EFECTOS DEL EMBALSE DE «PINILLA» (MADRID) SOBRE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTICOS DEL RIO LOZOYA

DIEGO GARCIA DE JALON LASTRA
INGENIERO DE MONTES
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA Y ENTOMOLOGIA
E.T.S.I. DE MONTES
UNIVERSIDAD POLITECNICA DE MADRID

INTRODUCCION

Aunque podemos hablar de una contaminación natural de las aguas (HUEG, 1951; HYNES, 1960), no hay duda que la actividad humana es hoy en día la causa más importante de la degradación ambiental. Es, pues, necesario conocer todos los impactos antropogénicos para poder evaluar los desequilibrios ecológicos que en nuestro entorno provocan.

La importancia que los ecosistemas fluviales tienen en la Ordenación del Territorio ha sido resaltada (GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, 1978; GARCÍA DE JALÓN, 1978) como vías de drenaje de los ecosistemas terrestres, y ello está íntimamente relacionado con la eliminación de sus residuos o contaminantes, es decir, con los stocks que los sistemas terrestres, por estar explotados y mal aprovechados, producen y no son capaces de autoabsorber.

El propósito de este trabajo es estudiar los efectos que el embalse de la Pinilla (Madrid) produce en el ecosistema río Lozoya, a través de las comunidades de macroinvertebrados bénticos (CUMMIS, 1975). Estas comunidades han sido consideradas, por la mayoría de los autores, como óptimos indicadores de la calidad de las aguas (HELLAWELL, 1977). Además, dentro de ellas existen taxocenosis, tales como la de los *Trichoptera* (Insecta), que por tener un espectro ecológico muy amplio son, de por sí, indicadoras de todo el ecosistema río.

R. SÁNCHEZ-GARRIDO (1974), en su trabajo sobre los efectos de los embalses, no considera suficientemente los efectos ecológicos en las comunidades animales situadas aguas abajo de éstos, pero pienso que el tema requiere una cierta atención, por razones no solamente ecológicas, pues las presas suelen estar ubicadas en ríos donde la pesca tiene importancia económica, como es el caso.

Diversos autores han estudiado los efectos de los embalses en las faunas bénticas: PFIZER (1954), PEARSON et al. (1968), HOFFMAN & KILAMBI (1970), LEHMKUHL (1972), WARD (1974, 1976 a, b, c).

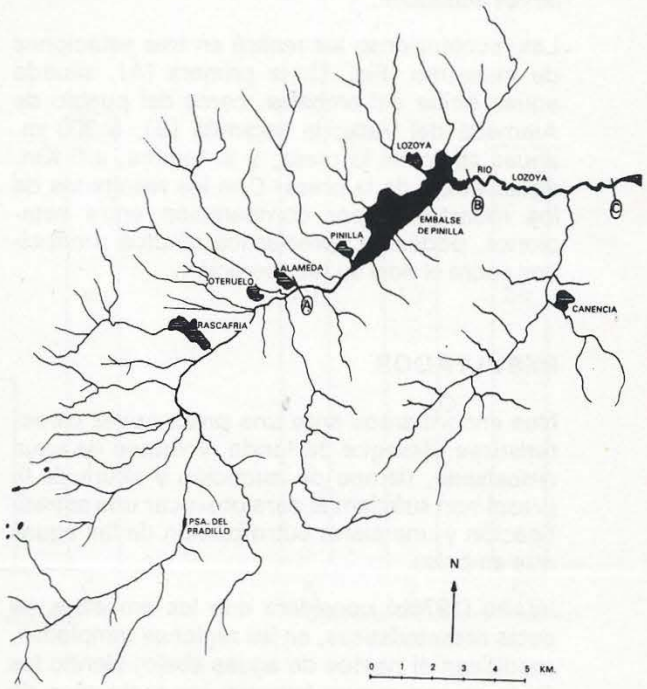

Fig. 1. Situación de las estaciones en la zona de trabajo.

GARCIA DE JALON, D. 1981. Efectos del embalse de Pinilla (Madrid) sobre las comunidades macroinvertebradas bénticas del río Lozoya. *Boletín Estación Central de Ecología* 17: 47-52.

Foto 1. Estación A: aguas arriba del Embalse de la Pinilla, a la altura de Alameda del Valle.

Foto 2. Estación B: situada a 300 metros aguas abajo de la presa.

MATERIAL Y METODOS

Este trabajo se basa en una serie de recolecciones que he realizado durante un ciclo anual completo (1977-78) en el río Lozoya (GARCÍA DE JALÓN, 1979). Los muestreos fueron realizados según el «kicking method» de MACAN (1958), y cuyas ventajas describe HYNES (1970).

