

# Ictiofauna de dos praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 con distinto grado de conservación

S. Jiménez, J. T. Bayle, A. A. Ramos Esplá y J. L. Sánchez Lizaso

Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales. Laboratorio de Biología Marina. Universidad de Alicante. Apdo. 99. 03080 Alicante, España.

Recibido en febrero de 1996. Aceptado en agosto de 1996.

## RESUMEN

En el presente trabajo se ha comparado la ictiofauna de dos praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813, en dos localidades con distinto impacto por la pesca de arrastre. Se han estudiado diferentes parámetros estructurales de la comunidad íctica (abundancia numérica, biomasa, riqueza específica y diversidad) y se han comparado entre localidades y épocas (primavera, verano, otoño e invierno). Desde el punto de vista cualitativo, las diferencias observadas se refieren a la composición específica con la aparición de especies típicas de fondos blandos (arena, fango-arenoso) en la pradera alterada. Cuantitativamente, si bien se observan diferencias entre praderas y épocas, éstas no han sido significativas salvo en la riqueza específica y en la abundancia (en número y biomasa) de algunas especies. Se analizan los resultados en función de posibles cambios en la cobertura y complejidad de la pradera.

**Palabras clave:** Ictiofauna, *Posidonia oceanica*, pesca de arrastre, impacto, Mediterráneo occidental.

## ABSTRACT

*Fish assemblage of two Posidonia oceanica (L.) Delile, 1813, meadows with different degrees of conservation*

The present study compares fish assemblages from two *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813, meadows off the coast of Murcia (western Mediterranean). These meadows presented different degrees of conservation, one of them disturbed by otter trawling. Different structural parameters of the fish assemblage (abundance in number and biomass, specific richness and diversity) were studied, comparing localities and seasons (spring, summer, autumn and winter). Qualitatively, the more relevant differences seemed related to a specific component, with the presence of species typical of littoral soft bottoms (sand, muddy-sand) observed in the degraded meadow. Quantitatively, although some differences were observed among meadows and seasons, these were not significant, except for species richness and the abundance (in terms of numbers and biomass) of some species. The analysis of these results takes into account the possible changes in cover and complexity of the meadow.

**Key words:** Fish assemblage, *Posidonia oceanica*, otter-trawling, impact, western Mediterranean.

## INTRODUCCIÓN

Las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1883, constituyen uno de los ecosistemas más importantes del Mediterráneo representando la comunidad más madura de los fondos blandos infra-

litorales (Pérès y Picard, 1964; Pérès, 1977). Entre los motivos de su importancia destaca su función como hábitat para un gran número de especies de interés comercial, desempeñando un papel importante la ictiofauna (Harmelin-Vivien, 1982), y como zona de reclutamiento (Kikuchi, 1980; Jiménez *et al.*, 1996).

Las praderas de fanerógamas marinas se encuentran sometidas a diversos factores de degradación (Maggi, 1973; Cambridge, 1975; Kemp *et al.*, 1983; Neverauskas, 1987), siendo la erosión mecánica producida por la pesca de arrastre una de las causas de alteración más importante (Pérès, 1984; Ardizzone y Pelusi, 1983), especialmente en las costas del sureste ibérico (Sánchez Lizaso, Guillén Nieto y Ramos Esplá, 1990; Martín, Sánchez Lizaso y Ramos Esplá, en este volumen).

Sin embargo, existen pocos estudios sobre los cambios producidos en la ictiofauna por la degradación de las praderas de *Posidonia* en el Mediterráneo (Sánchez-Jérez y Ramos-Esplá, 1996). El presente trabajo pretende contribuir a un mejor conocimiento sobre estos posibles cambios en la estructura espacial y temporal de la comunidad íctica asociada a dos praderas profundas de *Posidonia* con diferente grado de alteración, producida, principalmente, por la pesca de arrastre de fondo con puertas. Los estudios se han basado en la determinación de posibles diferencias a nivel de la composición específica y abundancia (en número y biomasa) mediante muestreos estacionales con los mismos artes de arrastre utilizados por los pescadores.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Se escogieron dos zonas de la costa murciana (sudeste ibérico) con praderas de *Posidonia oceanica* en diferente estado de conservación y separadas unos 45 km: la bahía de Mazarrón (37° 34,0' N; 1° 12,5' O), cuya pradera presentaba síntomas de alteración producidos por la pesca de arrastre; y el cabo de Palos (37° 35,5' N; 0° 43,7' O) con la pradera en buen estado de conservación y que actuó como control. Dichas zonas fueron seleccionadas después de un reconocimiento previo mediante sonar de barrido lateral, estableciéndose dos polígonos de muestreo entre las isobatas de 15 m (primeros síntomas de arrastre) y 25 m (límite inferior de la mata). Las diferencias en la estructura de las praderas de *Posidonia* muestreadas fueron estudiadas mediante buceos y se analizan en Martín, Sánchez-Lizaso y Ramos-Esplá (en este volumen).

El muestreo se llevó a cabo con dos artes de arrastre de puertas comerciales a bordo de dos unidades de pesca de la Cofradía de Cartagena con una abertura horizontal de 6 y 10 m y una malla de 40 mm en el copo. En total se realizaron 37 arras-

tres diurnos (tres de ellos fueron nulos por enganche y rotura de la red) con periodicidad estacional (agosto y noviembre de 1993, marzo y mayo de 1994), resultando efectivos 16 muestreos en cabo de Palos y 18 en Mazarrón, oscilando los lances entre 3 y 5 por estación y época (tabla I). La posición inicial y final de los lances, así como recorrido y distancia, eran calculadas mediante un GPS diferencial, pasándose posteriormente a la carta. Una vez el arte a bordo, las muestras de ictiofauna se distribuían por especies y se almacenaban en bidones con hielo, depositándose en la nevera del barco. En puerto, cada individuo se medía al mm y se pesaba con una precisión de 0,01 g.

Se calcularon las medias por hectárea de las abundancias numérica y de biomasa (kg), y la riqueza específica. Para el cálculo de la diversidad se utilizó el índice de Shannon y Weaver (Margalef, 1980), presentándose la media para cada zona y época. Los cuatro parámetros estructurales (número de individuos, biomasa, riqueza específica y diversidad) se analizaron mediante el test de Mann-Whitney y el test de Kruskal-Wallis (Zar, 1984), para determinar la existencia de posibles diferencias significativas entre las localidades y diferentes épocas de muestreo, respectivamente. Los mismos análisis se aplicaron a la abundancia en número y biomasa medias, por hectárea, de cada especie.

