

Variaciones de las características estructurales de la comunidad de poliquetos asociada a dos fondos de maërl del litoral alicantino (sudeste de la península Ibérica)

F. Giménez-Casalduero, S. Rodríguez-Ruiz, M. Vivas 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: francisca.gimenez@ua.es

Recibido en marzo 2000. Aceptado en septiembre 2000.

RESUMEN

Los fondos de maërl están formados por algas rodofitas calcáreas pertenecientes a las familias Corallinacea y Peyssonneliaceae. Estos fondos están presentes en las zonas templadas y tropicales. En el Mediterráneo se sitúan en la zona circalitoral con una distribución en mosaico muy localizada. Estos fondos reúnen una rica epiflora algal y una epifauna e infauna particular, determinando una comunidad caracterizada por su elevada diversidad biológica.

Se comparan, estacionalmente en un periodo comprendido entre los años 1996-1998, los poblamientos de poliquetos en dos localidades diferentes asociadas a comunidades de maërl. La primera localidad, situada en la reserva marina de la isla de Tabarca, es un paisaje dominado por una gran abundancia de algas calcáreas, entre la que destaca *Lithothamnion minervae* Basso, 1995 y *Lithophyllum duckeri* Woelkerling, 1983. La segunda localidad, Benidorm está sometida a cierta presión por la actividad de la pesca de arrastre, se caracteriza por la presencia de manchas de *Peyssonnelia* spp. junto a *Lithothamnion coralloides* Crouan Frat., 1867. Se han estudiado las variaciones existentes en la estructura de la comunidad (abundancia, riqueza, diversidad) entre ambas localidades y entre las diferentes épocas del año.

Nuestros datos revelan la existencia de diferencias de composición estructural entre localidades. La comunidad de Tabarca aparece más estructurada con presencia de familias características de substrato rocoso estable como los depredadores Eunicidae, y familias típicas de sistemas estables con una comunidad bien desarrollada, donde abundan las especies situadas en los niveles tróficos altos, así como la familia Syllidae, característica de zonas poco alteradas. En contraposición, en la localidad de Benidorm aparecen familias con hábitos sedimentívoros, típicos de zonas alteradas como es la familia Maldanidae o indicadoras de alteración leve como la familia Onuphidae.

Palabras clave: Macrobenetos, poliquetos, fondos de maërl, estructura de la comunidad, Mediterráneo occidental.

ABSTRACT

Variation in the structural parameters of the Polychaeta community of maërl beds from the Alicante littoral (southeast Iberian Peninsula)

Maërl beds are formed by rhodophyte calcareous algae belonging to the families Corallinacea and Peyssonneliaceae. These beds appear in temperate and tropical areas. In the Mediterranean Sea they show a patchy, very localised distribution in the circalittoral zone. They are characterized by a high algal richness, specific faunal composition, and high biodiversity.

The present study compares the polychaete assemblages associated to maërl beds at two different localities in southwestern Mediterranean, during 1996 and 1998. The first locality, located in the Tabarca Island Marine

Reserve, is dominated by the calcareous algae Lithothamnion minervae Basso, 1995 and Lithophyllum duckeri Woelkerling, 1983. The second locality (Benidorm Island) is subject to trawling activity pressure, and is dominated by Peyssonnelia spp. and Lithothamnion coralloides Crouan Frat., 1867. Spatial-between localities, and among sites within localities- and temporal-between years, and among seasons within years- variation in the assemblage structure (represented by their abundance, richness, and diversity) have been studied.

Our data revealed differences between localities in the structural composition. The Tabarca assemblage appears more structured, with presence of families typical of rocky substrates, such as Eunicidae and Syllidae, both characteristics of non disturbed zones. On the other hand, the locality of Benidorm is dominated by sediment-feeder families, typical of disturbed areas, such as Maldanidae, or indicative of slight level of disturbance, such as the family Onuphidae.

Key words: Macrobenthos, polychaeta, maërl beds, community structure, western Mediterranean.

INTRODUCCIÓN

Los fondos de maërl están formados por algas rodofitas calcáreas libres, pertenecientes a las familias Corallinacea y Peyssonneliacea. En el Mediterráneo se sitúan en la zona circalitoral con una distribución en mosaico muy localizada en profundidades que oscilan entre los 30 m y los 180 m (Jacquotte, 1962; Pérès y Picard, 1964). La presencia de estas formaciones de algas calcáreas perennes modifican la granulometría del sedimento y la estructura espacial, consiguiendo una mayor heterogeneidad de hábitat (Barberá *et al.*, 1999). Ecológicamente se caracterizan por una elevada diversidad biológica, según estudios realizados tanto en el Mediterráneo (Jacquotte, 1962; Falconetti, 1970) como en el Atlántico nororiental (Cabioc, 1968; Keegan, 1974) y presentan una gran fragilidad frente a los impactos antrópicos, concretamente los producidos por la pesca de arrastre y los dragados (Bellan-Santini, Lacaze y Poizat, 1994). A pesar de su elevado interés biológico y fragilidad, los estudios sobre la macrofauna y estructura de las comunidades asociados a estos hábitats en el Mediterráneo son escasos (Jacquotte, 1962; Falconetti, 1970). Los trabajos realizados en el litoral español se han centrado principalmente en estudios descriptivos y florísticos (Ramos-Esplá, 1985; García-Carrascosa, 1987; Ballesteros, 1988, 1994; Soto, 1990; Ballesteros *et al.*, 1993). La importancia de estos fondos ha supuesto su inclusión en la Directiva Hábitat 92/43 de la Unión Europea y en el Libro Rojo de los Paisajes Marinos Amenazados (UNEP/IUCN/GIS Posidonie, 1990).

Los organismos y comunidades biológicas poseen la facultad de integrar toda la información procedente del medio y de las fluctuaciones ambientales que en él se producen, por tanto, cualquier alteración es percibida por las comunidades provocando una alteración en su estructura. La pertur-

bación del medio repercute sobre las comunidades bentónicas alterando sus características estructurales básicas (tipo y número de especies, número de individuos y biomasa). La posibilidad de asignar un grado de alteración determinado a un área en función de las especies presentes ha sido apuntada por toda una serie de investigadores, cuyos trabajos han sido claves en este tipo de estudios (Bellan, 1967, 1985; Pearson, 1981; Kaiser, Rogers y McCandless, 1994; Somefield, Gree y Warwick, 1994; Pranovi, Giovanardi y Franceschini, 1998). A la hora de elegir un grupo taxonómico que nos sirva de registro de las alteraciones del medio en fondos de maërl y que nos dé un máximo de información, existen numerosos autores que señalan a los poliuetos como el grupo de mayor sensibilidad (Grassle y Grassle, 1977; Bellan, 1984; Ros y Cardell, 1992; Salas, 1996). Cualquier fluctuación en el sedimento será rápidamente traducida en una variación en la estructura de los poblamientos de poliuetos, los cuales son altamente sensibles.