Además, se realizaron capturas de adultos aéreos, mediante mangueo y con trampas de luz, para comprobar las determinaciones de sus larvas acuáticas.

Las recolecciones las realicé en tres estaciones de muestreo (Fig. 1): la primera (A), situada aguas arriba del embalse, cerca del pueblo de Alameda del Valle; la segunda (B), a 300 m. aguas abajo de la presa, y la tercera, a 6 Km. aguas abajo de la presa. Con los resultados de los muestreos, por comparación entre estaciones, podemos apreciar los efectos producidos sobre el río y su recuperación.

RESULTADOS

Nos encontramos ante una presa cuyas características (desagüe de fondo, volumen de agua embalsada, tiempo de retención y altura de la presa) son suficientes para provocar una estratificación y una cierta eutrofización de las aguas que embalsa.

WARD (1976b) considera que los embalses de estas características, en las regiones templadas, modifican el bentos de aguas abajo, siendo los factores con mayor impacto los regímenes de caudal y de temperatura. Sin embargo, creo que en el caso de la Pinilla y sobre todo en la estación situada inmediatamente debajo de la presa (B), la sedimentación y el efecto abrasivo de la gran cantidad de partículas finas que salen del embalse arrastradas por la corriente es fundamental.

El resultado final del impacto del embalse es una reducción de la población total de macroinvertebrados y una profunda modificación de la estructura de las comunidades (Figs. 2 y 3).

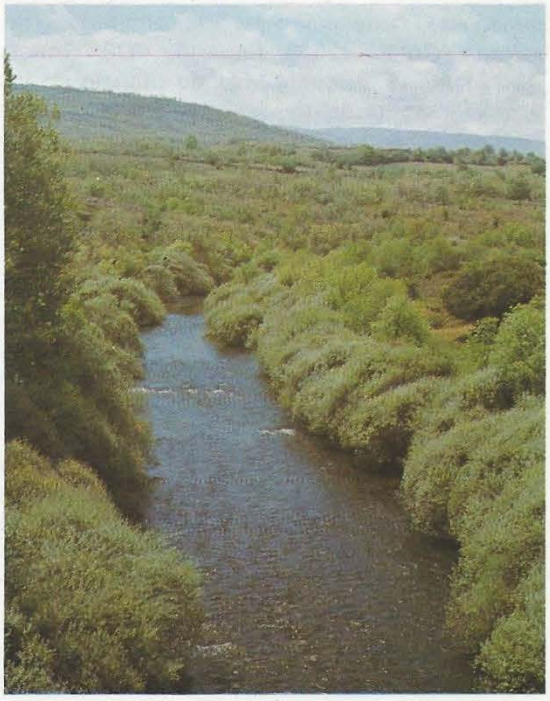

Foto 3. Estación C: ubicada 6 kilómetros aguas abajo de la presa.

Arrastre de partículas. — La abundancia de pequeñas partículas arrastradas provoca que los animales colectores dominen sobre los detritívoros y herbívoros (Fig. 3a), situación que se mantiene en la estación C. En la estación B la mortandad provocada por las partículas arrastradas sustituye a la predación en la limitación de las poblaciones.

Las partículas se depositan en el fondo, produciendo una homogeneización del mosaico de microhábitats existentes en el lecho fluvial de la estación B, impidiendo el crecimiento de algas sujetas al substrato, y rellenando los intersticios hiporreicos. Con ello se aterran las puestas de huevos de muchas especies que utilizan estos microhábitats para ello, e impiden el desarrollo de las larvas que necesitan éstos como refugio frente a predadores, altas temperaturas y sequías.

Caudal. — La regulación del régimen de caudal hace que se eviten las grandes crecidas y las sequías. Esta relativa constancia conduce a una estabilización del lecho y de las orillas, cuya consecuencia es el desarrollo de una vegetación acuática y ripícola, respectivamente. La vegetación acuática se reduce casi exclusivamente a macrófitas, ya que las algas bénticas quedan cubiertas por los sedimentos. El incremento de la vegetación ripícola proporciona lugares para la oviposición y el descanso de los adultos aéreos con larvas acuáticas, así como provee de un aporte continuo de materiales alóctonos (detritus vegetales y animales terrestres). En definitiva, la regulación del caudal provoca unas condiciones semejantes a las de los ríos más maduros, es decir, análogas a las de los tramos bajos de éstos (zona de ciprínidos). Hecho que se corresponde con la estructura taxonómica de la estación B (Fig. 3b), donde las especies de *Plecoptera* han desaparecido, mientras que las de *Ephemeroptera* dominan.

