

Estudio multiescalar de la ictiofauna asociada a praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 en Alicante (sudeste ibérico)

C. Valle, J. T. Bayle Sempere y A. A. Ramos Esplá

Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales. Unidad de Biología Marina. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. Apartado 99. E-03080 Alicante, España. E-mail: carlos.valle@ua.es

Recibido en marzo 2000. Aceptado en septiembre 2000.

RESUMEN

En este estudio se pretende describir la comunidad de peces de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 y detectar el efecto producido por el periodo del día considerando diferentes escalas espaciales.

Posidonia oceanica se encuentra desde la superficie hasta los 30 o 40 metros de profundidad, en función de la transparencia del agua. Su importancia se basa en el alto número de peces e invertebrados que están asociados a ella debido a su alta heterogeneidad espacial y a su gran variedad de hábitats si se compara con zonas sin vegetación.

Para ello, se utilizó un gánguil (1,8 metros de anchura por 0,8 metros de altura), y se consideraron seis localidades. En cada una de ellas, se eligieron seis sitios, de los que se muestrearon, al azar, tres de día y tres de noche. En cada uno de estos sitios se realizaron tres réplicas, lo que da un total de 108 muestras.

Se capturaron 8747 individuos pertenecientes a 53 especies, siendo las más numerosas *Diplodus annularis* (1 493), *Serranus scriba* (1 326), *Symphodus rostratus* (1 156) y *Symphodus cinereus* (665). Las capturas nocturnas fueron más abundantes en cuanto a diversidad y abundancia.

Palabras clave: *Posidonia oceanica*, ictiofauna, variaciones diarias, escalas espaciales.

ABSTRACT

Multiscaling analysis of *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 fish assemblage in Alicante (southeast Iberian Peninsula)

The aim of this study is to describe a *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 fish community and detect any daily changes in its composition at different spatial levels.

Posidonia oceanica appears at depths from 0 to 30-40 meters, depending on water transparency. Its importance is based on the high number of associated fishes and invertebrates attracted by its spatial heterogeneity and variety of habitats compared with no vegetated areas.

The fishing gear known as beam trawl (1.8 meters of width and 0.8 meters of height) was used, at six localities. Each of these localities was divided in six subdivisions (sites), of which we randomly sampled three by the day and three at night. Three replicates were performed at each site, for a total of 108 samples.

In an overall catch of 8 747 specimens, 53 species were found, the most numerous being *Diplodus annularis* (1 493), *Serranus scriba* (1 326), *Symphodus rostratus* (1 156) and *Symphodus cinereus* (665). The nocturnal catches, compared with the diurnal, were more abundant, with a higher number of species and specimens.

Key words: *Posidonia oceanica*, fishes, daily variations, spatial heterogeneity.

INTRODUCCIÓN

La importancia de las fanerógamas marinas ha sido estudiada en todo el mundo y destaca, entre otros, su papel como área de puesta y cría de juveniles de especies de peces de interés comercial (Kikuchi, 1974; Bell y Polard, 1989; Jiménez *et al.*, 1996), como zona de refugio nocturno para especies pelágicas diurnas (Bell y Harmelin-Vivien, 1982) o como área de alimentación para diversas comunidades de peces (Roberston, 1980).

Además, la alta heterogeneidad del espacio creado por *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 permite la colonización a diferentes comunidades, siendo una de las más destacadas la de los peces (Bell y Harmelin-Vivien, 1982, 1983; Harmelin-Vivien y Francour, 1992), cuya composición, diversidad y abundancia depende, en general, de la complejidad física, del tamaño de la pradera (Bell y Pollard, 1989).

La comunidad íctica asociada a las fanerógamas marinas ha sido estudiada por múltiples autores (Kikuchi, 1974; Stoner, 1983; Bell y Westoby, 1986; Kingsford, 1992) y la de *Posidonia oceanica* en particular ha sido investigada, entre otros, por Bell y Harmelin-Vivien (1982 y 1983); Harmelin-Vivien (1982, 1983a, b, 1984); Ramos y Bayle (1990); Harmelin-Vivien y Francour (1992); Sánchez Jerez (1994); Reñones *et al.* (1995); Jiménez *et al.* (1996, 1997).

Estudios anteriores han establecido la existencia de cambios en la estructura de la población en función del periodo del día (Lleonart, 1977; Reina Hervás, 1987; Reñones *et al.*, 1995), señalando las oscilaciones diarias de luz como el principal factor condicionante en la actividad de los peces (Boujard y Leatherland, 1992). Durante el periodo de actividad, su comportamiento se centra en la alimentación, mientras que los periodos de inactividad son dominados por medidas para aumentar la seguridad (Hobson, 1972).

Para este estudio se consideró necesaria la utilización de varias escalas espaciales, ya que la persistencia de la comunidad puede estar influida por éstas, produciendo que la comunidad sea percibida como constante o fluctuante (Frost *et al.*, 1988). La utilización de varias escalas espaciales ha recibido considerable atención por diversos autores (Connell y Sousa, 1983; Underwood y Chapman, 1996, 1998).

Trabajos anteriores (Levin, 1992) muestran que no hay una única escala en la que los fenómenos

ecológicos deban ser estudiados, ya que los sistemas suelen mostrar características variables dentro de un rango espacial, temporal y de organización. Una comunidad que parezca inestable en escalas espaciales pequeñas, puede ser estable cuando se observa con una escala espacial más grande (Sale, 1980; Anderson *et al.*, 1981; Galzin, 1987; Rahel, 1990; Nilsson y Grelsson, 1995).

Los objetivos principales de este trabajo son describir la estructura de la comunidad de peces asociada a praderas de *Posidonia oceanica* considerando diferentes niveles espaciales, identificar el efecto del periodo del día en la interpretación de los cambios y detectar las especies que manifiestan cambios poblacionales importantes entre el día y la noche.

MATERIAL Y MÉTODOS

El presente estudio fue llevado a cabo en la costa de la provincia de Alicante (sudeste ibérico), donde se eligieron al azar seis localidades (figura 1). El muestreo se realizó a bordo del B. O. *Odón de Buen* desde el 7 hasta el 11 de noviembre de 1995, tomándose 108 lances, cada uno de ellos a una profundidad constante de 20-22 metros y con una duración aproximada de 10 minutos. La velocidad de la embarcación fue constante (2 nudos), por lo que la superficie arrastrada aproximada de 1111 m², fue igual para cada uno de los lances. Los muestreos



Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo.

diurnos se realizaron entre las 7:00 h y las 14:30 h, y los nocturnos entre las 23:30 h y las 6:15 h.

El muestreo se realizó con un gánguil, con un arco metálico de 1,8 metros de anchura y 0,8 metros de altura, cuya ventaja principal es que consigue un área barrida muy bien definida (Gunderson, 1993). Los peces recogidos fueron conservados en formol diluido al 10% en agua de mar. Posteriormente, en el laboratorio, se clasificaron hasta el nivel de especie utilizando las claves Whitehead *et al.* (1989) y Bauchot y Pras (1993) y todos los individuos fueron pesados hasta la centésima de gramo, y medidos en su longitud total y estándar hasta el milímetro inferior.

