

Ichthyofauna associated with *Cymodocea nodosa* meadows in the Canarian Archipelago (central eastern Atlantic): Community structure and nursery role

Ictiofauna asociada a las praderas de *Cymodocea nodosa* en las Islas Canarias (Atlántico centro oriental): Estructura de la comunidad y función de “guardería”

F Espino^{1*}, F Tuya^{1,2}, A Brito³, RJ Haroun¹

¹ Grupo de Investigación en Biodiversidad y Gestión Ambiental, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Campus de Tafira, 35017, Las Palmas de Gran Canaria, Gran Canaria, Islas Canarias, España.

² Laboratory of Coastal Diversity, CIIMAR, Rua dos Bragas 289, 450-123 Porto, Portugal.

³ Grupo de Investigación BIOECOMAC, Unidad de Ciencias Marinas, Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, 38206, La Laguna, Tenerife, Islas Canarias, España.

* Corresponding author. E-mail: fesprod@gobiernodecanarias.org

ABSTRACT. We carried out 84 trawls in 41 seagrass meadows composed of the phanerogam *Cymodocea nodosa* at three islands of the Canarian Archipelago, during June to September 2003, in order to describe the associated ichthyofauna (composition, richness, and abundance), to analyze the role that this habitat can play in fish recruitment, and to determine the potential relationship between the spatial structure of the seagrass meadow and the patterns of richness and abundance of the fish assemblage. A total of 8298 individuals were captured. The five most relevant species, in terms of abundance and frequency, were *Spondyliosoma cantharus*, *Diplodus annularis*, *Syngnathus typhle*, *Mullus surmuletus*, and *Pagellus erythrinus*. Gran Canaria had the largest species richness (36 species) and mean number of species per sample (8.69 ± 0.49 ; mean \pm SE). Lanzarote had the largest number of individuals (64.83% of the total registered) and mean total abundance per sample (168.39 ± 30.91). High densities of individuals were registered (95.86 ± 13.5) and 92.91% of fishes were juveniles. Our data showed that the physical configuration of the seagrass meadows did not significantly affect the patterns of richness and abundance of the associated fish assemblage. In conclusion, the *C. nodosa* meadows exhibited a singular ichthyofauna and they contribute to the maintenance of the diversity of the coastal fish assemblages in the Canarian Archipelago. This habitat constitutes, during spring and summer, a nursery habitat for juvenile fishes of many species, several of them commercially targeted.

Key words: community structure, nursery habitat, *Cymodocea nodosa*, seagrass meadows, Canarian Archipelago.

RESUMEN. Se realizaron 84 arrastres en 41 praderas marinas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* en tres islas del Archipiélago Canario, de junio a septiembre de 2003, con los objetivos de describir la ictiofauna (composición, riqueza y abundancia) asociada, analizar el papel que puede desempeñar esta comunidad como hábitat para el reclutamiento y la cría de peces, y determinar la posible relación entre la estructura espacial de la pradera y la riqueza y abundancia del poblamiento de peces. Se capturaron 8298 individuos. Las cinco especies más importantes, en términos de abundancia y frecuencia, fueron *Spondyliosoma cantharus*, *Diplodus annularis*, *Syngnathus typhle*, *Mullus surmuletus* y *Pagellus erythrinus*. Gran Canaria presentó la mayor riqueza (36 especies) y número medio de especies por muestra (8.69 ± 0.49 ; media \pm error estándar). Lanzarote presentó el mayor número de individuos (64.83% del total registrado) y abundancia total media por muestra (168.39 ± 30.91). Se registró una densidad alta de individuos (95.86 ± 13.5) y el 92.91% de los peces capturados fueron jóvenes. Nuestros datos mostraron que las diferencias en la estructura física de las praderas marinas no afectaron los patrones de riqueza y abundancia del poblamiento de peces. En conclusión, las praderas de *C. nodosa* en Canarias presentaron una ictiofauna característica, además contribuyen con el mantenimiento de la diversidad de la comunidad de peces litorales; en primavera y verano constituyen un hábitat de “guardería” para los jóvenes de diversas especies de peces, muchas de interés comercial.

Palabras clave: estructura de la comunidad, función de “guardería”, *Cymodocea nodosa*, praderas marinas, Archipiélago Canario.

INTRODUCTION

Marine phanerogam meadows act as ecological engineers (Wright and Jones 2006) because they influence physical, chemical, and ecological processes in the coastal areas where they occur. Among their multiple ecological functions

INTRODUCCIÓN

Las praderas de fanerógamas marinas actúan como “ingenieros ecológicos” (Wright y Jones 2006), ya que influyen en los procesos físicos, químicos y ecológicos de las zonas costeras donde se encuentran. Entre sus múltiples

(Constanza *et al.* 1997), of particular note are their high primary and secondary productivity (Hemminga and Duarte 2000) and contribution to the maintenance of biodiversity (Duarte and Gattuso 2008). Fishes constitute an important part of their biodiversity; numerous reports document high abundance and diversity of species (Gillanders 2006). This can be attributed to two main factors: the structural complexity that provides diverse habitats (Hindell *et al.* 2000) and the abundance of trophic resources (Bell and Pollard 1989). Seagrass meadows also provide ideal recruitment and nursery habitats for numerous coastal fish species (Pollard 1984, Hannan and Williams 1998). As a result of these services and functions, they have been included in global conservation legislation.

In the Canarian Archipelago, the seagrass *Cymodocea nodosa* forms meadows known as *sebadales* or *manchones* (Afonso-Carrillo and Gil-Rodríguez 1980, Aguilera *et al.* 1994). It is an endangered species in the archipelago as a result of the regression undergone by the populations in many coastal areas. Certain aspects of the Canarian marine phanerogam meadows have been addressed, including the geographical distribution, vegetative and reproductive phenology, genetics, associated epiphytic and invertebrate communities, etc. Few studies, however, have been conducted on the fish community and they mostly focus on the adult fraction (e.g., Mena *et al.* 1993; Polifrone *et al.* 2006; Tuya *et al.* 2005, 2006); moreover, all these studies used visual census survey methods.

In this report we analyze the ichthyofauna associated with *C. nodosa* meadows on a larger spatial scale (different islands and meadows). Evidence suggests that seagrass meadows act as nursery grounds for fish, but data for the Canary Islands supporting this hypothesis are scarce and were obtained solely by visual censuses. Hence, the objectives of this study were: (1) to describe the composition, richness, and abundance of the ichthyofauna associated with *C. nodosa* meadows at different islands and sites during the period of maximum development, using a sampling method (trawling) that allows the evaluation of the juvenile fraction and cryptic species; (2) to analyze the role that Canarian marine phanerogam meadows play in fish recruitment; and (3) to determine the potential relationship between the spatial structure of the meadow and the richness and abundance of the fish assemblage, at island and meadow levels. Our findings may help to significantly improve the management of this ecosystem in the Canarian Archipelago.

MATERIAL AND METHODS

Study area and period

We selected 41 meadows of the marine phanerogam *C. nodosa* in the eastern sector of the Canarian Archipelago, based on available information on the distribution of this species around the islands (Reyes *et al.* 1995a, Pavón-Salas

funciones ecológicas (Constanza *et al.* 1997), destacan su alta productividad primaria y secundaria (Hemminga y Duarte 2000), y su alta contribución al mantenimiento de la biodiversidad (Duarte y Gattuso 2008). Una parte importante de esta biodiversidad la constituyen los peces; son numerosos los trabajos que indican una alta abundancia y diversidad de especies (Gillanders 2006). Esto se debe a dos factores principales: la complejidad estructural, que provee de un mayor número de hábitats (Hindell *et al.* 2000), y la abundancia de recursos tróficos (Bell y Pollard 1989). Estas comunidades también forman un hábitat idóneo para el reclutamiento y la cría de numerosas especies de peces litorales (Pollard 1984, Hannan y Williams 1998). Todos estos servicios y funciones han supuesto su inclusión en distintas legislaciones de conservación de ámbito internacional.

En las Islas Canarias, *Cymodocea nodosa* forma praderas marinas conocidas como “sebadales” o “manchones” (Afonso-Carrillo y Gil-Rodríguez 1980, Aguilera *et al.* 1994). Se trata de una especie amenazada en el archipiélago debido a la regresión que han experimentado sus poblaciones en muchas áreas litorales. Determinados aspectos de las praderas de fanerógamas marinas de Canarias han sido objeto de estudio, tales como la distribución geográfica, fenología vegetativa y reproductora, genética, comunidad de epífitos e invertebrados asociados, etc. Sin embargo, los relativos a la comunidad de peces son escasos y han focalizado su atención en la fracción adulta (e.g., Mena *et al.* 1993; Polifrone *et al.* 2006; Tuya *et al.* 2005, 2006). Todos estos estudios aplicaron censos visuales como método de muestreo.

En este estudio se analiza la ictiofauna asociada a las praderas de *C. nodosa* a una escala espacial mayor (distintas islas y praderas). Existen diversas referencias que señalan a estas comunidades como zonas de cría para peces; sin embargo, los datos existentes en Canarias que avalen esta hipótesis son muy escasos y sólo proceden de la aplicación de los censos visuales. Por tanto, en este trabajo se plantearon los siguientes objetivos: (1) describir la composición, riqueza y abundancia de la ictiofauna asociada a las praderas de *C. nodosa* durante el periodo de su máximo desarrollo en distintas islas y localidades, utilizando un método de muestreo (arrastre) que permita valorar con garantías la fracción de jóvenes y las especies crípticas; (2) analizar el papel que pueden desempeñar las praderas de fanerógamas marinas del Archipiélago Canario como hábitat para el reclutamiento y la cría de peces; y (3) estudiar la posible relación entre la estructura espacial de la pradera y la riqueza y abundancia del poblamiento de peces, a nivel de islas y de praderas. Los resultados podrían contribuir a mejorar significativamente la gestión de este ecosistema en las Islas Canarias.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área y periodo de estudio

Se seleccionaron 41 praderas de la fanerógama marina *C. nodosa* en el sector oriental del Archipiélago Canario,

et al. 2000): 15 off Gran Canaria, 15 off Fuerteventura, and 11 off Lanzarote (fig. 1). Surveys were conducted in spring and summer (June to September) of 2003. During these seasons, marine phanerogam communities present the highest shoot densities, leaf heights, and biomass (Reyes *et al.* 1995a, 1995b; Tuya *et al.* 2006), and maximum values have been recorded for diverse descriptors (richness and abundance) of the associated fish assemblages (Polifrone *et al.* 2006, Tuya *et al.* 2006). During the spring-summer period, mean sea surface temperature in the eastern Canary Islands ranges from 21 to 22.5 °C and salinity from 36.3 to 36.7 (Navarro-Pérez and Barton 2001).

Sampling method

Fish were caught using a 6-m-long, 4-m-wide, 0.5-m-high beach seine net (trawl net) with a mesh size of 1 mm. The net was towed by divers in 25-m transects, covering an area of 100 m² per trawl (8400 m² total area); 26 samples were obtained at Gran Canaria, 27 at Fuerteventura, and 31 at Lanzarote ($n = 84$), with a mean of two replicates per meadow. The trawls were performed randomly between 5

con base en la información disponible sobre la distribución de esta especie en las islas (Reyes *et al.* 1995a, Pavón-Salas *et al.* 2000): 15 en Gran Canaria, 15 en Fuerteventura y 11 en Lanzarote (fig. 1). Los muestreos se efectuaron en primavera y verano (junio a septiembre) de 2003. En esta época, las comunidades de fanerógamas marinas presentan los mayores valores de densidad de pies, altura de hojas y biomasa (Reyes *et al.* 1995a, 1995b; Tuya *et al.* 2006), y valores máximos de diversos descriptores (riqueza y abundancia) de las comunidades de peces asociadas (Polifrone *et al.* 2006, Tuya *et al.* 2006). Durante el periodo primavera-verano, la temperatura media superficial del agua alrededor de las Islas Canarias orientales oscila entre 21 y 22.5 °C, y la salinidad entre 36.3 y 36.7 (Navarro-Pérez y Barton 2001).