Temperaturas. — La modificación del régimen de temperaturas produce: *a)* una constancia térmica a lo largo del año; *b)* una constancia térmica diaria; *c)* un enfriamiento estival; *d)* un retraso de las temperaturas máximas estivales.

La constancia térmica anual conduce a un descenso de la riqueza faunística (Fig. 2) al impedir la superposición temporal de nichos, y así las especies que vuelan en primavera no son sustituidas en el río por las que vuelan en otoño, ya que las temperaturas siguen favoreciendo a las primeras, que, por competencia, excluyen a las segundas. La constancia estacional térmica anula sus variaciones bruscas, tan necesarias para la eclosión de muchas especies.

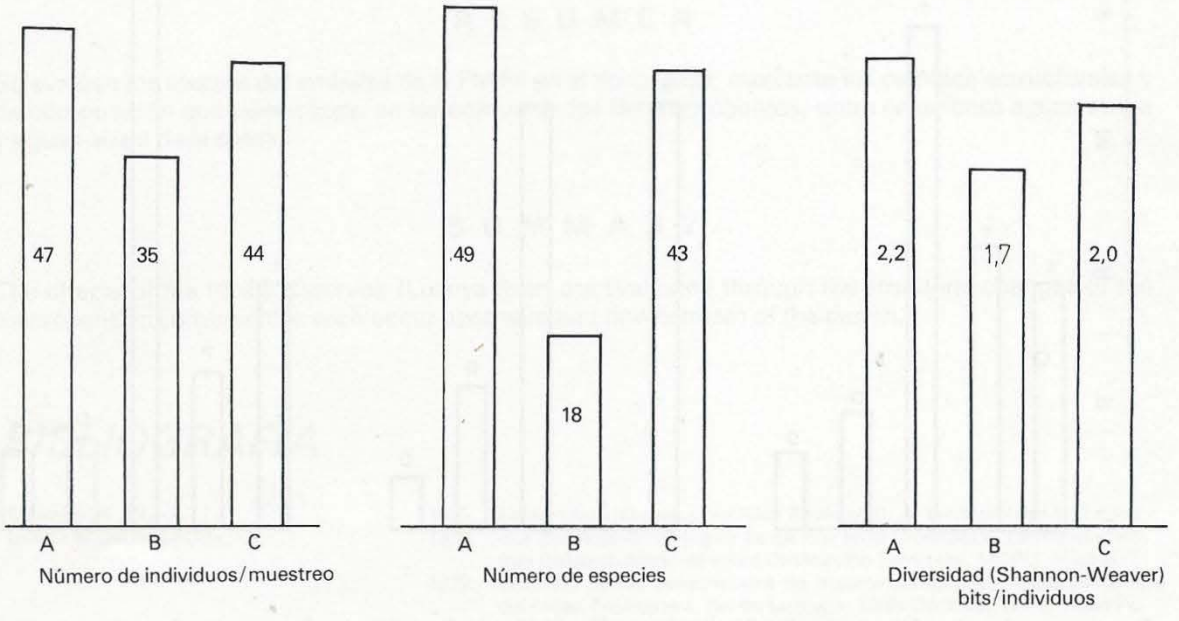

Figura número 2. — Número de individuos por muestreo, número de especies y diversidades según estaciones.