Algunos autores como Urkiaga-Alberdi, Pagola-Carte y Saiz-Salinas (1999) han demostrado recientemente que reducir el esfuerzo taxonómico (identificación a nivel de familia) facilita enormemente el esfuerzo de muestreo y requiere un menor grado de especialización y menor tiempo invertido (Warwick, 1988, 1993). Existen importantes indicios de que los datos a niveles taxonómicos altos (por ejemplo, a nivel de familia) se correlacionan más estrechamente con los gradientes de contaminación que las ordenaciones a nivel de especie, ya que las especies son más sensibles a las perturbaciones naturales que las agregaciones taxonómicas más altas (Warwick, 1988; Warwick, Clarke y Gee, 1990), por lo que pueden llevar más fácilmente a error. Por todo ello, se aconseja el estudio a nivel taxonómico de familia, sobre todo en grupos complejos como son los poliuetos.

En el litoral alicantino se han estudiado dos tipos de fondos de rodofitas calcáreas libres (Barberá *et al.*, 1999; Bordehore *et al.*, 1999): el primero, situado en las proximidades de la isla de Tabarca, es un paisaje dominado por la comunidad *Phymatolithon calcareum* (Pallas) Adey & McKibbin, 1970 (Giacconne, 1965), donde destacan, junto a esta especie, *Lithothamnion minervae* Basso, 1995 y *Lithophyllum duckeri* Woelkerling, 1983, que corresponden a la facies típica de maërl (Pérès y Picard, 1964; Bouderesque y Denizot, 1973). El sedimento se caracteriza por arenas gruesas y gravas organógenas, cubierto por bandas más o menos paralelas de pequeños talos de las coralináceas antes descritas, con un tamaño de talo relativamente pequeño si lo comparamos con otras localidades del Mediterráneo. Esto se debe, posiblemente, a que esta zona había sido sometida a la presión de la pesca de arrastre hasta su declaración como reserva marina en 1986. La localidad de Benidorm se distingue por la presencia de manchas de *Peyssonnelia* spp. junto a *Lithothamnion coralloides* Crouan Frat., 1867, sometida a la presión de la pesca de arrastre de manera esporádica hasta épocas más recientes, su sedimento es fango arenoso, con escaso componente de granos.

El presente trabajo plantea la descripción y análisis comparativo de la estructura de los poblamientos de poliquetos, asociados a dos fondos de maërl situados en el litoral alicantino. Estos fondos se caracterizan por su diferente composición algal y están posiblemente afectados por diferente grado de alteración antrópica.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área y método de muestreo

Los muestreos se realizaron en dos localidades del litoral alicantino (sudeste ibérico): a) la reserva marina de Tabarca, concretamente en una zona de aproximadamente 20 ha localizada al sudeste de la isla de Tabarca (38° 0,9' N – 00° 26,5' O), entre los 34-41 m de profundidad; esta zona, al estar protegida desde 1986, se encuentra al amparo de cualquier tipo de agresión antrópica, principalmente pesca de arrastre; b) la isla de Benidorm (38° 29,90' N - 00° 08,08' O), entre los 34-38 m de profundidad, de unas 5 ha de extensión, al oeste de la

isla, y actualmente protegida por arrecifes artificiales.

El trabajo se llevó a cabo en el periodo comprendido entre diciembre de 1996 y agosto de 1998. En cada localidad se seleccionaron dos lugares al azar y en cada uno éstos se recolectaban en inmersión, tres réplicas mediante cuadrados de 0,05 m² y bolsas de luz de malla de 1 mm, donde se introducía el sedimento recogido manualmente mediante escafandra autónoma, con ayuda de una pala, la malla permitía un leve tamizado in situ, evitando la pérdida de individuos mayores de 1 mm. Las muestras eran anestesiadas con mentol y fijadas posteriormente con formol al 10 %. En el laboratorio, las muestras se tamizaban con un tamiz de diámetro de malla de 1mm, ya que solamente han sido considerados los individuos mayores de 1 mm, concretamente los poliquetos pertenecientes a la fracción macrobentónica.

Análisis de datos

Se realizaron dos aproximaciones estadísticas diferentes para identificar los posibles cambios en la estructura de la comunidad de poliquetos a nivel de familia:

(1) Para el análisis multivariante de los datos se escogieron técnicas no paramétricas de escalamiento multidimensional (nmMDS), ordenación basada en la matriz de similitudes procedente del coeficiente de similitud de Bray-Curtis (Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 1994), que representa las muestras más cercanas conforme aumenta la similitud con relación a la estructura de la comunidad (Shephard 1962, Kruskal, 1964). Asimismo, se realizó un análisis de similitudes (ANOSIM) y el cálculo de porcentajes de similitud (SIMPER). Todo ello se llevó a cabo mediante el paquete estadístico PRIMER (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research).

A partir de las matrices de similitud para los datos de abundancia, se analizan los datos considerando la existencia de 15 tratamientos, dos localidades (Tabarca y Benidorm) en las cuales se obtienen datos durante las cuatro épocas del año (primavera, verano, otoño e invierno). En cada localidad y para cada época se muestrearon en dos sitios diferentes (excepto en la localidad de Benidorm en verano que solamente se muestreo en un sitio) obteniéndose los 15 tratamientos:

Tabarca-primavera-sitio 1 (TP1), Tabarca-primavera-sitio 2 (TP2); Tabarca-verano-sitio 1 (TV1); Tabarca-verano-sitio 2 (TV2); Tabarca-otoño-sitio 1 (TO1); Tabarca-otoño-sitio 2 (TO2); Tabarca-invierno-sitio 1 (TI1); Tabarca-invierno-sitio 2 (TI2); Benidorm-primavera-sitio 1 (BP1), Benidorm-primavera-sitio 2 (BP2); Benidorm-verano-sitio 1 (BV1); Benidorm-otoño-sitio 1 (BO1); Benidorm-otoño-sitio 2 (BO2); Benidorm-invierno-sitio 1 (BI1); Benidorm-invierno-sitio 2 (BI2). El análisis consideraba el valor medio de las réplicas de abundancia de poliquetos para cada sitio.