El punto de partida se basa en las distintas preferencias ecológicas de las poblaciones de peces para desarrollar su actividad a lo largo del ciclo diario, hallándose más o menos ligados al sustrato foliar por el día o por la noche. Para analizar estos cambios, se consideró un factor periodo con dos niveles en el diseño del experimento, de forma que todos los muestreos se repitieran de día y de noche, consiguiendo así que la comunidad de peces no reflejara sólo lo que ocurre durante un momento del día (Rahel, 1990).

En el diseño del presente experimento se incluyeron dos factores de replicación espacial, de forma que pudieran analizarse los objetivos planteados. Por una parte, las localidades que se muestrearon se encuentran separadas entre sí varios kilómetros. Un segundo factor de replicación espacial, con la elección de sitios separados por centenares de metros dentro de cada una de las localidades anteriores, permitió la búsqueda de diferencias dentro de éstas. En cada uno de los 36 sitios, se realizaron tres réplicas al azar, garantizando la independencia de los datos y la repartición espacial de los tratamientos, evitando así la existencia de pseudorreplicación (Hurlbert, 1984; Hurlbert y White, 1993).

Para el análisis de los datos obtenidos tras el diseño del presente trabajo, se decidió abordar una doble aproximación. Por una parte, se ha realizado, en términos de abundancia, un análisis multivariante mediante técnicas no paramétricas de escalamiento multidimensional con el paquete estadístico PRIMER. Éste permite estudiar los cambios en la estructura del poblamiento entre los factores considerados en el diseño experimental y la comparación entre dos comunidades en las que, a pesar de tener el mismo número de especies y de individuos, son diferentes en la composición de especies (Clarke y Warwick, 1994).

Por otro lado, se ha utilizado un método univariante mediante técnicas de análisis de la varianza (ANOVA) (Underwood, 1981). Se utilizó como variables el número de especies presentes, la abundancia total y las abundancias de las especies seleccionadas a partir del análisis multivariante. Los factores que se tuvieron en cuenta en el análisis de los datos fueron los siguientes: el periodo, factor fijo con dos niveles (día y noche); la localidad, factor de replicación espacial al azar y ortogonal con el periodo (seis localidades); y el sitio, segundo factor de replicación espacial anidado en la interacción de periodo y localidad (tres sitios).

La clasificación de los factores de experimentación es muy importante y siempre debe considerarse a priori para poder interpretar legítimamente los resultados (Underwood, 1981; Andrew y Mapstone, 1987; Bennington y Thayne, 1994). La utilización de factores anidados aumenta los grados de libertad de éstos, lo que afecta considerablemente a la robustez del análisis y, por tanto, a la toma de conclusiones. También son importantes en la interpretación de resultados respecto a los factores principales y para obtener una correcta replicación espacial que favorezca la generalización de los resultados (Underwood, 1997).

Antes del análisis, se utilizó el test de Cochran (Cochran, 1951) para comprobar la igualdad de las varianzas de los diferentes poblamientos. Cuando se encontraron diferencias significativas se utilizaron las transformaciones \sqrt{x} ó $\log(x + 1)$. Cuando ninguna de las transformaciones lograba la homogeneidad necesaria, se utilizaron los datos originales, pero contemplando un nivel de significación de 0,01 para evitar error del tipo I (Underwood, 1981).

RESULTADOS

Estuctura de la comunidad

Durante el muestreo se capturaron 8 747 individuos pertenecientes a 53 especies de peces (tabla I) y correspondientes a 21 familias. Las tres familias más abundantes fueron Labridae (31,7%), Sparidae (23,0%) y Serranidae (18,5%), repartiéndose entre ellas el 73,3% de los individuos capturados. Otras familias bien representadas fueron Scorpaenidae (7,6%), Gobiidae (5,3%) y Syngnathidae (4,6%).

De las 53 especies encontradas, 38 especies aparecieron en los muestreos diurnos y todas en los

Tabla I. Listado de especies capturadas y abundancia total.

	Día	Noche	Total
<i>Apogon (Apogon) imberbis</i> (Linnaeus, 1758)	0	80	80
<i>Arnoglossus thori</i> Kyle, 1913	24	13	37
<i>Blennius tentacularis</i> Brünnich, 1768	19	8	27
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	0	129	129
<i>Bothus podas</i> (Delaroche, 1809)	35	27	62
<i>Callionymus risso</i> Le Sueur, 1814	0	1	1
<i>Carapus acus</i> (Brünnich, 1768)	0	1	1
<i>Chromis chromis</i> (Linnaeus, 1758)	10	200	210
<i>Chromogobius quadrivittatus</i> (Steindachner, 1863)	0	1	1
<i>Conger conger</i> ([Artedi, 1738] Linnaeus, 1758)	1	13	14
<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)	304	19	323
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i> (Valenciennes, 1837)	0	1	1
<i>Dentex (Dentex) dentex</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1
<i>Diplecogaster bimaculata bimaculata</i> (Bonnaterre, 1788)	6	4	10
<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	709	784	1493
<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	4
<i>Diplodus vulgaris</i> (E. Geoffrey Saint-Hilaire, 1817)	138	213	351
<i>Gobius cruentatus</i> Gmelin, 1789	169	274	443
<i>Gobius fallax</i> Sarato, 1889	3	17	20
<i>Gobius geniporus</i> Valenciennes, 1837	0	1	1
<i>Hippocampus ramulosus</i> Leach, 1814	0	5	5
<i>Labrus merula</i> Linnaeus, 1758	6	6	12
<i>Labrus viridis</i> Linnaeus, 1758	0	1	1
<i>Monochirus hispidus</i> Rafinesque, 1814	1	14	15
<i>Mullus barbatus</i> Linnaeus, 1758	34	26	60
<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	51	95	146
<i>Muraena helena</i> Linnaeus, 1758	5	7	12
<i>Nerophis maculatus</i> Rafinesque, 1810	1	3	4
<i>Ophidion rochei</i> Müller, 1845	0	1	1
<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1826)	0	10	10
<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	0	3	3
<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	3	21	24
<i>Sciaena umbra</i> Linnaeus, 1758	2	4	6
<i>Scorpaena notata</i> Rafinesque, 1810	119	199	318
<i>Scorpaena porcus</i> Linnaeus, 1758	165	155	320
<i>Scorpaena scrofa</i> Linnaeus, 1758	9	14	23
<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)	97	111	208
<i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758)	27	60	87
<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758)	628	698	1326
<i>Spicara maena</i> (Linnaeus, 1758)	5	87	92
<i>Spicara smaris</i> (Linnaeus, 1758)	0	31	31
<i>Symphodus (Crenilabrus) cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)	495	170	665
<i>Symphodus (Crenilabrus) doderleini</i> Jordan, 1981	32	22	54
<i>Symphodus (Crenilabrus) mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758)	32	9	41
<i>Symphodus (Crenilabrus) melanocercus</i> (Risso, 1810)	1	3	4
<i>Symphodus (Crenilabrus) ocellatus</i> (Forsskal, 1775)	332	124	456
<i>Symphodus (Crenilabrus) roissali</i> (Risso, 1810)	3	3	6
<i>Symphodus (Symphodus) rostratus</i> (Bloch, 1797)	681	475	1156
<i>Symphodus (Crenilabrus) tinca</i> (Linnaeus, 1758)	20	36	56
<i>Syngnathus acus</i> Linnaeus, 1758	18	207	225
<i>Syngnathus typhle</i> Linnaeus, 1758	91	76	167
<i>Trigloporus lastoviza</i> (Brünnich, 1768)	2	1	3
<i>Vanneaugobius pruvoti</i> (Fage, 1907)	0	1	1
Total	4279	4468	8747

