

Recursos piscícolas en los embalses de la Región de Murcia (SE de España)

Fishing resources in the Murcian Region reservoirs (SE, Spain)

Pedro A. Miñano¹, Francisco J. Oliva-Paterna¹, Asunción Andreu¹, Amparo García-Mellado¹,
Justo García Rodríguez¹, Diego García de Jalón² y Mar Torralva¹

1. Departamento de Biología Animal (Zoología), Universidad de Murcia, 30100 Murcia. 2. Departamento de Ingeniería Forestal, Escuela de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid. E. mail: paminano@um.es

PALABRAS CLAVE: Ictiofauna, Embalses, Capturas, Biomasa, CPUE, Área mediterránea.

KEY WORDS: Ichthyofauna, Reservoirs, Captures, Biomass, CPUE, Mediterranean area.

RESUMEN

En este trabajo se presentan los primeros datos sobre las existencias piscícolas en los embalses del sector III de la Cuenca Hidrográfica del Segura ubicado en una de las zonas más áridas de la Península Ibérica. Se llevaron a cabo dos campañas de muestreo (otoño-invierno de 1998 y primavera-verano de 1999) en las que, mediante artes de pesca pasivos, fueron capturadas un total de seis especies: *Barbus sclateri*; *Cyprinus carpio*; *Carassius auratus*; *Chondrostoma toxostoma*; *Micropodus chinensis* y *Gambusia holbrooki*.

El barbo (*B. sclateri*), tanto en términos absolutos como en CPUE y BPUE, ha resultado la especie más abundante con diferencia, seguido por la carpa (*C. carpio*). No han sido detectadas diferencias significativas entre las capturas y biomasa totales en ambas campañas, aunque éstas sí variaron entre los diferentes embalses. Durante la segunda campaña, *B. sclateri* disminuye en efectivos y aumenta su biomasa, patrón que se invierte en *C. carpio*. Este aspecto probablemente está relacionado con el comportamiento reproductor diferencial que ambas especies presentan. Finalmente, se han obtenido variaciones significativas en las CPUE y BPUE entre ambas campañas en varios de los embalses prospectados.

ABSTRACT

Several reservoirs were sampled along two sampling periods (1998 Autumn-Winter and 1999 Spring-Summer) in Murcian Region, one of the most arid zones in the southeast of the Iberian Peninsula. Results obtained with nets, abundance and biomass, were compared between periods.

Only six species were recorded: *Barbus sclateri*, *Cyprinus carpio*, *Carassius auratus*, *Chondrostoma toxostoma*, *Micropodus chinensis* and *Gambusia holbrooki*. The family Cyprinidae was dominant (99.18% of the total captures) and the barbel (*B. sclateri*) was the dominant species (65.32% of the total captures) followed by the carp (27.41% of the total captures).

There were not detected significant differences in total captures and biomass between periods, although captures and biomass were different at some sampled reservoir. In the Spring-Summer period, barbel showed lower captures and higher biomass than in Autumn-Winter and this fact was inverse for the carp. Probably, this aspect is caused by the different reproductive behaviour between these species.

Changes in CPUE and BPUE between periods were different at each reservoir. In four reservoirs CPUE and BPUE were lower at the second period, two reservoirs increased in CPUE and BPUE at the second period and, finally, CPUE increased and BPUE decreased in only one reservoir at the second period.

1. INTRODUCCIÓN

La necesidad de agua para la agricultura y la regulación del caudal de los ríos, dadas las características climatológicas de la

región mediterránea, son los principales factores que han propiciado una política de construcción de embalses que se viene llevando a cabo desde principios de siglo (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1992). La creación de un

nuevo embalse provoca drásticos cambios sobre el medio en el que se asienta. La fauna ictícola es una de las más afectadas por estos cambios al sustituirse el ambiente lótico, al que están adaptadas, por un ambiente léntico (ELVIRA, 1998) que, por regla general, modifica la configuración de las poblaciones locales de peces, favoreciendo a unas y provocando la desaparición de otras. La colonización de estas nuevas masas de agua por parte de la fauna ictiológica es un factor importante, no sólo desde un punto de vista ecológico, sino aplicado a su gestión y explotación (GRANADO-LORENCIO & GARCÍA-NOVO, 1981).

Pocos son los trabajos específicos realizados hasta el momento sobre la diversidad y abundancia de especies ictícolas en los embalses peninsulares (RODRÍGUEZ-RUIZ, 1998; GRANADO-LORENCIO, 1992; GRANADO-LORENCIO *et al.*, 1998; entre otros) destacando la inexistencia de trabajos de este tipo en la región del sureste español.

En este trabajo se muestran los primeros datos sobre la fauna piscícola de embalses, en términos de diversidad, abundancia y biomasa, de la Cuenca Hidrográfica del Segura, como cuenca representativa de una de las regiones con mayor aridez en la Península Ibérica (VIDAL-ABARCA *et al.*, 1987).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Localidades de muestreo

Se han llevado a cabo 2 campañas de muestreo en la totalidad de embalses (9) localizados en el sector III (MAS, 1986) de la Cuenca Hidrográfica del Segura dentro del territorio de la Región de Murcia (Fig. 1). A su vez, 4 embalses más tuvieron que ser excluidos del estudio por encontrarse, en ambas campañas de muestreo, prácticamente secos o en fase de construcción y/o periodo de llenado inicial. La primera campaña se realizó entre los meses de noviembre y diciembre de 1998 (campaña otoño-invierno) y la segunda entre mayo y junio de 1999 (campaña primavera-verano). En la Tabla I se muestran las variables físico-químicas más destacables obtenidas en cada uno de los embalses estudiados durante los dos periodos

de estudio. Para mayor información sobre las condiciones bióticas y abióticas de las localidades de estudio en GARCÍA DE JALÓN *et al.* (1998 y 1999) se presenta un exhaustivo estudio sobre las mismas.