Con el fin de analizar la disimilitud entre las diferentes estaciones se ha utilizado el índice cualitativo de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957). El análisis cuantitativo de la estructura de la comunidad se hizo mediante un análisis de componentes principales (Cuadras, 1991), considerando sólo las especies con una presencia mayor al 10 % de los lances. Las especies típicamente pelágicas (pertenecientes a las familias Clupeidae, Carangidae y Sphyrnidae) no han sido consideradas en los análisis comparativos.

## RESULTADOS

En total, se capturaron 16 264 individuos pertenecientes a 41 familias y 86 especies (tabla II). Las familias mejor representadas fueron: Sparidae (13 especies), Labridae (11 especies) y Gobidae (8 especies). Del conjunto de especies, 24 han estado representadas por un único ejemplar.

Tabla I. Relación de los lances efectuados y características de los mismos. En el código de cada lance, la letra inicial indica la localidad. (M): Mazarrón; (C): cabo de Palos. Las dos primeras cifras informan del mes. (03): marzo; (05): mayo; (08): agosto; (11): noviembre. Las dos últimas cifras son el n.º de cada lance (del 1al 78). (% S): porcentaje de la superficie arrasada en sedimento y mata muerta. (% Pp): porcentaje de superficie arrasada en pradera poco densa. (% Pd): porcentaje de superficie arrasada en pradera densa.

Lance	Fecha	Profundidad (máxima-mínima)	Distancia (m)	Tiempo (minutos)	% S	% Pp	% Pd
M0801	93-08-24	23,0 - 19,0	3707	36,0	23,7	1,3	75,0
M0802	93-08-24	26,0 - 21,5	4063	44,3	51,0	10,6	38,4
M0803	93-08-24	29,5 - 24,0	6485	68,8	98,1	-	1,9
M0804	93-08-24	33,5 - 24,5	6344	62,4	99,5	-	0,5
M0805	93-08-24	21,5 - 17,0	3622	39,6	9,0	3,4	87,6
C0814	93-08-29	20,5 - 19,0	2484	30,2	14,1	-	85,9
C0815	93-08-29	23,5 - 21,0	2468	30,8	19,6	-	80,4
C0816	93-08-29	21,0 - 20,0	2266	26,4	30,4	-	69,6
C0817	93-08-29	21,0 - 19,0	2602	30,5	19,2	-	80,7
M1126	93-11-23	20,5 - 19,0	2503	28,1	6,0	20,1	73,9
M1127	93-11-23	23,5 - 22,0	2769	29,9	65,0	17,0	18,0
M1128	93-11-23	27,0 - 24,0	2942	32,2	100,0	-	-
M1129	93-11-23	21,0 - 19,0	2515	28,2	16,9	20,5	62,6
C1138	93-11-25	21,0 - 20,0	1029	16,5	37,9	-	62,1
C1139	93-11-25	22,0 - 20,5	1852	24,2	27,2	-	72,8
M0350	94-03-15	25,0 - 22,0	2854	29,7	74,2	9,1	16,6
M0351	93-03-15	21,0 - 19,0	2491	29,1	14,2	20,9	64,9
M0352	94-03-15	21,5 - 20,0	2735	30,5	13,7	32,5	53,8
M0353	94-03-15	22,0 - 21,0	2748	30,6	65,6	17,3	17,1
C0354	94-03-16	21,0 - 19,0	2042	23,1	22,8	-	77,2
C0355	94-03-16	21,5 - 20,0	1456	15,1	40,5	-	59,5
C0356	94-03-16	22,0 - 21,0	1427	15,7	41,3	-	58,7
C0357	94-03-16	21,0 - 20,5	406	6,2	56,6	-	43,4
C0358	94-03-16	20,0 - 20,0	1379	15,8	45,6	-	54,4
C0564	94-05-24	21,5 - 16,0	1234	15,5	34,8	-	65,2
C0565	94-05-24	20,5 - 20,5	1128	16,6	28,4	-	71,5
C0566	94-05-24	21,0 - 21,0	1250	19,1	24,0	-	76,0
C0567	94-05-24	21,0 - 15,0	991	17,2	22,7	-	77,3
C0568	94-05-24	21,0 - 20,0	1245	16,8	28,5	-	71,5
M0574	94-05-26	24,5 - 19,5	2655	31,4	50,3	5,5	44,2
M0575	94-05-26	26,5 - 20,5	1432	16,7	40,1	4,9	55,0
M0576	94-05-26	19,5 - 18,5	1294	16,8	1,5	-	98,5
M0577	94-05-26	21,0 - 19,5	1481	17,1	51,0	12,3	36,7
M0578	94-05-26	24,5 - 22,0	1500	18,0	2,0	1,3	96,7

### Composición específica

En Mazarrón aparecieron 81 especies y en cabo de Palos 48 especies, de las cuales 40 fueron comunes a ambas localidades, destacando las especies asociadas a praderas de fanerógamas y fondos duros. Entre ellas, las que han sido capturadas en ambas localidades y en todas las épocas han sido (tabla II): *Diplodus annularis* (L., 1758); *D. vulgaris* (E. G. Saint-Hilaire, 1817); *Pagrus pagrus* (L., 1758); *Serranus cabrilla* (L., 1758); *Coris julis* (L., 1758); *Mullus surmuletus* (L., 1758); *Scorpaena notata* (Rafinesque, 1810) y *S. porcus* (L., 1758). También *Boops boops* (L., 1758), especie semipelágica, y *Carapus acus* (Brunnich, 1768), simbionte de *Holoturia* spp., han aparecido en todas las estaciones.

Respecto a las diferencias por localidades, 41 especies únicamente se capturaron en Mazarrón, frente a 8 en Palos. Las especies que se capturaron en todas las campañas en Mazarrón fueron: *Serranus hepatus* (L., 1758); *Lithognathus mormyrus* (L., 1758); *Pagellus erythrinus* (L., 1758); *Trigloporus lastoviza* (Brünnich, 1768); *Blennius ocellaris* (L., 1758) y *Monochirus hispidus* (Rafinesque, 1814). Además, fueron más frecuentes *Arnoglossus* spp.; *Bothus podas* (Delaroche, 1809); *Carapus acus*; *Mullus barbatus* (L., 1758); *Pagellus acarne* (Risso, 1826); *Spicara maena* (L., 1758); *Symphodus cinereus* (Bonnaterre, 1788); *Torpedo marmorata* (Risso, 1810) y *Zeus faber* (L., 1758). Por el contrario, en cabo de Palos únicamente *Muraena helena* (L., 1758) ha sido capturada en todas las estaciones y no en

Tabla II. Especies capturadas con el número de individuos por hectárea en cada una de las épocas y localidades.