nocturnos. De todas las especies, las más abundantes fueron (tabla I): *Diplodus annularis*, *Serranus scriba* y *Symphodus rostratus*. Por el día pudo obser-

varse una mayor cantidad de individuos de las especies *Coris julis*, *Symphodus cinereus* y *Symphodus ocellatus*. Durante las capturas realizadas por la noche,

fueron más abundantes los individuos de especies como *Apogon imberbis*, *Boops boops*, *Chromis chromis*, *Spicara maena*, *Spicara smaris* y *Syngnathus acus*.

Las similitudes de las abundancias dentro de estos poblamientos y las disimilitudes entre ellos se muestran en las tablas II y III.

Al considerar también la escala espacial local, la representación gráfica del MDS (figura 2) mostró cierta agregación entre el día y la noche. Por su parte, el SIMPER mostró una gran similitud dentro de los 12 tratamientos resultantes, ya que todos los porcentajes oscilaron entre el 78,33% (Santa Pola de día) y el 91,48% (Tabarca de día). Además, volvió a mostrar como importantes las mismas especies que cuando se comparó con la mayor escala considerada.

Las mayores diferencias entre localidades fueron marcadas por *C. julis*, *A. imberbis*, *C. chromis*, *Scorpaena notata* y *S. cinereus*.

La mayor abundancia media de *C. julis* fue en Villajoyosa durante el día (14,0 individuos/lance), lo que hizo que esta localidad se diferenciara de to-

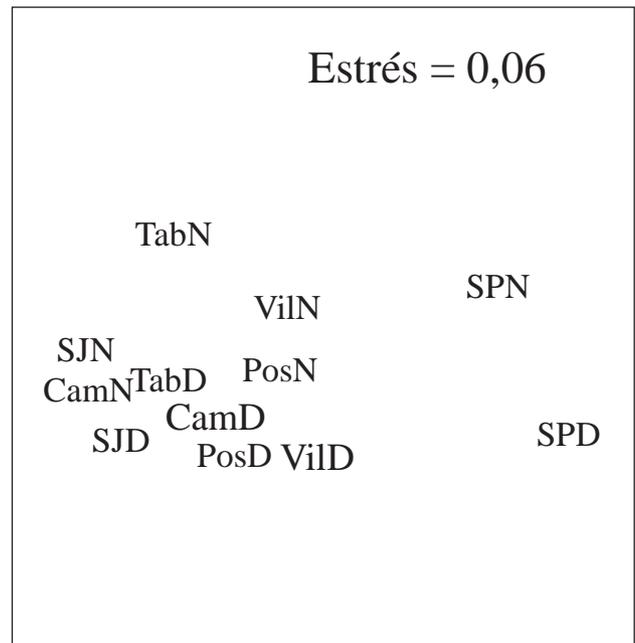


Figura 2. Representación bidimensional del MDS respecto a la abundancia. (Pos): Postiguet; (Vil): Villajoyosa; (SP): Santa Pola; (SJ): San Juan; (Cam): Campello; (Tab): Tabarca; (D): día; (N): noche.

Tabla II. Resumen del análisis de similitud (SIMPER) de la abundancia de las especies respecto al factor periodo (día/noche). (SM): similitud media entre cada tratamiento; (AM): abundancia media; (P): porcentaje (aportación de cada especie en la similitud entre muestras); (PA): porcentaje acumulado.

Día (SM = 78,81)	AM	P	PA	Noche (SM = 74,37)	AM	P	PA
<i>Symphodus rostratus</i>	37,83	12,83	12,83	<i>Diplodus annularis</i>	43,56	15,11	15,11
<i>Diplodus annularis</i>	39,39	12,28	25,11	<i>Serranus scriba</i>	38,78	12,51	27,61
<i>Serranus scriba</i>	34,89	11,49	36,60	<i>Symphodus rostratus</i>	26,39	12,38	39,99
<i>Symphodus cinereus</i>	27,50	11,19	47,79	<i>Gobius cruentatus</i>	15,22	11,72	51,72
<i>Coris julis</i>	16,89	11,10	58,89	<i>Diplodus vulgaris</i>	11,83	9,22	60,94
<i>Gobius cruentatus</i>	9,39	9,87	68,76	<i>Scorpaena notata</i>	11,06	8,26	69,20
<i>Symphodus ocellatus</i>	18,44	8,91	77,67	<i>Symphodus ocellatus</i>	6,89	8,24	77,44
<i>Serranus cabrilla</i>	5,39	7,85	85,51	<i>Serranus cabrilla</i>	6,17	7,93	85,36
<i>Scorpaena notata</i>	6,61	6,59	92,11	<i>Symphodus cinereus</i>	9,44	5,76	91,12
<i>Diplodus vulgaris</i>	7,67	6,32	98,42	<i>Chromis chromis</i>	11,11	4,55	95,67

Tabla III. Resumen del análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) con referencia a la diferencia entre día y noche respecto a la abundancia de las especies, indicando únicamente las diez más importantes. (DM): disimilitud media entre tratamientos; (Porcentaje): importancia de cada especie en la diferencia entre comunidades.

Noche ↔ Día (DM = 27,00)	Abundancia media noche	Abundancia media día	Porcentaje	Porcentaje acumulado
<i>Coris julis</i>	1,06	16,89	12,38	12,38
<i>Chromis chromis</i>	11,11	0,56	10,75	23,13
<i>Symphodus cinereus</i>	9,44	27,50	9,83	32,96
<i>Serranus scriba</i>	38,78	34,89	8,48	41,43
<i>Symphodus ocellatus</i>	6,89	18,44	8,03	49,46
<i>Diplodus vulgaris</i>	11,83	7,67	7,45	56,92
<i>Scorpaena notata</i>	11,06	6,61	7,34	64,26
<i>Symphodus rostratus</i>	26,39	37,83	7,06	71,31
<i>Diplodus annularis</i>	43,56	39,39	6,99	78,31
<i>Apogon imberbis</i>	4,44	0,00	6,65	84,95

das las demás, principalmente del muestreo nocturno realizado en la propia Villajoyosa, donde se encontró la menor abundancia media de esta especie (0,1 individuos/lance).

