

Análisis del efecto producción - atracción sobre la ictiofauna litoral de un arrecife artificial alveolar en la reserva marina de Tabarca (Alicante)

J. T. Bayle Sempere¹, A. A. Ramos Esplá¹ y J. A. Palazón²

¹ 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: bayle@ua.es

² Departamento de Ecología, Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. Murcia, España

Recibido en marzo 2000. Aceptado en septiembre 2000.

RESUMEN

Para determinar el efecto producción - atracción del arrecife artificial de Tabarca, se analizó la estructura de tallas del poblamiento íctico asociado mediante análisis univariantes y multivariantes. Los resultados indicaron una baja contribución de la clase de talla 1 en el conjunto del poblamiento, considerándose a la mayoría de estos individuos subadultos o juveniles tardíos. El arrecife artificial de Tabarca parece funcionar como una estructura de atracción que favorece la concentración de peces adultos procedentes de fondos cercanos. Su utilización con fines pesqueros puede ser discutible.

Palabras clave: Ictiofauna, arrecife artificial alveolar, Tabarca, Alicante, España.

ABSTRACT

Attraction - production effects of an artificial reef on the fish community from the Tabarca Marine Reserve (Alicante)

In order to determine the attraction - production effects of the artificial reef from Tabarca Island (Alicante, southeast Spain), size-class distributions were subjected to uni- and multivariate analyses. Results indicated a low contribution of the smallest size-class, considered sub-adults. The Tabarca Island artificial reef seems to function as an attractive structure which favours the concentration of adult fish coming from other nearby habitats. Its use in the commercial fisheries could be controversial.

Key words: Fish, artificial reef, Tabarca, Alicante, Spain.

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes artificiales se han usado para fines muy diversos (Bohnsack, Ecklund y Szmant, 1997): buceo recreativo, restauración ambiental, protección de costas, eliminación de residuos (vehículos, neumáticos, embarcaciones, restos de obras), científico, pesquero, acuicultura. En lo relativo a la ges-

ción pesquera, sin embargo, existe cierta controversia acerca de la capacidad de los arrecifes artificiales para incrementar la biomasa de peces (Polovina 1989a, b).

La producción en términos biológicos, y en relación con la instalación de arrecifes artificiales, se basa en la suposición de que éstos incrementan la capacidad de carga del medio marino, lo que se co-

respondería con un incremento de abundancia y biomasa de la biota marina (Polovina, 1994; Bortone, Martin y Bundrick, 1994). El arrecife artificial ofrecería sustrato nuevo para los organismos bentónicos, y con ello habría más alimento disponible y se aumentaría la eficacia trófica (Bombace, 1989). También ofrecería refugio frente los depredadores, abrigo a los juveniles o durante las épocas de muda (en el caso de los crustáceos) o zonas de reposo en respuesta a las corrientes marinas (Collins, Jensen y Lockwood, 1991; Spanier, 1997). Igualmente podrían proveer de hábitat para el reclutamiento de individuos que de otro modo se perderían sin incrementar los efectivos de la población (Bombace, 1997), y podrían ser usados para rebajar la presión pesquera sobre los arrecifes naturales (Harmelin y Bellan-Santini, 1997).

Sin embargo, a pesar de lo lógico de algunas de estas suposiciones, y según el análisis crítico de los resultados obtenidos en arrecifes artificiales a principios de la década de los años ochenta (Bohnsack y Sutherland, 1985), se planteó el debate sobre si estas estructuras –concretamente las utilizadas con fines pesqueros– producían realmente nueva biomasa o actuaban como meros agregadores de peces ya existentes en el medio de forma dispersa (Polovina, 1989a). Este nuevo punto de vista supuso que los arrecifes artificiales fueran considerados como posibles elementos impactantes negativos (Polovina, 1991), y se iniciase un análisis crítico de este aspecto.

En general, se considera que la resolución del dilema atracción - producción es complicado (Bohnsack, Ecklund y Szmant, 1997; Grossman, Jones y Seaman, 1997; Lindberg, 1997). Munro y Williams (1985) remarcan las pocas evidencias que existen sobre el incremento de la producción total de peces en un área determinada debido a la instalación de arrecifes artificiales. Por otro lado, existen algunas evidencias de que los arrecifes artificiales han incrementado significativamente la biomasa de invertebrados bentónicos (Sampaolo y Relini, 1994; Foster *et al.*, 1994), debido a la aparición de nueva superficie colonizable. El aumento de cobertura algal favorece el asentamiento de larvas pelágicas (Keough y Downes, 1982), y en conjunto favorecen la atracción de peces que se alimentan del bentos fijado al arrecife artificial (Johnson *et al.*, 1994). La comunidad bentónica, además, cambiaría la fisionomía del arrecife, aumentando el refugio para juveniles y adultos contra

la depredación (Hixon y Brostoff, 1985; Relini, Torchia y Relini, 1994; Relini *et al.*, 1994).

En especies con limitaciones debidas a la disponibilidad de espacio, como *Homarus gammarus* (L., 1758) y *Cancer pagurus* L., 1758, se ha comprobado una alta tasa de residencia después del asentamiento (Collins, Jensen y Lockwood, 1991; Jensen y Collins, 1997), lo que se interpreta como un efecto productivo del arrecife artificial. Por otro lado, existen datos experimentales que muestran la existencia de producción a través del crecimiento somático y gonadal de peces residentes en un arrecife artificial en California (DeMartini *et al.*, 1994), y a través del asentamiento de juveniles en varios casos (Bohnsack, 1989) aunque siempre en zonas tropicales. El único caso que demuestra un aumento de capturas fue en Shimamaki (Japón), evidenciándose un aumento significativo en la producción pesquera de pulpo causada directamente por los arrecifes artificiales (Polovina y Sakai, 1989).

A pesar de todos estos datos, no se ha podido concluir que los arrecifes artificiales mejoren la producción pesquera (Bortone, 1998). Su utilización como herramienta para solucionar los problemas de sobrepesca puede ser estéril o, incluso, perjudicial para el recurso pesquero (Polovina, 1989b) al concentrarlo en áreas localizadas y hacerlo más accesible a la pesca.

A la vista de estas consideraciones, cabe preguntarse si un arrecife artificial –y en cada caso concreto– puede solucionar los problemas derivados de la explotación pesquera o contribuirá a agravar más la situación (Polovina, 1991). En este sentido, se consideró que el seguimiento del arrecife artificial de Tabarca podría aportar datos sobre este aspecto, y que la mejor aproximación sería el análisis del asentamiento y reclutamiento en el poblamiento íctico a lo largo del periodo estudiado. Se tomaron como referencia estos dos procesos y no, por ejemplo, el crecimiento somático porque son los procesos que más directamente intervienen en el aumento de las poblaciones explotables (Guerra y Sánchez Lizaso, 1998). Desde este punto de vista, si la presencia y contribución de los individuos asentados y reclutados en el arrecife artificial de Tabarca no era significativa, se consideraría que su carácter sería de mera estructura de atracción.

Los objetivos concretos de este trabajo se sintetizan en el análisis de la dinámica temporal de la estructura de tallas del poblamiento íctico estudiado; la verificación y el análisis del asentamiento de in-

dividuos juveniles de las distintas especies, a lo largo del periodo estudiado; y en el análisis de las relaciones entre las clases de talla consideradas, las especies observadas y las variables temporales dentro de un espacio multidimensional, estudiando para ello la contribución cuantitativa en términos de abundancia de las clases de talla definidas.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el arrecife artificial de Tabarca, instalado a 21 metros de profundidad al sur de la isla de Nueva Tabarca (Alicante) y dentro de los límites de la reserva marina de Tabarca (figura 1). El arrecife se diseñó con fines proteccionistas (Ramos y Bayle, 1990) para detener la pesca de arrastre ilegal sobre la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813. Ocupa una superficie de unas 80 ha, y consta de 25 módulos antiarrastre de unas 9 t, más un arrecife alveolar de carácter experimental formado por cuatro pirámides de 4,5 m de altura, de módulos con forma de paralelepípedos rectangulares (figura 2). Cada una de las pirámides tiene un volumen de 50,6 m³, totalizando entre las cuatro 202,5 m³.

