

APLICACIÓN DE TÉCNICAS DE BIOMANIPULACIÓN PARA LA GESTIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN EN LAS ALBUFERAS DE ADRA. PRIMEROS RESULTADOS

LUIS CRUZ-PIZARRO¹, ENRIQUE MORENO-OSTOS¹, SERGIO LUIZ RODRIGUES DA SILVA^{1,2}, INMACULADA DE VICENTE¹, MARÍA VICTORIA AMORES¹, KALTOUM EL MABROUKI¹ Y DANIEL FABIÁN ROLAND¹
¹Instituto del Agua, Universidad de Granada, C/ Ramón y Cajal, 4, 18071, Granada, e-mail: lcruz@ugr.es. ²Departamento de Ecotoxicología, Universidade Santa Cecília, Rua Oswaldo Cruz, 266, 11045-907, Santos - SP, Brasil

INTRODUCCIÓN

Las zonas húmedas son reconocidas como sistemas especialmente importantes y valiosos que desarrollan una amplia serie de funciones ecológicas (Keddy, 2000). Así, a menudo soportan elevadas tasas de producción primaria (Brinson *et al.*, 1981), son hábitats indispensables para gran cantidad de especies silvestres (Odum *et al.*, 1979), median en un rango importante de transformaciones bioquímicas y representan un importante patrimonio para las sociedades actuales y futuras. La importancia de estos ecosistemas se hace aun mayor en las regiones semiáridas mediterráneas.

La fragilidad de los humedales, su relativa escasez en nuestra región así como la creciente presión a la que son sometidos ha convertido a la adecuada gestión y conservación de los mismos en un objetivo prioritario para las administraciones y entidades científicas implicadas.

La Reserva Natural de las Albuferas de Adra constituye una zona húmeda de extraordinario valor ecológico y puede ser considerada como un tesoro de biodiversidad en una zona semiárida. En los últimos años se ha visto afectada por la acción antrópica y muestra evidentes manifestaciones de un proceso de eutrofización de sus aguas (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002). Resulta necesario, por lo tanto, adoptar medidas de diagnóstico y control de la eutrofización así como de conservación de este hábitat amenazado.

Entre las numerosas técnicas de gestión que se plantean en torno a la conservación de humedales, la reducción en la carga externa de nutrientes a la masa de agua se considera uno de los principales métodos para el control a largo plazo de su biomasa algal (en ocasiones constituida por especies “no deseables”). De manera incuestionable cuando el Fósforo en la columna de agua se reduce de manera significativa sobre largos periodos de tiempo, lo hace subsiguientemente la biomasa algal.

Sin embargo, los lagos no son únicamente “recipientes” de aguas fertilizados en mayor o menor grado con Nitrógeno y Fósforo, entendibles estrictamente en términos de entradas y salidas de estos nutrientes. Se trata de ecosistemas cuya fracción viva participa activamente en el “trasiego” de estos nutrientes una vez que llegan a ellos. Esto abre la posibilidad de tratar al menos los síntomas del problema de la eutrofización, modificando convenientemente la estructura de la comunidad biótica de las aguas libres.

De hecho, es bastante común observar algo que hemos puesto de manifiesto en nuestra investigación en las Albuferas de Adra (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002): el que una determinada concentración de Fósforo se corresponda con un rango de concentraciones de Clorofila a. Esto significa que otros factores, además de la concentración de nutrientes (la mezcla turbulenta de las aguas; acontecimientos climáticos y/o la actividad de los peces), afectan al metabolismo y a la biomasa y productividad de las algas.

La herbivoría, la depredación y el reciclado de los nutrientes por los animales se han considerado durante mucho tiempo como factores con efectos esenciales sobre la biomasa y composición de especies de poblaciones presa en ambientes acuáticos y terrestres.

Estas ideas se han desarrollado en un conjunto de hipótesis sobre las cadenas tróficas y los mecanismos que controlan la biomasa en los diferentes niveles tróficos (Hairston *et al.*, 1960; Porter, 1977; Paine, 1980). De forma resumida, la literatura limnológica sustenta dos puntos de vista aparentemente contradictorios acerca de la regulación de la biomasa y de la abundancia de organismos en una cadena trófica. El primero supone que la biomasa de un determinado nivel trófico está controlada “desde abajo” por los productores. Las evidencias que apoyan este modelo “productor-controlador” (“bottom-up”) están basadas en relaciones empíricas sobre datos en un gran número de lagos. Las evidencias que sostiene el modelo “consumidor-controlador” (“top-down”), han dado lugar, por su parte, a las teorías de “Biomaniplulación Trófica” (Shapiro *et al.*, 1975) o de “Interacción en Cascada Trófica” (Carpenter *et al.*, 1985).