Métodos de muestreo

Para capturar los peces se utilizó un chinchorro (red de arrastre) de 6 m de largo, 4 m de ancho y 0.5 m de alto, con luz de malla de 1 mm. Éste fue arrastrado por buceadores en transectos de 25 m, cubriendo un área de 100 m² por arrastre (8400 m² área total). Se obtuvieron 26 muestras en Gran Canaria, 27 en Fuerteventura y 31 en Lanzarote ($n = 84$), con una media de dos réplicas por pradera. Los arrastres se ejecutaron al azar entre 5 y 15 m de profundidad, entre las 10:00 y las 15:00 horas. Esta técnica permite la captura de individuos pequeños con escasa capacidad de natación que se refugian en la bóveda de la pradera, así como especies bentónicas de mayor tamaño. Sin embargo, la mayoría de los individuos de especies pelágicas y adultos de las epibentónicas escapan de este arte de pesca. Los chinchorros se consideran apropiados para capturar peces pequeños (<100 mm longitud total) (Rozas y Minello 1997); los de pequeño tamaño, como el utilizado en este trabajo, han demostrado ser efectivos en el muestreo de peces pequeños y especialmente en praderas marinas someras (Guest *et al.* 2003). Los peces capturados se contaron e identificaron hasta el nivel de especie según Fischer *et al.* (1981), Whitehead *et al.* (1986) y Brito *et al.* (2002); posteriormente, se midió su longitud total (LT \pm 1 mm) y se clasificaron en cinco clases de talla: c1, 0–5 cm; c2, 5–10 cm; c3, 10–15 cm; c4, 15–20 cm; y c5, >20 cm. También, se distinguió entre jóvenes, los ejemplares con escamas ya formadas y que no han alcanzado la talla mínima de primera madurez sexual (TPMm, talla por debajo de la cual es poco probable encontrar individuos maduros), y adultos, aquellos que alcanzan y superan dicha talla (Dulcic *et al.* 1997). Para esto, se empleó la información disponible para cada especie en Canarias, pero cuando esto no fue posible, se utilizó información de las regiones más próximas o de especies similares (apéndice 1). En el caso de *Coris julis*, el patrón de coloración de los individuos sirvió para clasificarlos. Para analizar el grupo de edad de los ejemplares de las especies más abundantes (excepto *Syngnathus typhle*), se consideraron, preferentemente, los trabajos sobre la relación de talla-edad efectuados en Canarias (apéndice 1). Para

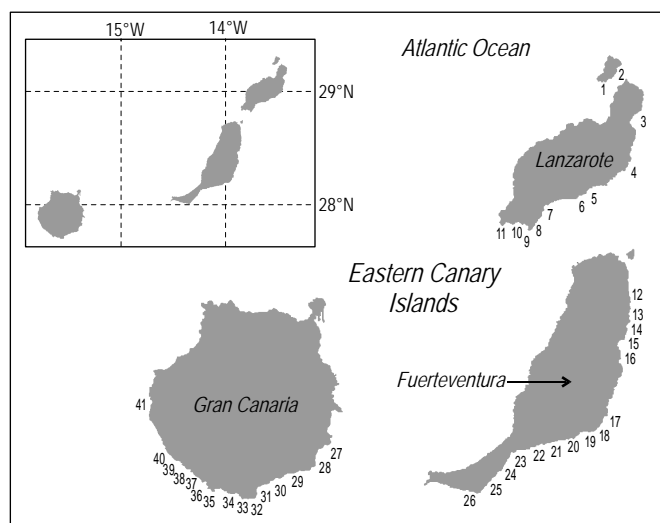


Figure 1. Map of the three eastern Canary Islands showing the location of the *Cymodocea nodosa* meadows surveyed (numbers).

Figura 1. Mapa de las tres Islas Canarias orientales con la localización de las praderas de *Cymodocea nodosa* estudiadas (números).

1. Franceses, 2. Caleta Sebo, 3. Punta Mujeres, 4. Ancones, 5. Guacimeta, 6. Los Pocillos, 7. Playa Quemada, 8. La Juradita, 9. Papagayo, 10. Playa Blanca, 11. La Mulata, 12. Corralejo, 13. El Jablito, 14. Puerto Lajas, 15. Puerto Rosario, 16. Playa Blanca, 17. Gran Valle, 18. La Entallada, 19. Las Playitas, 20. Gran Tarajal, 21. Giniginamar, 22. La Lajita, 23. Costa Calma, 24. Risco del Paso, 25. Esquinzo, 26. Morro Jable, 27. Arinaga, 28. Formas, 29. El Cardón, 30. El Cochino, 31. El Inglés, 32. Maspalomas, 33. Meloneras, 34. Pasito Blanco, 35. Marañuelas, 36. Balito, 37. Puerto Rico, 38. Amadores, 39. Taurito, 40. Veneguera, 41. Güi-Güi.

and 15 m depth, between 10:00 and 15:00 hours. This method allows capturing small individuals that have little swimming ability and seek refuge in the canopy of the meadow, as well as larger-sized benthic species. Nonetheless, most pelagic individuals and epibenthic adults escape from the fishing gear. Beach seine nets are considered appropriate for catching small (<100 mm total length) fish (Rozas and Minello 1997), and those of small size, such as that employed in this study, have proven to be effective in capturing small fish, especially in shallow marine meadows (Guest *et al.* 2003). All captured fish were first counted and identified to species according to Fischer *et al.* (1981), Whitehead *et al.* (1986), and Brito *et al.* (2002), and then measured for total length (TL \pm 1 mm) and classified into five size classes: c1, 0–5 cm; c2, 5–10 cm; c3, 10–15 cm; c4, 15–20 cm; and c5, >20 cm. They were also classified into juveniles and adults: specimens with scales already formed and that had not yet attained the minimum size at first maturity (SFM, size below which it is unlikely to find mature individuals) were considered juveniles, while those that had attained and exceeded that size were considered adults (Dulcic *et al.* 1997). For this, information available for each species in the Canarian Archipelago was used, but when this was not possible, information from nearby regions or for similar species was used (appendix 1). In the case of *Coris julis*, the color pattern of the individuals served to classify them. To analyze the age group of the specimens of the most abundant species (except *Syngnathus typhle*), studies of size-age relationships conducted in the Canarian Archipelago were preferably considered (appendix 1). The spatial organization of the community was characterized according to the classification used by Brito *et al.* (2002) for Canarian fish species and that used by Tuya *et al.* (2004) for trophic groups.

To estimate the potential effect of the spatial structure of the meadow on the richness and abundance patterns of the fish assemblage, we quantified the two structural elements typically used: shoot density and leaf height. Both parameters have proven to be efficient descriptors of Canarian *C. nodosa* meadows (Reyes *et al.* 1995a, Barberá *et al.* 2005). For the density estimation, we counted the plant shoots within a 25 \times 25 cm quadrat ($n = 10$); this density was then converted to square meters. For the height estimation, we measured the length of the oldest leaf per shoot ($n = 30$). Plant coverage was 100% at each trawled site.

Statistical analysis

Richness (S), the Shannon-Wiener diversity index (H'), and Pielou's evenness index (J') were calculated for each island and meadow. To test for differences in the multivariate structure of the fish assemblage among the three islands, the non-parametric multivariate analysis of similarity (ANOSIM) was used (Clarke 1993). The island richness and abundance patterns were compared using the Mann-Whitney U test, since total abundance did not follow a

caracterizar la organización espacial de la comunidad, se siguió la clasificación hecha por Brito *et al.* (2002) para las especies de peces de Canarias y la empleada por Tuya *et al.* (2004) para los grupos tróficos.

Para estimar el posible efecto de la estructura espacial de la pradera sobre los patrones de riqueza y abundancia del poblamiento de peces, se cuantificaron los dos elementos estructurales típicamente empleados: la densidad de pies y altura de las hojas. Ambos parámetros se han mostrado como descriptores eficientes de praderas de *C. nodosa* en el Archipiélago Canario (Reyes *et al.* 1995a, Barberá *et al.* 2005). Para estimar la densidad, se contaron los pies de planta en el interior de un cuadrado de 25 \times 25 cm ($n = 10$); posteriormente, esta densidad se convirtió a metros cuadrados. Se midió la longitud de la hoja más vieja en cada pie ($n = 30$) para estimar la altura del estrato foliar. La cobertura de las plantas fue del 100% en cada punto de arrastre.

Análisis estadístico

Se calcularon la riqueza (S), el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el índice de Pielou o equitatividad (J') para cada isla y pradera. Para comprobar las diferencias en la estructura multivariante del poblamiento íctico entre las tres islas, se empleó la rutina multivariante no paramétrica de análisis de similitud (ANOSIM, Clarke 1993). Los patrones de riqueza y abundancia entre islas se compararon empleando la prueba U de Mann-Whitney, ya que la abundancia total no siguió un patrón de distribución normal. Se empleó esta misma prueba para comparar las variables estructurales y las de la comunidad íctica de dos grupos de praderas de Fuerteventura (FV): las situadas al noreste y este (FV1: 12 a 18, ver fig. 1) vs las situadas al sureste y sur (FV2: 19 a 26), excluyendo la pradera de Puerto Lajas (14) debido a que presentó valores medios fuera de lo normal para las praderas canarias. Finalmente, se emplearon modelos de regresión múltiple para detectar la posible relación entre la estructura física de las praderas (densidad de pies y altura de hojas) y la riqueza y abundancia de la comunidad íctica.

RESULTADOS

Composición y estructura de la comunidad íctica

El número total de individuos capturados fue de 8298, de los cuales 8052 fueron identificados hasta el nivel de especie. Se registraron 21 familias (2 de condriictios y 19 de osteictios), 34 géneros (2 de condriictios y 32 de osteictios) y 42 especies (2 de condriictios y 40 de osteictios) (tabla 1). La familia más representativa fue Sparidae, ya que presentó la mayor riqueza y abundancia de individuos (10 especies y 75.5% de individuos), seguida de Labridae (5 y 2.5%), Syngnathidae (3 y 9%) y Mullidae (1 y 7.5%). Las especies más importantes, en términos de abundancia y frecuencia, fueron: *Spondyllosoma cantharus* (con el 36.5% de los

normal distribution pattern. The same test was also used to compare the structural variables and those of the fish community of two groups of meadows off Fuerteventura (FV): those located to the northeast and east (FV1: 12 to 18, see fig. 1) vs those located to the southeast and south (FV2: 19 to 26), excluding the meadow at Puerto Lajas (14) because the mean values deviated from normality for Canarian meadows. Finally, multiple regression models were used to detect the potential relationship between the physical structure of the meadows (shoot density and leaf height) and the richness and abundance patterns of the fish community.

RESULTS

Composition and structure of the fish community

A total of 8298 individuals were caught, 8052 of which were identified to species. We registered 21 families (2 chondrichthyans and 19 osteichthyans), 34 genera (2 chondrichthyans and 32 osteichthyans), and 42 species (2 chondrichthyans and 40 osteichthyans) (table 1). The most representative family was Sparidae, which presented the highest species richness and abundance of individuals (10 species and 75.5% of individuals), followed by Labridae (5 and 2.5%), Syngnathidae (3 and 9%), and Mullidae (1 and 7.5%). The most important species, in terms of abundance and frequency, were *Spondylisoma cantharus* (with 36.5% of individuals and 64.3% of frequency in the samples), *Diplodus annularis* (31.9% and 66.7%), *Syngnathus typhle* (8.1% and 89.3%), *Mullus surmuletus* (7.5% and 57.2%), *Pagellus erythrinus* (2.6% and 9.6%), *Atherina* aff. *presbyter* (2.4% and 1.2%), *Diplodus vulgaris* (2.1% and 25%), *Symphodus trutta* (1.9% and 29.8%), *Pagellus acarne* (1.2% and 8.3%), and *Sparisoma cretense* (0.95% and 28.6%). These 10 species represent 94.7% of the total number of individuals caught. According to Franquet and Brito (1995), 66.7% of all the species registered are targeted commercially.

These results elevate the number of species recorded for the area; hence, considering the existing data, the ichthyofauna comprises 62 species (3 chondrichthyans and 59 osteichthyans), belonging to 50 genera (3 chondrichthyans and 47 osteichthyans) and 31 families (3 chondrichthyans and 28 osteichthyans). The species showed five types of spatial distribution. The demersal species dominated (67%) and were separated into two groups: coastal demersal species (33%), with a distribution range of 0–50 m (e.g., *D. annularis*), and demersal species (34%), with a distribution exceeding 50 m (e.g., *Dasyatis pastinaca*). They were followed by benthic species (21%; e.g., *Bothus podas*), benthopelagic species (10%; e.g., *S. cantharus*), and coastal pelagic species (2%; e.g., *A. aff. presbyter*). Five trophic groups were also detected: carnivores that eat macroinvertebrates dominated the community (36%; e.g., *M. surmuletus*), followed by carnivores that eat macroinvertebrates and fish (31%; e.g., *Dentex dentex*), carnivores that eat

individuos y 64.3% de frecuencia en las muestras), *Diplodus annularis* (31.9% y 66.7%), *Syngnathus typhle* (8.1% y 89.3%), *Mullus surmuletus* (7.5% y 57.2%), *Pagellus erythrinus* (2.6% y 9.6%), *Atherina* aff. *presbyter* (2.4% y 1.2%), *Diplodus vulgaris* (2.1% y 25%), *Symphodus trutta* (1.9% y 29.8%), *Pagellus acarne* (1.2% y 8.3%) y *Sparisoma cretense* (0.95% y 28.6%). Estas 10 especies representan el 94.7% del total de individuos capturados. El 66.7% de las especies registradas tiene interés pesquero de acuerdo con Franquet y Brito (1995).