El SIMPER reflejó que *A. imberbis* fue la especie más importante para establecer diferencias entre Tabarca durante la noche y los demás tratamientos, sobre todo en el periodo diurno. La abundancia media de *A. imberbis* en Tabarca durante la noche fue de 7,2 individuos/lance, mientras que en ninguno de los otros tratamientos se alcanzó una media de 1 individuo/lance.

C. chromis fue muy abundante durante la noche en las localidades de San Juan y Tabarca (11,3 y 7,8 individuos/lance, respectivamente) por lo que fue responsable de grandes diferencias respecto a los otros tratamientos.

Por último, *S. cinereus* fue la especie responsable de la mayor diferencia entre dos tratamientos, Postiguet durante el día y Campello por la noche (30,86%), ya que la abundancia media en el Postiguet por el día (27,8 individuos/lance) fue muy superior a la de Campello por la noche (0,4 individuos/lance).

Al incluir el factor sitio, el SIMPER volvió a señalar las mismas especies que en los casos anteriores.

Análisis de las abundancias del poblamiento total y de las especies más importantes

Respecto al factor periodo, se hallaron 4279 individuos de 38 especies en los muestreos diurnos (48,9%) frente a 4468 de 53 especies en los nocturnos (51,1%), presentando el número de especies diferencias significativas (tabla IV) al ser muy superior durante la noche. El número medio de individuos capturados fue muy similar entre el día y la noche (figura 3), sin diferencias significativas.

Para realizar el análisis de las abundancias, se seleccionaron aquellas especies que el análisis multivariante mostró como más importantes: *A. imberbis*, *C. chromis*, *C. julis*, *D. annularis*, *Diplodus vulgaris*, *Gobius cruentatus*, *S. notata*, *Serranus cabrilla*, *S. scriba*, *S. cinereus*, *S. ocellatus* y *S. rostratus*.

Especies con mayor abundancia durante el día

Los individuos de las especies *C. julis*, *S. cinereus* y *S. rostratus* mostraron una abundancia muy supe-

rior por el día (figura 4), llegando a mostrar diferencias significativas respecto al factor periodo (tabla IV). A pesar de no encontrarse diferencias significativas, la especie *S. ocellatus* también fue más abundante en las capturas diurnas (figura 4).

Especies con mayor abundancia durante la noche

La captura de *D. vulgaris* (figura 4) fue significativamente más abundante durante la noche (tabla IV). Otras especies como *A. imberbis* y *C. chromis* también estuvieron mucho más presentes por la noche. Sin embargo, esta diferencia se observó sólo en alguna de las localidades, por lo que el análisis detectó diferencias significativas en la interacción periodo - localidad (tabla IV).

Aunque no se detectaron diferencias significativas, *D. annularis*, *G. cruentatus*, *S. cabrilla*, *S. notata* y *S. scriba* también fueron más frecuentes en los muestreos nocturnos.

Con diferencias significativas respecto a los factores localidad y sitio

Todas las especies analizadas mediante ANOVA mostraron diferencias significativas para alguno de los factores de replicación espacial que se consideraron en el diseño del experimento (tabla IV). Esto muestra una gran heterogeneidad en las capturas a mediana (kilómetros) y pequeña escala (decenas de metros), lo cual puede hacer más difícil la detección de diferencias significativas para el factor periodo.

DISCUSIÓN

La composición específica de este estudio es similar a la de otros estudios sobre *Posidonia oceanica* realizados en el Mediterráneo occidental (Bell y Harmelin-Vivien, 1982; Harmelin-Vivien, 1983b; Reñones *et al.*, 1995; Jiménez *et al.*, 1997). La abundancia de especies encontrada (53) fue superior a las 49 de Bell y Harmelin-Vivien (1982) y Harmelin-Vivien (1983b) en las costas francesas o a las 41 de Reñones *et al.* (1995) en Baleares, realizándose en ambos casos los muestreos con gánguil. También fue superior a las 48 especies encontradas por Jiménez *et al.* (1997) sobre la pradera no arrastrada

Tabla IV. Resultado del análisis de la varianza con tres factores (P: periodo, L: localidad, S: sitio), para el número de especies, la abundancia total y la abundancia de las 17 especies seleccionadas. (t): tipo de factor (f: fijo; a: al azar); (g. l.): grados de libertad; (C. M.): cuadrados medios; (F): F real. Transformación: (no): no transformado y con varianzas homogéneas; (R): raíz cuadrada [nivel de significación: (ns): no significativo; (*): p < 0,05; (**): p < 0,01; (***): p < 0,001]; (W): no transformado y con varianzas homogéneas [para las variables no transformadas y con varianzas no homogéneas los niveles de significación son: (*): p < 0,01; (**): p < 0,001].

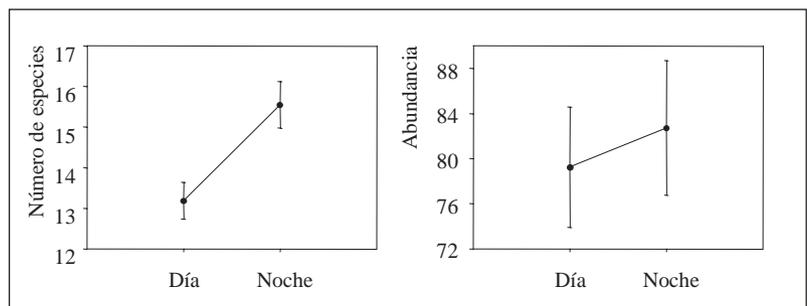
Fuentes de variación				<i>A. imberbis</i>		<i>A. thori</i>		<i>C. chromis</i>		<i>D. annularis</i>		<i>D. vulgaris</i>		<i>G. cruentatus</i>		F versus
t	g. l.	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	
Periodo (P)	f	1	59,26	1,64 ^{ns}	1,12	1,66 ^{ns}	334,3	3,56 ^{ns}	52,08	0,56 ^{ns}	52,08	6,64*	102,1	4,00 ^{ns}	P × L	
Localidad (L)	a	5	36,04	5,35*	7,70	4,54*	106,6	11,2**	1025,6	12,6***	71,84	8,84***	92,05	3,09*	S (P × L)	
P × L	a	5	36,04	5,35*	0,68	0,40 ^{ns}	93,99	9,90**	93,35	1,15 ^{ns}	7,84	0,96 ^{ns}	25,51	0,86 ^{ns}	S (P × L)	
Sitio (P × L)		24	6,74	3,59**	1,69	3,73**	9,49	0,93 ^{ns}	81,5	1,31 ^{ns}	8,13	1,07 ^{ns}	29,81	3,81***	Residual	
Residual		72	1,88		0,45		10,18		62,33		7,62		7,81			
Transformación			W		W		W		no		no		no			