Shapiro (1990) define el término “biomaniplulación” como “una serie de manipulaciones de la (cima) de la estructura trófica de lagos y de sus hábitats para facilitar ciertas interacciones y resultados que consideramos “beneficiosos”: reducir la biomasa algal y particularmente la de Cianobacterias”, aceptando que los efectos de tales manipulaciones se transmiten en cascada a lo largo de la cadena trófica.

Como técnica de gestión y recuperación de sistemas eutrofizados, la biomaniplulación se ha aplicado a lagos y embalses de diferentes tamaños y características (hidrodinámicas, tróficas) y ha conducido a resultados muy dispares, desde los incuestionablemente satisfactorios en los que la respuesta esperable se ha producido, como en el Round Lake (Wright y Shapiro, 1984), en el lago Zwenlust (Gulati, 1990), a mayor escala en el lago Michigan (Scavia *et al.*, 1986) o en el lago Washington (Edmondson y Abella, 1988), hasta otros menos exitosos (Mc Queen *et al.*, 1989; Benndorf, 1987; van Donk *et al.*, 1990...); difícilmente explicables o de absoluto fracaso. En la mayoría de los casos, sin embargo, las condiciones (exitosas) alcanzadas no se han mantenido en el tiempo y, siempre que las experiencias de biomaniplulación han seguido a una previa reducción de la carga externa de nutrientes, el porcentaje de éxito ha sido muy superior.

En cualquier caso y, en resumen, se trata de un método prometedor cuya aplicación sería, al menos teóricamente, recomendable especialmente en sistemas eutróficos someros y polimícticos, en los que necesariamente se ha de tener un conocimiento profundo de la

naturaleza y magnitud de las interacciones tróficas pelágicas y de las relaciones entre la zona litoral y la zona pelágica.

Por todo ello hemos llevado a cabo unas experiencias previas en limnocorales (mesocosmos artificiales) que servirán de punto de partida a otras más completas con las que profundizar los resultados que ahora se presentan.

ÁREA DE ESTUDIO

Las Albuferas de Adra constituyen la zona húmeda natural de mayor importancia en el litoral almeriense. Localizadas en el extremo oriental del Delta del río Adra, al suroeste de la provincia de Almería, su origen está estrechamente relacionado con la dinámica litoral, favorecida por una corriente de deriva paralela a la costa que facilita el movimiento de materiales arrastrados por el río en su desembocadura. Constituyen un complejo palustre que comprende actualmente dos “grandes” lagunas: la laguna Honda y la laguna Nueva.

El área donde se encuentra, que no llega a superar los 2 m sobre el nivel del mar, es el cierre de una extensa llanura deltaica limitada al Sur por el mar Mediterráneo y al Norte, por un paleorelieve excavado en calcarenitas en el que aparecen depósitos costeros de conglomerados con grandes bolas de cuarcita pertenecientes a una terraza marina. Representan el sector de descarga del acuífero del Delta del río Adra, constituido por materiales post-tectónicos neógenos y cuaternarios, de naturaleza detrítica predominante y cuya principal recarga corresponde a las aguas de dicho río, de caudal condicionado por la descarga del acuífero carbonatado de Turón-Peñarrodada (Fuentes de Marbella).

El aporte superficial de agua en las Albuferas procede del río Adra, a través de la Acequia Real de Adra que desemboca en ambas lagunas tras bifurcarse poco antes de llegar a las mismas.

En la laguna Honda desembocan tres ramblas situadas en la zona occidental del borde sur de la Sierra de Gador, denominadas de “La Estanquera”; de “Las Adelfas” y “Del Alto”, de caudal extremadamente irregular y fluctuante. De ellas, la primera drena un área de captación mayor.

Los primeros datos sobre el balance hídrico de las lagunas (El Amrani-Paaza, 1997; de Vicente, 1999) destacan la importancia de las acequias como fuente más o menos continua de alimentación hídrica y de entrada puntual externa de nutrientes a las mismas.

