

Evaluación de las comunidades ícticas litorales de la zona propuesta como Reserva Marina Gando-Arinaga (Gran Canaria, Islas Canarias) mediante muestreos visuales

Visual assessment of the coastal fish assemblages from the area of the proposed Gando-Arinaga Marine Reserve (Gran Canaria, Canary Islands)

F. Tuya\*  
G.M. Reuss  
J.A. Martín  
A. Luque

Departamento de Biología, Facultad de Ciencias del Mar  
Universidad de Las Palmas de Gran Canaria  
Campus de Tafira s/n  
35017 Las Palmas de G.C.  
Islas Canarias, España  
\* E-mail: ftuya@yahoo.es

Recibido en febrero de 2002; aceptado en noviembre de 2003

## Resumen

Se ejecutaron 88 muestreos visuales (censos estacionarios de 5 min y área = 200 m<sup>2</sup>) durante el invierno de 1999–2000 y verano de 2000 en la zona propuesta como Reserva Marina Gando-Arinaga (Gran Canaria, Islas Canarias), con el fin de optimizar una técnica que permita la evaluación visual de las poblaciones ícticas, describir la situación y los factores ambientales que estructuran la comunidad de peces, y conocer la influencia de las diferentes categorías (figuras de protección) definidas en la abundancia y tallas de ciertas especies de interés pesquero. Se observaron 36 especies de peces. Las más frecuentes (>50% de frecuencia de observación) fueron *Abudefduf luridus*, *Thalassoma pavo*, *Chromis limbatus*, *Sparisoma cretense* y *Diplodus vulgaris*, mientras que las más abundantes (abundancia media por censo >5 ind 100 m<sup>-2</sup>) fueron *Pomadasys incisus*, *Boop boops*, *A. luridus*, *C. limbatus* y *T. pavo*. El número medio de especies por censo osciló entre 18.25 y 3.5 (media = 7.61). El número medio de individuos osciló entre 382.62 y 2.75 (media = 94.43). La diversidad ( $H'$ ) fue baja (0.88–0.22, media = 0.52) y la equitatividad ( $J'$ ) varió entre 0.33 y 0.94 (media = 0.64). Para *Sparisoma cretense* no se detectaron diferencias entre las diferentes categorías de emplazamientos para la abundancia y talla, mientras que para *Mullus surmuletus* y *Diplodus sargus* se detectaron diferencias para las tallas, pero no para la abundancia. No se registraron diferencias para los descriptores de la comunidad en función de la estacionalidad, habiéndose observado diferencias según el hábitat. Técnicas multivariantes mostraron que pendiente y profundidad son los factores abióticos más importantes que estructuran la comunidad. La riqueza de especies y la abundancia total de individuos mostraron un incremento con la profundidad y pendiente, mientras que la equitatividad disminuyó con dichos parámetros.

**Palabras clave:** reserva marina, comunidades de peces litorales, censos visuales, Gran Canaria.

## Abstract

Eighty-eight visual assessments (5-min stationary censuses in an area of 200 m<sup>2</sup>) were made during the winter of 1999–2000 and summer of 2000 in the area of the proposed Gando-Arinaga Marine Reserve (Gran Canaria, Canary Islands), in order to optimize a technique for the visual evaluation of the fish assemblages, describe the situation and environmental factors that structure the fish community, and determine the influence of the different protection categories defined on the abundance and size of certain species of interest to fisheries. A total of 36 fish species were observed. The most frequent (frequency of occurrence >50%) were *Abudefduf luridus*, *Thalassoma pavo*, *Chromis limbatus*, *Sparisoma cretense* and *Diplodus vulgaris*, while the most abundant (mean abundance per census >5 ind 100 m<sup>-2</sup>) were *Pomadasys incisus*, *Boop boops*, *A. luridus*, *C. limbatus* and *T. pavo*. The mean number of species per census varied between 18.25 and 3.5 (mean = 7.61). The mean number of individuals varied between 382.62 and 2.75 (mean = 94.43). Diversity ( $H'$ ) was low (0.88–0.22, mean = 0.52) and evenness ( $J'$ ) ranged from 0.33 to 0.94 (mean = 0.64). Differences in abundance and size among the different zones defined were not detected for *S. cretense*, whereas differences in size but not in abundance were detected for *Mullus surmuletus* and *Diplodus sargus*. Differences were not found for the biotic descriptors of the fish community in terms of seasonality, but differences were found relative to habitat. Multivariate techniques showed that substrate slope and depth are the most important abiotic factors structuring the community. Species richness and total abundance of individuals increased with depth and slope, whereas evenness decreased.

**Key words:** marine reserve, coastal fish assemblages, visual censuses, Gran Canaria.

## Introducción

Los recursos pesqueros del litoral de Canarias han decrecido como consecuencia directa del aumento del esfuerzo pesquero durante las últimas décadas (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1996; Tuya *et al.*, 2003). Este incremento se produce (1) por el aumento de consumidores (turismo + población) y (2) por las limitaciones impuestas al sector pesquero en los caladeros del Afloramiento Africano, que han producido una canalización del esfuerzo pesquero sobre los recursos demersales costeros (Bas *et al.*, 1995).

El Gobierno de Canarias ha planificado la declaración de espacios litorales como reservas marinas (RMs) (Bacallado *et al.*, 1989) con el propósito de ayudar a la conservación de los recursos litorales. Una de estas zonas es la franja costera comprendida entre Gando y Arinaga (costa este de Gran Canaria), en proceso de estudio desde 1998. Para la correcta gestión y ordenación de cualquier espacio protegido es fundamental realizar una evaluación de los recursos con anterioridad a la entrada en vigor de las acciones de protección. Edgar y Barret (1997) y Roberts y Hawkins (2000) indican que son mínimos los estudios que incluyan datos cuantitativos de la biota de zonas declaradas RMs con anterioridad a la entrada en vigor de las acciones de protección. La importancia de los estudios previos para evaluar eficazmente el “efecto reserva” permite un diseño experimental robusto que incluye la variación antes y después de la protección (Underwood, 1992). En este sentido, los objetivos del presente trabajo son:

1. Optimizar una metodología que permita la evaluación mediante técnicas visuales de las poblaciones ícticas, así como aplicar dicho protocolo a la comunidad objeto de estudio, con lo cual se genera un volumen de datos bióticos y abióticos que permitirá la aplicación en el futuro de una estrategia de evaluación de impactos BACI (Underwood, 1992, 1997; Kingsford y Battershill, 1998).

2. Comparar el estado de conservación actual de las poblaciones ícticas con las de otros entornos infralitorales del Archipiélago Canario. Asimismo, se estima la influencia de las diferentes categorías de emplazamientos (figuras de protección) definidas en la abundancia y tallas de ciertas especies de interés pesquero (*Sparisoma cretense*, *Diplodus sargus* y *Mullus surmuletus*).

3. Conocer la influencia de la estacionalidad y tipo de hábitat en los descriptores de la comunidad íctica observada.

4. Determinar la influencia de factores abióticos (profundidad, pendiente, rugosidad del sustrato, oleaje) en la estructura de la comunidad.

## Material y métodos

### Zona propuesta como reserva marina

La zona propuesta como RM Gando-Arinaga se extiende en una franja de 14 km a lo largo de la costa este de Gran

## Introduction

Fishery resources off the Canary Islands have decreased as a direct consequence of the increase in fishing effort over the past decades (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1996; Tuya *et al.*, 2003). This increase occurred because of a greater number of consumers (tourism + population) and a greater fishing effort directed at coastal demersal resources as a result of the limitations imposed on the fishery sector in waters of the African upwelling zone (Bas *et al.*, 1995).

To help preserve the coastline, the Canary Government has proposed the declaration of coastal areas as marine reserves (MRs) (Bacallado *et al.*, 1989). One of these areas is the coastal fringe between Gando and Arinaga (east coast of Gran Canaria), under study since 1998. For the correct development and regulation of any protected space, an evaluation of the resources must first be made. Edgar and Barret (1997) and Roberts and Hawkins (2000) indicate that only very few studies present quantitative data of the biota from areas declared MRs before the protection measures are put into effect. Prior studies are important for the efficient evaluation of the “reserve effect”, allowing a robust experimental design that includes the variation before and after the protection measures (Underwood, 1992). Hence, the objectives of this study are:

1. To optimize a methodology for the visual evaluation of fish assemblages, and to apply this protocol to the community under study, generating a volume of biotic and abiotic data that would allow the future application of a BACI (before and after control impact) design (Underwood, 1992, 1997; Kingsford and Battershill, 1998).

2. To compare the current condition of the fish assemblages at the proposed Gando-Arinaga MR with that of communities from other infralittoral zones of the Canary Archipelago. The influence is assessed of the different protection categories assigned to defined zones on the abundance and size of certain species of fishery interest (*Sparisoma cretense*, *Diplodus sargus* and *Mullus surmuletus*).