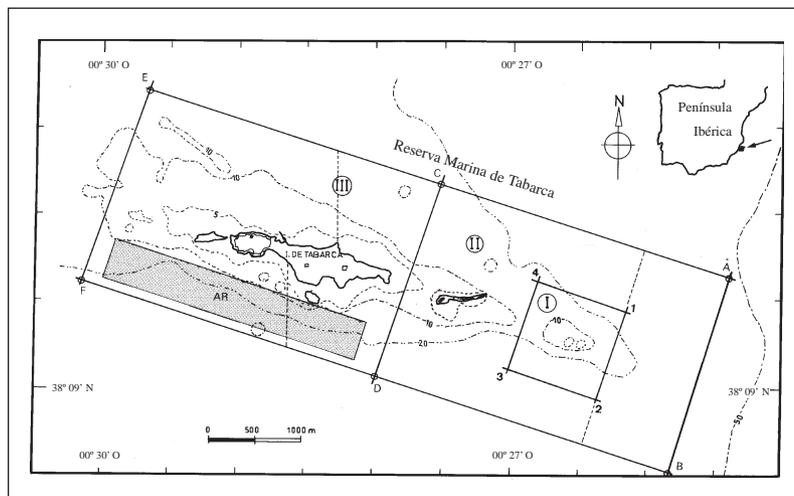
Los datos se recolectaron mediante censos visuales con escafandra autónoma, dada su idoneidad para estudiar la ictiofauna de fondos rocosos y arrecifes artificiales (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985), permitiendo un seguimiento espacio-temporal bastante preciso de la porción «observable» (según Harmelin-Vivien y Francour, 1992) del poblamiento íctico asociado a un arrecife artificial (Fabi y Fiorentini, 1994).

Los censos se realizaron trimestralmente (febrero, mayo, agosto, noviembre) durante dos días consecutivos desde febrero de 1990 hasta agosto de 1992, entre las 10 y las 14 horas. Durante la inmersión se inspeccionaban las cuatro pirámides, realizando un censo en cada una de ellas y registrando todos los peces observados dentro del perímetro a un metro alrededor. Primeramente se anotaban las especies más móviles, pasando después a recorrer detenidamente el interior y la superficie de toda la estructura para registrar las especies más crípticas y sedentarias. En total se realizaron ocho censos en cada época de muestreo, excepto en febrero y mayo de 1990 en las que sólo se realizaron seis y siete, respectivamente.

En cada censo se registraba el número de individuos de cada especie y su talla, anotando la abundancia sobre clases predeterminadas de progresión geométrica de base 2 (Great Barrier Reef Marine Park Authority, 1978). Esto permite igualar los errores cometidos al asignar cada observación a alguna de las clases, y homogeneizar las varianzas mediante la transformación logarítmica (Frontier, 1986). Las marcas de clase de estos intervalos se tomaron como valores de abundancia de la respectiva clase para realizar los cálculos.

La longitud de cada individuo o grupos de individuos se estimaba mediante una regla graduada fijada en el extremo de un bastón (Bohnsack y Bannerot, 1986). Estas estimas visuales de talla resultan precisas después de cierto entrenamiento (Bell *et al.*, 1985). Los datos se agruparon posteriormente en cinco clases de talla, determinadas dividiendo entre cinco la longitud máxima de cada especie referidas en la bibliografía (Whitehead *et al.*, 1984).

Figura 1. Situación del área de estudio y localización del arrecife artificial de Tabarca (AR). Zona I: reserva integral; zonas II y III: prohibición de pesca profesional.



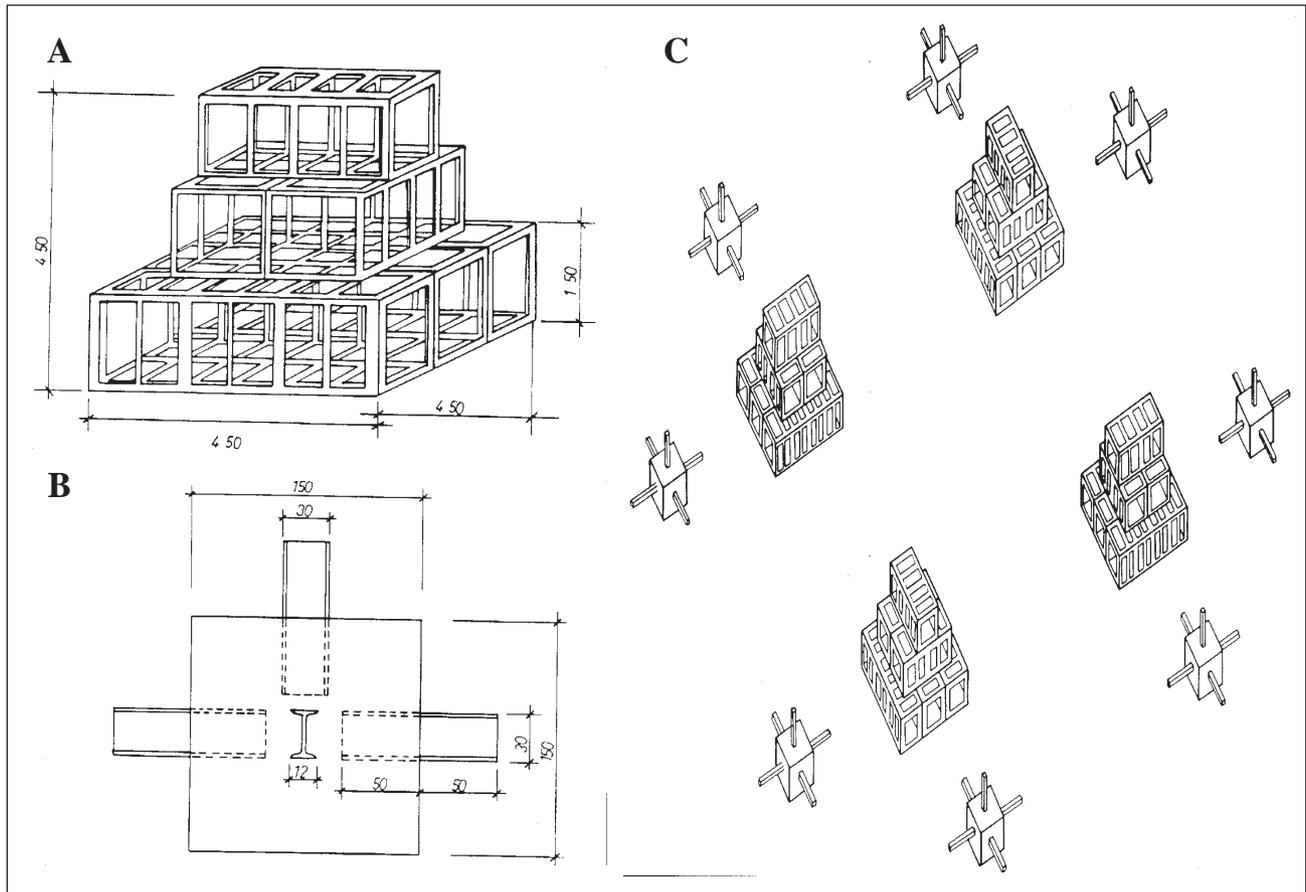


Figura 2. Vista esquemática de los diferentes elementos del arrecife artificial de Tabarca: (A): pirámide alveolar; (B): módulo antiarrastre; (C): vista general de la disposición de las pirámides. Medidas en cm.

La capacidad atractiva y productiva del arrecife artificial de Tabarca se determinó mediante el análisis de la estructura de tallas del poblamiento íctico observado. En particular, se tuvo en cuenta la dinámica de la clase de talla más pequeña, que supondría un indicador del asentamiento de nuevos reclutas. Definiremos el asentamiento como el paso de individuos desde el hábitat pelágico al demersal; y el reclutamiento, como la incorporación de individuos a la población una vez se ha sobrevivido a la fase de asentamiento (Levin, 1993).