	Mazarrón				Cabo de Palos			
	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
<i>Apogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758)	0,08	-	-	-	-	-	-	-
<i>Apterichtus caecus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	0,10	-	-	-	-
<i>Arnoglossus laterna</i> (Walbaum, 1792)	0,63	0,20	0,55	-	-	-	-	-
<i>Arnoglossus thori</i> (Kyle, 1913)	1,11	1,30	0,91	0,55	-	0,51	-	-
<i>Aspitrigla cuculus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	0,11	-	-	-	-	-
<i>Aspitrigla obscura</i> (Linnaeus, 1764)	0,08	-	-	-	-	-	-	-
<i>Atherina boyeri</i> (Risso, 1810)	-	-	-	-	-	-	0,12	-
<i>Balistes carolinensis</i> (Gmelin, 1789)	0,07	0,11	-	-	-	-	-	-
<i>Blennius ocellaris</i> (Linnaeus, 1758)	0,12	0,99	0,70	0,10	-	-	-	-
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	0,56	0,61	1,72	1,24	0,25	4,16	3,27	1,78
<i>Bothus podas</i> (Delaroche, 1809)	2,23	1,61	1,20	0,44	-	0,48	-	-
<i>Caraprus acus</i> (Brunnich, 1768)	0,33	1,24	1,42	1,30	0,13	0,65	0,35	0,70
<i>Chromis chromis</i> (Linnaeus, 1758)	0,88	-	-	-	2,72	3,03	1,32	1,58
<i>Citharus linguatula</i> (Linnaeus, 1758)	0,39	-	-	-	-	-	-	-
<i>Conger conger</i> [Linnaeus (Artemi), 1758]	0,20	0,13	-	0,48	0,25	0,48	0,12	0,35
<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)	0,08	0,58	0,24	1,13	0,12	0,76	0,78	0,61
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	0,20	-	-	-	-	-	-	-
<i>Deltentosteus colonianus</i> (Risso, 1826)	-	0,11	-	-	-	-	-	-
<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758)	0,07	-	-	-	0,12	1,10	0,25	-
<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	0,08	0,25	0,12	0,10	-	-	-	-
<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	1,55	2,93	2,80	3,54	3,02	6,88	3,05	2,80
<i>Diplodus puntazzo</i> (Cetti, 1777)	0,19	-	0,55	-	0,55	0,32	0,31	-
<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	0,27	1,16	0,13	1,38	-	-	0,16	-
<i>Diplodus vulgaris</i> (E. G. Saint-Hilaire, 1817)	1,59	2,29	1,66	1,01	3,12	3,86	2,94	2,61
<i>Echelus myrus</i> (Linnaeus, 1758)	0,12	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gobius cruentatus</i> (Gmelin, 1789)	0,88	-	0,19	0,64	-	-	0,12	-
<i>Gobius niger</i> (Linnaeus, 1758)	0,05	-	-	-	-	-	-	-
<i>Labrus merula</i> (Linnaeus, 1758)	0,08	-	-	-	0,55	-	0,48	0,35
<i>Labrus viridis</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	0,25	-	-	-
<i>Lithognathus mormyrus</i> (Linnaeus, 1758)	1,62	2,05	0,83	0,55	-	-	-	-
<i>Lophius budegassa</i> (Spinola, 1807)	-	0,11	-	-	-	-	-	-
<i>Lophius piscatorius</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	0,12	-	-	-	-	-
<i>Microchirus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	0,12	-	-	-	-	-
<i>Monochirus hispidus</i> (Rafinesque, 1814)	0,07	0,33	0,70	0,72	-	-	-	-
<i>Mugil cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	0,05	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mullus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	3,65	3,69	1,74	0,17	0,13	-	-	0,18
<i>Mullus surmuletus</i> (Linnaeus, 1758)	3,26	2,93	2,71	1,25	2,67	2,31	2,12	0,51
<i>Muraena helena</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	0,26	0,76	0,31	0,55
<i>Mustelus mustelus</i> (Linnaeus, 1758)	0,20	0,12	-	-	-	-	-	-
<i>Myliobatis aquila</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	0,48	-	-
<i>Oblada melanura</i> (Linnaeus, 1758)	0,32	0,95	-	-	-	0,48	-	-
<i>Opeatogenis gracilis</i> (Canestrini, 1864)	0,05	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1826)	2,29	0,25	3,74	1,54	0,27	-	0,44	0,41
<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)	0,17	-	0,25	-	-	-	-	-
<i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758)	2,11	3,07	2,40	1,06	-	-	-	-
<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	2,82	3,36	1,36	1,71	2,87	3,86	2,17	1,21
<i>Parablennius tentacularis</i> (Brünnich, 1768)	-	-	-	0,89	-	-	-	0,18
<i>Phycis phycis</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	0,15	-	-	-	-
<i>Pomadasy bennetti</i> (Bowdich, 1825)	0,05	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudaphia ferreri</i> (O. de Buen y Fage, 1908)	-	0,12	-	-	-	-	-	-
<i>Raja asterias</i> (Delaroche, 1809)	0,11	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792)	-	-	0,12	-	-	-	-	-
<i>Sardinella aurita</i> (Valenciennes, 1847)	-	-	-	0,59	-	-	-	-
<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	0,76	1,36	-	0,36	1,58	0,48	-	0,37
<i>Scorpaena notata</i> (Rafinesque, 1810)	3,23	2,40	4,10	3,29	1,39	3,29	2,79	2,00
<i>Scorpaena porcus</i> (Linnaeus, 1758)	2,53	0,86	1,13	1,77	2,17	1,79	3,21	2,61
<i>Scorpaena scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	0,97	1,74	1,65	0,99	0,25	0,48	-	0,35
<i>Scylliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	0,32	-	0,37
<i>Scylliorhinus stellaris</i> (Linnaeus, 1758)	-	0,13	-	-	-	-	-	-
<i>Seriola dumerili</i> (Risso, 1810)	-	0,13	-	-	-	-	-	-

Tabla II (continuación).