3. To determine the influence of seasonality and type of habitat on the descriptors of the fish community observed.

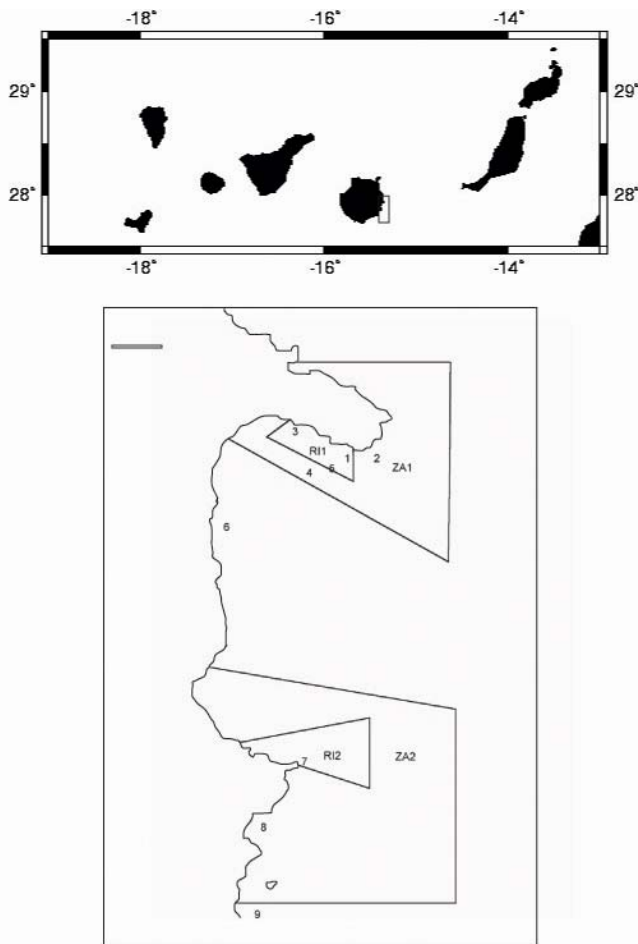
4. To determine the influence of abiotic factors (depth, slope, substrate rugosity, wave action) on the community structure.

## Material and methods

### Study area

The proposed Gando-Arinaga MR covers an area of 14 km along the east coast of Gran Canaria (fig. 1). There are two core areas: the first corresponds to the Gando Peninsula (zone 1 = Z1) and the second is located on the north coast of

Canaria (fig. 1); está constituida por dos núcleos, uno ubicado en la Península de Gando (zona 1 = Z1) y el otro en la costa norte de Arinaga (zona 2 = Z2). Ambos están formados por una zona de amortiguación (ZA, en la que se regulan las actividades recreativas y se permite la pesca con ciertas artes) y una reserva integral (RI, en la que se prohíbe cualquier tipo de actividad excepto la recogida de muestras con fines científicos). La zona presenta una amplia variedad de hábitats (Viceconsejería de Pesca, 1999). El 80% está constituida por llanuras arenosas



**Figura 1.** Lugar de estudio de la zona propuesta como Reserva Marina Gando-Arinaga (Gran Canaria, Islas Canarias). Se muestran las áreas de muestreo y las distintas zonas correspondientes a cada figura de protección definida. Las dos principales zonas de estudio son la Península de Gando (zona 1) y la costa norte de Arinaga (zona 2). Los números indican los puntos de muestreo. También se muestran las zonas correspondientes a las diferentes categorías de protección definidas: ZA = zona de amortiguamiento (se permiten las actividades recreativas reglamentadas y la pesca con cierto tipo de artes), y RI = zona integral de reserva (se prohíbe cualquier tipo de pesca).

**Figure 1.** Location of the proposed Gando-Arinaga Marine Reserve (Gran Canaria, Canary Islands). The two main study areas are the Gando Peninsula (zone 1) and the north coast of Arinaga (zone 2). The numbers indicate the sampling sites. Also shown are the zones corresponding to the protection categories defined: ZA = buffer zone (recreational activities are regulated and fishing with certain types of gear is allowed), and RI = integral reserve zone (all fishing activity is banned).

Arinaga (zone 2 = Z2). Both have a buffer zone (ZA), where recreational activities are regulated and fishing with certain types of gear is allowed, and an integral reserve zone (RI), where any type of activity is prohibited except for the collection of scientific samples. The area comprises a wide variety of habitats (Viceconsejería de Pesca, 1999); 80% consists of sandy plains and seagrass meadows of *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa* spp. The hard bottoms can be divided into two layers: first, a belt of photophilic macroalgae (90% composed of *Cystoseira* spp., *Lobophora variegata*, *Padina pavonica*, *Halopteris* spp., *Asparagopsis* spp. and *Codium* spp.) between 0 and 8 m depth; second, the lower limit of this layer is determined by sea urchin (*Diadema antillarum*) grazing that generates, until the hard/soft bottom ecotone, hard sections devoid of vegetation, popularly known as *blanquiales*.

#### Selection and definition of the sampling technique

As the study area will be declared a protected environment, we decided to use visual census methods, choosing the stationary point technique (Bohnsack and Bannerot, 1986) because of the heterogeneity of the habitats (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1996) and because it has been used in other areas of the archipelago (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1993a; Falcón *et al.*, 1993b; Falcón *et al.*, 1996; Herrera, 1998; Brito *et al.*, 1999; Tuya *et al.*, 2002). We did not census either nocturnal or cartilaginous species (Brock, 1982; Falcón *et al.*, 1996; Herrera, 1998). The survey was conducted in two stages (Lincoln-Smith, 1988, 1989): first and for a time  $t$ , we used the stationary visual census strategy (circumference of radius  $r$ ) *in sensu stricto* for species that do not shy away from the diver (types 2 and 3 according to Lincoln-Smith, 1988, 1989); afterwards, the cryptic species were evaluated (type 1 according to Lincoln-Smith, 1988, 1989) by searching among crevices and places of refuge within the census area. The two parameters that characterize a stationary visual census are: area (by definition, circular area proportional to  $r$ ) and time ( $t$ ) used in the observation. Their selection forms part of the “point” technique to optimize the accuracy of the census (Lincoln-Smith, 1988). Thus, both parameters were obtained following the protocol for the determination of area ( $r_{\min}$ ) and minimum sampling time ( $t_{\min}$ ), used in several ecological studies (Margalef, 1991) and applied to visual censuses by Bohnsack and Bannerot (1986) and Lincoln-Smith (1988, 1989). With the results from this preliminary analysis, the value of these parameters was set for the entire study. In order to use a similar methodology as that employed by other authors in the Canary Archipelago (Falcón *et al.*, 1993a; Falcón *et al.*, 1996; Herrera, 1998), the censuses were made in units of up to 20 individuals; for larger groups, abundance classes defined by Harmelin-Vivien *et al.* (1985) were taken.

As size estimation is highly important in studies that aim to evaluate the effectiveness of MRs (Bortone and Miller, 1999), the total length of the following species was obtained: Mediterranean parrotfish, *Sparisoma cretense*; island grouper,

y praderas marinas mixtas de *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa* spp. Los fondos duros pueden dividirse en dos estratos: el primero es un cinturón de macroalgas fotófilas (constituido en un 90% por *Cystoseira* spp., *Lobophora variegata*, *Padina pavonica*, *Halopteris* spp., *Asparagopsis* spp. y *Codium* spp.) entre 0 y 8 m de profundidad; el límite inferior de este estrato está determinado por la acción ramoneadora del erizo *Diadema antillarum*, que genera hasta el ecotono de transición con los fondos blandos, entornos duros desprovistos de cualquier tipo de cobertura, que constituyen el segundo estrato, y que son conocidos popularmente como “blanquiales”.

### Selección y definición de la técnica de muestreo

Debido a que la zona de estudio se declarará como espacio protegido, se optó por emplear censos visuales. Seleccionamos la técnica de punto estacionario (Bohnsack y Bannerot, 1986) debido a la heterogeneidad de entornos analizados (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1996), así como por el empleo de esta técnica en otras zonas del archipiélago (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1993a; Falcón *et al.*, 1993b; Falcón *et al.*, 1996; Herrera, 1998; Brito *et al.*, 1999; Tuya *et al.*, 2002). No censamos especies de comportamiento nocturno, ni especies cartilaginosas (Brock, 1982; Falcón *et al.*, 1996; Herrera, 1998). El censo se desarrolló en dos etapas (Lincoln-Smith, 1988, 1989): en primer lugar, y durante un tiempo  $t$ , se empleó la estrategia de censo en punto estacionario (circunferencia de radio  $r$ ) *in sensu stricto* para especies no esquivas al buceador (tipo 2 y 3 según Lincoln-Smith, 1988, 1989); seguidamente, se evaluaron las especies crípticas (tipo 1 según Lincoln-Smith, 1988, 1989) mediante una búsqueda en los refugios y oquedades del área de censo. Los dos parámetros que caracterizan un censo visual en punto estacionario son: área (por definición de área circular, proporcionales a  $r$ ) y el tiempo ( $t$ ) empleados en la observación. Su selección forma parte de la “puesta a punto” de la técnica, con objeto de optimizar la precisión del censo (Lincoln-Smith, 1988). Así, se obtuvieron ambos parámetros siguiendo el protocolo de determinación de área ( $r_{\min}$ ) y tiempo mínimo de muestreo ( $t_{\min}$ ), empleado en gran variedad de estudios ecológicos (Margalef, 1991) y aplicado en censos visuales por Bohnsack y Bannerot (1986) y Lincoln-Smith (1988, 1989). Los resultados de este análisis preliminar permitieron fijar el valor de dichos parámetros para todo el estudio. Con objeto de emplear una metodología similar a la utilizada por otros autores en el Archipiélago Canario (Falcón *et al.*, 1993a; Falcón *et al.*, 1996; Herrera, 1998), los censos se ejecutaron en unidades de hasta los 20 individuos. Para agrupamientos mayores se tomaron las clases de abundancia definidas por Harmelin-Vivien *et al.* (1985).