Los datos de abundancia (individuos/pirámide) de cada clase de talla se analizaron mediante una ANOVA (Underwood, 1997) de dos factores para determinar la existencia de diferencias entre épocas y años de muestreo. Se estudió descriptivamente la dinámica temporal de las clases de talla de aquellas especies que tuvieron presencia en la clase de talla 1 (descartando aquellas con una frecuencia de aparición menor del 10 %). Por otro lado, para estudiar la relación entre las clases de talla, las variables temporales y las especies se

aplicó un análisis de correspondencias múltiples (Greenacre, 1984), usado frecuentemente para examinar estadísticamente una serie de histogramas repartidos a lo largo de un eje espacial o temporal (Persat y Chessel, 1989). Para ello, se utilizaron sólo aquellas especies con una frecuencia marginal mayor de 3, y se categorizaron los diferentes niveles de cada variable utilizada.

RESULTADOS

Análisis del poblamiento

Se observaron en total 32 especies, pertenecientes a 17 familias (tabla I). Sparidae con 9 especies, fue la más representada, seguida de Serranidae con 5 especies, y Labridae con 4 especies. La clase de talla con mayor abundancia a lo largo del estudio fue la clase 2 (figura 3). Presentó diferencias significativas entre épocas de estudio, separándose claramente los muestreos primaverales de las otras dos

Tabla I. Listado de las especies observadas, con indicación de aquellas con presencia de individuos de la clase de talla 1.

Familia	Especie	T1
Torpedinidae	<i>Torpedo torpedo</i> (Linneo, 1758)	
Muraenidae	<i>Muraena helena</i> (Linneo, 1758)	
Gadidae	<i>Phycis phycis</i> (Linneo, 1766)	-
Serranidae	<i>Anthias anthias</i> (Linneo, 1758)	
	<i>Epinephelus costae</i> (Lowe, 1854)	-
	<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1854)	-
	<i>Serranus cabrilla</i> (Linneo, 1758)	-
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linneo, 1758)	
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i> (Linneo, 1758)	
Carangidae	<i>Seriola dumerilii</i> (Risso, 1810)	-
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i> (Linneo, 1758)	
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i> (Linneo, 1758)	
Sparidae	<i>Dentex dentex</i> (Linneo, 1758)	-
	<i>Diplodus annularis</i> (Linneo, 1758)	-
	<i>Diplodus puntazzo</i> (Gmelin, 1789)	-
	<i>Diplodus sargus</i> (Linneo, 1758)	
	<i>Diplodus vulgaris</i> (E. G. Saint-Hilaire, 1817)	-
	<i>Oblada melanura</i> (Linneo, 1758)	
	<i>Pagrus pagrus</i> (Linneo, 1758)	-
	<i>Sarpa sarpa</i> (Linneo, 1758)	-
	<i>Spondylisoma cantharus</i> (Linneo, 1758)	-
Centracanthidae	<i>Spicara maena</i> (Linneo, 1758)	
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i> (Linneo, 1758)	-
Labridae	<i>Coris julis</i> (Linneo, 1758)	
	<i>Labrus merula</i> (Linneo, 1758)	
	<i>Symphodus tinca</i> (Linneo, 1758)	
	<i>Thalassoma pavo</i> (Linneo, 1758)	-
Bleniidae	<i>Parablennius rouxi</i> (Cocco, 1833)	
Tripterygiidae	<i>Tripterygion tripteronotus</i> (Risso, 1810)	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena scrofa</i> (Linneo, 1758)	-
Balistidae	<i>Balistes carolinensis</i> (Gmelin, 1789)	
Atherinidae	<i>Atherina</i> sp. (Linneo, 1758)	-

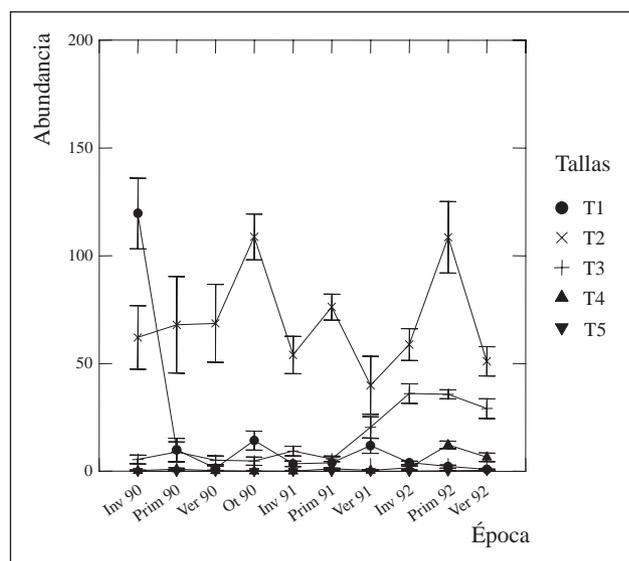


Figura 3. Estructura de tallas del poblamiento, en abundancia media (individuos/pirámide).

épocas (tabla II); y no se mostraron diferencias significativas entre años estudiados, aunque la tendencia supuso un aumento en 1992. La falta de significación en la interacción de esta clase de talla indica que ha existido un patrón relativamente definido entre épocas a lo largo del estudio, con máximos de abundancia en primavera.

La clase de talla 1 tuvo una dinámica mucho menos predecible, mostrando diferencias significativas en la interacción de los dos factores considerados como consecuencia de la falta de pauta temporal definida a lo largo de los años de muestreo. Los valores de esta clase de talla tendieron a ser más altos en invierno, sobre todo en 1990 (figura 3), debido a la presencia de un cardumen de *Seriola dumerilii*. En 1992, la abundancia de la clase de talla 1 volvió a tener un máximo en verano debido a la presencia ocasional de un cardumen de *Atherina* sp. En el resto de épocas estudiadas, esta clase de talla mostró unos valores medios de abundancia bajos (entre dos y diez individuos por censo) que correspondieron a especies que aparecieron de forma más o menos ocasional (*Dentex dentex*, *Diplodus annularis*, *Pagrus pagrus*, *Sarpa sarpa*, *Epinephelus marginatus*, *Spondylisoma cantharus*, *Phycis phycis* y *Thalassoma pavo*) o a la llegada de nuevos individuos de especies con presencia más constante (*Epinephelus costae*, *Serranus cabrilla*, *Diplodus vulgaris*, *Chromis chromis*, *Scorpaena scrofa*).

Tabla II. Análisis de la varianza de dos factores (época y año) de la abundancia de las clases de talla indicadas, y comparación de los respectivos niveles mediante el test de Tukey, considerando el poblamiento total. (g. l.): grados de libertad; (ns): no significativo; (*): p < 0,025; (**): p < 0,001; (I): invierno; (P): primavera; (V): verano.

Parámetro	Factor	g. l.	MS	F-ratio	Test de Tukey
Talla 1	Año	2	1,518	5,973*	<u>92 91</u> 90
	Época	2	2,112	8,311**	<u>P V</u> I
	Interacción	4	3,352	9,255**	
Talla 2	Año	2	0,097	1,925 ^{ns}	<u>V</u> I P
	Época	2	0,308	6,098*	
	Interacción	4	0,087	1,737 ^{ns}	
Talla 3	Año	2	4,022	37,02**	90 91 92
	Época	2	0,036	0,336 ^{ns}	
	Interacción	4	0,208	1,924 ^{ns}	
Talla 4	Año	2	2,678	50,61**	<u>90 91</u> 92
	Época	2	0,979	18,50**	I V P
	Interacción	4	0,261	4,946*	
Talla 5	Año	2	0,019	2,936 ^{ns}	
	Época	2	0,006	0,943 ^{ns}	
	Interacción	4	0,006	0,983 ^{ns}	

La clase de talla 3 no mostró diferencias significativas entre épocas (tabla II). Sin embargo, sí lo fueron entre años, aumentando según se incrementaba el tiempo de inmersión del arrecife artificial. Esta dinámica se produjo por un incremento de especies como *Sciaena umbra*, *Epinephelus costae* y *Scorpaena scrofa* a lo largo del proceso de colonización, y al aumento del número de individuos de *Diplodus vulgaris* en esta clase de talla. El patrón interestacional de estas especies fue muy constante a lo largo de los años estudiados, hecho por el cual la interacción de los factores época y año no fue significativa.

