



## Monográfico

### Investigación

Alcorlo P. 2004. Las redes tróficas en las lagunas salinas temporales de Los Monegros (Zaragoza, España). . *Ecosistemas*. 2004/2 (URL: [http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=18&Id\\_Categoria=2&tipo=portada](http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=18&Id_Categoria=2&tipo=portada))

## Las redes tróficas en las lagunas salinas temporales de Los Monegros (Zaragoza, España).

P. Alcorlo

Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. 28049 Cantoblanco, Madrid. España

*Los factores que condicionan la estructura de las redes tróficas y el funcionamiento de sus comunidades asociadas han sido muy discutidos durante las dos últimas décadas. Existen dos teorías que han tenido especial relevancia en este contexto. Una propone que las restricciones dinámicas del sistema, es decir, el comportamiento de la dinámica de las poblaciones ante las perturbaciones ambientales, son la clave para entender la estructura de las comunidades. La otra sostiene que son las restricciones energéticas, de modo que cuánta más energía entra en el sistema más complejas serán sus redes tróficas. Las lagunas salinas son ecosistemas que, por sus características de ambientes estresados de una duración determinada, se pueden considerar magníficos laboratorios naturales para abordar estudios sobre los factores que condicionan el ensamblaje de las comunidades y sus redes tróficas. Los factores que operan a una escala regional (duración de fase acuática y composición química del agua) son los que ejercen una mayor influencia en la estructura de las redes. A escala local, se distinguen dos modelos de funcionamiento. Por un lado, los sistemas en los que la energía es canalizada desde las especies basales hacia niveles superiores, manejados por los productores primarios (tapetes microbianos); y por otro lado, los sistemas en los que los consumidores canalizan el metabolismo general desde arriba hacia abajo.*

### Introducción

Las redes tróficas describen los hábitos alimenticios y las interacciones bióticas que existen entre los organismos que forman una comunidad (Cohen, 1989). Desde hace algunas décadas, muchos investigadores han recopilado información sobre redes de diferentes tipos de sistemas describiendo su topología (Cohen, 1977; Pimm, 1982; Briand 1983; Briand y Cohen 1984; Cohen *et al.*, 1986; Cohen *et al.*, 1990). Su principal objetivo era el encontrar patrones que facilitaran la elaboración de modelos y teorías que nos ayuden a explicar la estructura y funcionamiento de las comunidades, que se aglutinan bajo la denominada 'teoría de las redes tróficas'. Hoy en día, se considera que las generalizaciones propuestas por esta teoría deben tomarse con cautela dadas las condiciones particulares de los estudios en los que se basaron (número pequeño de especies, pocas interacciones descritas, pocos omnívoros, pocos ciclos tróficos, escaso número de especies caníbales, etc.) (Winemiller y Polis, 1996).

Existen distintas teorías respecto a la importancia relativa de los procesos responsables de la estructura de las redes tróficas, aunque sujetas a debate. Por un lado, existen punto de vista que consideran que las cadenas de longitud corta, al poseer tiempos de recuperación menores tras una perturbación ambiental, son más estables que las cadenas largas debido a la propia dinámica de las poblaciones (*restricciones dinámicas*), de modo que las redes tróficas se estructuran en función de la dinámica de las densidades de las poblaciones de las especies (Pimm y Lawton, 1977; Pimm *et al.*; 1991). Así, la complejidad de las redes reflejará los cambios ambientales, ya que durante el tiempo que tardan en ensamblarse están sujetas a las perturbaciones que existan en el ambiente, a menudo impredecibles, y cuanto más frecuentes sean éstas, más cortas serán las redes (Havens, 1994). Por otro lado, están las ideas que apoyan las *restricciones energéticas* como el factor determinante de la estructura de las redes, en las que la disponibilidad de energía que entra en la cadena trófica determinará la cantidad de energía disponible para los eslabones superiores y, en consecuencia, su longitud. Por ejemplo, se espera que en los sistemas más productivos, las cadenas sean más largas (Hutchinson, 1959; Slobodkin, 1961; Fretwell, 1977, 1987; Oksanen, 1983, 1991; Oksanen, *et al.*, 1981; Yodzis, 1981, 1984).