Debido a que la estimación de tallas es sumamente importante en los estudios que pretenden evaluar la efectividad de las RMs (Bortone y Miller, 1999), se obtuvieron la longitud total de las especies: vieja (*Sparisoma cretense*), abade (*Mycteroperca fusca*), sargo común (*Diplodus sargus*) y salmoneete (*Mullus surmuletus*). Se estimó la talla visualmente con ayuda de una regla dibujada en la tablilla de anotaciones,

*Mycteroperca fusca*; white seabream, *Diplodus sargus*; and striped red mullet, *Mullus surmuletus*. The size was estimated visually with the help of a ruler drawn on the annotation tablet, approximating the estimates to the closest 2 cm (García-Charton and Pérez-Ruzafa, 1998)

### Sampling

As two zones have been designated for protection, with their respective RI and ZA, sampling sites were selected for each zone and category for the purpose of conducting a nested analysis (Kingsford and Battershill, 1998; García-Charton *et al.*, 2000). Thus, for Z1, sampling sites 1, 3 and 5 were selected for RI, and 2 and 4 for ZA, while for Z2, sites 7 and 8 were chosen for RI and ZA, respectively (see fig. 1). In addition, two sampling sites (6 and 9) outside these designated zones were selected to act as points of comparison (control) to assess the future effectiveness of the protection measures. In view of the different habitats found at each site, a stratified simple sampling was performed in terms of habitat. Four strata were sampled (= four habitats: seagrass meadow, macroalgal belt, *blanquial*, and hard/soft bottom ecotone) at each sampling site, except where some habitat did not occur. Each stratus within a site was called a sampling point, and we obtained 2–4 replicas per point. Each site was sampled in summer (June 2000) and winter (January–February 2000); samples were not taken at some points because of strong wave action.

The following were determined for each fish species: mean abundance ( $\pm$ SD), maximum abundance per census, frequency of occurrence, and distribution pattern by calculating the  $\chi^2$  statistic (Ludwig and Reynolds, 1988). Total abundance (standardized to 100 m<sup>2</sup> to permit comparisons), species richness ( $S$ ), and diversity ( $H'$ , Shannon index) and evenness ( $J'$ ) indices were obtained as biotic descriptors of the fish community. Furthermore, structural and abiotic parameters were measured using the procedures described in table 1.

### Statistical analysis

#### Univariate analysis

The influence of habitat type and seasonality on the biotic descriptors of the community was determined based on ANOVA-II orthogonal models, considering both to be set factors; the Kolmogorov-Smirnov and Cochran tests were used to determine normality and homogeneity of variances, respectively. Transformations of the original data were used for strong homogeneity among variances; when homogeneity was not obtained, a more conservative value of  $\alpha$  was used (0.01; Underwood, 1997).

The influence of the defined zones and categories, as well as seasonality on the size and mean abundance of the species selected was determined based on ANOVA-III seminested models. The protection category was considered a nested factor of the type of zone. Seasonality is included as an orthogonal

aproximándose las estimaciones a los 2 cm más cercanos (García-Charton y Pérez Ruzafa, 1998).

### Muestreo

Ya que se proyectó la protección de dos zonas, con sus respectivas parcelas de RI y ZA, se decidió seleccionar áreas de muestreo (AMs) para cada tipo de zona y categoría, con objeto de permitir un análisis siguiendo una estrategia anidada (Kingsford y Battershill, 1998; García-Charton *et al.*, 2000). Así, para la Z1 (fig. 1) se seleccionaron las AMs 1, 3 y 5 para el área de RI, y los puntos 2 y 4 para la ZA. Para la Z2 se eligieron las AMs 7 y 8 para la RI y ZA, respectivamente. Asimismo se seleccionaron AMs externas a los entornos sometidos a futuras acciones de protección (AMs 6 y 9), con objeto de disponer de puntos de control con los cuales poder evaluar en el futuro la efectividad de las acciones de protección. Debido a la existencia de diferentes hábitats para cada AM, se empleó un muestreo estratificado simple en función del hábitat. Consecuentemente muestreamos cuatro estratos (= 4 hábitats: (1) pradera marina o “sebadal”, (2) cinturón de macroalgas, (3) blanquiazal y (4) ecotono entre fondos duros y blandos) para cada AM, con excepción de aquellas AMs que careciesen de algún estrato. Cada sitio de muestreo (equivalente a cada estrato) dentro de una AM se denominó punto de muestreo (PM). Obtuvimos 2–4 réplicas por PM. Cada AM se muestreó en verano (junio de 2000) e invierno (enero–febrero de 2000). Algún PM no pudo muestrearse debido al fuerte oleaje reinante.

factor in the design. Though a number of samples >30 enabled the data to follow a normal distribution for each species, a strong heterogeneity of variances was detected associated with the unbalanced nature of these analyses; consequently, a significance level of  $\alpha = 0.01$  was fixed. When the null hypothesis was rejected, *a posteriori* (SNK) comparisons were performed to detect significant differences of the different levels of the factors considered. Finally, 95% confidence intervals were calculated for the results obtained by other studies in the Canary Archipelago (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1993a, 1993b, 1996; Herrera, 1998), to compare the results.

### Multivariate analysis

An ordination analysis of the sampling points was made (averaging the values of both zones) based on nonparametric multidimensional scaling (MDS) with the Bray-Curtis dissimilarity matrix.

The influence of the abiotic parameters on the fish community structure was determined through an indirect gradient analysis (Ludwig and Reynolds, 1988), using multiple regression models between the ordination analysis coordinates of each sampling point and the corresponding structural abiotic parameters: depth, slope and rugosity, and wave exposure. Correlation analyses were also carried out between these dimensions and the abiotic factors considered, followed by a direct gradient analysis of the fish community descriptors and the significant abiotic parameters from the previous indirect gradient analysis (Ludwig and Reynolds, 1988).

**Tabla 1.** Parámetros abióticos medidos según los procedimientos y autores citados.  
**Table 1.** Abiotic parameters measured according to the procedures and authors cited.

Parámetro abiótico	Procedimiento	Referencia	Unidad
<b>Dinámicos</b>			
Temperatura del agua de mar en superficie	Sonda multiparamétrica	Bortone <i>et al.</i> (1997)	°C
Altura de ola visual en aguas someras	Cálculo visual de Hs	Bortone <i>et al.</i> (1997)	m
Altura de ola en aguas profundas	Valores de Ho proporcionados por el INM. <i>Boya Las Palmas-II</i>		m
Índice de exposición al oleaje	IE = Hs aguas someras/Ho		
Visibilidad en el fondo	Disco de Secchi en horizontal	Bortone <i>et al.</i> (1997)	m
<b>Estructurales</b>			
Profundidad	Profundímetro	Bortone <i>et al.</i> (1997)	m
Índice de rugosidad	Cálculo del <i>Ratio</i> IR	Luckhurst y Luckhurst (1978) Kingsford y Battershill (1998) Ohman y Rajasuriya (1998) García-Charton y Pérez-Ruzafa (1998)	
Pendiente	Batimetría local y discretización en 4 categorías: 0–5°, 5–45°, 45–80°, 80–90°	Falcón <i>et al.</i> (1996) Bortone <i>et al.</i> (1997)	°

Para cada especie íctica se obtuvo: abundancia media ( $\pm$  SD), abundancia máxima por censo, frecuencia de ocurrencia y su patrón de distribución mediante el cálculo del estadístico  $\chi^2$  (Ludwig y Reynolds, 1988). Además, se obtuvieron como descriptores bióticos de la comunidad de peces la abundancia total (estandarizada a 100 m<sup>2</sup> para permitir comparaciones), la riqueza de especies ( $S$ ), y los índices de diversidad  $H'$  (índice de Shannon) y  $J'$  (equitatividad). La información se complementó con la toma de parámetros abióticos estructurales y dinámicos, medidos a través de los procedimientos que se detallan en la tabla 1.

### Análisis estadístico

#### Análisis univariante

Para conocer la influencia del tipo de hábitat y la estacionalidad en los descriptores bióticos de la comunidad ejecutamos modelos ANOVA II ortogonales, considerando ambos factores como fijos. Se utilizaron las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Cochran para comprobar la normalidad y homogeneidad de varianzas, respectivamente. La fuerte heterogeneidad de las varianzas motivó el empleo de transformaciones de los datos originales. En caso de no obtener homogeneidad se fijó un valor de  $\alpha$  más conservador (0.01; Underwood, 1997).

Determinamos la influencia de las categorías y zonas definidas, así como de la estacionalidad, sobre la talla y abundancia media de las especies seleccionadas mediante modelos semianidados ANOVA III. Consideramos la categoría de protección como un factor anidado del tipo de zona. Además, se incluyó la estacionalidad como factor ortogonal en el diseño. Si bien la presencia de un número de muestras  $>30$  permitió que los datos siguieran una distribución normal para cada especie, se detectó una fuerte heterogeneidad de varianzas asociada al carácter no balanceado de dichos análisis fijándose, consecuentemente, un nivel de significancia de  $\alpha = 0.01$ . En caso de rechazar la hipótesis nula, se ejecutaron contrastes *a posteriori* (SNK) con objeto de detectar diferencias significativas para los distintos niveles de los factores considerados. Finalmente, con el objeto de comparar nuestros resultados con los de otros estudios, se calcularon intervalos de confianza al 95% para los resultados obtenidos por esas otras investigaciones en el Archipiélago Canario (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1993a, 1993b, 1996; Herrera, 1998).