Las clases de talla 4 y 5 presentaron unos niveles de abundancia media muy bajos a lo largo del estudio, y la aparición de individuos de estas tallas se produjo sobre todo en los últimos muestreos realizados (figura 3). Para la clase de talla 4, esto supuso la aparición de diferencias significativas en la interacción de época y año a consecuencia de la falta de un patrón de temporalidad definido. Las especies implicadas en la variación de abundancia de esta clase de talla han sido varias, y con dinámicas temporales diferentes. Algunas (*Mullus surmuletus*, *Oblada melanura*, *Spicara maena*) tuvieron una aparición esporádica; otras, con hábitos muy sedentarios, como *Tripterygion tripteronotus*, *Parablennius rouxi* y *Apogon imberbis*, aparecieron más o menos repetidamente a lo largo del estudio. El resto de especies que contribuyeron a la variabilidad de esta clase de talla (*Diplodus vulgaris*, *Labrus merula*, *Chromis chromis*, *Coris julis*, *Symphodus tinca* y *Sciaena umbra*) se deben considerar como residentes, y su aparición en esta clase de talla se debería relacionar con el aumento de talla generalizado de las poblaciones ícticas dentro de la reserva marina de Tabarca.

Análisis de las especies

De las 32 especies registradas en el estudio, sólo 16 de ellas mostraron individuos de la clase de talla 1. Las especies *Phycis phycis*, *Epinephelus marginatus*, *Diplodus annularis*, *Diplodus puntazzo*, *Pagrus pagrus*, *Sarpa salpa*, *Thalassoma pavo* y *Atherina* sp. aparecieron de forma muy esporádica.

Epinephelus costae se censó por primera vez en otoño de 1990, con una media de 0,5 individuos por censo (figura 4A) de la clase de talla 1. Fueron individuos de 220 mm de longitud total y su abun-

dancia fluctuó a lo largo del estudio para desaparecer en invierno de 1992. Los individuos de la clase de talla 1 de *Serranus cabrilla* (figura 4B) aparecieron en cada uno de los muestreos estivales, observándose individuos que oscilaban entre los 40 y los 80 mm de longitud total. Por otro lado, *Seriola dumerilii* (figura 4C) presentó individuos de la clase de talla 1 en invierno, primavera y otoño de 1990, y en primavera de 1991; en la mayoría de los casos se observaron individuos entre 320 y 340 mm. Respecto a *Dentex dentex* (figura 4D) se observaron individuos desde 120 mm en tres ocasiones.

La contribución de la clase de talla 1 a la abundancia total de *Diplodus vulgaris* fue muy baja (figura 4E). Aunque se observaron individuos de esta clase de talla de forma continuada, su número fue bajo y siempre fueron ejemplares mayores de 60 mm. *Spondylisoma cantharus* apareció en invierno y otoño de 1990 (figura 4F) con individuos siempre mayores de 100 mm de longitud total.

Los individuos de la clase de talla 1 de *Chromis chromis* empezaron a observarse por primera vez en otoño de 1990 (figura 4G), con una media de 1 individuo/censo, incrementándose hasta los 12 individuos/censo en verano de 1991. *Scorpaena scrofa* mostró un solo individuo de la clase de talla 1 en verano de 1992, de unos 100 mm de longitud total (figura 4H).

Relación multidimensional entre poblamiento íctico, variables temporales y tallas

El análisis de correspondencias múltiples, realizado sobre las 20 especies con frecuencias marginales mayores de tres, explicó un 16,737 % de la variabilidad total de los datos en los tres primeros ejes (tabla III). La variable con mayor poder de discriminación en los tres ejes considerados fue "especie" (tabla III), con el valor más alto en el eje 3. La contribución absoluta de cada variable y su significación se muestran en la tabla III, siendo "especie" y "talla" las que más contribuyeron a la construcción del eje I. En los dos ejes restantes, la mayor contribución se debió a las variables "especie" y "abundancia".

La contribución absoluta de cada categoría se muestra en la tabla IV. Sólo son significativas las categorías asociadas a variables que lo sean, y en este caso resultaron significativas para el eje I las categorías *S. dumerilii*, *S. umbra*, *D. dentex*, *D. vulgaris*, *S.*

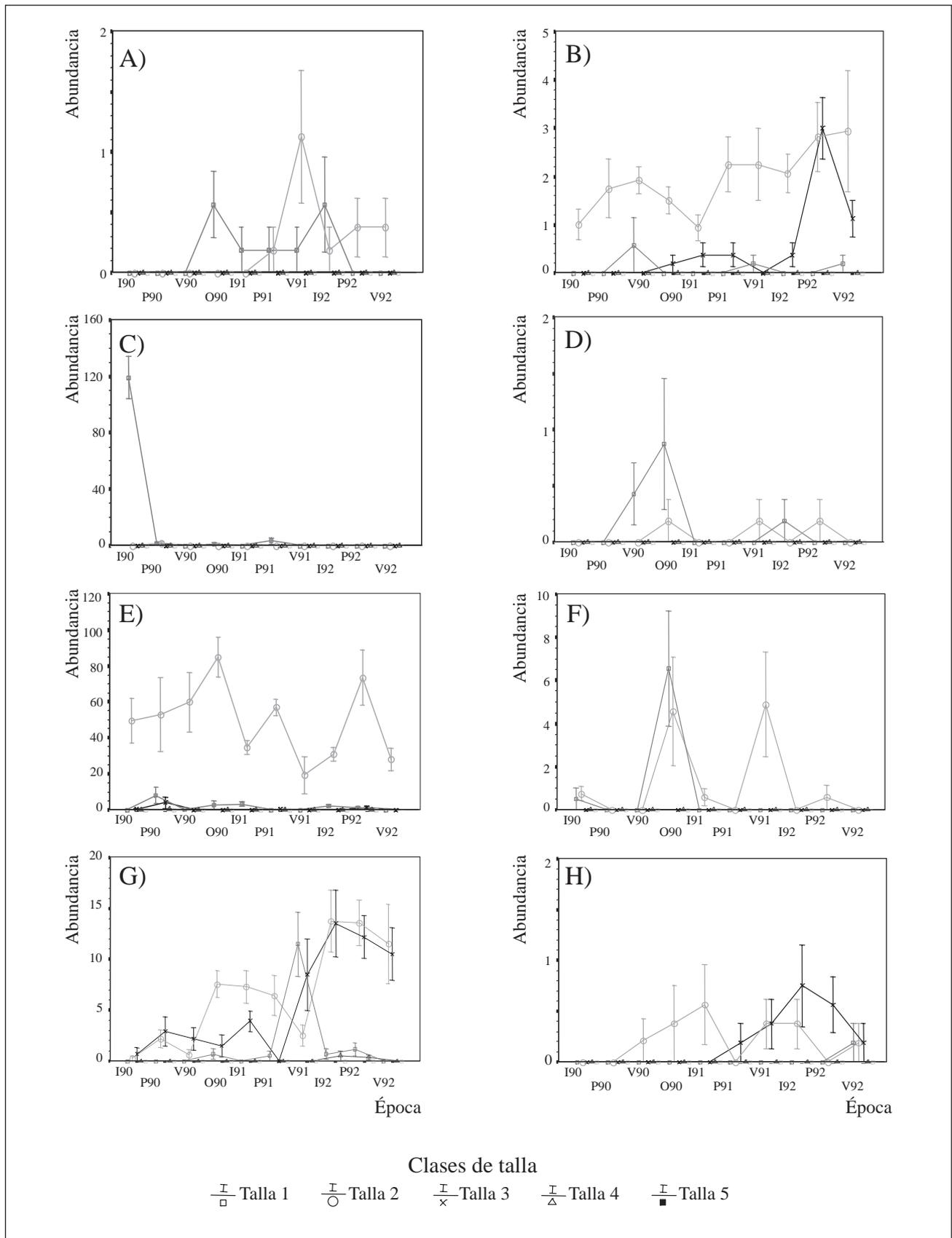


Figura 4. Estructura de tallas de las especies con presencia de individuos de talla 1. (A): *E. costae*; (B): *S. cabrilla*; (C): *S. dumerilii*; (D): *D. dentex*; (E): *D. vulgaris*; (F): *S. cantharus*; (G): *C. chromis*; (H): *S. scrifa*.