(2) Se realizó un análisis univariante sobre los resultados obtenidos a nivel taxonómico de familia en la población de poliquetos mediante análisis de la varianza ANOVA. La hipótesis nula examinada era que los valores de abundancia, índice de diversidad de Shannon y número de familias presentes eran similares en ambas localidades analizadas e independientes del tiempo.

Partiendo del conocimiento de la existencia de variaciones en la composición algal de ambas localidades analizadas, Tabarca y Benidorm, se plantea la posibilidad de encontrar variaciones en la comunidad de poliquetos asociados a estos hábitats, introduciendo un primer factor fijo, localidad (L). Además, existe un patrón de oscilación en la comunidad de poliquetos analizados a lo largo de un año, donde el patrón de dominancia de unas especies o grupos de especies con respecto a otras varían en las distintas épocas de manera natural (Sanders, 1956; Mills, 1969; Gray, 1981). Para analizar estos cambios se incluyó un nuevo factor fijo, época (E), de forma que se muestreaba en las cuatro épocas del año (primavera, verano, otoño e invierno) en ambas localidades.

Se añadió un nuevo factor anidado con el fin de poder generalizar los resultados, independiente-

mente de la heterogeneidad espacial. Para evitar pseudoreplicación, se introdujo un nuevo factor aleatorio y anidado en los dos factores fijos anteriores, sitio (S). Se eligieron al azar dos sitios para cada localidad, en cada una de las épocas analizadas. Se obtuvieron al azar tres réplicas para cada sitio. Para poder mantener un diseño ortogonal y balanceado, la época de verano fue desestimada al no conseguir muestras de dos sitios en la localidad de Benidorm.

El modelo lineal de las fuentes de variación fue definido según:

$$X_{ijkn} = \mu + Li + Ej + LiEj + S(LE) k(ij) + \text{Residual } m(ijk)$$

El test de Cochran (Cochran, 1951) se utilizó para comprobar la igualdad de las varianzas.

RESULTADOS

Se capturaron y analizaron en total 2 015 poliquetos pertenecientes a 34 familias. La familia que mejor representada aparece en la comunidad de maërl es Eunicidae con más de un 30 % de los individuos, que aparecen tanto en la localidad de Tabarca como en Benidorm, donde destacan especies como *Lysidice ninetta* Auduin y Milne Edwards, 1833, *Eunice vittata* Delle Chiaje, 1825 o *Nematonereis unicornis* Grube, 1840 caracterizadas por sus hábitos carnívoros y abundantes en comunidades de sustrato duro. Las algas calcáreas de ambas localidades favorecen la aparición de hábitat idóneo para esta familia. La familia Syllidae adquiere un peso específico bastante importante en la composición de la comunidad de Tabarca, no siendo así en la comunidad de Benidorm, donde las familias que aparecen acompañando a la Eunicidae, son Onuphidae o Phyllococidae (tabla I).

Tabla I. Abundancia de poliquetos presentes en cada una de las épocas muestreadas: (I: invierno; P: primavera; V: verano; O: otoño) para las localidades de Tabarca (T) y Benidorm (B).

Familia	TI	TP	TV	TO	BI	BP	BV	BO
Ampharetidae	0	0	15	0	8	4	2	10
Amphinomidae	0	2	0	1	0	1	0	1
Aphroditidae	5	21	5	20	3	17	1	8
Aonidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Arenicolidae	0	0	0	0	0	5	0	0
Capitellidae	0	0	2	0	0	0	0	1
Flabelligeridae	1	1	4	8	2	0	0	3
Chrysopetalidae	0	6	4	22	1	6	0	5
Cirratulidae	1	2	4	8	8	3	1	12
Dorvilleidae	0	2	4	1	10	8	0	15

Tabla I (continuación).

Familia	TI	TP	TV	TO	BI	BP	BV	BO
Eunicidae	211	82	103	92	33	47	9	35
Glyceridae	15	13	50	21	4	9	1	3
Goniadidae	10	0	2	0	0	0	0	0
Hesionidae	0	1	0	0	1	0	0	0
Lumbrineridae	23	12	28	7	17	7	4	26
Magelonidae	0	0	0	0	1	0	0	0
Maldanidae	0	0	0	0	15	4	5	8
Nephtyidae	0	0	0	0	1	1	0	0
Nereididae	18	9	11	4	2	3	0	15
Onuphidae	7	6	5	3	20	5	2	5
Opheliidae	2	0	0	1	2	0	0	1
Orbiniidae	0	0	0	0	0	0	1	6
Owenidae	0	0	0	0	2	5	0	0
Paraonidae	2	1	1	6	9	3	1	4
Phyllodocidae	9	55	22	35	11	27	2	33
Polyonoidae	0	0	0	0	2	2	4	1
Sabellidae	0	2	1	1	1	0	4	2
Scalibregmatidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Serpulidae	13	1	3	2	1	1	0	3
Sigalionidae	4	7	4	16	3	4	0	9
Sphaerodoridae	0	1	1	1	0	1	0	2
Spionidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Syllidae	77	31	78	44	14	29	1	19
Terebellidae	17	18	9	19	11	10	1	8

La representación del MDS (figura 1) nos muestra un patrón claro de separación entre las muestras procedentes de ambas localidades. Se obtuvo un valor de estrés medio (estrés = 0,1). La comunidad de Tabarca presenta una mayor abundancia de poliquetos que la comunidad de Benidorm (figura 2).

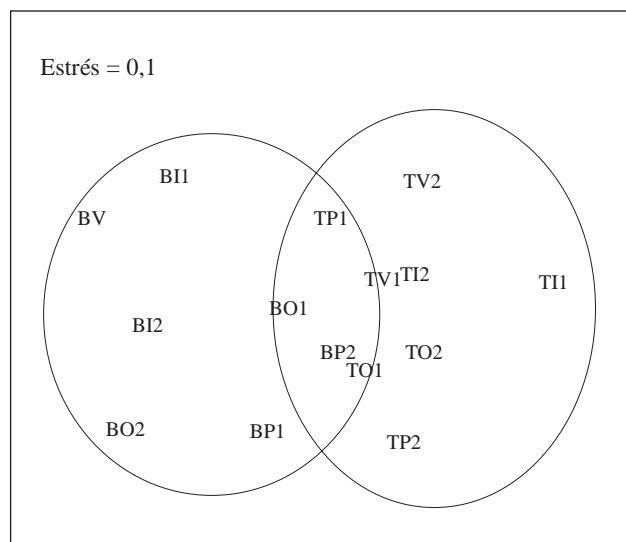


Figura 1. Representación bidimensional del MDS para las abundancias de las familias de poliquetos. (T): Tabarca; (B): Benidorm; (P): primavera; (V): verano; (O): otoño; (I): invierno.