La Ley 2/89 de 18 de Julio sobre “Inventario de Espacios Naturales Protegidos de la Comunidad Autónoma Andaluza y Medidas Adicionales de Protección” declara las Albuferas de Adra como Reserva Natural por ser uno de los enclaves de Andalucía Oriental de Mayor relevancia en la conservación de la avifauna ligada a humedales. Destaca la presencia de especies como la Garza imperial (*Ardea purpurea*), la Malvasia cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*), la Cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*), el Ánade azulón (*Anas platyrhynchos*) o la Focha común (*Fulica atra*) y especies piscícolas como la Anguila (*Anguilla anguilla*), el Fartet común (*Lebias iberica*) o el Pejerrey (*Atherina mochon*).

Desde 1994 se encuentra incluida en la Lista de Espacios Protegidos del Convenio Ramsar.

El cinturón perilagunar de vegetación hidrófila de estos sistemas, caracterizado por la presencia de Carrizos (*Phragmites australis*), Juncos (*Juncus maritimus*) y Eneas (*Thypha dominguensis*), se ha visto sometido a un proceso de reducción paralelo al que ha sufrido el tamaño de las lagunas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Con el fin de examinar los efectos directos de la presión de depredación (herbivoría) del zooplancton sobre la estructura de tamaños de la comunidad de fitoplancton se llevó a cabo entre los días 21 al 30 de Septiembre de 2000 (laguna Nueva) y entre los días 17 al 27 de Octubre del mismo año (laguna Honda) una serie de experimentos en los que se ensayaron cuatro tipos de tratamientos diferentes:

- C = Control. La comunidad de zooplancton no se modificó.
- SZ = Limnocorrales “sin zooplancton”.
- CR = Limnocorrales sin zooplancton mayor de 200 µm (Rotíferos representan el componente mayoritario).
- CC = Limnocorrales sin zooplancton menor de 200 µm (Copépodos representan el componente mayoritario).

La hipótesis de partida era que una reducción de la biomasa del zooplancton se seguiría de un incremento de la biomasa algal y que la eliminación del zooplancton de mayor tamaño tendría mayor impacto relativo que la del zooplancton de tamaño inferior.

De cada uno de estos de estos tratamientos se realizaron tres réplicas, existiendo así un total de 12 limnocorrales. Estos limnocorrales consistían en bolsas de polietileno transparente de 0,12 mm de espesor , 2 m de longitud y 50 cm de diámetro, con una capacidad de aproximadamente 400 litros. Estas bolsas fueron ensambladas en una estructura de aluminio y colocadas en la zona pelágica de las lagunas (Fig. 1). Un lastre en el extremo inferior de las bolsas las mantenía en posición vertical. Toda la estructura sobresalía del agua aproximadamente unos 50 cm con el fin de evitar la entrada de agua por efecto del oleaje.

Para el llenado de las bolsas se utilizó una bomba peristáltica que no dañaba (al menos apreciablemente) los organismos zooplanctónicos. Para tener una buena representatividad de

Contaminante	Proceso de eliminación
Materia orgánica	Sedimentación Asimilación Mineralización
Sólidos en suspensión	Floculación Sedimentación Filtración Degradación
Nitrógeno	Amonificación Volatilización de amonio Nitrificación Desnitrificación
Fósforo	Adsorción Sedimentación Precipitación química Asimilación vegetal
Patógenos	Sedimentación y muerte gradual Radiación UV Antibióticos naturales Predación
Compuestos inorgánicos	Asimilación Inmovilización
Metales pesados	Fijación al sedimento Adsorción por las plantas

FIG. 1.- Imagen de la disposición de los mesocosmos utilizados para los experimentos.

las comunidades, el agua era bombeada hacia las bolsas desde toda la columna de agua, realizando movimientos lentos descendentes y ascendentes desde la superficie hasta el fondo de las lagunas.