	Mazarrón				Cabo de Palos			
	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1875)	1,30	2,07	2,16	1,94	1,11	1,72	1,20	0,75
<i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758)	0,61	0,52	0,97	0,96	-	-	-	-
<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758)	1,43	0,34	-	1,34	2,34	2,53	1,87	1,74
<i>Solea kleinii</i> [(Risso) Bonaparte, 1833]	0,08	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphyaena sphyraena</i> (Linnaeus, 1758)	0,05	0,21	-	-	-	-	-	0,18
<i>Spicara maena</i> (Linnaeus, 1758)	0,98	3,89	2,66	2,05	0,40	1,95	-	0,18
<i>Spicara smaris</i> (Linnaeus, 1758)	0,43	1,19	1,20	0,83	-	1,90	0,82	0,43
<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)	0,87	1,21	2,60	2,86	0,34	-	0,90	0,52
<i>Symphodus doderteini</i> (Jordan, 1891)	0,32	-	-	0,40	0,26	-	0,45	0,35
<i>Symphodus mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758)	1,03	-	0,11	1,06	0,21	0,51	0,12	0,58
<i>Symphodus melanocercus</i> (Risso, 1810)	-	-	-	-	-	-	-	0,47
<i>Symphodus ocellatus</i> (Forsskal, 1775)	0,08	-	-	1,39	-	-	-	-
<i>Symphodus rostratus</i> (Bloch, 1797)	0,34	-	0,70	1,29	1,34	0,99	0,93	1,31
<i>Symphodus tinca</i> (Linnaeus, 1758)	1,18	0,43	-	2,49	2,09	2,40	1,87	2,30
<i>Syngnathus acus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	0,11	-	0,14	-	-	0,37
<i>Syngnathus typhle</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	0,32	0,16	-
<i>Synodus saurus</i> (Linnaeus, 1758)	0,20	0,13	-	-	-	-	-	-
<i>Torpedo marmorata</i> (Risso, 1810)	0,44	0,13	-	0,26	-	-	-	-
<i>Trachinus draco</i> (Linnaeus, 1758)	0,05	-	0,12	-	-	-	-	-
<i>Trachurus mediterraneus</i> (Steindach, 1868)	0,23	0,24	-	-	-	1,85	-	-
<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	1,67	0,40	1,94	0,67	-	-	0,19	-
<i>Trigla lucerna</i> (Linnaeus, 1758)	0,12	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trigloporus lastoviza</i> (Brünnich, 1768)	0,05	0,81	0,94	0,77	-	-	-	-
<i>Uranoscopus scaber</i> (Linnaeus, 1758)	0,08	-	-	-	-	-	-	-
<i>Xyrichtys novacula</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	0,16	-
<i>Zeus faber</i> (Linnaeus, 1758)	-	0,13	1,12	0,97	-	-	-	-

Mazarrón. Además, existen especies cuyas abundancias han sido significativamente mayores en cabo de Palos como *Chromis chromis* (L., 1758); *Diplodus vulgaris*; *Labrus merula* (L., 1758); *Scorpaena porcus* (L., 1758); *Serranus scriba* (L., 1758); *Symphodus rostratus* (Bloch, 1797) y *Symphodus tinca* (L., 1758) (tabla III).

### Estructura de la comunidad

En el conjunto de ambas localidades, 5 familias han representado más del 75 % en número y biomasa de las capturas: Sparidae (34,4 % en número y 48,5 % en biomasa); Scorpaenidae (13,4 % y 9,9 %), Labridae (11,9 % y 8,0 %); Mullidae (8,2 % y 8,2 %) y Serranidae (8,1 % y 3,7 %). Entre las especies, sólo 9 representan más de la mitad de capturas en abundancia (55,9 %) y en biomasa (58,5 %): *Diplodus annularis* (8,0 % en número y 17,6 % en biomasa); *Scorpaena notata* (6,7 % y 3,5 %); *Pagrus pagrus* (5,8 % y 4,9 %); *Diplodus vulgaris* (5,7 % y 7,9 %); *Pagellus acarne* (9,3 % y 5,3 %); *Mullus surmuletus* (5,3 % y 3,5 %); *Mullus barbatus* (8,1 % y 4,6 %); *Scorpaena porcus* (4,8 % y 5,3 %) y *Symphodus tinca* (2,2 % y 5,9 %).

La mayor parte de las especies no presentan diferencias significativas entre épocas de muestreo y se pueden considerar residentes de la pradera. Entre las especies que presentan cambios estacionales (tabla IV) cabe destacar a los salmonetes, *Mullus* spp., que se reclutan en las praderas de *Posidonia oceanica* a final del verano y presentando sus máximos de abundancia, según la especie, en verano u otoño.

Respecto a las diferencias entre ambas localidades, la abundancia media tanto en número/ha como en biomasa/ha resultan siempre mayores en Mazarrón, excepto en otoño (figura 1a-b). Sin embargo, no existen diferencias significativas entre las dos localidades (tabla V). La riqueza específica/ha es mayor en cabo de Palos, excepto en el muestreo de primavera (figura 1c), únicamente, presenta diferencias significativas entre épocas de muestreo (tabla V). Respecto a la diversidad media, siempre es mayor en Mazarrón (figura 1d), aunque los test aplicados no muestran diferencias significativas entre localidades y épocas (tabla V).

El índice de disimilitud de Bray-Curtis (figura 2) muestra una clara separación entre los lances de las localidades del cabo de Palos y Mazarrón, agrupándose a una distancia de 0,25. Dentro de cada

Tabla III. Resultados del test de Mann-Whitney aplicado al número de individuos/ha y a la biomasa/ha de cada especie entre las dos localidades. Se indican solamente aquellas especies que han mostrado diferencias significativas. (\*): p < 0,05; (\*\*): p < 0,025; (\*\*\*): p < 0,001. (M): Mazarrón; (C): cabo de Palos.