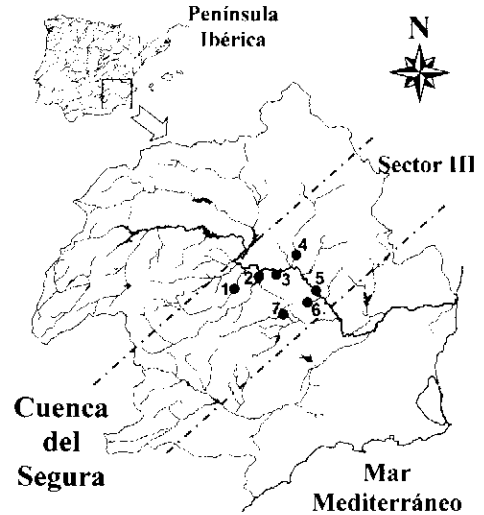


Fig. 1.—Localización de los embalses muestreados en el sector III de la Cuenca Hidrográfica del Segura (Murcia, España). 1. Emb. de Argos; 2. Emb. de Alfonso XIII; 3. Emb. del Cárcabo; 4. Emb. del Judío; 5. Azud de Ojós; 6. Emb. del Mayés; 7. Emb. de la Cierva.

—Sampling reservoirs located in the section III of Segura River Basin (Murcia, Spain). 1. Argos; 2. Alfonso XIII; 3. Cárcabo; 4. Judío; 5. Azud de Ojós; 6. Mayés; 7. La Cierva.

2.2. Metodología de muestreo

Para el conocimiento de la composición cualitativa y semicuantitativa de la comunidad íctica en cada uno de los embalses se emplearon artes de pesca pasivas, trasmallos, principalmente, y nasas, butrones y minnow-traps como métodos complementarios en áreas someras ya que en éstas es poco adecuado el empleo de redes.

La utilización de redes se hizo de forma sectorizada, estableciendo la mayor diversidad de hábitats presentes en cada embalse a fin de determinar todas las especies existentes en los mismos. Así, en cada uno de los

embalses muestreados se emplearon 12 trasmallos con una luz de malla interior de 10-12 mm. La mitad de éstos, de 10 m de longitud y 1,5 m de altura, fueron colocados en las

2.3. Cálculo de existencias

Como estima de las densidades piscícolas se han utilizado las capturas por unidad

Tabla I.—Parámetros físico-químicos obtenidos en los embalses prospectados durante las dos campañas de muestreo. —Physical-chemical parameters obtained in the sampling reservoirs in the two studied periods.

Embalses	Campaña	T* (°C)	pH(mv)	Conductividad (mS/cm)	Oxígeno disuelto (mg/l)	Salinidad (‰)	Turbidez (cm)
Argos	I	17.2-17.4	7.22-7.28	168-170	8.20-9.22	1-2	31-44
	II	26.5-26.7	8.5-8.6	170-180	9.74-10.42	1-3	77-79
Cárcabo	I	17.0-17.4	8.09-8.11	400-410	6.56-6.93	3-4	61-231
	II	27.0-29.0	8.09-8.32	490-500	7.52-7.82	2-3	73.5-192
Judío	I	17.9-18.4	8.88-9.09	740-750	6.52-7.58	7-8	100-186
	II	26.5-27.2	8.13-8.39	1030-1040	6.58-6.91	5-6	78.5-187
Mayés	I	17.5-18.0	8.62-8.85	60-80	10.06-10.78	1-2	103-125
	II	26.9-27.6	8.62-8.71	100-110	12.35-14.08	1-3	73-77
Cierva	I	16.1-16.2	8.0-8.2	80-90	6.54-8.38	---	93-101
	II	25.7-26.0	8.12-8.36	100-110	7.17-8.64	0	109-306
Pliego	I	17.0-17.1	8-8.1	110-120	6.96-7.01	---	60-61
	II*	---	---	---	---	---	---
Alfonso XIII	I	17.1-17.2	7.49-7.59	560-570	9.62-11.05	4-5	48-56
	II	26.0-26.4	7.74-8.2	760-780	7.67-7.90	5-6	34-92
Ojós	I	16.5-16.7	8.66-8.76	60-70	7.72-9.38	2-3	28-42
	II	23.9-24.3	7.82-7.84	100-110	7.73-8.06	1-2	27-46
Santomera	I**	---	---	---	---	---	---
	II	28.5-29.1	8.28-8.49	2870-2930	5.4-7.34	27-30	35-36

I = Campaña Otoño-Invierno; II = Campaña Primavera-Verano

* = Embalse no muestreado por encontrarse seco

** = Embalse no muestreado por contaminación

zonas más profundas del embalse, y el resto, de 12,5 m de longitud y 1,5 m de altura, fueron dispuestos de forma perpendicular en las orillas del embalse.

Los métodos complementarios (nasas, butrones y minnow-traps) permitieron la captura de peces más pequeños. De esta forma, en cada uno de los embalses se localizaron dos puntos de muestreo para estos métodos y en cada uno de ellos fueron colocadas 10 nasas, 5 butrones y 10 minnows-traps.