Los lagos salinos son sistemas que experimentan un amplio rango de restricciones dinámicas y energéticas. Las perturbaciones aparecen como episodios de alta salinidad y/o desecación que suceden con un grado de predecibilidad variable (Comín *et al.*, 1991; Florín y Montes, 1998). La producción primaria es también muy variable entre los distintos

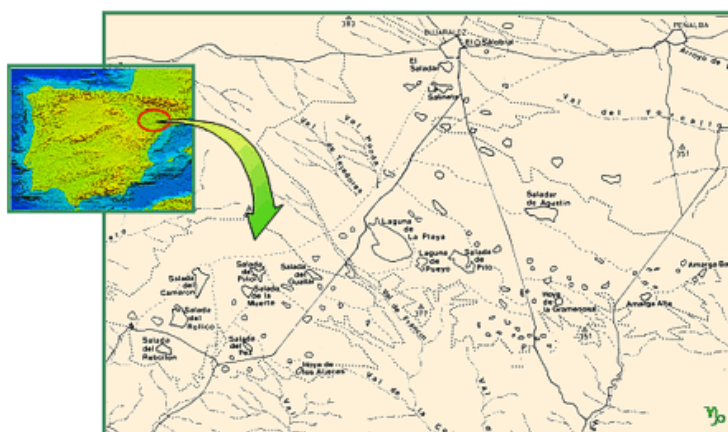
tipos de lagos, en tipo y en magnitud (Hammer, 1986; Javor, 1989). A menudo, cada tipo de restricción está asociada a factores que operan a distinta escala (local o regional). El clima, la geología y la litología son los factores que determinan las restricciones relacionadas con la salinidad a una escala regional. En cambio, factores como la microtopografía del relieve, la granulometría del sedimento, la dinámica de los nutrientes o las interacciones agua-sedimento, están relacionados con las restricciones energéticas que se manifiestan a una escala local.

El presente trabajo tiene como objetivo explorar la contribución de las restricciones energéticas sobre las redes tróficas cuando las restricciones dinámicas son parecidas. Para ello se han escogido dos lagunas salinas que representan los dos tipos funcionales de las lagunas de la comarca de Los Monegros (Zaragoza, NE España). Estas lagunas están muy próximas entre sí, por lo que comparten muchos de los factores determinados a una escala regional y que condicionan sus restricciones dinámicas (duración del hidropериодо, composición iónica y fluctuación de la salinidad). Sin embargo, a escala local, difieren en casi dos órdenes de magnitud en sus restricciones energéticas porque tienen distintos tipos de productores primarios (Díaz-Palma, 1998). De acuerdo con las teorías expuestas más arriba, cabe esperar que existan redes tróficas más largas y complejas en la laguna más productiva.

## Material y métodos

### Área de estudio

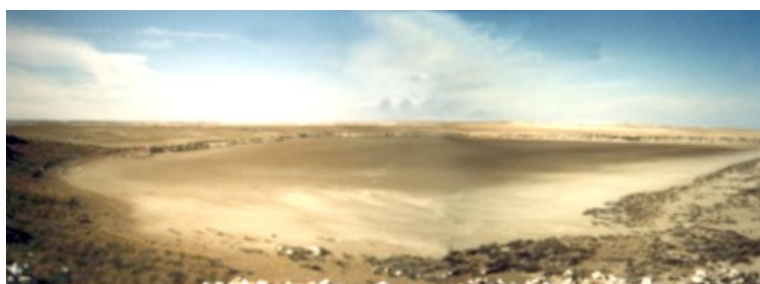
Las lagunas objeto de estudio se localizan en el núcleo endorreico de Bujaraloz-Sástago de la comarca de Los Monegros, y son la laguna de Piñol ( $41^{\circ}26'36''N$   $0^{\circ}15'42''W$ ) y la laguna de La Muerte ( $41^{\circ}26'05''N$   $0^{\circ}16'04''W$ ) (Fig. 1, Fig. 2 y Fig. 3).



