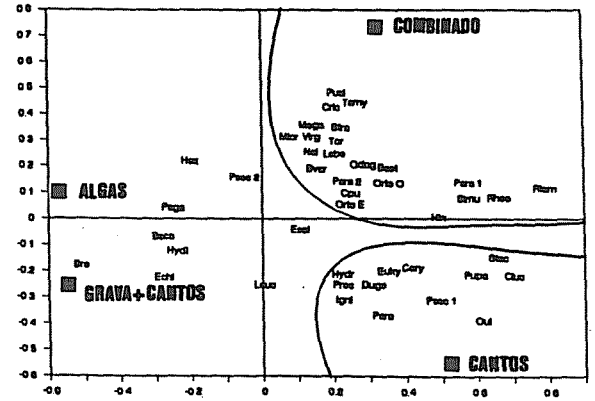


FIGURA 3d. Diagrama de ordenación del análisis de redundancia correspondiente a la estación de Valderrobres durante el mes de julio de 1986.

Tabla 2. PORCENTAJES DE LA VARIANZA ASOCIADA A CADA UNA DE LAS VARIABLES

VARIABLES		ESTACION-CAMPAÑA					
		N-1	N-3	VR-11	VR-1	VR-3	VR-7
SUSTRATO	% V.E.	**0.214**	0.208	0.344	**0.257**	0.155	**0.348**
	P.	0.015	0.076	0.486	0.002	0.217	0.001
ESTRATEGIA	% V.E.	0.100	**0.195**	0.235	0.132	0.105	0.138
	P.	0.278	0.018	0.386	0.075	0.243	0.110
VELOCIDAD	% V.E.	0.028	0.053	0.081	0.071	0.065	0.810
	P.	0.718	0.278	0.715	0.108	0.137	0.810

P=Valor del test de Monte Carlo (P<0.05 variable significativa).

Analizando los resultados globales por número de individuos con respecto al tipo de estrategia seleccionada, se aprecia que durante la campaña de enero existe una clara tendencia a realizar desplazamientos por micro deriva, mientras que en marzo, es la migración la estrategia que funciona en mayor proporción (fig. 4a). Los sustratos seleccionados también varían de manera estacional. Durante la campaña de invierno existe una clara tendencia a colonizar cajas con algas como sustrato, suceso que coincide con la ausencia del alga de manera natural en el cauce (fig. 5), mientras que en marzo se aprecia un predominio claro del sustrato combinado (fig. 4b).

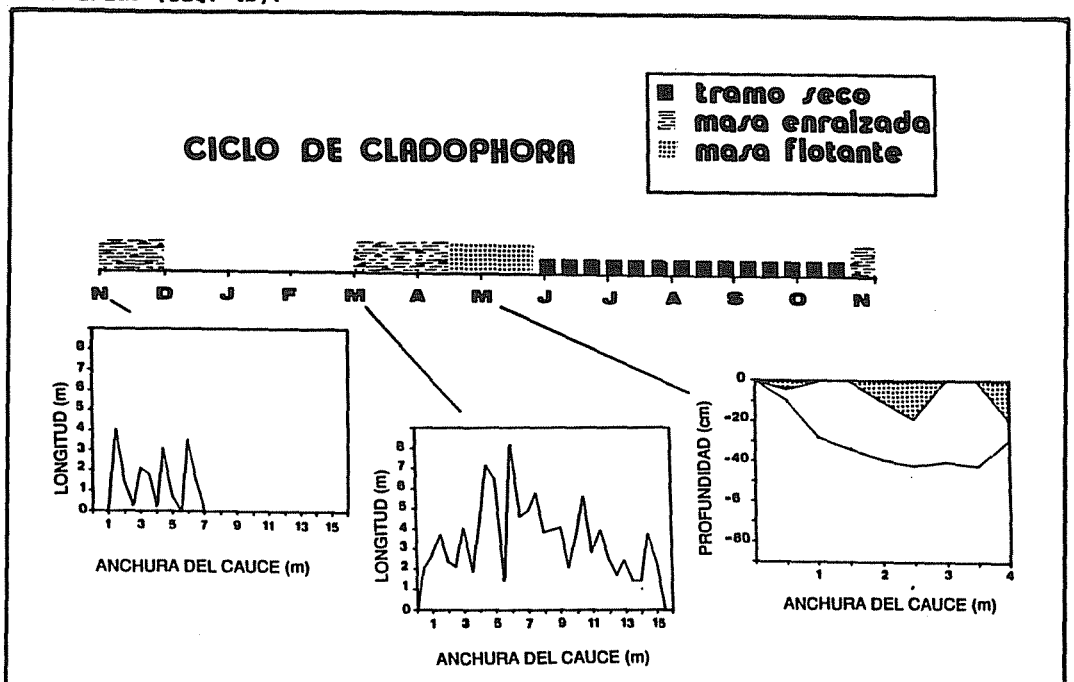


FIGURA 5. Diagrama dinámico anual de la cobertura de Cladophora sp. en la estación de Nonaspe.

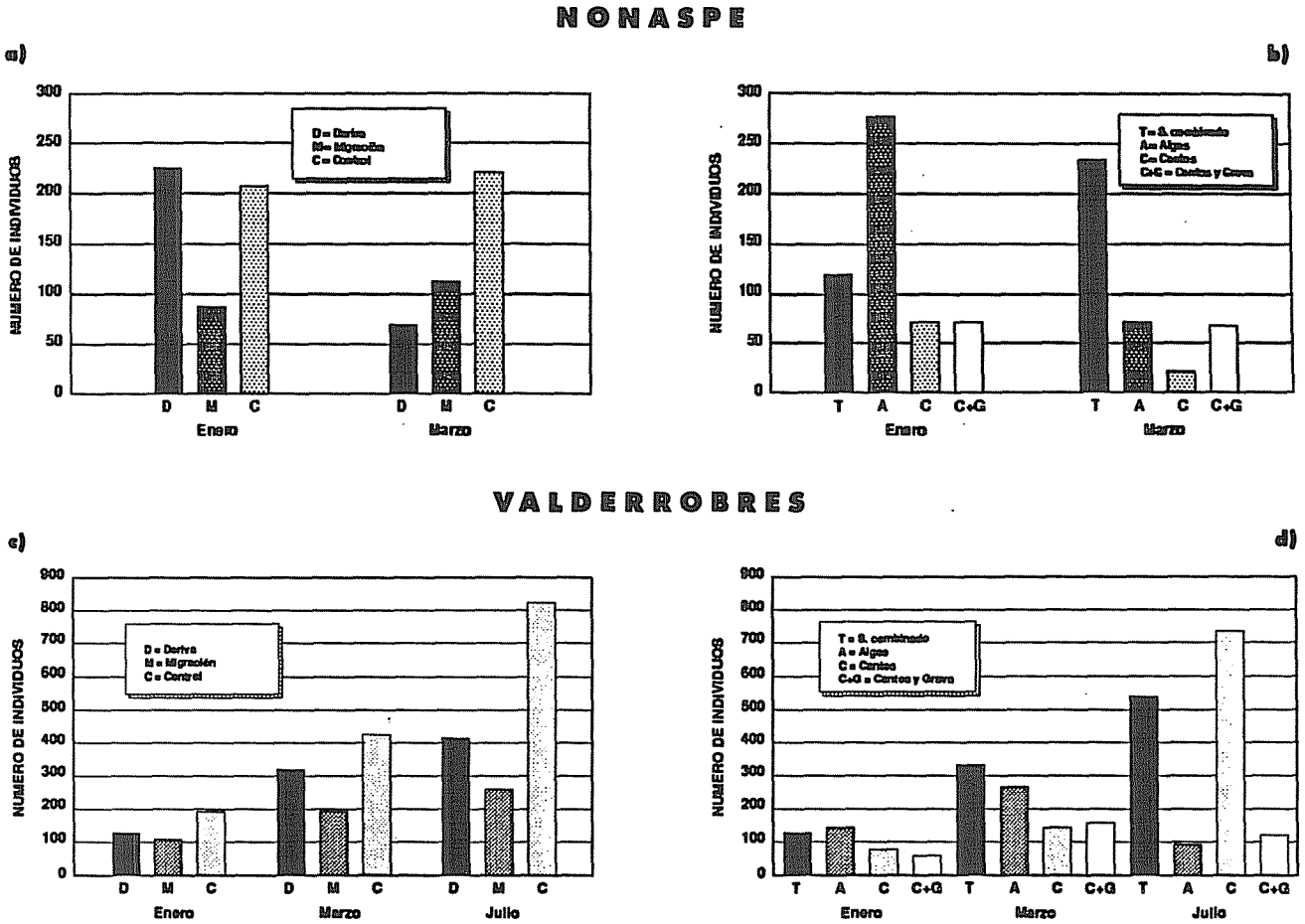


FIGURA 4. Diagramas de barras representativos de los tipos de sustrato y estrategias de desplazamiento seleccionados frente al número total de individuos capturados.

Tramo permanente (Valderrobres)

Durante la campaña de invierno se aprecia que la mayor parte de los taxones independientemente selecciona el sustrato combinado y las algas (fig. 3c). En verano se sigue seleccionando el sustrato combinado, apareciendo también como sustrato preferente los cantos (fig. 3d)(tabla 2).

Referente al comportamiento global por número de individuos se observa que en enero no domina ninguna estrategia colonizadora, mientras que en marzo y julio lo hace la microderiva (fig. 4c). Respecto a la selección de sustratos se aprecia que en enero no se selecciona ningún sustrato, mientras que en marzo sí lo son las algas y el sustrato combinado. En julio se eligen principalmente los cantos y el sustrato combinado (fig. 4d).

DISCUSION

Los resultados obtenidos indican que los movimientos por el sustrato, tanto aguas arriba como aguas abajo son importantes, siendo capaces de proporcionar amplios recursos colonizadores. Estos resultados no coinciden con estudios previos consultados (Williams, 1977; Bird, 1981; Sagar, 1983; Minshall y Petersen, 1985, Cellot, 1989; Deluchy, 1989), en donde a la deriva se le asigna el papel más importante a la hora de establecer pautas de colonización.

Se ha podido apreciar la no influencia de la velocidad de la corriente en la dinámica colonizadora.

Para ambas estaciones se ha observado que es el tipo de sustrato la variable que determina las pautas colonizadoras, correspondiéndole un papel prioritario en los procesos de colonización (Khalaf y Tachet, 1980; Peckarsky, 1983; Minshall, 1984; Lake y doeg, 1985; Prat et al, 1986).

CONCLUSIONES

Respecto al tramo temporal y considerando los distintos taxones independientemente, se aprecia que el tipo de sustrato es la variable que determina las pautas colonizadoras. Analizando los resultados por número de individuos se observa un doble comportamiento estacional en cuanto a predominios de estrategias y sustratos: en invierno predomina la microderiva y la selección de las algas, mientras que en primavera se manifiesta más importantes los desplazamientos de migración y la selección de sustrato combinado.

En el tramo permanente, de manera independiente los taxones no se muestran influenciados por el tipo de estrategia, siendo el sustrato el factor determinante en los desplazamientos. Los resultados globales por número de individuos indican que en enero no domina ninguna estrategia, mientras que en marzo y julio lo hace la microderiva. Este resultado se debe a que el grupo mayoritario que se desplaza son los Quironómidos, seleccionando para ello la microderiva. En el resto de la comunidad predomina la migración como estrategia colonizadora.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado gracias al proyecto CCA8411065 del Comité Conjunto Hispano-Norteamericano de Cooperación Científica.

BIBLIOGRAFIA

Allan,J.D. 1978. Trout predation and the size composition of stream drift. Limnology and Oceanography, 23 (6): 1231-1237.

Bird,G.A. & H.B.N.Hynes. 1981. Movements of inmature aquatic insects in a lotic habitat. Hydrobiologia, 77: 103-112.

Cellot,B.1989. Macroinvertebrate movements in a large European river. Freshwater Biology, 16: 67-91.

Deluchy,C.M. 1989. Movement patterns of invertebrates in temporary and permanent streams. Oecologia, 78: 199-207

Flood,M.G. 1986. Microhabitat use by Brachycentrus spinae Ross (Trichoptera) in a fourth order appalachian stream. Tesis para optar al grado de Master of Science. University of Athens.USA.

Hart,D.D. 1983. The importance of competitive interactions within stream population and communities. In: James R.Barnes and G. Wayne Minshall (Eds.). Stream ecology. Application and testing of general ecological theory. Plenum Press. New York. USA. 99-136pp.

Kalaf,G. & H.Tatchet. 1977. La dynamique des colonisation des substrates artificiels par les macroinvertebrates dùn cours dèau. Annls. Limnolo., 13 (2): 169-190.

Kalaf,G. & H.Tatchet. 1980. Colonization of artificial substrata by macroinvertebrates in a stream and variations according to stone size. Freshwater Biology, 10: 475-482.

Lake,P.S. & T.J.Doeg. 1985. Macroinvertebrate colonization of stones in two upland southern Australian streams. Hydrobiologia, 126: 199-21.

McAuliffe,J.R. 1983. Competition, colonization patterns, and disturbance in stream benthic communities. In: James R.Barnes and G. Wayne Minshall (Eds.). Stream ecology. Application and testing of general ecological theory. Plenum Press. New York. USA

Minshall,G.W. 1984. Aquatic insect-substratum relationships. In: Vincent H.Resh and David M.Rosemberg (Eds.). The ecology of aquatic insects. Praeguer Publishers. New York. USA. 358-400 pp.

Minshall,G.W. & R.C.Petersen. 1985. Towards a theory of macroinvertebrate community structure in stream ecosystem. Arch. Hydrobiol., 104 (1): 49-76.

Newman,R.M. & T.F.Waters. 1984. Size selective predation on Gammarus Pseudolimnaeus by trout and sculpins. Ecology, 65 (5): 1536-1545.

Peckarsky,B.L. 1979. Biological interactions as determinants of distributions of benthic invertebrates whithin the substrate of stony streams. Limnol.Oceanogr., 24 (1): 59-68.

Peckarsky,B.L. 1980. Predator-prey interactions between stoneflies and mayflies: behavorial observations. Ecology, 61 (4): 932-943.

Peckarsky,B,L. 1983. Use of behavioral experiments to test ecological theory in streams. In: James R. Barnes and G. Wayne Minshall (Eds.). Stream ecology. Application and testing of general ecological theory. Plenum Press. New York.USA. 79-97 pp.

Peckarsky,B.L. 1984. Predator-prey interactions and stream invertebrate community structure. Notice of research project science information exchange. Smithsonian Institution. National Science Foundation. USA.

Peckarsky,B.L. & K.Z.Cook. 1981. Effect of Keystone mine effluent on colonization of stream benthos. Environmental Entomology, 10: 864-871.

Peckarsky,B.L. & S.I.Dodson. 1980a. An experimental analysis of biological factors contributing to stream communyty struture. Ecology, 61 (6): 1283-1290.

Peckarsky,B.L. & S.I.Dodson. 1980b. Do stonefly predators influence benthic distributions in streams?. Ecology, 61 (6): 1275-1282.

Prat,N.; G.Gonzalez; I.Muñoz & X.Millet. 1986. Community structure and colonization process in a mediterranean drainage basin. In: Proceding of the 3rd European congress of entomology. Amsterdam.

Rieradevall,M. 1985. Ritme diari de la deriva en una estació del riu Llobregat,

amb especial atenció a les exuvies pupals dels Chironomidae (Dipt.). Tesis de licenciatura. Universidad de Barcelona.

Sagar,P.M. 1983. Invertebrate recolonisation of previously dry channels in the Rakaia river. New Zeland Journal of Marine and Freshwater Research, 17: 377-386.

Stazner,B.; J.A.Gore & V.H.Resh. 1988. Hidraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. J.N.Am.Benthol.Soc., 7 (4): 307-360.

Ter Braack,C.J.F. 1988. CANOCO a program for canonical community ordination by partial detrended canonical correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analisis (version 2.1). Agricultural Mathematics group. The Netherlands. 95pp.

Williams,D.D. 1977. Movements of benthos during the recolonization of temporary streams. Oikos, 29: 306-312.

Wilzbach,M.A.; K.W.Cummins & R.A.Knapp. 1988. Toward a functional classification of stream invertebrate drift. Verch Internat. Verein. Limnol., 23: 1244-1254.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:373-377

COLONIZATION OF ARTIFICIAL SUBSTRATES BY EPHEMEROPTERA: FIRST STAGES

P. Pinto, M. Morais*
Departamento de Biologia, Universidade de Évora, Largo dos Colegiais P-7001 ÉVORA CODEX
**J.N.I.C.T. Scholarship*

Keywords: Macroinvertebrates, Ephemeroptera, Colonization, Artificial substrates, Temporary river

ABSTRACT

In order to evaluate the colonization in a temporary river, a sampling program was designed in 6 collecting places all along the river Degebe (Guadiana basin) during 1988 in Winter, Spring, Summer and Autumn.

Mesh bags filled with 2500 cm^3 of brickbad were used as artificial substrates.
Cloen schoenemundi, Cloen simile, Caenis luctuosa, and *Choroterpes picteti* were the most abundant species.

The propensity of Ephemeroptera species to colonize the artificial substrates by drift as well as by movements over the substrate is discussed.

INTRODUCTION

The "stream macroinvertebrates communities are structured assemblages of individual populations in a state of dynamic equilibrium" (Minshall & Hildrew, 1985). At the same time, a loss of organisms into the water column is accompanied by a permanent recolonization of the bottom, thus, contributing for a continuous redistribution of the stream benthos (Townsend & Hildrew, 1976).

The denuded areas of the stream bed can be colonized by drift as well as by movements over the substrate (Bird & Hynes, 1981; Townsend & Hildrew, 1976). Although Benzie (1984) results point out to a random nature of the colonization, drift seems to be the most important one (Bishop & Hynes, 1969; Elliot, 1971; Townsend & Hildrew, 1976; Bird & Hynes, 1981).

The propensity of the different *taxa* for moving in drift or over the substrate is different (Bournaud et al, 1978; Townsend & Hildrew, 1976; Hart & Resh, 1980; Bird & Hynes, 1981). The propose of this study is to evaluate the relative importance of these two behaviours on the colonization process, for Ephemeroptera species.

THE STUDY AREA

The River Degebe is a tributary of River Guadiana. It flows from Northwest to Southeast for c. 79km. The difference in altitude between spring and mouth is c. 250m (325m vs. 75m) which mean an average slope of 3%.

The river flow shows a wide variation all over the year, with Winter flood and Summer flow interruptions clearly connected with the well marked seasonally of rainy and dry periods.

MATERIAL AND METHODS

The colonization experiments took place in 6 collecting places all along the river, and covering 6 different ecological situations (fig.1).

- A, a peneplain area without riparian vegetation and presence of macrophytes;

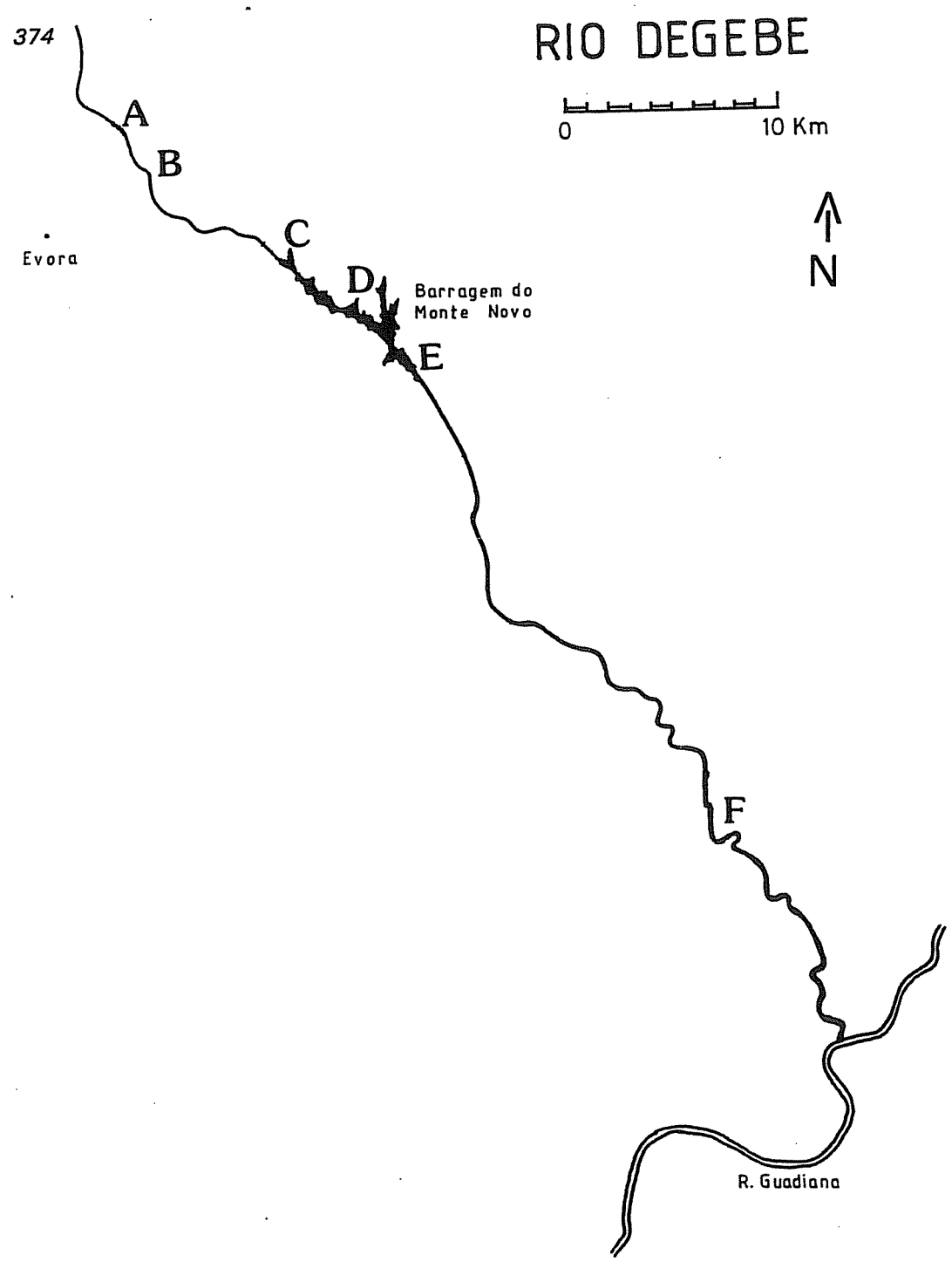


Fig.1. Study area with the 6 collecting places.

- B, a canopy area;
- C, a shifting feature between lotic and lentic ecosystem;
- D, a lentic ecosystem;
- E, an area with riparian vegetation, macrophytes and wood debris, just downstream the dam;
- F, an area with rocky slopes almost without riparian vegetation and macrophytes.

The study was carried out during 1988 in Winter, Spring, Summer and Autumn.

Mesh bags filled with 2500cm^3 of brickbad (6x8cm) were used as artificial substrates. In order to evaluate the way of colonization, two artificial substrates were used: one on the bottom (B) and the other on a support (S) which enables the contact with the bottom.

During one month 15 samples were performed, in each season and collecting place. The two artificial substrates were removed, brushed to plastic containers, sieved with a special designed device and the macroinvertebrates preserved with a 40% formalin solution. The two artificial substrates were replaced again on the river bed.

The bottom substrate (B) is colonized by drift as well as by movements over the substrate, while the suspended one (S) is colonized by drift only. The the bottom substrate (B) represents the total colonization, so the average ratio of the number of macroinvertebrates present on the suspended substrate to those from the bottom substrate (S/B) is the mean drift proportion involved in the colonization (Townsend & Hildrew, 1976).

RESULTS

In the table 1, the results concerning the number of individuals in the suspended (S) and bottom (B) substrates for Ephemeroptera *taxa* all along the year are presented.

		WINTER	SPRING	SUMMER	AUTUMN
Baetis fuscatus	S	15	78	------	2
	B	12	79	------	6
Cloen schoenemundi	S	7	99	33	3
	B	5	70	40	2
Cloen simile	S	4	73	98	2
	B	4	45	132	14
Procloen sp.	S	4	17	7	9
	B	3	28	12	4
Caenis luctuosa	S	45	310	1045	469
	B	31	434	1309	522
Choroterpes picteti	S	5	53	73	-----
	B	4	60	81	-----
Thraullus bellus	S	-------	7	9	1
	B	-------	1	9	2
Habrophlebia cf. *lauta*	S	-------	1	-----	-----
	B	-------	3	-----	-----

Table 1: number of individuals in the suspended (S) and bottom (B) substrates all along the year.

As whole, Spring and Summer present the greatest values of number of individuals, confirming previous results (Pinto, 1988). For all the seasons, *Caenis luctuosa* is the most abundant *taxa*.

Thraullus bellus and *Habrophlebia* cf. *lauta* were excluded from this study, due to its reduced numbers.

DISCUSSION

Confirming the results of Bird & Hynes (1980) and Townsend & Hildrew (1976), the Ephemeroptera *taxa*, excluding *Cloen simile* in Autumn, present (S/B) ratio values higher than 0,5, which denote a propensity to colonize the substrates by drift (see table 2).

	WINTER	SPRING	SUMMER	AUTUMN	mean S/B	S.E.
Baetis fuscatus	1,25	1,14	-----	0,33	0,91	0,36
Cloen schoenemundi	1,40	1,40	0,82	1,50	1,28	0,18
Cloen simile	1,00	1,62	0,74	0,14	0,87	0,35
Procloen sp.	1,30	0,61	0,58	2,25	1,19	0,45
Caenis luctuosa	1,45	0,71	0,79	0,90	0,96	0,19
Choroterpes picteti	1,25	0,88	0,91	-----	1,01	0,15
mean S/B	1,28	1,06	0,77	1,02		
S.E	0,07	0,17	0,06	0,39		

Table 2: (S/B) ratio values for the different seasons and its mean values for each *taxa* and each season. (S.E. = Standard error).

Bird & Hynes (1980) point out (S/B) ratio values between 0,89 and 0,94 for Ephemeroptera *taxa*. The wide of variation in this study bigger (0,58-2,25), probably as a result of the heterogeneity of the ecological situations.

The low value for *C. simile* in Autumn may result from an aggregated distribution of the community at collecting place A. With some more samples, this value will be certainly higher.

The higher mean value of (S/B) ratio in Winter, and the lowest one in Summer, according to previous works (Dimond, 1967; Waters 1969; Elliot,1971; Bird & Hynes, 1981; Ciborowski, 1987), suggests a positive correlation between the current and the drift.

The drift seems to be the most important way of colonization, even during the Summer with absent current. An accentuated influence of the swimming behaviour on the colonization process during Summer (58% to 91%), is emphasized by those results. A respiratory stress due to the low values o dissolved oxygen in Summer will be, probably, an explanation to this situation (Minshall & Winger,1968; Wiley & Kohler, 1980).