Todos los métodos de captura tuvieron un periodo de permanencia mínimo de 18 h y máximo de 26 h por embalse. Una vez retirados los artes de pesca, se procedió, con los individuos anestesiados, al conteo general por especies y a la toma de datos de cada uno de los ejemplares: Longitud furcal ($L_f \pm 1$ mm) y Peso húmedo total ($P_t \pm 0,1$ g). Finalmente, los ejemplares supervivientes eran devueltos al propio embalse.

de esfuerzo (CPUE = Capturas/esfuerzo de pesca/tiempo), que ofrecen una buena información de la abundancia íctica (PAULY, 1982; HARALDSTAD & JONSSON, 1983; entre otros) y son la mejor estima cuando no es posible conocer la densidad absoluta (NIELSEN, 1983). Igualmente se procedió con la biomasa obtenida (BPUE = Biomasa/esfuerzo de pesca/tiempo). Para estas estimas se ha trabajado con CPUE y BPUE obtenidas solamente con trasmallos, evitando de esta forma el error que se cometería analizando las obtenidas con trasmallos y otras artes de pesca (nasas, butrones, minnow-traps) conjuntamente.

De esta forma, los resultados son expresados como:

$$CPUE = N/E/I \quad \text{y} \quad BPUE = B/E/I$$

Donde N = número capturas; B = Peso capturas ($\pm 0,1$ g); E = m^2 de superficie de trasmallos; I = índice estandarizado de tiem-

po (tiempo de captura/tiempo máximo de captura).

La estructura de las comunidades féticas obtenidas para las campañas de otoño y verano se ha comparado mediante la obtención de los índices de Correlación Ordenada de Spearman, Índices de Concordancia de Kendall, tests χ^2 con la hipótesis nula de no variación en las proporciones, según los datos a analizar y a un nivel de significación $P < 0,05$ (SOKAL & ROHLF, 1979).

3. RESULTADOS

Se han tratado los resultados del estudio de las comunidades féticas de los embalses de forma global, comparando ambas campañas de muestreo para poder llegar así a una valoración final de los resultados. En dicha comparación no se han tenido en cuenta los embalses de Pliego y Santomera debido a que ambos presentaron unos niveles de agua impracticables en alguna de las dos campañas de muestreo y, por tanto, sólo se poseen datos de una de ellas.

Familia Centrarchidae: *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802)

Familia Poccilidae: *Gambusia holbrooki* (Agassiz, 1859)

En la Tabla II se muestran las especies capturadas en ambas campañas de muestreo y su presencia o ausencia en cada uno de los embalses prospectados, donde se puede observar como la mayoría de las especies han sido detectadas en ambas campañas de muestreo.

3.2. Abundancia y biomasa total

El total de capturas obtenido en las 7 localidades fue de 2108 individuos con una biomasa total de 552505,1 g. Estos datos no contemplan los resultados obtenidos para *G. holbrooki* debido a que su pequeño tamaño solo posibilita la captura de esta especie mediante el único método de pesca (Minnow-traps).

El barbo (*B. sclateri*), con el 65,32% de las capturas totales y el 78,68% de la biomasa total ha sido la especie más abundante con diferencia. La segunda especie en abundancia ha sido la carpa que, atendiendo a la dife-

Tabla II.—Presencia/Ausencia de las diferentes especies piscícolas capturadas en cada uno de los embalses muestreados en la Región de Murcia. (*) *C. carpio* var. *specularis*.

—Presence/Absence of fish species in each of sampling reservoirs in the Murcian region. (*) *C. carpio* var. *specularis*.

Localidades	Especies													
	<i>B. sclateri</i>		<i>C. carpio</i>		<i>C. carpio</i> *		<i>C. auratus</i>		<i>Ch. polylepis</i>		<i>M. salmoides</i>		<i>G. holbrooki</i>	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
E. de Argos	X	X	X	X	X	X	X	X						
E. Alfonso XIII	X	X	X	X	X	X							X	X
E. del Cárcabo	X	X	X	X	X	X	X	X						
E. del Judío		X			X	X								
Azud de Ojós	X	X		X					X	X			X	
E. del Mayés	X	X		X	X				X	X				
E. de la Cierva	X	X	X	X								X	X	

I = Campaña Otoño-Invierno; II = Campaña Primavera-Verano

3.1. Inventario piscícola

La composición de la ictiofauna de los embalses de la Región de Murcia queda conformada por las siguientes especies:

Familia Cyprinidae: *Barbus sclateri* Günther, 1868

Cyprinus carpio Linnaeus, 1758

Carassius auratus (Linnaeus, 1758)

Chondrostoma polylepis Steindachner, 1865

renciación de la variedad de espejo, ha presentado un 10,10% del total de capturas y un 4,40% del total de la biomasa para *C. carpio* y un 17,31% del total de capturas y 14,84% del total de la biomasa para *C. carpio* var. *specularis*. Estas dos especies conforman el 92,73% del total de capturas y el 97,92% de la biomasa total. El resto de especies han presentado una abundancia muy inferior a las anteriores. Así, la abundancia total de *C.*

auratus fue de 4,36% (0,85% de la biomasa total) y la de *Ch. polylepis* fue 2,09% (1,21% de la biomasa total). De esta forma, los ciprínidos han representado el 99,18% del total de capturas y el 99,98% del total de la biomasa. Finalmente, *M. salmoides* constituyó exclusivamente el 0,82% restante de capturas totales (0,02% de la biomasa total). La composición y biomasa de la comunidad íctica en cada uno de los embalses muestreados queda reflejada en la Tabla III.