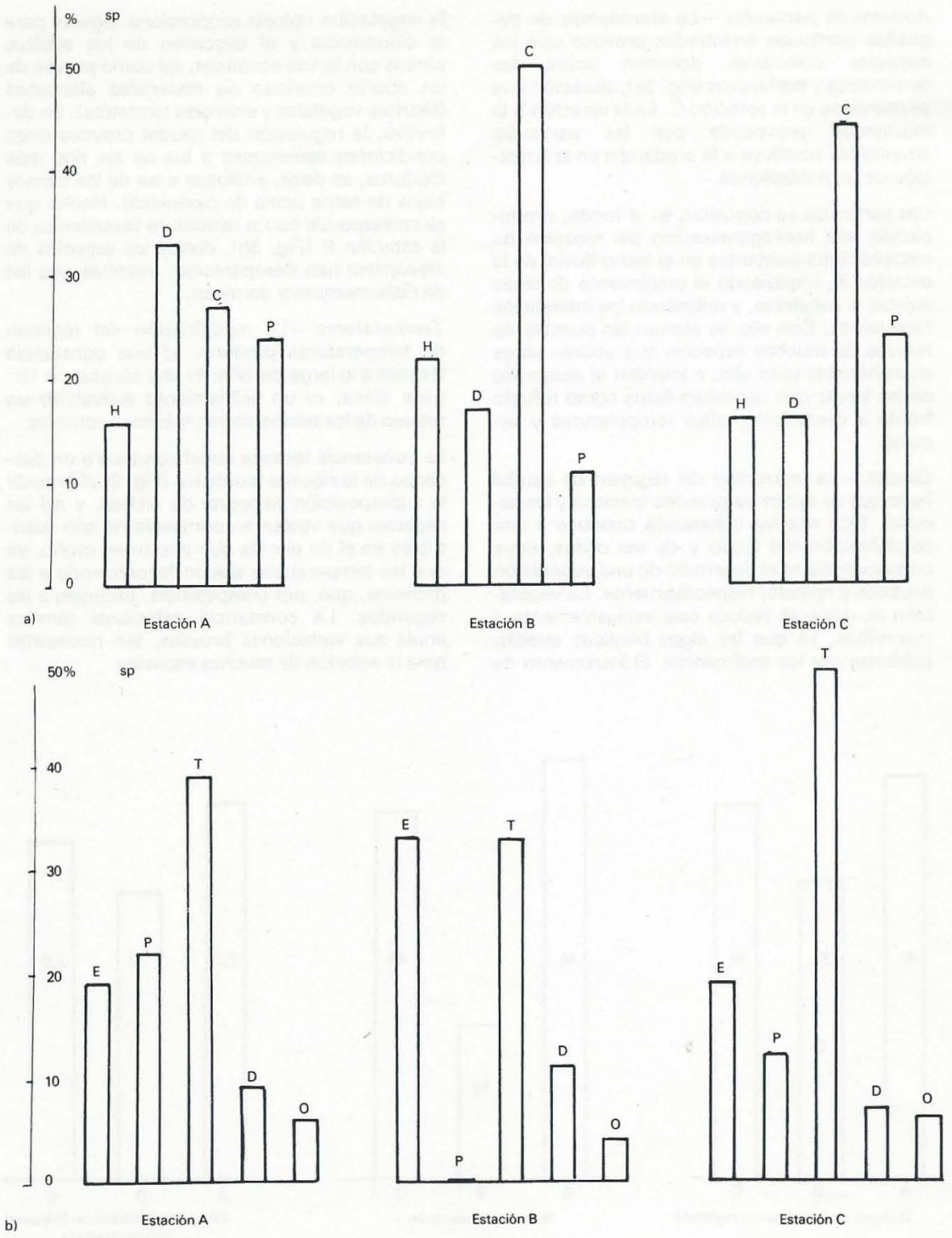

Figura número 3. a) Estructura trófica (H = herbívoros; D = detritívoros; C = colectores; P = predadores).
b) Estructura taxonómica (E = Ephemeróptera; P = Plecóptera; T = Trichoptera; D = Díptera; o = otros taxones).

El significado ecológico de las variaciones térmicas diarias está todavía por investigar, aunque su eliminación parece no ser beneficiosa para las comunidades bénticas (HUBBS, 1972).

Las aguas frías que en verano suelta la presa (que oscilan entre 5 a 10° C más bajas que las de la estación A), podrían ser beneficiosas pensando en la necesidad estival de oxígeno disuelto, pero en realidad existe una incompatibilidad para muchas especies, al no alcanzar el número suficiente de grados-días para la maduración larvaria o para emerger, o bien no alcanzar un crecimiento eficiente, aun cuando el nivel de las temperaturas sea tolerable para dichas especies.

El retraso en la llegada de las máximas temperaturas anuales provoca una falta de estímulos para la eclosión de las especies con vuelo en primavera, y dependiendo del ciclo biológico pueden bien retrasar la emergencia o bien provocar una emergencia precoz, en las especies que vuelan en otoño. El retraso en la emergencia de adultos puede romper el ciclo biológico de algunas especies. La emergencia prematura puede afectar a diversas especies por (WARD, 1976a):

1) no respetar la sincronología de emergencia entre machos y hembras;
2) tener lugar cuando la temperatura del aire sea letal para los imagos;
3) no activarse los mecanismos de apareamiento.

CONCLUSIONES

Las comunidades de macroinvertebrados bénticos, situadas aguas abajo de la presa, sufren una degradación, tanto cualitativa (desaparición de especies, modificación de la estructura trófica) como cuantitativa (descenso tanto de la población total como de la diversidad). La recuperación es lenta; así, 6 kilómetros más abajo, aunque los distintos parámetros aumentan, no llegan a las cotas de antes del embalse, y la estructura trófica mantiene el predominio de las especies colectoras.