Tabla III. Resultados del análisis de correspondencias múltiples. (*): significación de las variables en cada eje.

Inercia total = 6,2	Eje 1	Eje 2	Eje 3
Resumen del análisis			
Autovalor	0,395	0,326	0,315
Varianza explicada (%)	6,377	5,267	5,093
Varianza acumulada (%)		11,644	16,737
Medidas discriminantes de las variables			
Especie	0,623	0,616	0,702
Época	0,275	0,221	0,125
Año	0,340	0,106	0,117
Talla	0,495	0,088	0,203
Abundancia	0,244	0,602	0,434
Contribuciones absolutas de las variables (1/n _Q = 200)			
Especie	316,4*	377,5*	446,1*
Época	137,97	134,61	77,35
Año	171,89	65,03	73,23
Talla	249,41*	53,46	127,01
Abundancia	122,93	368,32*	274,91*

cantharus, *S. tinca*, *T. tripteronotus*, T1 y T4, que en conjunto explican el 45,21 % de la variabilidad de este eje. Para el eje II fueron significativas las categorías *D. dentex*, *D. vulgaris* y *C. chromis*, con un 59,23 % de variabilidad explicada.

La ordenación de las categorías de cada variable considerada en el análisis respecto a los ejes I y II se muestra en la figura 5. A lo largo del eje I se sitúan aquellas especies que han aparecido con mayor frecuencia en cada una de las clases de talla; de esta forma, en la parte positiva del eje se encuentran *S. dumerilii*, *S. cantharus* y *D. dentex* próximos a la clase de talla 1, y en la parte negativa encontramos a *T. tripteronotus*, *S. tinca*, *P. rouxi* y *S. umbra* cerca de la clase de talla 4. A lo largo del eje II se diferencia la categoría "alto" en el extremo negativo del eje (cerca de la cual se sitúa *D. vulgaris*) frente a la categoría "medio", situada en el extremo de la parte positiva.

DISCUSIÓN

Los individuos de la clase de talla 1 censados en el arrecife artificial de Tabarca no pueden considerarse estrictamente juveniles porque sus tamaños corresponden a individuos de un año o más de edad, salvo contadas excepciones. Fue el caso, por ejemplo, de los individuos de la clase de talla 1 de *D. vulgaris*, que siempre aparecieron con longitudes totales entre 60 y 80 mm, correspondiendo a edades de algo más de un año (Girardin, 1978); o como los individuos de *S. dumerilii*, siempre mayores de 300 mm, que corresponden a edades cerca-

nas al año (Andaloro, Potoschi y Porrello, 1992). El único individuo de *E. marginatus* observado, de 260 mm de longitud total, estaría próximo a los dos años (Chalabi, Ghafir y Guerrab, 1995). En el caso de los individuos de menor tamaño de *S. cabrilla* (40 mm), corresponderían a la clase de edad 0 (Politou y Papaconstantinou, 1995), considerándolos juveniles tardíos. En general, las especies que mostraron presencia en la clase de talla 1 contribuyeron poco y de forma no significativa en la estructura del poblamiento (a excepción de *D. vulgaris* y *S. dumerilii*) como se refleja en el análisis multidimensional.

La ausencia de un asentamiento significativo de individuos juveniles se ha observado regularmente en arrecifes artificiales de zonas templadas (Gascon y Miller, 1981; Bohnsack y Sutherland, 1985). En el caso del Mediterráneo y costas atlánticas próximas, pocos trabajos sobre arrecifes artificiales reflejan la estructura de tallas del poblamiento y la incidencia de la clase de talla más pequeña (Relini *et al.*, 1995; Bombace, 1995; Herrera, 1998). En general, estos trabajos registran la presencia ocasional de juveniles (en el sentido amplio del término) de forma ocasional, y siempre después de la ocupación del arrecife artificial por parte de individuos adultos. Se podría hablar de reclutamiento en estos ejemplos, y en el caso del arrecife artificial de Tabarca, pero en general estos individuos de pequeño tamaño no se les detecta una permanencia en el tiempo, ni su contribución cualitativa y cuantitativa a la estructuración del poblamiento resulta significativa; y, en general, son individuos próximos o mayores a un año de edad.

Tabla IV. Contribuciones absolutas de cada categoría en cada eje. (*): la categoría es significativa para el eje correspondiente.

Variable	Categorías	Eje 1	Eje 2	Eje 3
Especie	<i>M. helena</i>	4,15	3,19	3,59
	<i>E. costae</i>	4,21	0,29	3,98
	<i>S. cabrilla</i>	0,09	0,77	0,47
	<i>A. imberbis</i>	3,06	2,22	9,19
	<i>S. dumerilii</i>	59,76*	7,52	17,95
	<i>S. umbra</i>	31,54*	2,12	0,24
	<i>M. sumuletus</i>	6,62	3,43	1,09
	<i>D. dentex</i>	19,57*	18,47*	2,39
	<i>D. puntazzo</i>	3,79	0,42	0,11
	<i>D. sargus</i>	0,46	0,41	0,19
	<i>D. vulgaris</i>	100,47*	256,31*	3,81
	<i>O. melanura</i>	1,42	12,48	26,40*
	<i>S. cantharus</i>	20,41*	12,77	2,79
	<i>C. chromis</i>	3,50	46,36*	226,69*
	<i>C. julis</i>	6,36	0,02	0,25
	<i>L. merula</i>	0,96	1,17	0,84
	<i>S. tinca</i>	22,28*	0,12	11,56
	<i>P. rouxi</i>	9,25	9,02	90,53*
	<i>T. tripteronotus</i>	15,39*	0,11	39,89*
	<i>S. scrofa</i>	3,09	0,28	4,09
Época	CA (spp.)/ n° cat.	15,82	18,88	22,31
	Invierno	0,48	19,78	28,08
	Primavera	6,37	1,56	15,63
	Verano	10,63	0,93	5,04
	Otoño	120,49	112,33	28,59
Año	CA (época)/ n° cat.	34,49	33,65	19,34
	1990	109,75	42,85	48,25
	1991	5,81	12,83	15,31
	1992	56,32	9,35	9,67
Talla	CA (año)/ n° cat.	57,29	21,67	24,41
	T1	118,77*	25,17	2,99
	T2	14,56	20,56	5,71
	T3	35,32	4,17	4,31
	T4	63,88*	1,88	113,77
	T5	16,86	1,66	0,21
	CA (talla)/ n° cat.	49,88	10,69	25,40
Abundancia	Bajo	7,71	5,52	11,19
	Medio	5,39	31,11	248,84*
	Alto	34,53	271,21*	0,33
	Muy alto	75,30	60,48	14,54
	CA (abundancia)/ n° cat.	30,73	92,08	68,73

Se han propuesto varias causas para explicar la ausencia de reclutamiento en arrecifes artificiales de zonas templadas (Bohnsack y Sutherland, 1985; Bohnsack, Johnson y Ambrose, 1991). En el caso del arrecife artificial de Tabarca, los factores que más han podido determinar el carácter atractivo-concentrador han sido el diseño y la localización.

El primero funciona mediante el aumento más o menos acentuado de la complejidad estructural, que es el efecto más directo de los arrecifes artificiales sobre el medio (Bohnsack, 1991). Esta mayor complejidad estructural tiene, a su vez, efectos secundarios, con diferentes consecuencias finales según la fase del ciclo biológico en que se encuentren los peces: por una parte ofrece refugio, y por otra provoca atracción.