#### Análisis multivariante

Se ejecutó un análisis de ordenación de los PMs estudiados (promediando los valores de ambas estaciones) mediante un escalamiento multidimensional no paramétrico (MDS) sobre la matriz de disimilitud de Bray-Curtis.

Con propósito de conocer la influencia de los parámetros abióticos en la estructura de la comunidad íctica, se ejecutó un análisis indirecto de gradientes (Ludwig y Reynolds, 1988) a través de modelos de regresión múltiple entre las coordenadas

## Results

### Preliminary analysis

The analysis produced a  $r_{\min} = 8.34$  m ( $\approx 8$  m, fig. 2a) and a  $t_{\min} = 7.3$  min (fig. 2b). Total cumulative abundance presented a logarithmic relation with  $r$  and  $t$  (fig. 2c and d, respectively), with an asymptotic tendency regarding  $t$ . We therefore selected a unit of effort of  $r = 8$  m; however, due to time limitations, we assigned a value of  $t = 5$  min, which has been used by most studies conducted in the Canary Archipelago.

### Statistical descriptors

Table 2 shows the statistical descriptors obtained for the entire study area. A total of 36 species were recorded, the most abundant (mean abundance per sample  $>5$  ind 100 m<sup>-2</sup>) being *Pomadasys incisus*, *Boop boops*, *Abudefduf luridus*, *Chromis limbatus* and *Thalassoma pavo*. The highest number of individuals per sample ( $\geq 100$  ind 100 m<sup>-2</sup>) corresponded to pelagic (*B. boops*) and epibenthic (*P. incisus*, *C. limbatus*) gregarious species. Nine species did not present an abundance of  $>2$  ind 100 m<sup>-2</sup> in any census. The variation (quantified with SD) in abundance was equal or more than the mean abundance value per sample, indicating the high variability and grouping ability of the coastal fish assemblages in the area. The five most frequent ( $>50\%$ ) species were *A. luridus* (92.13%), *T. pavo* (74.16%), *C. limbatus* (66.29%), *Sparisoma cretense* (64.04%) and *Diplodus vulgaris* (61.8%). The mean number of species ranged from 3.5 to 18.25, and the mean number of species for the entire study was 7.61 ( $\pm 3.53$ ). The mean number of individuals per sample varied between 382.62 and 2.75, with a mean of 94.43 ( $\pm 125.61$ ). Species diversity ( $H'$ ) was relatively low, with values of 0.88–0.22, and an overall mean value of 0.52 ( $\pm 0.15$ ). Values of  $H' > 1$  were not obtained for any sampling point, indicating that the community diversity is low. The evenness index ( $J'$ ) varied between 0.33 and 0.946, with a mean value of 0.64 ( $\pm 0.17$ ).

Of the 36 species recorded, only 5 occurred in only one type of habitat: *Diplodus annularis* in the seagrass meadows; *P. incisus*, *Umbrina canariensis* and *Lithognathus mormyrus* in the hard/soft bottom ecotone; and *Centrolabrus trutta* in the algal belt. This shows a high variability in the use of resources (food and shelter) of the assemblages analyzed. This high variability ( $\Rightarrow \sigma^2 > m$ ) is reflected in the lack of uniform and random distribution patterns for the entire study area, and in the presence of many gregarious patterns: of the 36 species, 20 presented a gregarious distribution, 9 a uniform distribution and 7 a random distribution.

### Influence of habitat and seasonality on the community descriptors

The type of habitat produces variations for the four community descriptors (fig. 3); however, seasonality does not

del análisis de ordenación de cada PM y sus parámetros abióticos estructurales correspondientes: profundidad, pendiente y rugosidad, y exposición al oleaje. Además, se ejecutaron análisis de correlación entre dichas dimensiones y los factores abióticos considerados. Seguidamente se realizó un análisis directo de gradientes para los descriptores de la comunidad íctica y aquellos parámetros abióticos significativos en el anterior análisis indirecto de gradientes (Ludwig y Reynolds, 1988).

## Resultados

### Análisis preliminar

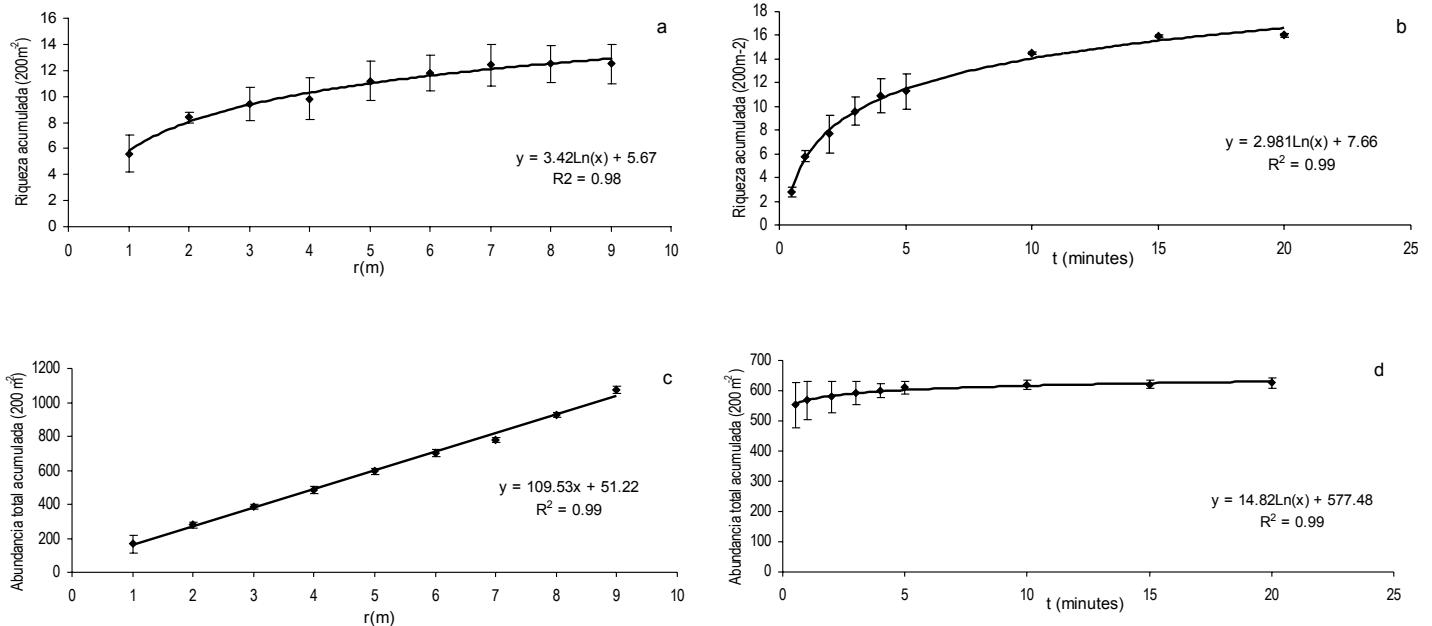
Se obtuvo un  $r_{\min} = 8.34 \text{ m}$  ( $\approx 8 \text{ m}$ , fig. 2a) y un  $t_{\min} = 7.3 \text{ min}$  (fig. 2b). Por otra parte, el número total de individuos acumulados mostró una relación logarítmica con  $r$  y  $t$  (fig. 2c y d, respectivamente), con una tendencia asintótica frente a  $t$ . Consecuentemente seleccionamos una unidad de esfuerzo de  $r = 8 \text{ m}$ . Sin embargo, motivados por las limitaciones de tiempo y porque todos los estudios en el Archipiélago Canario han empleado esa duración, fijamos un  $t = 5 \text{ min}$ .

### Estadísticos descriptores

La tabla 2 muestra los estadísticos descriptores obtenidos para la totalidad de la zona de estudio. Se observaron un total de 36 especies, de las cuales las más abundantes (abundancia media por muestra  $>5 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2}$ ) fueron *Pomadasys incisus*,

present significant fluctuations if there is no important interaction between both factors. Highest species richness ( $S = 11.39 \pm 4.07$  summer 2000,  $S = 8.94 \pm 3.36$  winter 2000) and variability were recorded for the ecotone, because of the confluence of two environments with different assemblages; however, there were no significant differences in the number of species from the *blanquizal* ( $S = 6.8 \pm 2.04$  summer 2000,  $S = 7.86 \pm 2.03$  winter 2000), algal belt ( $S = 6.21 \pm 1.57$  summer 2000,  $S = 5.92 \pm 1.86$  winter 2000), and seagrass meadow ( $S = 3.83 \pm 1.17$  summer 2000,  $S = 5.00 \pm 0.82$  winter 2000). On the other hand, the ecotone had the lowest evenness values ( $J' = 0.54 \pm 0.15$  summer 2000,  $J' = 0.57 \pm 0.17$  winter 2000), due to the presence in this environment of spatial niches of certain gregarious epibenthic species of high abundance ( $>10 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2}$ ) and low frequency of occurrence (*Pomadasys incisus* or *Umbrina canariensis*). Again, there were no differences in the evenness index for the algal belt ( $J' = 0.73 \pm 0.1$  summer 2000,  $J' = 0.72 \pm 0.11$  winter 2000), *blanquizal* ( $J' = 0.71 \pm 0.08$  summer 2000,  $J' = 0.56 \pm 0.09$  winter 2000), and seagrass meadow ( $J' = 0.72 \pm 0.27$  summer 2000,  $J' = 0.67 \pm 0.33$  winter 2000).