REFERENCES

Benzie, J.A.H..1984. The colonization mechanism of stream benthos in a tropical river (Menik Ganga: Sri Lanka). Hydrobiologia 111. 171-179

Bird, G.A. & H.B.N. Hynes.1981 . Movements of immature aquatic insects in a lotic habitat. Hydrobiologia 77. 103-112

Bishop, J.E. & H.B.N. Hynes.1969. Upstream movements of benthic invertebrate in a speed river.J. Fish. Res. Board. Can. 26. 279-298

Bournaud, M.; G. Chavanon et H. Tachet.1978. Colonization par les macroinvertebrés de substrats artificiels suspendus en plein eau ou disposés sur le fond. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20. 1485-1493

Ciborowski, J.H..1987. Dynamics of drifting and microdistribution of two may fly

populations: a predictive model. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44. 832-845

Dimond, J.B..1967. Evidence that drift of stream benthos is density related. Ecology 48. 855-857

Elliot, J.M..1971. Upstream movements of benthic invertebrates in a lake district stream. J. Anim. Ecol. 40. 235-252

Hart, D.D. & V.H. Resh.1980. Movement patterns and foraging ecology of a stream caddisfly larva. Can. J. Zool. 58. 1174-1185

Minshall, G.W. & P.V. Winger.1968. The effect of reduction in stream flow on invertebrate drift. Ecology 49. 580-582

Pinto, P..1988. Variaçao anual da estrutura cenótica da ribeira do Degebe (Bacia hidrográfica do Guadiana). Actas Col. Luso-Esp. Ecol. Bacias Hidro. e Rec. Zoológicos 319-326

Townsend, C.R. & A.G. Hildrew.1976. Field experiments on the drifting colonization and continuous redistribution of stream benthos. J. Anim. Ecol. 45. 759-777

Waters, T.F..1969. Invertebrate drift ecology and significance to stream fishes. Symposium on Salmon and Trout in Streams 121-134

Wiley, M.J. & S.L. Kohler.1980. Positioning changes of mayfly nymphs due to behavioural regulation of oxygen consumption. Can. J. Zool. 58. 618-622

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:379-386

CARACTERIZACION DE LA CUENCA DEL IBAIZABAL (BIZKAIA) EN BASE A LAS COMUNIDADES DE TRICOPTEROS

A. Basaguren y E. Orive
Laboratorio de Ecología. Dpto. de Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Ciencias. UPV/EHU. Apdo.644, 48080 Bilbao.

Palabras clave: Tricópteros, análisis factorial de correspondencias, ríos, País Vasco.

ABSTRACT

A characterization of the river Ibaizabal basin has been made using Trichopteran communities as entities. Four assemblages of caddis-flies characteristics of different reaches have been obtained by means of correspondence analysis.

INTRODUCCION

Dentro de las comunidades de macroinvertebrados que habitan en los sistemas fluviales, los tricópteros constituyen uno de los ordenes de insectos acuáticos mejor representados. El elevado número de especies que presenta el orden, la diversidad de hábitats que ocupan y los diferentes grados de tolerancia y sensibilidad que manifiestan a las distintas variaciones del medio, hacen que estos organismos sean considerados excelentes indicadores biológicos y hayan sido utilizados por numerosos autores para caracterizar y tipificar diferentes cursos de agua (Décamps, 1967 y 1968; Verneaux & Rezzouk, 1974; Giudicelli *et al.*, 1980; García de Jalón & González del Tánago, 1982; Basaguren & Orive, 1990).

Con el mismo objetivo, se ha estudiado la composición y estructura que presentan las comunidades de tricópteros en la cuenca del Ibaizabal y se ha realizado una ordenación de la misma en base a estos insectos, cuyos resultados se exponen en este trabajo.

AREA DE ESTUDIO

La cuenca del Ibaizabal es una de las mas extensas de Bizkaia (400 Km^2, sin tener en cuenta la subcuenca del Arratia). Soporta elevada densidad humana y mantiene gran actividad industrial. El río Ibaizabal, con 45 Km de recorrido constituye el eje principal de la red hidrográfica que discurre por la cuenca (Figura 1). Su origen es impreciso, constituyéndose como tal tras la confluencia de tres ramas procedentes de diferentes sistemas montañosos. En la parte superior, la cuenca está limitada por cadenas montañosas que descienden abruptamente a terrenos de relieve mas suave donde predominan las repoblaciones de coníferas, prados de siega y cultivos. En las zonas bajas, y desde el origen del río, se concentran los principales núcleos urbanos e industriales de Bizkaia (Elorrio, Durango, Amorebieta, Lemona, Galdacano, Basauri y Bilbao).

La composición química del agua de los ríos que discuren por la cuenca depende solo en parte de la composición geológica de los sustratos que drena, ya que se trata de una cuenca fuertemente

humanizada e industrializada. En un estudio comparativo de los ríos de Bizkaia, Orive *et al.* (1989) señalan que el Ibaizabal es un río muy mineralizado y eutrofizado apreciándose, ya desde el tramo superior, un fuerte incremento de las variables responsables de la mineralización y principalmente de los nutrientes, así como déficits de oxígeno muy acusados que se mantienen a lo largo de todo el río.

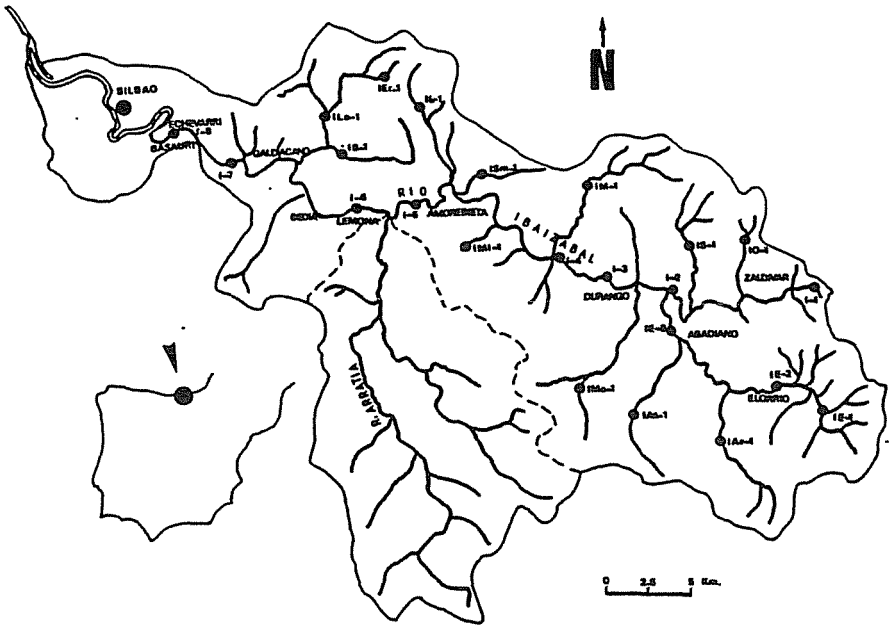


Figura 1.Area de estudio y situación de las estaciones de muestreo.

METODOLOGIA

Se fijaron 23 puntos de muestreo en la red hidrográfica del Ibaizabal (Figura 1), cuyas características principales se presentan en la tabla 1.

Durante el año 1985, se realizaron cuatro campañas estacionales de recogida de macroinvertebrados y simultaneamente se estimaron las características físico-químicas de cada tramo (Euskoiker, 1988).

Las muestras biológicas se tomaron mediante una red tipo Kick de 200 µm de tamaño de malla que era colocada en 5 puntos diferentes de la zona lótica, representando 1,5 m^2 del lecho del río. Se recogieron también pupas e imagos de tricópteros con el fin de facilitar la determinación de las larvas.

Con el objeto de obtener una visión resumida de los datos se realizó un análisis factorial de correspondencias (AFC) utilizando el programa SPAD (Lebart & Morineau, 1982). Se realizaron también correlaciones de Pearson entre las coordenadas de la ordenación de las muestras y variables físico-químicas.

Tabla 1. Descripción de las estaciones de muestreo.

Río	Estación	Altitud (m)	D.O. (Km)	Anchura (m)	Pendiente (%)	Sup.parc. (Km^2)	Orden
IBAIZABAL	I-1	260	0,8	1,2	6	0,61	1
	I-2	140	8	6,7	1	39,94	4
	I-3	100	12	11,2	1	130,18	4
	I-4	100	14	20	1	162,50	4
	I-5	80	25	24,8	1	214,82	4
	I-6	60	29	23,3	1	354,30	4
	I-7	40	38	15,9	1	377,07	5
	I-8	20	42	17	1	384,12	5
ELORRIO	IE-1	200	4	4,2	1,5	16,04	2
	IE-2	180	6,5	2,6	1	31,04	3
	IE-3	140	13,5	7,7	1	49,68	3
ARRAZOLA	IAr-1	200	5,5	5	1,3	13,69	2
ATXARTE	IAt-1	300	3,5	2,9	2,8	4,95	1
MAÑARIA	IMa-1	220	4	4,3	2,8	10,60	1
OKA	IO-1	300	2,5	0,7	8	2,71	2
SARRIA	IS-1	200	4	4,5	5	9,74	3
MAGUNAS	IM-1	200	5	0,6	2	11,22	2
MALAESPERA	IMl-1	120	1	1,2	9	1,19	1
SAN MARTIN	ISm-1	100	3,5	1,2	1,8	5,09	2
LARREA	IL-1	120	3	2,1	1,8	5,55	2
ERKINKOS	IEr-1	100	1	0,8	4	1,58	1
LARRABETZU	ILa-1	60	6	2,4	1	11,66	4
BORRAO	IB-1	60	6,5	3,6	1	11,11	2

RESULTADOS

Se identificaron un total de 33 especies en la cuenca (Tabla 2).

A excepción del tramo superior (estación I-1), no se encontraron tricópteros en el eje principal del Ibaizabal (estaciones: I-2, I-3, I-4, I-5, I-6, I-7, I-8). De igual modo, estos insectos desaparecen del río Elorrio a su paso por la localidad que lleva el mismo nombre. La fuerte carga contaminante a la que se encuentran sometidos estos ríos provoca fuertes descensos de los niveles de oxígeno disuelto, factor que resulta limitante para el desarrollo de los tricópteros.

Las figuras 2, 3 y 4 muestran la distribución de las especies y de las muestras en el plano definido por los dos primeros ejes del análisis factorial de correspondencias que en conjunto expresan el 18,46% de la varianza. Este análisis ha permitido diferenciar cuatro asociaciones de tricópteros con diferente significación ecológica. El eje 1 separa en su parte positiva un grupo de ríos pertenecientes a la cuenca alta del Ibaizabal que proceden del sistema montañoso que limita al NE la cuenca (ríos: Oka y Sarría) junto con el río Atxarte con una comunidad compuesta por especies estenoicas y estenotópicas como *Rhyacophila intermedia, Rhyacophia martynovi, Rhyacophila eatoni, Philopotamus montanus* e *Hydropsyche dinarica*.

Tabla 2. Lista y código de especies.

RHDE:	*Rhyacophila denticulata*	PSPU:	*Psychomyia pusilla*
RHEA:	*Rhyacophila eatoni*	META:	*Metalype fragilis*
RHIN:	*Rhyacophila intermedia*	TIAS:	*Tinodes assimilis*
RHMA:	*Rhyacophila martynovi*	TIWA:	*Tinodes waeneri*
RHRE:	*Rhyacophila relicta*	MICR:	*Micrasema moestum*
RHTR:	*Rhyacophila tristis*	POTA:	*Potamophylax latipennis*
GLOS:	*Glossosoma spoliatum*	HALE:	*Halesus radiatus*
SYNA:	*Synagapetus* sp.	CHAE:	*Chaetopteryx villosa*
AGAP:	*Agapetus delicatulus*	GOER:	*Goera pilosa*
HYDR:	*Hydroptila* spp.	SINI:	*Silo nigricornis*
PHIL:	*Philopotamus montanus*	LASI:	*Lasiocephala basalis*
HYBU:	*Hydropsyche bulbifera*	ATHR:	*Athripsodes braueri*
HYDI:	*Hydropsyche dinarica*	MYST:	*Mystacides azurea*
HYIN:	*Hydropsyche instabilis*	SERI:	*Sericostoma selysii*
HYPE:	*Hydropsyche pellucidula*	ODON:	*Odontocerum albicorne*
HYSI:	*Hydropsyche siltalai*		
PLCO:	*Plectrocnemia conspersa*		
POFL:	*Polycentropus flavomaculatus*		
POKI:	*Polycentropus kingi*		

En la parte positiva del eje 2 se sitúan las muestras correspondientes a los ríos procedentes de la zona norte de la cuenca y que confluyen en la parte baja del Ibaizabal desde Amorebieta hasta Galdacano (ríos: Larrabetzu, Borrao, San Martín y Erkinkos) con comunidades caracterizadas por *Hydropsyche bulbifera, Hydroptila* spp. y *Tinodes waeneri,* organismos que manifiestan un carácter eurioico y habitan en los ríos mas eutrofizados de la cuenca.

En la parte negativa de este segundo eje se sitúan los ríos procedentes de la zona SE de la cuenca (ríos: Elorrio y Arrazola) con aguas productivas en las que existe un desarrollo de algas. Las comunidades de estos ríos están caracterizadas por *Psychomyia pusilla, Goera pilosa, Athripsodes braueri, Hydropsyche pellucidula, Silo nigricornis* y *Rhyacophila relicta,* entre otras.

En el centro de coordenadas se distribuyen las muestras correspondientes a los ríos que confluyen en el tramo medio del Ibaizabal, desde Durango a Amorebieta (ríos: Malaespera, Magunas y Larrea) que junto con el río Mañaria presentan comunidades constituídas por especies de amplia distribución en Bizkaia como *Rhyacophila relicta, Rhyacophila denticulata, Hydropsyche siltalai* y *Sericostoma selysii.*

Las correlaciones realizadas entre las coordenadas de la ordenación de las muestras y variables físico-químicas verifican el significado de este análisis (Tabla 3). Así, el primer factor resulta relacionado significativamente de forma positiva con la altitud y con la pendiente y de forma negativa con los nutrientes (fosfatos, nitritos y nitratos) confirmando el gradiente creciente de eutrofización de derecha a izquierda. El factor II está correlacionado significativamente de forma positiva con la conductividad, dureza y concentración de fosfatos del agua y de forma negativa con la altitud y la concentración de oxígeno, discriminando entre arroyos de la zona alta de la cuenca con cierto

contenido en nutrientes y los arroyos más eutrofizados de la cuenca que confluyen en los tramos bajos del Ibaizabal.

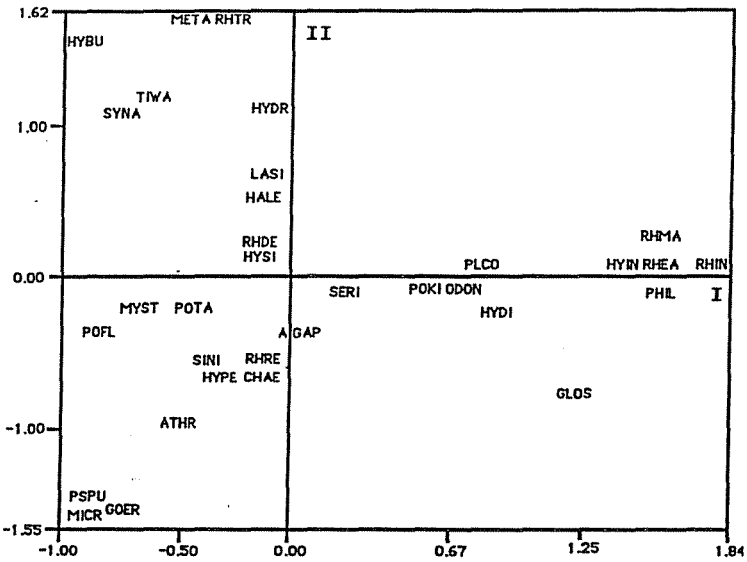


Figura 2. Posición de las especies en el plano definido por el AFC (lista y código en tabla 2.)

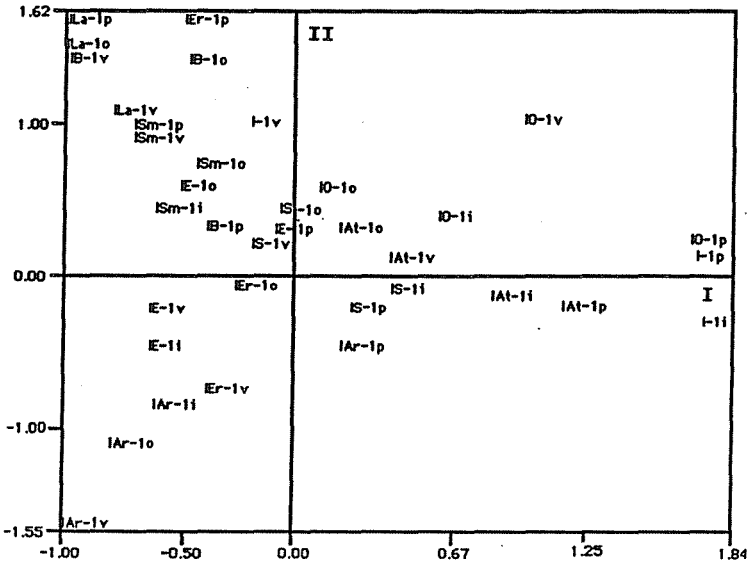


Figura 3. Posición de las muestras pertenecientes a los ríos Ibaizabal, Oka, Arrazola, Atxarte, Larrabetzu, Borrao, Erkinkos, San Martín, Elorrio y Sarría en el plano definido por el AFC (i=invierno; p=primevera; v=verano; o=otoño)

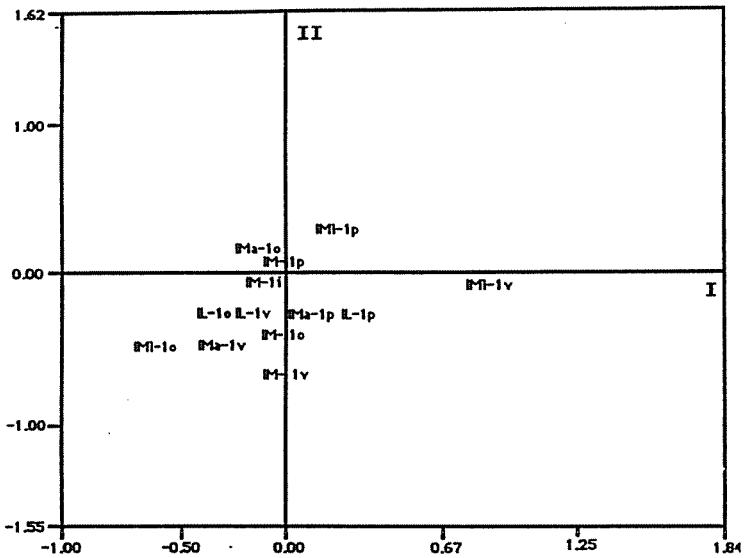


Figura 4. Posición de las muestras pertenecientes a los ríos Mañaria, Magunas, Malarespera y Larrea en el plano definido por el AFC (i=invierno; p=primevera; v=verano; o=otoño)

Tabla 3. Correlaciones de Pearson entre las coordenadas de la ordenación de las muestras mediante el AFC y variables físico-químicas. **=(P<0,01), *=(P<0,05)

VARIABLES	F1	F2
ALTITUD	0,530**	-0,361**
PENDIENTE	0,417**	-0,007
CAUDAL	-0,258	0,104
DIST.ORIGEN	-0,436**	0,029
TEMPERATURA	-0,010	0,126
PH	0,286*	-0,209
OXIGENO	0,188	-0,314*
CONDUCTIVIDAD	-0,203	0,462**
ALCALINIDAD	-0,020	0,358*
DUREZA	-0,190	0,548**
FOSFATOS	-0,377**	0,409**
NITRITOS	-0,419**	0,351*
NITRATOS	-0,399**	0,274

DISCUSION

Las larvas de tricópteros constituyen una parte importante de las comunidades del bentos de los sistemas fluviales de Bizkaia (Basagueren & Orive, 1990). Sin embargo, la fuerte contaminación que presenta el eje principal del Ibaizabal y las bajas concentraciones de oxígeno de sus aguas (Orive *et al.*, 1989) impiden el desarrollo de estos insectos.

Los resultados de este análisis permiten observar como los tricópteros, mediante cambios en la composición de sus comunidades, evidencian las diferencias que existen entre los distintos arroyos de la cuenca.

El primer factor reune en su parte positiva a pequeños arroyos con fuerte pendiente y riberas bien protegidas de la parte alta de la cuenca. En estos tramos, la vegetación circundante impide el paso de la luz limitando así la producción de algas y la elevada pendiente del terreno hace que las aguas discurran rápidas, frías y bien oxigenadas. Las comunidades de estos tramos están compuestas por especies del género *Rhyacophila* como *Rhyacophila eatoni, Rhyacophila intermedia* y *Rhyacophila martynovi*, y por especies filtradoras como *Hydropsyche dinarica* y *Philopotamus montanus* cuyo carácter estenoico, estenotópico y estenotérmico ha sido comentado en otros sistemas fluviales por gran número de autores (Décamps, 1967 y 1968; García de Jalón, 1982). Interesa destacar, que a este lado del eje predominan especies depredadoras, fragmentadoras y filtradoras, resultando escasas las especies cuyo régimen alimenticio es herbívoro. Por el contrario, en la parte negativa de este factor es frecuente la distribución de especies herbívoras como *Psychomyia pusilla, Goera pilosa, Silo nigricornis, Tinodes waeneri* y especies de la familia Hydroptilidae. En cierto modo, esta distribución denota cambios en la disponibilidad de alimento que están en relación con el gradiente creciente de eutrofización que expresa el eje I.

En la parte positiva del segundo factor se distribuyen las muestras pertenecientes a los arroyos que confluyen en la zona baja de la cuenca, caracterizadas por especies como *Hydropsyche bulbifera, Tinodes waeneri* y especies de Hydroptilidae, organismos cuyo carácter eurioico (Giudicelli *et al*, 1980; Puig *et al.*, 1981; González del Tánago & García de Jalón, 1981 y 1984; García de Jalón & González del Tánago, 1982 y 1986; entre otros) permite su desarrollo en los arroyos más eutrofizados de la cuenca. En el extremo negativo de este mismo eje se distribuyen los arroyos Arrazola y Elorrio con aguas productivas pero menos eutrofizadas que las anteriores y cuyas comunidades se caracterizan por especies como *Psychomyia pusilla, Goera pilosa, Athripsodes braueri, Hydropsyche pellucidula, Silo nigricornis* y *Rhyacophila relicta*.

Los tricópteros, de igual modo que otros organismos del bentos de los ríos, están limitados a vivir dentro de rangos específicos de variables medioambientales que les resulten favorables. De este modo, la diferente composición que muestran las comunidades de tricópteros en los distintos arroyos de la cuenca del Ibaizabal es consecuencia de los diferentes ambientes que existen dentro de la cuenca.

CONCLUSIONES

Mediante un análisis factorial de correspondencias se ha caracterizado la cuenca del Ibaizabal en base a las comunidades de tricópteros.

Los resultados de este análisis han permitido el establecimiento de cuatro asociaciones de tricópteros, de diferente significación ecológica, que caracterizan los distintos ríos que vierten a la cuenca.

Aunque los tricópteros son considerados, en general,

organismos de aguas limpias, la diferente sensibilidad que estos insectos presentan respecto a factores medioambientales, ha permitido detectar diferentes ambientes dentro de la cuenca del Ibaizabal.

La fuerte contaminación que presenta el río Ibaizabal desde su origen impide el desarrollo de estos insectos.

BIBLIOGRAFIA

Basaguren, A. & E. Orive. 1990. The relationship between water quality and caddisfly assemblage structure in fast-running rivers. The river Cadagua basin. Environmental Monitoring and Assessment, 15: 35-48.

Décamps, H. 1967. Ecologie des trichopteres de la Vallée D'Aure (Hautes-Pyrénées). Annls. Limnol., 3: 399-577.

Décamps, H. 1968. Vicariances écologiques chez les trichoptères des Pyrénées. Annls Limnol., 4: 1-50.

Euskoiker. 1988. Estudio de caracterización físico-química y biológica de la red hidrográfica de Bizkaia. Informe final. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.

García de Jalón, D. 1982. Contribución a la zoogeografía de los tricópteros españoles (I). SHILAP, Rev. Lepid., 10: 75-78.

García de Jalón, D. & M. González del Tánago. 1982. Introducción a la zoosociología del macrobentos en los ríos de la Sierra de Guadarrama. Bol. Est. cent. Ecol., 11: 63-71.

García de Jalón, D. & M. González del Tánago. 1986. Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la cuenca del Duero. ICONA-Monografías. 45. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Giudicelli, J.; A. Dia & P. Legier. 1980. Etude hydrobiologique d'une rivière de région mediterranéenne, l'argens (Var, France). Habitats, hydrochimie, distribution de la faune benthique. Bijdraden tot de Dierkunde. 50:303-341.

González del Tánago, M. & D. García de Jalón. 1981. Estudio de la estructura biotipológica del río Jarama. Bol. Est. cent. Ecol., 10: 33-51.

González del Tánago, M. & D. García de Jalón. 1984. Desarrollo de un indice biológico para estimar la calidad de las aguas de la cuenca del Duero. Limnética, 1: 263-372.

Lebart, L. & I. A. Morineau. 1982. Système portable pour l´analyse dès données. SPAD. Cesia. Paris.

Orive, E.; A. Basaguren; B. G .de Bikuña & M. Cacho. 1989. A comparative study of water mineralization and nutrient status in the main water courses of Biscay (Basque country).Wat. Res., 23 :705-710.

Puig, M. A.; I. Bautista; M. J. Tort & N. Prat. 1981. Les larves de Trichoptéres de la riviére Llobregat (Catalogne, Spagne). Distribution longitudinale et relation avec la qualité de leau. Proc. 3rd Int. Symp. on Trichoptera. G. P. Moretti (ed.), Junk. The Hague. 303-310.

Verneaux, J. & M. Rezzouk. 1974. Les structures d'un grand cours d'eau a salmonidés: La Loue (Massif du Jura). Essai typologique et problèmes des relations entre espéces et milieu. Annls. Limnol., 10: 131-162.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:387-394

UTILIZACION DE MACROINVERTEBRADOS BENTONICOS Y PARAMETROS FISICO-QUIMICOS EN LA VALORACION DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS DE LA CUENCA DEL RIO ALAGON, (SALAMANCA).

J. Cabezas Flores y E.V. Martínez Ropero.

Dpt. de Biología Animal, Ecología, Parasitología, Edafología y Química Agrícola. Area de Ecología. Facultad de Biología, Univ. de Salamanca. Plaza de la Merced s/n. 37008 - SALAMANCA.

Palabras clave: Parámetros físico-químicos, macroinvertebrados bentónicos, calidad de las aguas.

ABSTRACT

A tracing of several physical-chemical parameters has been carried out during August, September and December of 1989, and February, March, and May of 1990, to measure the quality of the water of the Alagón River (Salamanca).

The use of benthic macroinvertebrates as bioindicators of the water quality shows that in several cases there is no relationship between the physical-chemical data and the presence or absence of these macroinvertebrates. In all cases we thought that the reasons for this were the long periods of drought during the summer and the severe spates during the winter, and not these physical-chemical parameters.

INTRODUCCION

Un seguimiento de diversos parámetros físico-químicos relacionados con la calidad de las aguas fue realizado en la cuenca del río Alagón (Salamanca) en su tramo antes de desembocar en el Embalse de Gabriel y Galán, durante los meses de Agosto, Septiembre y Diciembre de 1989 y Febrero, Marzo y Mayo de 1990.

El hecho de que el río Alagón lleve sufriendo durante los últimos años un proceso de degradación ocasionado por los vertidos de los núcleos urbanos y de las industrias cárnicas, agravado por la presencia en Béjar de industrias textiles; así como la no existencia de trabajos anteriores sobre esta zona, aumenta el interés por cuantificar el grado de contaminación en que se encuentran sus aguas, creyéndose conveniente la introdución de índices biológicos, basados en el estudio de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, para la determinación de dicho grado de alteración.