Las bolsas control (C) se llenaron directamente sin ninguna manipulación; el agua destinada a las bolsas sin zooplancton (SZ) se filtraba previamente por una red doble de nylon de 40 μm de tamaño de poro que se limpiaba cada cierto tiempo para evitar su colmatación. Para el llenado de las bolsas con organismos zooplanctónicos menores de 200 μm (CR) el agua era previamente filtrada por una malla de 200 μm y para obtener una comunidad experimental de zooplancton mayor de 200 μm (CC), el procedimiento consistía en llenar en primer lugar las bolsas con agua filtrada por una malla de 40 μm (que elimina todos los organismos de zooplancton) a la que, posteriormente se añadía el zooplancton recolectado mediante arrastres horizontales con una red de 200 μm .

La duración de los experimentos fue de 10 días en la laguna Nueva y 11, en la laguna Honda. A partir de aquí, el desarrollo de poblaciones de perifiton en las paredes de las bolsas hacía muy difícil extrapolar los resultados experimentales a las condiciones naturales. De cada una de las bolsas se tomaron muestras en el día del llenado y, posteriormente, cada dos días. El último de los muestreos se llevó a cabo el décimo día de “incubación” en la laguna Nueva y el décimo primero, en la Honda.

Se procuraba una homogenización del agua en el interior de las bolsas mediante agitación mecánica, previa a la obtención de las muestras y de las medidas “*in situ*” de Temperatura del agua, pH, Conductividad eléctrica y Oxígeno disuelto, mediante una sonda Multiparamétrica TURO (Modelo T- 611) y de la transparencia del agua con un disco de Secchi de 20 cm de diámetro.

De cada una de las bolsas se obtuvieron muestras (procedimiento similar al habitual para aguas libres) para la identificación y recuento de fitoplancton y zooplancton, así como para la cuantificación de los valores de Clorofila *a*.

Sobre los resultados obtenidos se llevó a cabo un ANOVA de una vía para medidas repetidas. La homogeneidad de las varianzas y la normalidad se examinaron con las pruebas de Bartlett y Shapiro respectivamente (software Statística, Statsoft, Inc. 1998).

También se les aplicó un análisis del número de réplicas estadísticamente significativas, según queda descrito en Elliott (1983), con el objetivo de optimizar esta metodología para futuros estudios.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los primeros resultados obtenidos se muestran en la Fig. 2. Los valores de Clorofila *a* corresponden al promedio obtenido entre las tres réplicas, en cada caso.

Es posible una interpretación de la evolución de la concentración de Clorofila *a* sobre la base de las siguientes comparaciones:

- Entre lagunas.
- Entre tratamientos.

En los limnocorrales en los que la comunidad de zooplancton estaba compuesta casi que exclusivamente por rotíferos la reducción en la concentración de Clorofila fue menor que la que se produjo en las bolsas en las que los Copépodos constituían los herbívoros dominantes.

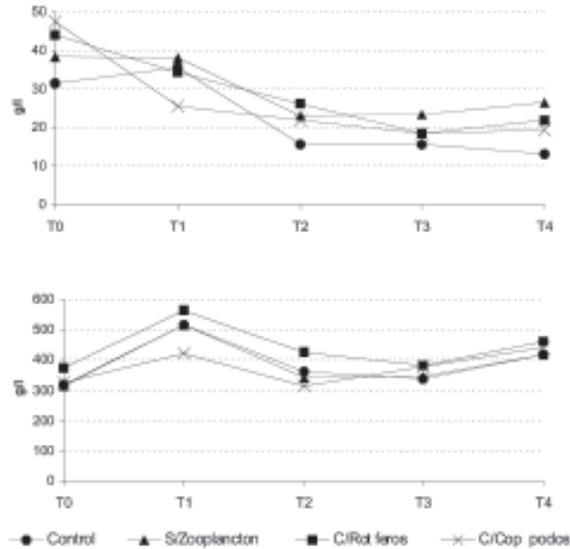


FIG. 2.- Variaciones en los valores medios de concentración de Clorofila-a ($\mu\text{g/l}$) para los diferentes tratamientos ensayados en la laguna Honda (abajo) y en la laguna Nueva (arriba). T_0 - T_4 representan los diferentes días de muestreo.

En el caso de la laguna Nueva la reducción de la presión de herbivoría que supuso la eliminación del zooplankton condujo, como era esperable, a un incremento en la concentración de Clorofila *a* en relación con las condiciones control. En esta laguna el efecto del consumo por parte de los Copépodos fue superior al que se determinó en el caso del tratamiento con Rotíferos.