The Shannon index ( $H'$ ) is the most homogeneous among the four habitats, as indicated by the low value of statistic  $F$  ( $= 2.97$ ) and the marginal value of  $P$  ( $= 0.037$ ). No differences were found between the values of this index for the *blanquizal* ( $H' = 0.57 \pm 0.11$  summer 2000,  $H' = 0.49 \pm 0.07$  winter 2000), ecotone ( $H' = 0.56 \pm 0.14$  summer 2000,  $H' = 0.54 \pm 0.12$  winter 2000), and algal belt ( $H' = 0.57 \pm 0.11$  summer 2000,  $H'$



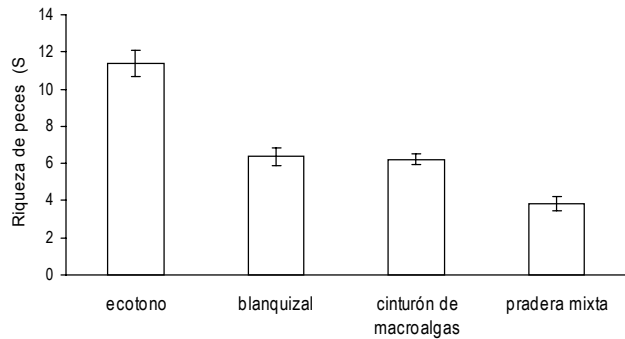
**Figura 2.** Efecto del radio (a, c) y el tiempo de observación (b, d) de un censo visual en punto estacionario en la riqueza (a, b) y la abundancia total (c, d) de individuos acumulada.

**Figure 2.** Effect of the sampling radius (a, c) and observation time (b, d) of a stationary visual census on species richness (a, b) and total cumulative abundance (c, d).

**Tabla 2.** Abundancia media, frecuencia de observación y patrones de distribución de las poblaciones de peces observadas en la zona de estudio.  
**Table 2.** Mean abundance, frequency of occurrence and distribution patterns of the fish assemblages observed in the study area.

Especie	Media (100 m <sup>2</sup> )	SD	Frecuencia de ocurrencia (%)	No. máximo/ censo (200 m <sup>2</sup> )	$\chi^2$	Distribución
<i>Synodus</i> spp.	0.13	0.24	24.72	2	40.09	Uniforme
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0.02	0.1	4.49	1	40.5	Uniforme
<i>Muraena augusti</i>	0.01	0.07	2.25	1	41.5	Uniforme
<i>Epinephelus marginatus</i>	0.01	0.07	2.25	1	41.5	Uniforme
<i>Mycteroperca fusca</i>	0.09	2.26	15.73	3	59.00	Uniforme
<i>Serranus</i> spp.	0.08	0.18	15.73	1	58.00	Uniforme
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	0.17	0.73	6.74	10	298.6	Agregada
<i>Apogon imberbis</i>	0.36	2.24	5.62	30	1167.29	Agregada
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0.84	3.35	11.24	40	1114.85	Agregada
<i>Seriola</i> spp.	0.11	0.64	3.37	5	308.75	Agregada
<i>Pomadasys incisus</i>	12.22	49.00	4.49	500	16286.36	Agregada
<i>Umbrina canariensis</i>	3.36	19.14	6.74	150	9049.25	Agregada
<i>Mullus surmuletus</i>	0.62	1.75	16.85	10	443.63	Agregada
<i>Boop boops</i>	19.01	51.03	26.97	500	11328.04	Agregada
<i>Diplodus cervinus cervinus</i>	0.18	0.39	21.35	6	67.21	Aleatoria
<i>Diplodus sargus cadenati</i>	2.64	6.58	26.97	50	1355.04	Agregada
<i>Diplodus vulgaris</i>	3.59	5.37	61.8	50	644.31	Agregada
<i>Diplodus annularis</i>	0.07	0.39	4.49	5	69.33	Aleatoria
<i>Lithognatus mormyrus</i>	0.01	0.43	7.87	6	151.55	Agregada
<i>Oblada melanura</i>	0.41	1.58	14.61	20	510.97	Agregada
<i>Pagrus pagrus</i>	0.16	0.72	8.99	10	274.39	Agregada
<i>Sarpa salpa</i>	1.09	3.69	14.61	50	1030.01	Agregada
<i>Spondilyosoma cantharus</i>	0.02	0.13	3.37	1	61.75	Aleatoria
<i>Abudefduf luridus</i>	8.19	7.52	92.13	50	563.37	Agregada
<i>Chromis limbatus</i>	26.68	43.62	66.29	500	5506.08	Agregada
<i>Centrolabrus trutta</i>	0.49	1.22	22.47	15	251.56	Agregada
<i>Thalassoma pavo</i>	7.00	9.59	74.16	100	1071.88	Agregada
<i>Xyrichtys novacula</i>	0.03	0.13	6.74	1	40.5	Agregada
<i>Sparisoma (Euscarus) cretense</i>	1.5	2.89	64.04	40	470.27	Agregada
<i>Trachinus</i> spp.	0.11	0.35	12.36	5	95.63	Aleatoria
<i>Ophioblennius atlanticus atlanticus</i>	0.09	0.28	11.24	3	71.68	Aleatoria
<i>Scorpaena</i> spp.	0.17	0.38	24.72	5	70.00	Aleatoria
<i>Bothus podas maderensis</i>	0.1	0.26	12.36	2	57.11	Uniforme
<i>Balistes carolinensis</i>	0.03	0.13	6.74	1	39.5	Uniforme
<i>Canthigaster rostrata</i>	0.47	1.01	35.96	16	79.14	Aleatoria
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0.18	0.51	23.6	6	116.15	Agregada
<i>n</i>	88					
<i>S</i>	7.61	3.53				
<i>H'</i>	0.52	0.15				
<i>J'</i>	0.64	0.17				
No. total de individuos	94.43	125.61				

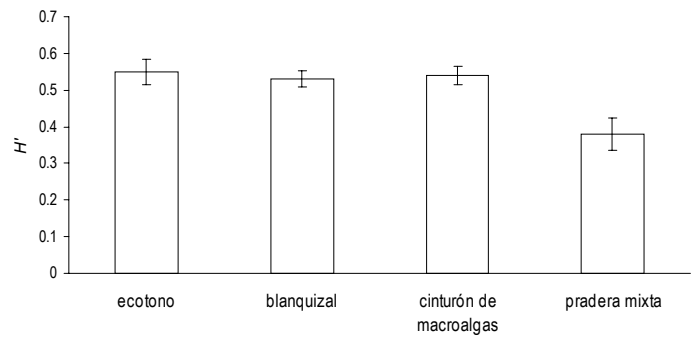




ANOVA:  $\alpha = 0,05$

Fuente de variación	df	MS	F	P	SNK a posteriori
A = Hábitat	3	3.317	15.572	0.000	<u>E &gt; B CM &gt; PM</u>
B = verano vs. invierno	1	0.072	0.338	0.601	
A × B	3	0.531	2.492	0.058	
Residual	75	0.213			

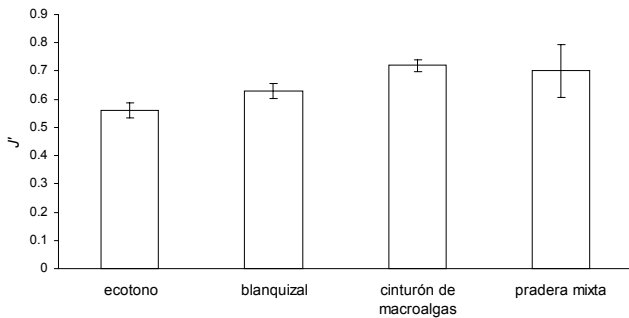
Transformación de datos: raíz cuadrada



ANOVA:  $\alpha = 0,05$

Fuente de variación	df	MS	F	P	SNK a posteriori
A = Hábitat	3	0.385	8.052	0.000	<u>B E &gt; CM PM</u>
B = verano vs. invierno	1	0.168	0.976	0.334	
A × B	3	0.147	0.854	0.490	
Residual	75	0.172			

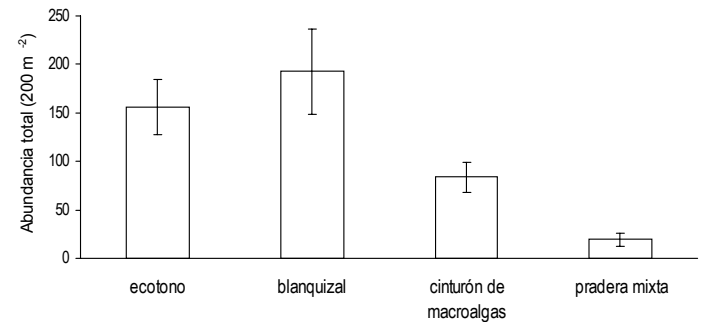
Transformación de datos: Log



ANOVA:  $\alpha = 0,01$

Fuente de variación	df	MS	F	P	SNK a posteriori
A = Hábitat	3	0.314	4.515	0.006	<u>CM PM B &gt; E</u>
B = verano vs. invierno	1	0.001	0.033	0.835	
A × B	3	0.046	1.537	0.212	
Residual	75	0.03			

Datos no transformados



ANOVA:  $\alpha = 0,05$

Fuente de variación	df	MS	F	P	SNK a posteriori
A = Hábitat	3	0.074	2.97	0.037	<u>E CM B &gt; PM</u>
B = verano vs. invierno	1	0.037	1.473	0.229	
A × B	3	0.003	0.12	0.948	
Residual	75	0.025			

Datos no transformados

**Figura 3.** Influencia de los cuatro tipos de hábitat estudiados en los descriptores de la comunidad ictica observada. Las barras de error representan el error estándar de la media. Los valores subrayados para el contraste SNK indican ausencia de diferencias significativas.