AREA DE ESTUDIO

Se eligió la cuenca del Alagón (S.E. de la provincia de Salamanca) como zona de trabajo debido tanto a su importancia como fuente hidrológica en las comarcas de las Sierras de Francia y Béjar, como al hecho de desembocar en el Embalse de Gabriel y Galán, ya en Cáceres, siendo potencialmente responsable de la eutrofización de éste.

Para las tomas de muestras se seleccionaron un total de 5 puntos, cuyas características geográficas se describen en la tabla I.

Punto	Nombre	U.T.M	Altitud en m.	Distancia a desemb. (km)	Distancia a cabecera (km)
Al-1	Aldeanueva	30TTL638002	890	59,2	5,8
Al-2	Monleón	30TTK601973	850	45	13
Al-3	San Esteban	30TTK546890	640	40,5	24,5
Al-4	Puentes del Alagón	29TQE534795	510	34,5	30,5
Al-5	Sotoserrano	29TQE483769	400	21,8	43,2

Tabla I : Características geográficas de los puntos de muestreo

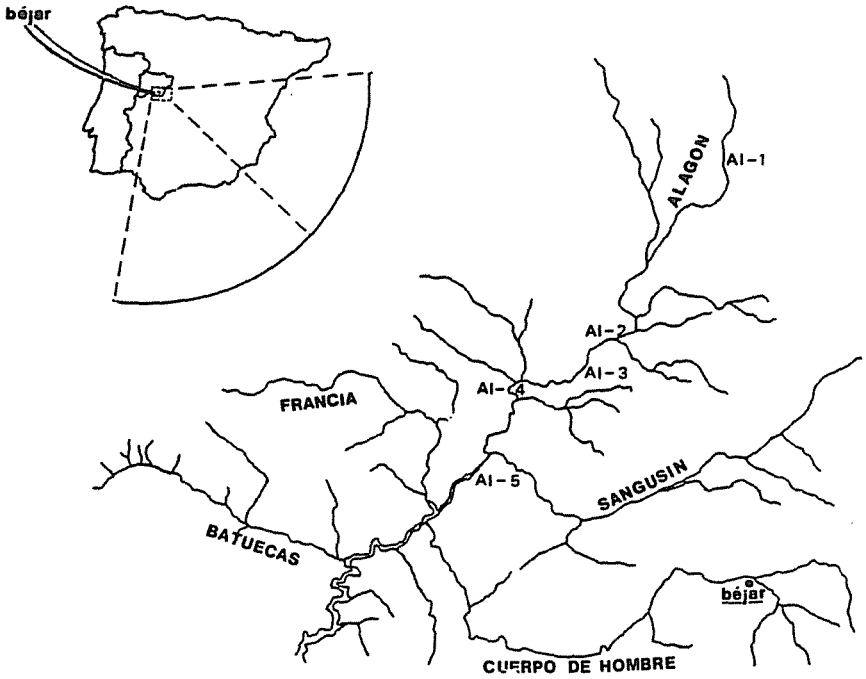


Fig. 1 : Mapa de la zona, con indicación de los puntos de muestreo.

MATERIAL Y METODOS

Los parámetros físico-químicos analizados fueron: temperatura del agua y temperatura ambiente, concentración de calcio, magnesio, hierro, sodio y fósforo, conductividad eléctrica, pH, y porcentaje de saturación de oxígeno disuelto.

La conductividad se estimó en µS/cm mediante la utilización de un conductivímetro de campo *LF 90 - WTW*; el porcentaje de saturación de oxígeno fue medido gracias a un oxímetro de campo *OXI 92 - WTW*; el pH se midió con un pH-metro de campo *pH 95 - WTW*. Los valores de calcio, magnesio, hierro, sodio y fósforo se estimaron mediante espectrofotometria de absorción atómica. La dureza del agua se valoró a partir de las concentraciones conocidas de calcio y magnesio, incluyéndose en la estimación aquellos otros compuestos que también la producen. La concentración (mg/l) de cada catión multiplicada por un factor adecuado dio los valores de dureza equivalente en carbonatos (Wetzel & Likens, 1979).

Los macroinvertebrados se recogieron utilizando una red acuática de mano y siguiendo el método descrito por Macan en 1957, "*Kicking Method* (en García de Jalón y Gonzalez del Tanago, 1986). Las muestras fueron después fijadas en formol al 4 % En el laboratorio los organismos fueron separados de los restos de vegetación y arena y conservados en alcohol al 60 %.

A pesar de que un muestreo de tipo cuantitativo nos hubiera proporcionado una mayor información a la hora de valorar los factores ecológicos de las especies (alimentación, reproducción, etc.), o a la hora de detectar la presencia de contaminantes en ciertas zonas, se prefirió un muestreo de tipo cualitativo. Estos métodos de tipo cuantitativo son a menudo difíciles de realizar con exactitud por causa de las variaciones físicas del medio acuático, limitando así la descripción de las comunidades (Elliot y Decamps, 1973; en García de Jalón y Gonzalez del Tanago, 1986);. por consiguiente, nuestro trabajo se orientó más a la recolección del mayor número de especies, para obtener una idea exacta de la riqueza faunística, que en la valoración de la abundancia de las distintas especies por superficie muestreada.

RESULTADOS

En las figuras 2 y 3 se indican los valores de conductividad y dureza del agua. La conductividad viene expresada en µS/cm y la dureza en mg/l de carbonatos. Son indicativos los valores de los puntos Al-1 y Al-2, debidos al hecho de que en estos tramos el río está relegado a pequeños charcos utilizados como abrevaderos de ganado. Tambien son de destacar los bajos valores de estos parámetros para el punto Al-5, que estarían provocados por los altos valores de pH (hasta 8,99 durante el mes de Septiembre) como

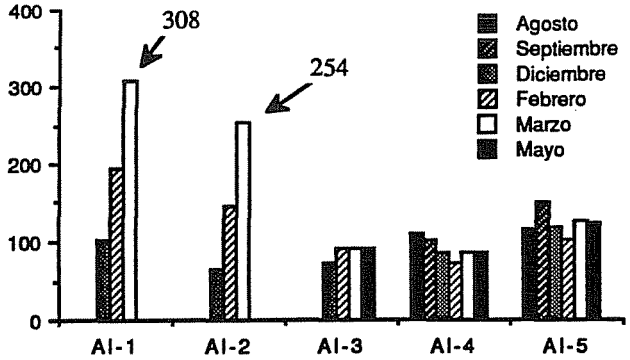


Fig. 2: Conductividad

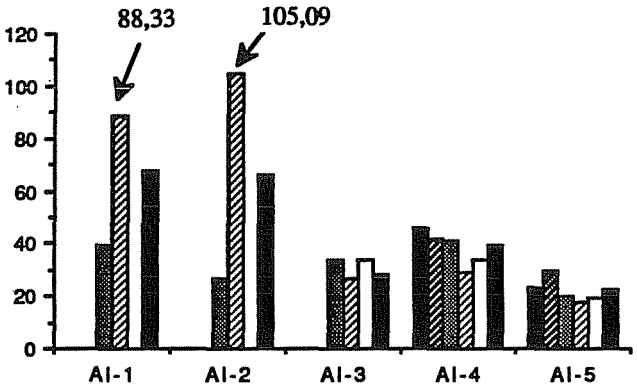


Fig. 3: Dureza en mg/l de carbonatos

consecuencia de la eutrofización de las aguas. A este pH los carbonatos (principales responsables de la dureza) precipitarían, arrastrando consigo gran cantidad de partículas, lo cual explicaría también los valores moderados de conductividad.

En la figura 4 se ha representado la variación del porcentaje de saturación de oxígeno. Se puede observar como en el punto Al-5 el valor de saturación durante el mes de Septiembre alcanza cotas del 151 % , indicativas de una ligera eutrofización de las aguas y provocadas por la intensa actividad fotosintética. También son de destacar los valores de temperatura del agua en este punto de 24, 2 ºC, (durante el mes de Agosto se registraron valores de hasta 29,2 ºC). En el punto Al-4 se apreció como los niveles de saturación alcanzaron el 64 % , al oxidarse la carga orgánica que transportaba el río.

La figura 5 muestra la evolución del calcio y el magnesio para los cinco puntos, utilizando las medias de ambos parámetros para los distintos meses. Los niveles más elevados se observaron en el punto Al-2 durante el

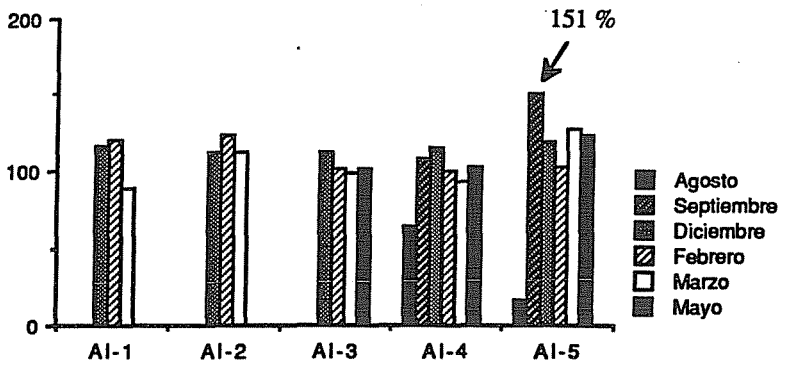


Fig. 4 : Porcentaje de saturación

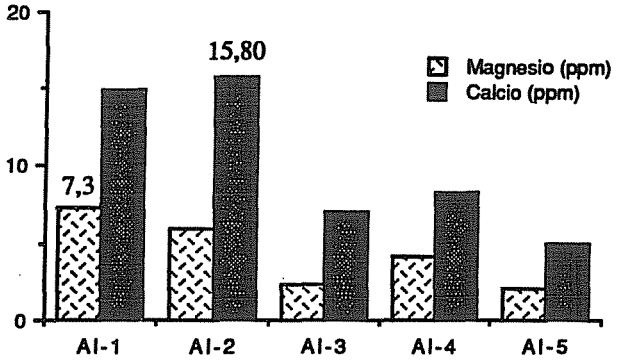


Fig. 5 : Valores de Magnesio y Calcio

mes de Marzo (25,62 ppm de calcio, y 7,3 ppm de magnesio), atribuibles a que en este tramo el río discurre por una zona rica en estos elementos y que se corresponde con una prolongación de las "*Calizas de Tamames*". (García Sanchez, Saavedra Alonso, García Plaza y Pellitero Pascual, 1980 y 1983).

DISCUSION

En el punto Al-1, el hecho de que el río sea utilizado como abrevadero y a que se encuentre seco o relegado a pequeñas charcas, condiciona a que todos los inputs de materia orgánica (principalmente heces y orina de ganado) no sean arrastrados aguas abajo y se concentren en ellas. Esto provoca un aumento de conductividad de hasta 308 µS/cm durante el mes de Marzo, y un desarrollo de organismos indiferentes a la contaminación.

En el punto Al-2, el río discurre por un tramo poco profundo. La pérdida de agua durante los meses de primavera a verano va paralela a un aumento progresivo de la conductividad, según llegan nuevos aportes a un

río con cada vez menos agua. Los organismos que se encuentran en esta zona son exclusivamente especies indiferentes a la contaminación por materia orgánica. La presencia en el mes de Diciembre de las familias Lumbriculidae y Sericostomatidae sería debida al lavado y arrastre de los indivíduos durante las crecidas de este mes. Especies de la familia Lumbriculidae, indiferentes a la contaminación y capaces de hacer galerías, se enterrarían en el limo y serían difícilmente arrastrados por las inundaciones. Sin embargo, carcasas de tricópteros como las de la familia Sericostomatidae, formadas por partículas de arena aglutinadas, serían fácilmente llevadas aguas abajo desde tramos superiores de aguas limpias o, más probablemente, desde cabaceras de arroyos afluentes al río principal. Las crecidas también contribuyeron al elevado nivel de hierro durante el mes de Diciembre (0,41 ppm).

En el punto Al-3, el río baja por una ladera, encajonado en un valle, y serpenteando entre las numerosas rocas que ha arrastrado durante los periodos de fuertes crecidas. Las especies de macroinvertebrados encontradas en este tramo se incluyen mayormente en el rango de indiferentes a la contaminación orgánica. Sin embargo, esto no va a ser un dato relevante en este punto, donde los parámetros físico-químicos revelan un buen estado de las aguas. Esta baja calidad biológica ha de ser atribuida a las fuertes crecidas que tuvieron lugar durante el mes de Diciembre. Durante una de estas crecidas el lecho del río es horadado de manera activa a medida que el caudal del agua se va incrementado. Cuando el caudal empieza a disminuir el lecho vuelve a elevarse por la deposición de nuevos materiales aluviales. En consecuencia, un fenómeno de este tipo provocaría la total aniquilación de los organismos del bentos. Durante los meses de Marzo y Mayo el río se encontraría en un periodo de recuperación, observable en el aumento progresivo de la riqueza específica.

En el punto Al-4 la pendiente del río no supera el 0,5 % . En este tramo el río discurre por una aliseda con algunos fresnos y sauces. El lugar presenta una gran afluencia de campistas que utilizan esta umbría como lugar idóneo para pasar los fines de semana en verano. En cuanto al oxígeno, se han registrado valores del 64 % de saturación durante el mes de Agosto provocados por la oxidación de la alta cantidad de materia orgánica. Los macroinvertebrados encontrados se incluyen dentro de la categoría de indiferentes a la contaminación orgánica, exceptuando Boyeria irene (Odonata) o Tabanidae (Díptera) en los meses de Septiembre y Mayo (ambos intolerantes); o de Sericostomatidae (Trichoptera) durante Diciembre y Febrero, y como consecuencia este último del arrastre por las crecidas.

En el punto Al-5 el río discurre por un valle ancho y poco profundo en el que, por lo general, el cauce sólo ocupa la porción central. Es un tramo frecuentemente visitado por campistas durante los meses de verano y en cuyas orillas no existe ningún tipo de vegetación arbórea.

En este punto destacan los altos valores de pH encontrados (hasta 8,99 durante el mes de Diciembre), correspondientes a aguas con una

basicidad media (según Nisbet y Vernaux, 1970). Atribuible a este pH se encuentran los bajos niveles de carbonatos (observables en los valores de dureza y alcalinidad) en relación con los del resto de los puntos del Alagón. A pH elevado los carbonatos (en forma principalmente de carbonato cálcico) precipitan; así, la cantidad de calcio en solución dependerá fundamentalmente del pH. (Margalef, 1983).

De esta manera podemos justificar los niveles moderados de conductividad, ésta no sobrepasó en ningún mes los 96,9 µS/cm del muestreo de Septiembre, valor indicativo de una mineralización moderada. La conductividad, en ausencia de aportes externos al sustrato, se encuentra muy intimamente relacionada con la dureza, y esta a su vez, depende de la presencia de sales de calcio y magnesio existentes en el agua (carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, etc.). Al precipítar estos carbonatos y bicarbonatos, la conductividad disminuye.

En esta precipitación, los carbonatos arrastran un gran número de partículas (arcillas, algas, zooplankton, etc.), las cuales, al estar cargadas en superficie, presentan una fuerte repulsión entre ellas que las mantiene en un estado de disolución no verdadera o coloidal. Todas estas partículas presentan cargas negativas contribuyendo por tanto a la conductividad, al ser arrastradas este porcentaje de conductividad también disminuye.

En este punto Al-5 se realizó una valoración preliminar durante el mes de Agosto del contenido de amonio, nitratos y nitritos, dando valores relativamente elevados (15,21 µg/l de amonio; 1,21 mg/l de nitratos y 0.036 mg/l de nitritos), hecho que sugiere la idea de una eutrofización de las aguas. Durante un proceso de eutrofia el desarrollo de un gran número de algas hace que se eleven los niveles de oxígeno por encima de los de saturación en periodos de intensa actividad fotosintética. Así, estos alcanzaron el 151 % en el muestreo del mes de Septiembre, y el 116 % durante el mes de Agosto, en ambos casos la valoración se realizó en horas de intensa luz.

En esta eutrofización se puede encontrar la respuesta a los altos niveles de pH, según disminuye el anhídrido carbónico durante el proceso fotosintético.

Los macroinvertebrados encontrados son indiferentes a estas condiciones de eutrofia.

CONCLUSIONES

Al aplicar los difentes índices biológicos, observamos que en muchos de los casos los valores de calidad no se correspondían con el estado real de las aguas por causa de la poca riqueza en especies de estos ríos. Esta escasa riqueza es en parte atribuible al régimen torrencial que presentan, con periodos de sequedad prolongados y de grandes crecidas durante los meses de invierno. Las sequías de verano coinciden generalmente con las

fases de emergencia tardía de adultos de diversas especies, que van a ser eliminados. También especies que deberían encontrarse en periodo activo durante la sequía desaparecen. Son, por tanto, aquellas especies que pueden aguantar este periodo en estado de huevo, las que sobreviven. Si el periodo de eclosión coincide con el de sequía, ésta no se produce y el individuo muere.

La crecidas de invierno también provocan una reducción en el número de especies. Investigaciones realizadas por diversos autores han puesto de manifiesto que los ríos más expuestos a crecidas presentan menor abundancia y menor variedad en fauna que el resto de los ríos (Hynes, 1970). Una interesante consecuencia de ésto, que se observa en nuestro estudio, es que los afluentes del Alagón (mayormente el río Francia), al sufrir en menor intensidad estas crecidas, tienen una mayor riqueza específica que el río al que vierten. Son por tanto los alfluentes los responsables de la repoblación del río principal una vez superada la crecida.

AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro agradecimiento al Dr. José Manuel Gómez Gutierrez y a Dña. Caridad de Hoyos Alonso por la gran ayuda prestada.

BIBLIOGRAFIA

Alba Tercedor, J. & F. Jimenez Millán; 1985 : Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas continentales basado en el de Hellawell (1978). Limnetica, vol 4 - Págs: 51 - 56.

Downing, J.A. & F.H. Rigler; 1984 : A manual of methods for the assessment of secondary productivity in fresh water. Ed. Blackwell.

García de Jalón, D. & M. Gonzalez del Tanago; 1986 : Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicaciones a la cuenca del Duero. Ed. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, I.C.O.N.A. Monografias 45.

García Sanchez, A., J. Saavedra Alonso, A.S. García Plaza, & P. Pellitero Pascual; 1980-83 : Sobre los recursos minerales de la provincia de Salamanca. Excma. Diputación de Salamanca. Temas Monográficos. Salamanca.

Hynes, H.B.N; 1970 : The ecology of running water . Ed . Toronto Press. University of Toronto. Toronto.

Margalef, R; 1983: Limnología. Ed. Omega.

Nisbet, M. et J. Vernaux; 1970 : Chomposantes chemiques del eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interpretation des analyses chemiques. Annales de Limnologie, vol 2 - Págs: 161 - 190.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:395-402

EL CONTROL DE LA CALIDAD Y LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS DEL RIO JANDULA CON LA APLICACION DE INDICES BIOTICOS

C. Brieva, J. Carmona y F. Lerdo de Tejada

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Comisaria de Aguas. Laboratorio de Análisis de Aguas. Carretera de Pineda s.n., 41012 SEVILLA

Palabras clave : Control de calidad, contaminación , índices bióticos, río Jándula.

ABSTRACT

Since 1987, the Laboratory of Waters C.H.G., undergoes intensive monitoring on the higher bed of the river Jándula.

For the quality control of the water of this river, a chemical and biological follow-up system is used. The biological system analyses the degree of pollution of the waters by use of biological indicators.

The Principal Components Analysis and the Reciprocal Average Analysis, has detected the existance of the relationship between some physiochemical variables and proves that factors such as seasonal climate and contamination determine the presence of different macroinvertebrate families.

INTRODUCCION

El cauce alto del río Jándula constituye una zona de notable interes en razón a la magnitud de los vertidos que recibe. Las aguas que encauza son en su mayor parte los efluentes urbanos e industriales de Puertollano, de forma que, aunque nos encontremos en un area geográfica de clíma mediterraneo templado a mediterraneo subtropical y con una pluviometria de tipo mediterraneo seco, el caudal es muy estable.

La originalidad de este trabajo reside en el uso de macroinvertebrados como bioindicadores de calidad, en un control mensual que va del año 1987 a 1991. Además , se han analizado y tratado las variables del medio y los factores estacionales , para ver las relaciones que determinan la presencia y ausencia de determinadas familias de macroinvertebrados como indicadores específicos de la calidad de las aguas en este tramo de río.

El objetivo ha sido establecer primeramente un sistema de vigilancia puntual, y en segundo lugar la evolución espacio-temporal de la calidad de las aguas.

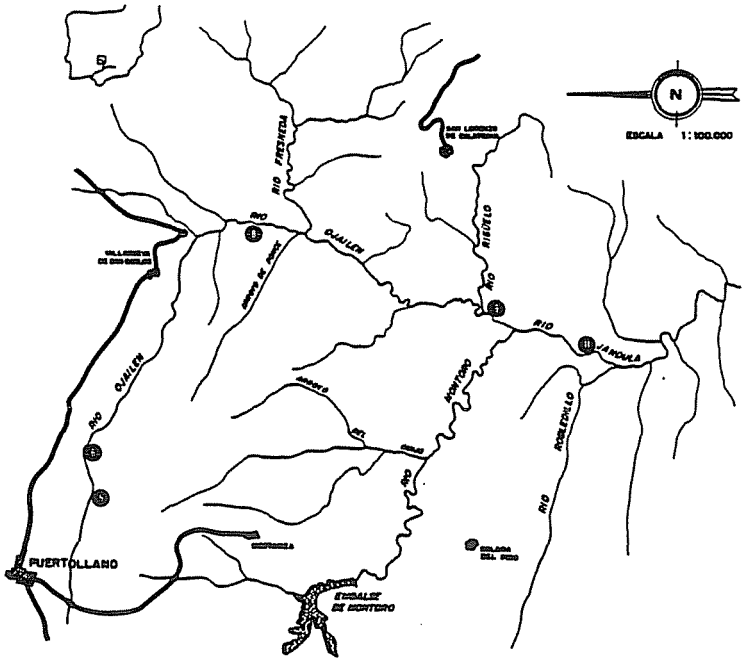
AREA DE ESTUDIO

El area de estudio comprende una zona de rhithron en el cauce alto del río Jándula, con una longitud de unos 50 Km. y un desnivel de 280 m., en el tramo comprendido entre Puertollano y el Hoyo de Mestanza, lugar próximo a la cola del embalse del Jándula (Figura 1).

Dos zonas de baja pendiente, bien caracterizadas, desarrollan ecosistemas más complejos que los del resto del río:

a) Humedal o zona pantanosa. Situada en las inmediaciones de Puertollano, recoge los vertidos urbanos del mismo y las aguas del nacimiento del río Ojailén. Este se encuentra colonizado por fanerógamas acuáticas.

b) Zona de Hoyas. Situada entre la cota 440 y la confluencia del río Montoro, donde se desarrollan amplias masas de algas filamentosas de la especie *Cladophora fracta.*



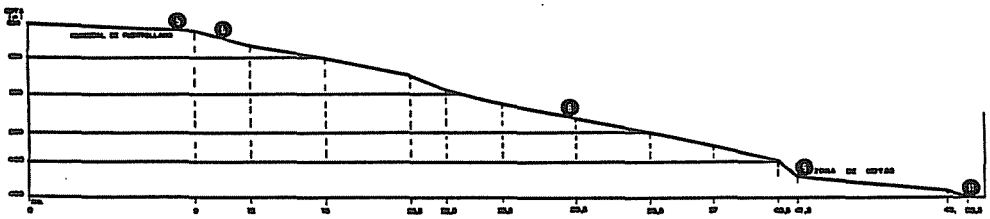


Fig.1 Plano geográfico del área y gráfica de la pendiente del río Jándula con la localización de los puntos de muestreo.

MATERIAL Y METODO

Se ha muestreado en cinco puntos diferentes, distribuidos longitudinalmente a lo largo del cauce, siendo estos los siguientes:
5.- Río Ojailén en el puente de la carretera del Villar, antes del vertido. En esta zona se recogen los vertidos urbanos de Puertollano.
6.- Río Ojailén a unos 2 Km. aguas abajo del vertido del complejo industrial de Puertollano.
8.- Río Ojailén en el Puente de la Alameda.
11.- Río Frío, junto al puente de la carretera que conduce al Hoyo de Mestanza.
9.- Río Rigüelo. Esta muestra se toma con el fin de poder medir el grado de recuperación natural de las aguas afectadas por el vertido.

La campaña de muestreo realizada de Mayo de 1987 a Enero de 1991 comprende 148 tomas, efectuadas en zonas reófilas y la mayor parte cogidas con una periodicidad mensual.

En la captura de los macroinvertebrados se empleó un cilindro de PVC basado en el tomamuestras de Aston. Este aisla una superficie de 0,05 m^2.enterrándose en el sustrato unos 5 cm.. El material resuspendido es arrastrado por la corriente y recogido en una red de nylon de 250 µm.. La superficie total muestreada en cada punto es de 0,25 m^2.. El ser un método sencillo y eficaz ha facilitado la toma de muestras, que ha podido realizarse por personal no especializado de la guarderia fluvial.

De los índices biológicos aplicados se han seleccionado dos: 1) El índice de diversidad de Shannon-Weaver (Shannon & Weaver, 1963). 2) El índice biótico B.M.W.P'. (Alba Tercedor y Sánchez Ortega, 1988; Armitage, Moss, Wright & Furse, 1983), que informa acerca de la composición faunística y tiene como ventaja, que la identificación a nivel de familia es rápida y fiable.

Al número de individuos que representa a cada familia en cada muestreo se le aplicó el análisis de correspondencia elaborado por Ibáñez (Depto. de Ecología, Niza 1971) revisado por Fernández (Depto. de Ecología, Sevilla 1984).

De entre los parámetros físico-químicos para el control de la contaminación que ya se aplicaban, se han seleccionado: pH, sólidos en suspensión, nitratos, nitritos, amonio, fosfatos solubles, conductividad, D.Q.O., D.B.O_5, grasas, fenoles, cianuros y sulfuros (American Public Health Association, 1978).

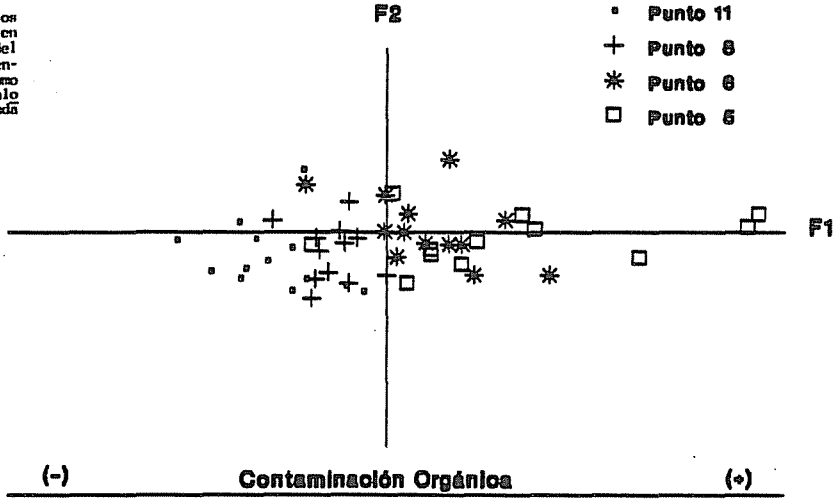
A los parámetros físico-químicos seleccionados se les aplicó un análisis de componentes principales con el programa BMDP4M (Diton & Brown, 1979).