Evidentemente se trata de valores preliminares sobre los que no sería sensato basar conclusiones que sostuvieran recomendaciones definitivas, pero estos parecen prometedores y sugieren una exploración más detallada del funcionamiento de la red trófica de los sistemas.

Estos resultados confirman lo observado por Cruz-Pizarro *et al.* (2002) en el sentido de que en la laguna Honda una “potencial” reducción en la presión de herbivoría no modificó significativamente la biomasa algal y, sin la (deseable) sustitución de pequeños herbívoros por grandes Cladóceros filtradores indiscriminados (ej. grandes *Daphnia*) los efectos de un incremento en el consumo herbívoro tampoco producen el efecto directo deseado.

Sobre las bases del análisis estadístico (ANOVA) llevado a cabo podemos extraer una serie de conclusiones preliminares:

- Los resultados obtenidos en las dos lagunas no son comparables entre sí, mostrando estas importantes diferencias de partida;
- En todo momento se han detectado diferencias significativas entre tratamientos y a lo largo del tiempo para las dos lagunas (Tabla 1).
- Se ha encontrado un patrón común para el consumo herbívoro en ambas lagunas, siendo este siempre más eficiente en el caso de Copépodos que de Rotíferos (Figs. 3 y 4).

TABLA 1

Resultados del Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía con medidas repetidas para los valores totales de Clorofila obtenidos en las réplicas de los tratamientos, en los sucesivos tiempos de muestreo.

Efectos	d.f.	MS	F	p
Laguna Honda				
Tratamientos	3	12181,61	6,29	0,00688
Tiempo	4	59434,18	54,14	<0,00001
Tratamientos x Tiempo	12	2479,61	2,26	0,03279
Error	32	1097,83		
Laguna Nueva				
Tratamientos	3	175,51	9,62	0,00496
Tiempo	4	1061,96	112,31	<0,00001
Tratamientos x Tiempo	12	62,13	6,45	0,00001
Error	32	9,63		

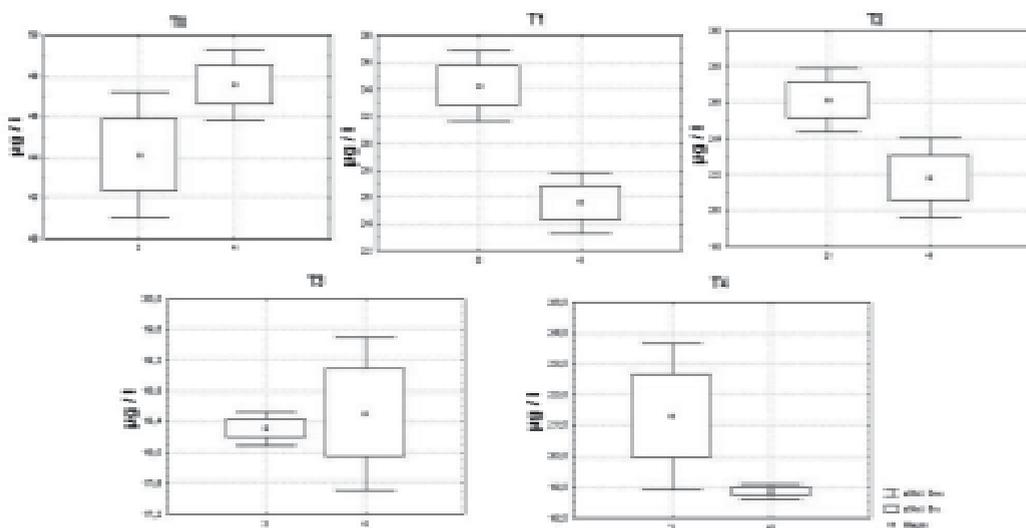


FIG. 3.- Valores promedio de Clorofila-a ($\mu\text{g/l}$), error estándar y desviación estándar para los tratamientos con Rotíferos (3) y con Copépodos (4) en cada uno de los días de muestreo (T0-T4) en la laguna Nueva.

Para la adecuación de futuras experiencias conviene considerar la ampliación del número de réplicas por tratamiento, como ha demostrado el método estadístico utilizado (Elliott, 1983), así como el control exhaustivo no sólo de la biomasa fitoplanctónica, sino también de la estructura poblacional de zooplancton (tratamiento Control) y de la densidad poblacional (todos los tratamientos).