Estos resultados incrementan el número de especies registradas en el área, de forma que, teniendo en cuenta los datos existentes, esta ictiofauna comprende 62 especies (3 de condricios y 59 de osteictios), agrupadas en 50 géneros (3 de condricios y 47 de osteictios) y 31 familias (3 de condricios y 28 de osteictios). Se observaron especies pertenecientes a cinco categorías de distribución espacial. Las especies demersales dominaron (67%) y se distinguieron dos grupos: las demersales litorales (33%), con un intervalo de distribución entre 0 y 50 m (e.g., *D. annularis*), y las demersales (34%), con distribución superior a los 50 m (e.g., *Dasyatis pastinaca*). Seguidamente, se encuentran las especies bentónicas (21%; e.g., *Bothus podas*), las bentopelágicas (10%; e.g., *S. cantharus*) y, en último lugar, las especies pelágicas litorales (2%; e.g., *A. aff. presbyter*). De igual forma, los grupos tróficos detectados fueron cinco: los carnívoros de macroinvertebrados dominaron la comunidad (36%; e.g., *M. surmuletus*), seguidos de los carnívoros de macroinvertebrados y peces (31%; e.g., *Dentex dentex*), los carnívoros de microinvertebrados (21%; e.g., *S. typhle*), los omnívoros (7%; e.g., *D. annularis*) y los planctófagos (5%; e.g., *Boops boops*). Para el conjunto de las muestras, el número de individuos por arrastre fue de 95.86 ± 13.5 (media \pm error estándar [EE]), oscilando entre 585 y 0. El número medio de especies por arrastre fue de 6.3 ± 0.33 , con un mínimo de 0 y máximo de 16. El valor medio del índice de Shannon-Wiener (H') fue de 1.07 ± 0.05 , variando entre 2.18 y 0, y el del índice de Pielou (J') de 0.64 ± 0.02 .

Diferencias entre islas y praderas

A nivel de estructura de la comunidad (composición y abundancia de las especies), los poblamientos de Gran Canaria y Lanzarote fueron bastante similares (ANOSIM, $R = 0.09$), mientras que los de Fuerteventura difirieron, en mayor medida, de los de Gran Canaria y Lanzarote ($R = 0.24$ y $R = 0.25$, respectivamente). De las 21 familias registradas, Gran Canaria y Lanzarote presentaron 16 y Fuerteventura 12; nueve familias fueron comunes a las tres islas (Bothidae, Gobiidae, Labridae, Mullidae, Scaridae, Sparidae, Syngnathidae, Synodontidae y Tetraodontidae). Gran Canaria presentó la mayor riqueza (36 especies) y número medio de especies por muestra (8.69 ± 0.49), seguida de Lanzarote (29 especies y 6.1 ± 0.41) y Fuerteventura (25 especies y 4.19 ± 0.44) (fig. 2). La riqueza de especies fue inferior

Table 1. Fish species, listed by family, observed in *Cymodocea nodosa* meadows off three Canary Islands between June and September 2003. F, frequency of occurrence (%); A, abundance (number of individuals per 100 m², mean ± SE); TL, total length (cm, mean ± SE); Lmin, minimum length (cm); Lmax, maximum length (cm); *, commercially targeted.

Tabla 1. Lista de especies de peces, ordenada por familias, registradas en las praderas de *Cymodocea nodosa* de tres Islas Canarias de junio a septiembre de 2003. F, frecuencia de aparición (%); A, abundancia (número de individuos por 100 m², media ± error estándar); TL, longitud total (cm, media ± error estándar); Lmin, longitud mínima (cm); Lmax, longitud máxima (cm); *, de interés comercial.

Family	Species	F	A	TL	Lmin	Lmax
Atherinidae	<i>Atherina</i> aff. <i>presbyter</i> *	1.19	2.30 ± 0.01	2.16 ± 0.01	1.6	3.5
Aulostomidae	<i>Aulostomus strigosus</i>	1.19	0.01 ± 2.30	49.00 ± 0.00	49.0	49.0
Bothidae	<i>Bothus podas</i> *	13.10	0.26 ± 0.01	9.36 ± 0.24	4.8	13.0
Dasyatidae	<i>Dasyatis pastinaca</i> *	2.38	0.02 ± 0.15	35.00 ± 0.77	30.0	40.0
Gobiesocidae	<i>Opeatogenys cadenati</i>	1.19	0.02 ± 0.09	1.00 ± 0.00	1.0	1.0
Gobiidae	<i>Gobius niger</i>	16.67	0.60 ± 0.03	4.03 ± 0.20	1.9	8.7
Haemulidae	<i>Parapristipoma octolineatum</i> *	1.19	0.07 ± 0.04	7.43 ± 0.06	6.9	8.1
	<i>Pomadasyus incisus</i> *	1.19	0.01 ± 0.02	11.00 ± 0.00	11.0	11.0
Labridae	<i>Coris julis</i>	5.95	0.08 ± 0.14	7.96 ± 0.48	1.5	14.0
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	3.57	0.08 ± 8.73	3.00 ± 0.13	1.7	5.1
	<i>Symphodus trutta</i> *	29.76	1.90 ± 0.61	6.29 ± 0.31	1.0	13.5
	<i>Thalassoma pavo</i> *	2.38	0.04 ± 0.21	15.30 ± 0.32	13.3	18.6
	<i>Xyrichtys novacula</i> *	17.86	0.24 ± 0.01	13.70 ± 0.28	10.2	19.0
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i> *	22.62	0.37 ± 1.48	5.20 ± 0.31	1.0	10.3
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i> *	57.14	7.10 ± 0.02	6.03 ± 0.20	2.3	14.7
Ophichthidae	<i>Myrichthys pardalis</i>	1.19	0.02 ± 0.11	47.50 ± 0.39	45.0	50.0
Pomacentridae	<i>Abudefduf luridus</i>	1.19	0.01 ± 0.02	6.00 ± 0.00	6.0	6.0
Scaridae	<i>Sparisoma cretense</i> *	28.57	0.90 ± 0.02	8.16 ± 0.43	1.0	17.2
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>	1.19	0.01 ± 0.69	15.00 ± 0.00	15.0	15.0
	<i>Scorpaena porcus</i> *	5.95	0.06 ± 1.96	22.20 ± 0.40	18.0	28.0
Serranidae	<i>Serranus atricauda</i> *	3.57	0.04 ± 0.30	12.23 ± 0.26	10.8	15.0
	<i>Serranus cabrilla</i> *	5.95	0.07 ± 0.07	11.67 ± 0.45	6.5	15.5
	<i>Serranus scriba</i> *	7.14	0.08 ± 0.01	12.80 ± 0.29	8.0	15.7
Sparidae	<i>Boops boops</i> *	4.76	0.23 ± 0.01	8.05 ± 0.10	6.6	9.6
	<i>Dentex dentex</i> *	13.10	0.37 ± 0.03	5.78 ± 0.32	2.3	13.2
	<i>Diplodus annularis</i> *	66.67	30.49 ± 0.02	3.00 ± 0.22	1.0	15.0
	<i>Diplodus vulgaris</i> *	25.00	2.00 ± 0.03	7.25 ± 0.14	2.5	10.1
	<i>Lithognathus mormyrus</i> *	1.19	0.01 ± 0.03	12.00 ± 0.00	12.0	12.0
	<i>Oblada melanura</i> *	2.38	0.02 ± 0.28	1.60 ± 0.09	1.0	2.2
	<i>Pagellus acarne</i> *	8.33	1.06 ± 0.07	7.01 ± 0.17	3.0	13.1
	<i>Pagellus erythrinus</i> *	9.52	2.42 ± 7.53	4.96 ± 0.10	3.1	11.0
	<i>Pagrus pagrus</i> *	15.48	0.80 ± 0.01	8.54 ± 0.15	4.3	13.0
	<i>Spondyliosoma cantharus</i> *	64.29	34.90 ± 0.11	5.13 ± 0.15	1.5	12.2
Squatinae	<i>Squatina squatina</i> *	1.19	0.01 ± 0.06	24.30 ± 0.00	24.3	24.3
Syngnathidae	<i>Nerophis ophidion</i>	32.14	0.56 ± 0.55	16.61 ± 0.38	1.9	22.0
	<i>Syngnathus acus</i>	17.86	0.27 ± 0.08	9.55 ± 0.72	2.1	21.0
	<i>Syngnathus typhle</i>	89.29	7.70 ± 0.87	8.15 ± 0.51	1.9	24.9
Synodontidae	<i>Synodus saurus</i> *	11.90	0.23 ± 0.09	14.29 ± 1.00	2.0	28.5
	<i>Synodus synodus</i> *	5.95	0.11 ± 0.06	15.73 ± 0.34	12.4	21.0
Tetraodontidae	<i>Canthigaster capistrata</i>	2.38	0.04 ± 0.03	8.90 ± 0.31	6.2	11.9
	<i>Sphoeroides marmoratus</i>	26.19	0.32 ± 0.01	9.63 ± 0.55	1.3	17.0
Uranoscopidae	<i>Uranoscopus scaber</i>	1.19	0.01 ± 0.06	33.50 ± 0.00	33.5	33.5

microinvertebrates (21%; e.g., *S. typhle*), omnivores (7%; e.g., *D. annularis*), and plankton eaters (5%; e.g., *Boops boops*). For the overall sample, the number of individuals per trawl was 95.86 ± 13.5 (mean \pm SE), ranging from 585 to 0. The mean number of species per trawl was 6.3 ± 0.33 , with a minimum of 0 and maximum of 16. The mean value of the Shannon-Wiener index (H') was 1.07 ± 0.05 , ranging from 2.18 to 0, and of the Pielou index (J'), 0.64 ± 0.02 .

Differences among islands and meadows

Regarding the community structure (species composition and abundance), the Gran Canaria and Lanzarote assemblages were quite similar (ANOSIM, $R = 0.09$), while the Fuerteventura assemblage differed from those of Gran Canaria and Lanzarote ($R = 0.24$ and $R = 0.25$, respectively). Of the 21 families recorded, 16 were observed at Gran Canaria and Lanzarote and 12 at Fuerteventura, while nine were common to the three islands (Bothidae, Gobiidae, Labridae, Mullidae, Scaridae, Sparidae, Syngnathidae, Synodontidae, and Tetraodontidae). Gran Canaria showed the highest richness (36 species) and mean number of species per sample (8.69 ± 0.49), followed by Lanzarote (29 species and 6.1 ± 0.41) and Fuerteventura (25 species and 4.19 ± 0.44) (fig. 2). Species richness was lower for Fuerteventura relative to the other two islands ($P = 0.007$ and $P = 0.0027$) (table 2). Of all the species recorded, 19 were found off all three islands; four only off Lanzarote (*Squatina squatina*, *Myrichthys pardalis*, *A. aff. presbyter*, *Uranoscopus scaber*); five only off Gran Canaria (*Abudefduf luridus*, *Aulostomus strigosus*, *Pomadasys incisus*, *Parapristipoma octolineatum*, *Opeatogenys cadenati*); and one only off Fuerteventura (*Lithognathus mormyrus*). Lanzarote had the highest number of individuals (64.83%) and mean number of individuals per sample (168.39 ± 30.91), followed by Gran Canaria (25.89% and 80.2 ± 8.6) and Fuerteventura (9.28% and 27.67 ± 5.77) (fig. 3). The total abundance recorded for Fuerteventura was lower than that of the other two islands ($P = 0.0004$ and $P = 0.001$) (table 2). Of the ten most abundant species off each island, four were shared by all three (*S. cantharus*, *D. annularis*, *M. surmuletus*, and *S. typhle*). The Shannon-Wiener diversity index (H') showed that Gran Canaria (1.36) was the island with highest diversity, followed by Lanzarote (1.04) and Fuerteventura (0.96); in this case, Gran Canaria showed differences relative to the other two ($P = 0.008$ and $P = 0.025$). The Pielou index (J') revealed that Fuerteventura (0.68) was the island with highest evenness, followed by Gran Canaria (0.66) and Lanzarote (0.59), even though differences were not found. Finally, regarding the structural parameters, shoot density was similar for all three islands, whereas leaf height at Lanzarote showed differences relative to the other two ($P = 0.0004$ and $P = 0.0002$) (table 2).