RESULTADOS Y DISCUSION

En la tipificación de cada una de las estaciones mediante la tabla que recoge los valores estadísticos obtenidos para cada uno de los índices biológicos (Tabla 1) se quiere resaltar dos observaciones interesantes: En primer lugar, que comparativamente y para el caso de (H), si la estabilidad de los resultados es menor (coeficiente de variación mayor), la estructura de la comunidad es sencilla y viceversa. Esta relación no se cumple en el caso del B.M.W.P'., donde la dispersión de los resultados es independiente de la calidad del agua en un punto. En segundo lugar, como el intervalo de los valores de los índices varia de forma análoga en las estaciones más influidas por los vertidos (Puntos 5 y 6) y las más alejadas de estos (Puntos 8 y 11).

A su vez, con la representación gráfica del mismo análisis de componentes principales, pero utilizando las 52 variables espacio-temporales (estación del año/punto de muestreo), se pudo ver que los puntos de muestreo se distribuyen a lo largo del eje definido por la contaminación orgánica y se agrupan de acuerdo con su posición longitudinal en el río, (Figura 3).

Fig.3 Representación de los puntos de muestreo en los ejes F_1 y F_2 del análisis de componentes principales, como resultado de los valores obtenidos en cada estación.



De las 44 familias encontradas, solo 24 de ellas fueron sometidas a un análisis de correspondencia ya que las otras aparecían de forma esporádica. El resultado que se obtuvo es que 7 son las más significativas. Además, como éstas familias se pueden agrupar según su similaridad y coincidencia con 36 de las variables espacio-temporales, se pueden representar en los ejes I y II del análisis de componentes principales, y ver como la contaminación orgánica determina la presencia de las distintas familias.

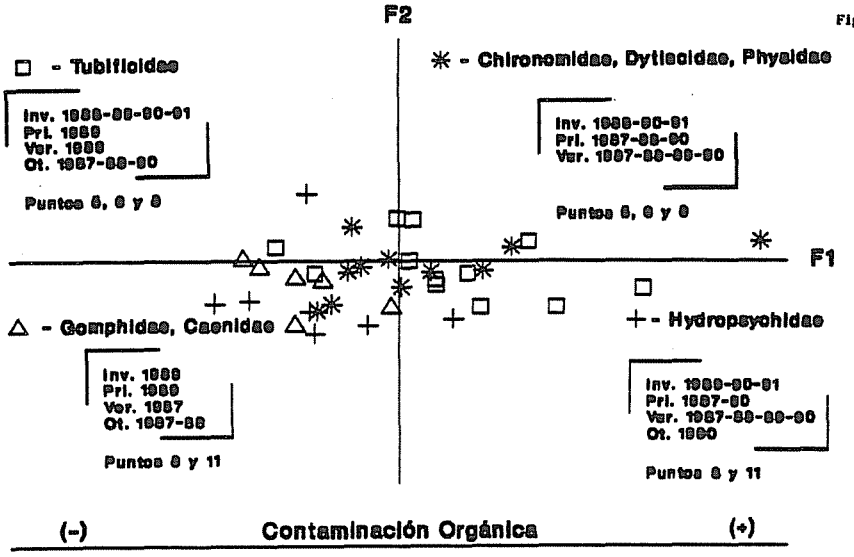


Fig.4 Distribución de las familias representativas del análisis de correspondencia en el plano definido por los ejes F_1 y F_2 del análisis de componentes principales de los puntos de muestreo en cada estación del año.

La evolución longitudinal de los índices bióticos muestran en las estaciones 5 y 6 valores más bajos, ya que son zonas muy contaminadas por su proximidad a los vertidos urbanos e industriales. Observandose posteriormente la recuperación de la calidad del agua en los puntos 8 y 9.

La variación en la evolución de la calidad del agua es unidireccional en los dos índices aplicados, viendose claramente el proceso de autodepuración acelerado por la alternancia de las facies lénticas con las lóticas, siendo causa destacable de los cambios producidos en la composición y diversidad de los macroinvertebrados, aunque la recuperación no es suficiente para poder decir que el agua en el último punto alcance los valores de los índices en el punto de control (Figura 5).

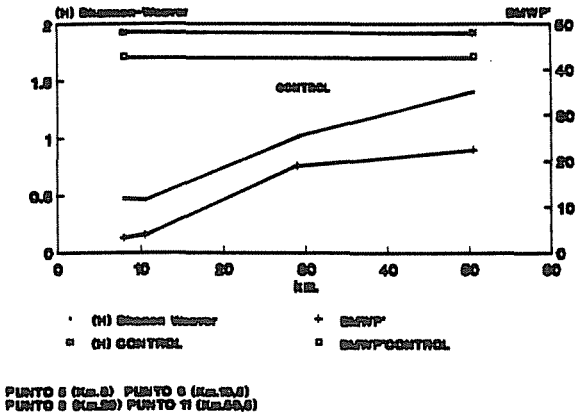


Fig. 5 Evolución longitudinal del río Jándula según valores medios de los índices de Shannon-Weaver y B.M.W.P´.

La evolución en el tiempo de cada punto, representado por medio de la recta de tendencia (Figura 6), muestran como en los puntos 5, 6,8 y en el de control 9, no hay variaciones apreciables en los índices. No se puede decir lo mismo del punto 11 donde se observa un claro empeoramiento de la calidad de las aguas reflejado en los valores de los índices aplicados.

CONCLUSIONES

1.- En el cauce del río Jándula, la presencia de las distintas familias de macroinvertebrados están relacionadas tanto por el nivel de contaminación de sus aguas como por la estacionalidad.

2.- La pendiente y la climatología, al margen de la contaminación, son los factores físicos de mayor influencia en este medio.

3.- Para establecer el nivel de calidad de las aguas en este tramo de río, se puede recurrir a una simplificación en el índice B.M.W.P´. como una base objetiva para elaborar un método, analizando únicamente la presencia de las 7 familias más significativas y su importancia específica dentro del conjunto de la muestra.

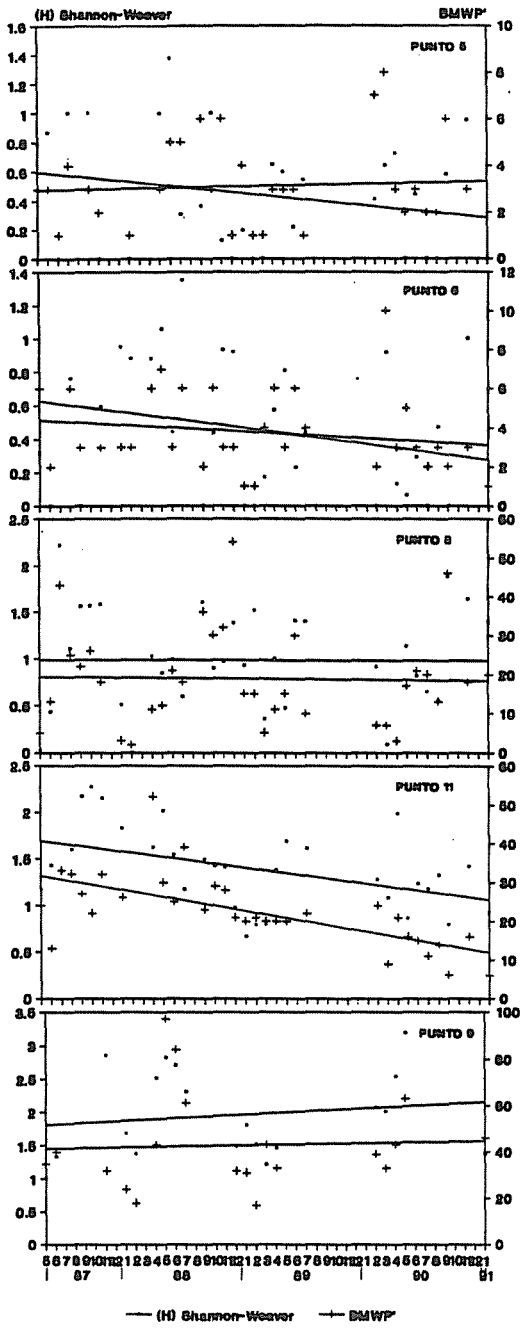


Fig. 6 Evolución puntual del índice de Shannon-Weaver y el B.M.W.P´. en el río Jándula y tributario de control (río Rigüelo), representado por la recta de tendencia.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer la ayuda prestada a la Doctora Julia Toja Santillana y a Juan Ramón Pidre Bocardo, en la realización del análisis multivariante y en la aclaración de las dudas surgidas.

BIBLIOGRAFIA

Alba-Tercedor, J. & A. Sanchez-Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell(1978). *Limnética* 4: 51-56.

American Public Health Association. 1978. *Standard methods for the examination of water and wastewater.* APHA. AWWA. VPCP. Washington. D.C.

Armitage, P.D.,D. Moss, J.F. Wright & M.T. Furse.1983. The performance of a new Biological Water Quality Score System based on Macroinvertebrates over a widw range of unpolluted running-water-sites. *Water Res.*,17: 333-347.

Diton, W.J. & M.B. Brown. 1979. *Biomedical Computer Programs. P. Series (BMDP).* University of California Press, Berkeley.

Fernández Ales, R., F. Sancho Royo & A. Torres Martínez. 1973. *Introducción al análisis multivariante.* Publ. de la Universidad de Sevilla.

Shanon, C.E. & Weaver. 1963. *The mathematical theory of comunication.* Univ. of Illinois Press. Urbana. 1-125.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:403-408

EVALUACION DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA CUENCA DEL RIO TAJO MEDIANTE LA APLICACION DE METODOS BIOLOGICOS

J. Avilés García y M. Toro Velasco
Centro de Estudios Hidrográficos, Pso. Bajo Virgen del Puerto s/n. 28005 Madrid, España.

Palabras clave: cuenca río Tajo, calidad del agua, índices bióticos.

ABSTRACT

The employment of biological methods for the assessment of river Tajo basin water quality has provided results which integrate the effects of pollutants throughout time. These methods based on acuatic macroinvertebrates study have offered a knowledge of water pollution levels in the diferent subbasins. Nevertheless, the modified B.M.W.P.' biological index (Alba-Tercedor, Sánchez-Ortega, 1988) is that reflects better the real water conditions in basin. A Water Quality Map of the Tajo Basin based in this index is given.

INTRODUCCION

Durante los últimos años, el proceso degenerativo de los sistemas acuáticos continentales, a causa de los vertidos contaminantes e insuficientes medios de depuración de sus aguas, ha motivado la preocupación por parte de algunos organismos oficiales en este campo, llevándose a cabo tareas de control y seguimiento de la calidad de las aguas en las redes fluviales.

A petición de la Confederación Hidrográfica del Tajo, el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX (MOPT) realizó durante los años 1988-89 un reconocimiento limnológico de los principales ríos de la cuenca del Tajo mediante la aplicación de indicadores biológicos.

De un total de 29 ríos de la cuenca, se seleccionaron 108 estaciones de muestreo repartidas en las zonas de cabecera, medias y bajas de cada río. Su elección fue determinada por las condiciones físico-químicas de las aguas, desembocaduras de afluentes, vertidos, y la accesibilidad a los mismos, coincidiendo en gran parte con los puntos de la Red Básica de Vigilancia del MOPT.

AREA DE ESTUDIO

La cuenca del río Tajo abarca una superficie de 55.768 km^2, obteniendo sus mayores caudales hídricos de su vertiente norte, donde se encuentran los principales afluentes. Ocupa el primer lugar entre las cuencas españolas en cuanto al número de embalses construidos, con un total de 201 y una capacidad de 11.110 Hm^3 (MOPT, 1986), estando pues altamente regulados los caudales.

En la Tabla 1 se enumeran los diferentes ríos de la cuenca seleccionados para el estudio.

1. Alagón	11. Dulce	21. Manzanares
2. Alberche	12. Escabas	22. Salado
3. Algodor	13. Gallo	23. Salor
4. Almonte	14. Guadamejud	24. Sorbe
5. Arrago	15. Guadarrama	25. Tajo
6. Aulencia	16. Guadiela	26. Tajuña
7. Bornoba	17. Henares	27. Tietar
8. Cabrillas	18. Jarama	28. Trabaque
9. Cañamares	19. Jerte	29. Torote
10. Cuerpo de Hombre	20. Ladrillar	

Tabla 1. Ríos seleccionados para el estudio.

MATERIAL Y METODOS

En la mayor parte de los puntos de realizó un muestreo por estación del año, en las zonas lóticas de cada punto, tomándose muestras biológicas de macroinvertebrados bentónicos (tamaño > 1mm) mediante el uso de redes acuáticas de mano, y analizándose "in situ" los siguientes parámetros físico-químicos: 1) temperatura, pH y conductividad (medidores digitales), 2) oxígeno disuelto (método Winkler), 3) nitrógeno (NO_2, NO_3, NH_4) (espectrofotómetro de campo), y 4) fósforo total (autoanalizador x colorimetría en laboratorio).

Los índices biológicos empleados con las muestras de campo obtenidas fueron los siguientes:
I) Indice sapróbico: basándose en el Sistema de Kolkwitz y Marsson (1908, 1909) y cuantificando con el Indice de Knöpp (1955) y el Indice de Pantle y Buck (1955), se aplicó el sistema de los sapróbios a la cuenca del Tajo como complemento de los índices bióticos, aunque las listas de especies utilizadas y sus clases no se ajustan exactamente a las encontradas en la Península Ibérica ni a sus exigencias ambientales tan variables geográficamente.
II) Indices bióticos: 1) Verneaux-Tuffery (1967), 2) Extended Trent Biotic Index (Woodiwiss, 1978), 3) Biological Monitoring Working Party (BMWP) (Hellawell, 1978), y 4) BMWP' modificado (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

Como resultado de esta aplicación se elaboraron unos Mapas de Calidad del Agua en la cuenca para cada índice, diferenciándose cinco clases de calidad según el grado de contaminación en cada tramo estudiado.

RESULTADOS

A continuación, en la Tabla 2, se presentan los valores obtenidos en la aplicación de los índices biológicos para cada punto de muestreo de las subcuencas.

	I.S.	Alba	BM	Vern	Wood		I.S.	Alba	BM	Vern	Wood
RIO TAJO											
Nacimiento	--	70	83	9	8	Alboreca	--	73.6	65	9.3	9
Peralejos	1.26	101	88.6	9.6	10.3	Alcuneza	1.47	56.3	56.3	8.5	8.5
Zaorejas	--	77.3	74	8.6	8.3	Bujalaro	1.54	51.8	55	7.6	7.8
Ocentejo	1.46	81	72	8	8	Espinosa	--	80	83	9	9
Trillo	1.55	53	51	7	7	Humanes	1.58	58.2	60.5	7.5	7.5
Estremera	1.52	26	28.3	5.3	6.3	Fontanar	1.63	82	70	9	9
Fuentidueñas	1.52	48	46	7	7	Sant.Humosa	2.25	19.6	17	4.6	4
Colm. Oreja	1.45	38	32	7	7	El Bonillo	--	16	12	5	3
Añover Tajo	2.40	13	15	4	5	Torrejón	--	3	3	2	2
Toledo	2.25	16.5	15.5	4.5	3.5	RIO CAÑAMARES					
Ctra.Tal.Tol	2.53	9	9	4	2	Castilblanco	1.63	84	82	10	9
Pte.Arzobis.	--	18	16	5	6	RIO DULCE					
Alcántara	2.05	15	16	5	2	Torresaviñan	1.56	133	126	10	12
RIO CABRILLAS						Villaseca	--	48.2	47.5	6.5	7
Pinilla de M	1.27	109	107	10	11	RIO BORNOBA					
RIO GALLO						Hiendelaenc.	1.48	110	110	10	9
Orihuela Tr.	1.15	101	91.5	9.5	9.5	Membrillera	1.57	86	84	10	10
Prados Red.	1.41	78.6	79	8.6	8.6	RIO SORBE					
Ventosa	1.44	70.7	73.5	8.3	8.3	Muriel	1.30	73	66.6	8.8	8.4
RIO JARAMA						Humanes	1.68	70	64.5	8.5	8
Entr.El Vado	1.44	51	55.5	7	7.5	RIO TOROTE					
Valdep. Sie.	1.59	76.3	71	9	9	Ribatejada	1.92	60	51	9	9
Algete	--	17.3	18.6	4.6	5	Fresno Toro.	--	37.8	40	6.4	7.2
Paracuellos	2.03	16.5	16.5	4.5	5.5						
Mejor. Campo	--	7	5	3	2						
Puente Largo	3.6	2.2	2.2	1	1.2						

(continua)

Tabla 2. Valores obtenidos para cada índice.

	I.S.	Alba	BM	Vern	Woo
RIO TAJUÑA					
Luzón	1.51	75.4	72.4	8.8	8.4
Hortezuela	1.55	93	83	9	9
Abanades	--	77	65	9	9
Masegoso	1.60	60	57.8	7.8	8
Armuña	1.58	80	64.5	9.5	9
Loranca	1.53	60	52	8	8
Orusco	1.62	37.6	35.8	7	7
Tielmes	--	36	36	7	7
Titulcia	1.56	49.2	48	6.6	7
RIO MANZANARES					
La Pedriza	1.46	92	85.6	9.3	9.3
Santillana	--	75	69	10	9
Colm. Viejo	1.54	55	55	7	7.5
El Pardo	1.68	29	26.2	5.2	6
Parq.Sindical	2.04	11.5	11.5	4	4.2
RIO GUADARRAMA					
Cercedilla	1.57	89.3	85.6	9.3	9
Guadarrama	--	26	26	4	5
Galapagar	--	22	22	5.3	4.6
Ctra.Rozas-E.	--	26	22	5	6
Villa.Pardil.	--	2	2	1	1
Boadilla Mon.	--	5	5	2	2
Villav. Odon	--	3	3	2	2
Navalcarnero	3.9	3	3	2	2
El Alamo	--	3	3	2	2
Bargas	1.91	17.5	17.5	3.2	4.2
RIO AULENCIA					
Vill.Pardill.	--	48	55	6	7
RIO ALBERCHE					
Sta.Mª Pimpo.	1.48	119	114	10	11
Navaluenga	1.56	77	75.5	9	9.5
Aldea Fresno	1.50	38	38.5	6	6.75
Talavera	1.51	31	31	6.25	7
RIO TIETAR					
Arenas San P	1.52	61.7	60.2	8.5	8.5
Candeleda	1.87	42	40	8	8
Barquilla P.	--	36	37	7	7
Talayuela	1.49	46.5	45	7	7.5
La Bazagona	--	48.5	52.5	6.5	7
RIO ALAGON					
Arr.Sotoserr.	1.60	70.2	68.5	7.7	8
Carcaboso	--	31	30	5	6
Alagón del C.	--	44	43	7	7
Venta del Ob.	--	48.5	49	8	7.5

	I.S.	Alba	BM	Vern	Woo
RIO CUERPO DE HOMBRE					
Bejar	2.51	19.5	49	6.33	7.33
Sotoserrano	--	49	49	6.3	7.3
RIO JERTE					
Tornavacas	1.15	120	111	10	10.5
Rebollar	--	45	51	6	7
Casas Casta.	--	65.6	63.3	8	8
Galisteo	1.78	36.5	34	6.5	7
RIO LADRILLAR					
Sotoserrano	1.46	111	111	10	9
RIO ARRAGO					
Santibañez	--	87	83.5	9	8.5
Huélaga	1.52	34	33	5.7	7
RIO GUADIELA					
Beteta	1.57	78.2	79.2	8.5	8.7
Alcantud	--	63.6	70	9	8
Priego	1.44	72.7	71.5	9	9
Entr.Entrep.	1.65	78	70	9	8
RIO ESCABAS					
Boca Infier.	1.55	105	94	9.5	9.5
Priego	1.44	72.7	71.5	9	9
RIO TRABAQUE					
Priego	1.54	66.5	66.5	7.7	8.2
RIO GUADAMEJUD					
La Peraleja	1.57	44	33	5.7	7.2
RIO ALGODOR					
Arr.Emb.Cast	--	24.5	22	3.5	4
Villamejor	1.53	24.5	22	3.5	4
RIO ALMONTE					
Retamosa	1.43	165	152	10	12.5
Jaraicejo	--	79	72	8	8
Venta Barca	--	65	53	8	8
Monroy	1.48	68	59.6	8	8
RIO SALOR					
Ctra.Badajoz	1.62	40.3	40.3	6.3	7.6
Aliseda	--	51	50	8	8
Membrio	1.62	64.6	68.3	8.6	8.3
RIO SALADO					
Riva Saelic.	1.47	146	121	10	12

(I.S.:índice sapróbico; Alba:índice BMWP'; BM:índice BMWP; Vern:índice Verneaux; Woo:índice de Woodiwiss.)

Tabla 2.(cont.) Valores para cada índice.

DISCUSION

Además de la evaluación de la calidad del agua en la cuenca, uno de los principales objetivos del estudio fue el valorar la eficacia de los diferentes índices biológicos empleados con tal fin. Utilizando los valores de la Tabla 2 se aplicó un análisis de regresión, obteniéndose unos coeficientes de correlación elevados entre los índices (Tabla 3). Como era de esperar, la mayor correlación encontrada, con un coeficiente = 0.96, correspondía a los índices BMWP y BMWP' modificado (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), al ser este último una modificación del primero. Fueron igualmente altos los valores de correlación en los restantes índices, Verneaux

y Woodiwiss, entre ellos y con los dos primeros, con valores comprendidos entre 0.89 y 0.96, comprobándose así una eficacia similar en todos ellos.

	I.C.Gral.	Verneaux	Woodiwiss	BMWP	Alba(BMWP')
I.Cal.Gral.	1	0.75	0.75	0.66	0.68
Verneaux		1	0.92	0.95	0.93
Woodiwiss			1	0.91	0.89
BMWP				1	0.96
Alba (BMWP')					1

Tabla 3. Semimatriz de coeficientes de correlación entre los índices utilizados.

No obstante, es el índice de BMWP' el que resulta más adecuado tanto por su mayor facilidad de aplicación como por la amplitud taxonómica que ofrece, al incluir prácticamente la totalidad de los grupos taxonómicos encontrados en nuestras aguas peninsulares. Al mismo tiempo, al moverse en un rango de valores entre 0 y >100, permite matizar con más detalle las diferentes clases de calidad del agua con una escala de rango menor.

Igualmente se obtuvo la correlación lineal existente entre los índices biológicos y el índice de Calidad general (I.C.G.) (Mingo, 1983), basado en datos físico-químicos, en las 43 estaciones coincidentes de la Red Básica de Vigilancia del MOPT, mostrando unos valores comprendidos entre 0.66 y 0.75, inferiores a los obtenidos entre los primeros (Tabla 3). Esto apoya una vez más las ventajas del uso de los organismos acuáticos como integradores en el tiempo de las condiciones físico-químicas del medio acuático (G. de Jalón, G. del Tanago, 1986).

El Mapa de Calidad de la cuenca (Figura 1), refleja la influencia de cada uno de los afluentes en el propio río Tajo, contribuyendo unos a su empeoramiento y otros a su mejoría. Estos efectos se ven bien reflejados en el perfil longitudinal de la calidad biológica del río Tajo obtenido al aplicar el índice sapróbico (Figura 2). Hasta la estación de Estremera los valores de los índices son relativamente altos y no existen síntomas notables de contaminación. Aguas abajo del embalse, hay una disminución de los valores de los índices, en este caso debida

FIG.2.- PERFIL LONGITUDINAL CALIDAD BIOLOGICA RIO TAJO

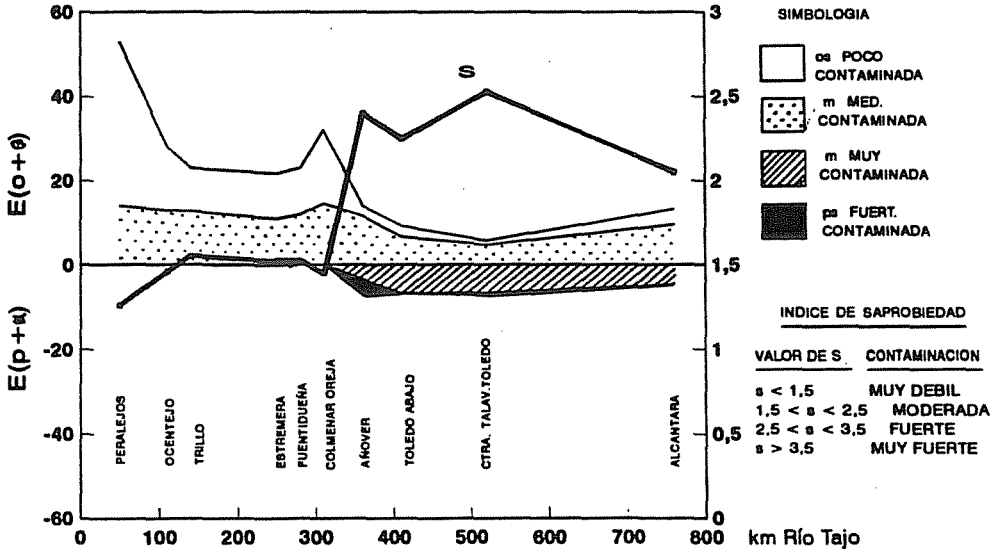
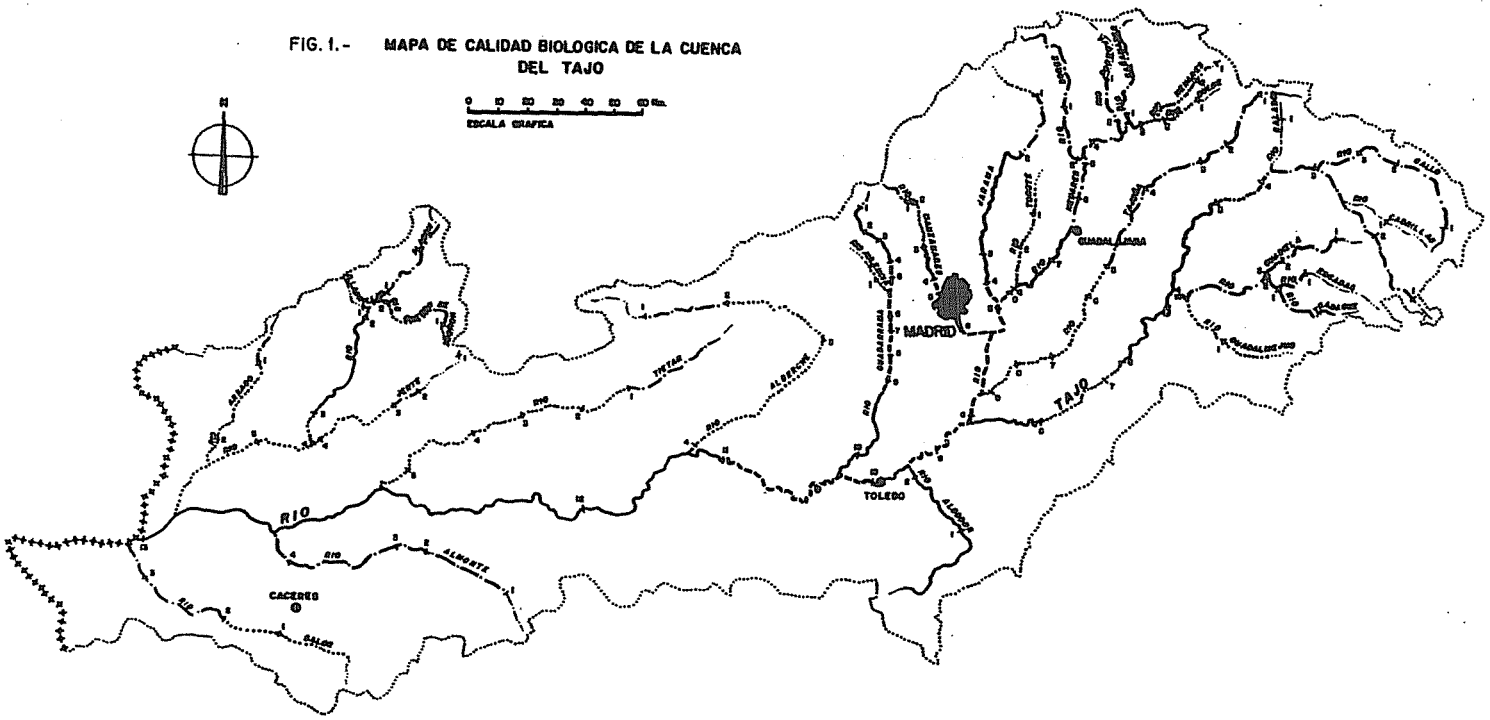


FIG. 1.- MAPA DE CALIDAD BIOLOGICA DE LA CUENCA DEL TAJO


N
0 10 20 30 40 50 60 Km.
ESCALA GRAFICA
MADRID
TOLEDO
GUADALAJARA
CACERES
TAJO
RIO
ALBERCHE
TIETAR
ALMONTE
ALAGON
JARAMA
TAJUNA
GUADARRAMA
ALBERCHE
ALBERCHE
ALBERCHE

principalmente a las oscilaciones de nivel producidas por los desembalses, ello unido a la ausencia de piedras en el lecho del río, lo que dificulta la vida de los macroinvertebrados provocando la desaparición de nuevas especies bentónicas. El principal foco de contaminación está situado en Añover del Tajo, donde el río ha recibido los vertidos de Aranjuez y la incorporación a su cauce del río Jarama, portando toda la carga contaminante del cinturón urbano e industrial de Madrid. A su paso por Toledo se incrementa la contaminación orgánica y bacteriológica. En estos puntos de muestreo se corresponden notablemente valores altos de saprobiedad con cifras bajas de índices bióticos. después de recibir al río Alberche y formar el embalse de Azután, se advierte una mejoría que se mantiene a través de los embalses de Valdecañas, Torrejón y Alcántara, en este caso actuando como filtros depuradores de sus aguas.