La comparación entre la abundancia y biomasa total obtenidas para ambas campañas ha sido abordada desde dos perspectivas. En primer lugar, se ha realizado una comparación entre las capturas y biomasa total obtenidas en las dos campañas de muestreo para los diferentes embalses prospectados

relación al resto de embalses, obtenido en el embalse del Cárcabo. Por el contrario, los embalses con el mayor número de capturas y biomasa han sido el Azud de Ojós y el embalse de Alfonso XIII.

Conjuntamente no fueron detectadas diferencias significativas entre las capturas y biomasa total de ambas campañas (one-way ANOVA, $F_{(1,12)} = 1,608$; $P = 0,229$), aún eliminando el embalse del Cárcabo del análisis dado el alto valor de varianza que incorpora por la escasez de ejemplares capturados en el mismo, no fueron detectadas diferencias significativas (one-way ANOVA, $F_{(1,10)} = 2,075$; $P = 0,180$).

En una segunda aproximación se han comparado las capturas y biomasa total para cada una de las especies en las dos

Tabla III.—Capturas y biomasa total obtenidas para cada una de las especies en las dos campañas de muestreo en cada uno de los embalses prospectados en la Región de Murcia. (*) *C. carpio* var. *specularis*.

Total captures and biomass obtained for each species in the two studied periods in each of sampling reservoirs in the Murcian region. (*) *C. carpio* var. *specularis*.

Especies Embalses	<i>B. sclateri</i>		<i>C. carpio</i>		<i>C. carpio</i> *		<i>C. auratus</i>		<i>Ch. polylepis</i>		<i>M. salmoides</i>	
	% (A)	% (B)	% (A)	% (B)	% (A)	% (B)	% (A)	% (B)	% (A)	% (B)	% (A)	% (B)
Argos	35,77	35,52	23,17	34,84	14,23	17,91	26,83	11,73	---	---	---	---
Alfonso XIII	75,24	94,48	21,96	5,40	2,80	0,12	---	---	---	---	---	---
Cárcabo	1,4	40,28	61,44	53,88	6,02	2,39	31,32	3,45	---	---	---	---
Judío	0,33	1,06	---	---	99,67	98,94	---	---	---	---	---	---
Azud de Ojós	95,72	97,09	0,38	0,82	---	---	---	---	3,72	2,08	0,18	0,01
Mayés	82,88	84,12	---	---	6,31	11,78	---	---	10,81	4,1	---	---
Cierva	91,41	96,99	3,09	2,87	---	---	---	---	---	---	5,5	0,14

(Fig. 2). A continuación, se han analizado las diferencias en dichas capturas y biomasa desde la perspectiva específica, es decir, tomando como unidad de comparación la estructura y composición de la comunidad íctica del conjunto de embalses (Tabla IV).

De esta forma, se observa como en los embalses del Cárcabo, Judío, Mayés y Ojós las capturas son mayoritarias en la campaña de primavera-verano (Fig. 2), presentando el resto de embalses una ligera disminución en las mismas con respecto a la campaña de otoño-invierno. No obstante, este patrón no se ve reflejado en la biomasa. Destaca el bajo número de capturas y biomasa total, en

campañas de muestreo en el total de embalses prospectados (Tabla IV). Podemos observar como el dominio en la comunidad de *B. sclateri* es evidente en ambas estaciones del año, si bien presenta un ligero decremento en abundancia desde la primera campaña (otoño-invierno) a la segunda (primavera-verano) que se contrarresta con un aumento en términos de biomasa. Esta inversión nos indica que, en términos generales, *B. sclateri* aparece en menor número en primavera-verano pero los ejemplares presentes son de mayor envergadura. Por el contrario, esta pauta se invierte para *C. carpio* en sus dos variedades conjuntamente, debido a la captu-

ra de un número elevado de ejemplares juveniles en la campaña primavera-verano en varios de los embalses prospectados (Embalse del Judío y Alfonso XIII, principalmente).

Tabla IV.—Abundancia y biomasa relativa de cada una de las especies en el total de los embalses prospectados en la Región de Murcia.

—Relative abundance and biomass of each species in the total of sampling reservoirs in the Murcian Region.

	Capturas					
	Otoño-Invierno			Primavera-Verano		
	N	%	Rango	N	%	Rango
<i>B. sclateri</i>	751	74	1	623	59,6	1
<i>C. carpio</i>	122	10,7	2	91	9,6	3
<i>C. carpio*</i>	301	1,6	3	64	23,8	2
<i>C. auratus</i>	41	6,1	4	51	3,2	4
<i>Ch. polytepis</i>	34	1,2	5	10	2,7	5
<i>M. salmoides</i>	14	0,4	6	3	1,1	6
	1266			842		

	Biomasa					
	Otoño-Invierno			Primavera-Verano		
	B(gr)	%	Rango	B(gr)	%	Rango
<i>B. sclateri</i>	180614	73,78	1	254119	82,59	1
<i>C. carpio</i>	14766	6,03	3	9555,1	3,11	3
<i>C. carpio*</i>	44410	18,14	2	37563,7	12,21	2
<i>C. auratus</i>	3339	1,36	4	1351,8	0,44	5
<i>Ch. polytepis</i>	1643	0,67	5	5051	1,64	4
<i>M. salmoides</i>	45	0,02	6	40,4	0,01	6
	244817			307681		

Correlación de Spearman	Coefficiente de Concordancia de Kendall
H0: $\rho_s=0$	H0: No hay asociación entre las variables
H1: $\rho_s \neq 0$	H1: Hay asociación entre las variables
$R_s=0,943$ ($p<0,05$)	$W=0,9714$
	$X_r=9,174$