Fish abundance values at meadow level showed high variability, from 418 ± 167 (mean \pm SE) to 0 individuals, while mean abundance for all meadows combined was 82.32 ± 13.54 individuals 100 m^{-2} . Mean species richness

en Fuerteventura en comparación con las otras dos islas ($P = 0.007$ y $P = 0.0027$) (tabla 2). Del total de especies registradas, 19 aparecieron en las tres islas; cuatro sólo en Lanzarote (*Squatina squatina*, *Myrichthys pardalis*, *A. aff. presbyter*, *Uranoscopus scaber*); cinco sólo en Gran Canaria (*Abudefduf luridus*, *Aulostomus strigosus*, *Pomadasys incisus*, *Parapristipoma octolineatum*, *Opeatogenys cadenati*); y una en Fuerteventura (*Lithognathus mormyrus*). En Lanzarote se registró el mayor número de individuos (64.83%) y número medio de individuos por muestra (168.39 ± 30.91), seguido de Gran Canaria (25.89% y 80.2 ± 8.6) y Fuerteventura (9.28% y 27.67 ± 5.77) (fig. 3). La abundancia total registrada en Fuerteventura fue inferior a la de las otras islas ($P = 0.0004$ y $P = 0.001$) (tabla 2). De las 10 especies más abundantes en cada isla, cuatro son compartidas por las tres (*S. cantharus*, *D. annularis*, *M. surmuletus* y *S. typhle*). El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') refleja que Gran Canaria (1.36) fue la isla con mayor diversidad, seguida de Lanzarote (1.04) y Fuerteventura (0.96); en este caso fue Gran Canaria la que mostró diferencias respecto a las demás ($P = 0.008$ y $P = 0.025$). El índice de Pielou (J') mostró que Fuerteventura (0.68) fue la isla con mayor equitatividad, seguida de Gran Canaria (0.66) y Lanzarote (0.59), si bien no se encontraron diferencias. Finalmente, para los parámetros estructurales, la densidad de pies fue similar en todas las islas, mientras que la altura de hojas en Lanzarote presentó diferencias con respecto a las otras dos ($P = 0.0004$ y $P = 0.0002$) (tabla 2).

Los valores de abundancia de peces a nivel de pradera mostraron una variabilidad alta, desde 418 ± 167 (media \pm

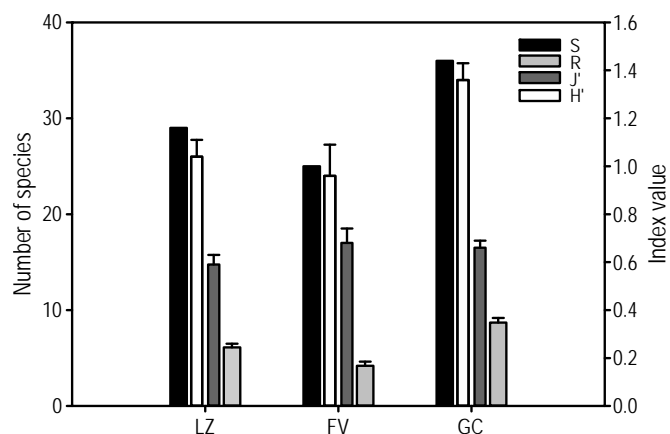


Figure 2. Richness and diversity of the fish community associated with the *Cymodocea nodosa* meadows off Lanzarote (LZ), Fuerteventura (FV), and Gran Canaria (GC): S, richness (total number of species); R, mean richness per census (mean \pm SE); H' , Shannon-Wiener index (mean \pm SE); J' , Pielou index (mean \pm SE). **Figura 2.** Riqueza y diversidad de la comunidad íctica en praderas marinas de *Cymodocea nodosa* de Lanzarote (LZ), Fuerteventura (FV) y Gran Canaria (GC). S, riqueza (número total de especies); R, riqueza media por censo (media \pm error estándar [EE]); H' , índice de Shannon-Wiener (media \pm EE); J' , índice de Pielou (media \pm EE).

Table 2. Results of the Mann-Whitney U test for the comparison between islands: A, abundance; S, richness; R, mean richness per census; H', Shannon-Wiener index; J', Pielou index; SD, shoot density; LH, leaf height; U, statistic value; P, significance level; LZ, Lanzarote; FV, Fuerteventura; GC, Gran Canaria.

Tabla 2. Resultados de la prueba U de Mann-Whitney para la comparación entre islas: A, abundancia; S, riqueza; R, riqueza media por censo; H', índice de Shannon-Wiener; J', índice de Pielou; SD, densidad de pies; LH, altura de hojas; U, valor del estadístico; P, nivel de significación; LZ, Lanzarote; FV, Fuerteventura; GC, Gran Canaria.

	A		S		R		H'		J'		SD		LH	
	U	P	U	P	U	P	U	P	U	P	U	P	U	P
LZ vs FV	14.0	0.0004	30.5	0.0070	38.5	0.0230	68.0	0.4600	118.0	0.0600	62.0	0.4200	142.0	0.0004
LZ vs GC	53.0	0.1320	97.0	0.4650	132.5	0.0090	133.5	0.0080	101.0	0.3400	67.0	0.4300	164.0	0.0002
FV vs GC	188.0	0.0010	185.0	0.0027	203.5	0.0001	167.0	0.0250	86.0	0.2800	114.0	0.7100	150.0	0.0520

was 8.9 ± 4.42 , with a maximum of 21 and minimum of 0. The mean number of species was 6.33 ± 0.76 , ranging from 14 ± 2 to 0. The mean value of the Shannon-Wiener index (H') was 1.13 ± 0.06 , ranging from 1.93 to 0. The mean value of the Pielou index (J') was 0.65 ± 0.03 , ranging from 0.92 to 0. Multiple regression models showed that the differences in the physical structure, quantified based on shoot density and leaf height, did not affect the richness and abundance patterns ($P > 0.05$, in all cases). At Fuerteventura, differences were observed in the abundance patterns between the FV1 and FV2 meadows ($P = 0.023$), whereas differences in richness were not found ($P = 0.24$). A comparison of the structural

EE) hasta 0 individuos, mientras que la abundancia media para el conjunto de praderas fue de 82.32 ± 13.54 individuos 100 m^{-2} . La riqueza media fue de 8.9 ± 4.42 , con un máximo de 21 y mínimo de 0. El número medio de especies fue de 6.33 ± 0.76 , oscilando entre 14 ± 2 y 0. El valor medio del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') fue de 1.13 ± 0.06 , variando entre 1.93 y 0. El valor medio del índice de Pielou (J') fue 0.65 ± 0.03 , con valores entre 0.92 y 0. Los modelos de regresión múltiple indicaron que las diferencias en la estructura física, cuantificada a través de la densidad de pies y la altura de hojas, no afectaron los patrones de riqueza y abundancia ($P > 0.05$, en todos los casos). En Fuerteventura se observó una diferencia en los patrones de abundancia entre las praderas del grupo FV1 y las del grupo FV2 ($P = 0.023$), mientras que para la riqueza no se observaron diferencias ($P = 0.24$). La comparación entre los parámetros estructurales de estos dos grupos mostró diferencias para la densidad de pies ($P = 0.016$), pero no para la altura de las hojas ($P = 0.137$) (tabla 3).

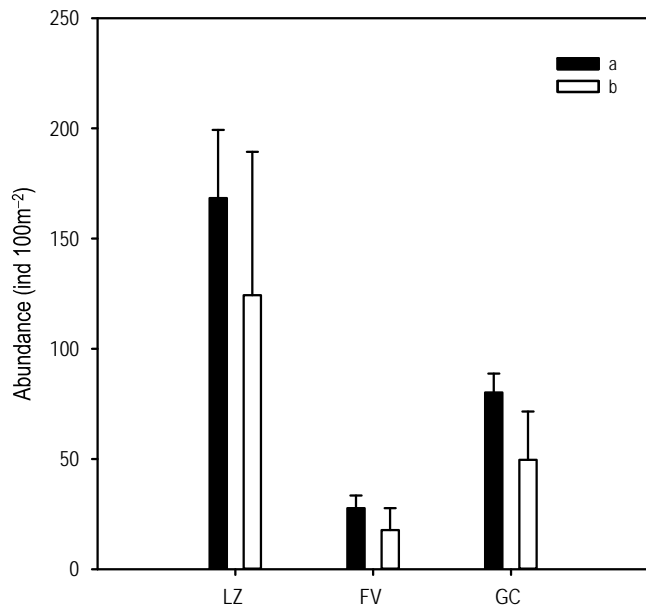


Figure 3. Abundance of the fish community associated with the *Cymodocea nodosa* meadows off Lanzarote (LZ), Fuerteventura (FV), and Gran Canaria (GC): a, number of individuals per 100 m^2 (mean + SE); b, number of individuals per species (mean + SE).

Figura 3. Abundancia de la comunidad íctica en praderas marinas de *Cymodocea nodosa* de Lanzarote (LZ), Fuerteventura (FV) y Gran Canaria (GC): a, número de individuos por 100 m^2 (media + error estándar); b, número de individuos por especie (media + error estándar).

Análisis de tallas y función de “guardería”

La talla media registrada para el conjunto de individuos fue de 5.05 ± 0.03 (media \pm EE), oscilando entre 1 y 50 cm. La distribución de individuos en las cinco clases establecidas fue de 63.83% (c1), 30.28% (c2), 4.08% (c3), 1.45% (c4) y 0.37% (c5). El 94.11% de los individuos midió menos que 10 cm y en el caso de especies de interés comercial, este porcentaje aumentó hasta un 97.65%. La clasificación entre jóvenes y adultos según la TPMm de cada especie mostró que el 92.91% de los individuos fueron jóvenes (apéndice 1), pero este porcentaje se incrementó a 98.48% en el caso de especies de interés comercial. De las 42 especies registradas en este estudio, 30 presentaron individuos jóvenes. De las 10 especies con mayor abundancia, 9 presentaron un porcentaje de individuos jóvenes $> 90\%$. De hecho, las distribuciones de tallas de estas especies mostraron un predominio de las tallas pequeñas; sólo *S. typhle* presentó un porcentaje mayor de adultos que de jóvenes y una distribución de tallas más homogénea (fig. 4). Del análisis de la relación talla-edad de las especies numéricamente importantes (excepto *S. typhle*)

parameters of these two groups showed differences in shoot density ($P = 0.016$) but not in leaf height ($P = 0.137$) (table 3).

Analysis of size and nursery role

The mean size recorded for all individuals combined was 5.05 ± 0.03 (mean \pm SE), ranging from 1 to 50 cm. The distribution of individuals in the five classes established was 63.83% (c1), 30.28% (c2), 4.08% (c3), 1.45% (c4), and 0.37% (c5). In general, 94.11% of all the individuals measured less than 10 cm and in the case of species of commercial interest, this value increased to 97.65%. The classification of juveniles and adults according to the SFM of each species showed that 92.91% of the individuals were juveniles (appendix 1), but 98.48% in the case of species of commercial interest. Of the 42 species registered, 30 had juvenile individuals. Nine of the 10 most abundant species had >90% of juvenile individuals. In fact, the size distributions of these species showed a predominance of small sizes; only *S. typhle* had a higher percentage of adults than of juveniles and a more homogeneous size distribution (fig. 4). Analysis of the size-age relationship of the numerically important species (except *S. typhle*) showed that most individuals belong to age class 0. The percentage of individuals in this age class per species was: *S. cantharus*, 99.76%; *D. annularis*, 98.67%; *D. vulgaris*, 100%; *M. surmuletus*, 100%; *S. trutta*, 86.87%; *S. cretense*, 98.68%; *P. erythrinus*, 100%; *P. acarne*, 98.88%; and *A. aff. presbyter*, 100%. The cohorts of these species are characterized by the predominance of one or two sizes, except *S. trutta* and *S. cretense* (fig. 4). In addition to these species, *D. pastinaca*, *P. octolineatum*, *P. incisus*, *Serranus atricauda*, *Serranus scriba*, *B. boops*, *D. dentex*, *L. mormyrus*, *Oblada melanura*, *Pagrus pagrus*, and *S. squatina*, though not abundant, showed a percentage of juveniles of 100%, while *Stephanolepis hispidus* had 93.55%, and *B. podas* and *Serranus cabrilla*, 50% (appendix 1).

DISCUSSION

Composition and structure of the fish community

Our findings show that the Canarian *C. nodosa* meadows exhibit a distinctive ichthyofauna, dominated by a few

se desprende que la mayoría de los individuos pertenecen a la clase de edad 0. Los porcentajes de individuos de esta clase de edad por especie fueron los siguientes: *S. cantharus*, 99.76%; *D. annularis*, 98.67%; *D. vulgaris*, 100%; *M. surmuletus*, 100%; *S. trutta*, 86.87%; *S. cretense*, 98.68%; *P. erythrinus*, 100%; *P. acarne*, 98.88%; y *A. aff. presbyter*, 100%. Las cohortes de estas especies se caracterizan por estar dominadas por una o dos tallas, excepto *S. trutta* y *S. cretense* (fig. 4). Además de estas especies, *D. pastinaca*, *P. octolineatum*, *P. incisus*, *Serranus atricauda*, *Serranus scriba*, *B. boops*, *D. dentex*, *L. mormyrus*, *Oblada melanura*, *Pagrus pagrus* y *S. squatina*, aunque no fueron abundantes, mostraron un porcentaje de jóvenes de 100%, mientras que *Stephanolepis hispidus* un porcentaje de 93.55%, y *B. podas* y *Serranus cabrilla*, 50% (apéndice 1).