Especie	Biomasa/ha			Especie	Número de individuos/ha		
	U	Z	Rango medio		U	Z	Rango medio
<i>A. laterna</i>	112,0	-2,0*	M > C	<i>A. laterna</i>	104,0	-2,3*	M > C
<i>A. thori</i>	65,5	-3,2**	M > C	<i>A. thori</i>	53,0	-3,6***	M > C
<i>B. ocellaris</i>	64,0	-3,4***	M > C	<i>B. ocellaris</i>	64,0	-3,4***	M > C
<i>B. podas</i>	24,0	-4,6***	M > C	<i>B. boops</i>	82,0	-2,2*	M > C
<i>C. acus</i>	73,0	-2,6**	M > C	<i>B. podas</i>	30,5	-4,2***	M > C
<i>C. chromis</i>	41,0	-3,2***	C > M	<i>C. acus</i>	81,0	-2,3**	C > M
<i>C. linguatula</i>	112,0	-2,0*	M > C	<i>C. chromis</i>	41,0	-3,9***	M > C
<i>D. labrax</i>	104,0	-2,2*	M > C	<i>C. linguatula</i>	112,0	-2,0*	M > C
<i>D. sargus</i>	78,5	-2,8**	M > C	<i>D. labrax</i>	104,0	-2,2*	M > C
<i>D. vulgaris</i>	42,0	-3,5***	C > M	<i>D. sargus</i>	79,5	-2,8**	C > M
<i>L. merula</i>	95,0	-2,4**	C > M	<i>D. vulgaris</i>	55,0	-3,1**	C > M
<i>L. mormyrus</i>	32,0	-4,3***	M > C	<i>L. merula</i>	95,0	-2,4*	M > C
<i>M. hispidus</i>	112,0	-2,0*	M > C	<i>L. mormyrus</i>	32,0	-4,3***	M > C
<i>M. barbatus</i>	37,0	-4,0***	M > C	<i>M. hispidus</i>	72,0	-3,2**	M > C
<i>M. helena</i>	72,0	-3,3***	C > M	<i>M. barbatus</i>	39,0	-4,0***	C > M
<i>M. mustelus</i>	112,0	-2,0*	M > C	<i>M. helena</i>	72,0	-3,3***	M > C
<i>P. acarne</i>	55,5	-3,2**	M > C	<i>M. mustelus</i>	112,0	-2,0*	M > C
<i>P. erythrinus</i>	16,0	-4,8***	M > C	<i>P. acarne</i>	52,5	-3,3**	M > C
<i>S. porcus</i>	80,5	-2,2*	C > M	<i>P. erythrinus</i>	16,0	-4,8***	M > C
<i>S. scrofa</i>	76,5	-2,4**	M > C	<i>S. notata</i>	80,5	-2,2*	C > M
<i>S. hepatus</i>	40,0	-4,1***	M > C	<i>S. porcus</i>	77,0	-2,3**	M > C
<i>S. scriba</i>	77,0	-2,4**	C > M	<i>S. scrofa</i>	34,5	-3,9***	M > C
<i>S. maena</i>	35,0	-3,9***	M > C	<i>S. hepatus</i>	40,0	-4,1***	C > M
<i>S. cinereus</i>	78,0	-2,3**	M > C	<i>S. scriba</i>	78,0	-2,3**	M > C
<i>S. ocellatus</i>	112,0	-2,0*	M > C	<i>S. maena</i>	37,0	-3,8***	M > C
<i>S. rostratus</i>	82,0	-2,2*	C > M	<i>S. cinereus</i>	51,0	-3,3**	M > C
<i>S. tinca</i>	55,0	-3,1**	C > M	<i>S. ocellatus</i>	112,0	-2,0*	M > C
<i>T. marmorata</i>	96,0	-2,5**	M > C	<i>S. rostratus</i>	89,0	-2,0*	C > M
<i>T. lastoviza</i>	72,0	-3,2**	M > C	<i>S. tinca</i>	70,0	-2,6**	C > M
<i>Z. faber</i>	80,0	-3,0**	M > C	<i>T. marmorata</i>	96,0	-2,5**	M > C
				<i>T. lastoviza</i>	64,0	-3,4***	M > C
				<i>Z. faber</i>	80,0	-3,0**	M > C

Variable	Especie	g. l.	χ²	Rango medio
Biomasa	<i>B. ocellaris</i>	3	8,1910*	O > I > V > P
	<i>B. boops</i>	3	8,1040*	I > O > P > V
	<i>C. linguatula</i>	3	12,1626**	V > O = I = P
	<i>D. volitans</i>	3	8,8486*	V > O = I = P
	<i>D. puntazzo</i>	3	9,5128**	V > I > O > P
	<i>M. variegatus</i>	3	8,8486*	I > V = O = P
	<i>M. barbatus</i>	3	7,8494*	O > I > V > P
	<i>O. melanura</i>	3	13,7222**	O > I > V > P
	<i>P. tentacularis</i>	3	13,5453**	P > V = O = I
	<i>S. salpa</i>	3	10,6573**	V > O > P > I
	<i>S. porcus</i>	3	8,0570*	P > I > V > O
	<i>S. maena</i>	3	9,7373**	O > P > I > V
	Número de individuos	<i>B. ocellaris</i>	3	7,9863*
<i>B. boops</i>		3	8,5102*	I > O > P > V
<i>C. linguatula</i>		3	12,1626**	V > O = I = P
<i>D. volitans</i>		3	8,8486*	V > O = I = P
<i>D. puntazzo</i>		3	9,1224*	V > I > O > P
<i>M. barbatus</i>		3	8,0283*	O > V > I > P
<i>M. surmuletus</i>		3	13,7172**	V > O > I > P
<i>O. melanura</i>		3	14,2696**	O > V > I = P
<i>P. pagrus</i>		3	11,6352**	O > V > I > P
<i>P. tentacularis</i>		3	13,5453**	P > V = O = I
<i>S. salpa</i>		3	10,3839**	V > O > P > I
<i>S. maena</i>		3	8,5882*	O > P > I > V
<i>T. mediterraneus</i>		3	10,2190**	O > V > I = P

Tabla IV. Resultados del test de Kruskal-Wallis aplicados al número de individuos/ha y biomasa/ha entre las diferentes épocas de muestreo. Se indican sólo aquellas especies que han mostrado diferencias significativas. (\*): p < 0,05; (\*\*): p < 0,025. (V): verano; (O): otoño; (I): invierno; (P): primavera.