Si bien el índice de correlación de Spearman no nos indica una variación en la estructura de la comunidad íctica entre las dos campañas de muestreo ($r_s^{(Abundancia)} = 0,943$; $r_s^{(Biomasa)} = 0,943$; $P < 0,05$), el índice de Kendall, algo más conveniente para el tamaño muestral con el que trabajamos (SOKAL & ROHLF, 1979), muestra una variación significativa en los rangos de abundancia y biomasa total de las dos campañas de muestreo ($W_{Abundancia} = 0,9714$, $X_r = 9,741$; $W_{Biomasa} = 0,9714$, $X_r = 9,741$). También se han aplicado tests X^2 , con la hipótesis nula de no variación en las proporciones, en los casos en los que las restricciones estadísticas nos han permitido la aplicación del mismo. De esta forma, tanto en las capturas totales ($X^2 = 233,4$; 5 g.l., $P < 0,05$), como en la biomasa total en kilogramos ($X^2 = 28$; 5 g.l., $P < 0,05$), se han obtenido diferencias significativas entre las proporciones de las diferentes especies que conforman la comunidad del

total de embalses muestreados.

Estos resultados nos indican que la comunidad piscícola presente en la totalidad de embalses, si bien en ambas campañas es

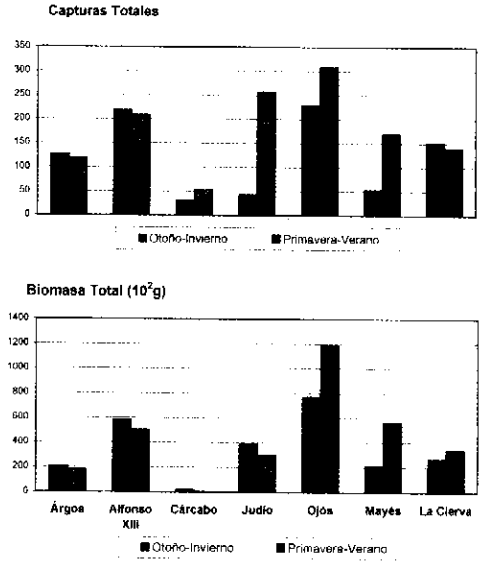


Fig. 2.—Capturas y biomasa total obtenidas en las dos campañas de muestreo en los diferentes embalses prospectados en la Región de Murcia.

Total captures and biomass for each sampling reservoirs in the two studied periods in the Murcian region.

dominada por el barbo, presenta diferencias en la proporción de especies que determinan la estructura de la misma entre dichas campañas, siendo la carpa la que proporciona mayor variabilidad. Este patrón probablemente es debido al comportamiento reproductor diferencial entre estas dos especies mayoritarias ya que el barbo tiende a migrar durante la época reproductora mientras que la carpa es capaz de reproducirse en el mismo embalse.

3.3. Composición relativa

En este epígrafe se muestran los resultados de la comparación entre las dos campañas realizados para la estructura y composición de las diferentes comunidades piscícolas detectadas, mediante trasvallos, en cada uno

Tabla V.—CPUE y BPUE obtenidas estandarizadas a un esfuerzo de pesca de 24 h para cada una de las especies en cada uno de los embalses muestreados. Se presenta el valor de los estadísticos aplicados.

CPUE and BPUE obtained standardized at 24 h fishing effort for each species in each sampling reservoir. Values of applied statistics are presented.

Embalse de Argos				
W = 0,844	CPUE		BPUE	
Xr = 5,064	Otoño-Invierno	Primavera-Verano	Otoño-Invierno	Primavera-Verano
<i>B. sclateri</i>	0,29	0,38	32,98	75,86
<i>C. carpio</i>	0,27	0,09	91,33	34,75
<i>C. carpio*</i>	0,18	0,05	53,90	12,78
<i>C. auratus</i>	0,51	0,15	34,71	11,14
Total	1,25	0,67	212,93	134,52
Embalse de Alfonso XIII				
	CPUE		BPUE	
	Otoño-Invierno	Primavera-Verano	Otoño-Invierno	Primavera-Verano
<i>B. sclateri</i>	1,43	1,07	437,91	361,87
<i>C. carpio</i>	0,21	0,01	29,50	9,70
Total	1,64	1,08	467,41	371,56
Azud de Ojós				
$\chi^2 = 2,2$ 2 g.l.	CPUE		BPUE	
P < 0,05	Otoño-Invierno	Primavera-Verano	Otoño-Invierno	Primavera-Verano
<i>B. sclateri</i>	1,81	2,16	611,51	825,10
<i>C. carpio</i>	0,00	0,02	0,00	13,67
<i>Ch. polylepis</i>	0,05	0,10	10,02	21,86
Total	1,86	2,27	621,52	860,63
Embalse del Cárcabo				
W = 0,352	CPUE		BPUE	
Xr = 2,112	Otoño-Invierno	Primavera-Verano	Otoño-Invierno	Primavera-Verano
<i>B. sclateri</i>	0,007	0,000	8,051	0,000
<i>C. carpio</i>	0,046	0,024	4,927	2,712
<i>C. carpio*</i>	0,007	0,000	0,413	0,000
<i>C. auratus</i>	0,009	0,022	0,074	0,424
Total	0,070	0,047	13,464	3,136
Embalse del Judío				
	CPUE		BPUE	
	Otoño-Invierno	Primavera-Verano	Otoño-Invierno	Primavera-Verano
<i>B. sclateri</i>	0,000	0,009	0,000	6,84
<i>C. carpio*</i>	0,247	0,660	266,892	239,64
Total	0,247	0,669	266,892	246,47
Embalse del Mayés				
	CPUE		BPUE	
	Otoño-Invierno	Primavera-Verano	Otoño-Invierno	Primavera-Verano
<i>B. sclateri</i>	0,346	1,039	142,089	363,393
<i>C. carpio*</i>	0,009	0,111	3,556	56,038
<i>Ch. polylepis</i>	0,024	0,190	2,590	20,627
Total	0,379	1,339	148,235	440,058
Embalse de La Cierva				
	CPUE		BPUE	
	Otoño-Invierno	Primavera-Verano	Otoño-Invierno	Primavera-Verano
<i>B. sclateri</i>	1,213	0,947	237,834	232,295
	0,027	0,043	4,908	8,645
Total	1,239	0,990	467,41	240,940

de los embalses por separado (Tabla V). Las CPUE y BPUE medias se encuentran estandarizadas a 24 horas para cada una de las especies encontradas en cada uno de los embalses muestreados.