Algunos estudios de comportamiento pueden explicar la atracción de los peces hacia arrecifes artificiales, como en el caso de los cardúmenes observados de *S. dumerilii*. Ciertas especies tienden a formar grupos uniespecíficos (según tallas) o pluriespecíficos, que se orientan y sitúan respecto ciertas estructuras o la luz incidente (Grove y Sonu, 1985). Los mecanismos básicos que desencadenan estos comportamientos son respuestas instintivas de orientación (*taxis* o *kinesis*) respecto a los elementos estructurales y las corrientes, y respuestas zigomórficas por contacto con objetos (Breder y Nigrelli, 1938). Los peces suelen moverse hacia zonas de sombra porque así, se supone, pueden ver mejor las zonas circundante iluminadas (Helfman, 1979). Algunas especies, además, utilizan estructuras con el fin de orientarse o navegar, sin obtener directamente alimento o refugio (Bohnsack y Sutherland, 1985).

La relación entre volumen del arrecife artificial y la talla de los peces atraídos se ha comprobado que es de tipo directamente proporcional: a mayor volumen del arrecife, más grandes suelen ser los individuos (Bohnsack *et al.*, 1994), de forma que se encuentran y sobreviven más reclutas en arrecifes de pequeño tamaño que en los grandes. La ausencia o baja supervivencia de reclutas en estos arrecifes de relativo gran volumen puede deberse al efecto de la depredación de los peces de mayor tamaño, que incrementan su habilidad para capturar presas cuando se encuentran residiendo en hábitats con cierta complejidad estructural y heterogeneidad bionómica (Savino y Stein, 1989), en las que los encuentros entre predador y presa son más altos. Esto puede explicar la desaparición o disminución de la clase de talla I de especies como *S. cabrilla* o *C. chromis* que fueron las especies que mostraron individuos con menor longitud total.

Podemos afirmar que los peces observados en el arrecife artificial de Tabarca proceden de fondos circundantes cercanos, como así han puesto de manifiesto que ocurre, de manera general, algunos

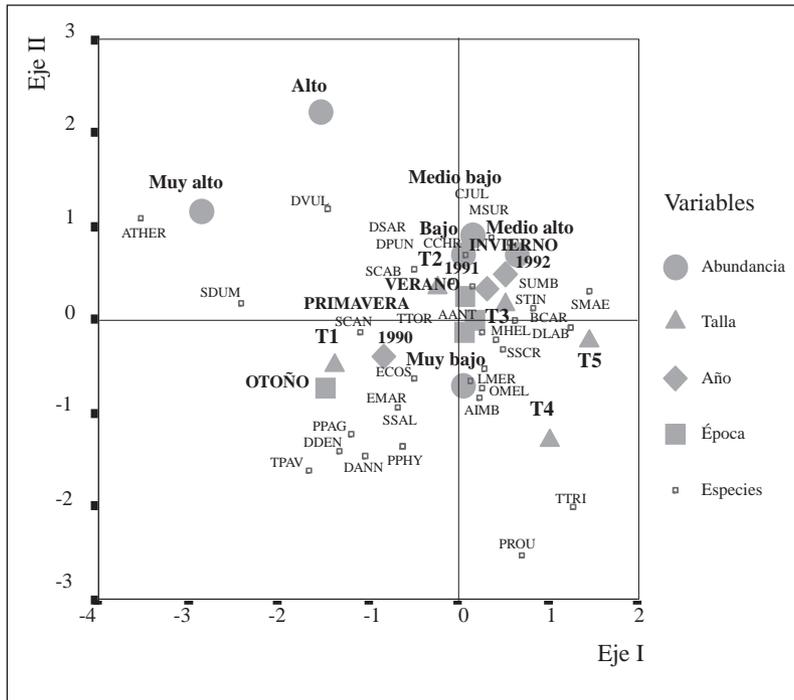


Figura 5. Ordenación de las categorías en el análisis de correspondencias múltiples, respecto de los ejes I y II. (TTOR): *T. torpeda*; (MHLE): *M. helena*, (PPHY): *P. phycis*, (AANT): *A. anthias*, (ECOS): *E. costae*, (EMAR): *E. marginatus*, (SCAB): *S. cabrilla*, (DLAB): *D. labrax*, (AIMB): *A. imberbis*, (SDUM): *S. dumerilii*, (SUMB): *S. umbra*, (MSUR): *M. surmuletus*, (DDEN): *D. dentex*, (DANN): *D. annularis*, (DPUN): *D. puntazzo*, (DSAR): *D. sargus*, (DVUL): *D. vulgaris*, (OMEL): *O. melanura*, (PPAG): *P. pagrus*, (SSAL): *S. salpa*, (SCAN): *S. cantharus*, (SMAE): *S. maena*, (CCHR): *C. chromis*, (CJUL): *C. julis*, (LMER): *L. merula*, (STIN): *S. tinca*, (TPAV): *T. pavo*, (PROU): *P. rouxi*, (TTRI): *T. tripteronotus*, (SSCR): *S. scrofa*, (BCAR): *B. carolinensis*, (ATHER): *Atherina* sp.

autores (Bohnsack, 1989). Si bien algunos trabajos no encuentran efecto alguno del arrecife artificial sobre los poblamientos de los fondos naturales próximos (Alevizon y Gorham, 1989), otros constatan mediante marcado de individuos el movimiento desde fondos de roca natural hacia el arrecife artificial, y que no se corresponden con el inverso (Matthews, 1985). Puede ser el caso de los individuos observados de clase de talla 1 de *D. vulgaris*, *D. dentex* o *S. cantharus*, que procedan de zonas naturales cercanas utilizadas como fondos de transición desde los lugares de reclutamiento más someros (Francour, 1997). Estos movimientos pueden ir sucediéndose paulatinamente según disminuye la biomasa en los arrecifes artificiales debido a migraciones o explotación. Este flujo es prácticamente unidireccional (Solonsky, 1985) y puede generar las condiciones necesarias para aumentar el grado de sobreexplotación de las poblaciones.

El otro aspecto derivado del diseño (el refugio) puede favorecer el reclutamiento. La complejidad estructural puede disminuir la tasa de depredación mediante el incremento del refugio, al disminuir la eficiencia de los depredadores (Hixon y Beets, 1989), y puede ser más importante incluso que la cantidad de alimento disponible (Shulman, 1984). Este aspecto puede haber influido sobre todo en la presencia de individuos de clase de talla 1 de aquellas especies más ligadas al sustrato, como *E. costae*,

S. cabrilla o *S. scrofa*, de hábitos muy sedentarios. El efecto de la complejidad estructural sobre estas especies puede funcionar no sólo a través de la depredación, sino también a través de mecanismos de selección de hábitat (Carr, 1994) de forma que los individuos se asientan en lugares que les pueden ser propicios (Levin, 1993).

En el arrecife artificial de Tabarca se dan las condiciones necesarias para atraer individuos adultos desde fondos cercanos (gran volumen y altura) y para favorecer la depredación de estos individuos adultos sobre los posibles juveniles asentados. Las amplias oquedades favorecen la residencia de los depredadores adultos, desde donde pueden acechar a las posibles presas. El tamaño de estas aberturas, que serían consideradas apropiadas para fines pesqueros (Ogawa, 1982), no parece muy adecuado si se pretende utilizar este tipo de arrecifes artificiales con fines productivos para mejorar el estado de las poblaciones explotadas.