DISCUSIÓN

Composición y estructura de la comunidad íctica

Nuestros resultados indican que las praderas de *C. nodosa* en Canarias presentan una ictiofauna característica, dominada por unas pocas familias. Sparidae dominó esta comunidad, en términos de riqueza y abundancia (excluyendo las pelágicas); Mullidae también fue importante y presentó valores de abundancia similares. Lo anterior coincide con estudios anteriores (Mena *et al.* 1993, Tuya *et al.* 2006); sin embargo, se observaron diferencias, principalmente, en Labridae y Syngnathidae, las cuales presentaron una abundancia alta en el presente trabajo, pero no en el de Mena *et al.* (1993), sucediendo lo contrario con Scaridae. Además de las familias citadas, Tetraodontidae fue una de las más frecuentes en los trabajos de Mena *et al.* (1993) y Tuya *et al.* (2006), mientras que en este estudio aparece con frecuencia baja. Las diferencias en composición y abundancia se explican por el sesgo en el método de muestreo empleado en cada trabajo (arrastres vs censos visuales); este aspecto se señaló para la comunidad íctica en las praderas de *Posidonia oceanica* del Mediterráneo por Harmelin-Vivien y Francour (1992). Las especies cuyos individuos son pelágicos o bentopelágicos y los adultos de las demersales son mejor evaluadas mediante censos visuales (e.g., *Boops*, *Atherina*, etc.). En cambio, los alevines y jóvenes de especies demersales, así como los

Table 3. Results of the Mann-Whitney U test for the comparison between two groups of meadows off Fuerteventura Island: A, abundance; S, richness; R, mean richness per census; H', Shannon-Wiener index; J', Pielou index; SD, shoot density; LH, leaf height; U, statistic value; P, significance level; FV1, meadows 12 to 18; FV2, meadows 19 to 26.

Tabla 3. Resultados de la prueba U de Mann-Whitney para la comparación entre dos grupos de praderas de la Isla de Fuerteventura: A, abundancia; S, riqueza; R, riqueza media por censo; H', índice de Shannon-Wiener; J', índice de Pielou; SD, densidad de pies; LH, altura de hojas; U, valor del estadístico; P, nivel de significación; FV1, praderas 12 a 18; FV2, praderas 19 a 26.

	A		S		R		H'		J'		SD		LH	
	U	P	U	P	U	P	U	P	U	P	U	P	U	P
FV1 vs FV2	48.0	0.0230	38.5	0.2400	39.0	0.2200	22.5	0.5700	39.5	0.2000	5.0	0.0160	36.0	0.1370

families. Sparidae dominated this community in terms of richness and abundance (excluding the pelagic species), while Mullidae was also important, with similar abundance values. This coincides with previous studies (Mena *et al.* 1993, Tuya *et al.* 2006); however, differences were found in the case of Labridae and Syngnathidae, which showed a high abundance in the present study but not in that of Mena *et al.* (1993), while the opposite was observed for Scaridae. In addition to these families, Tetraodontidae was found to have high frequency of occurrence by Mena *et al.* (1993) and Tuya *et al.* (2006), while in this study it had a low frequency. The differences in composition and abundance can be explained by the bias in the sampling methods used (trawling *vs* visual censuses), as indicated by Harmelin-Vivien and Francour (1992) for the fish community of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. Species with pelagic or benthopelagic individuals and demersal adults are best evaluated by visual censuses (e.g., *Boops*, *Atherina*, etc.). In turn, fingerlings and juveniles of demersal species, as well as benthic and other species that inhabit the seagrass canopy are better evaluated by trawls (e.g., *Syngnathus*, *Bothus*, etc.), as they can be overlooked or underestimated by visual censuses. In the case of Tetraodontidae, *Canthigaster capistrata* juveniles (TL = 1 cm) are found in the meadows in winter (F Espino, pers. obs.), while adults tend to escape from the trawl. Four of the 10 most abundant species in our study (*S. cantharus*, *D. annularis*, *M. surmuletus*, and *S. cretense*) were also among the 10 most abundant found by Mena *et al.* (1993), and the first three were the most abundant found by Tuya *et al.* (2005).

The composition of the fish community of the Canarian seagrass meadows does not differ greatly from that of some *C. nodosa* meadows in the Mediterranean. Guidetti and Bussotti (2000) studied the fish community of a mixed meadow of *C. nodosa* and *Zostera noltii* and found that Atherinidae, Sparidae, and Labridae were numerically dominant. Similar to that observed in the Canarian Archipelago, in the Mediterranean meadows Sparidae had the highest species richness (nine species), followed by Labridae (seven species). It is precisely the species of this latter family that are responsible for the main qualitative difference, basically due to species of the genus *Symphodus* (up to seven species in the Mediterranean meadows *vs* two in the Canarian meadows). Likewise, of the 44 species recorded by Ribeiro *et al.* (2006) in the *C. nodosa* meadows located in the Ria Formosa lagoon (southern Portugal), nine belonged to the family Labridae and none occur in the Canarian meadows.

Differences among islands and meadows

The main difference between islands, in both the abundance and richness patterns, was observed for the Fuerteventura assemblage relative to the others. This could be explained by the small time lag between sample collection, which at Lanzarote occurred in June, at Gran Canaria

individuos de especies bentónicas y otras que habitan la bóveda de la pradera son mejor evaluados por los arrastres, pudiendo pasar inadvertidos o ser subestimados por los censos visuales (e.g., *Syngnathus*, *Bothus*, etc.). En el caso de Tetraodontidae, los juveniles (LT = 1 cm) de *Canthigaster capistrata* se observan en las praderas en invierno (F Espino, obs. pers.), mientras que los adultos escapan en gran medida del arrastre. De las 10 especies más abundantes en este estudio, cuatro (*S. cantharus*, *D. annularis*, *M. surmuletus* y *S. cretense*) también aparecieron entre las 10 más abundantes en Mena *et al.* (1993); las tres primeras fueron, también, las más abundantes en Tuya *et al.* (2005).

La composición de la comunidad de peces de los sebadales canarios no difiere substancialmente de la de algunas praderas marinas de *C. nodosa* en el Mediterráneo. Guidetti y Bussotti (2000) estudiaron los peces de una pradera mixta de *C. nodosa* y *Zostera noltii*, y encontraron que Atherinidae, Sparidae y Labridae dominan numéricamente la comunidad. Al igual que sucede en Canarias, en estas praderas mediterráneas Sparidae presentó la mayor riqueza (nueve especies), seguida de Labridae (siete especies). Precisamente en las especies de esta última familia radica la principal diferencia cualitativa debido, fundamentalmente, a las especies del género *Symphodus* (hasta siete especies en praderas del Mediterráneo *vs* dos en las praderas Canarias). Lo mismo sucede en las praderas de *C. nodosa* localizadas en la laguna de Ria Formosa (sur de Portugal), ya que de las 44 especies registradas por Ribeiro *et al.* (2006), nueve fueron de la familia Labridae y ninguna de ellas aparece en las praderas de Canarias.

Diferencias entre islas y praderas

La principal diferencia entre islas, tanto en los patrones de abundancia como de riqueza, se observó en el poblamiento íctico de Fuerteventura con respecto a las demás. Esto podría explicarse por el pequeño desfase temporal en los muestreos, ya que en Lanzarote se realizaron en junio, en Gran Canaria en el periodo comprendido entre junio y septiembre, y en Fuerteventura en septiembre. Este desfase se debió a las dificultades y al considerable esfuerzo que implican los muestreos a escalas espaciales grandes (>100 km) (Moranta *et al.* 2006). Los resultados podrían indicar que los jóvenes de diversas especies utilizan las praderas durante un corto espacio de tiempo o bien que, permaneciendo en ellas, alcanzaron el tamaño suficiente para escapar de los arrastres. Tuya *et al.* (2006) y Polifrone *et al.* (2006) demostraron que existe una clara correlación entre el ciclo anual de *C. nodosa* y la riqueza y abundancia de la comunidad íctica, con valores máximos en primavera-verano y mínimos en otoño-invierno; por tanto, durante el primer periodo los juveniles serían más abundantes en las praderas. Tuya *et al.* (2006) encontraron los mayores valores de riqueza y abundancia para una pradera de Lanzarote en septiembre. Por tanto, se debería esperar un mayor valor de estos parámetros en Fuerteventura,

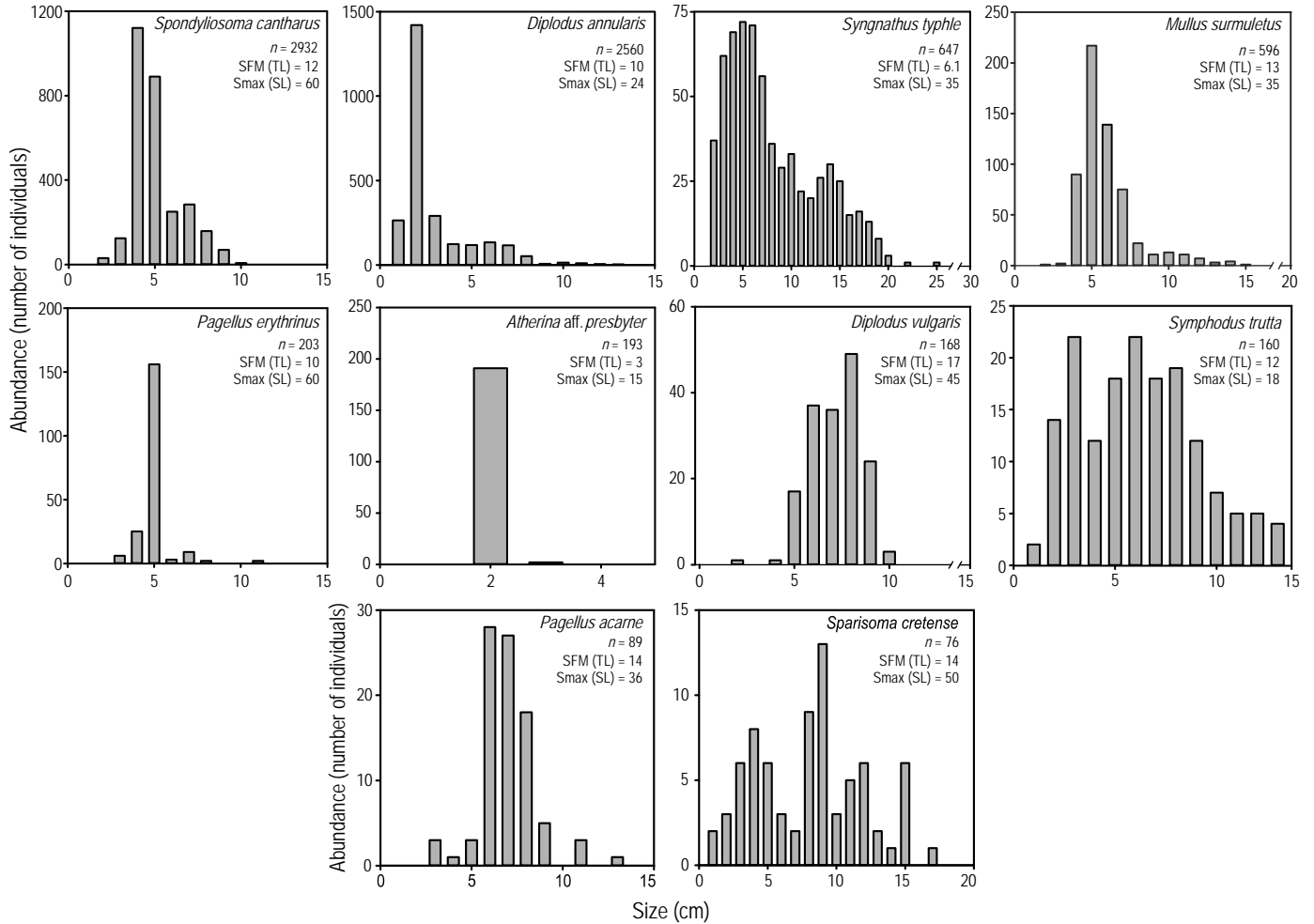


Figure 4. Size distribution of the 10 most abundant species in Canarian *Cymodocea nodosa* meadows: SFM, minimum size at first sexual maturity (cm); Smax, maximum size (cm); TL, total length (cm); SL, standard length (cm); *n*, number of individuals.