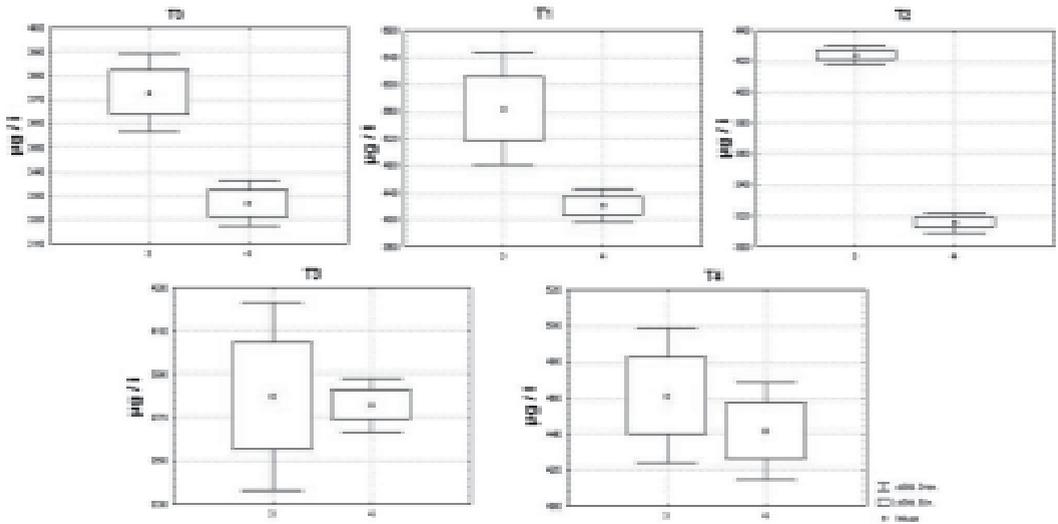


FIG. 4.- Valores promedio de Clorofila-a ($\mu\text{g/l}$), error estándar y desviación estándar para los tratamientos con Rotíferos (3) y con Copépodos (4) en cada uno de los días de muestreo (T0-T4) en la laguna Honda.

De lo hasta ahora expuesto se desprende que el zooplancton de pequeño tamaño no es capaz de controlar de forma eficiente el desarrollo algal mediante consumo. No obstante, recientes investigaciones en la laguna Honda (Moreno-Ostos *et al.*, 2002) ponen de manifiesto el desarrollo ocasional y no periódico de poblaciones de Cladóceros (*Daphnia magna*, *Ceriodaphnia* sp.) que desencadenan en la laguna fases de aclaramiento del agua, caracterizadas por una drástica reducción de las abundancias fitoplanctónicas, incremento de la transparencia del agua y, en consecuencia, importante desarrollo de poblaciones de macrófitos (*Najas marina* y *Potamogeton pectinatus*). En definitiva estas explosiones poblacionales de Cladóceros suponen un considerable incremento en la calidad del ecosistema, que pasa de estar “controlado” por fitoplancton a estarlo por zooplancton y macrófitos.

Por tanto, una amplia bibliografía (Paine, 1980; Carpenter *et al.*, 1985, 1991; Gulati, 1990; Lammers *et al.*, 1990, etc.) y la investigación llevada a cabo en esta Albufera por nuestro grupo, induce a pensar que los resultados de la aplicación de biomanipulación a la laguna Honda en particular y a las Albuferas de Adra en general sería más satisfactoria si la comunidad zooplanctónica estuviera representada en su mayoría por especies filtradoras de gran tamaño, como Cladóceros. Así, desde el punto de vista de la gestión de este sistema, parece interesante profundizar en el conocimiento de las condiciones ambientales que han favorecido el desarrollo de estas fases de aguas claras y tratar de favorecerlas en la medida de lo posible.

Según Cruz-Pizarro *et al.* (2002) esta “ecotecnología” (no requiere tratamientos químicos ni tecnologías mecánicas agresivas) resulta, en principio, aconsejable medio-ambientalmente.

Sin embargo, en el momento actual se encuentra en fase experimental ya que muchas de las interacciones en las que se basa, todavía son desconocidas o pobremente conocidas.

De hecho, y como se indica en Cruz-Pizarro *et al.* (2002), aunque existen evidencias de que los efectos “top-down” derivados de la manipulación en la cima de la pirámide trófica del sistema se transmiten en cascada y afectan a la biomasa algal en lagos pobres en nutrientes, su aplicación a lagos someros, de pequeño tamaño y eutróficos está aún poco documentada.