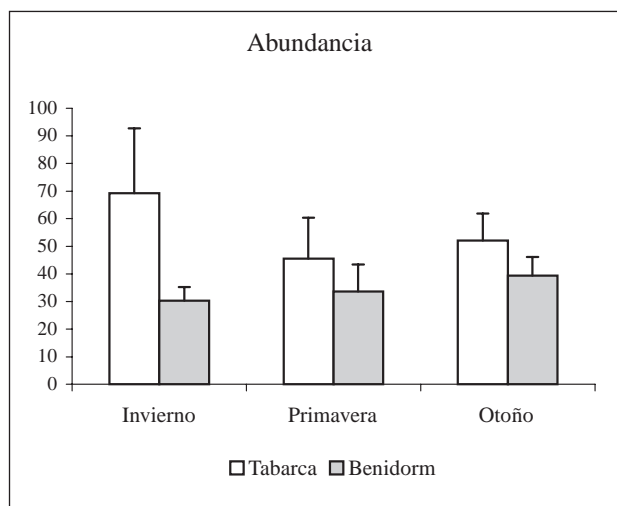


Figura 2. Abundancia media de poliquetos en las dos localidades estudiadas (Tabarca y Benidorm) y en las tres épocas consideradas (primavera, otoño e invierno). Las líneas representan el error estándar.

Los resultados del ANOSIM (tabla II) detectaron diferencias significativas entre localidades (r . global = 0,49; $p < 0,001$) y entre las distintas épocas del año (r . global = 0,22; $p < 0,001$) lo que nos indica la existencia de variaciones en la estructura de la comunidad de poliquetos, dichas variaciones debidas a ciclos temporales y cambios espaciales.

Tabla II. Resultados del análisis ANOSIM de dos vías con localidad como factor anidado en época, empleándose en todos los casos un total de 5000 permutaciones. Nivel de significación: (n.s.): no significativo; (*): $p < 0,05$; (**): $p < 0,01$; (***) : $p < 0,001$.

	Permutaciones posibles	Valor estadístico	Nivel de significación
Entre épocas			
R. global	$3,66 \times 10^{20}$	0,23	***
Invierno - primavera	$2,13 \times 10^5$	0,23	*
Invierno - verano	$3,88 \times 10^4$	0,31	*
Invierno - otoño	$2,13 \times 10^5$	0,36	**
Primavera - verano	$3,88 \times 10^4$	0,22	*
Primavera - otoño	$2,13 \times 10^5$	0,05	n.s.
Verano - otoño	$3,88 \times 10^4$	0,36	**
Entre localidades			
R. global	$8,28 \times 10^9$	0,49	***

Existen unas pocas familias cuya presencia dominó numéricamente en la comunidad. El análisis de porcentaje de similitudes (SIMPER) nos mostró las familias que contribuían a la similitud dentro de cada tratamiento (tabla III). Parece existir una natural sustitución de familias, con gran importancia en la comunidad, a lo largo del año. Las diferencias entre localidades se hacen más patentes en los meses de verano e invierno. La familia representativa y dominante en ambas localidades es la Eunicidae

(aunque existen diferencias en cuanto a su abundancia), excepto en la época de otoño en Benidorm, donde la familia Phyllodocidea adquiere un mayor protagonismo y pasa a ser dominante. La familia Syllidae caracteriza a la localidad de Tabarca, excepto durante primavera; no siendo así en Benidorm cuya presencia es estacional y sólo adquiere cierto peso durante primavera, época en que la estructura de la comunidad de ambas localidades es semejante (figura 1), y donde ambas localidades se caracterizan por presentar como familias dominantes Eunicidae y Phyllodocidae. Los valores medios de disimilitud (tabla IV) entre los diferentes tratamientos, mostraron en su mayoría valores medios ($\approx 45\%$), aunque algunos pares muestran valores de disimilitud altos, destacando los pares (códigos en el apartado Análisis de datos) BV-TP, BV-TV, BV-TO, incluso BV-BP ($> 60\%$). También BO-TI y BO-BV alcanzan valores $> 62\%$. Mientras que las familias Eunicidae, Syllidae y Glyceridae aparecen como diferenciadoras por su alto porcentaje en el maërl de Tabarca, el maërl de Benidorm está caracterizado principalmente por su alta proporción de las familias Onuphidae y los detritívoros Maldanidae. En los meses de verano se acentúa la diferencia en la presencia de syllidos en la localidad de Tabarca y Maldanidae y Onuphidae en la de Benidorm.

Tabla III. Resultados de los porcentajes de similitud (SIMPER) de las abundancias de poliquetos para cada uno de los tratamientos (localidad + época). (SM): similitud media; (AM): abundancia media; (P): porcentaje (aportación de cada especie en la similitud de las muestras); (PA): porcentaje acumulado.

	Tabarca				Benidorm		
	AM	P	PA		AM	P	PA
Invierno							
SM = 66,87				SM = 51,71			
Eunicidae	35,17	66,43	66,43	Eunicidae	5,50	31,94	31,94
Syllidae	12,83	13,00	79,43	Onuphidae	3,33	12,36	44,30
Nereidae	3,00	4,65	84,08	Lumbrineridae	2,83	12,26	56,56
Primavera							
SM = 48,43				SM = 49,66			
Eunicidae	13,67	33,25	33,25	Eunicidae	7,83	33,53	33,53
Phyllodocidae	9,17	23,59	56,84	Phyllodocidae	4,50	19,46	53,00
Terebelidae	3,00	11,77	68,61	Syllidae	4,83	11,43	64,42
Verano							
SM = 59,89				SM = 36,51			
Eunicidae	17,17	35,38	35,38	Eunicidae	3	62,61	62,61
Syllidae	13	21,82	57,20	Maldanidae	1,67	31,30	93,91
Glyceridae	8,33	19,50	76,70	Phyllodocidae	0,67	3,04	96,96
Otoño							
SM = 54,84				SM = 50,86			
Eunicidae	15,33	34,71	34,71	Phyllodocidae	5,50	21,24	21,24
Syllidae	7,33	22,14	56,85	Eunicidae	5,83	18,83	40,07
Phyllodocidae	5,83	12,10	68,95	Lumbrineridae	4,33	13,69	53,76

Tabla IV. Resultados de los porcentajes de disimilitud (SIMPER) de las abundancias de poliquetos para cada uno de los tratamientos (localidad + época). (D): disimilitud media entre tratamientos; se muestran las familias más importantes en el análisis con el porcentaje de participación; (T): Tabarca; (B): Benidorm; (I): invierno; (P): primavera; (V): verano; (O): otoño.