Fuentes de variación				<i>M. surmuletus</i>		<i>B. boops</i>		<i>C. julis</i>		<i>S. cinereus</i>		<i>S. ocellatus</i>		<i>S. notata</i>		F versus
t	g. l.	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	
Periodo (P)	f	1	17,93	1,68 ^{ns}	35,75	20,6**	73,38	19,8**	42,12	13,41*	18,46	6,31 ^{ns}	59,26	3,49 ^{ns}	P × L	
Localidad (L)	a	5	13,13	2,98*	1,73	3,75*	2,73	1,77 ^{ns}	30,80	18,6***	10,99	10,6***	77,24	7,60***	S (P × L)	
P × L	a	5	10,66	2,42 ^{ns}	1,73	3,75*	3,70	2,41 ^{ns}	3,14	1,90 ^{ns}	2,92	2,83*	16,97	1,67 ^{ns}	S (P × L)	
Sitio (P × L)		24	4,41	2,60***	0,46	1,15 ^{ns}	1,54	2,29**	1,65	2,17**	1,03	2,18**	10,17	1,93*	Residual	
Residual		72	1,69		0,40		0,67		0,76		0,47		5,27			
Transformación			no		R		R		R		R		no			

Fuentes de variación				<i>S. porcus</i>		<i>S. cabrilla</i>		<i>S. scriba</i>		<i>S. rostratus</i>		<i>S. tinca</i>		F versus
t	g. l.	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	
Periodo (P)	f	1	0,93	0,12 ^{ns}	1,81	0,45 ^{ns}	45,37	0,23 ^{ns}	392,9	7,49*	0,81	1,05 ^{ns}		P × L
Localidad (L)	a	5	58,64	5,76***	31,84	7,27***	1306,4	15,44***	949,8	21,8***	0,65	2,70*		S (P × L)
P × L	a	5	7,77	0,76 ^{ns}	3,99	0,91 ^{ns}	195,1	2,31 ^{ns}	52,46	1,20 ^{ns}	0,77	3,20*		S (P × L)
Sitio (P × L)		24	10,18	1,56 ^{ns}	4,38	1,05 ^{ns}	84,6	1,79*	43,60	0,81 ^{ns}	0,24	0,68 ^{ns}		Residual
Residual		72	6,51		4,16		47,39		53,64		0,35			
Transformación			no		no		no		no		R			

Fuentes de variación				Nº especies		Abundancia		F versus
t	g. l.	C. M.	F	C. M.	F			
Periodo (P)	f	1	151,7	6,57*	330,7	0,21 ^{ns}		P × L
Localidad (L)	a	5	36,77	2,43 ^{ns}	13548,3	8,46**		S (P × L)
P × L	a	5	23,08	1,52 ^{ns}	1550,9	0,97 ^{ns}		S (P × L)
Sitio (P × L)		24	15,15	1,22 ^{ns}	1602,1	1,58 ^{ns}		Residual
Residual		72	12,40		1014,7			
Transformación			no		W			

Figura 3. Valores medios (± ES) del número de especies y de la abundancia en cada lance.



del cabo de Palos, realizándose este muestreo en barcos comerciales de arrastre, pero fue muy infe-

rior a las 81 especies encontradas por este mismo autor en la pradera arrastrada de Mazarrón.

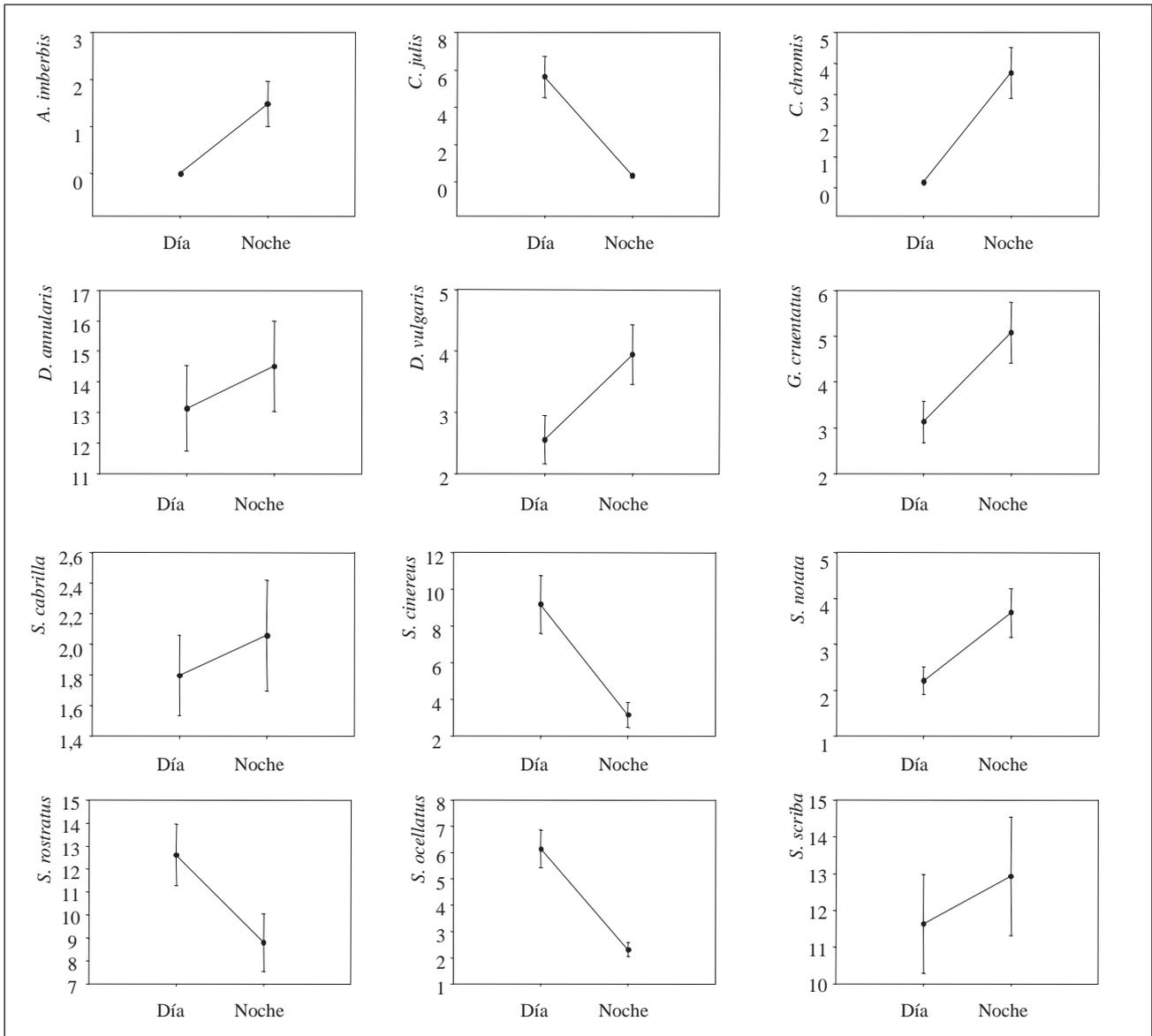


Figura 4. Valores medios (± ES) de la abundancia de las especies seleccionadas.