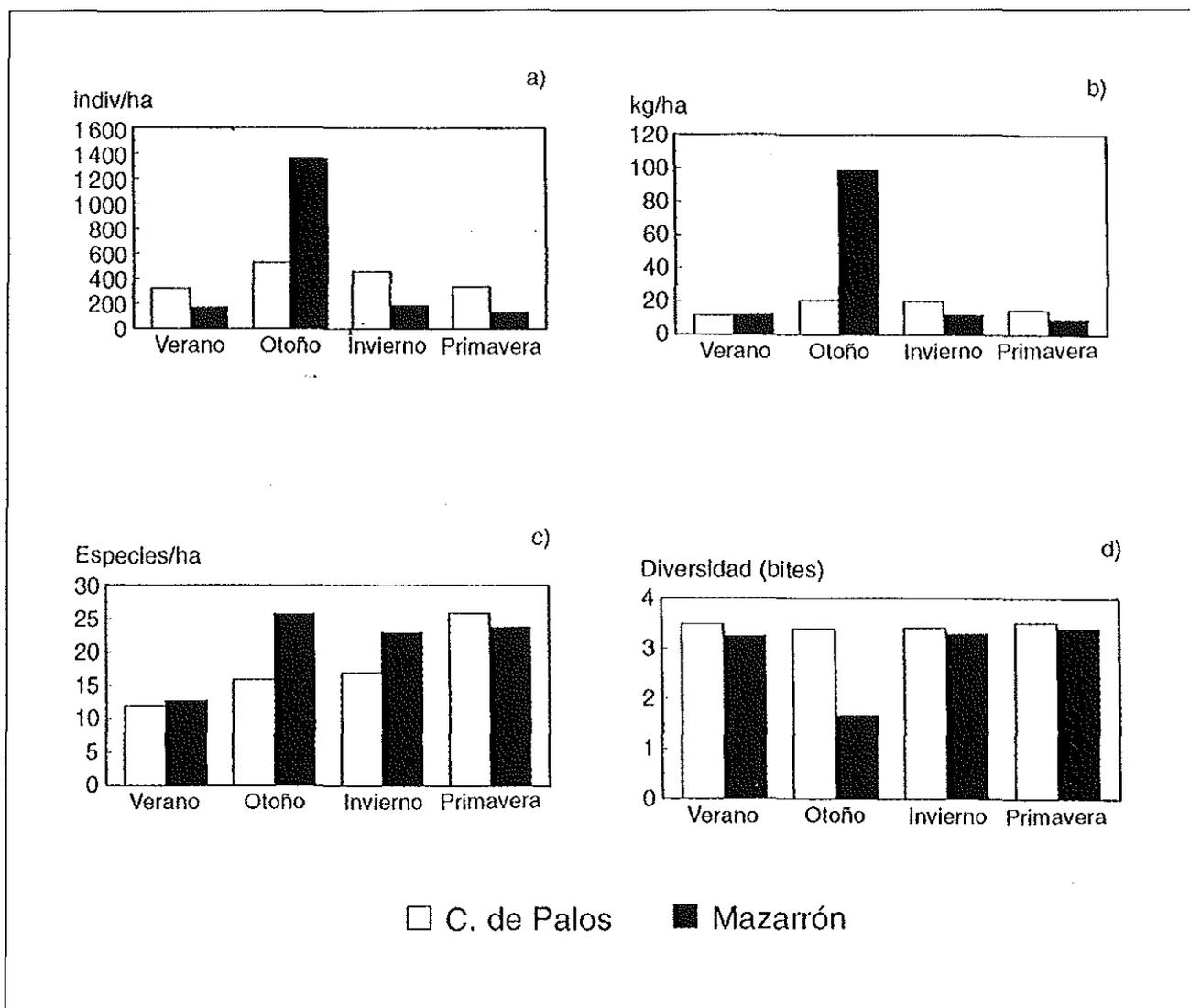


Figura 1. Características poblacionales de la ictiofauna en cada época de muestreo y para cada localidad. (a): número de individuos/ha; (b): biomasa/ha; (c): número de especies/ha; (d): diversidad.

zona, la ordenación cualitativa no refleja patrón temporal alguno. Por otro lado, el análisis de componentes principales, con una varianza acumulada del 44,6% en los dos primeros ejes, muestra un claro agrupamiento de los lances del cabo de Palos, diferenciándose de la mayoría de los lances correspondientes a Mazarrón que presentan una mayor dispersión (figura 3).

## DISCUSIÓN

La composición específica de las pescas se asemeja a las obtenidas por otros autores en el Mediterráneo occidental (Bell y Harmelin-Vivien, 1982; Reina Hervás, 1987; Reñones *et al.*, 1995). Una buena parte de ellas son capturadas comúnmente por las unidades de pesca de arrastre que

faenan sobre las praderas de *Posidonia oceanica* en el Mediterráneo español (observación personal).

La estructura de la comunidad íctica, comparando las dos zonas de estudio, sufre cambios cualitativos en cuanto a la presencia de determinadas especies y cuantitativos en la distribución espacial y temporal de algunas de ellas. En la zona alterada (Mazarrón) aparecen especies típicas de fondos detríticos inmediatamente más profundos a la pradera de *Posidonia* (*Pagellus erythrinus*, *Pagellus acarne*, Triglidæ) o de fondos arenosos y fango-arenosos (*Lithognathus mormyrus*, *Serranus hepatus*, *Mullus barbatus*, *Blennius ocellaris*, Bothidæ, Soleidæ) que en la pradera bien conservada (cabo de Palos) no aparecen o lo hacen con un número muy bajo. Por el contrario, otras especies, frecuentes en el cabo de Palos, no han sido capturadas o presentan abun-

Tabla V. Resultados de los test de Mann-Whitney y de Kruskal-Wallis aplicados a los parámetros poblacionales de la comunidad íctica estudiada. (ns): no significativa; (\*\*): P &lt; 0,001.

Factor	Parámetro	U	Z	P
Localidad	Diversidad	99,0	-1,55	0,12 (ns)
	Biomasa/ha	136,0	-0,27	0,78 (ns)
	n.º de indiv/ha	109,0	-1,20	0,22 (ns)
	n.º de especies/ha	111,0	-1,13	0,25 (ns)

Factor	Parámetro	X <sup>2</sup>	g. l.	P
Época	Diversidad	2,55	3	0,4653 (ns)
	Biomasa/ha	3,22	3	0,3580 (ns)
	n.º de indiv/ha	4,42	3	0,2187 (ns)
	n.º de especies/ha	16,24	3	0,001***

dancias bajas. Dichas especies son típicas de praderas bien conservadas (*Labrus merula*, *Symphodus rostratus*, *S. tinca*, *Serranus scriba*) o asociadas a fondos duros (*Muraena helena*, *Chromis chromis*, *Diplodus vulgaris*). Estos cambios profundos en la estructura de las comunidades demersales debido al impacto de la pesca de arrastre han sido documentados en otras áreas (Jones, 1992).

Los mayores valores de abundancia numérica y biomasa en la localidad alterada (aunque no sean estadísticamente significativos) podrían deberse a varias causas, señalándose entre las posibles: 1) la

vulnerabilidad de las especies al arte de arrastre puede ser mayor, debido a la menor cobertura de la pradera en Mazarrón, lo que explicaría la mayor abundancia numérica y ponderal en la localidad arrastrada; 2) el paso del arte de arrastre puede suponer el desenterramiento de posibles presas y daños a la epifauna (crustáceos, bivalvos, poliquetos) con la posible atracción de depredadores (Groot, 1984); y 3) la mayor proporción de ecotonos en la localidad alterada, supone una mayor presencia de especies y un aumento en los valores de abundancia numérica y biomasa totales.