**Figura 1.** Localización del área de estudio.



**Figura 2.** Laguna de Piñol, en fase de retención de agua.



**Figura 3.** Laguna de La Muerte, en fase de sequía.



Ambas cubetas son pequeñas (11,9 y 11,5 ha, respectivamente), de fondo plano, que cuando se llenan son muy someras (profundidad < 40 cm). Están localizadas, junto a otras 99 depresiones (Balsa *et al.*, 1991), sobre la superficie de una muela de origen terciario, cuyos materiales litológicos, ricos en margas y yesos, están recubiertos por una parte superior caliza que constituye una extensa plataforma horizontal de relieve muy suave, a una altitud media de 300-360 m sobre el nivel del mar (Quirantes, 1971).

El clima de la zona es mediterráneo muy seco de tendencia continental. La precipitación anual apenas supera los 300 mm. La evapotranspiración media es de 778 mm (Pueyo e Inglés, 1987). Las épocas en las que se suelen llenar las lagunas coinciden con los máximos en las precipitaciones de finales de la Primavera (Mayo) y en Otoño (Octubre-Diciembre). El hidropereodo suele ser de corta duración (3-4 meses) y durante los años de sequía la mayor parte de las lagunas del área permanecen secas. El viento es un elemento constante en la zona que ejerce una fuerte influencia como agente modelador y dinamizador del paisaje (Pueyo, 1980).

El agua presente en las lagunas procede mayoritariamente de la precipitación directa sobre su superficie o a través de pequeñas escorrentías superficiales e hipodérmicas (Sánchez Navarro *et al.*, 1989). También existen aportes aguas subterráneas, cuyos flujos ascendentes restituyen los materiales solubles de naturaleza evaporítica que la acción del viento retira recurrentemente de las cubetas. La composición del agua es principalmente *clorurado-sódica*.

Los sedimentos son de naturaleza limo-arcillosa y presentan una granulometría muy fina, en la laguna de Piñol, mientras que en la laguna de la Muerte son más gruesos. La composición de las comunidades de las dos lagunas difiere en el nivel de los productores primarios pero no en el de los consumidores.

### Muestreos

El trabajo de campo cubre dos ciclos hidrológicos completos consecutivos: Noviembre 1994-Febrero 1995 y Enero-Marzo 1996. El objetivo del seguimiento del primer hidropereodo fue determinar la composición de las comunidades biológicas y sus abundancias relativas. Mensualmente, se recogieron muestras de la columna de agua y sedimento utilizando un corer de plástico ( $\varnothing$  interno=5.4 cm) en 10 estaciones (3 réplicas) de cada laguna.

Durante el segundo periodo se realizó una aproximación experimental. En cada laguna se colocaron aleatoriamente 30 mesocosmos (cilindros de plástico de  $\varnothing$  interno de 19 cm). Para analizar el efecto de una entrada extra de energía la mitad de los mesocosmos fue inoculada con una disolución de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  de modo que la concentración final de  $\text{P?PO}_4^{3-}$  en el agua presente en cada tubo fuese de  $100 \mu\text{g} \times \text{l}^{-1}$  (la concentración inicial de fósforo en ambas lagunas oscilaba entre 20 y  $30 \mu\text{gP- PO}_4^{3-} \times \text{l}^{-1}$ ). Se escogieron esos valores en la manipulación de las concentraciones de fósforo porque el análisis de las razones de N:P medidas (32-381 en Piñol y 65-503 en la Muerte) durante el primer periodo de estudio indicaba una limitación por este nutriente en ambas lagunas (Alcorlo, 1999). Quincenalmente, se retiraban 6 mesocosmos (3 tratados y 3 controles).