La ictiofauna de la pradera estudiada se caracterizó por la gran importancia, en orden decreciente, de las familias Labridae, Sparidae y Serranidae, todas constituidas por individuos de talla mediana de especies pequeñas y, en general, dotadas de cierto mimetismo con el medio (Harmelin-Vivien, 1983a). Las especies más abundantes dentro de las anteriores familias fueron *S. rostratus*, *D. annularis* y *S. scriba*. En otros estudios, Labridae y Sparidae también son las familias más abundantes (Bell y Harmelin-Vivien, 1982; Harmelin-Vivien, 1983b; Reñones *et al.*, 1995; Sánchez Jerez y Ramos, 1996; Francour, 1997; Jiménez *et al.*, 1997).

En los estudios citados anteriormente, los Centracanthidae y Pomacentridae desempeñan un

papel muy importante. La poca importancia de estas familias en este estudio es posiblemente debido al método de muestreo, pues el gánguil captura especies que se encuentran cerca del sustrato, y las especies de estas familias viven entre dos aguas, acercándose a la pradera solamente durante la noche, momento en el cual se realizaron casi todas las capturas de *S. maena* y *S. smarís* (Centracanthidae) y *C. chromis* (Pomacentridae).

Cambios asociados con el periodo del día

Diferenciando entre los muestreos diurnos y nocturnos, un mayor número de especies se captu-

ró durante la noche, momento del ciclo en el que aparecieron representadas todas las especies encontradas en el trabajo. Esta mayor abundancia de especies por la noche también se ha observado en otros trabajos realizados en el Mediterráneo francés (Bell y Harmelin-Vivien, 1982, 1983; Harmelin-Vivien, 1983a; Harmelin, 1987) y en las islas Baleares (Reñones *et al.*, 1995).

A pesar de esto, Harmelin-Vivien (1983b) opina que es superior el número de especies y de individuos activos por el día, aumentando por la noche la captura de especies indiferentes al ciclo diario. En este estudio, los poblamientos asociados al día y a la noche pueden considerarse diferentes, ya que, además de que por la noche se capturaron más individuos y un mayor número de especies, también fueron diferentes la composición y la distribución de algunas de estas especies.

Estas diferencias se deben, principalmente, al comportamiento de algunas especies, ya que, en los muestreos de día, fueron más abundantes aquellas de hábitos diurnos, mientras que la noche se caracterizó por la presencia de especies depredadoras activas nocturnas que llegan a la pradera de zonas rocosas cercanas para alimentarse, de especies que salen de los refugios diurnos y de especies pelágicas que realizan migraciones verticales y utilizan las hojas de posidonia para protegerse (Bell y Harmelin-Vivien, 1982, 1983).

Preferencias diurnas

Prácticamente todas las capturas de *C. julis* se realizaron por el día, definiéndose como una especie de claros hábitos diurnos, momento que dedican para alimentarse. Esta tendencia ha sido observada en otros trabajos (Bell y Harmelin-Vivien, 1982, 1983; Reñones *et al.*, 1995) y puede deberse al comportamiento de *C. julis* por la noche, ya que se entierra en la arena para refugiarse (Lejeune, 1984) y, por tanto, dificulta su captura.

S. cinereus parece mostrar una actividad diurna, igual que ocurre en el estudio de Reñones *et al.* (1995), y, como ya se ha comentado anteriormente, ligada a fondos arenosos cercanos a posidonia (Sánchez Jerez y Ramos, 1996; Jiménez *et al.*, 1997). Sin embargo, Bell y Harmelin-Vivien (1983) encontraron más individuos de esta especie durante la noche en una pradera con un alto contenido de nutrientes por un vertido sin tratar procedente de

una gran ciudad. En otra pradera estudiada por los mismos autores, y en la que no existía este aporte de nutrientes, *S. cinereus* fue más capturado por el día, aunque la abundancia total fue inferior que en la pradera anterior. Respecto a ello, podría interpretarse que es una especie de hábitos diurnos, generalista, y con preferencia por fondos arenosos con proximidad de posidonia.

Al igual que las otras especies del mismo género, *S. ocellatus* y *S. rostratus* estuvieron mucho más presentes en las capturas diurnas, lo que apoya las observaciones de Bell y Harmelin-Vivien (1983) de que estos lábridos se alimentan durante el día y aparecen reposando en el interior de la pradera durante la noche. Sin embargo, Reñones *et al.* (1995) encontraron una abundancia ligeramente mayor de estas especies por la noche, al igual que ocurrió en la localidad de Santa Pola en el presente trabajo.

Estas dos especies también son frecuentes en fondos rocosos (Harmelin, 1987; García Charton, 1999), por lo que los resultados anteriores podrían ser debidos al muestreo sobre praderas en cuya proximidad haya zonas de roca. *S. ocellatus* y *S. rostratus* podrían alimentarse en estas zonas rocosas durante el día y desplazarse por la noche a la pradera cercana en busca de refugio. Por otra parte, *S. rostratus* alarga su periodo de alimentación hasta que oscurece completamente (Bell y Harmelin-Vivien, 1983), por lo que, si el muestreo no se hace una vez bien entrada la noche, puede aparecer una abundancia aparentemente alta.

Además de las especies anteriores, que marcaron las principales diferencias durante el día, cabe destacar que, al igual que en el trabajo de Bell y Harmelin-Vivien (1983), *Syngnathus typhle* fue más abundante durante el día, al contrario que *S. acus*, que fue más frecuente por la noche. Bell y Harmelin-Vivien (1983) concluyen que estas dos especies se reparten los recursos tróficos, posiblemente por el diferente tamaño de sus bocas (mayor en *S. typhle*), lo que podría explicar sus diferencias.

Preferencias nocturnas

Casi todos los individuos de *C. chromis* se capturaron por la noche, lo que parece indicar que durante este periodo se refugia entre las hojas de posidonia, comportamiento que repiten *S. maena*, *S. smarvis* y *B. boops*. Esto también ocurre en el trabajo

de Reñones *et al.* (1995), quienes opinan que el carácter oligotrófico de la zona muestreada (islas Baleares) es uno de los factores que explica la baja densidad de estos planctívoros durante el día. Sin embargo, es muy posible que estas diferencias sean debidas más bien al tipo de muestreo utilizado, ya que el gánguil captura especies ligadas al fondo, y estas especies sólo se aproximan al mismo durante la noche. Por tanto, aunque probablemente están presentes durante todo el día, sólo son capturadas cuando bajan a la pradera durante la noche. El trabajo de Harmelin (1987) muestra *C. chromis* como una especie pelágica que por la noche baja al fondo a refugiarse, aunque normalmente, este comportamiento se ha relacionado más con fondos rocosos.

Según Bell y Harmelin-Vivien (1983), los serránidos se alimentan por el día y por la noche, mostrando una presencia más o menos igual en los dos periodos. En el presente trabajo, se capturaron más individuos de *S. scribea* durante la noche. Sin embargo, en las localidades de Tabarca y Postiguet fue más abundante por el día. También fue más abundante durante el día en la pradera estudiada por Reñones *et al.* (1995). Podría pensarse que esta especie está muy ligada a la pradera durante todo el día y que, además, por la noche, probablemente se unen individuos de zonas rocosas próximas, de forma que aumenta su abundancia total durante este periodo.