Otro aspecto importante a tener en cuenta, por lo que respecta al análisis de la capacidad productiva de un arrecife artificial, es su localización (Bohnsack, Johnson y Ambrose, 1991), que puede resultar mucho más importante que su diseño estructural (Bohnsack, 1991). El aspecto más importante de la localización, incluidos los factores ecológicos a escala regional (Bohnsack y Talbot, 1980; Walsh, 1985; Ambrose y Swarbrick, 1989), que afec-

ta al potencial productivo del arrecife se refiere a su situación respecto al sistema hidrodinámico de la zona, y en relación con los fondos de roca natural existentes en dicha zona (Carr y Hixon, 1997). Si el arrecife artificial se interpone en el flujo de corrientes costeras y, por tanto, en el transporte larvario, posiblemente pueda darse la producción de nuevos individuos. En el caso del arrecife de Tabarca, la localización parece ser inadecuada debido al contexto hidrográfico en el que se instaló. La reserva marina de Tabarca está influida por una corriente general predominante de dirección Este-Norte (Zoffman, Ramos y Rodríguez Varela, 1985) que favorece el transporte larvario fuera de la zona de estudio. Por otro lado, durante los meses de primavera y verano, predominan los vientos de Este y Sudeste que provocan corrientes superficiales de arrastre hacia el continente (obs. pers.). En conjunto, todos estos procesos favorecen que la zona de estudio funcione como una fuente de larvas (según Pulliam, 1988) que irán a reclutarse a otros lugares más someros como es el caso de los espáridos (Harmelin-Vivien, Harmelin y Lebouleux, 1995). Esto queda agravado además por la pérdida de función de reclutamiento de la pradera profunda que rodea al arrecife artificial (Francour y LeDireach, 1994).

En conclusión, podemos afirmar que el arrecife artificial de Tabarca funcionó predominantemente como una estructura de atracción de individuos procedentes de fondos cercanos, sin que se detectara una presencia significativa de individuos juveniles. Con toda probabilidad habrá favorecido una producción somática, como se ha corroborado en algunos estudios (DeMartini *et al.*, 1994), pero esto debe considerarse algo secundario cuando lo que se pretende es mejorar el estado de las poblaciones explotadas mediante el aumento de las tasas de supervivencia de nuevos individuos. Es necesario, pues, reconsiderar el uso de este tipo de arrecifes artificiales con fines productivos, ya que los resultados podrían ser contrarios a los esperados.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se pudo realizar gracias al apoyo y colaboración de la Secretaría General de Pesca Marítima y del Club Náutico de Santa Pola. En los muestreos participaron activamente los guardapesca Juan Fuster, José Domingo López y José Ruso

«Pichu». Este trabajo estuvo financiado por una beca de FPI de la Conselleria de Educación y Ciencia de la Generalitat Valenciana.

BIBLIOGRAFÍA

- Alevizon, W. S. y J. C. Gorham. 1989. Effects of artificial reef deployment on nearby resident fishes. *Bulletin of Marine Science* 44 (2): 646-661.
- Ambrose, R. F. y S. L. Swarbrick. 1989. Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of southern California. *Bulletin of Marine Science* 44 (2): 718-733.
- Andaloro, F., A. Potoschi y S. Porrello. 1992. Contribution to the knowledge of growth of greater amberjack, *Seriola dumerilii* (Cuv., 1817) in the Sicilian Channel (Mediterranean Sea). *Rapp. Comm. int. Mer Medit.* 33: 282.
- Bell, J. D., G. J. S. Craik, D. A. Pollard y B. C. Russell. 1985. Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs* 4: 41-44.
- Bohnsack, J. A. 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bulletin of Marine Science* 44 (2): 631-645.
- Bohnsack, J. A. 1991. Habitat structure and the design of artificial reefs. En: *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. S. S. Bell, E. D. McCoy y H. R. Mushinsky (eds.): 412-426. Chapman and Hall. Londres.
- Bohnsack, J. A. y S. P. Bannerot. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *Dep. Commer., NOAA Tech. Rep. NMFS* 41: 15 pp.
- Bohnsack, J. A., A. M. Ecklund y A. M. Szmant. 1997. Artificial reef research: is there more than the attraction-production issue? *Fisheries* 22 (4): 14-16.
- Bohnsack, J. A., D. E. Harper, D. B. McClellan y M. Hulsbeck. 1994. Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, USA. *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 796-823.
- Bohnsack, J. A., D. L. Johnson y R. F. Ambrose. 1991. Ecology of artificial reef habitats and fishes. En: *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. W. Seaman y L. M. Sprague (eds.): 61-107. Academic Press, Inc. San Diego, California, EE UU.
- Bohnsack, J. A. y D. L. Sutherland. 1985. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bulletin of Marine Science* 37 (1): 11-39.
- Bohnsack, J. A. y F. H. Talbot. 1980. Species-packing by reef fishes on Australian and Caribbean reefs: an experimental approach. *Bulletin of Marine Science* 30 (3): 710-723.
- Bombace, G. 1989. Artificial reefs in the Mediterranean Sea. *Bulletin of Marine Science* 44: 1023-1032.
- Bombace, G. 1995. Le barriere artificiali nella gestione razionale della fascia costiera italiana. *Biol. Mar. Medit.* 2 (1): 1-14.
- Bombace, G. 1997. Protection of biological habitats by artificial reefs. En: *European artificial reef research*. A. C. Jensen