Se aprecia una disminución de las CPUE y BPUE del otoño-invierno a la pri-

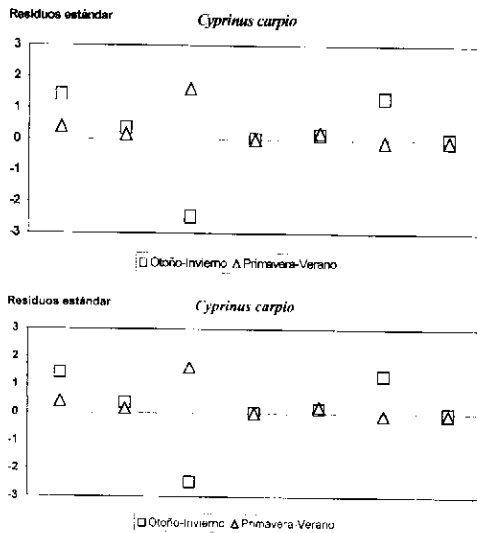


Fig. 3. Residuos estandarizados de la relación CPUE-BPUE para *B. sclateri* y *C. carpio* (ambas variedades) en ambas campañas de muestreo para el total de embalses muestreados.

—Standardized residuals for CPUE-BPUE relationship in *B. sclateri* and *C. carpio* (two varieties) in the two studied periods for the total sampling reservoirs.

mavera-verano en los embalses de Argos, Alfonso XIII, Cárcabo y La Cierva mientras que el Azud de Ojós y el embalse del Mayés presentan un notable aumento de las mismas. En el embalse del Judío se obtuvo un notable aumento de la CPUE y una pequeña disminución de la BPUE.

Finalmente, para las dos especies mayoritarias (barbo y carpa) se han analizado los residuos estandarizados de la relación CPUE-BPUE existente en ambas campañas de muestreo y el total de embalses muestreados ($BPUE_{Barbo} = 326,7$ $CPUE_{Barbo}$; $R^2 = 0,97$, $F_{(1,13)} = 381,05$; $P < 0,0005$; $BPUE_{Carpa} = 396,3$ $CPUE_{Carpa}$; $R^2 = 0,79$, $F_{(1,13)} = 47,36$; $P < 0,0005$) (Fig. 3). Este análisis nos indica

que en la mayoría de embalses los ejemplares capturados de ambas especies han sido de tamaños medios (residuos estandarizados próximos a 0). Si bien en embalses como Argos, La Cierva y Alfonso XIII (otoño-invierno) para el barbo, y Embalse del Judío para la carpa, se han obtenido ejemplares de tamaños superiores a la media (residuos estandarizados marcadamente negativos). A su vez, el Azud de Ojós para el barbo, Argos y Alfonso XIII (otoño-invierno) y Judío (primavera-verano) para la carpa, presentaron unas capturas de unos tamaños inferiores a la media (residuos estandarizados marcadamente positivos).

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El predominio de los representantes de la familia *Cyprinidae* en embalses peninsulares es un hecho puesto manifiesto por numerosos autores (GRANADO-LORENCIO & GARCÍA-NOVO, 1984; GRANADO-LORENCIO, 1992; GRANADO-LORENCIO et al., 1998; RODRÍGUEZ-RUIZ, 1998; entre otros) al cual se pueden sumar los embalses de la Región de Murcia. Los embalses prospectados muestran claramente un predominio de especies representantes de esta misma familia. Este hecho puede deberse, en parte, a la capacidad de explotación del detrito como recurso alimentario que presentan, por regla general, los componentes de esta familia y que les proporciona una ventaja adaptativa sobre otras familias de peces en medios lenticos (GRANADO-LORENCIO & GARCÍA-NOVO, 1981). No obstante, por regla general, la ictiofauna de un embalse depende inicialmente de la comunidad que habitaba el río sobre el que se construye el embalse (GRANADO-LORENCIO, 1985), y dado que las especies predominantes en el sector Sur de la Península (*sensu* DOADRIO, 1988) son los ciprínidos (DOADRIO, 2001), los resultados obtenidos sobre la diversidad fética de los embalses de la Región de Murcia entran dentro de lo esperado.

El barbo (*B. sclateri*), única especie capturada de carácter autóctono en la Cuenca Hidrográfica del Segura, es la especie dominante tanto por el número de embalses en los que se presenta (todos excepto en el embalse del Judío) como por su abundancia en los mis-

mos. Si bien, en términos generales (Tabla IV), se detecta un ligero decremento de su abundancia, en comparación con el resto de especies, desde la campaña otoño-invierno (73,99%) a la campaña primavera-verano (59,56%), invirtiéndose este hecho en su biomasa. Esto se traduce en la presencia de un menor número de ejemplares en los embalses durante la primavera-verano pero con mayor envergadura. Este aspecto, con menor importancia numérica, se repite para la boga (*Ch. polylepis*) (Tabla IV) y, del mismo modo que

ca del Tajo a través del trasvase Tajo-Segura (TORRALVA & OLIVA-PATERNA, 1997). De las seis especies capturadas, cuatro de éstas son exóticas, aunque sólo dos de ellas (*M. salmoides* y *G. holbrooki*) fueron introducidas durante el siglo XX (ELVIRA, 1995).