**Figure 3.** Influence of the four types of habitat studied on the biotic descriptors of the fish community observed. Error bars represent mean standard error. The underlined values of the SNK comparison indicate the absence of significant differences.

*Boop boops*, *Abudefduf luridus*, *Chromis limbatus* y *Thalassoma pavo*. El mayor número de individuos por muestra ( $\geq 100$  ind  $100 \text{ m}^{-2}$ ) correspondió a especies gregarias pelágicas (*B. boops*) y epibentónicas (*P. incisus*, *C. limbatus*). Por otra parte, 9 especies nunca presentaron una abundancia  $> 2$  ind  $100 \text{ m}^{-2}$  en cualquier censo. La variación (cuantificada mediante la SD) de la abundancia fue del orden de o superior al valor medio de abundancia por muestra, lo que revela la alta variabilidad y capacidad de agregación de las poblaciones de peces litorales en la zona. Las 5 especies más frecuentes ( $> 50\%$ ) fueron *A. luridus* (92.13%), *T. pavo* (74.16%),

=  $0.53 \pm 0.14$  winter 2000), though they are slightly higher than those for the seagrass meadow ( $H' = 0.39 \pm 0.16$  summer 2000,  $H' = 0.36 \pm 0.11$  winter 2000). Finally, the total abundance of individuals was higher for the *blanquizal* (total No. ind. =  $70.06 \pm 65.74$  summer 2000, total No. ind. =  $146.21 \pm 102.11$  winter 2000) and ecotone (total No. ind. =  $196.67 \pm 216.51$  summer 2000, total No. ind. =  $110.00 \pm 74.41$  winter 2000) than for the algal belt (total No. ind. =  $35.93 \pm 18.96$  summer 2000, total No. ind. =  $48.04 \pm 54.05$  winter 2000) and seagrass meadow (total No. ind. =  $13.83 \pm 14.03$  summer 2000, total No. ind. =  $27.38 \pm 28.71$  winter 2000).

*C. limbatus* (66.29%), *Sparisoma cretense* (64.04%) y *Diplodus vulgaris* (61.8%). El número medio de especies osciló entre 3.5 y 18.25, siendo 7.61 ( $\pm 3.53$ ) el número medio de especies para todo el estudio. El número medio de individuos por muestra varió entre 382.62 y 2.75, con media de 94.43 ( $\pm 125.61$ ). La diversidad de especies ( $H'$ ) fue relativamente baja, con valores entre 0.88 y 0.22 y valor medio para todo el estudio de 0.52 ( $\pm 0.15$ ). Ningún PM presentó valores de  $H' > 1$ , lo que refleja una baja diversidad para la comunidad. El índice de equitatividad ( $J'$ ) varió entre 0.33 y 0.946, con valor medio de 0.64 ( $\pm 0.17$ ).

Del total de 36 especies censadas, solamente 5 se han encontrado restringidas a un único tipo de hábitat: *Diplodus annularis* en las praderas marinas, *P. incisus*, *Umbrina canariensis* y *Lithognathus mormyrus* en el ecotono entre fondos duros y blandos, y *Centrolabrus trutta* en el cinturón de algas. Esto refleja una alta variabilidad en el empleo de recursos (alimentación y refugio) por parte de las poblaciones analizadas. Esta alta variabilidad ( $\Rightarrow \sigma^2 > m$ ) se refleja en la escasez de patrones de distribución uniformes y aleatorios para la totalidad del área de estudio, y en la presencia de una alta cantidad de patrones de agregación. Así, obtuvimos que 20 de las 36 especies mostraron patrones de distribución agregados, 9 uniformes y 7 aleatorios.

#### *Influencia del hábitat y la estacionalidad en los descriptores de la comunidad*

El tipo de hábitat produce variaciones para los cuatro descriptores de la comunidad (fig. 3). Sin embargo, la estacionalidad no produce fluctuaciones significativas, sin que exista ninguna interacción significativa entre ambos factores. El ecotono es el ambiente con mayor riqueza de especies ( $S = 11.39 \pm 4.07$  en verano de 2000,  $S = 8.94 \pm 3.36$  en invierno de 2000), así como el de mayor variabilidad, como resultado de la confluencia de dos entornos con comunidades diferentes. Por otra parte, no existe diferencia significativa en el número de especies entre el blanquizal ( $S = 6.8 \pm 2.04$  en verano de 2000,  $S = 7.86 \pm 2.03$  en invierno de 2000), el cinturón de algas ( $S = 6.21 \pm 1.57$  en verano de 2000,  $S = 5.92 \pm 1.86$  en invierno de 2000) y la pradera marina ( $S = 3.83 \pm 1.17$  en verano de 2000,  $S = 5.00 \pm 0.82$  en invierno de 2000). Sin embargo, el ecotono es el ambiente de menor equitatividad ( $J' = 0.54 \pm 0.15$  en verano de 2000,  $J' = 0.57 \pm 0.17$  en invierno de 2000) debido a la presencia en este ambiente de los nichos espaciales de ciertas especies epibentónicas gregarias con alta abundancia ( $>10$  ind 100 m<sup>-2</sup>) y baja frecuencia de ocurrencia (*Pomadasys incisus* o *Umbrina canariensis*). Por otra parte, no existen diferencias para el índice de equitatividad  $J'$  entre el cinturón de algas ( $J' = 0.73 \pm 0.1$  en verano de 2000,  $J' = 0.72 \pm 0.11$  en invierno de 2000), el blanquizal ( $J' = 0.71 \pm 0.08$  en verano de 2000,  $J' = 0.56 \pm 0.09$  en invierno de 2000) y la pradera marina ( $J' = 0.72 \pm 0.27$  en verano de 2000,  $J' = 0.67 \pm 0.33$  en invierno de 2000).

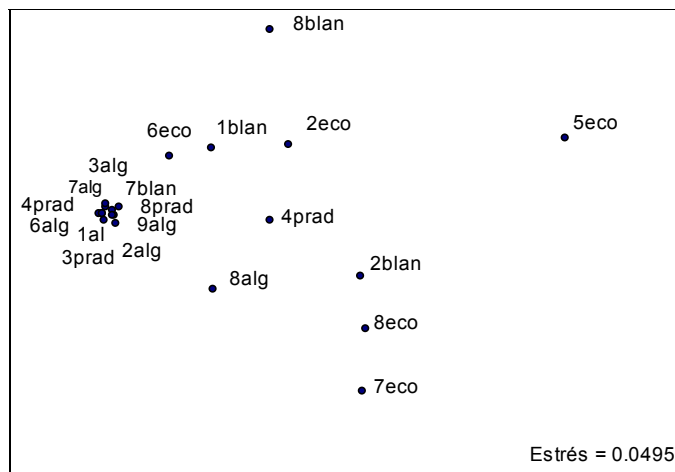
**Tabla 3.** Abundancia y talla media ( $\pm$ SD) para cada una de las cuatro especies de peces analizadas en función de los tres tipos de categoría de protección (RI = reserva integral, ZA = zona de amortiguación y C = zona control) y las dos zonas estudiadas (Z1 y Z2).

**Table 3.** Abundance and mean size ( $\pm$ SD) for each of the four fish species analyzed in terms of the three protection categories (RI = integral reserve zone, ZA = buffer zone and C = control zone) and the two zones studied (Z1 and Z2).