Es, pues, de interés realizar en el río las correcciones expuestas por WARD (1976b) y por LUEDTKE et al. (1976) para evitar los efectos de la sedimentación, así como estudiar la viabilidad de modificar el tipo de desagüe del embalse, con el fin de conseguir una reducción de la cantidad de partículas arrastradas y un régimen de temperaturas más adecuado a las comunidades fluviales.

RESUMEN

Se evalúan los efectos del embalse de la Pinilla en el río Lozoya, mediante los cambios estructurales y de composición que tienen lugar en las comunidades del macrobentos, entre estaciones aguas-arriba y aguas-abajo de la presa.

SUMMARY

The effects of the Pinilla Reservoir (Lozoya river) are evaluated through the structural changes of the macrobenthic communities wich occur upstream and downstream of the damm.

BIBLIOGRAFIA

CUMMINS, K. W.: 1975. «Macroinvertebrates», en *River Ecology,* B. A. Whitton (edit.), Oxford.

GARCÍA DE JALÓN LASTRA, D.: 1978. «La clasificación biológica de los ríos en la Ordenación Territorial», Primer Coloquio Nacional sobre Ordenación Territorial, MOPU, Madrid.

1979. «Estudio de las comunidades de macroinvertebrados, especialmente del orden Trichoptera, del río Lozoya», Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid.

GONZÁLEZ TÁNAGO, M.: 1978. «Estudio biológico de las aguas para su planificación», Primer Coloquio Nacional sobre Ordenación Territorial, MOPU, Madrid.

HELLAWELL, J. M.: 1977. «Change in natural and managed ecosystems: detection, measurement and assesment», *Proc. R. Lond. B.,* 197, 31-57.

HOFFMAN, C. E.: 1970. «Environmental changes produced by cold-water outlets from three Arkansas reservoirs», *Wat. Resour. Res. Cent. Publ.,* 5, Univ. Arkansas.

HUBBS, C.: 1972. «Some thermal consequences of Environmental Manipulations of water», *Biol. Conserv.,* 4, 185-188.

HUET, M.: 1951. «Nocivité des boisements en Epicéas *(Picea excelsa* Link.) pour certains cours d'eaux de l'Ardenne Belge», *Verh. int. Ver. Limnol.,* 11, 189-200.

HYNES, H. B. N.: 1960. En *The biology of polluted waters,* Liverpool University Press.
1970. En *The ecology of running waters,* Liverpool University Press.

LEHMKUHL, D. N.: 1972. «Change in thermal regimen as a cause of reduction of benthic fauna downstream a reservoir», *J. Fish. Res. Board Can.,* 29, 1329-1332.

LUEDTKE, R. J.; M. A. BRUSVEN, y F. J. WATTS: 1976. «Benthic Insect community changes in relation to in-stream alterations of a sediment-polluted stream», *Melanderia,* 23, 22-39.

MACAN, T. T.: 1958. «Methods of sampling the bottom fauna in stony streams», *Mitt. int. Ver. Limnol., 8, 1-21.*

PEARSON, W. D.; R. H. KRAMER, y D. R. FRANKLIN: 1968. «Macroinvertebrates in the Green River below Flaming Gorge Dam.», *Utah Acad. Sci., Arts, letters, Proc.,* 45, 148-167.

PFITZER, D. W.: 1954. «Investigations of waters below storage reservoirs in Tennesse», *Trans. North Amer. Wildl. Conf.,* 19, 271-182.

RODRÍGUEZ SÁNCHEZ-GARRIDO, R.: 1974. «Efectos ambientales e impactos producidos por la construcción de presas y creación de embalses con fines múltiples». Curso de Orden. Terr., 1-37 (ETSI Camin. Can y Puert.).

WARD, J. W.: 1974. «A temperature-stressed stream ecosystem below a hypolimnial release mountain reservoir», *Arch. Hydrobiol.,* 74, 247-275.
1976a. «Compative limnology of differentially regulated sections of a Colorado mountain river», *Arch. Hydrobiol.,* 78 (3), 319-342.
1976b. «Effects of flow patterns below large dams: a review.», en *In stream Flow Needs Symposium,* Vol. II, 235-253 (Amer. Fish. Soc.).
1976c. «Effects of thermal constancy nand seasonal temperature displacement on community structure of stream macroinvertebrates», en *Thermal Ecology* II, G. W. Esch. y R. W. McFarlane (eds.).