En el análisis de la abundancia y biomasa total, y de las dos especies mayoritarias, se han obtenido correlaciones significativas entre la temperatura del agua en superficie y la turbidez de cada uno de los embalses muestreados con las CPUE y BPUE de los

Tabla VI. Índices de correlación de Pearson entre las variables físico-químicas de mayor importancia y las CPUE y BPUE totales de los diferentes embalses prospectados. (*: Índice de correlación significativo, $P < 0.05$).

—Pearson's correlation coefficients between the most important physical-chemical variables and total CPUE and BPUE of the sampling reservoirs. (*: Significant correlation's coefficients, $P < 0.05$).

	Total		<i>Barbus sclateri</i>				<i>Cyprinus carpio</i>					
	Otoño		Primavera		Otoño		Primavera		Otoño		Primavera	
	Invierno	Verano	Invierno	Verano	Invierno	Verano	Invierno	Verano	Invierno	Verano	Invierno	Verano
	CPUE	BPUE	CPUE	BPUE	CPUE	BPUE	CPUE	BPUE	CPUE	BPUE	CPUE	BPUE
Tª	-0,66*	-0,61*	-0,80*	-0,77*	-0,73*	-0,58*	-0,79*	-0,77*	0,37	0,62*	0,57*	0,19
pH	-0,38	0,05	-0,36	-0,44	-0,08	0,04	-0,44	-0,48	-0,57*	0,13	-0,03	0,20
Conductividad	-0,34	-0,18	-0,41	-0,30	-0,35	-0,30	-0,52	-0,45	0,38	0,63*	0,19	0,63*
Oxígeno	-0,36	0,19	0,17	0,09	0,32	0,39	0,13	0,11	0,03	-0,29	-0,24	-0,17
Turbidez	0,92*	0,64*	0,69*	0,69*	0,69*	0,66*	0,67*	0,71*	0,29	0,21	0,44	0,29

el barbo, podría ser consecuencia del marcado comportamiento migratorio pre-reproductor que ambas especies presentan durante los meses primaverales (RODRÍGUEZ-RUIZ & GRANADO-LORENCIO, 1992; DOADRIO, 2001). A su vez, esta pauta de abundancia y biomasa observada en ambas especies es inversa a la detectada en la carpa (*C. carpio* ambas variedades) la cual presenta una clara disminución de su biomasa en la primavera-verano debido a la presencia de un número considerable de ejemplares juveniles en varios de los embalses muestreados, producto de la reproducción de la especie en los mismos.

El barbo, junto con la boga, representan los dos únicos endemismos peninsulares presentes en los embalses muestreados, si bien esta última especie no es autóctona de la Cuenca Hidrográfica del Segura sino que ha sido introducida desde la Cuenca hidrográfi-

cos (Tabla VI). Este aspecto, con la primera de las variables, probablemente está relacionado con los patrones de movimiento de las especies obtenidas y sus preferencias de hábitat, que pueden estar directamente influenciadas por la temperatura (GRANADO-LORENCIO & GARCÍA-NOVO, 1985; GRANADO-LORENCIO, 1996). A su vez, la turbidez es un aspecto de influencia directa en la efectividad de captura que presentan las redes branquiales y trasmallos por regla general (WOOTTON, 1998), de esta forma, se ha obtenido una disminución significativa de las CPUE y BPUE totales y del barbo conforme aumentó la turbidez del agua en los embalses prospectados.

Las asociaciones piscícolas detectadas concuerdan con las establecidas por MAS (1986) en aquellos cuerpos de agua coincidentes con nuestro trabajo (E. de la Cierva,

E. de Alfonso XIII y E. de Argos). Así mismo, confirmamos la presencia de *C. auratus* en el embalse de Argos, la cual se encontraba "por confirmar" según este mismo autor.

A su vez, con los datos del presente trabajo se confirma la presencia de *Ch. polylepis* en aquellos embalses conectados aguas abajo al trasvase Tajo-Segura de la Cuenca del río Segura. Este aspecto favorece la posibilidad expuesta por TORRALVA & OLIVA-PATERNA (1997) de que el vector de introducción de esta especie en la Cuenca haya sido el mencionado trasvase.

Los embalses de la Región de Murcia estudiados presentan un predominio ciprinícola con especial importancia del barbo (*B. sclateri*) apreciándose diferencias en la proporción de especies de la comunidad íctica entre ambas campañas. Las capturas y biomasas totales entre ambas campañas no han resultado diferentes al analizarlas conjuntamente si bien fueron distintas localmente para cada uno de los embalses. Finalmente, las CPUE y BPUE mostraron un aumento o disminución entre ambas campañas según el embalse analizado no mostrando una tendencia general entre todos ellos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado al amparo de un convenio de colaboración con la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de Murcia y gracias a la colaboración directa de los técnicos de la Sección de Fauna y Vida Silvestre de esta Consejería.

Deseamos agradecer al Dr. Francisco Martínez Capel, Lcdo. Carlos Alonso González y Lcdo. Julio Lurueña Barrios, miembros del Departamento de Ingeniería Forestal, Escuela de Ingenieros de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid; así como al Dr. Jorge Malo López-Román y al Lcdo. Nicolás Ubero Pascal miembros del Grupo de Investigación Zoología Básica y Aplicada de la Universidad de Murcia por su cooperación en los trabajos de campo y laboratorio del presente estudio.