Figura 4. Distribución de tallas de las 10 especies de peces más abundantes en praderas marinas de *Cymodocea nodosa* de las Islas Canarias: SFM, talla mínima de primera madurez sexual (cm); Smax, talla máxima (cm); TL, longitud total (cm); SL, longitud estándar (cm); *n*, número de individuos.

from June to September, and at Fuerteventura in September. This time lag was due to the difficulties and effort associated with sampling at large spatial scales (>100 km) (Moranta *et al.* 2006). The results could indicate that juvenile individuals of several species use the meadows during a short space of time or that during the time they remained in them they acquired a large enough size to escape from the trawls. Tuya *et al.* (2006) and Polifrone *et al.* (2006) showed that there is a clear correlation between the annual cycle of *C. nodosa* and the richness and abundance of the fish community, with maximum values in spring-summer and minimum in autumn-winter; hence, juveniles would be more abundant in the meadows during the first period. Tuya *et al.* (2006) recorded maximum richness and abundance values for a Lanzarote meadow in September. We would therefore expect these parameter values to be higher at Fuerteventura, but just the opposite occurred. There must be other factors that explain

pero resultó justamente lo contrario. Deben existir otros factores que expliquen la relativa baja abundancia y riqueza en esta isla. Por otra parte, algunas praderas muestreadas en Gran Canaria (e.g., Arinaga y Formas) después de las de Fuerteventura, arrojaron valores superiores de abundancia. Las diferencias de abundancia observadas en Fuerteventura podrían explicarse a nivel de praderas, ya que las del sector sureste-sur (FV2) fueron más pobres en abundancia que las del sector noreste-este (FV1). La riqueza y abundancia de la ictiofauna de praderas de fanerógamas marinas no sólo dependen de la complejidad estructural de la pradera, sino que están muy influenciadas por los hábitats circundantes, tanto por el tipo de hábitat (Dorenbosch *et al.* 2006) como por la distancia o proximidad a los mismos (Jelbart *et al.* 2007). El sector sur en la costa de sotavento de Fuerteventura se caracteriza por grandes playas en la línea de costa y amplias extensiones de fondos arenosos en el infralitoral

this island's relatively low abundance and richness. On the other hand, some of the Gran Canaria meadows (e.g., Arinaga and Formas) surveyed after those of Fuerteventura had higher abundance values. The differences in abundance observed for Fuerteventura may be explained at meadow level, since those in the southeastern-southern part of the island (FV2) were poorer in abundance than those in the northeastern-eastern part (FV1). The richness and abundance of the ichthyofauna of marine phanerogam meadows not only depend on the structural complexity of the meadow, but are also influenced by the surrounding habitats, by both the type (Dorenbosch *et al.* 2006) and distance or proximity between them (Jelbart *et al.* 2007). The southern part of the leeward coastline of Fuerteventura is characterized by large beaches and vast stretches of infralittoral sandy bottoms (Ministerio de Medio Ambiente 2006). These habitats are relatively isolated from other types of complex habitats (e.g., rocky reefs) inhabited by adult individuals (Tuya *et al.* 2004) of many of the fish species whose juveniles are abundant in seagrass meadows (Aguilera *et al.* 1994). On the other hand, the differences in FV1 and FV2 mean shoot densities indicate lower structural complexity in the southeastern-southern part that also contributes to explain the difference in abundance between both groups. The higher richness, mean number of species, and diversity detected at Gran Canaria can be attributed to the central position of this island in the Canarian Archipelago. It is well known (see Brito *et al.* 2002) that the composition of the ichthyofauna from the eastern- and westernmost islands differs in regard to the number of temperate or tropical species, respectively, with some overlapping in the central part of the archipelago.

The ecological importance of marine meadows for fish species depends on their structural complexity and morphological characteristics (Hori *et al.* 2009). Bell and Westoby (1986a) found a positive relationship between the density of the meadow and the abundance of small fish in terms of the presence/absence of predators, suggesting that fish are capable of discriminating between more or less dense meadows, or between meadows and adjacent bottoms lacking vegetation. In the present study no relationship was found between structural complexity and the richness and abundance of the associated ichthyofauna; this is probably due to the spatial scale of the study. Some factors affecting the attributes of fish assemblages, such as the types of adjacent habitats and their proximity, fishing effort, pollution, etc., are more difficult to quantify at large spatial scales (>100 km), as that employed here. To detect these relationships it is necessary to conduct a small-scale experimental field trial of one meadow, like that of Bell and Westoby (1986b), or to select a limited number of meadows, as done by Hori *et al.* (2009).

Analysis of size and nursery role

Traditionally, seagrass meadows have been considered important nursery grounds for juveniles of many fish species,

(Ministerio de Medio Ambiente 2006). Por tanto, estas praderas se encontrarían relativamente aisladas de otros tipos de hábitats complejos, como los arrecifes rocosos, donde se encuentran los ejemplares adultos (Tuya *et al.* 2004) de la mayor parte de las especies ícticas cuyos juveniles son abundantes en las praderas marinas (Aguilera *et al.* 1994). Por otra parte, las diferencias detectadas en la densidad media de pies de los grupos FV1 y FV2 muestran una menor complejidad estructural en el sector sureste-sur que también contribuye a explicar la diferencia en abundancia de individuos entre las mismas. La mayor riqueza, número medio de especies y diversidad detectadas en Gran Canaria puede deberse a la posición central de esta isla en el Archipiélago Canario. Es bien conocido (ver Brito *et al.* 2002) que la ictiofauna de las islas más orientales y occidentales de Canarias se diferencia en su mayor composición de especies de afinidad templada o tropical, respectivamente, de manera que algunas de ellas pueden solaparse en el sector central del archipiélago.

La importancia ecológica de las praderas marinas para las especies de peces depende de sus características morfológicas y su complejidad estructural (Hori *et al.* 2009). Bell y Westoby (1986a) encontraron una relación positiva entre la densidad de la pradera y la abundancia de peces pequeños, en términos de presencia o ausencia de predadores, sugiriendo la posibilidad de que los peces son capaces de discriminar entre praderas más o menos densas, o entre éstas y los fondos adyacentes sin vegetación. En el presente estudio no se encontraron relaciones entre la complejidad estructural y la riqueza y abundancia de la ictiofauna asociada; esto se debe, posiblemente, a la escala espacial del estudio. En escalas espaciales grandes (>100 km), como la empleada aquí, subyacen otros factores que influyen los atributos de estas comunidades ícticas, tales como los tipos de hábitats adyacentes y proximidad a los mismos, el esfuerzo pesquero, la contaminación, etc., y son más difíciles de cuantificar. Para detectar estas relaciones es preciso realizar estudios experimentales de campo a pequeña escala en una pradera, como el llevado a cabo por Bell y Westoby (1986b), o bien seleccionar un número limitado de praderas, como en el de Hori *et al.* (2009).

Análisis de tallas y función de “guardería”

Tradicionalmente, las praderas marinas han sido consideradas zonas importantes de “guardería” para los jóvenes de muchas especies de peces, en particular aquellos de interés comercial (Pollard 1984, Bell y Pollard 1989). En Canarias, se ha encontrado que, durante el periodo de estudio, la comunidad de peces asociada a las praderas marinas de *C. nodosa* está dominada por individuos pequeños (<100 mm LT), tratándose en su mayoría de jóvenes (LT < TPMm). Para las especies numéricamente importantes, estos individuos jóvenes pertenecen a la misma clase de edad (excepto *S. typhle* y *S. trutta*), formando la cohorte reclutada ese año. Los valores altos de abundancia media registrados indicaron

in particular those of commercial interest (Pollard 1984, Bell and Pollard 1989). In the Canarian Archipelago, we found that, during the study period, the fish community associated with the *C. nodosa* meadows was dominated by small individuals (<100 mm TL), mostly juveniles (TL < SFM). In the case of the numerically important species, these juveniles belonged to the same age class (except *S. typhle* and *S. trutta*), forming the cohort recruited that year. The high mean abundance values recorded indicate that in the spring-summer period these meadows are important nurseries for fish. This study confirms that different species adapt their development strategy to the vegetative phenology of *C. nodosa*, taking advantage of the high structural complexity of the meadows, as previously reported for the Canary Islands (Polifrone *et al.* 2006, Tuya *et al.* 2006), Iberian Atlantic (Ribeiro *et al.* 2006), and Mediterranean (Reina-Hervás and Serrano 1987, Guidetti and Bussotti 2000). Juveniles of other commercially important species were observed but were not abundant, so it is important to conduct surveys, over at least one annual cycle, to determine whether these species use the seagrass meadows as nursery grounds during other periods of the year, thus preventing interspecific competition.

The studies conducted thus far in the Mediterranean (Reina-Hervás and Serrano 1987, Guidetti and Bussotti 2000, Verdiell-Cubedo *et al.* 2007), Iberian Atlantic (Ribeiro *et al.* 2006), and Canarian Archipelago (Mena *et al.* 1993, Aguilera *et al.* 1994, Polifrone *et al.* 2006, Tuya *et al.* 2006) coincide with our results and indicate that the *C. nodosa* meadows play an important nursery role, sheltering a large number of fingerlings and juveniles of many fish species. This implies that *C. nodosa* meadows contribute significantly to fish production and the conservation of coastal fish communities, since after the juvenile stage the individuals of most species abandon the meadows and move to other habitats (Aguilera *et al.* 1994, Tuya *et al.* 2004, Polifrone *et al.* 2006). Of the 30 species observed in the juvenile stage, 23 are of commercial interest. Around 80 fish species are exploited by the Canarian artisanal fisheries (Franquet and Brito 1995). Some can be considered target species considering their catch abundance and economic interest, most notably *M. surmuletus*, *Dentex gibbosus*, *P. acarne*, *P. erythrinus*, *P. pagrus*, and *S. cantharus*, which constitute approximately 70% of the total landings of coastal demersal fishes (Pajuelo 1997). Our findings show that four of these six species inhabit *C. nodosa* meadows during their first stages of development; this gives an idea of the role played by this ecosystem in the formation of fish biomass and its importance for the Canarian artisanal fleet.

In conclusion, this study has shown that: (1) the Canarian *C. nodosa* meadows present a particular ichthyofauna, characterized by rocky-bottom species that appear here with small individuals and by exclusive species, and play an important role in maintaining the diversity of numerous fish species; (2) during the spring-summer period they provide a nursery habitat for fingerlings and juveniles of diverse fish

que en primavera-verano estas praderas son muy importantes para la cría de peces. Se confirma que las diferentes especies adaptan su estrategia de desarrollo a la fenología vegetativa de *C. nodosa*, aprovechando la mayor complejidad estructural de las praderas, como se ha observado en Canarias (Polifrone *et al.* 2006, Tuya *et al.* 2006), Atlántico ibérico (Ribeiro *et al.* 2006) y Mediterráneo (Reina-Hervás y Serrano 1987, Guidetti y Bussotti 2000). Otras especies económicamente importantes y que no fueron abundantes también aparecieron en estado juvenil, por lo que es necesario realizar estudios, de al menos un ciclo anual, para determinar si esas especies pudieran utilizar las praderas marinas como áreas de “guardería” durante otros periodos del año, evitando así posibles fenómenos de competencia interespecífica.

Los estudios realizados, hasta el momento, en el Mediterráneo (Reina-Hervás y Serrano 1987, Guidetti y Bussotti 2000, Verdiell-Cubedo *et al.* 2007), Atlántico ibérico (Ribeiro *et al.* 2006) y Canarias (Mena *et al.* 1993, Aguilera *et al.* 1994, Polifrone *et al.* 2006, Tuya *et al.* 2006) coinciden con nuestros resultados e indican que las praderas de la fanerógama marina *C. nodosa* desempeñan un papel importante como áreas de “guardería”, ya que albergan un gran número de alevines y jóvenes de numerosas especies de peces. Esto implica que las praderas de *C. nodosa* contribuyen significativamente en la producción de peces y tienen una gran importancia en la conservación de las comunidades ícticas litorales, ya que tras la fase joven los individuos de la mayoría de las especies abandonan las praderas para dirigirse a otros hábitats, como los arrecifes rocosos (Aguilera *et al.* 1994, Tuya *et al.* 2004, Polifrone *et al.* 2006). De las 30 especies que aparecieron en estado juvenil en el presente estudio, 23 son de interés comercial. Alrededor de 80 especies de peces son explotadas por la pesquería artesanal de las Islas Canarias (Franquet y Brito 1995); algunas de ellas pueden ser consideradas como especies objetivo, teniendo en cuenta su abundancia en las capturas y su interés económico. Entre éstas, destacan *M. surmuletus*, *Dentex gibbosus*, *P. acarne*, *P. erythrinus*, *P. pagrus* y *S. cantharus*, las cuales constituyen aproximadamente el 70% de la captura total de peces demersales litorales (Pajuelo 1997). De estas seis especies, de acuerdo con los resultados del presente estudio, cuatro utilizan las praderas de *C. nodosa* durante sus primeras fases de desarrollo, lo que proporciona una idea de la función que desempeña este ecosistema en la formación de biomasa de especies pesqueras y la importancia que supone para la flota artesanal de Canarias.

En conclusión, este trabajo ha mostrado que: (1) las praderas de *C. nodosa* en Canarias presentan una ictiofauna particular, caracterizada por especies de fondos rocosos que aparecen ahí con individuos pequeños y por especies exclusivas, y desempeñan un papel importante en el mantenimiento de la diversidad de numerosas especies de peces; (2) en primavera-verano constituyen un hábitat de “guardería” para los individuos alevines y jóvenes de diversas especies, muchas de las cuales son de interés comercial; y (3) a una

species, many of commercial interest; and (3) on a large spatial scale, the structure of the meadows does not seem to play a determining role in the richness and abundance patterns of the fish community. The conservation of the Canarian *C. nodosa* meadows is important for maintaining coastal productivity and ecological processes, and vital for the artisanal fisheries exploiting coastal demersal resources.