Tipo de emplazamiento	Talla (cm)	Abundancia (ind 100 m <sup>-2</sup> )
<b><i>Sparisoma cretense</i></b>		
RIZ1	15.67 (2.49)	0.79 (1.23)
RIZ2	17.03 (8.59)	2.09 (1.6)
ZAZ1	16.48 (4.87)	1.53 (2.1)
ZAZ2	10.94 (6.6)	0.56 (0.7)
C	16.36 (5.19)	4.33 (6.55)
Total zona de estudio	15.69 (6.2)	1.5 (2.89)
<b><i>Diplodus sargus</i></b>		
RIZ1	–	–
RIZ2	23.23 (7.96)	13.78 (9.48)
ZAZ1	17.33 (3.92)	0.53 (1.35)
ZAZ2	11.54 (1.45)	0.06 (0.17)
C	12.38 (2.18)	0.63 (1.55)
Total zona de estudio	18.88 (8.02)	2.64 (6.58)
<b><i>Mullus sermuletus</i></b>		
RIZ1	14.55 (3.47)	0.54 (0.96)
RIZ2	22.93 (2.77)	1.66 (3.88)
ZAZ1	10.91 (1.04)	0.34 (0.94)
ZAZ2	14.4 (1.58)	0.56 (1.55)
C	–	–
Total zona de estudio	20.39 (5.1)	0.62 (1.75)
<b><i>Mycteroperca fusca</i></b>		
RIZ1	–	–
RIZ2	26.89 (4.01)	0.72 (0.36)
ZAZ1	–	–
ZAZ2	–	–
C	28.00 (2.83)	0.5 (0.0)
Total zona de estudio	27.09 (3.73)	0.09 (0.26)

#### *Distribution of size and abundance of the species selected*

The sizes and abundances recorded for four species are given in table 3. For the Mediterranean parrotfish (*Sparisoma cretense*), a mean size of 15.69 ( $\pm 6.2$ ) cm was obtained for the entire study. There are no differences either in size or abundance among the different zones or protection categories



**Figura 4.** Análisis de ordenación MDS para la totalidad de puntos de muestreo de la zona de estudio. Los códigos indican (1) el número de cada uno de los nueve puntos de muestreo y (2) el tipo de hábitat ("eco": ecotono de transición, "blan": blanquiazal, "alg": banda de algas fotófilas, y "prad": pradera marina).

**Figure 4.** Multidimensional scaling analysis for the total of sampling points of the study area. The codes indicate (1) the number of each of the nine sampling points and (2) habitat type ("eco": hard/soft bottom ecotone, "blan": blanquiazal, "alg": photophylic algal belt, and "prad": seagrass meadow).

El índice de Shannon ( $H'$ ) es el más homogéneo entre los cuatro hábitats, tal y como lo muestra el bajo valor del estadístico  $F$  ( $= 2.97$ ) y el valor marginal de  $P$  ( $= 0.037$ ). Así, no existen diferencias para este índice entre el blanquiazal ( $H' = 0.57 \pm 0.11$  en verano de 2000,  $H' = 0.49 \pm 0.07$  en invierno de 2000), el ecotono ( $H' = 0.56 \pm 0.14$  en verano de 2000,  $H' = 0.54 \pm 0.12$  en invierno de 2000) y el cinturón de algas ( $H' = 0.57 \pm 0.11$  en verano de 2000,  $H' = 0.53 \pm 0.14$  en invierno de 2000), aunque son ligeramente superiores al de la pradera marina ( $H' = 0.39 \pm 0.16$  en verano de 2000,  $H' = 0.36 \pm 0.11$  en invierno de 2000). Finalmente, el blanquiazal (No. total ind. =  $70.06 \pm 65.74$  en verano de 2000, No. total ind. =  $146.21 \pm 102.11$  en invierno de 2000) y ecotono (No. total ind. =  $196.67 \pm 216.51$  en verano de 2000, No. total ind. =  $110.00 \pm 74.41$  en invierno de 2000) han mostrado una abundancia total de individuos superior a la del cinturón de algas (No. total ind. =  $35.93 \pm 18.96$  en verano de 2000, No. total ind. =  $48.04 \pm 54.05$  en invierno de 2000) y la pradera marina (No. total ind. =  $13.83 \pm 14.03$  en verano de 2000, No. total ind. =  $27.38 \pm 28.71$  en invierno de 2000).

#### Distribución de tallas y abundancias de las especies seleccionadas

La tabla 3 ilustra los resultados obtenidos para las tallas y abundancias de las cuatro especies. Para la vieja (*Sparisoma cretense*) se obtuvo una talla media para todo el estudio de  $15.69 (\pm 6.2)$  cm. No existen diferencias ni para la talla ni para la abundancia de esta especie para las distintas zonas y categorías de emplazamientos (tabla 4). Sin embargo, se detectaron diferencias significativas (tabla 4) para la talla media del sargo común (*Diplodus sargus*) en función de la categoría de

(tabla 4). However, significant differences were found (table 4) for the mean size of the white seabream (*Diplodus sargus*) in relation to the protection category: higher values were recorded for RI (mean size = 21.23 cm) than for ZA (mean size = 15.11 cm) and control (mean size = 12.06 cm). A mean size of  $18.88 (\pm 8.02)$  cm was obtained for this sparid. On the other hand, there were no differences in abundance in terms of the factors considered. The striped red mullet (*Mullus surmuletus*) presented an overall mean size of  $20.39 (\pm 5.1)$  cm. In relation to the protection categories, significant differences were found for size but not for abundance (table 4). Thus, the sizes recorded for RI ( $22.63 \pm 3.84$  cm) are higher than those for ZA ( $12.57 \pm 2.15$  cm).

Seasonality did not affect either the size frequency distribution or the abundance of the species analyzed ( $P > 0.01$ , table 4).

Finally, a mean size of  $27.09 (\pm 3.73)$  cm was obtained for the island grouper (*Mycteroperca fusca*); however, due to lack of data ( $n < 30$ ,  $\Rightarrow$  non-normal data), a statistical analysis was not performed.

#### Influence of abiotic factors on the community structure

##### Multivariate ordenation analysis

Figure 4 shows the distribution of the sampling points in the two-dimensional scaling (stress = 0.0495). Nearly all the sampling points corresponding to the macroalgal belt and seagrass meadow strata form a cloud of points on the left side of the graph, indicating a great similarity between both environments. However, the points corresponding to the blanquiazal and transition ecotone strata are distributed throughout the graph, indicating greater heterogeneity.

##### Indirect gradient analysis

The multiple regression models showed a significant ( $P < 0.01$ , fitted  $R^2 = 0.55$ ) positive relation for axis I of the ordination analysis with substrate slope, whereas the correlation analysis presented significant correlations with depth ( $r_s = 0.644$ ) and slope ( $r_s = 0.726$ ). In addition, a correlation was found ( $P < 0.05$ ,  $r_s = 0.567$ ) between slope and depth. Consequently, a strong colinearity is detected between both structural abiotic parameters, which has a repercussion on the absence of a significant relation between dimension I and depth of the multiple regression model.

For axis II of the ordination analysis, the regression model detected a significant ( $P < 0.01$ , fitted  $R^2 = 0.44$ ) positive relation with the rugosity index (IR), and there was a positive correlation ( $P < 0.05$ ,  $r_s = 0.557$ ) between that structural parameter and dimension II.

##### Direct gradient analysis

Figure 5 shows the influence of depth on the statistical descriptors of the community analyzed. Both species richness

**Tabla 4.** Modelos ANOVA-III semianidados para contrastar el efecto de la estacionalidad (verano frente a invierno), las dos zonas y las categorías de protección en la abundancia y talla de cada una de las cuatro especies de peces seleccionadas. \* =  $P < 0.01$ ; n.s. = no significativo.**Table 4.** Semianested ANOVA-III models to compare the effect of seasonality (summer vs winter), the two zones and the protection categories on the abundance and size of each of the four fish species selected. \* =  $P < 0.01$ ; n.s. = not significant.

Fuente de variación	Talla				Abundancia					
	df	SS	MS	F	SNK	df	SS	MS	F	SNK
<b><i>Sparisoma cretense</i></b>										
A = verano vs. invierno	1	0.497	0.497	0.15	n.s.	1	0.382	0.382	3.94	n.s.
B = zona	1	53.23	53.23	0.353	n.s.	1	0.207	0.207	0.054	n.s.
A × B	1	3.325	3.325	3.53	n.s.	1	0.0968	0.0968	9.683	n.s.
C(B) = categoría (zona)	4	602.85	150.71	4.253	n.s.	4	15.186	3.796	1.38	n.s.
A × C(B)	6	5.647	0.941	0.026	n.s.	6	0.06	0.06	0.00363	n.s.
Error	181	6413.7	35.43			76	209.06	2.751		
<b><i>Diplodus sargus</i></b>										
A = verano vs. invierno	1	4.359	4.359	1.153	n.s.	1	236.638	236.638	0.2656	n.s.
B = zona	1	50.678	50.678	0.07	n.s.	1	625.39	625.39	0.345	n.s.
A × B	1	3.778	3.778	1.474	n.s.	1	890.9	890.9	9.179	n.s.
C(B) = categoría (zona)	4	2753.4	688.35	17.026*	RI > ZA > C	4	7142.218	1787.3	3.28	n.s.
A × C(B)	6	1.905	0.3175	0.0079	n.s.	6	1164.833	97.06	0.1784	n.s.
Error	197	7883.512	40.018			73	39717.292	544.072		
<b><i>Mullus surmuletus</i></b>										
A = verano vs. invierno	1	93.021	93.021	0.95	n.s.	1	1796.66	1796.66	0.9164	n.s.
B = zona	1	834.255	834.255	4.48	n.s.	1	1960.43	1960.43	3.198	n.s.
A × B	1	97.421	97.421	–	n.s.	2	5276.97	2638.48	1.351	n.s.
C(B) = categoría (zona)	2	372.416	186.2	17.7*	RI > ZA	4	2451.7	612.92	0.31	n.s.
A × C(B)	4	0	0		n.s.					
Error	116	1220.28	10.52							

emplazamiento. Así, se observaron valores superiores en los entornos que serán declarados como RI (talla media = 21.23 cm) respecto a la ZA (talla media = 15.11 cm) y al control (talla media = 12.06 cm). Para dicho espárido se obtuvo una talla media de 18.88 ( $\pm 8.02$ ) cm. Por otra parte, no se detectaron diferencias para la abundancia en función de los factores considerados. El salmonete (*Mullus surmuletus*) mostró una talla media de 20.39 ( $\pm 5.1$ ) cm en todo el estudio. Si bien se observaron diferencias significativas (tabla 4) para la talla en función de la categoría de emplazamiento, no se detectaron diferencias para la abundancia. Así, la talla observada en los entornos a declarar como RI ( $22.63 \pm 3.84$  cm) son superiores a los detectados en la ZA ( $12.57 \pm 2.15$  cm).