CONCLUSIONES

De los casi 3.500 km de cuenca estudiados, se observa que la tercera parte corresponden a aguas muy contaminadas o fuertemente contaminadas, existiendo un pequeño número de afluentes y puntos negros que contribuyen de manera terminante al empeoramiento de la calidad de las aguas. Las necesarias y posibles actuaciones sobre la cuenca deberían ir dirigidas a disminuir esos efectos negativos localizados perfectamente en la cuenca, aprovechándose el efecto depurador de ciertos afluentes y embalses.

Por su facilidad de manejo e inclusión de la totalidad del espectro faunístico de nuestras aguas, se recomienda la utilización del índice BMWP' para su aplicación a posteriores estudios de esta envergadura en otras cuencas, o seguimientos periódicos en esta misma del Tajo.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue encargado al Centro de estudios Hidrográficos a petición de la Confederación Hidrográfica del Tajo y financiado por la Dirección General de Obras Hidraúlicas. Participaron en los muestreos M. Pérez Muñoz y F. García Mengibar (C.E.H.).

BIBLIOGRAFIA

Alba-Tercedor, J.; A. Sánchez-Ortega. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). Limnética, 4: 51-56.

García de Jalón, D.; M. González del Tanago. (1986). Métodos biológicos par. el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la cuenca del Duero. ICONA. Monogra, 45: 244 pp.

Hellawell, J. (1978). Biological surveillance of rivers. Wat.Res.Cent.Publ. Stevenage. Inglaterra.

Knöpp, H. (1955). Grundsatzliches zur Frage biologischer Vorfluceruntersuchungen erlautert an einem Gutelangsschnitt des Mains. Arch. Hydrobiol. Suppl., 22: 363-368.

Kolkwitz, R.; M. Marsson. (1908). Oekologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. Dtsch. Bot. Ges., 26a: 505-519.

Kolkwitz, R.; M. Marsson. (1909). Oekologie der tierischen Saprobien. Int. Rev. Hydrob. u. Hydrog., 2: 126-152.

Mingo, J. (1983). La vigilancia de la contaminación fluvial. MOPT. Direcc. Gral. Obr. Hidraúl.

MOPT (Direcc. Gral. Obr. Hidraúl.). (1986). Inventario de presas españolas 1986.

Pantle, R.; H. Buck. (1955) Die Biologische Uberwacung der Gerwasser und die Darstellung der Ergebnisse. Gas-u. Wasserfach, 96: 604.

Pesson, P. (1979). La contaminación de las aguas continentales. Ed. Mundi-Prensa.

Verneaux, J.; G. Tuffery. (1967). Une méthode zoologique pratique de determination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. Ann.Sci.Univ. Besançon Zool., 3: 79-89.

Woodiwiss, F.S. (1978). The Trent Biotic Index. Macroinvertebrates in biological surveillance. Elaboration of the scientific bases for monitoring the hidrobiological indicators. Ist. Anglo-Soviet Seminar.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:409-415

LA MACROFAUNA BENTONICA DE LOS AXALAPAZCOS MEXICANOS

J. Alcocer* , A. Lugo* , S. Estrada* , M. Ubeda* y E. Escobar**
Proyecto CyMA, UIICSE, ENEP Iztacala, UNAM, Av. de los Barrios s/n, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla 05490, Edo. de Mexico. Laboratorio de Ecologia del Bentos, ICMyL, UNAM, Apdo. Postal 70-405, Ciudad Universitaria 04510, Mexico D.F.*

Palabras clave: Macroinvertebrados bentónicos, lagos salinos, lagos-cráter, Puebla, México.

ABSTRACT

Advances in the comparative study of the macrobenthic communities of six crater-lakes ("axalapazcos") in Mexico are presented. The lakes are of different physical and chemical characteristics. Sampled taxa were nematodes, oligochaetes, hirudinea, amphipods, decapods, gastropods and aquatic insects such as ephemeroptera, odonata, hemiptera, trichoptera, coleoptera and diptera. Tubificidae, Chironomidae, Amphipoda and Hirudinea were the dominant components. PCA analysis showed salinity and aquatic vegetation to be the most important environmental parameters for the ordination of sampling stations. An other PCA carried out using biological data grouped most of the stations. Rare species, characteristic of one or two axalapazcos, caused few stations to be separated from the main group. In spite of their environmental differences, the axalapazcos were biologically similar.

INTRODUCCION

La cuenca de Oriental, localizada en el área central de México, comprende partes de los estados de Puebla, Veracruz y Tlaxcala, y tiene un área de 5 250 km² con una altitud promedio de 2300 m.s.n.m.. En ella se ubica la planicie conocida como la región de Los Llanos, al este del estado de Puebla, y en ésta se localizan seis lagos-cráter o axalapazcos (vocablo nahuatl que significa "vasijas de arena llenas de agua")(Reyes, 1979). La mayoría son relativamente profundos (más de 40 m de profundidad) y son alimentados principalmente por las aguas del manto freático, y en menor medida, por la precipitación pluvial directa (Alvarez, 1950). Cuatro de ellos: Alchichica, Atexcac, Quechulac y La Preciosa están ubicados en los Llanos de San Juan, una meseta lacustre al norte de la planicie poblana, mientras que Aljojuca y Tecuitlapa se encuentran en los Llanos de San Andrés, localizados al pie de los contrafuertes occidentales del Pico de Orizaba, (Ramírez-García y Novelo, 1984).

El clima en los Llanos de San Juan es templado seco, con verano seco y poca oscilación térmica, en tanto que en los Llanos de San Andrés el clima es templado subhúmedo con lluvias en verano de acuerdo con García (1988).

A continuación se presentan algunos datos morfométricos importantes de los lagos (Arredondo-Figueroa *et al.*, 1983), en forma de un cuadro sinóptico:

Lago	Long. Máx. m	Prof. Media m	Prof. máx. m	Perím. km	A km²	V m^3x10^6
Alchichica	1733	38.55	64.0	5.06	1.81	69.92
Atexcac	780	25.72	39.0	2.18	0.29	6.15
La Preciosa	1344	30.72	45.0	3.85	0.78	16.20
Quechulac	983	21.71	40.0	3.04	0.50	10.97
Aljojuca	871	26.28	50.0	2.53	0.49	11.67
Tecuitlapa	750	1.36	2.5	2.38	0.26	0.35

La composición geológica de casi todos los conos comprende materiales como tezontle, pómez, andesitas y depósitos cineríticos y piroclásticos, así como basalto (Reyes, 1979). La excepción es el cono de Atexcac, una de cuyas paredes está formada por calizas de origen mesozoico y las restantes paredes por materiales volcánicos (Gasca, 1981).

Desde el punto de vista biológico la importancia principal de los lagos radica en la presencia de diferentes especies de vertebrados endémicos: aterínidos y un ambistómido (Alvarez, 1950; Brandon *et al*, 1981; De Buen, 1945; Taylor, 1973).

Cada uno de los axalapazcos puede ser considerado como un ecosistema en diferente grado de complejidad (Alcocer y Escobar, 1990), establecido por la concentración salina, como lo menciona Williams (1972).

Con base en lo anterior, el estudio comparado de éstos permite contribuir al entendimiento del funcionamiento de un ecosistema *in toto*, aproximación denominada macroscópica por Margalef (1978).

MATERIAL Y METODOS

Se realizaron muestreos estacionales (otoño-otoño) en 15 sitios establecidos en la zona litoral de los seis lagos-cráter: 5 en Alchichica, 3 en La Preciosa y Aljojuca y una en Atexcac, Quechulac y Tecuitlapa. El número de estaciones se determinó de acuerdo a la diversidad de habitat de cada lago.

En cada sitio de muestreo se midieron electrométricamente oxígeno disuelto, temperatura, pH y salinidad. Para el análisis textural del sedimento se siguieron los criterios de Folk (1969). El contenido de carbonatos y materia orgánica se determinó como pérdida en combustión (LOI) de acuerdo a APHA *et al.* (1985) y la cobertura vegetal se estimó por observación directa.

TABLA I. LISTA TAXONOMICA DE LOS ORGANISMOS BENTONICOS COLECTADOS EN LOS AXALAPAZCOS DE MEXICO.

NEMATODA

ANNELIDA
OLIGOCHAETA
TUBIFICIDAE
HIRUDINEA

ARTHROPODA
CRUSTACEA
AMPHIPODA
TALITRIDAE
Hyalella azteca
DECAPODA
CAMBARIDAE
Cambarellus
INSECTA
EPHEMEROPTERA
BAETIDAE
Callibaetis montanus
Callibaetis pictus(?)
ODONATA
COENAGRIIDAE
Enallagma praevarum
Ischnura(?)
AESHNIDAE
Aeshna
COLLEMBOLA
ISOTOMIDAE
HEMIPTERA
NOTONECTIDAE
Notonecta
Buenoa
NAUCORIDAE
Ambrysus
CORIXIDAE
Krizousacorixa
TRICHOPTERA
LEPTOCERIDAE
Setodes
LIMNEPHILIDAE
Grensia
HYDROPTILIDAE
Oxyethira
POLYCENTROPODIDAE
Polycentropus
COLEOPTERA
HYDROPHILIDAE
Tropisternus
Berosus
STAPHYLINIDAE
Stenus
CHRYSOMELIDAE
Donacia
CURCULIONIDAE
DYTISCIDAE
Hydroporus
Laccodytes(?)
DIPTERA
CULICIDAE
Culex
STRATIOMYDAE
Stratiomys
EPHYDRIDAE
Ephydra packardi(?)
CHIRONOMIDAE: CHIRONOMINAE
Apedilum elachistus
Dicrotendipes neomodestus
Dicrotendipes sp1
Dicrotendipes sp2
Chironomus stigmaterus
Chironomus sp1
Chironomus sp2
Cryptochironomus sp *fulvus* gr
Stictochironomus
Parachironomus tenuicaudatus
Cladotanytarsus viridiventris
Paratanytarsus
Endotribelos hesperium
CHIRONOMIDAE: TANYPODINAE
Tanypus (Apelopia)
Procladius (Holotanypus)
Procladius (Psilotanypus)
Tanytarsus
Micropsectra sp1
Micropsectra sp2
Paramerina smithae
Labrundinia pilosella
CHIRONOMIDAE: ORTHOCLADIINAE
Psectrocladius
Cricotopus (Isocladius) triannulatus
Cricotopus sp *silvestris* gr
Cricotopus sp1
Paralimnophyes
Limnophyes
Corynoneura
Bryophaenocladius

MOLLUSCA
GASTROPODA
BASOMMATOPHORA
PLANORBIDAE
Helisoma
PHYSIDAE
Physa

Los macroinvertebrados bentónicos se recolectaron con ayuda de una draga Ekman ($225cm^2$) por triplicado para cada estación, tamizado a través de una malla de 0.59mm y fijados con formalina al 10% con rosa de Bengala.

Con el objetivo de obtener el ordenamiento de las estaciones muestredas de los axalapazcos y poder compararlas biológica, física y químicamente, se llevaron a cabo tres análisis de componentes principales (ACP). El primero incluyó las variables ambientales, el segundo las variables biológicas y, por último, un ACP global que combinó ambos tipos de variables.

RESULTADOS

En los axalapazcos se han identificado, al momento, a diferentes niveles desde phyllum hasta especie, un total de sesenta tipos de macroinvertebrados bentónicos (Tabla I). Todos ellos ubicados en cuatro phyla: nemátodos, anélidos, artrópodos y moluscos, los cuales fueron subdivididos en diecisiete grupos taxonómicos para su análisis global (Tabla II).

TABLA II. ABUNDANCIAS RELATIVAS DE LOS PRINCIPALES TAXA EN LOS AXALAPAZCOS MEXICANOS. ALChichica, ATExcac, LA Preciosa, QUEchulac, ALJojuca y TECuitlapa. Ausente ( ), rara (+), frecuente (++), abundante (+++) y muy abundante (++++).

TAXA/ ESTACION	ALC 1	ALC 2	ALC 3	ALC 4	ALC 5	ATE 1	LAP 1	LAP 2	LAP 3	QUE 1	ALJ 1	ALJ 2	ALJ 3	TEC 1
NEMATODA			+	+	+				+					+
TUBIFICIDAE	++++	++++	++++	+++	++++	++++	++++	++++	++++	+++	++++	++++	++++	+++
HIRUDINEA	+++	+++	+	+	+++	++	++	++	+++	+++				++
AMPHIPODA	+++	+++	+	+	++++	++++	+++	+++	+++	++++	+++	+++	+++	+++
DECAPODA							++	++	++	++	++		++	
EPHEMEROPTERA			+	+	+	+	+	+	++	+	+			+
ODONATA	+		+++	+	+++	+	+	+	++	+	+			++
NOTONECTIDAE	+						+	+	+					
NAUCORIDAE				+	+									+
CORIXIDAE	++	+	++	+	++	+	+	+	+					++
TRICHOPTERA	+	+	+	+	+	+								
COLEOPTERA			++	+	+		+	+	+		+	+		+
CULICIDAE			+	+										
CHIRONOMIDAE	++	++	+++	+	++	+++	++++	+++	++	++	++++	++++	+++	+++
STRATIOMYDAE														+
EPHYDRIDAE				+										
GASTROPODA			+		++		+	+		+	+	+		

Los quironómidos destacan por su diversidad taxonómica, siguiéndoles en importancia los tricópteros y coleópteros. Es necesario aclarar que, por su elevada abundancia, los anélidos tubifícidos e hirudíneos seguramente contribuirán a aumentar en forma considerable la diversidad taxonómica una vez que sean debidamente identificados.

El axalapazco de Alchichica albergó el mayor porciento de los grupos taxonómicos establecidos con quince (88%) seguido de La Preciosa con doce (71%), Tecuitlapa con once (65%) y, finalmente, Atexcac, Quechulac y Aljojuca con ocho grupos (47%) cada uno (Tabla II).

Algunos grupos taxonómicos se presentaron en un solo axalapazco como fue el caso de los culícidos y efídridos en Alchichica y los estratiómidos en Tecuitlapa. Otros más se recolectaron exclusivamente en dos axalapazcos como los nemátodos y notonéctidos en Alchichica y La Preciosa, los naucóridos en Alchichica y Tecuitlapa y los tricópteros en Alchichica y Atexcac. Los demás grupos fueron en su mayoría comúnes en por lo menos cinco de los axalapazcos.

Tubifícidos, hirudíneos, anfípodos y quironómidos destacaron por su elevada abundancia y frecuencia de aparición en las estaciones de muestreo. Los decápodos se encontraron en tres de los axalapazcos. Los odonatos fueron abundantes sólamente en Alchichica. Notonéctidos y coríxidos fueron raros, sin embargo esto se debió al arte de muestreo que no fue adecuado para capturarlos.

En tres de los axalapazcos se estableció más de una estación de muestreo: cinco en Alchichica y tres en Aljojuca y La Preciosa. De éstos, sólamente Alchichica presentó una diferencia apreciable en la abundancia y tipo de organismos en cada estación, los otros dos axalapazcos mostraron una elevada similitud entre los sitios de muestreo.

Cada una de las estaciones de muestreo fue caracterizada ambientalmente (Tabla III). En general, los axalapazcos son cuerpos acuáticos templados, bien oxigenados y de pH básico.

En cuanto a su contenido salino los axalapazcos se pueden dividir en dos grupos: los salinos, representados por Alchichica (6.0-7.4 gL^{-1}) y Atexcac (6.0 gL^{-1}), y los dulceacuícolas cuya salinidad osciló entre 0.1 y 1.0 gL^{-1}, intervalo por debajo del nivel de 3 gL^{-1} establecido por Williams (1964) para delimitar los lagos salinos.

TABLA III. CARACTERISTICAS AMBIENTALES DE LOS AXALAPAZCOS MEXICANOS. ALChihica, ATExcac, LA Preciosa, QUEchulac, ALJojuca y TECuitlapa. Valores en: pH (unidades de pH), oxígeno disuelto (mg/L), temperatura (°C), salinidad (gL^{-1}); materia orgánica (%), carbonatos (%) y textura sedimentaria (ϕ) y vegetación acuática (% de cobertura. La desviación estándar se indica en el renglón inferior de la media.

PARAMETRO/ ESTACION	ALC 1	ALC 2	ALC 3	ALC 4	ALC 5	ATE 1	LAP 1	LAP 2	LAP 3	QUE 1	ALJ 1	ALJ 2	ALJ 3	TEC 1
pH	9.0	9.0	9.0	8.9	9.0	8.4	9.0	9.0	9.2	8.9	9.1	9.1	9.1	9.8
	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1
OXIGENO DISUELTO	7.3	6.5	6.5	12.3	9.1	6.9	6.8	10.2	8.7	5.9	6.4	5.7	4.9	9.3
	1.1	1.2	1.6	1.9	2.5	1.5	1.0	2.6	1.1	1.8	2.7	2.7	2.3	2.8
TEMPERATURA	20.4	18.3	20.0	24.9	19.9	20.2	18.9	22.3	21.7	17.5	21.4	21.1	20.8	21.1
	0.7	4.0	1.3	1.3	1.7	1.5	1.5	2.2	1.9	2.0	2.0	3.1	2.2	0.8
SALINIDAD	7.2	7.2	7.4	6.0	7.1	6.0	1.0	1.0	1.0	0.1	0.1	0.5	0.4	1.0
	0.1	0.0	0.4	2.9	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.0
MATERIA ORGANICA	5.6	5.0	2.8	8.4	6.4	3.6	9.4	8.2	13.6	2.8	1.5	1.9	2.3	7.8
	2.9	2.6	1.9	6.2	4.3	3.6	4.7	2.6	3.5	0.8	0.2	0.4	1.1	0.4
CARBONATOS	1.9	3.2	3.7	29.0	18.3	4.2	5.1	9.0	21.1	0.7	0.1	0.5	2.7	4.4
	0.2	0.8	1.1	1.9	4.5	0.9	5.5	4.9	1.9	0.5	0.1	0.4	0.5	1.6
TEXTURA DEL SEDIMENTO	0.2	1.6	1.3	2.3	1.7	1.1	0.1	1.8	2.6	0.2	0.3	1.0	-0.1	2.2
MACROFITAS EMERGENTES	0	0	0	0	0	50	25	50	0	100	0	25	0	0
MACROFITAS SUMERGIDAS	25	0	0	100	75	75	0	50	75	0	25	0	0	100
ALGAS BENTONICAS	0	0	0	0	25	25	75	25	25	25	50	75	25	0

Los sedimentos, aunque superficialmente finos, son predominantemente gruesos (arenas y gravas), con un contenido de materia orgánica y carbonatos de bajo a elevado. El sustrato fluctuó entre desnudo y completamente cubierto por vegetación acuática. Se presentan macrofitas enraizadas emergentes *Scirpus californicus*, *Typha dominguensis* y *Juncus andicola*, enraizadas sumergidas *Ruppia maritima* y *Potamogeton pectinatum* (Ramírez-García y Vázquez-Gutiérrez, 1989) y algas epilíticas (principalmente diatomeas). Los géneros anteriores han sido reconocidos por Hammer y Haseltine (1988) como macrofitas resistentes a elevados valores de salinidad.

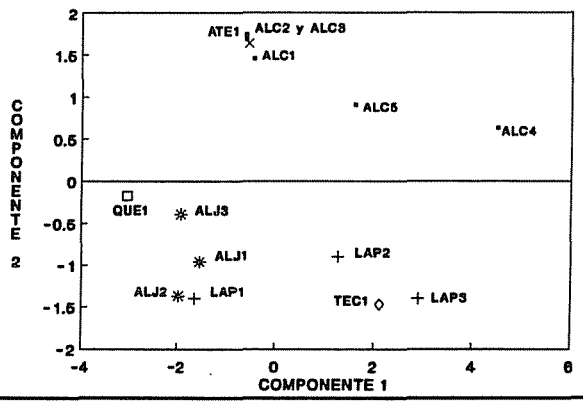
Hammer *et al.* (1990) determinaron "organismos característicos" para diferentes intervalos de salinidad. *Gammarus*, *Glyptotendipes* y *Chironomus plumosus* son comúnes entre 3 y 10 gL^{-1}, concentraciones que presentaron Alchichica y Atexcac, de éstos solo *Chironomus* fue encontrado, sin embargo no puede afirmarse que sea de esa especie.

Hyalella y *Enallagma* son ubicados por los mismos autores en el intervalo 10-38 gL^{-1}, géneros muestreados en ambos axalapazcos, especialmente el primero que fue muy abundante a pesar de que la salinidad fue menor, lo que coincidió con Bayly (1972 en Galat *et al.*, 1988) quien caracteriza a *Hyalella azteca* como un organismo esencialmente dulceacuícola con tolerancia a la salinidad. Otros géneros que fueron determinados en los axalapazcos, característicos de salinidades superiores a 38 gL^{-1}

fueron *Cricotopus* y *Ephydra*, aunque en cantidades reducidas, especialmente el efídrido que se colectó sólamente en la estación cuatro de Alchichica.

Odonatos, culícidos, coríxidos y notonéctidos, representantes de ambientes dulceacuícolas o de bajas concentraciones salinas de acuerdo a Geddes *et al.* (1981), se presentaron en los axalapazcos. Los odonatos fueron especialmente abundantes en Alchichica, el más salino de los estudiados.

Gráfica 1. ACP Variables ambientales



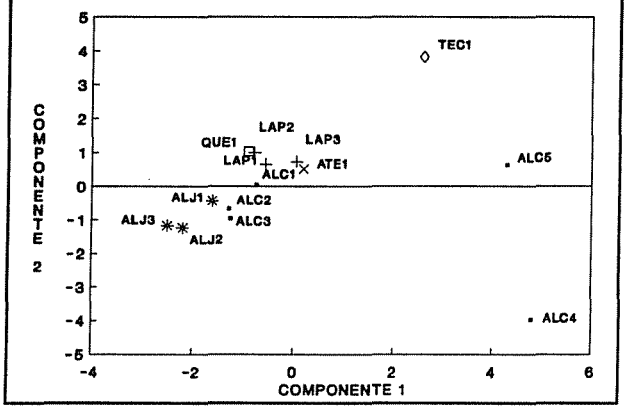
Independientemente del estado trófico del lago, los invertebrados pueden catalogarse en cuatro grupos (Williams, 1981). Los halobiontes (50 a >100 gL^{-1}), y los halofílicos (10-60 gL^{-1}) no se encontraron en los sitios muestreados, no así las formas dulceacuícolas tolerantes a la salinidad (coríxidos y odonatos) y las no tolerantes a la salinidad (*Chaoborus*).

Los oligoquetos no pueden soportar la salinidad y se ven desplazados por otros organismos (Timms, 1981), factor que no pareció ser limitante en los axalapazcos como lo demostró su elevada abundancia en todo el intervalo de concentración salina determinado.

Con relación al ordenamiento de las estaciones de muestreo, el ACP ambiental (Graf. 1) mostró una separación sobre el componente dos entre los axalapazcos salinos y los dulceacuícolas. De este conjunto, las estaciones cuatro y cinco de Alchichica se separaron del resto por su ligeramente menor salinidad y la presencia de macrofitas enraizadas sumergidas. Quechulac, Aljojuca y la estación uno de La Preciosa se asociaron por la presencia de abundantes macrofitas enraizadas emergentes, separándose del resto de las estaciones de La Preciosa con mayor contenido de oxígeno disuelto, carbonatos, sedimento fino y, al igual que las estaciones cuatro y cinco de Alchichica, por la presencia de macrofitas enraizadas sumergidas.

La vegetación acuática, que proporciona una heterogeneidad de hábitats favoreciendo el establecimiento de una diversa fauna bentónica (Beattie, 1982; Harman, 1972), y la salinidad, que establece la problemática de regulación osmótica disminuyendo la diversidad biológica (Williams *et al*, 1990), representan los dos parámetros ambientales más importantes para el ordenamiento de los axalapazcos.

Gráfica 2. ACP Variables Biológicas

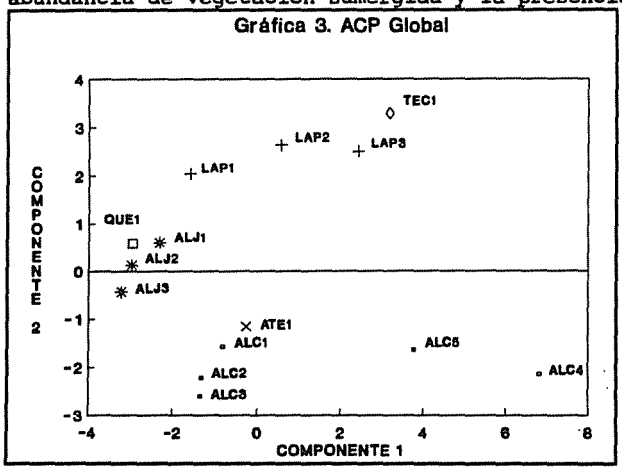


Con base en las variables biológicas (Graf. 2) se conformó un cúmulo que incluyó a la mayoría de las estaciones de muestreo. Este hecho fue asociado a la presencia de tipos taxonómicos comúnes en los axalapazcos. Las excepciones fueron las estaciones cuatro y cinco de Alchichica y Tecuitlapa. Las tres estaciones se separaron por poseer grupos exclusivos, como sucedió con los naucóridos. La diferenciación de Tecuitlapa de las estaciones de Alchichica se debió a la existencia de estratiómidos en el primero; las segundas se diferenciaron entre sí por la ausencia de efídridos en la estación cinco.

A pesar de las diferencias ambientales detectadas en el ACP anterior, los tipos biológicos encontrados en los axalapazcos fueron, en su gran mayoría, comúnes. Por lo anterior, el ordenamiento biológico fue determinado por los

tipos raros o exclusivos, de baja abundancia y frecuencia.