ACKNOWLEDGEMENTS

We acknowledge the financial support provided by the Canary Island Government Ministry for Environmental and Territorial Management under the Endangered Species Monitoring Program (SEGA *Cymodocea nodosa* 2003). We also thank JA González (Canarian Institute of Marine Science), M Garrido-Sanahuja and R Herrera-Pérez (Ministry for Environmental and Territorial Management), O Tavío-Cruz (Urban and Natural Area Protection Agency), R Ramírez-Cañada (University of Las Palmas de Gran Canaria), and A Boyra (Oceanográfica SL) for their collaboration.

English translation by Christine Harris.

REFERENCES

Afonso-Carrillo J, Gil-Rodríguez MC. 1980. *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson (Zannichelliaceae) y las praderas submarinas o seabadales en el Archipiélago Canario. *Vieraea* 8: 365–376.

Aguilera F, Brito A, Castilla C, Díaz A, Fernández-Palacios JM, Rodríguez A, Sabaté F, Sánchez J. 1994. Canarias. Economía, Ecología y Medio Ambiente. Francisco Lemus Editor, La Laguna, 361 pp.

Barberá C, Tuya F, Boyra A, Sánchez-Jerez P, Blanch I, Haroun RJ. 2005. Spatial variation in the structural parameters of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows in the Canary Islands: A multiscaled approach. *Bot. Mar.* 48: 122–126.

Bell JD, Westoby M. 1986a. Abundance of macrofauna in dense seagrass is due to habitat preference, not predation. *Oecologia* 68: 205–209.

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

Bell JD, Pollard DA. 1989. Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. In: Larkum AWD, McComb AJ, Shepherd SA (eds.), *Biology of Seagrasses: A treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region*. Elsevier, New York, pp. 565–609.

Bruto A, Pascual PJ, Falcón JM, Sancho A, González G. 2002. Peces de las Islas Canarias. Catálogo Comentado e Ilustrado. Francisco Lemus Editor, La Laguna, 419 pp.

Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117–143.

Constanza R, D'arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, Van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.

Dorenbosch M, Grol MGG, Nagelkerken I, Van der Velde G. 2006. Different surrounding landscape may result in different fish assemblages in East African seagrass beds. *Hydrobiologia* 563: 45–60.

escala espacial grande, parece que la estructura de las praderas no juega un papel determinante en los patrones de riqueza y abundancia de la comunidad íctica. Se considera que la conservación de las praderas de *C. nodosa* en las Islas Canarias es importante para el mantenimiento de los procesos ecológicos y productivos litorales; además, es prioritaria para la flota artesanal que explota los recursos demersales litorales.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del Gobierno de Canarias el soporte económico para el desarrollo del Programa de Seguimiento de Especies Amenazadas (SEGA *Cymodocea nodosa* 2003). También se agradece a JA González (Instituto Canario de Ciencias Marinas), M Garrido-Sanahuja y R Herrera-Pérez (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial), O Tavío-Cruz (Agencia de Protección del Medio Urbano y Natural), R Ramírez-Cañada (Universidad de Las Palmas de Gran Canaria) y A Boyra (Oceanográfica SL) su colaboración en el desarrollo de este trabajo.

Duarte C, Gattuso JP. 2008. Seagrass meadows. In: Cleveland CJ (ed.), *Encyclopaedia of Earth*. Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment, Washington DC; www.eoearth.org/article/seagrass_meadows.

Dulcic J, Kraljevic M, Grbec B, Pallaoro A. 1997. Composition and temporal fluctuations of inshore juvenile fish populations in the Kornati Archipelago, eastern middle Adriatic. *Mar. Biol.* 129: 267–277.

Fischer W, Bianchi G, Scott WB (eds.). 1981. *FAO species identification sheets for fishery purposes*. Eastern Central Atlantic; fishing areas 34, 47 (in part). Canada Funds-in-Trust. Ottawa, Department of Fisheries and Oceans Canada, by arrangement with the Food and Agriculture Organization of the United Nations, Vols. 1–7.

Franquet F, Brito A. 1995. *Especies de Interés Pesquero de Canarias*. Consejería de Pesca y Transportes del Gobierno de Canarias, Tenerife, 143 pp.

Gillanders BM. 2006. Seagrasses, fish, and fisheries. In: Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM (eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Netherlands, pp. 503–536.

Guest MA, Connolly RM, Loneragan NR. 2003. Seine nets and beam trawls compared by day and night for sampling fish and crustaceans in shallow seagrass habitats. *Fish. Res.* 64: 185–196.

Guidetti P, Bussotti S. 2000. Fish fauna of a mixed meadow composed by the seagrasses *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii* in the western Mediterranean. *Oceanol. Acta* 23: 759–770.

Hannan JC, Williams RJ. 1998. Recruitment of juvenile marine fishes to seagrass habitat in a temperate Australian estuary. *Estuaries and Coasts* 21: 29–51.

Harmelin-Vivien ML, Francour P. 1992. Trawling or visual censuses? Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds. *P.S.Z.N.I. Mar. Ecol.* 13: 41–51.

Hemminga MA, Duarte CM. 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge Univ. Press, 298 pp.

- Hindell JS, Jenkins GP, Keough MJ. 2000. Evaluating the impact of predation by fish on the assemblage structure of fishes associated with seagrass (*Heterozostera tasmanica*) (Martens ex Ascherson) den Hartog, and unvegetated sand habitats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 255: 153–174.
- Hori M, Suzuki T, Monthum Y, Srisombat T, Tanaka Y, Nakaoka M, Mukai H. 2009. High seagrass diversity and canopy-height increased associated fish diversity and abundance. *Mar. Biol.* 156: 1447–1458.
- Jelbart JE, Ross PM, Connolly RM. 2007. Fish assemblages in seagrass beds are influenced by the proximity of mangrove forest. *Mar. Biol.* 150: 993–1002.
- Mena J, Falcón JM, Brito A, Rodríguez FM, Mata M. 1993. Catálogo preliminar de la ictiofauna de las praderas de fanerógamas marinas de la isla de Tenerife, islas Canarias. *Publ. Esp. Inst. Esp. Oceanogr.* 11: 217–222.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2006. Estudio ecocartográfico del litoral de las islas de Fuerteventura y Lobos (Islas Canarias). Dirección General de Costas, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Moranta J, Palmer M, Morey G, Ruiz A, Morales-Nin B. 2006. Multi-scale spatial variability in fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows in the Western Mediterranean Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 68: 579–592.
- Navarro-Pérez E, Barton ED. 2001. Seasonal and interannual variability of the Canary Current. *Sci. Mar.* 65: 205–213.
- Pajuelo JG. 1997. La pesquería artesanal canaria de especies demersales: Análisis y ensayo de dos modelos de evaluación. Ph.D. thesis, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 347 pp.
- Pavón-Salas N, Herrera R, Hernández-Guerra A, Haroun R. 2000. Distributional pattern of seagrasses in the Canary Islands (Central-East Atlantic Ocean). *J. Coast. Res.* 16: 329–335.
- Polifrone M, Abelardo-González A, Quevedo-Díaz A. 2006. Fish community and grazing pressure on meadows of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *Biol. Mar. Medit.* 13: 167–169.
- Pollard DA. 1984. A review of ecological studies on seagrass-fish communities, with particular references to recent studies in Australia. *Aquat. Bot.* 18: 3–42.
- Reina-Hervás JA, Serrano P. 1987. Structural and seasonal variations of inshore fish populations in Málaga Bay, south-eastern Spain. *Mar. Biol.* 95: 501–508.
- Reyes J, Sansón M, Afonso-Carrillo J. 1995a. Distribution and reproductive phenology of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the Canary Islands. *Aquat. Bot.* 50: 171–180.
- Reyes J, Sansón M, Afonso-Carrillo J. 1995b. Leaf phenology, growth and production of the seagrass *Cymodocea nodosa* at El Médano (south of Tenerife, Canary Islands). *Bot. Mar.* 38: 457–465.
- Ribeiro J, Bentes L, Coelho R, Gonçalves JMS, Lino PG, Monteiro P, Erzini K. 2006. Seasonal, tidal and diurnal changes in fish assemblages in the Ria Formosa lagoon (Portugal). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 67: 461–474.
- Rozas LP, Minello TJ. 1997. Estimating densities of small fishes and decapod crustaceans in shallow estuarine habitats: A review of sampling design with focus on gear selection. *Estuaries* 20: 199–213.
- Tuya F, Boyra A, Sánchez-Jerez P, Barberá C, Haroun R. 2004. Relationships between rocky-reef fish assemblages, the sea urchin *Diadema antillarum* and macroalgae throughout the Canarian Archipelago. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 278: 157–169.
- Tuya F, Boyra A, Sánchez-Jerez P, Haroun RJ. 2005. Multivariate analysis of the benthic-demersal ichthyofauna along soft bottoms of the eastern Atlantic: Comparison between unvegetated substrates, seagrass meadows and sandy bottoms beneath sea-cage fish farms. *Mar. Biol.* 147: 1229–1237.
- Tuya F, Martín JA, Luque A. 2006. Seasonal cycle of a *Cymodocea nodosa* seagrass meadow and of the associated ichthyofauna at Playa Dorada (Lanzarote, Canary Islands, eastern Atlantic). *Cienc. Mar.* 32: 695–704.
- Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ, Torralva-Forero M. 2007. Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica* 26: 341–350.
- Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J, Tortonese E (eds.). 1986. Fishes of the Northeastern Atlantic and the Mediterranean. Vol. I–III. UNESCO, Paris.
- Wright JP, Jones CG. 2006. The concept of organisms as ecosystem engineers ten year on: Progress, limitations, and challenges. *BioScience* 56: 203–209.

Received March 2010;
accepted February 2011.

Appendix 1. List of fish species observed in *Cymodocea nodosa* meadows off three Canary Islands during June–September 2003. Size classes (% individuals): c1, 0–5 cm; c2, 5–10 cm; c3, 10–15 cm; c4, 15–20 cm; c5, >20 cm. SFM, minimum size at first sexual maturity (total length, cm). References: those used for size at first maturity and size-age relationships (the latter only in the case of the most abundant species, except *Syngnathus typhle*) are included. J, juveniles (% individuals). A, adults (% individuals).

Apéndice 1. Lista de especies de peces registrados en las praderas de *Cymodocea nodosa* de las Islas Canarias en junio–septiembre de 2003. Clases de talla (% individuos): c1, 0–5 cm; c2, 5–10 cm; c3, 10–15 cm; c4, 15–20 cm; c5, >20 cm. SFM, talla de primera madurez sexual mínima (longitud total, cm). Referencias: se incluyen las utilizadas para la talla de primera madurez sexual y las relaciones talla-edad (en este caso sólo para las especies más abundantes, excepto *Syngnathus typhle*). J, jóvenes (% individuos). A, adultos (% individuos).