	TI	TP	TV	TO	BI	BP	BV
TP	D = 53,16						
Eunicidae	29,47						
Phyllodocidae	16,92						
Syllidae	9,66						
TV	D = 44,27		D = 50,65				
Eunicidae	31,98		14,00				
Glyceridae	13,17		11,81				
Syllidae	11,83		13,93				
Phyllodocidae			15,12				
TO	D = 48,23		D = 49,13		D = 46,86		
Eunicidae	29,86		18,11		16,17		
Phyllodocidae	9,11		14,36		8,27		
Syllidae			9,23		11,04		
Glyceridae					11,70		
BI	D = 59,22		D = 58,93		D = 56,80		D = 57,21
Eunicidae	29,51		11,92		10,29		11,73
Phyllodocidae			13,16				
Onuphidae			10,25		8,57		8,16
Syllidae					11,96		
Glyceridae					11,81		
Lumbrineridae					8,11		
BP	D = 55,05		D = 50,10		D = 51,63		D = 49,57
Eunicidae	29,40		14,58		11,95		14,82
Phyllodocidae	10,20		13,05		8,59		8,25
Syllidae	8,98		9,91		12,75		8,94
Glyceridae					12,57		
Onuphidae							8,43
BV	D = 58,25		D = 66,58		D = 63,34		D = 63,72
Eunicidae	21,53		13,19		11,14		12,94
Maldanidae	21,26		18,60		19,55		19,43
Syllidae	9,91				12,98		
Phyllodocidae			12,77				
Glyceridae					11,66		
Lumbrineridae							8,30
BO	D = 62,34		D = 54,47		D = 57,24		D = 56,82
Eunicidae	30,69		15,57		15,04		16,61
Syllidae	9,56		9,05		14,22		10,67
Phyllodocidae	9,55		11,81				
Glyceridae					12,86		
Lumbrineridae					8,04		
Onuphidae							8,74
Maldanidae							16,47

Los resultados del análisis de la varianza con respecto a la riqueza de familias nos muestran la existencia de variaciones significativas entre sitios (sitio (L × E), $p < 0,05$, tabla V). Existe una variación espacial a pequeña escala en la presencia de las diferentes familias de la comunidad. Se percibe una ligera diferencia entre la composición de las comunidades de ambas localidades, sin dar valores de significación se puede considerar marginalmente significativo (L, $p < 0,07$, tabla V; figura 3). La presencia de esta variación entre sitios reduce el

Tabla V. Resultados del análisis de la varianza con tres factores: (L): localidad; (E): época; (S): sitio, para el número de familias presentes en cada tratamiento. (CM): cuadrados medios; (g. l.): grados de libertad; (F): F real; (P): nivel de significación; (n.s.): no significativo; (*): $p < 0,05$; (m.s.): marginalmente significativo $p < 0,07$.

Fuente de variación	g. l.	CM	F	P
Localidad = L	1	96,694	5,250	m.s.
Época = E	2	34,694	1,884	n.s.
L × E	2	1,194	0,065	n.s.
Sitio (L × E) = S (L × E)	6	18,417	3,157	*
Residual	24	5,833		

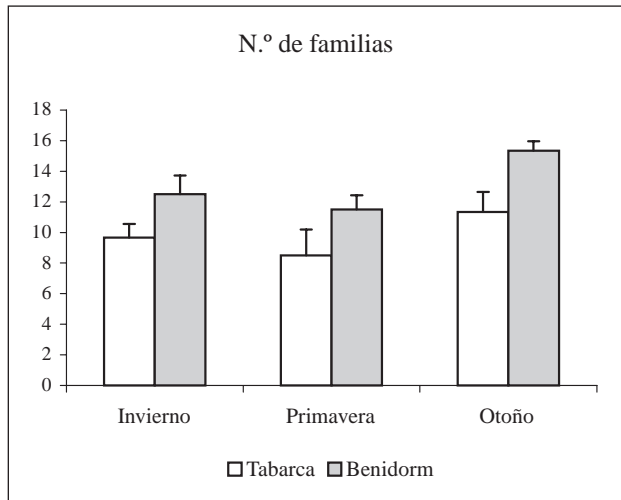


Figura 3. Media de número de familias presentes con respecto a las dos localidades estudiadas (Tabarca y Benidorm) y las tres épocas consideradas (primavera, otoño e invierno). Las líneas representan el error estándar.

poder del análisis para identificar diferencias significativas entre localidades.

Al centrarnos en los valores de diversidad de Shannon, no se observan las variaciones a pequeña escala que encontramos en la composición de las familias (figura 4). Existe una diferencia significativa entre las dos localidades analizadas, la comunidad de poliquetos de Tabarca presenta una diversidad menor que la encontrada en la comunidad de Benidorm (L, $p < 0,05$, tabla VI).

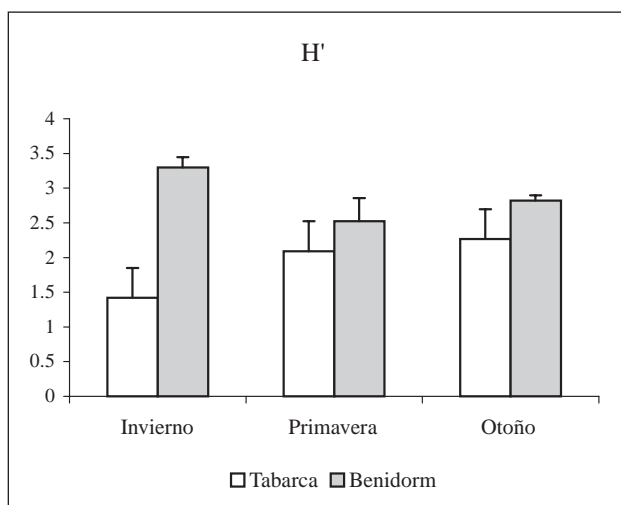


Figura 4. Media de los valores de diversidad de Shannon-Weinner con respecto a las dos localidades estudiadas (Tabarca y Benidorm) y las tres épocas consideradas (primavera, otoño e invierno). Las líneas representan el error estándar.