En el ACP global (Graf. 3) Tecuitlapa se separó del resto de los axalapazcos por su mayor valor de pH y la presencia de estratiómidos. Aljojuca, Quechulac y, en menor medida, la estación uno de La Preciosa, se reunieron por poseer abundante vegetación emergente y la presencia de cambáridos. Sobre el componente dos, Alchichica y Atexcac se diferenciaron del resto de los lagos por su mayor salinidad. Las estaciones cuatro y cinco de Alchichica se separaron del grupo anterior por su mayor concentración de oxígeno disuelto y elevado porciento de carbonatos, por la abundancia de vegetación sumergida y la presencia de culícidos.



Una vez más, la importancia de la salinidad, la vegetación acuática y los tipos exclusivos se reflejaron en el ordenamiento global de los axalapazcos. Este análisis corroboró lo obtenido en los dos análisis anteriores. Las tres estaciones de Aljojuca fueron muy similares entre sí y se asociaron con Quechulac. Las estaciones uno, dos y tres de Alchichica, parecidas entre sí, lo hicieron con Atexcac. Las estaciones dos y tres de La Preciosa se asociaron, de forma ambiental más que biológicamente, con Tecuitlapa. La estación uno de La Preciosa se asoció a las otras dos estaciones del mismo axalapazco en cuanto a biología, y al conjunto Aljojuca-Quechulac, ambientalmente. Las estaciones cuatro y cinco de Alchichica se separaron del resto y entre sí, tanto ambiental como biológicamente, siendo más parecidas una a la otra, que con el resto.

CONCLUSIONES

Los macroinvertebrados bentónicos de los axalapazcos mexicanos pertenecieron a cuatro phylla: anélidos, nemátodos, artrópodos y moluscos. De estos, los organismos dominantes por su abundancia fueron oligoquetos tubifícidos, hirudíneos, anfípodos talítridos y quironómidos. A pesar de las diferencias ambientales de cada axalapazco, esencialmente en salinidad y vegetación acuática, presentaron una biota común. Pocos grupos taxonómicos fueron exclusivos de uno o dos axalapazcos, sin embargo propiciaron la separación de estos en el ordenamiento a través del ACP biológico. El ordenamiento global de las estaciones de muestreo confirmó lo establecido por los ACPs ambiental y biológico, permitiendo el conformar grupos de estaciones con características similares: Aljojuca con Quechulac, parte de Alchichica con Atexcac y parte de La Preciosa con Tecuitlapa. La estación uno de La preciosa se asemejó a las otras dos del mismo axalapazco y al conjunto Aljojuca-Quechulac, mientras que las estaciones cuatro y cinco de Alchichica se comportaron de manera muy diferente a las demás y entre sí.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al CONACyT (proyectos P-220CCOR88069 y 0956-N9111) y a la ENEP Iztacala, UNAM, quienes parcialmente apoyaron económicamente esta investigación. Un agradecimiento especial se extiende a los Drs. Bohdan Bilyj (Chironomidae), David B. Herbst (Ephydridae), Ken J. Tennessen (Odonata) y Robert D. Waltz (Baetidae) por su ayuda en la identificación de organismos. Por su apoyo en el trabajo de campo y laboratorio, se reconoce la invaluable ayuda de M. Chávez, Y. Molina y J.C. Tavera y al Dr. F. Rivera (ENEP-I) por su constante apoyo.

BIBLIOGRAFIA

Alcocer, J. y E. Escobar. 1990. The drying up of the Mexican Plateau axalapazcos. Salinet 4: 34-36.

Alvarez, J. 1950. Contribución al conocimiento de los peces de la Región de los Llanos, estado de Puebla (México). An. Esc. nac. Cienc. biol., Méx. 6(1-4): 81-107.

Arredondo-Figueroa, J.L., Borrego-Enríquez, L.E., Castillo-Domínguez, R.M. y Valladolid-Guerrero, M.A. 1983. Batimetría y morfometría de los lagos "maars" de la cuenca de Oriental, Puebla, México. Biótica 8(1): 37-47.

APHA, AWWA y WPCF. 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Nueva York. 1193pp.

Beattie, D.M. 1982. Distribution and production of the larval chironomid population in Tjeukemeer. Hydrobiologia 95: 287-306.

Brandon, R.A., E.J. Maruska y W.T. Rumph. 1981. A new species of neotenic *Ambystoma* (Amphibia, Caudata) endemic to Laguna Alchichica, Puebla, Mexico. Bull. Southern California Acad. Sci. 3: 112-125.

De Buen, F. 1945. Investigaciones sobre ictiología mexicana. I. Atherinidae de aguas continentales de México. An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. Méx. 16: 475-532.

Folk, R.L. 1969. Petrología de rocas sedimentarias. UNAM. México. 405pp.

Galat, D.L., M. Coleman y R. Robinson. 1988. Experimental effects of elevated salinity on three benthic invertebrates in Pyramid Lake, Nevada. Hydrobiologia 158: 133-144.

García, E. 1988. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). E. García. México. 217pp.

Gasca, D.A. 1981. Algunas notas de la génesis de los lagos-cráter de la Cuenca de Oriental. Puebla-Tlaxcala-Veracruz. Colección Científica Prehistoria No. 98. Inst. Nal. Antrop. Hist. de México, México.

Geddes, M.C., P. De Deckker, W.D. Williams, D.W. Morton y M. Topping. 1981. On the chemistry and biota of some saline lakes in western Australia. Hydrobiologia 81/82: 201-222.

Hammer, U.T. y J.M. Haseltine. 1988. Aquatic macrophytes in saline lakes of the Canadian prairies. Hydrobiologia 158: 101-116.

Hammer, U.T., J.S. Sheard y J. Kranabetter. 1990. Distribution and abundance of littoral benthic fauna in Canadian prairie saline lakes. Hydrobiologia 197: 173-192.

Harman, W.N. 1972. Benthic substrates: their effect on fresh-water mollusca. Ecology 53: 271-277.

Margalef, R. 1978. Perspectivas de la teoría ecológica. Blume. Barcelona. 110pp.

Ramírez-García, P. y Novelo, A. 1984. La vegetación acuática vascular de seis lagos-cráter del estado de Puebla, México. Bol. Soc. Bot. Méx. 46: 75-88

Ramírez-García, P. y Vázquez-Gutiérrez, F. 1989. Contribuciones al estudio limnobotánico de la zona litoral de seis lagos cráter del estado de Puebla. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. Méx. 16: 1-16.

Reyes, C.M. 1979. Geología de la Cuenca de Oriental. Estados de Puebla, Veracruz y Tlaxcala. Colección Científica Prehistoria. Inst. Nal. Antrop. Hist. México, México. 50pp.

Taylor, E.H. 1943. A new ambystomid salamander adapted to brackish water. Copeia 3: 151-156.

Timms, B.V. 1981. Animal communities in three Victorian lakes of different salinity. Hydrobiologia 81/82: 181-194.

Williams, W.D. 1964. A contribution to lake typology in Victoria, Australia. Verh. int. Ver. Limnol. 15: 158-163.

Williams, W.D. 1972. The uniqueness of salt lake ecosystems. *In* Kajak, Z. y A. Hillbricht-Ilkowsha (eds.). Productivity problems of freshwaters. IBP-UNESCO. Polonia. 349-361.

Williams, W.D. 1981. The limnology of saline lakes in Western Victoria: a review of some recent studies. Hydrobiologia 81/82: 233-260.

Williams, W.D., A.J. Boulton y R.G. Taaffe. 1990. Salinity as a determinant of salt lake fauna: a question of scale. Hydrobiologia 197: 257-266.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:417-423

ASPECTS OF TROPHIC ECOLOGY OF RED SWAMP CRAYFISH (*Procambarus clarkii* Girard) IN ALENTEJO, SOUTH OF PORTUGAL

M. Ilhéu & J.M. Bernardo
Department of Ecology, University of Evora, 7000 Evora, Portugal

Key words: crayfish, *Procambarus clarkii*, food habits, predation.

ABSTRACT

Food habits of crayfish from different habitats were studied. A large part of the diet is vegetal material, particularly detritus. Significant quantities of animal remains occur in crayfish stomachs: insects, crayfish and fish. For smaller individuals about 50% of the diet is animal material while larger animals are typical phytophagous. Variations in food habits can be related to the availability of different food types, emphasizing the opportunistic aspect of crayfish trophic behaviour. Results suggest the possibility of strong effects in the communities, in conditions of short detritic food supply and high crayfish biomass.

INTRODUCTION

During the last decades several exotic species were introduced into inland waters of the Iberian Peninsula. One of those introductions was *Procambarus clarkii* (Girard), referred to as Louisiana crayfish, red crayfish, or red swamp crayfish, native to north eastern Mexico and the south-central U.S.A.. It has been successfully introduced in all continents, except Antartic and Australia (Hobbs III *et al.*, 1989). In Portugal its presence was noticed in the late seventies (Ramos & Pereira, 1981) coming from Spain where this species was intentionally introduced in 1973 (Huner, 1981) for aquaculture purposes. Red swamp crayfish developed since then a fast colonization.

P. clarkii is very well adapted to the environmental conditions of many aquatic habitats in south-central Portugal, particularly the semipermanent aquatic systems, which are the typical red swamp crayfish habitat (Huner, 1981). Crayfish very frequently presents high standing stocks and dominates the aquatic community as the major consumer.

Red swamp crayfish trophic behaviour has been related to hypothetical negative impacts, namely on indigenous fish populations and rice fields.

This study presents preliminary data on trophic relations of Louisiana red crayfish populations in several lotic and lentic habitats at the south of Portugal, in an attempt to relate its trophic activity to community changes. It is a part of a larger program on the assessment of *P. clarkii* ecological role within these natural ecosystems.

MATERIALS AND METHODS

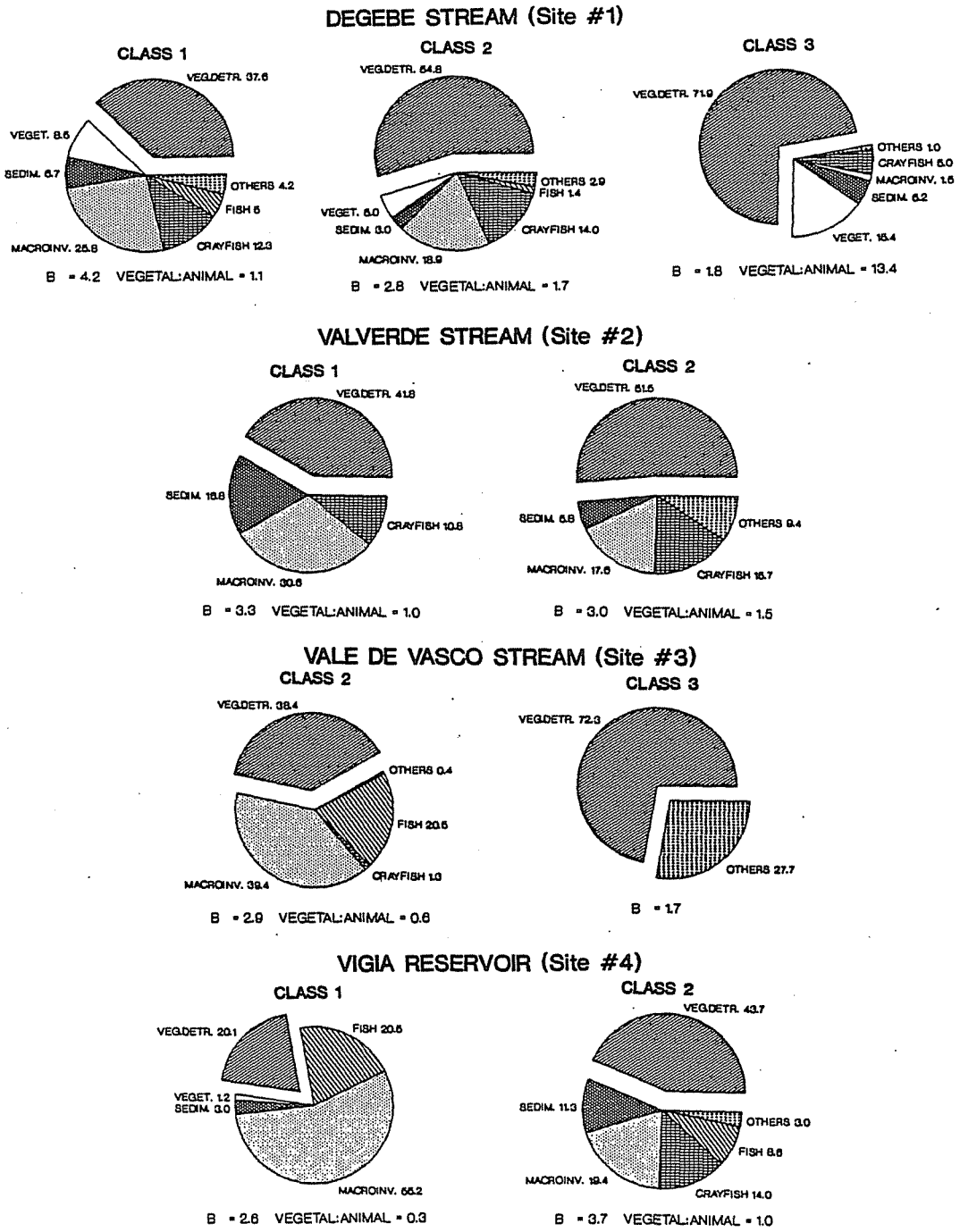
Sampling with traps and hand nets took place during the autumn of 1990.

Crayfish were sampled at 0.1 - 0.8 m depth in 4 different habitats near Evora, Alentejo, south of Portugal. Sampling sites location was: Degebe stream (S. Miguel de Machede village - Moinho Encarnado), Valverde stream (Valverde village), Vale de Vasco stream (downstream Vigia Reservoir) and Vigia Reservoir (littoral zone near the dam). All the streams are semi-permanent. Main characteristics of sampling sites are indicated in Table 1. Vegetal cover was evaluated with the scale of Braun Blanquet. For substrate characteristics, dominant fractions were visually evaluated. For statistical treatments an

Table 1. Main characteristics of sampling sites.

Sampling site	Vegetation cover	Sediment type	Presence of trees
#1 - Degebe stream	3	Sandy mud	+
#2 - Valverde stream	4	Mud	+
#3 - Vale de Vasco stream	3	Mud	0
#4 - Vigia reservoir	0	Stony sand	0

Figure 1. Average stomach contents of length classes from the 4 sampling sites - modified Main Food Index (%), trophic niche width (B) and vegetal food: :animal food ratio.



arbitrary scale was adopted with higher values for the coarser sediments. Once captured, specimens were weighted to the nearest 0.1 g to obtain fresh weight (W). Total length (from tip of rostrum to tip of telson) was measured to the nearest 0.1 mm with calipers and sex was determined. Digestive tracts were removed and preserved in a 10% buffered formalin solution.

Diets were studied by stomach contents analysis which can be misleading as the gastric mill can make many ingested food unrecognizable, particularly those organisms without much hard skeletal structure. To minimize these effects, digestive tracts were removed immediately after capture.

For diet characterization, Main Food Index of Zander (1982) was used, modified (MFI^*; Bernardo, 1990) to solve the problem of numeric evaluation of non discrete food items

$$MFI^* = (F \times V)^{1/2}$$

with F = frequency of occurrence and V = volumetric proportion.

MFI^* for each food type were corrected so that in a diet the sum equals 100%.

Heterogeneity of the diet was evaluated with the Niche Width (B; Levins, 1968) using MFI^* as the proportional values for each food type

$$B = (\sum_{i=1}^{n} p_i^2)^{-1}$$

with B = niche width, p_i = proportion of food type i, and n = number of food types.

In order to summarize the information, Principal Components Analysis (PCA; Legendre & Legendre, 1983) was utilized on the log transformed volumetric proportions of food categories of each stomach content.

Average values of volumetric proportions for size classes and sexes were compared with analysis of variance (one-way ANOVA).

RESULTS

Number of animals captured in each sampling site was: Degebe stream: 120; Valverde stream: 79; Vale de Vasco stream: 37; Vigia reservoir: 53. No attempts were made to evaluated standing stocks but consecutive 24 hours capture at Degebe stream in semi-confined conditions provided a minimum figure of 1.3 individuals m^2.

For the average diets evaluation, three size classes were considered - class 1: 6 - 9cm; class 2: 9 - 11cm; class 3: 11 - 15cm. No further classes were defined because of the small number of crayfish with significant stomach contents with less than 7cm of length and larger than 13cm. For this reason and to consider all possible stomach contents in the calculation of average diets, size classes have unequal ranges. Even so, and because of the high number of empty stomachs or with insignificant content, it was not possible to evaluate average diets of each size class for all the sampling sites.

The total length (L, cm) - weight (W, g) regression equations were as follows:

- Males $W = 4 \times 10^{-3} \times L^{3.866}$ ($r=0.964$; $p<0.001$)
- Females $W = 8 \times 10^{-3} \times L^{3.494}$ ($r=0.965$; $p<0.001$)

Figure 1 presents average values of MFI^* for the length classes in the 4 sampling sites. These results show the abundance of plant material in crayfish food. The average crayfish consumed about one half of its diet in vegetal detritic matter. Part of these detritus comes from fallen leaves of riparian trees but most of it is the result of aquatic macrophytes decay. Green plant material reached MFI^* average values as high as 15.4%, but was usually much lower and for some cases this food type was not found.

Significant quantities of animal remains occurred in stomach contents (Fig.1). Macro-invertebrates (exclusively insects) were the main animal material with a wide variation from 0 to about 55% average values. Another animal food source was fish. Small mosquitofish, *Gambusia affinis*, from site #1 (Degebe stream) were the only identified specimens. Fish material from the other samples could not be identified. Although some of the groups present no fish in their diets, in sites #3 (Vale de Vasco Stream) and #4 (Vigia Reservoir) fish is about 20% for the classes of smaller crayfish. Exoskeleton fragments, skin, and muscle tissues of crayfish were also present in stomachs.

Sediment may have some importance in stomach contents, reaching values as high as 16.8% for class 1 at Valverde stream. However part of the sediment may be accidental, being ingested with some prey or detritic material. Residual food category (Others) includes synthetic and unidentified materials.

Results clearly show the increased consumption of plant detritus with

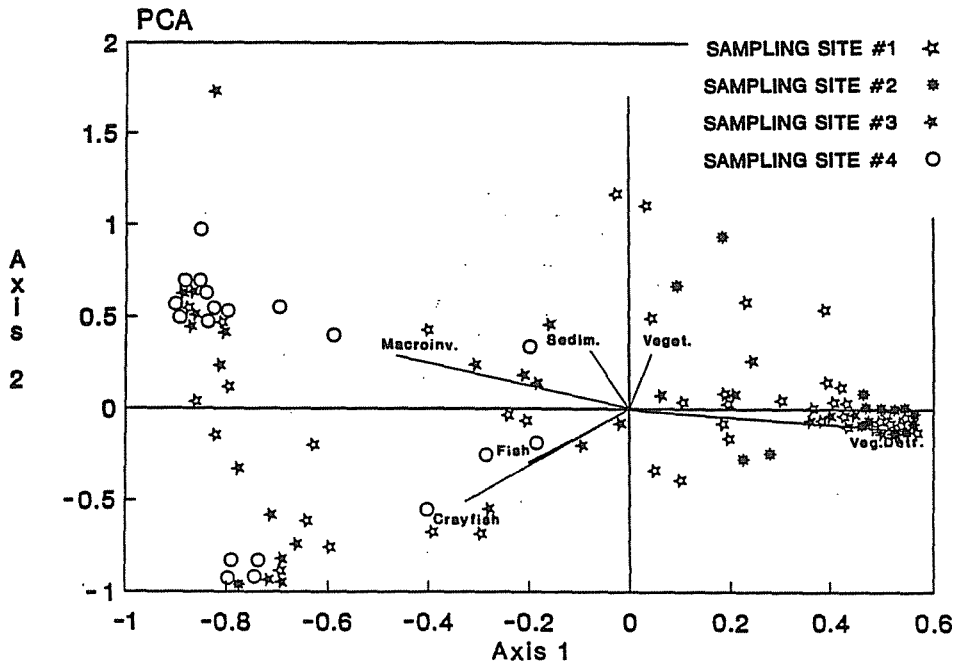
growth. Class 3 diets present more than 70% of detritus and small amounts of animal preys while for class 1 predation provides the larger percentage of food (Fig.1). With the increase of vegetal detritus all three animal food types decrease as confirmed by a strong negative correlation ($p<0.001$) of detritus with each animal category. As a result, diet heterogeneity measured by niche width decreases to B as low as 1.83 and 1.67 for classes 3 (Fig.1). Strong correlations were found between length and vegetal detritus ($r=0.439$, $p<0.001$) and between length and macro-invertebrates ($r=-0.505$, $p<0.001$).

Table 2. One-way ANOVA comparison of plant material (detritic + green) in the average diets of lenght classes (n.s. = not significant).

Sampling site	Comparisons	F	Level of significance
#1 Degebe stream	Class 1 - Class 2	0.013	n.s.
	Class 1 - Class 3	4.370	$p<0.05$
	Class 2 - Class 3	6.225	$p<0.05$
#2 Valverde stream	Class 1 - Class 2	0.495	n.s.
#3 Vale de Vasco str.	Class 2 - Class 3	4.821	$p<0.05$
#4 Vigia reservoir	Class 1 - Class 2	0.229	n.s.

ANOVA was carried out to compare dietary vegetal component of each length class for each sampling site (Table 2). Presence of plant material in classes 3 is significantly higher than in the other classes but no significant dif-

Figure 2. Principal components analysis of stomach contents. Symbols representing stomach contents indicate the sampling sites.



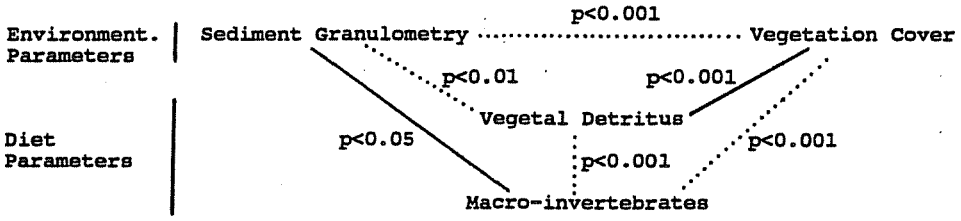
ferences exist between classes 1 and classes 2.

In order to evaluate sex related differences on diet, correlations of sex with food types were undertaken. The only significant correlation ($p<0.001$) emphasize the importance of male predation on fish. Comparison of fish in male contents (X=28.5%) and in female contents (X=3.6%) from sampling sites #3 and #4, chosen for the higher values of fish intake, confirms the existence of a significant difference of fish consumption by males and females ($F=7.04$, $p<0.02$, ANOVA).

Principal components analysis (PCA) was used to describe the variability of stomach contents. In order to evaluate if differences in diet composition could be related to environmental characteristics, each symbol representing a stomach content was identified according to the habitat it came from (Fig.2). The first and second axes of the PCA explained, respectively, 28.5% and 19.7% of the total variance. Food type vectors are represented, expressing the opposition, along axis I, of vegetal detritus to animal food types. Green vegetal material (Veget.) is the main contributor to axis 2. Predominance of vegetal regime is observed for groups from muddy environments with important aquatic vegetation. Individuals coming from stony habitats with no macrophytic cover are plotted in association with the animal food vectors - macro-invertebrates, fish and crayfish.

Correlations of environmental parameters and diet components (Fig.3) emphasize (1) the relation of detritic vegetal regime with the abundance vegetation cover and (2) the increase of macro-invertebrate consumption in habitats without vegetation and with coarse sediment.

Figure 3. Significant correlations of environmental and diet parameters (dotted lines indicate negative correlations).



DISCUSSION AND CONCLUSIONS

Crayfish were described as herbivores, predators and detritivores (Lorman & Magnuson, 1978). Various species of crayfish have been fairly well established as detritivores (Morshiri & Goldman, 1969; Mason, 1975; Cantarino *et al.*, 1980) but herbivory can be particularly important, causing reductions in macrophyte biomass (Abrahamsson, 1966; Rickett, 1974; Flint & Goldman, 1975; Lodge & Lorman, 1987; Feminella & Resh, 1989).

Results from stomach analysis (Fig.1) reveal *P.clarkii* much more as a shredder than as a grazer. Vegetal detritus is the main food source and green plant material assumes no relevance - for some of the sampling sites there was no green vegetation in the diet. According to these data, red crayfish cannot be considered a pest with considerable potential impact on macrophytes but, as Huner (1981) states, food limited populations will eat virtually any vegetation available. In these conditions, a shift in dietary intake is expected and red crayfish grazing reduces dramatically the vegetation cover (Feminella & Resh, 1989). However, consumption is not the exclusive cause of the decline of vegetation abundance. A large percentage of the loss of vegetation results from cutting the stems near the bottom (Lorman & Magnuson, 1978).

The detritic plant material itself is of little nutritional value but bacterial colonization of this substrate alters its composition (Odum & de la Cruz, 1967). This protein rich microflora constitutes the primary food source for detritophagous rather than the refractory, nitrogen-poor plant detritus (Newell, 1965; Fenchel, 1970). During the decomposition of vegetal material, micro-organisms assimilate nitrogen and C:N ratio declines, increasing accordingly the nutritional value (Harrison & Mann, 1975; Pomeroy, 1980).

Plasticity of trophic behaviour makes possible the dietary shifts from

detritic to green plant material and also the changes of vegetal and animal proportions. Vegetal food in the diet is more abundant in samples from sites #1 and #2, where vegetal food supply is higher, than from habitats as site #4 (Figs. 1 and 2). Correlations of environmental and diet parameters (Fig.3) indicate a direct relation between availability and consumption, typical of opportunistic species.

Animal food sources such as mollusks, especially snails, annelid worms, leeches and frogs were mentioned as crayfish preys (Rickett, 1974; Huner, 1981), but none was detected in the stomachs. Utilization of animal resources seems to be actually narrower than could be expected.

Animal material is much more important in the diets of rapidly growing juveniles than of adults. A definite shift in food habits was found to accompany increase in length as previously mentioned for several crayfish species (e.g. Abrahamsson, 1966; Mason, 1975). Identical phenomena have been observed in other predominantly phytophagous and/or detritophagous taxa, such as fish - e.g. mugilids (Hickling, 1970; Odum, 1970; Albertini-Berhault, 1974; Bernardo, 1990) or grass carp (Sing *et al.*, 1976).

Young specimens feed extensively on macro-invertebrates (insects), the main animal food source, which decreases in the larger crayfish, as they tend to be herbivorous.

Cannibalism can provide a significant dietary animal supplement. Cannibalism among crayfishes is a well known fact (Mason, 1975; Lorman & Magnuson, 1978). However the presence of crayfish tissues in the stomachs does not necessarily mean active cannibalistic behaviour as crayfish remains may actually have been eaten as detritus (Lorman & Magnuson, 1978). Also, for some species at least, most adults, and all juveniles, consume their exuviae following ecdysis (Mason, 1975). The presence of crayfish muscle in the observed contents denies this last hypothesis as being the exclusive source.

Fish is a food of some importance, comprising up to aprox. 20% (MFI) of stomach contents for some groups. The significantly higher fish consumption by male crayfish is possibly related to the larger male claws.