El espárido *D. vulgaris* también contribuyó a diferenciar el poblamiento diurno del nocturno, ya que en este trabajo aparecieron muchos más individuos por la noche (excepto en Santa Pola, que aparecieron muy pocos ejemplares, tanto de día como de noche). En Baleares se da la misma abundancia por el día que por la noche (Reñones *et al.*, 1995), y en las costas francesas resultó más abundante durante el día (Bell y Harmelin-Vivien, 1982). Las diferencias en las capturas respecto a otros trabajos realizados sobre pradera podrían deberse al tipo de arrastre utilizado o la mayor capturabilidad por la noche en la zona estudiada.

Algo similar ocurre con *D. annularis*, ya que, mientras en otros estudios resulta más abundante por el día (Bell y Harmelin-Vivien, 1982; Harmelin, 1987; Reñones *et al.*, 1995), en el presente trabajo apareció más ligado a los muestreos nocturnos, aunque con una gran heterogeneidad entre localidades. Sin embargo, de los resultados obtenidos a partir de la pradera estudiada, podría afirmarse

que se trata de especies de actividad diurna que se refugian entre la pradera por la noche.

A pesar de que *S. notata* se alimenta tanto de día como de noche (Bell y Harmelin-Vivien, 1983) y, por tanto, se encuentra asociada al fondo durante todo el tiempo, fue más abundante en las capturas realizadas durante la noche, al igual que ocurre en los trabajos de Bell y Harmelin-Vivien (1983), Harmelin (1987) y Reñones *et al.* (1995).

A. imberbis también fue una especie importante para marcar diferencias entre los muestreos diurnos y nocturnos. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que se trata de una especie típica de fondos rocosos, donde vive entre grietas (Harmelin, 1987; García Charton, 1999) y sale de su refugio por la noche. Por este motivo, todos los individuos se capturaron por la noche y principalmente en Tabarca, con una pradera caracterizada por la presencia de fondos rocosos próximos.

De igual forma, durante la noche se capturaron la mayoría de los individuos de *S. acus*, *Hippocampus ramulosus*, *Gobius fallax*, *Monochirus hispidus*, y especies que bajan a refugiarse en la pradera durante la noche (*Spicara* sp., *B. boops*, *Diplodus sargus*, *Pagellus acarne*, *Pagrus pagrus*, *Dentex dentex* y *Labrus viridis*), depredadores nocturnos que se acercan a la posidonia en busca de alimento (*Conger conger* y *Muraena helena*) y todas las especies de las que sólo se capturó un individuo (*Callionymus risso*, *Carapus acus*, *Chromogobius quadrivittatus*, *Deltentosteus quadrimaculatus*, *Gobius geniporus*, *Vanneaugobius pruvoti*, *Ophidion rochei*). Bell y Harmelin-Vivien (1982) también encontraron algunos de estos carnívoros macrófagos sólo por la noche, cuando van a comer desde zonas rocosas cercanas o desde sus refugios en zonas cercanas a las matas.

Escalas espaciales

En el hábitat de pradera, aparecen manchas separadas de posidonia y sustrato blando (detritico, arena, fango). Las diferentes comunidades de cada uno de estos hábitats están ligadas muy estrechamente a la proximidad de otros hábitats (Connolly, 1994), por lo que debido a la movilidad de los peces, puede ser que no se aprecien diferencias entre las comunidades a pequeña escala, lo que hace necesario la utilización de diferentes escalas espaciales.

Mediante análisis multivariantes, y teniendo únicamente en cuenta la mayor escala espacial (es de-

cir, considerando las muestras diurnas frente a las nocturnas), se obtuvieron las especies que permiten diferenciar los poblamientos diurnos y nocturnos, pero fue necesario tener en cuenta las otras escalas espaciales consideradas inicialmente para poder realizar análisis estadísticos más robustos. Al incluir éstas, se observó que las especies que marcaban las diferencias eran prácticamente las mismas, y demostró la gran heterogeneidad espacial que presenta la ictiofauna asociada a las praderas de *Posidonia oceanica*.

Utilizando métodos univariantes, también pudo observarse la necesidad de incluir varias escalas espaciales, ya que con éstas se logró una mayor robustez estadística y se evitó la pseudorreplicación al incluir un factor anidado.

Por tanto, al incluir los factores localidad y sitio, se observa una gran diferencia entre ellos y, sin embargo, siguen encontrándose diferencias entre día y noche. Puede pensarse que las comunidades asociadas a posidonia presentan grandes cambios a pequeña y mediana escala dentro de una pradera considerada inicialmente similar en toda su extensión, igual que se ha observado en otros hábitats (Sale, 1980; Anderson *et al.*, 1981), es, por tanto, necesario su estudio a una escala espacial mayor y correctamente replicada.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer a Pablo Sánchez el diseño inicial de este proyecto y a Ana Seva, Cristina Mena, y José Luis Sánchez por su colaboración en el trabajo de campo. Esta campaña fue realizada gracias a una ayuda recibida de la Generalitat Valenciana (GV-1168/93).

BIBLIOGRAFÍA

Anderson, G. R. V., A. H. Ehrlich, P. R. Ehrlich, J. D. Roughgarden, B. C. Russell y H. Talbot. 1981. The community structure of coral reef fishes. *Am. Nat.* 117: 476-495.

Andrew, N. L. y B. D. Mapstone. 1987. Sampling and the description of spatial pattern in marine biology. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 25: 39-90.

Bauchot, M. L. y A. Pras. 1993. *Guía de los peces de mar de España y de Europa*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona, España: 432 pp.

Bell, J. D. y M. L. Harmelin-Vivien. 1982. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* meadows. I. Community structure. *Tethys* 10 (4): 337-347.

Bell, J. D. y M. L. Harmelin-Vivien. 1983. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* meadows. 2. Feeding Habits. *Tethys* 11 (1): 1-14.

Bell, J. D. y M. Westoby. 1986. Importance of local changes in leaf height and density to fish and decapods associated with seagrasses. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 104: 249-274.

Bell, J. D. y D. A. Pollard. 1989. Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. En: *Biology of seagrasses*. (Aquatic Plant Studies 2.) A. W. D. Larkum, A. J. McComb y S. A. Sheperd (eds.): 565-597. Elsevier. Amsterdam, Países Bajos.

Bennington, C. C. y W. V. Thayne. 1994. Use and missure of mixed model analysis of variance in ecological studies. *Ecology* 75 (3): 717-722.

Boujard, T. y F. Leatherland. 1992. Circadian rhythms and feeding time in fishes. *Environmental Biology of Fishes* 35: 109-131.

Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council. Plymouth, Reino Unido: 144 pp.

Cochran, W. G. 1951. Testing a linear relation among variances. *Biometrics* 7: 17-32.