- (ed.): 1-15. Southampton Oceanography Centre. Southampton, Reino Unido.
- Bortone, S. A., T. Martin y C. M. Bundrick. 1994. Factors affecting fish assemblage development on a modular artificial reef in a northern Gulf of Mexico estuary. *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 319-332.
- Bortone, S. A. 1998. Resolving the attraction-production dilemma in artificial reef research: some yeas and nays. *Fisheries* 23 (3): 6-9.
- Breder, C. M. y R. F. Nigrelli. 1938. The significance of differential locomotor activity as an index to the mass physiology of fishes. *Zoologica* 23: 1-29.
- Carr, M. H. 1994. Effects of macroalgal dynamics on recruitment of a temperate reef fish. *Ecology* 75 (5): 1320-1333.
- Carr, M. H. y M. A. Hixon. 1997. Artificial reefs: the importance of comparisons with natural reefs. *Fisheries* 22 (4): 28-33.
- Chalabi, A., S. M. Ghafir y K. Guerrab. 1995. Croissance du mérour *Epinephelus guaza* L. des côtes de l'Ouest Algérien. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 33: 289.
- Collins, K. J., A. C. Jensen y A. P. M. Lockwood. 1991. Artificial reefs: using coal fired power station wastes constructively for fishery enhancement. *Oceanologica Acta* 11: 225-229.
- DeMartini, E. E., A. M. Barnett, T. D. Johnson y R. F. Ambrose. 1994. Growth and production estimates for biomass-dominant fishes on a southern California artificial reef. *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 484-500.
- Fabi, G. y L. Fiorentini. 1994. Comparison between an artificial reef and a control site in the Adriatic sea: analysis of four years of monitoring. *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 538-558.
- Foster, K. L., F. W. Steimle, W. C. Muir, R. K. Kropp y B. E. Conlin. 1994. Mitigation potential of habitats replacement: concrete artificial reef in Delaware Bay-preliminary results. *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 783-795.
- 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. *PSZNI Marine Ecology* 18: 157-183.
- Francour, P. y L. LeDireach. 1994. Recrutement de l'ichtyofaune dans l'herbier superficiel à *Posidonia oceanica* de la réserve naturelle de Scandola (Corse, Méditerranée nord-occidentale): données préliminaires. *Trav. Sci. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse* 46: 71-91.
- Frontier, S. 1986. La méthode des cotations d'abondance appliquée aux pêcheries artisanales. En: *Evaluation et optimisation des plans d'échantillonnage en écologie littorale*. S. Frontier (ed.): 263-285. CNRS, Paris, Francia.
- Gascon, D. y R. A. Miller. 1981. Colonization by nearshore fish on small artificial reefs in Barkley Sound, British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 59: 1635-1646.
- Girardin, M. 1978. *Les Sparidae (Pisces, Teleostei) du Golf du Lion-écologie et biogéographie*. Thèse 3ème cycle, Univ. Montpellier II. Montpellier, Francia: 146 pp.
- Great Barrier Reef Marine Park Authority. 1978. *Workshop on reef fish assessment and monitoring*. G.B.R.M.P.A. Workshop Ser. Townsville, Australia: 66 pp.
- Greenacre, M. J. 1984. *Theory and applications of correspondence analysis*. Academic Press. Londres: 364 pp.
- Guerra, A. y J. L. Sánchez Lizaso. 1998. Fundamentos de explotación de recursos vivos marinos. Acribia, S.A. Zaragoza, España: 247 pp.
- Grossman, G. D., G. P. Jones y J. W. Seaman. 1997. Do artificial reefs increase regional fish production? A review of existing data. *Fisheries* 22 (4): 17-23.
- Grove, R. S. y C. J. Sonu. 1985. Fishing reef planning in Japan. En: *Artificial reefs: marine and freshwater applications*. F. D'Itri (ed.): 187-251. Lewis Publ. Inc. Chelsea (Michigan), EE UU.
- Harmelin, J. G. y D. Bellan-Santini. 1997. Assessment of biomass and production of artificial reef research. En: *European artificial reef research*. A. C. Jensen (ed.): 305-322. Proc. 1st EARRN conference. Ancona, Italy. Publ. Southampton Oceanography Centre. Southampton, Reino Unido.
- Harmelin-Vivien, M. L. y P. Francour. 1992. trawling or visual censuses? Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds. *Marine Ecology PSZNI* 13 (1): 41-51.
- Harmelin-Vivien, M. L., J. G. Harmelin, C. Chauvet, C. Duval, R. Galzin, P. Lejeune, G. Barnabé, F. Blanc, R. Chevalier, J. Duclerc y G. Lasserre. 1985. Evaluation des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Revue Écologie (Terre et Vie)* 40: 467-539.
- Harmelin-Vivien, M. L., J. G. Harmelin y V. Lebouleux. 1995. Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores. *Hydrobiologia* 300/301: 309-320.
- Helfman, G. S. 1979. Fish attraction to floating objects in lakes. En: *Response of fish to habitat structure in standing water*. D. L. Johnson y R. A. Stein (eds.): 49-57. Special Public., 6. Amer. Fish. Soc. Bethesda, Maryland, EE UU.
- Herrera, R. 1998. *Dinámica de las comunidades bentónicas de los arrecifes artificiales de Arguineguin (Gran Canaria) y Lanzarote*. Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas, España: 270 pp.
- Hixon, M. A. y J. P. Beets. 1989. Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: Experiments with artificial reefs. *Bulletin of Marine Science* 44 (2): 666-680.
- Hixon, M. A. y W. N. Brostoff. 1985. Substrate characteristics, fish grazing and epibenthic reef assemblage off Hawaii. *Bulletin of Marine Science* 37 (1): 200-213.
- Jensen, A. y K. Collins. 1997. The use of artificial reefs in crustacean fisheries. En: *European artificial reef research*. A. C. Jensen (ed.): 115-122. Southampton Oceanography Centre. Southampton, Reino Unido.
- Johnson, T. D., A. M. Barnett, E. E. DeMartini, L. L. Craft, R. F. Ambrose y L. J. Purcell. 1994. Fish production and habitat utilization on a Southern California artificial reef. *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 709-723.
- Keough, M. J. y B. J. Downes. 1982. Recruitment of marine invertebrates: the role of active larval choices and early mortality. *Oecologia* 54: 348-352.
- Levin, P. S. 1993. Habitat structure, conspecific presence and spatial variation in the recruitment of a temperate reef fish. *Oecologia* 94: 176-185.

- Lindberg, W. J. 1997. Can science resolve the attraction-production issue? *Fisheries* 22 (4): 10-13.
- Matthews, K. R. 1985. species similarity and movements of fishes on natural and artificial reefs in Monterey Bay, California. *Bulletin of Marine Science* 37 (1): 252-270.
- Munro, J. L. y D. M. Williams. 1985. Assessment and management of coral reef fisheries: biological, environmental and socio-economic aspects. *Proc. 5th Int. Coral Reef Congr. Tahiti* 4: 544-578.
- Ogawa, Y. 1982. The present status and future prospects of artificial reefs: developmental trends of artificial reef units. En: *Japanese Artificial Reef Technology*. S. F. Vik (ed.): 23-41. Aquabio. Bellair Bluffs, FL, Tech. Rep., 604. Pensacola, Florida, EE UU.
- Persat, H. y D. Chessel. 1989. Typologie de distributions en classes de taille: intérêt dans l'étude des populations de poissons et d'invertébrés. *Acta Oecologica, Oecologia Generalis* 10: 175-195.
- Politou, C. Y. y C. Papaconstantinou. 1995. Age and growth of comber, *Seranus cabrilla* (L., 1758), in the Thracian and the Thermaikos Gulf (Northern Greece). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 34: 253.
- Polovina, J. J. 1989a. Artificial reefs: nothing more than benthic fish aggregators. *CalCOFI Rep.* XXX: 37-39.
- Polovina, J. J. 1989b. A debate on responsible artificial reef development: Should anyone build reefs? *Bulletin of Marine Science* 44 (2): 1056-1057.
- Polovina, J. J. 1991. Fisheries applications and biological impacts of artificial habitats. En: *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. J. W. Seaman y L. M. Sprague (eds.): 154-176. Academic Press, Inc. San Diego, California, EE UU.
- Polovina, J. J. 1994. Function of artificial reefs. *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 1349.
- Polovina, J. J. y I. Sakai. 1989. Impacts of artificial reefs on fishery production in Shimamaki, Japan. *Bulletin of Marine Science* 44 (2): 997-1003.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks and population regulation. *Amer. Nat.* 132: 652-661.
- Ramos, A. A. y J. T. Bayle. 1990. Management of living resources in the Marine Reserve of Tabarca island (Alicante, Spain). *Bulletin Société Zoologique France* 114 (4): 41-48.
- Relini, M., G. Torchia y G. Relini. 1994a. Seasonal variation of fish assemblages in the Loano artificial reef (Ligurian sea, Northwestern Mediterranean). *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 401-417.
- Relini, G., N. Zamboni, F. Tixi y G. Torchia. 1994b. Patterns of sessile macrobenthos community development on an artificial reef in the Gulf of Genova (Northwestern Mediterranean). *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 745-773.
- Relini, G., M. Relini, G. Torchia, F. Tixi y C. Nigri. 1995. Coal ash tests in Loano artificial reef. *ECOSSET'95: Proc. Int. Conf. Ecol. Syst. Enhancement Tech. Aquat. Environ.*: 107-113.
- Sampaolo, A. y G. Relini. 1994. Coal ash for artificial habitats in Italy. *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 1277-1294.
- Savino, J. F. y R. A. Stein. 1989. Behavior of fish predators and their prey: habitat choice between open water and dense vegetation. *Environ. Biol. Fish.* 24 (4): 287-293.
- Shulman, M. J. 1984. Resource limitation and recruitment patterns in a coral reef assemblage. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 74: 85-109.
- Solonsky, A. C. 1985. Fish colonization and the effects of fishing activities on two artificial reefs in Monterey Bay, California. *Bulletin of Marine Science* 37 (1): 336-347.
- Spanier, E. 1997. Assessment of habitat selection behavior in macroorganisms on artificial reefs. En: *European artificial reef research*. A. C. Jensen (ed.): 323-336. Southampton Oceanography Centre. Southampton, Reino Unido.
- Underwood, A. J. 1997. *Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido: 504 pp.
- Walsh, W. J. 1985. Reef fish community dynamics on small artificial reefs: the influence of isolation, habitat structure and biogeography. *Bulletin of Marine Science* 36 (2): 357-376.
- Whitehead, P. J. P., M. L. Bauchot, J. C. Hureau, J. Nielsen y E. Tortonese. 1984. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Vol. I, II, III. Unesco. París, Francia.
- Zoffmann, C., A. A. Ramos y F. Rodríguez Varela. 1985. Datos preliminares oceanográficos y de contaminación en la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante). En: *La Reserva Marina de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante)*. A. A. Ramos (ed.): 95-110. Publicaciones de la Universidad de Alicante-Ayuntamiento de Alicante. Alicante, España.