Crayfish species have been considered an important source of energy and matter transfer from the primary and secondary consumer levels to the terminal aquatic predators, mainly the fishes (Fedoruk, 1966; Schramm, Jr. & Maceina, 1986). However, the possible role of crayfish as a fish predator in particular situations has not been considered. Under confined experimental conditions (30 l aquaria), *P. clarkii* predation on small cyprinids (*Rutilus alburnoides*) was observed even in the presence of vegetal detritic food (Bernardo, unpubl. data). These observations and the results of this study, particularly of sites #3 and #4, suggest crayfish may perform a role of some importance as a predator of fish populations, namely indigenous cyprinids.

The trophic shift observed in habitats of scarce plant food and the laboratory experiments referred above, suggest an effective predation might exist. In summer, most running waters turn into a succession of shallow pools where confined conditions could increase fish vulnerability, namely of young-of-the-year cyprinids. In these situations, predation by dense crayfish populations, as is frequently the case in Alentejo fresh waters, could significantly alter fish standing stocks. Low precipitation and long hot summers could increase crayfish pressure.

The relation of the availability of different food resources with their differential consumption supports the frequently mentioned opportunistic character of *P. clarkii*. Euriphagy is perhaps a major factor in red crayfish ecological success, making possible the spreading of this species in a wide variety of habitats.

These preliminary results suggest that crayfish, above a certain density and in conditions of short detritic food supply, can significantly affect prey and macrophyte populations. Further work is in progress in an attempt to assess the direct effects of active predation and grazing.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was financed, in part, by Comissão de Coordenação da Região do Alentejo.

REFERENCES

Abrahamsson, S.A.A. 1966. Dynamics of an isolated population of the crayfish *Astacus astacus* Linne. *Oikos* 17: 96-107.

Albertini-Berhault, J. 1974. Biologie des stades juvéniles de Téléostéen

Mugilidae *Mugil auratus*, *M.capito* et *M.saliens*. II. Modification du régime alimentaire en relation avec la taille. *Aquaculture* 4: 13-27.
Bernardo, J.M. 1990. Dinâmica de uma lagoa costeira eutrófica (Lagoa de Santo André). Tese de doutoramento, Universidade de Lisboa, 322p.
Cantarino, M.J., B.M. Alvarez & A.T. Mariscal 1980. Aportacion al estudio de dos especies americanas de cangrejo del rio (*Procambarus clarkii* y *Procambarus acutus acutus*). *Zootechnia* 29(1/3): 71-86.
Fedoruk, A.N. 1966. Feeding relationship of walleye and small mouth bass. *J. Fish. Res. Board Can.* 23: 941-943.
Feminella, J.W. & V.H. Resh 1989. Submersed macrophytes and grazing crayfish: an experimental study of herbivory in a California freshwater marsh. *Holarct. Ecol.* 12(1): 1-8.
Fenchel, T., 1970. Studies on the decomposition of organic detritus derived from the turtle grass *Thalassia testundium*. *Limnol. Oceanogr.* 15(1): 4-21.
Flint, R.W. 1985. Biological control as a management strategy in the Great Lakes. *J. Wash. Acad. Sci.* 75(4): 85-90.
Flint, R.W. & C.R. Goldman 1975. The effects of a benthic grazer on the primary productivity of the littoral zone of Lake Tahoe. *Limnol. Oceanogr.* 20: 935-944.
Harrison, P.G. & K.H. Mann, 1975. Detritus formation from eelgrass (*Zostera marina* L.): the relative effects of fragmentation, leaching, and decay. *Limnol. Oceanogr.* 20: 924-934.
Hickling, C.F. 1970. A contribution to the natural history of the grey mullets (Pisces Mugilidae). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 50: 609-633.
Hobbs III, H.H., J.P. Jass & J.V. Huner 1989. A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana* 56(3): 299-316.
Huner, J.V. 1981. Information about the biology and culture of the red crawfish, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Decapoda, Cambaridae) for fisheries managers in Latin America. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México* 8(1): 43-50.
Legendre, L. & P. Legendre 1983. *Numerical Ecology*. Elsevier. Amsterdam.
Levins, R., 1968. *Evolution in changing environments*. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey.
Lodge, D.M. & J.G. Lorman 1987. Reductions in submersed macrophyte biomass and species richness by the crayfish *Orconectes rusticus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 591-597.
Lorman, J.G. & Magnuson, J.J., 1978. The role of crayfish in aquatic ecosystems. *Fisheries* 3(6): 8-10.
Mason, J.C., 1975. Crayfish production in small woodland stream. *Proc. International Symposium on Freshwater Crayfish* 2:449-479.
Morshiri, G.A. & Goldman, C.K., 1969. Estimation of assimilation efficiency in crayfish *Pacifastacus leniusculus*. *Arch. Hydrobiol.* 68(3): 298-306.
Newell,R., 1965. The role of detritus in the nutrition of two marine deposit feeders, the prosobranch *Hydrobia ulvae* and the bivalve *Macoma balthica*. *Proc. Zool. Soc. London* 144: 25-45.
Odum, W.E. 1970. Utilization of the direct grazing and plant detritus food chains by the stripped mullet *Mugil cephalus*. *In* J.H. Steele (ed.) *Marine food chains* 222-240. Oliver & Boyd, L.
Odum, E.P.& A.A. De La Cruz 1967. Particulate organic detritus in a Georgia salt-marsh ecosystem. *In* G.H. Lauff (ed.) *Estuaries*, 383-388. American Association for the Advancement of Science, Washington D.C.
Pomeroy, L.R., 1980. Detritus and its role as a food source. *In* R.K.Barnes & K.H.Mann (eds.) *Fundamentals of Aquatic Ecosystems*, 84-102. Blackwell Sc. Publ., Oxford.
Ramos, M.A. & Pereira, T.M.G., 1981. Um novo astacidae para a fauna Portugesa: *Procambarus clarkii* (Girard, 1852). *Bol. Inst. Nac. Invest. Pescas (Lisboa)* 6:37-47.
Rickett, J.D. 1974. Trophic relationships involving crayfish of the genus *Orconectes* in experimental ponds. *Prog. Fish. Cult.* 36: 207-211.
Schramm, H.L., Jr. & M.J. Maceina 1986. Distribution and diet of Suwannee bass and largemouth bass in the lower Santa Fe River, Florida. *Environ. Biol. Fish.* 15(3): 221-228.
Singh, S.B., R.K. Dey & P.V.G.K. Reddy 1976. Some additional notes on the piscivorous habits of the grass carp *Ctenopharyngodon idella*. *Aquaculture* 9: 195-198.
Zander, C.D. 1982. Feeding ecology of littoral gobid and blennioid fish of the Banyuls area (Mediterranean Sea). I Main food and trophic dimension of niche and ecotone. *Vie Milieu* 32: 1-10.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:425-432

AGE AND GROWTH OF *Micropterus salmoides* Lacepède IN FOUR SOUTHERN PORTUGUESE RESERVOIRS

F.C. Godinho[1] & M.T. Ferreira[2]
[1].*Estação Florestal Nacional. Posto Apicola , Tapada da Ajuda 1399 Lisboa, Portugal;* [2].*Departamento de Engenharia Florestal do Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda 1399 Lisboa, Portugal;*

Key words : *Micropterus salmoides*, age, growth, reservoirs, management, Portugal

ABSTRACT

The growth of *Micropterus salmoides* captured during the summer of 1990 in Pego do Altar, Santa Clara, Magos and Vale Cobrao reservoirs was determined. A variable growth was found in the four reservoirs.In the first year it was higher in Magos and V.Cobrao (presumably as a result of an efficient predation over *Lepomis gibbosus*) and in the second year in P. Altar and V. Cobrao (presumably as a result of a largest individual food abundance). At the end of the third year *M. salmoides* reached in all reservoirs more than 0.5 kg and 1 kg at the fourth year in P. Altar. The growth observed was higher than the american and european average, and similar to values found in southern U.S.A. The larger growth period existing in South Portugal is the major reason for the obtained growth values.

INTRODUCTION

The largemouth bass *Micropterus salmoides* was first introduced in Portugal in 1952 with a stock of fingerlings from the french aquaculture station of Clousioux. There had been a previous unsuccessful attempt of introduction with adults originated in the populations existing in the vulcanic Azores lagoons since 1898. At the time of the introduction the species already existed in Europe and later in Spain (1955-56), but its distribution and expansion are small and frequently restricted to cyprinicultures to control overpopulations.

In Portugal the species rapidly spread and occupied most reservoirs, especially in central and southern regions where it became very appreciated for human consumption and is presently the most valuable angling species. Following a period of expansion with large sized populations and/or individuals, the species now shows in many reservoirs depressed populations where few individuals and small sizes dominate, presumably because of overfishing and unfavourable ecological conditions. In spite of its commercial and angling value, no studies existed concerning the evolution and present state of bass populations. Mostly because of paleo-historic isolation, the portuguese southern fish fauna is characterized by a large number of endemic cyprinids and no typical ictiophagous species. Although conservationists have widely speculate about the heavy predation of black bass over endemic cyprinids, the only and recent existing studies point to preferential food habits similar to the continent of origin and consisting of the centrarchid *L. gibbosus* (pumpkinseed), the red crayfish *Procambarus clarkii* (both recently introduced in Portugal) and insects (Godinho, 1991;Godinho& Ferreira,1990;

1993). In the North-american continent the species *M.salmoides* includes a northern and a southern sub-species, respectively *M.salmoides salmoides* (Lacepède) and *M.salmoides floridanus* (Le Seur), with different thermic preferences and growth potentialities (Heidinger, 1976). However, the genetic origin of the individuals from the aquaculture was also unknown. This study is a first approach to the growth of *M.salmoides* in Portugal.

MATERIALS AND METHODS

This study was conducted in four southern reservoirs with different size, trophic state and angling interest (Table I). All of them are used mainly for irrigation purposes with high water level fluctuations along crop seasons. Fish sampling was done between May and September, in littoral areas, by electrofishing and hook-and-line fishing. Age determination was done from the annual rings of scales (Jearld, 1983). Six to twelve scales were removed from the middle region of the body side, above the lateral line and under the dorsal fin. Scales were washed with xylol for fat elimination, emmersed in 10% sodium hydroxide for a day, rinced in water and bound tighly between two slides. Besides determination of the annual marks number, the distance from focus to scale edge (Sc) and the distance from the focus to each *annuli* were measured. Total lenght (Lt) as well as total weight (Wt) were also determined for each individual. For the regression analysis between Wt and Lt, measurements were logarithmised. Determination of sex was done by gonad observation. Following Bagenal & Tesch (1978), the population medium total lenght was back-calculated and then converted to medium total weight by using the relation between the two dimensions of growth. This method is currently used to assess bass growth (Houser *et al*, 1975; Heidinger, 1976; Kilambi *et al*, 1978). Instantaneous population growth rate was determined according to Bagenal & Tesch(1978).

For the determination of the sub-species only individuals with more than 20 cm were considered and the following meristic characteristics were studied: number of scales in lateral line (LLS), number of scales above lateral line (ALLS), number of scales under lateral line (BLLS), number of facial scales (CS), number of scales in caudal peduncule (CPS) and number of '*cecci pillori*' (CP).

Table I. General characteristics of the four studied reservoirs.

	Pego do Altar	Santa Clara	Magos	Vale Cobrao
Area (ha)	655	1986	124	110
Secchi Transparency (m)	1.6	6.8	0.8	0.7
Trophic state (*)	b)	a)	c)	b)
Emergent macrophytes	reduced	reduced	abundant	reduced
Submerged macrophytes	none	abundant	reduced	reduced
Angling value (**)	medium	high	medium	low
Number of fish captured	76	67	43	53

(*) a) oligotrophic; b) mesotrophic; c) eutrophic (**) assessed by bass anglers considering number and size of individuals captured during the fishing season.

RESULTS

The characteristics studied point to the sub-species *salmoides* as the origin of portuguese largemouth bass populations (Table II). This subspecies has a much wider distribution in North-America than the subspecies *floridanus*, restricted to the southern regions (MacCrimmon *et al.* 1975) and was the likeliest to exist in France. Individuals of *M.salmoides* with 1+, 2+ and 3+ years of age were captured in all reservoirs (Figure 1). However, 0+ individuals were captured only in Magos and V.Cobrao. Two aspects are probably responsable for this result: the selectivity of the capture methods and the influence of the reservoir size. Only individuals more than 20 cm of total lenght were captured with rod and artificial bait and this method was more intensely used in S.Clara were individuals less than one year old were not captured. Common electrofishing is well known to undersample small sizes (Copp, 1989; Reynolds, 1983).Also, in small reservoirs electrofishing is more effective because small sized fishes are more easily detected.

Table II. Comparison of meristic characteristics between the two existing sub-species and the portuguese sampled population. a)Chew,1975; b)Heidinger,1976. Averages between brackets.

	M.salmoides salmoides	*M.salmoides floridanus*	Portuguese populations
LLS (a)	58-72 (64.4)	67-77 (72.1)	60-72 (65.1)
ALLS (b)	6-10	6-11	7-9 (7.9)
BLLS (b)	13-19	14-23	15-19 (17.9)
CS (b)	8-13	10-14	9-11 (10.2)
CPS (b)	23-32	24-34	27-31 (28.4)
LLS+ALLS+ BLLS+CS (b)	124-130(125.9)	135-141(136.8)	125-131(129.1)
CP (a)	13-35 (23.2)	26-53(36.8)	17-32 (24.5)

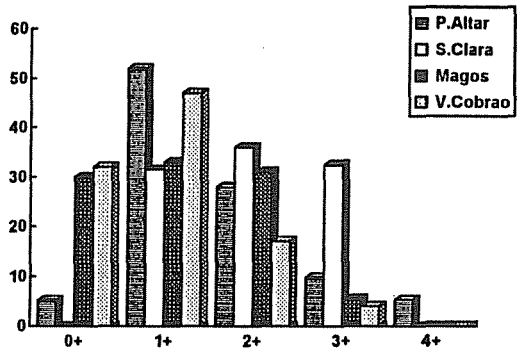


Figure 1. Age structure of the *M.salmoides* captured in the four studied reservoirs.

M.salmoides with more than four years old (4+) were captured only in P.Altar and in fact Heidinger (1976) states that the majority of a *M.salmoides* population in a reservoir has generally less than five years old. The male/female ratio in the youngest classes presented a value close to 1, decreasing in the classes 2+ and 3+

(Figure2). Individuals 4+ were exclusively feminine. As referred by Heidinger(1976) for american reservoirs, as a bass year class becomes older, the percentage of males decrease. Simple linear regression provided a good adjustement for the relation betwen Lt and Sc in all reservoirs (Table III). At the end of the first year, *M.salmoides* reached a medium lenght ranging from 13.91 to 17.03 cm, showing a highest growth in the smallest reservoirs, V.Cobrao and Magos (Table IV). Two years old *M.salmoides* presented an medium lenght ranging between 23.48 and 28.68 cm, with maximum values observed in P.Altar and V.Cobrao. At the end of the third year, medium lenght showed the smallest variation between reservoirs, with values ranging between 32.5 and 34.56 cm. Back-calculation for the fourth year could only be done for P.Altar (40.02 cm).

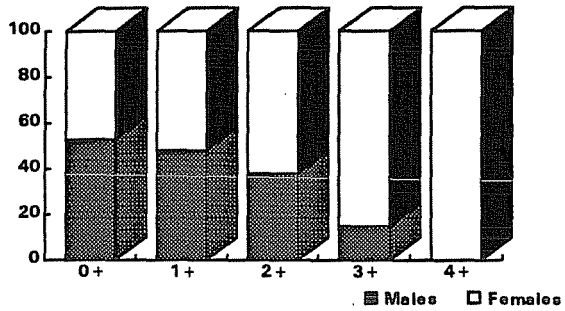


Figure 2. Sex-ratio of the *M.salmoides* captured in the four studied reservoirs.

Table III. a b and R values for the linear regressions between Lt-Sc * and ln(a), b and R values for the linear regression between ln(wt)-ln(Lt) **

	a*	ln(a)**	b*	b**	R*	R**
P. do Altar	-1.246	-4.711	2.926	3.159	0.952	0.996
S. Clara	2.805	-4.150	2.419	2.942	0.902	0.971
Magos	2.586	-4.470	2.385	3.091	0.921	0.998
V. Cobrao	1.578	-4.322	2.336	3.008	0.942	0.998

Table IV . Medium back-calculated total lenght and standard deviation for each year (cm)

YEARS	1+		2+		3+		4+	
	x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Pego do Altar	13.91	7.03	28.68	5.17	33.87	4.26	40.02	0.7
(N = 60)	(N = 27)		(N = 10)		(N = 4)			
Santa Clara	15.86	8.66	25.82	8.12	34.48	9.65		
(N = 47)	(N = 32)		(N = 15)					
Magos	17.03	10.44	23.48	7.23	32.50	0.5		
(N = 30)	(N = 15)		(N = 2)					
Vale Cobrao	16.5	12.35	28.06	2.18	34.56	4.02		
(N = 35)	(N = 10)		(N = 2)					

Simple linear regression provided a good adjustement for the relations betwen ln(Wt) and ln(Lt) in all reservoirs (Table III). Medium total weights are shown in Table V. The medium weight at the end of the first year ranged between 36.7 and 73.0 g and, at the end of the second year, between 197 and 362 g. At the end of the third year the medium lenght was higher than 500 g in all reservoirs and for the fourth year a converted weight of 1033 g was obtained for P.Altar. Population growth rate shows the highest variability and values between the first and second years (Table V).

Table V. Converted medium total weights (g) and instantaneous growth rate (g/yr) in the four reservoirs.

YEARS		I	II	III	IV
Pego do Altar	g	36.77	361.50	611.35	1033.00
	GR (g/yr)		2.29	0.53	0.53
Santa Clara	g	53.55	224.60	525.90	
	GR (g/yr)		1.43	0.86	
Magos	g	73.00	197.22	538.65	
	GR (g/yr)		0.99	1.00	
Vale Cobrao	g	60.92	300.88	563.07	
	GR (g/yr)		1.60	0.68	

DISCUSSION

The growth of *M.salmoides* in the four studied reservoirs, expressed both as medium back-calculated total lenght and weight, showed the highest values during the first year in Magos and V.Cobrao reservoirs, and in the second year in P.Altar and V.Cobrao. However, by the end of the third year, the variability of dimensions decreased in all reservoirs and all values reached more than 32 cm and 500 g. In fact, the values obtained were higher than others found in Europe and South-Africa (Heidinger,1976; Alésio, 1982), superior to the average for the north-american continent (Heidinger, 1976) and similar to values found in southern EUA, as in Lake Folsom, California (Geldern, 1975).

The growth of *M.salmoides* is dependent upon four main factors : the extent of the growth period, the type and quantity of ingested food, the genetic background of the individuals and the density of the population (Bennet, 1962; Heidinger, 1976; Weatherley & Gill, 1987). In North-America the period of growth, primarily determined by the water temperature, is pointed as the main reason for the growth differences between North and South (Bennet, 1962; Coutant, 1975; Heidinger, 1976). Growth starts with temperatures over 10 °C and reaches maximum values with temperatures over 25 °C (Coutant,1975). These temperatures occur in periods larger than 10 months in portuguese southern waters and this extended growth period is probably the major reason for the high growth rates found. These temperature regimes are similar to the ones existing in southern U.S. In face of these thermic conditions, *M.salmoides salmoides* has, according to some authors, lower temperature *optimum* and inferior growth rates when compared with the subspecies *floridanus* (Chew, 1975; Childers, 1975). The growth values obtained were also different between reservoirs. As temperature regimes and favorable

growth period are similar in all southern reservoirs and the genetic background of the portuguese populations is the same, growth differences must be associated with other factors like density of predator or preys and food availability. *M.salmoides* density is strongly related to individual space and food availability (Bennet,1962; Heidinger,1975).Also important for growth is the feeding strategy and related environmental factors, like water transparency and the abundance of shelters and submerged macrophytes, which determine the detectability, evasibility and density of preys, as discussed in Godinho & Ferreira (1990; 1993). A high water transparency permits the detection of crayfish (Crowl, 1989) a less motile and easily catchable prey while low transparency and the abundance of macrophytes and shelters favours the consumption of motile preys like insects (especially Odonata adults) and pumpkinseed. A large consumption of macropreys in the first years, especially fish, is related to bigger growth rates (Aggus & Elliot, 1975). The smallest studied reservoirs, V.Cobrao and Magos, presented the bigger growth rates by the end of the first year. These are low depth, eutrophic bodies of water (Table I), used mainly for irrigation purposes, with soft slopes and straight shorelines. The water level variation greatly reduces water surface and volume, increasing the conspicuousness between predator and preys and favouring an efficient predation (Keith, 1975). Diets of individuals smaller than 20 cm from V.Cobrao and Magos included the largest fish components (Godinho,1991; Godinho & Ferreira, 1990; 1993). Pego do Altar has also high water fluctuations but its greater depth and area do not result in this promiscuity between predator and preys. Larger growths can also be related to low densities of *M.salmoides*(Weatherley and Gill, 1987) resulting in a proporcional increase of individual food availability, which most probably occurred in V.Cobrao and P.Altar during the second year of *M.salmoides*. Both reservoirs present a small number of small sized individuals captured and medium to small bass densities.

S.Clara is the only reservoir that presents high angling value and a well established population with abundant large sizes (>35 cm). The high density of the species could imply an increase in intraspecific competition and a lower growth rate, which nontheless reached 0.86 g/year between the second and third years. S.Clara reservoir presents quite favourable ecological conditions for bass, including small water level fluctuations, high water transparency favouring sight preying, abundance of submerged vegetation that provides hidings during predation, insect food for early life stages of basses and protection for larvae and fingerlings. Nests are frequently made near submerged vegetation (Bruno *et al*, 1990). Less suspended matter is also important for nesting and egg survival (O'Brien, 1990). Magos reservoir presents moderate bass density, but only a small number of large sized individuals are captured by anglers. Angling pressure is quite strong because of Lisbon proximity and probably results in overfishing. Also, this is a reservoir presenting eutrophication problems with strong and erratic water level fluctuations, and bass captures vary greatly between years and within the same year. Southern portuguese waters present excellent potentialities for bass growth, although the ecological characteristics of most reservoirs can be partially unfavorable because of the excessive turbidity, strong water level fluctuations, unstructured shorelines and eutrophication, also pointed by O'Brien as existing in many north-american southern reservoirs. However, the high growth values found in Portugal are frequently associated with depressed populations with few individuals of large sizes, as expressed by the low angling value of these reservoirs. In 1981, the total biomass of

largemouth in P.Altar following a total dry-out was 0.33 kg/ha, a small value when compare to the average of 10 kg/ha (range 0.1-59.4 kg/ha) for 173 north-american reservoirs refered by Jenkins (1975).

Selective overfishing by the always increasing number of bass anglers has most probably decreased large sized basses (>20 cm) and promoted the increase of pumpkinseed populations. 'Stunted' populations of pumpkinseed have been observed to coexist in many reservoirs with depressed bass populations by one of the authors (F.G.). This species shows a considerable trophic overlap with small sized *M.salmoides*, as observed by Jimenez (1989) in central Spain. According to some authors (e.g. Bennet, 1962) pumpkinseed also consumes bass eggs, although studies in Portugal (Domingos & Costa, 1987) and Spain (Jimenez, 1989) do not completely support this idea. Largemouth bass is already the most important fish resource in southern portuguese reservoirs and growth potentialities found in this study justify the implement of fish and reservoir management directives that are virtually nonexistant in the present. Immediate measures for reservoirs with depressed populations could be the limitation of the number of captures per angler per day. However, the studies recently conducted emphasize the importance of the ecological particularities of each reservoir for bass biology and populations namely in what concerns food habits, feeding strategy and growth (Godinho, 1991; Godinho & Ferreira 1990, 1993). Besides immediate measures, a dynamic management strategy must be developped for each reservoir considering the respective multiple usage in course and according to the previous study of relevant limnogical characteristics.

REFERENCES

Aggus,GL.&G.V.Elliot(1975).Effects of cover and food on year-class strenght of Largemouth bass.In Black Bass Biology and Management. Sport Fishing Institute, Washington D. C.:317-322.

Bagenal,T.&F.Tesch (1978). Age and Growth. In Methods for Assessment of Fish Production in Fresh waters, 3 ª edição. Blackwell Scientific Publications. London.

Alésio,G.(1982). O black bass *Micropterus salmoides* nas aguas italianas.Bull. Fr.de Pisciculture, 292 : 1 - 17.

Bennet,G.W.(1962). Management of artificial lakes and ponds. Reinhold Publishing Corporation. New York.

Bruno,N.,R.Gregory&Schramm,H.(1990). Nest sites used by radio-tagged largemouth bass in Orange lake, Florida.North American Journal of Fisheries Management.10 : 80-84.

Chew,R.(1975). The Florida largemouth bass. In Black Bass Biology and Management. Sport Fishing Institute, Washington D. C. : 450 - 458.

Childers,W.(1975). Bass genetics as applied to culture and management. In Black Bass Biology and Management.Sport Fishing Institute, Washington D.C.:362-373.

Copp,G.(1989).Electrofishing for fish larvae and 0+ juveniles:equipement modifications for increased efficiency with short fishes. Aquaculture and Fisheries Management, 20 : 453-462.

Coutant,C.C.(1975). Response of bass to natural and artificial temperature regimes.In Black Bass Biology and Management. Sport Fishing Institute, Washington D. C.:272-285.

Crowl,A.(1989).Effects of crayfish size, orientation and movement on the reactive distance of largemouth bass foraging in clear and turbid water.Hydrobiologia 183:133-140.

Domingos,F.&M.Costa (1987). Contribuição para o estudo da ecologia da perca sol, *Lepomis gibbosus* (L., 1758). II Congresso sobre o Alentejo:237-242.

Geldern,C.(1975). Largemouth bass and threadfin shad in California. In Black Bass Biology and Management. Sport Fishing Institute, Washington D.C.:436-449.

Godinho,F.&M.Ferreira(1990). Hábitos alimentares do achigã *Micropterus salmoides* (Lacepède) nas albufeiras Pego do Altar e Santa Clara. II Congresso Florestal Nacional. Porto. (in press).

Godinho,F.C.(1991).Etologia trofica e crescimento de *Micropterus salmoides* (Lacepède) nas albufeiras de Pego do Altar, Santa Clara, Magos e Vale Cobrao. Tese de licenciatura.

Godinho,F.C.&M.T.Ferreira(1993).Diet composition of largemouth black bass *Micropterus salmoides* Lacepède in southern Portugal : its relation to habitat characteristics. (submitted to Aquaculture and Fisheries Management).

Heidinger,R.C.(1975).Life history and biology of the largemouth bass.In Black Bass Biology and Management. Sport Fishing Institute, Washington D. C.:11-20.

Heidinger,R.C.(1976). Synopsis of Biological Data on the Largemouth Bass. F.A.O., Fisheries Synopsis n° 115.

Houser,A.&W.Rainwater(1975).Production of largemouth bass in Beaver and Bull Shoals lakes.In Black Bass Biology and Management. Sport Fishing Institute, Washington D. C.:506-512.

Jearld,A.(1983).Age determination. In Fisheries Techniques. Nielsen,L. & Johnson,D. ed. American Fisheries Society

Jenkins,R.M.(1975). Black bass crops and species associations in reservoirs. In Black Bass Biology and Management. Sport Fishing Institute,Washington D.C.: 114 - 124

Jiménez,A.J.(1989).Hábitos alimenticios de *Micropterus salmoides* (Pisces:Centrarchidae), *Lepomis gibbosus* (Pisces:Centrarchidae) y *Gambusia affinis* (Pisces:Poeciliidae) en las orillas del embalse de Proserpina (Extremadura, Espana). Limnética, 5:13-20.

Keast,A.(1978). Feeding interrelations between age-groups of punkinseed (*Lepomis gibbosus*) and comparisons with bluegill (*L.macrochirus*). J. Fish. Res. Bd. Can., 35:12-27.