Tabla VI. Resultados del análisis de la varianza con tres factores (L): localidad; (E): época; (S): sitio, para la diversidad de Shannon-Weinner. (CM): cuadrados medios; (g. l.): grados de libertad; (F): F real; (P): nivel de significación; (n.s.): no significativo; (*): $p < 0,05$.

Fuente de variación	g. l.	CM	F	P
Localidad = L	1	8,202	8,598	*
Época = E	2	0,183	0,192	n.s.
L × E	2	1,921	2,014	n.s.
Sitio (L × E) = S (L × E)	6	0,954	0,990	n.s.
Residual	24	0,963		

DISCUSIÓN

Los efectos de las posibles perturbaciones o alteraciones espaciales, así como las variaciones en la estructura de la comunidad, son fácilmente detectables a nivel taxonómico de familia, tal y como hemos podido observar en el presente estudio. Al igual que ocurre con muchos grupos representantes del bentos marino, los efectos de las perturbaciones son fácilmente manifiestos analizando niveles taxonómicos altos mediante métodos multivariantes (Heip, Warwick y Carr 1988; Ferraro y Cole, 1990; Warwick, 1993; Gamito, 1997).

Los resultados de este estudio revelan una variación estructural en la comunidad de poliquetos presente en las dos zonas estudiadas. Se comprueba, por una parte, el patrón de oscilación en la comunidad de poliquetos a lo largo del año, la dominancia de unas familias con respecto a otras varía en las distintas épocas de manera natural, tal y como sugieren diversos autores (Sanders, 1956; Mills, 1969; Gray, 1981).

La diversidad específica total es elevada en los fondos de maërl (Keegan, 1974), la estrategia trófica más abundante es la depredación, junto con necrófagos y suspensívoros, siendo muy poco comunes los sedimentívoros. La abundancia de detritívoros y sedimentívoros en estos fondos es un síntoma de eutrofización. Los depredadores controlan al resto de grupos tróficos y los mantienen por debajo de su nivel de umbral competitivo (Grall y Glémarec, 1997). La comunidad de Tabarca presenta una mayor estabilidad estructural, con presencia de familias características de substrato rocoso, típicas de sistemas más estables (George y Hartmann-Schröder, 1985). Es una comunidad bien desarrollada, donde abundan las especies situadas en los niveles tróficos altos, su estructura es parecida a los fondos de cúmulos conchíferos,

donde existe un nivel bajo de sedimentación (Swedmark, 1964; Bosence, 1979). En contraposición, la localidad de Benidorm está dominada por familias con hábitos sedimentívoros y detritívoros, típicos de zonas sometidas a cierto grado de estrés como las familias Paraonidae y Maldanidae, junto con especies características de zonas rocosas. La localidad de Benidorm tiene un comportamiento típico de una zona ecotonal o de transición (Pearson y Rosenberg, 1978), donde abundan amplias áreas de sedimento blando entre manchas algales dominadas por *Peyssonnelia*, alga menos estructuradora que las descritas para la zona de Tabarca. El número de familias es mayor que el encontrado en Tabarca, así como su diversidad. La primera consecuencia tras un estrés ambiental es la alteración en las variables que caracterizan la estructura de la comunidad, variación en la abundancia, diversidad y riqueza. Los valores de algunos de estos factores pueden aumentar en estas zonas de desequilibrio ya que las perturbaciones en una primera instancia pueden incrementar el número de nichos disponibles (Pearson y Rosenberg, 1978; Ros *et al.*, 1990). Según MacCoy y Bell (1991) la estructura de hábitat es un factor ecológico de gran importancia, junto con otros factores bióticos como la competencia y la depredación. Todos estos factores están muy interrelacionados.

La correlación entre la composición del sedimento y la distribución de especies, estructura de la comunidad y diversidad está muy bien documentada (Gray, 1992). Se asume que el tamaño de grano medio y los sedimentos con diferente granulometría presentan una diversidad mayor que los sedimentos de tamaño de grano grueso, fino u homogéneo (Nicolaidou y Papadopoulou, 1989). En el caso que nos ocupa, Tabarca presenta, como se ha comentado con anterioridad, un sedimento caracterizado por un tamaño de grano grande, más homogéneo que el encontrado en Benidorm, lo que puede justificar, junto con su carácter ecotonal, los mayores valores de diversidad en esta última localidad.

Cuando las algas rodófitas calcáreas colonizan áreas sedimentarias, su presencia transforma las condiciones existentes incrementando la complejidad al incorporar substrato duro al medio. La forma y estructura de las especies formadoras del maërl están determinadas por las condiciones ambientales, como el efecto de las corrientes. En los lugares protegidos las formas de las algas son más va-

riadas y complejas (Steller y Foster, 1995), creando oquedades y diversificando el espacio colonizable por el macrobentos. La diferencia encontrada entre ambas localidades podría deberse al efecto de la erosión mecánica más o menos continuada sobre la comunidad, provocando una destrucción de la estructura vertical del maërl, que llevaría a la desaparición de especies de algas calcáreas de crecimiento lento y con ellas todo un entramado de especies asociadas, favoreciendo a su vez el desarrollo de especies algales menos estructuradoras.

Las variaciones algales y sedimentarias que determinan la comunidad de poliquetos de ambos enclaves podría estar determinada por diferencias en la exposición a las corrientes, se ha demostrado que los campos de rodolitos suelen aparecer alrededor de islas y son comunes en áreas semiprotegidas de las corrientes (Steller y Foster, 1995). Ambas localidades presentan características similares, por lo que es más probable que dichas variaciones sean el resultado de haber sufrido ciertas presiones antrópicas, concretamente debido a la pesca de arrastre, paralizada en la zona de Tabarca desde 1985, tiempo suficiente para permitir una reestructuración y recuperación de la comunidad de maërl. La zona de Benidorm mantiene dicha presión hasta épocas más recientes (1998), determinando una comunidad más joven y menos madura que la de Tabarca. El principal efecto que produce la pesca de arrastre sobre una comunidad estructurada como es una pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 es la progresiva disminución de su complejidad estructural (densidad y cobertura), debido a la erosión mecánica que producen tanto las puertas como el resto del arte (Martín, Sánchez-Lizaso y Ramos Esplá, 1997), de la misma forma, la comunidad de maërl sufre una disminución en su complejidad al estar sometida a los efectos del arrastre, cambios en la abundancia de poliquetos pueden ser interpretados en función de la estabilidad del sistema (Zimmerman, Gibson y Harrington, 1979; Gambi *et al.*, 1992).