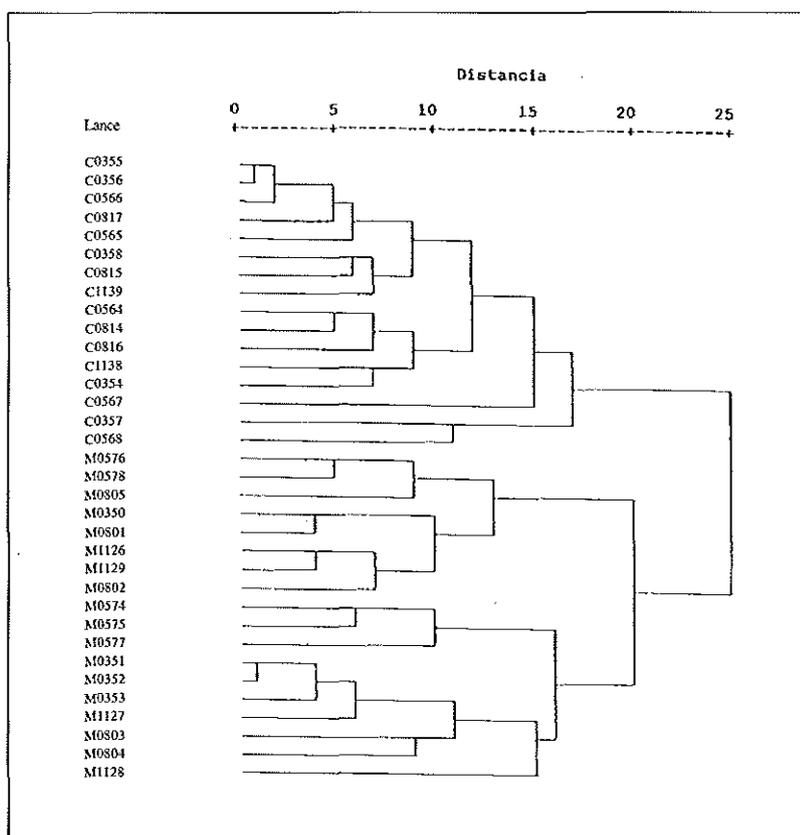


Figura 2. Dendrograma de ordenación mediante el índice cualitativo de Bray-Curtis de las muestras obtenidas. Los códigos de los lances se explican en la tabla I.

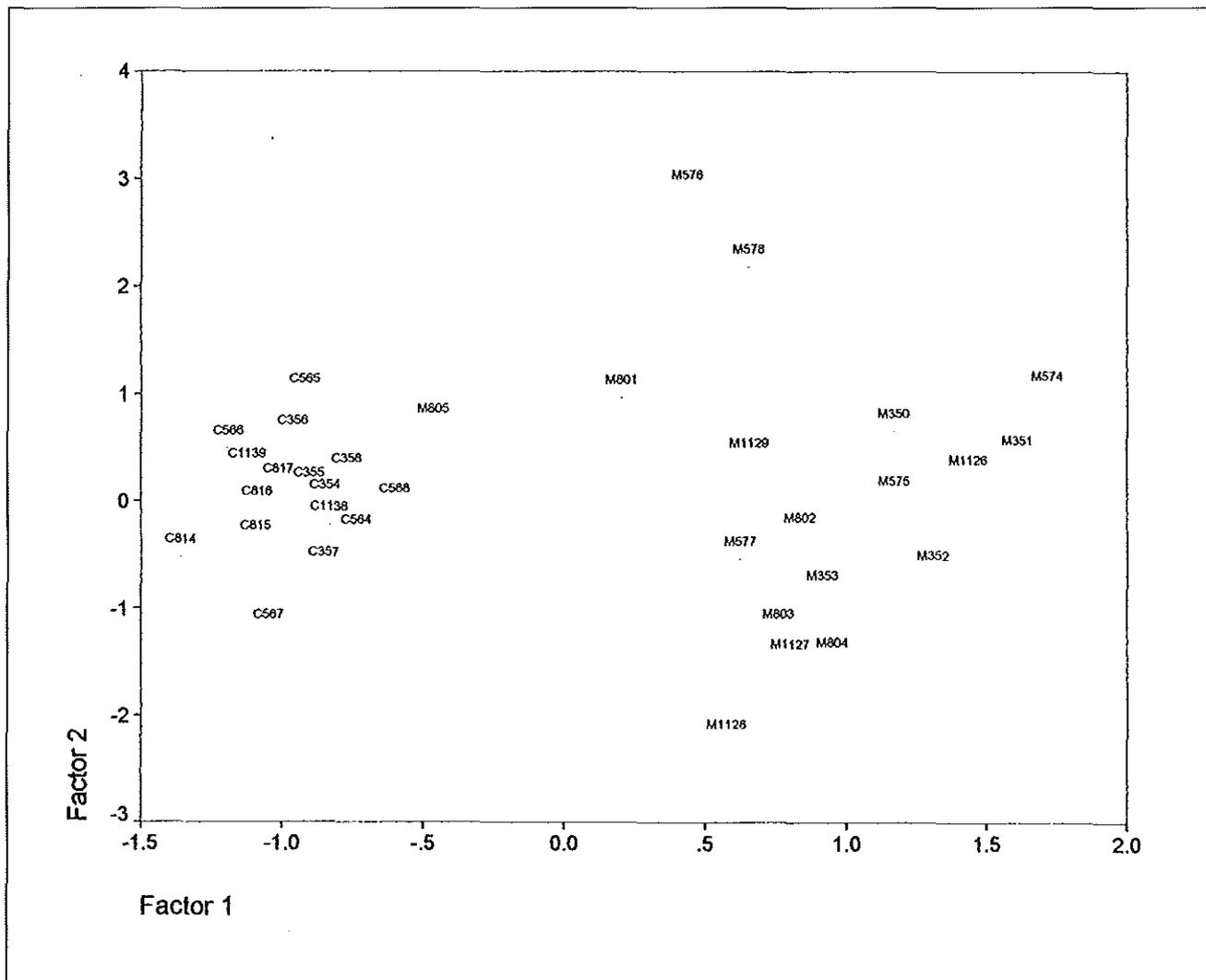


Figura 3. Ordenación en los dos primeros factores del análisis de componentes principales de los lances. Los códigos de los lances se detallan en la tabla I.

La mayor cobertura de la pradera y, por tanto, su mayor complejidad puede explicar la mayor riqueza específica media en cabo de Palos, excepto en primavera. El aumento de este parámetro en Mazarrón en mayo de 1994, probablemente fue debido a que los arrastres se efectuaron sobre una pradera más homogénea, y en algunos casos con coberturas del 98 %. La complejidad estructural del hábitat es uno de los principales factores enriquecedores de la comunidad íctica (Luckhurst y Luckhurst, 1977), y en el caso de los macrófitos acuáticos en general, es uno de los factores principales que favorece el éxito del reclutamiento de peces juveniles, su rápido crecimiento y altas tasas de supervivencia (Shulman, 1984).