Keith, W.(1975).Management by water level manipulation. In Black Bass Biology and Management. Sport Fishing Institute, Washington, D.C.: 489-497.

Kilambi,R.,J.Adams&W.Wickizer(1978).Effects of Cage Culture on Growth, Abundance and Survival of Resident Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*).J. Fish. Res. Bd. Can.,35 57-160.

MacCrimmon,H.R.&Robbins,W.H.(1975).Distribution of the black basses in North America. In Black Bass Biology and Management. Sport Fishing Institute, Washington, D.C.: 56-66.

O'Brien,W.(1990).Perspectives on Fish in Reservoir Limnology. In Reservoir Limnology. Wiley-Interscience, New York.

Reynolds,J.(1983).Electrofishing.In Fisheries Techniques. Nielsen,L. & Johnson,D. ed. American Fisheries Society.

Weatherley,A.&H.Gill.(1987). The Biology of Fish Growth. Academic Press, London.

Actas VI Congreso Español de Limnología
Granada, Mayo de 1993:433-439

ECOLOGIA DEL FARTET, *APHANIUS IBERUS* (CYPRINODONTIDAE), EN LAS MARISMAS DEL ALTO AMPURDAN

E. García-Berthou, D. Boix y R. Moreno-Amich
Institut d'Ecologia Aquàtica y Laboratori d'Ictiologia, Universitat de Girona. Pl. Hospital, 6. 17071 Girona

Palabras clave: *Aphanius iberus*, Cyprinodontidae, laguna costera, marisma, Alto Ampurdán.

ABSTRACT

The ecology of the cyprinodontid fish *Aphanius iberus* in the coastal lagoons La Rubina (Alt Empordà marshes) was studied. The physico-chemical characteristics of the lagoons are the usual of the not-controlled Mediterranean coastal lagoons. Salinity is very changing, higher than that of the sea in summer, and during the storms there are vertical stratifications little stable, related to salinity gradients. The fish assemblage is dominated by euryhaline permanent species, with few marine temporal species.

The reproductive and growth traits of this *A. iberus* population are very similar to those described for the Guadalquivir marshes population, while the differences on the age and growth of the Ebro delta population were attributed to bias in age estimation in that work.

The population dynamics of this species is very determined by its population structure dominated by the first age group (96% of individuals 0+ in winter). Thus, there are strong seasonal variations of population size, less marked for the biomass because of the individual growth balance. The production estimates agree with those of similar environments, while the turnover ratio is higher than for most fish, according to the *r* strategy of this species.

INTRODUCCION

La ecología de las marismas del Alto Ampurdán se conoce notablemente (ver revisión en Sargatal y Fèlix eds., 1989), pero los estudios limnológicos se han centrado hasta ahora básicamente en la laguna profunda meromíctica de La Massona (Armengol *et al.*, 1981; López *et al.*, 1984; Riera y Abella, 1986; Domínguez-Planella *et al.*, 1987; Riera *et al.*, 1987; Riera y Abella, 1989), con excepción de algunos en el río Muga (Peñuelas, 1984) y en arrozales (Ribas-de-Pouplana *et al.*, 1986). No conocemos trabajos sobre otras lagunas de esta zona, protegida legalmente en buena parte, que no sean de La Massona.

Los estudios ictiológicos en estas marismas se habían limitado a contribuciones faunísticas (Sostoa A., 1983; Sostoa F.J., 1984; Moreno-Amich, 1989; García-Berthou y Moreno-Amich, 1991a; Sostoa A. *et al.*, 1990), no conociéndose estudios propiamente ecológicos.

Este trabajo es parte de un estudio (García-Berthou, 1990; García-Berthou y Moreno-Amich, 1991b) sobre la ecología del fartet, *Aphanius iberus* (Cuv. y Val.) (Cyprinodontidae) en la laguna La Rubina meridional (marismas del Alto Ampurdán), las cuales constituyen la población más septentrional de esta especie íctica (García-Berthou y Moreno-Amich, 1991a). *A. iberus* es una especie considerada en peligro de extinción por ICONA ed. (1986), y está protegida por los gobiernos autónomos catalán y valenciano. Deseamos que este estudio pueda contribuir a la gestión del fartet y de estas lagunas, las cuales están justo fuera del término del Parque Natural Aiguamolls de l'Empordà.

MATERIAL Y METODOS

Las lagunas (Fig. 1) se muestrearon durante un período anual desde febrero de 1989, tomándose medidas de algunas variables limnológicas básicas siempre en los mismos puntos de las dos lagunas.

Como es habitual en este tipo de sistemas, a causa de la elevada salinidad, no se puede utilizar la pesca eléctrica para el muestreo ictiológico. Por ello se usaron salabres de luz de malla de 9,0 mm (boca 40 x 38 cm). El muestreo para el estudio de la reproducción se realizó paralelamente al de la limnología en la laguna meridional. La laguna septentrional se muestreó mucho menos intensamente.

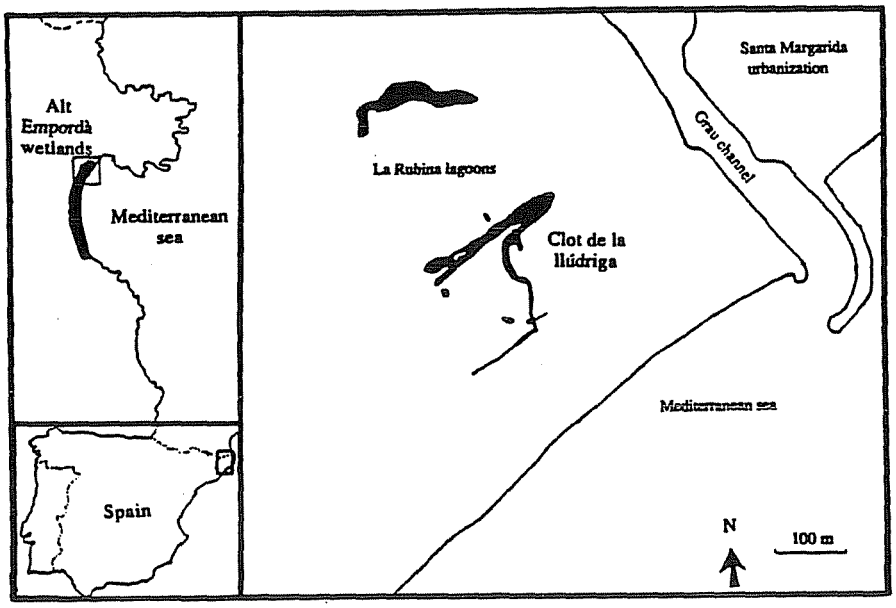


Fig. 1. Localización de la zona estudiada.

La metodología de procesamiento de los ejemplares en el laboratorio, y las características de edad y crecimiento están descritas en García-Berthou y Moreno-Amich (1991b).

Para el estudio de la demografía y producción se aplicó el método *removal* (Seber, 1982), cerrándose la zona muestreada con redes, y efectuando pesca con salabres entre dos personas. El método *removal* es un método de captura-esfuerzo para poblaciones cerradas y esfuerzo de muestreo constante. Estos métodos se basan en estudiar como disminuyen las capturas sucesivas por unidad de esfuerzo al disminuir el tamaño de la población. Para las estimas de producción y parámetros relacionados se ha seguido la metodología descrita en Chapman (1978).

RESULTADOS Y DISCUSION

Las características físico-químicas de las lagunas La Rubina son las típicas de la lagunas costeras mediterraneas no controladas directamente por el hombre (Fig. 2 y 3). La salinidad es muy variable, superando en verano a la del mar, y durante los temporales (básicamente en primavera y otoño) se producen estratificaciones verticales poco estables, asociadas a gradientes de salinidad. La variación del pH concuerda con el ciclo de producción de *Ruppia* sp. (Menéndez y Comín, 1989), abundante en la laguna. La salinidad es significativamente más elevada en laguna occidental, probablemente a causa de mayor influencia marina subterráneamente a través del canal Grau.

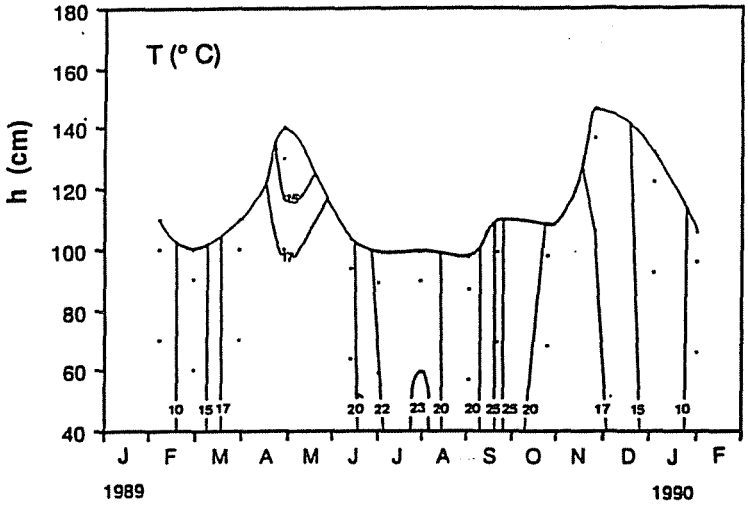


Fig. 2. Variación estacional de la temperatura en la laguna La Rubina meridional.

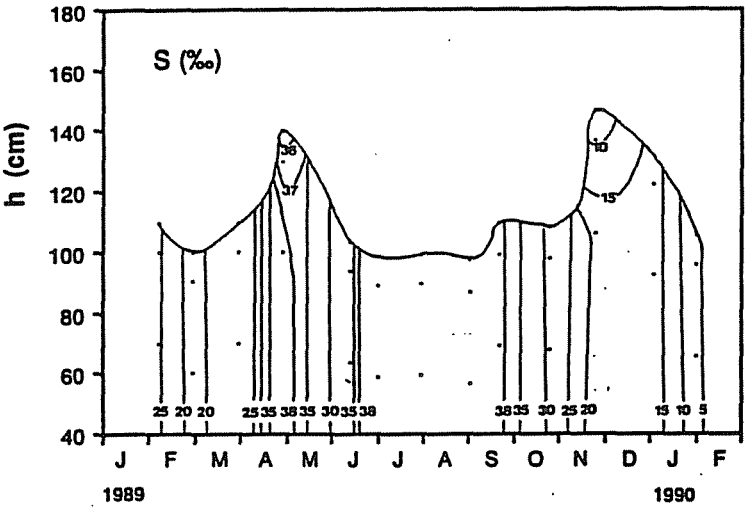


Fig. 3. Variación estacional de la salinidad en la laguna La Rubina meridional.

El régimen hidrológico ejerce un papel preponderante en el establecimiento de la comunidad íctica de las marismas mediterraneas (e.g. Hervé y Bruslé, 1981; Chauvet y Foucault, 1989). La comunidad íctica está dominada por especies eurihalinas sedentarias: *A. iberus* y con menor abundancia el góbido *Pomatoschistus microps* (Krøyer). El pejerrey, *Atherina boyeri* Risso, que es una especie marina litoral frecuente en aguas salobres, mostraba una abundancia similar a la del fartet durante primavera y verano, no habiendo sido detectado durante el resto del año. Esto concuerda con las importantes mortalidades invernales descritas para los juveniles de esta especie en Gran Bretaña (Henderson *et al.*, 1988). La anguila *Anguilla anguilla* (L.) sólo ha sido capturada esporádicamente debido al método de muestreo (fundamentalmente salabres). La menor presencia de especies marinas (*A. boyeri* y *A. anguilla*) en la laguna occidental (donde sólo se ha detectado *A. iberus* y *P. microps*) a pesar de su mayor salinidad concuerda con su mayor distancia al mar.

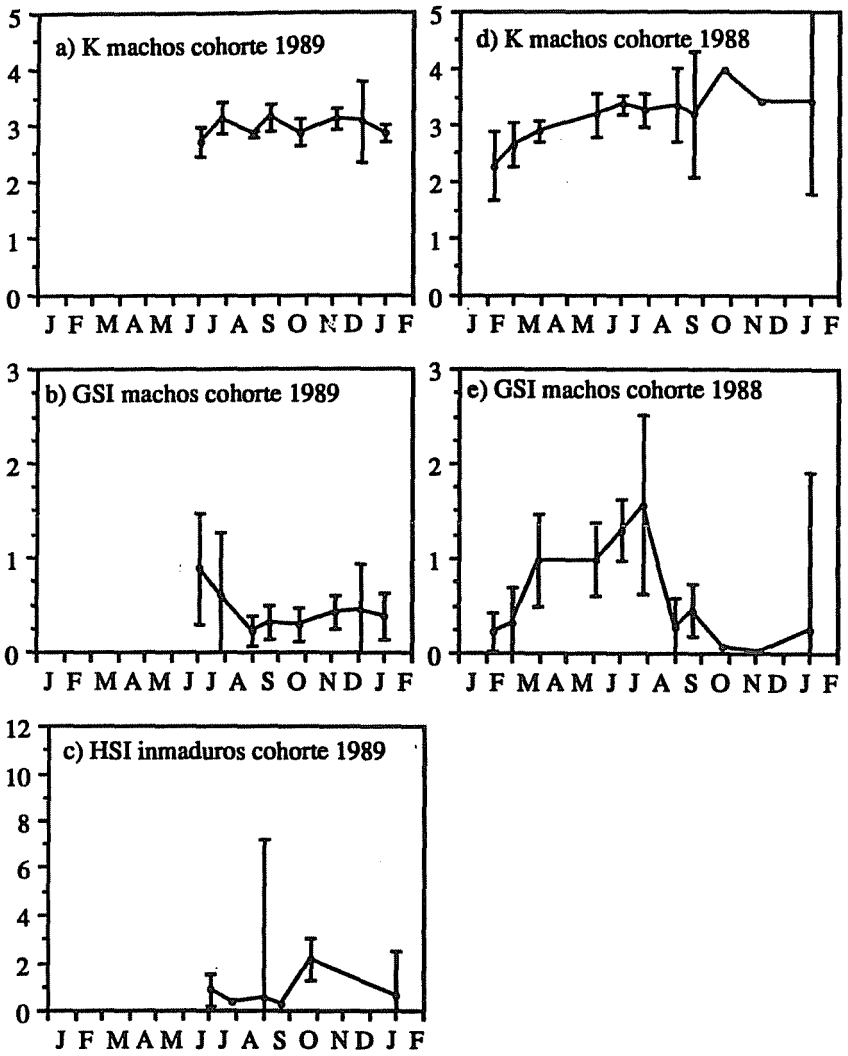


Fig. 4. Variación estacional de los índices biológicos (K, factor de condición; HSI, índice hepatosomático; GSI, índice gonadosomático) para los machos e immaduros de las cohortes de fartet.

Las características de crecimiento de esta población de fartet son muy similares a las descritas para las marismas del Guadalquivir (Fernández-Delgado *et al.*, 1988), cuya población corresponde al otro extremo latitudinal de la distribución geográfica de la especie. La longevidad máxima observada es también de 2 años tanto para machos como para hembras. Las diferencias en el patrón de edad y crecimiento respecto a la población del delta del Ebro, estudiada por Sostoa (1983) y Sostoa (1984), son atribuidas a sesgos en la estimación de la edad de aquellos trabajos.

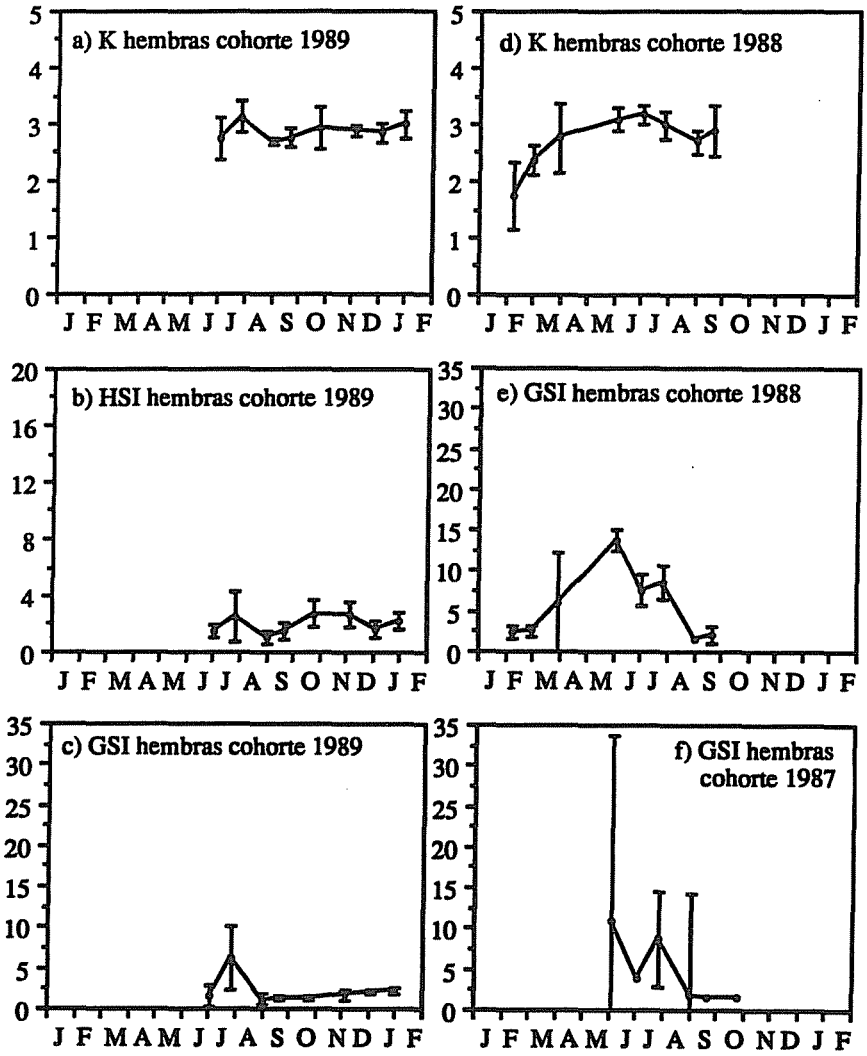


Fig. 5. Variación estacional de los índices biológicos (K, factor de condición; HSI, índice hepatosomático; GSI, índice gonadosomático) para las cohortes de hembras de fartet.

El crecimiento absoluto de la población de fartet estudiada parece similar al de la del delta del Ebro, y ambos claramente inferiores a la población del Guadalquivir, si bien las distintas metodologías de los trabajos impiden un análisis estadístico.

Las características reproductivas de esta población de fartet (Fig. 4 y 5) son también parecidas a las descritas para las marismas del Guadalquivir. Los individuos 1+ y 2+ se reproducen básicamente durante la primavera y principios de verano, mientras que su descendencia se reproduce en el mismo verano a los pocos meses de vida. El fartet es una especie iterópara, es decir que se reproduce

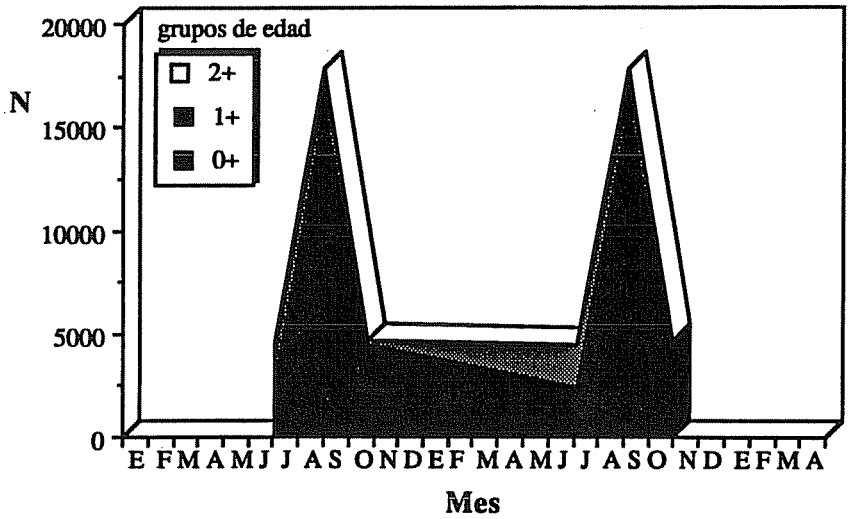


Fig. 6. Reconstrucción de la variación estacional del tamaño poblacional de *A. iberus* en la laguna La Rubina meridional.

habitualmente más de un año, y de puesta múltiple, es decir, que fracciona los huevos que pone en un año en varias puestas durante un período relativamente largo de tiempo. Esta estrategia de puesta múltiple que también muestran otras especies de la laguna (*P. microps* y *A. boyeri*) es característica de especies de pequeño tamaño y de ambientes fluctuantes como el estudiado.

La demografía de esta especie (Fig. 6) está muy determinada por su estructura poblacional, dominada por el primer grupo de edad (96% de individuos 0+ en invierno). De este modo, se observan fuertes variaciones del tamaño poblacional a lo largo del año, más atenuadas si se considera la biomasa debido a la compensación por el crecimiento individual.

Las estimas de producción de la población de fartet concuerdan con las de sistemas similares, que en general son inferiores a 15 g m^{-2} $año^{-1}$ para la comunidad entera (Chapman, 1978). La tasa de renovación (3,12 $año^{-1}$) es muy elevada, en comparación a la de la mayoría de especies ícticas (inferior a 2,5 $año^{-1}$), como es propio de una especie muy asociada a la estrategia de la *r*.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado durante una Beca F.I. (al primer autor) de la Direcció General d'Universitats (Dep. d'Ensenyament) de la Generalitat de Catalunya, fue parcialmente financiado por la Comissió Interdepartamental de Recerca i Innovació Tecnològica (AR88/81, CIRIT) de la Generalitat de Catalunya, y recibió un premio de la Institució Catalana d'Història Natural (filial del Institut d'Estudis Catalans). Deseamos expresar nuestro agradecimiento a todas las personas que contribuyeron a la realización del estudio.

REFERENCIAS

Armengol, J., F.A. Comín y P. López. 1981. Balance térmico anual de la laguna de La Massona (Alt Empordà, Girona). *Actas I Congreso Español de Limnología* (Barcelona): 7-16.

Chapman, D.W. 1978. Production in Fish Populations. *pp.* 5-25 *en* Gerking, S.D. (ed.) *Ecology of freshwater fish production.* Blackwell Scientific Publications, Oxford, 520 pp.

Chauvet, C. y B. Foucault. 1989. Indice d'abondance des poissons immigrants marins dans l'étang de Canet-St. Nazaire. Importance halieutique du grau (structure et gestion). *Congrès Soc. Zoologique de France* (Perpignan): 38.

Domínguez-Planella, A., X.G. Riera, L. Polo y C.A. Abellà. 1987. Interrelación entre el mixolimnion y monimolimnion en la laguna costera La Massona (Girona). *Limnetica*, 3 (2): 219-226.

Fernández-Delgado, C., J.A. Hernando, M. Herrera y M. Bellido. 1988. Age, growth and reproduction of *Aphanius iberus* (Cuv. & Val., 1846) in the lower reaches of the Guadalquivir river (south-west Spain). *Freshwater Biology*, 20: 227-234.

García-Berthou, E. 1990. Ecologia del fartet, *Aphanius iberus* (Cyprinodontidae), als Aiguamolls de l'Alt Empordà. MSc. Thesis, Univ. Autònoma de Barcelona, Girona. 131 pp.

García-Berthou, E. y R. Moreno-Amich. 1991a. New records of *Aphanius iberus* (Pisces: Cyprinodontidae) and review of the geographical distribution of Cyprinodontiform fishes in Catalonia (NE-Spain). *Scientia gerundensis* 17: in press.

García-Berthou, E. y R. Moreno-Amich. 1991b. Age and growth of an Iberian cyprinodont, *Aphanius iberus* (Cuv. & Val.), in its most northerly population. *J. Fish Biol.*: in press.

Henderson, P.A., R.H.A. Holmes y R.N. Bamber. 1988. Size-selective overwintering mortality in the sand smelt, *Atherina boyeri* Risso, and its role in population regulation. *J. Fish Biol.* 33: 221-233.

Hervé, P. y J. Bruslé. 1981. L'étang de Canet-Saint-Nazaire (P.O.). Écologie générale et ichthyofaune. *Vie et Milieu* 31 (1): 17-25.

ICONA (ed.). 1986. *Lista roja de los vertebrados de España*. Publ. Min. Agric., Pesca y Aliment., Madrid. 400 pp.

López, P., J. Armengol y F.A. Comín. 1984. Variación anual de las características químicas en la laguna de la Massona. *Limnetica* 1: 1-8.

Menéndez, M. y F.A. Comín. 1989. Seasonal patterns of biomass variation of *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande and *Potamogeton pectinatus* L. in a coastal lagoon. *Scient. Mar.* 53 (2-3): 633-638.

Moreno-Amich, R. 1989. Els peixos d'aigua dolça i salabrosa. *pp.* 241-250 *en* Sargatal, J. y J. Fèlix (eds.) *Els Aiguamolls de l'Empordà. Aspectes ecològics, històrics i socials del Parc Natural.* Ed. Art-3, Figueres. 376 pp.

Peñuelas, J. 1984. Vegetación briofítica acuática del río Muga y sus afluentes (Gerona). *Limnetica* 1: 153-158.

Ribas-de-Pouplana, L., C.A. Abella y R. Moreno-Amich. 1986. Limnology of a rice filed: a case approach to «aiguamolls de l'Alt Empordà» (Girona, Catalonia). *Scientia gerundensis* 12: 113-122.

Riera, X.G. y C.A. Abella. 1986. Dinàmica anual de les poblacions de bacteris fototròfics de la llacuna costanera de la Massona (Alt Empordà, Girona). *Scientia gerundensis* 12: 35-48.

Riera, X.G. y C.A. Abella. 1989. Limnologia de les llacunes costaneres. Factors físico-químics i biològics de les aigües. *pp.* 337-345 *en* Sargatal, J. y J. Fèlix (eds.) *Els Aiguamolls de l'Empordà. Aspectes ecològics, històrics i socials del Parc Natural.* Editorial Art-3, Figueres. 376 pp.

Riera, X.G., A. Domínguez-Planella, L. Polo, R. Moreno-Amich y C.A. Abella. 1987. Dinàmica de la meromixis de la laguna costera de la Massona (Alt Empordà, Girona), ciclo anual e intrusiones marinas. *Actas IV Congreso Español de Limnología* (Sevilla): 55-64.

Sargatal, J. y J. Fèlix (eds.). 1989. *Els Aiguamolls de l'Empordà. Aspectes ecològics, històrics i socials del Parc Natural.* Ed. Art-3, Figueres. 376 pp.

Seber, G.A.F. 1982. *The estimation of animal abundance and related parameters.* Charles Griffin & Company Ltd., London y High Wycombe. 654 pp.

Sostoa, A. de. 1983. *Las comunidades de peces del Delta del Ebro.* Tesi doctoral, Univ. de Barcelona. 622 pp.

Sostoa, A. de, R. Allué, C. Bas, J.M. Camarasa, F. Casals, J. Casaponsa, M. del Castillo, I. Doadrio, J.V. Fernández, R. Franquesa, D. Lloris, J. Lobón-Cervià, J. Matallanas, R. Muñoz, F.J. de Sostoa y D. Vinyoles. 1990. *Història Natural dels Països Catalans. 11. Peixos.* Enciclopèdia Catalana, Barcelona. 487 pp.

Sostoa, F.J. de. 1984. *Biología de* Aphanius iberus *(Cuv. et Val., 1846) en el Delta del Ebro (NE Ibérico).* Tesi de llicenciatura, Univ. de Barcelona. 223 pp.