AGRADECIMIENTOS

El trabajo de campo se ha llevado a cabo por el equipo Biomaërl-Alicante dentro del proyecto *Biomaërl*. El presente estudio se ha realizado con el soporte financiero del Proyecto MAST III CT95-0020 European Commission's Marine Science

Programme y la Dirección General de MAPA. Agradecemos la revisión del trabajo de J. A. García Charton, así como las sugerencias en los análisis estadísticos utilizados y a las interesantes y constructivas correcciones de un revisor anónimo.

BIBLIOGRAFÍA

- Ballesteros, E. 1988. Composición y estructura de los fondos de *maërl* de Tossa de Mar (Girona, España). *Coll. Bot.* 17 (2): 161-182.
- Ballesteros, E. 1994. The deep water *Peyssonnelia* beds from Balearic Islands (Western Mediterranean). *Marine Ecology* 15: 233-253.
- Ballesteros, E., M. Zabala, M. J. Uriz, A. García-Rubiés y X. Turón. 1993. El bentos: las comunidades. En: *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. J. A. Alcover, E. Ballesteros y J. J. Fornós (eds.) 2: 686-784. CSIC-Mol. Societat Historia Natural Balears. Palma de Mallorca, España.
- Barberá, C., C. Bordehore, J. Mallol, M. C. Martínez, C. Mena, J. L. Patiño, C. Valle, M. Vivas y A. A. Ramos Esplá. 1999. Study of the macrofauna associated to two maërls bottoms: Marine Reserve of Tabarca and de Island of Benidorm, SE of Spain. En: *1st International Workshop on Marine Reserves*. (24-26 de marzo, 1999. Murcia, España). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Región de Murcia. Murcia, España: p. 59. [Libro de resúmenes].
- Bellan, G. 1967. Pollution et peuplements benthiques sur substrats meubles dans la region de Marseille. Première partie: Le secteur de Cortiou. *Rev. Int. Oceanogr. Med.* 6, 7: 53-87.
- Bellan, G. 1984. Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin. *Bull. Ecol.* 15: 13-20.
- Bellan, G. 1985. De la connaissance fondamentale des milieux marins (principalement benthiques) a leur sauvegarde. *Tethys* 11 (3-4): 342-349.
- Bellan-Santini, D., J. C. Lacaze y C. Poizat. 1994. *Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives*. Collection Patrimoines Naturels 19. Museum National d'Histoire Naturelle. París: 246 pp.
- Bordehore, C., C. Barberá, J. Mallol, M. C. Martínez, C. Mena, J. L. Patiño, C. Valle, M. Vivas y A. A. Ramos Esplá. 1999. Algal composition and habitat structure in two maërls bottoms: Marine Reserve of Tabarca and Island of Benidorm, SE of Spain. En: *1st International Workshop on Marine Reserves*. (24.26 de marzo, 1999. Murcia, España). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Región de Murcia. Murcia, España: p. 65. [Libro de Resúmenes].
- Bouderesque, C. F. y M. Denizot. 1973. Recherches su le genre *Peyssonnelia* (Rhodophyceae) I. *Peyssonnelia rosamarina* sp. nov. et *Peyssonnelia bornelii* sp. nov. *Giorn. Bot. Ital. Firenze* 107: 17-27.
- Bosence, D. W. J. 1979. Live and dead faunas from coralline algal gravels. *Paleontology* 22: 449-478.
- Cabioch, J. 1968. Contribution a la connaissance des peuplements benthiques de la Manche Occidentale. *Cahiers de Biologie Marine* 9 (5): 490-715.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian J. Ecol.* 18: 117-143.
- Clarke K. R. y R. M. Warwick. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environmental Research Council. Plymouth, Reino Unido: 144 pp.
- Cochran, W. G. 1951. Testing a linear relation among variances. *Biometrics* 7: 17-32.
- Falconetti, C. 1970. Etude faunistique d'une faciès: "la Gravellette" ou Maërl de Castiglioni (Algérie). *Tethys* 1(4): 1057-1096.
- Ferraro, S. P. y F. A. Cole. 1990. Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the southern California Bight macrobentos. *Marine Ecology Progress Series* 67: 251-262.
- Gambi, M. C., M. Lorenti, G. F. Rossoi, M. B. Scipione y V. Zupo. 1992. Depth and seasonal distribution of some groups of the vagile fauna of *Posidonia oceanica* leaf stratum: structural and trophic analyses. P.S.Z.N.I.: *Marine Ecology* 13 (1): 309-326.
- Gamito, S. 1997. Application of canonical correspondence analysis to environmental and benthic macrofauna data of four sites in the Ria Formosa (Portugal). En: *Investigaciones sobre el bentos marino: IX Simposio ibérico de estudios del bentos marino* (19-23 de febrero, 1996. Alcalá de Henares, Madrid, España). J. M. Viéitez y J. Junoy (eds.). *Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía* 23: 41-52.
- García-Carrascosa, A. M. 1987. El bentos de los alrededores de las Islas Columbretes. Elementos para su cartografía bionómica. En: *Las Islas Columbretes. Contribución al estudio de su medio natural* (Monografía) L. A. Alonso, J. L. Carretero y A. M. García Carrascosa (eds.) 5: 477-495. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports. Valencia, España.
- George, J. D. y G. Hartmann-Schröder. 1985. Polychaetes: British Amphinomida, Spintherida and Eunicida. *Synopsis of The British Fauna (New Series)*. D. M. Kermack y R. S. K. Barnes (eds.) 32 : 221 pp. Linnean Society of London; Estuarine and Brackish-Water Sciences Association. Londres.
- Giacconne, G. 1965. Le fitocenosi marina nel settore rosso di Capo Zafferano (Palermo). *Lav. Ist. Bot. Giard. Col. Palermo* 22: 5-71.
- Grall, M. y M. Glémarec. 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. En: *25th Annual Symposium of the estuarine and Coastal Sciences Association* (septiembre, 1996. Dublín, Irlanda). *Est. Coast. and Shelf Sci.* 44. (Suppl. A): 43-53.
- Grassle, J. F. y J. S. Grassle, 1977. Temporal adaptations in sibling species of *Capitella*. En: *Ecology of marine benthos*. B. C. Coul (ed.): 177-189. Belle W. Baruch Library in Marine Science N° 6. University of South Carolina Press. Columbia, EE UU.