De los datos obtenidos no se puede concluir que existan grandes cambios a lo largo del tiempo en las poblaciones de peces de las zonas estudiadas. El

hecho de que pocas especies presentaran variaciones entre épocas de muestreo en su abundancia numérica o biomasa es indicativo de la permanencia de las poblaciones. Algunas de estas especies como *Oblada melanura* (L., 1758) o *Spicara maena*, presentan un alto componente aleatorio, debido a su comportamiento pelágico. Otras presentan una fuerte estacionalidad, ya sea debido a su comportamiento gregario reproductor (*Boops boops*) que las hace más vulnerables, o bien por su ciclo biológico que las hace más accesibles al arte en épocas determinadas. En este sentido, cabe destacar que algunos de los cambios estacionales observados en algunas especies (*Pagrus pagrus*, *Mullus* spp.) están ligados al reclutamiento de juveniles en la pradera (Jiménez *et al.*, 1996). Nos encontramos, por tanto, ante una población estable que aprovecha los recursos (refugio, trófico) de las praderas para desa-

rollar su ciclo biológico. La falta de estructura temporal en el dendrograma y en el análisis de componentes principales parece corroborar esta interpretación.

El factor que más parece influir en la estructura de la ictiofauna es el porcentaje de cobertura de la pradera y grado de heterogeneidad espacial (densidad de haces, presencia de mata). En la ordenación del análisis de componentes principales, el primer factor estaría definido por el porcentaje de cobertura de la pradera. El segundo factor puede interpretarse como un gradiente de heterogeneidad, en cuanto a la cantidad de ecotonos que produce la destrucción paulatina de la pradera. Esta heterogeneidad espacial provocaría que los lances realizados en Mazarrón se distribuyeran de manera más heterogénea en el espacio de variables reducidas. Esta mayor heterogeneidad espacial en Mazarrón explicaría los mayores valores de diversidad, como consecuencia de un mayor número de ecotonos (Magurran, 1989).

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren expresar su agradecimiento a A. Barrajón, S. Iniesta, I. Luján, R. Leal, M. R. Cano, M. A. Martín y M. Sánchez, que ayudaron a la separación y conservación de las muestras. El presente trabajo forma parte del contrato TR/MED92/012 de la Comisión de las Comunidades Europeas (D.G. XIV), realizado conjuntamente con la empresa ESGEMAR.

#### BIBLIOGRAFÍA

- Ardizzone, G. D. y P. Pelusi. 1983. Regression of a Tyrrhenian *Posidonia oceanica* prairie exposed to near-shore trawling. *Rapp. Comm. Int. Mer Méditer.* 28 (3): 175-177.
- Bell, J. D. y M. L. Harmelin-Vivien. 1982. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* meadows. I. Community structure. *Tethys* 10 (4): 1-14.
- Bray, J. R. y J. T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27: 325-49.
- Cambridge, M. L. 1975. Seagrasses of Southwestern Australia with special reference to the ecology of *Posidonia australis* Hook F. in a polluted environment. *Aquat. Bot.* 1: 149-161.
- Cuadras, C. M. 1991. *Métodos de Análisis Multivariante*. Ed. Promociones y Publicaciones Universitarias SA. Barcelona: 644 pp.
- Groot, S. J. de. 1984. The Impact of Bottom Trawling on Benthic Fauna of the Northern Sea. *Ocean Manage.* 9: 177-190.
- Harmelin-Vivien, M. L. 1982. Ichthyofaune des herbiers de posidonies du Parc national de Port Cros: I. Composition et variations spatio-temporelles. *Travaux scientifiques Parc naturel Port Cros.* 8: 69-92. Francia.
- Jiménez, S., R. Cano, J. Bayle, A. Ramos y J. L. Sánchez Lizaso. 1996. *Las praderas de Posidonia oceanica (L.) Delile como zona de protección de juveniles de especies de interés comercial*. Tomo extraordinario. 125 Aniversario de la Real Sociedad Española de Historia Natural: 375-378.
- Jones, J. B. 1992. Environmental impact of trawling on the seabed: a review. *N.Z.J. Mar. Freshw. Res.* 26 (1): 59-67.
- Kemp, W. M., R. R. Twilley, J. C. Stevenson, W. R. Bounton y J. C. Means. 1983. The decline of submerged vascular plants in upper Chesapeake Bay: summary of results concerning possible causes. *Mar. Technol. Soc. J.* 17 (2): 78-89.
- Kikuchi, T. 1980. Faunal relationships in temperate seagrass beds. En: *Handbook of seagrass biology: an ecosystem perspective*. P. Phillips y J. McRoy (eds.): 135-172. Garland STPM Press. Nueva York.
- Luckhurst, B. y K. Luckhurst. 1977. Analysis of the influence of the substrate variables on coral reef fish communities. *Mar. Biol.* 49: 317-323.
- Maggi, P. 1973. Le problème de la disparition des herbiers a posidonies dans le Golfe de Giens (Var). *Sci. Pêche* 221: 7-20.
- Magurran, A. E. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Ed. Vedral. Barcelona: 200 pp.
- Margalef, R. 1980. *Ecología*. Ed. Omega. Barcelona: 991 pp.
- Neverauskas, V. P. 1987. Monitoring seagrass beds around a sewage sludge outfall in South Australia. *Mar. Pollut. Bull.* 18 (4): 158-164.
- Pérès, J. M. 1977. Utilité et importance de l'herbier de posidonies en Méditerranée. *Bull. Off. nat. Pêches Tunisie.* 1 (1): 3-8.
- Pérès, J. M. 1984. La regression des herbiers a *Posidonia oceanica*. En: *Internat. Workshop Posidonia oceanica beds*. C. F. Boudouresque, A. Jeudy de Grissac y J. Olivier (eds.) GIS Posidonie Publ. Francia 1: 445-454.
- Pérès, J. M. y J. Picard. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Recl. Trav. Stn. Mar Endoume* 31 (47): 1-137.
- Reina Hervás, J. A. 1987. Análisis de la ictiofauna infralitoral en el sureste español (Mediterráneo Occidental). *Cah. Biol. Mar.* 28: 73-89.
- Reñones, O., E. Massuti, J. Moranta, J. Coll y I. Moreno. 1995. Fish fauna of *Posidonia oceanica* seagrass meadows in Palma Bay (Balearic Islands). *Cybium* 19 (2): 201-206.
- Sánchez Jerez, P. y A. A. Ramos Esplá. (1996). Detection of environmental impacts by bottom trawling on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows: sensitivity of fish and macroinvertebrate communities. *J. Ecosyst. Health.* 5: 239-253.
- Sánchez Lizaso, J. L., J. E. Guillén Nieto y A. A. Ramos Esplá. 1990. The regression of *Posidonia oceanica* meadows in El Campello (Spain). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* 32 (1) B-I 10: 7.
- Shulman, M. J. 1984. Resource limitation and recruitment patterns in a coral reef fish assemblage. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 74: 85-109.
- Zar, J. H. 1984. *Biostatistical analysis*. Ed. Prentice-Hall Inc. Nueva Jersey: 718 pp.