BIBLIOGRAFÍA

- Benndorf, J. (1987). Food web manipulation without nutrient control: a useful strategy in lake restoration. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 49: 237-248.
- Brinson, M. M.; Lugo, A. E. y Brown, S. (1981). Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 12: 123-161.
- Carpenter, S. R.; Kitchell, J. F. y Hodgson, J. R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience*, 35: 634-639.
- Cruz-Pizarro, L.; Benavente, J.; Casas, J. J.; Amores, V.; May, L.; Fabián, D.; Rodríguez, M.; El Mabrouki, K.; Rodríguez-París, I.; de Vicente, I.; Moreno-Ostos, E.; Rodrigues da Silva, S. L.; Bayo, M. M.; Moñino, A. y Paracuellos, M. (2002). *Control de la eutrofización de las lagunas de la Albufera de Adra. Diagnóstico, evaluación y propuesta de recuperación*. Informe Final. Universidad de Granada, Junta de Andalucía. Granada. Inédito.
- De Vicente, I. (1999). *Control de la eutrofización en las Albuferas de Adra. Papel del sedimento en el ciclo del fósforo*. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Granada. Granada. Inédito.
- Edmondson, W. T. y Abella, S. E. B. (1988). Uplanded Biomanipulation in Lake Washington. *Limnologica*, 19: 73-79.
- El Amrani-Paaza, N. (1997). *Caracterización y modelización hidroquímica en el acuífero del delta del Río Adra*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. Granada. Inédito.
- Elliott, J. M. (1983). *Some Methods for the Statistical Analysis of Samples of Benthic Invertebrates*. Scientific Publication, 25. Freshwater Biological Association. The Ferry house, Ambleside, Cumbria.
- Gulati, R. D. (1990). Structural and grazing responses of zooplankton community to biomanipulation of some Dutch water bodies. *Hidrología*, 2000/2001: 99-118.
- Hairston, N. G.; Smith, F. E. y Slobodkin, L. B. (1960). Community structure, population control, and competition. *American Naturalist*, 94: 421-425.
- Keddy, P. A. (2000). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge.
- McQueen, D. J.; Post, J. R. y Mills, E. L. (1986). Trophic relationship in Freshwater pelagic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 1571-1581.
- Moreno-Ostos, E.; Fabian-Roland, D. y Cruz-Pizarro, L. (2002). Descripción y seguimiento de la evolución de una “fase de aclaramiento del agua” en la laguna Honda de la Albufera de Adra (Almería). *Actas del XI Congreso de la Asociación Española de Limnología y III Congreso Ibérico de Limnología*, pp. 154. Madrid.

- Odum, W. E.; Dunn, M. L. y Smith, T. J. (1979). Habitat value of tidal freshwater wetlands. En, Greeson, P. E.; Clark, J. R. y Clark, J. E. (eds): *Wetland functions and values: The state of our understanding. Proceedings of the National Symposium on Wetlands*, pp. 248-255. American Water Resources Association. Minneapolis.
- Porter, K. G. (1977). The plant-animal interface in fresh water ecosystems. *Animal Sciences*, 65: 159-170.
- Scavia, D.; Fahenstiel, G. L.; Evans, M. S.; Lude, D. J. y Lehman, J. T. (1986). Influence of salmonid predation and weather on long-term water quality trends in Lake Michigan. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 435-443.
- Shapiro, J.; Lamarra, V. y Lynch, M. (1975). Biomanipulation: an ecosystems approach to lake restoration. En, Brezonik, P. L. y Fox, J. L. (eds.): *Proceedings of a Symposium on Water Quality Management through Biological Control*, pp. 85-96. University of Florida. Gainesville.
- Van Donk, E.; Grimm, M. P.; Gulati, R. D.; Heuts, P. G. M.; deKloet, W. A. y van Lieere, L. (1990). First attempt to apply whole-lake food-web manipulations on large scale in The Netherlands. *Hidrobiología*, 2000/2001: 291-301.
- Wright, D. I. y Shapiro, J. (1984). Nutrient reduction by biomanipulation: an unexpected phenomenon and its possible cause. *Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology*, 22: 518-524.