- Gray, J. S. 1981. *The ecology of marine sediments: an introduction to the structure and function of benthic communities*. Cambridge University Press. Cambridge: 185 pp.
- Gray, J. S. 1992. Eutrophication in the sea. En: *Marine Eutrophication and Population Dynamics: 25th EMBS*. G. Colombo, I. Ferrari, V. U. Ceccherelli y R. Rossi (eds.): 3-15. Olsen & Olsen. Università di Ferrara. Ferrara, Italia.
- Heip, C., R. M. Warwick y M. R. Carr. 1988. Analysis of community attributes of the benthic meiofauna of Frierfjord/Langesundfjord. *Marine Ecology Progress Series* 15: 1-11.
- Jacquotte, R. 1962. Etude des fonds de maërl de la Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 26: 141-235.
- Kaiser, M. J., S. I. Rogers y D. T. McCandless. 1994. Improving quantitative surveys of epibenthic communities using a modified 2 m beam trawl. *Marine Ecology Progress Series* 106: 131-138.
- Keegan, B. 1974. The macrofauna of maërl substrates on the west coast of Ireland. *Cahiers de Biologie Marine* 15: 513-530.
- Kruskal, J. B. 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* 29: 1-27.
- MacCoy, E. D. y S. S. Bell. 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. En: *Habitat Structure*. S. S. Bells, E. D. McCoy and M. R. Mushinsky (eds.): 1-20. Chapman and Hall. Londres.
- Martín, M. A., J. L. Sánchez-Lizaso y A. A. Ramos Esplá. 1997. Cuantificación del impacto de las artes de arrastre sobre la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813. En: *Investigaciones sobre el bentos marino: IX Simposio ibérico de estudios del bentos marino* (19-23 de febrero, 1996. Alcalá de Henares, Madrid, España). J. M. Viéitez y J. Junoy (eds.). *Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía* 23: 243-253.
- Mills, E. L. 1969. The community concept in marine zoology, with comments on continua and instability in some marine communities: a review. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 26: 1415-1428.
- Nicolaidou, A. y K. N. Papadopoulou 1989. Factors affecting the distribution and diversity of Polychaetes in Amvrakikos Bay, Greece. *Marine Ecology* 10 (3): 193-204.
- Pearson, T. H. 1981. Stress and catastrophe in marine benthic ecosystems. En: *Stress effects on Natural ecosystems* Chap. 14. G. W. Barrett y R. Rosenberg (eds.): 201-214. John Wiley & Sons Ltd. Nueva York.
- Pearson, T. H. y R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-331.
- Pérès, J. M. y J. Picard. 1964. Causes of raréfaction et de la disparition des herbieres de *Posidonia oceanica* sur les côtes Françaises de la Méditerranée. *Aquat. Bot.* 1: 133-139.
- Pranovi, F., O. Giovanardi y G. Franceschini. 1998. Recolonization dynamics in areas disturbed by bottom fishing gears. *Hydrobiologia* 375/376: 125-135.
- Ramos-Esplá, A. A. 1985. Contribución al conocimiento de las biocenosis bentónicas litorales de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante). En: *La reserva marina de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante)*. A. A. Ramos (ed.): 111-147. Ayuntamiento – Universidad de Alicante. Alicante, España.
- Ros, J. D. y M. J. Cardell. 1992. Seasonal distribution pattern of polychaetes from a heavily polluted coastal area (Barcelona, NE Spain, NW Mediterranean). Eutrophication in the sea. En: *Marine Eutrophication and Population Dynamics: 25th EMBS*. G. Colombo, I. Ferrari, V. U. Ceccherelli y R. Rossi (eds.): 100-111. Olsen & Olsen. Università di Ferrara. Ferrara, Italia.
- Ros, J. D., M. J. Cardell, V. Alva, C. Palacín y I. Llobet. 1990. Comunidades sobre fondos blandos afectados por un aporte masivo de lodos y aguas residuales (litoral frente a Barcelona, Mediterráneo occidental): resultados preliminares. *Bentos* 6: 407-423.
- Salas, F. 1996. *Valoración y aplicabilidad de los índices e indicadores biológicos de contaminación orgánica en la gestión del medio marino*. Tesis de licenciatura. Universidad de Murcia. Murcia, España: 191 pp.
- Sanders, H. L. 1956. Oceanography of Long Island Sound, 1952-4. The biology of marine bottom communities. *Bulletin of the Bingham Oceanographic Collection* 15: 345-414.
- Shephard, R. N. 1962. The analyses of proximities: multidimensional scaling with an unknown distance function. *Psychometrika* 27: 125-139.
- Somefield, P. J., J. M. Gree y R. M. Warwick. 1994. Soft sediment meiofauna community structure in relation to a long-term heavy metal gradient in the Fal estuary system. *Marine Ecology Progress Series* 105: 79-88.
- Soto, J. 1990. Vegetación algal sobre sustrato móvil de la zona circalitoral del sureste de la Península Ibérica: una aproximación. *Fol. Bot. Misc.* 7: 43-49.
- Steller, D. L. y M. S. Foster. 1995. Environmental factors influencing distribution and morphology of rodoliths in Bahía Concepción, B.C.S., México. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 194: 201-212.
- Swedmark, B. 1964. The interstitial fauna of marine sand. *Biol. Rev. Cambridge Philos. Soc.* 39: 1-42.
- UNEP/IUCN/GIS Posidonie. 1990. Libre rouge "Géread Vuignier" des vegetaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée. *MAP Technical Report Series* 43: 250 pp.
- Urkiaga-Alberdi, J., S. Pagola-Carte y J. I. Saiz-Salinas. 1999. Reducing effort in the use of benthic bioindicators. *Acta Oecologica* 20 (4): 489-497.
- Warwick, R. M. 1988. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 19: 259-268.
- Warwick, R. M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: Pragmatical considerations. *Australian J. Ecol.* 18: 63-80.
- Warwick, R. M., K. R. Clarke y J. M. Gee. 1990. A statistical analysis of coral community response to the 1982-83 El Niño in the Thousand Island, Indonesia. *Coral Reefs* 8: 171-179.
- Zimmerman, R., R. Gibson y J. Harrington. 1979. Herbivory and detritivory among gammaridean amphipods from a Florida seagrass community. *Marine Biology* 54: 41-47.