Recibido el día 21 de enero de 2002

Aceptado el día 23 de octubre de 2002

BIBLIOGRAFÍA

- DOADRIO, I. 1988. Delimitation of Areas in the Iberian Peninsula on the basis of Freshwater fishes. *Bonner Zoologische Beiträge*, **39** (2/3): 113-128.
- 2001. *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. 364 págs. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- ELVIRA, B. 1995. Freshwater Fishes Introduced in Spain and Relationships with Autochthonous Species. In: *Protection of Aquatic Biodiversity, Proceedings of the World Fisheries Congress*. D. P. PHILIPP, V. M. EPIFANIO, J. E. MARDSEN & J. F. CLAUSEN Eds.. 262-265. Oxford & Publishine Co. Pvt. Ltd. New Delhi.
- 1998. El declive de los peces fluviales en España. *Ecosistemas*, **22**: 66-71.
- GARCÍA DE JALÓN, D., GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. & CASADO, C. 1992. Ecology of regulated streams in Spain: an overview. *Limnetica*, **8**: 161-166.
- GARCÍA DE JALÓN, D., TORRALVA FORERO, M., GONZÁLEZ, C. A., ANDREU SOLER, A., MARTÍNEZ CAPEL, F., MALO LOPEZ-ROMÁN, J., OLIVA PATERNA, F. J. & ÜBERO PASCAL, N. 1998. Plan de Gestión Piscícola de la Región de Murcia, Informe Parcial. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Región de Murcia. 123 págs. Fundación General Universidad Politécnica de Madrid.
- GARCÍA DE JALÓN, D., TORRALVA FORERO, M., LURUEÑA BARRIOS, J., ANDREU SOLER, A., MARTÍNEZ CAPEL, F., OLIVA PATERNA, F. J., GONZÁLEZ, C. A., DOMÍNGUEZ GREGORIO, M. M., HORVATIL, E., GARCÍA-MELLADO, A., MALO LOPEZ-ROMAN, J., MIÑANO ALEMÁN, P. A. & ÜBERO PASCAL, N. 1999. Plan de Gestión Piscícola de la Región de Murcia, Informe Final. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Región de Murcia. 318 págs. Fundación General Universidad Politécnica de Madrid.
- GRANADO LORENCIO, C. 1985. Aproximación al funcionamiento de la comunidad íctica de los embalses del Sur de España. *Alytes*, **3**: 9-20.
- 1992. Fish species ecology in Spanish freshwater ecosystems. *Limnetica*, **8**: 255-261.
- 1996. *Ecología de Peces*. 353 págs. Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla. Sevilla.
- GRANADO LORENCIO, C., ENCINA, L., ESCOT-MUÑOZ, C., MELLADO-ÁLVAREZ, E. & RODRÍGUEZ-RUIZ, 1998. Estudio ictológico en el embalse de Joaquín Costa (Río Ésera, Huesca). *Limnetica*, **14**: 35-45.
- GRANADO LORENCIO, C. & GARCÍA-NOVO, F. 1981. Cambios Ictiológicos durante las primeras etapas de la sucesión en el embalse de Arrocampo (Cuenca del Tajo. Cáceres). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, **VI** (319): 223-243.
- GRANADO LORENCIO, C. & GARCÍA-NOVO, F. 1984. Distribución de la ictiofauna en un embalse con estratificación estival. *Limnetica*, **1**: 297-303.
- HARALDSTAD, O. & JONSSON, B. 1983. Age and sex segregation in habitat utilization by brown trout in a Norwegian Lake. *Transactions of the American Fisheries Society*, **112**: 27-37.
- MAS, J. 1986. La Ictiofauna Continental de la Cuenca del Río Segura. Evolución Histórica y Estado Actual. *Anales de Biología*, **8** (2): 3-17.
- NIELSEN, L. 1983. Variation in the catchability of yellow perch in a Otter trawl. *Transactions of the American Fisheries Society*, **112**: 53-59.

- PAULY, D. 1982. A method to estimate the shock-recruitment relationship of shrimps. *Transactions of the American Fisheries Society*, **11**: 13-20.
- RODRÍGUEZ RUIZ, A. 1998. Fish species composition before and after construction of a reservoir on the Guadalete River (SW Spain). *Archiv für Hydrobiologie*, **142** (3): 353-369.
- RODRÍGUEZ RUIZ, A. & GRANADO-LORENCO, C. 1992. Spawning period and migration of three species of cyprinids in a stream with Mediterranean regimen (SW Spain). *Journal of Fish Biology*, **41**: 545-556.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1979. *Biometría. Principios y Métodos estadísticos en la investigación biológica*. 832 págs. H. Blume Ediciones. Madrid.
- TORRALVA, M. M. & OLIVA-PATERNA, F. J. 1997. Primera cita de *Chondrostoma polylepis* Steindachner, 1865 (Ostariophysi, Cyprinidae) en la Cuenca del Río Segura. SE. de España. *Limnetica*, **13** (1): 1-3.
- VIDAL-ABARCA, M. R., MONTES, C., RAMÍREZ-DÍAZ, L. & SUÁREZ, M. I. 1987. El clima de la Cuenca del Río Segura (S. E. de España): factores que lo controlan. *Anales de Biología*, **12** (3): 11-28.
- WOOTTON, R. J. 1998. *Ecology of Teleost Fishes*. 753 págs. Chapman & Hall. Londres.