En ambos periodos de estudio se tomaron muestras de fitoplancton, zooplancton y zoobentos siguiendo los procedimientos estándar (Downing y Rigler, 1984). También se midieron las variables físicas y químicas siguientes según métodos estándar (APHA, 1991): temperatura del agua, conductividad eléctrica, pH, oxígeno disuelto, alcalinidad total, Clorofila<sub>a</sub>, fósforo total (PT), nitrógeno total (NT), materia orgánica disuelta (M.O.D.), sólidos totales en suspensión (T.S.S.) y materia orgánica y fósforo total del sedimento (Andersen, 1976). Para explorar la variabilidad de los parámetros físicos y químicos a lo largo del tiempo se realizó un análisis de componentes principales (ACP).

### Estimación de biomasa y consumo energético de las comunidades de los mesocosmos

Se midieron la longitud y la anchura de para cada organismo presente en las muestras para estimar sus biovolúmenes individuales, utilizando un sistema de análisis de imagen (Leica Q Win). Los biovolúmenes se calcularon siguiendo las ecuaciones propuestas por Downing y Rigler (1984) para rotíferos, Thiéry (1987) para anostráceos y Feller y Warwick (1988) para nemátodos y ostrácodos. La biomasa de cada especie se estimó transformando estos biovolúmenes a peso seco asumiendo una densidad específica de  $1,13 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$  para meiofauna y de  $1 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$  para algas (Wieser, 1960). Posteriormente estos valores se expresaron como contenido en carbono (40% del valor del peso seco) (Feller y Warwick, 1988). La biomasa de los tapetes microbianos fue inferida a partir de las estimas de su producción (Díaz-Palma, 1998).

Como estimador de la respiración de los organismos presentes en las lagunas se calculó la tasa metabólica estándar a partir de los coeficientes alométricos estimados experimentalmente para los distintos grupos taxonómicos (Peters, 1983,

Robinson *et al.* 1983, Ahrens y Peters 1991). Para comprobar el efecto de la adición de fósforo en la densidad y biomasa de las comunidades se realizó un ANOVA de dos vías.

### Descripción de las redes tróficas

Las relaciones tróficas fueron determinadas a partir de observaciones directas sobre acuarios en el laboratorio, el análisis de contenidos estomacales de anostráceos y ostrácodos utilizando un microscopio de disección y de registros de la literatura científica. Integrando esta información se establecieron tres categorías tróficas: productores primarios, consumidores intermedios y consumidores superiores. Las especies taxonómicas fueron asignadas a estas categorías intentando mantener la identificación de cada especie taxonómica como *especie trófica*, siempre que fuese posible con el objetivo de obtener una buena resolución en el ensamblaje de la red trófica. Los productores primarios fueron agrupados en una única especie trófica según los criterios de Briand (1983), Sprules y Bowerman (1988) y Hairston y Hairston (1993). Los estadios ontogenéticos de una misma especie con distintos hábitos tróficos no fueron separados (**Tabla 1**).

**Tabla 1.** Resumen de la ?categorización? de las especies representadas en las redes de las dos lagunas. Las especies consideradas omnívoras se han marcado con un asterisco.

Productores primarios	Consumidores	
	Especies intermedias	Especies superiores
Algas	<i>Fabrea salina</i>	Turbellaria
Tapete	<i>Hexarthra fennica*</i>	Nematoda
Detritus		Diptera
Arcillas con bacterias		<i>Moina*</i>
		<i>Cletocamptus retrogressus*</i>
		<i>Arctodiaptomus salinus*</i>
		<i>Candelacypris aragonica*</i>
		<i>Branchinecta media*</i>
		<i>Agabus nebulosus</i>

Las redes tróficas se construyeron dibujando las relaciones tróficas a partir de una matriz de depredación. Además se calcularon los siguientes descriptores tróficos:

- *S*, el número total de *especies tróficas*
- *L*, el número total de interacciones (todas las interacciones que existen entre las especies incluyendo canibalismo).
- *d*, la densidad media de interacciones por especie.
- número de especies caníbales
- número de especies superiores: especies que no tienen depredadores.
- número de especies intermedias: especies que son depredadas por otras y que a su vez depredan sobre otras;
- número de especies basales: especies que son depredadas y que no depredan sobre ninguna otra; se alimentan de *detritus* y/o algas;
- número de especies omnívoras: especies que depredan sobre especies basales y especies intermedias. Se incluyen en esta categoría las especies que son detritívoras (ingieren restos de animales, de productores primarios, bacterias, hongos y animales muertos) y las filtradoras (pueden ingerir algas, bacterias, nauplios, *detritus*, etc).
- *Conectancia*: número de interacciones que existen en una red dividido por el número de interacciones topológicamente posibles. Se calcula según la relación  $L/S^2$  (Martínez, 1991). Su valor es una proporción media del nicho espacial explotado por cada especie (Warren, 1995).



## Resultados y Discusión

Los factores ambientales que afectan a las lagunas de Piñol y La Muerte siguen los mismos patrones de variación. Como en otras lagunas salinas de la zona y del mundo, las comunidades biológicas varían de acuerdo con los cambios físicos y químicos del agua y de las fluctuaciones climáticas. El primer y segundo eje del ACP absorbieron un 51% de la varianza de los datos. El primer componente (26%) está relacionado con los cambios asociados al nivel del agua, de modo que refleja la evolución temporal del sistema a lo largo del hidropereodo. El segundo componente (24%) resume los cambios relacionados con la actividad biológica, principalmente a la dominancia del fitoplancton (Piñol) o del fitobentos (La Muerte).

Los productores primarios difieren en abundancia y diversidad en las dos lagunas (**Tabla 2**).

**Tabla 2.** Lista de las especies de algas encontradas durante los dos ciclos hidrológicos estudiados y principales tipos de hábitat según la literatura. A.L.: agua libre; T: testigos.

Laguna	Especies	Ciclo ? 94/95 A.L.	Ciclo ? 95/96 A.L.	Ciclo ? 95/96 T	Tipo de hábitat	Referencia utilizada para el tipo de hábitat
<b>MUERTE</b>	<i>Bacillariophyceae</i> (Diatomeas)					
	<i>Cyclotella bodanica</i>	+	+	+	Bentónica / meroplanctónica	Ogilvie & Mitchell (1998)
	<i>Entomoneis alata</i>	+	+	?		
	<i>Hantzschia amphyoaxis</i>	+	+	+	Bentónica	Hamer (1986)
	<i>Navicula</i> sp.	+	+	+	Bentónica / meroplanctónica	Ogilvie & Mitchell (1998)
	<i>Nitzschia closterium</i>	+	+	?	Bentónica / meroplanctónica	Ogilvie & Mitchell (1998)
	<i>Nitzschia acicularis</i>	?	?	+	Bentónica / meroplanctónica	Ogilvie & Mitchell (1998)
	<i>Surirella</i> sp.	?	?	+	Planctónica	Vymazal (1995)
	<i>Fragilaria crotonensis</i>	?	?	+	Planctónica	Vymazal (1995)
	<i>Asterionella formosa</i>	?	?	+	Planctónica	Vymazal (1995)
	<i>Pinnularia</i> sp.	?	?	+	Bentónica / meroplanctónica	Ogilvie & Mitchell (1998)
	<i>Amphora</i> sp.	?	?	+	Planctónica	Hammer (1986)
	<i>Cymbella</i> sp.	?	?	+	Bentónica / meroplanctónica	Ogilvie & Mitchell (1998)
	<i>Gyrosigma</i> sp.	?	?	+	Bentónica / meroplanctónica	Ogilvie & Mitchell (1998)



	<i>Dytilum</i> sp.	?	?	+	Planctónica	Round <i>et al.</i> (1990)
	<i>Chlorophyceae</i> (Algas verdes)					
	<i>Chlamydomonas</i> sp.	+	+	+	Planctónica	Ogilvie & Mitchell (1998)
	<i>Dunaliella</i> sp.	+	+	+	Planctónica	Javor (1989)
	<i>Tetrasium</i> sp.	?	?	+	Planctónica	Vymazal (1995)
	<i>Scenedesmus</i> sp.	?	?	+	Planctónica	Ogilvie & Mitchell (1998)