Species	c1	c2	c3	c4	c5	SFM	Reference	J	A
<i>Atherina</i> aff. <i>presbyter</i>	100.00	–	–	–	–	3	González JM, Lorenzo JM. 2001. Aspectos de la biología reproductora del pejerrey o guelpe blanco <i>Atherina presbyter</i> Cuvier 1829 (Atherinidae) en Gran Canaria (Islas Canarias). Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 17: 234–239.	100.00	–
<i>Aulostomus strigosus</i>	–	–	–	–	100.00	–	Lorenzo JM, Pajuelo JG. 1999. Age and growth of the sand smelt <i>Atherina (Hepsetia) presbyter</i> Cuvier 1829 in the Canary Islands (central-east Atlantic). Fish. Res. 41: 177–182.	–	–
<i>Bothus podas</i>	4.54	45.45	50.00	–	–	9	Morato T, Afonso P, Carvalho N, Lourinho P, Santos RS, Santos HM, Nash RDM. 2007. Growth, reproduction and recruitment patterns of the wide-eyed flounder, <i>Bothus podas</i> Delaroche (Pisces: Bothidae), from the Azores. Mar. Biol. Res. 3: 403–411.	50.00	50.00
<i>Dasyatis pastinaca</i>	–	–	–	–	100.00	37♂, 41♀	Ismen A. 2003. Age, growth, reproduction, and food of common stingray (<i>Dasyatis pastinaca</i> L., 1758) in Iskenderun Bay, the eastern Mediterranean. Fish. Res. 60: 169–176.	100.00	–
<i>Opeatogemys cadenati</i>	100.00	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Gobius niger</i>	70.00	30.00	–	–	–	6	Joyeux JC, Bouchereau JL, Tomasini JA. 1991. La reproduction de <i>Gobius niger</i> (Pisces, Gobiidae) dans la lagune de Mauguio-France. Rapports gonosomatiques, fécondités, ponte, œufs et larves. Vie Milieu 41: 97–106.	86.00	14.00
<i>Parapristipoma octolineatum</i>	–	100.00	–	–	–	13	Pajuelo JG, Lorenzo JM, Gregoire M, Domínguez-Seoane R. 2003. Life history of <i>Pomadasy incisus</i> (Osteichthyes: Haemulidae) of the Canarian Archipelago. Sci. Mar. 67: 241–248.	100.00	–
<i>Pomadasy incisus</i>	–	–	100.00	–	–	13	Pajuelo JG, Lorenzo JM, Gregoire M, Domínguez-Seoane R. 2003. Life history of <i>Pomadasy incisus</i> (Osteichthyes: Haemulidae) of the Canarian Archipelago. Sci. Mar. 67: 241–248.	100.00	–
<i>Coris julis</i>	28.57	42.85	28.57	–	–	–	–	71.43	28.57
<i>Symphodus mediterraneus</i>	85.72	14.28	–	–	–	12♂, 9♀	Quignard JP, Pras A. 1986. Labridae. In: Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J, Tortonese E (eds.), Fishes of the Northeastern Atlantic and the Mediterranean. UNESCO, Paris, Vol. 2. pp. 919–942.	100.00	–
<i>Symphodus trutta</i>	35.60	54.40	10.00	–	–	12♂, 14♀	Azevedo JMN, Cepeda HIR, Rodrigues JB. 1999. Notes on the biology of <i>Centrolabrus caeruleus</i> Azevedo 1999 (Teleostei: Labridae). Arquipelago/ Life Mar. Sci. 17A: 27–36.	95.63	4.37
<i>Thalassoma pavo</i>	–	–	66.70	33.33	–	8.5	Murty VS. 2002. Marine ornamental fish resources of Lakshadweep. CMFRI Spec. Publ. 72, 384 pp.	–	100.00
<i>Xyrichtys novacula</i>	–	–	70.00	30.00	–	10	Candi G, Castriota L, Andaloro F, Finoia MG, Marino G. 2004. Reproductive cycle and sex inversion in razor fish, <i>Xyrichtys novacula</i> , a protogynous labrid in the southern Mediterranean Sea. J. Fish Biol. 64: 1498–1513.	–	100.00
<i>Stephanolepis hispidus</i>	51.62	41.94	6.45	–	–	10	Mancera-Rodriguez NJ. 2000. Estudio de la biología, ecología y pesquería de <i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766) (Pisces: Monacanthidae) en aguas Canarias. Ph.D. thesis, Departamento de Biología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 302 pp.	9.55	6.45

Appendix 1 (Cont.)

Species	c1	c2	c3	c4	c5	SFM	Reference	J	A
<i>Mullus surmuletus</i>	35.80	59.10	5.10	—	—	13	González JM, Lorenzo JM. 1993. Periodo reproductivo y talla de primera madurez sexual del salmote de roca <i>Mullus surmuletus</i> (Linnaeus, 1758) en las islas Canarias. Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 9: 361–366. Pajuelo JG, Lorenzo JM, Ramos AG, Méndez-Villamil M. 1997. Biology of the red mullet <i>Mullus surmuletus</i> (Mullidae) off the Canary Islands, central-east Atlantic. S. Afr. J. Mar. Sci. 18: 265–272.	98.82	1.18
<i>Myrichthys pardalis</i>	—	—	—	—	100.00	—	—	—	—
<i>Abudefduf luridus</i>	—	100.00	—	—	—	12	Murty VS. 2002. Marine ornamental fish resources of Lakshadweep. CMFRI Spec. Publ. 72, 384 pp.	100.00	—
<i>Sparisoma cretense</i>	30.30	40.80	27.70	1.40	—	15♂, 13.7♀	González JA, Lozano I. 1992. Determinación de curvas de madurez sexual en la vieja, <i>Sparisoma (Euscarus) cretense</i> (L.) (Osteichthyes, Scaridae), de Canarias. Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 8: 271–297. Lozano IJ, González JA. 1993. Determinación del crecimiento de <i>Sparisoma (Euscarus) cretense</i> (L.) (Osteichthyes, Scaridae) en Canarias a partir del análisis de frecuencias de tallas. Publ. Esp. Inst. Esp. Oceanogr. 11: 73–82.	89.47	10.53
<i>Scorpaena maderensis</i>	—	—	100.00	—	—	—	—	—	—
<i>Scorpaena porcus</i>	—	—	—	20.00	80.00	8.5♂, 10♀	Campillo A. 1992. Les pêcheries françaises de Méditerranée: Synthèse des connaissances. Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, France, 206 pp.	—	100.00
<i>Serranus atricauda</i>	—	—	100.00	—	—	16	García-Díaz M, González JA, Lorente MJ, Tuset VM. 2006. Spawning season, maturity sizes, and fecundity in blacktail comber (<i>Serranus atricauda</i>) (Serranidae) from the eastern-central Atlantic. Fish. Bull. 104: 159–166.	100.00	—
<i>Serranus cabrilla</i>	—	33.33	50.00	16.70	—	12.6	García-Díaz M, Tuset VM, González JA, Socorro J. 1997. Sex and reproductive aspects in <i>Serranus cabrilla</i> (Osteichthyes: Serranidae): Macroscopic and histological approaches. Mar. Biol. 127: 379–386.	50.00	50.00
<i>Serranus scriba</i>	—	14.29	57.15	28.57	—	16.3	Tuset VM, García-Díaz MM, González JA, Lorente MJ, Lozano IJ. 2005. Reproduction and growth of the painted comber <i>Serranus scriba</i> (Serranidae) off the Marine Reserve of Lanzarote Island (central-eastern Atlantic). Estuar. Coast. Shelf Sci. 64: 335–346.	100.00	—
<i>Boops boops</i>	—	100.00	—	—	—	11	El-Agamy A, Zaki MI, Awad GS, Negm NK. 2004. Reproductive biology of <i>Boops boops</i> (family Sparidae) in the Mediterranean environment. Egypt. J. Aquat. Res. 30B: 241–254.	100.00	—
<i>Dentex dentex</i>	64.52	22.58	12.90	—	—	30♂, 35♀	Morales-Nin B, Moranta J. 1997. Life history and fishery of the common dentex (<i>Dentex dentex</i>) in Mallorca (Balearic Islands, western Mediterranean). Fish. Res. 30: 67–76.	100.00	—
<i>Diplodus annularis</i>	84.20	14.80	1.10	—	—	10	González JM, Lorenzo JM, González AJ, Méndez-Villamil M, Coca J. 2001. Sexualidad y reproducción del raspallón <i>Diplodus annularis</i> (L. 1758) (Pisces, Sparidae) en Gran Canaria (islas Canarias). Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 17: 307–312. Pajuelo JG, Lorenzo JM. 2002. Edad y crecimiento del raspallón <i>Diplodus annularis</i> (Pisces: Sparidae) en el Archipiélago Canario (Atlántico centro-oriental). Cienc. Mar. 28: 1–11.	98.91	1.09
<i>Diplodus vulgaris</i>	3.60	95.80	0.60	—	—	17.4♂, 18.6♀	Pajuelo JG, Lorenzo JM, Bilbao A, Ayza O, Ramos AG. 2006. Reproductive characteristics of the benthic coastal fish <i>Diplodus vulgaris</i> (Teleostei: Sparidae) in the Canarian Archipelago, northwest Africa. J. Appl. Ichthyol. 22: 414–418. Pajuelo JG, Lorenzo JM. 2003. The growth of the common two-banded seabream, <i>Diplodus vulgaris</i> (Teleostei, Sparidae), in Canarian waters, estimated by reading otoliths and by back-calculation. J. Appl. Ichthyol. 19: 79–83.	100.00	—

Appendix 1 (Cont.)

Species	c1	c2	c3	c4	c5	SFM	Reference	J	A
<i>Lithognathus mormyrus</i>	–	–	100.00	–	–	13	Lorenzo JM, Pajuelo JG, Méndez-Villamil M, Coca J, Ramos AG. 2002. Age, growth, reproduction, and mortality of the striped seabream, <i>Lithognathus mormyrus</i> (Pisces, Sparidae), off the Canary Islands (central-east Atlantic). J. Appl. Ichthyol. 18: 204–209.	100.00	–
<i>Oblada melanura</i>	100.00	–	–	–	–	13	Zaki MI, Abu-Shabana MB, Assem SS. 1995. The reproductive biology of the saddled bream, <i>Oblada melanura</i> (L 1758) from the Mediterranean coasts of Egypt. Oebalia 21: 17–26.	100.00	–
<i>Pagellus acarne</i>	5.70	89.90	4.50	–	–	14	Pajuelo JG, Lorenzo JM. 2000. Reproduction, age, growth, and mortality of axillary seabream, <i>Pagellus acarne</i> (Sparidae), from the Canarian Archipelago. J. Appl. Ichthyol. 16: 41–47.	100.00	–
<i>Pagellus erythrinus</i>	88.20	10.90	1.00	–	–	10	Lozano I, Caldentey MA, González JA, Carrillo J, Santana JI. 1990. Talla de primera madurez sexual de seis espáridos de interés pesquero en Canarias. Inf. Téc. Inst. Esp. Oceanogr. 84, 30 pp. González JM, Lorenzo JM. 1998. Edad y crecimiento de la breca <i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus 1758) (Pisces: Sparidae) en aguas de Gran Canaria (islas Canarias). Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 11: 105–111.	100.00	–
<i>Pagrus pagrus</i>	1.49	86.57	11.95	–	–	13	Pajuelo JG, Lorenzo JM. 1996. Life history of the red porgy <i>Pagrus pagrus</i> (Teleostei: Sparidae) off the Canary Islands, central east Atlantic. Fish. Res. 28: 163–177.	100.00	–
<i>Spondylisoma cantharus</i>	68.30	31.70	0.07	–	–	12	Pajuelo JG, Lorenzo JM. 1999. Life history of black seabream, <i>Spondylisoma cantharus</i> , off the Canary Islands, central-east Atlantic. Environ. Biol. Fish. 54: 325–336. Lorenzo JM, González J. 1997. Edad y crecimiento de la chopo <i>Spondylisoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758) (Sparidae) en las islas Canarias. Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 13: 67–73.	99.94	0.06
<i>Squatina squatina</i>	–	–	–	–	100.00	80♂, 128♀	Lipej L, De Maddalena A, Soldo A. 2004. Sharks of the Adriatic Sea. Knjižnica Annales Majora, Koper, 254 pp.	100.00	–
<i>Nerophis ophidion</i>	2.13	–	27.66	51.07	19.15	10–12	Riccato F, Fiorin R, Franco A, Franzoi P, Libertini A, Pranovi F, Torricelli P. 2003. Population structure and reproduction of three pipefish species (Pisces, Syngnathidae) in a seagrass meadow of the Venice Lagoon. Biol. Mar. Medit. 10: 138–145.	2.13	97.87
<i>Syngnathus acus</i>	39.14	17.40	17.40	21.74	4.35	6.1♂, 6.9♀	Gurkan S, Taskavak E, Hossucu B. 2009. The reproductive biology of the great pipefish <i>Syngnathus acus</i> (family: Syngnathidae) in the Aegean Sea. North-West. J. Zool. 5: 179–190.	43.48	56.52
<i>Syngnathus typhle</i>	30.80	38.80	19.50	10.70	0.40	6.1♂, 6.9♀	Gurkan S, Taskavak E, Hossucu B. 2009. The reproductive biology of the great pipefish <i>Syngnathus acus</i> (family: Syngnathidae) in the Aegean Sea. North-West. J. Zool. 5: 179–190.	42.66	57.34
<i>Synodus saurus</i>	26.32	5.27	21.10	15.79	31.58	14.4♂, 21.2♀	El Koubia M, Kiar MH. 1997. The reproduction strategy of <i>Synodus saurus</i> (Linne 1758) (Pisces, Teleostei) of Tunisian coasts. Bull. INSTM 24: 59–73.	52.63	47.37
<i>Synodus synodus</i>	–	–	55.60	33.40	11.11	14.4♂, 21.2♀	El Koubia M, Kiar MH. 1997. The reproduction strategy of <i>Synodus saurus</i> (Linne 1758) (Pisces, Teleostei) of Tunisian coasts. Bull. INSTM 24: 59–73.	44.44	55.56
<i>Canthigaster capistrata</i>	–	66.70	33.33	–	–	5♂, 3.8♀	Gladstone W, Westoby M. 1988. Growth and reproduction in <i>Canthigaster valentini</i> (Pisces, Tetraodontidae): A comparison of a toxic reef fish with other reef fishes. Environ. Biol. Fish. 21: 207–221.	–	100.00
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	29.63	14.81	51.85	3.80	–	13	Pauly D. 1991. Growth of the checkered puffer <i>Sphoeroides testudineus</i> : Postscript to papers by Targett and Pauly & Ingles. Fishbyte 9: 19–22.	55.56	44.44
<i>Uranoscopus scaber</i>	–	–	–	–	100.00	–	–	–	–