Connell, J. H. y W. P. Sousa. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *Am. Nat.* 121: 789-824.

Connolly, R. M. 1994. Removal of seagrass canopy: effects on small fish and their prey. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 184: 99-110.

Francour, P. 1997. Fish assemblages of *Posidonia oceanica* beds at Port-Cros (France, NW Mediterranean): Assessment of composition and long-term fluctuations by visual census. *P.S.Z.N.: Marine Ecology* 18 (2): 157-173.

Frost, T. M., D. L. DeAngelis, S. M. Bartell, D. J. Hall y S. H. Hurlbert. 1988. Scale in the design and interpretation of aquatic community research. En: *Complex interactions in lake communities*. S. R. Carpenter (ed.): 229-258. Springer. Nueva York.

Galzin, R. 1987. Structure of fish communities of French Polynesian coral reefs. I. Spatial scales. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 41: 129-136.

García Charton, J. A. 1999. *Estructura espacial, dinámica temporal y hábitat del poblamiento de peces litorales mediterráneos*. Tesis doctoral. Universidad de Murcia. Murcia, España: 343 pp.

Gunderson, D. R. 1993. *Surveys of fisheries resources*. University of Washington, School of Fisheries. Washington: 248 pp.

Harmelin, J. G. 1987. Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de Port-Cros, France). *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology* 8 (3): 263-284.

Harmelin-Vivien, M. L. 1982. Ichthyofaune des herbiers de posidonies du parc national de Port-Cros: I. Composition et variations spatio-temporelles. *Trav. Sci. Parc. Nat. Port. Cross* 8: 69-92.

Harmelin-Vivien, M. L. 1983a. Étude comparative de l'ichtyofaune des herbiers de phanerogames marines en milieux tropical et tempéré. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 38: 179-210.

- Harmelin-Vivien, M. L. 1983b. Ichthyofaune des herbiers de posidonies des côtes provençales françaises. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* 28 (3): 161-163.
- Harmelin-Vivien, M. L. 1984. Ichthyofaune des herbiers de Posidonies du Parc Natural Regional de Corse. En: *International Workshop Posidonia oceanica Beds*. C. F. Boudouresque, A. Jeudy De Grissac y J. Olivier (eds.). GIS Posidonie Publ. Marsella, Francia 1: 291-301.
- Harmelin-Vivien, M. L. y P. Francour. 1992. Trawling or visual censuses? Methodological bias in the assesment of fish population in seagrass beds. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology* 13 (1): 41-51.
- Hobson, E. S. 1972. Activity of Hawaiian reef fishes during the evening and morning transitions between daylight and darkness. *Fishery Bulletin* 70 (3): 715-740.
- Hurlbert, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54 (2): 187-211.
- Hurlbert, S. H. y M. D. White. 1993. Experiments with freshwater invertebrate zooplanktivores: quality of statistical analyses. *Bulletin of Marine Science* 53 (1): 128-153.
- Jiménez, S. V., R. Cano, J. T. Bayle, A. A. Ramos y J. L. Sánchez Lizaso. 1996. Las praderas de *Posidonia oceanica* como zona de protección de juveniles de especies de interés comercial. En: *125 Aniversario de la Real Sociedad Española Historia Natural*. Tomo extraordinario: 357-378.
- Jiménez, S., J. T. Bayle, A. A. Ramos y J. L. Sánchez Lizaso. 1997. Ictiofauna de dos praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 con distinto grado de conservación. En: *Investigaciones sobre el bentos marino: IX Simposio ibérico de estudios del bentos marino* (19-23 de febrero, 1996. Alcalá de Henares, Madrid, España). *Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía* 23: 255-264.
- Kikuchi, T. 1974. Japanese contributions on consumer ecology in eelgrass beds, with special reference to trophic relationships and resources in inshore fisheries. *Aquaculture* 4: 145-160.
- Kingsford, M. J. 1992. Drift algae and small fish in coastal waters of northeastern New Zealand. *Marine Ecology Progress Series* 80: 41-55.
- Lejeune, P. 1984. *Etude écoéthologique des comportements reproducteurs et sociaux des Labridae méditerranéens des genres Symphodus Rafinesque, 1810 et Coris Lacepede, 1802*. Thèse de Doctorat des Sciences. Université de Liège, Lieja, Bélgica. 231 pp.
- Levin, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73 (6): 1943-1967.
- Lleonart, J. 1977. Análisis y estructura de las comunidades de organismos bentónicos en el área de afloramiento del NW de África (23° 30' - 26° 10'). *Res. Exp. Cient. B/O Cornide* 6: 221-244.
- Nilsson, C. y G. Grelsson. 1995. The fragility of ecosystems: a review. *Journal of Applied Ecology* 32: 677-692.
- Rahel, F. J. 1990. The hierarchical nature of community persistence: a problem of scale. *The American Naturalist* 136: 328-344.
- Ramos, A. A. y J. Bayle. 1990. Management of living resources in the marine reserve of Tabarca Island (Alicante, Spain). *Bulletin Société Zoologique France* 114 (4): 41-48.
- Reina Hervás, J. A. 1987. Análisis de la ictiofauna infralitoral en el sureste español (Mediterráneo occidental). *Cahiers de Biologie Marine* 28: 73-89.
- Reñones, O., E. Massuti, J. Moranta, J. Coll e I. Moreno. 1995. Fish fauna of *Posidonia oceanica* seagrass meadows in Palma Bay (Balearic Islands). *Cybiurn* 19 (2): 201-206.
- Roberston, A. I. 1980. The structure and organisation of eelgrass fish fauna. *Oecologia* 47: 76-82.
- Sale, P. F. 1980. The ecology of fishes on coral reefs. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 18: 367-421.
- Sánchez Jerez, P. 1994. *Degradación de las praderas de Posidonia oceanica (L.) Delile por la pesca de arrastre en El Campello (SE Ibérico): influencia sobre la estructura de la comunidad animal asociada*. Tesis de licenciatura. Universidad de Alicante. Alicante, España: 123 pp.
- Sánchez Jerez, P. y A. A. Ramos. 1996. Detection of environmental impacts by bottom trawling on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows: sensitive of fish and macroinvertebrate communities. *J. Ecosyst. Health* 5: 239-253.
- Stoner, A. W. 1983. Distribution of fishes in seagrass meadows: role of macrophyte biomass and species composition. *Fisheries Bulletin* 81 (4): 837-846.
- Underwood, A. J. 1981. Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 19: 513-605.
- Underwood, A. J. 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido: 504 pp.
- Underwood, A. J. y M. G. Chapman. 1996. Scales of spatial patterns of distribution of intertidal invertebrates. *Oecologia* 107: 212-224.
- Underwood, A. J. y M. G. Chapman. 1998. A method for analysing spatial scales of variation in composition of assemblages. *Oecologia* 117: 570-578.
- Whitehead, P. J. P.; M. L. Bauchot, J. C. Hureau, J. Nielsen. y E. Tortonese (eds.). 1989. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation (Unesco). París: 1 473 pp.