La estacionalidad no influye ni en la distribución de frecuencias de tallas ni en la abundancia de las especies analizadas ( $P > 0.01$ , tabla 4).

Finalmente, para el abade (*Mycteroperca fusca*) se obtuvo una talla media de 27.09 ( $\pm 3.73$ ) cm. Debido a la escasez de datos ( $n < 30$ ,  $\Rightarrow$  datos no normales) no se ejecutó análisis estadístico.

### Influencia de los factores abióticos en la estructura de la comunidad

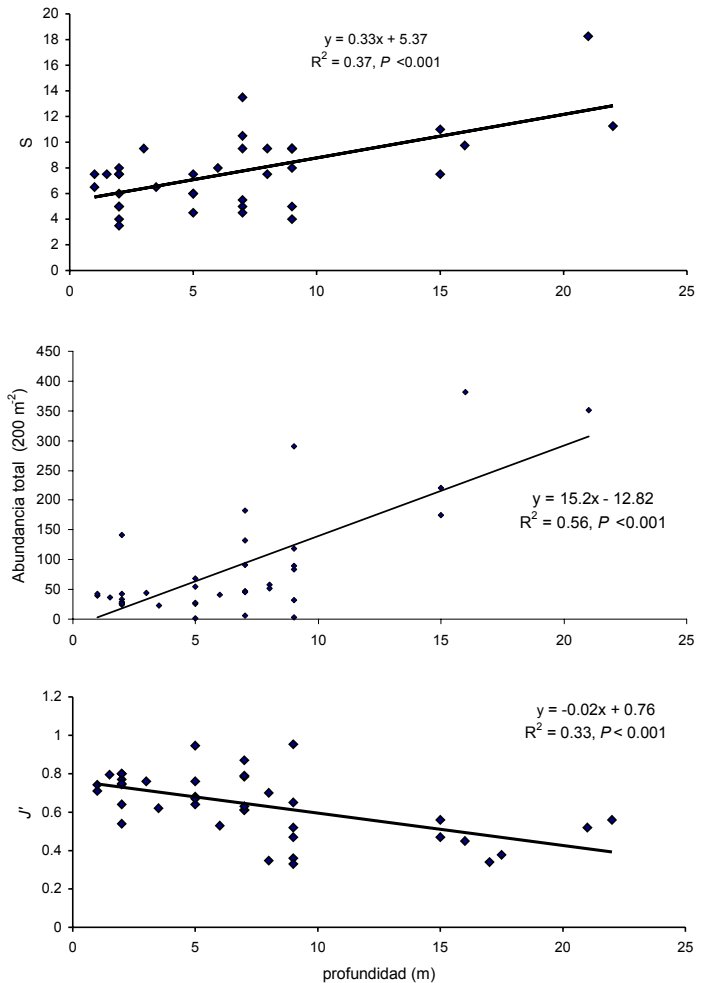
#### Análisis multivariante de ordenación

La figura 4 muestra la distribución de los PMs en el espacio bidimensional de ordenación (estrés = 0.0495). Se observa que la casi totalidad de PMs pertenecientes a los ambientes correspondientes al cinturón de macroalgas y pradera marina forman una nube de puntos en la parte izquierda de la gráfica, reflejando una gran similitud en los entornos correspondientes a ambos tipos de ambientes para la zona estudiada. Sin embargo, los ambientes correspondientes al blanquiazal y al ecotono de transición se distribuyen por toda la gráfica mostrando una mayor heterogeneidad.

#### Análisis indirecto de gradientes

Los modelos de regresión múltiple mostraron una relación significativa ( $P < 0.01$ ,  $R^2$  ajustado = 0.55) positiva del eje I del análisis de ordenación con la pendiente del sustrato, mientras que a través del análisis de correlación se obtuvieron correlaciones significativas con la profundidad ( $r_s = 0.644$ ) y la pendiente ( $r_s = 0.726$ ). Además, se obtuvo una correlación ( $P < 0.05$ ,  $r_s = 0.567$ ) entre pendiente y profundidad. Consecuentemente se detecta una fuerte colinealidad entre ambos parámetros abióticos estructurales que repercute en la ausencia de una relación significativa entre la dimensión I y la profundidad en el modelo de regresión múltiple.

Por otra parte y para el eje II del análisis de ordenación, el modelo de regresión detectó una relación significativa ( $P < 0.01$ ,  $R^2$  ajustado = 0.44) positiva con el índice de rugosidad (IR). Habiéndose obtenido una correlación positiva ( $P < 0.05$ ,  $r_s = 0.557$ ) entre dicho parámetro estructural y la dimensión II.



**Figura 5.** Influencia de la profundidad en los descriptores de la comunidad ictica visualizada.

**Figure 5.** Influence of depth on the descriptors of the fish community observed.

(fig. 5a) and total abundance of individuals (fig. 5b) increase linearly with depth; however, community evenness decreases linearly with depth (fig. 5c), due to the presence of species (e.g., *Pomadasys incisus*, *Umbrina canariensis*, *Pseudocaranx dentex*) that form dense clusters in the deepest parts of the study area. A significant relation was not detected between depth and the  $H'$  index ( $P > 0.05$ ).

Figure 6 shows the relation between the descriptors and substrate slope or verticality. Species richness (fig. 6a) and total abundance of individuals (fig. 6b) do not vary when the slope is less than  $85^\circ$ , but both descriptors increase significantly when the substrate forms vertical walls of nearly  $90^\circ$ . In contrast, evenness decreases as this descriptor increases (fig. 6c), whereas the  $H'$  index did not present any significant relation.

Finally, no tendency was detected between the descriptors and IR, even though the indirect gradient analysis had suggested this, which indicates the low sensitivity of the descriptors to variations in IR.

### Análisis directo de gradientes

La figura 5 muestra la influencia de la profundidad sobre los estadísticos descriptores de la comunidad analizada. Tanto la riqueza de especies (fig. 5a) como la abundancia total de individuos (fig. 5b) aumentan linealmente con la profundidad. Sin embargo, se observa un descenso lineal de la equitatividad de la comunidad con la profundidad (fig. 5c), motivado por la presencia de poblaciones de ciertas especies (e.g., *Pomadasys incisus*, *Umbrina canariensis*, *Pseudocaranx dentex*) que forman densas agrupaciones en las zonas más profundas del área estudiada. No se detectó una relación significativa de la profundidad con el índice  $H'$  ( $P > 0.05$ ).

La figura 6 muestra la relación de dichos descriptores con la pendiente o verticalidad del sustrato. Se observa que la riqueza de especies (fig. 6a) y la abundancia total de individuos (fig. 6b) no varían cuando la pendiente es inferior a 85°. Sin embargo ambos descriptores aumentan significativamente cuando el sustrato forma paredes verticales cercanas a los 90°. Por otra parte, se produce una caída de la equitatividad al aumentar este descriptor (fig. 6c), mientras que el índice  $H'$  no mostró relación significativa alguna.

Finalmente y a pesar de que el análisis indirecto de gradientes así lo había sugerido, no se detectó ninguna tendencia entre los descriptores y el IR, indicando la baja sensibilidad de los descriptores a variaciones en el IR.

### Discusión

#### Resultados globales

Del total de 200 especies de peces que aproximadamente habitan el Archipiélago Canario a profundidades <200 m (Brito, 1991), Falcón *et al.* (1993b) censaron un total de 132 especies mediante muestreos visuales para todas las islas del archipiélago (97 para Gran Canaria, de las cuales 74 son especies osteictias de hábitos diurnos). La observación de un total de 36 especies a lo largo de la franja costera Gando-Arinaga, supone la identificación de una riqueza de aproximadamente la mitad (48%) de la comunidad total de especies ícticas litorales observables mediante muestreos visuales en Gran Canaria. Esta riqueza total de especies (tabla 5) es similar a la de otros fondos infralitorales del archipiélago, como la Isla de Alegranza (31; Falcón *et al.*, 1993a) o Pasito Blanco (33; Herrera, 1998); sin embargo, es relativamente pequeña al compararla con las especies observadas por Bortone *et al.* (1991) en la Isla de El Hierro, y por Herrera (1998) en el arrecife artificial de Arguineguín. La escasa profundidad (hasta un máximo de 23 m) y el relativamente reducido tamaño de la ventana espacial estudiada justifican este hecho. Además, la elevada riqueza detectada en el arrecife artificial responde al conocido "efecto isla" del arrecife artificial (Herrera, 1998). De cualquier forma, es preciso señalar que las comparaciones entre islas son siempre "arriesgadas" debido a la existencia de diferencias biogeográficas entre las islas orientales y occidentales (Brito *et al.*, 1999).

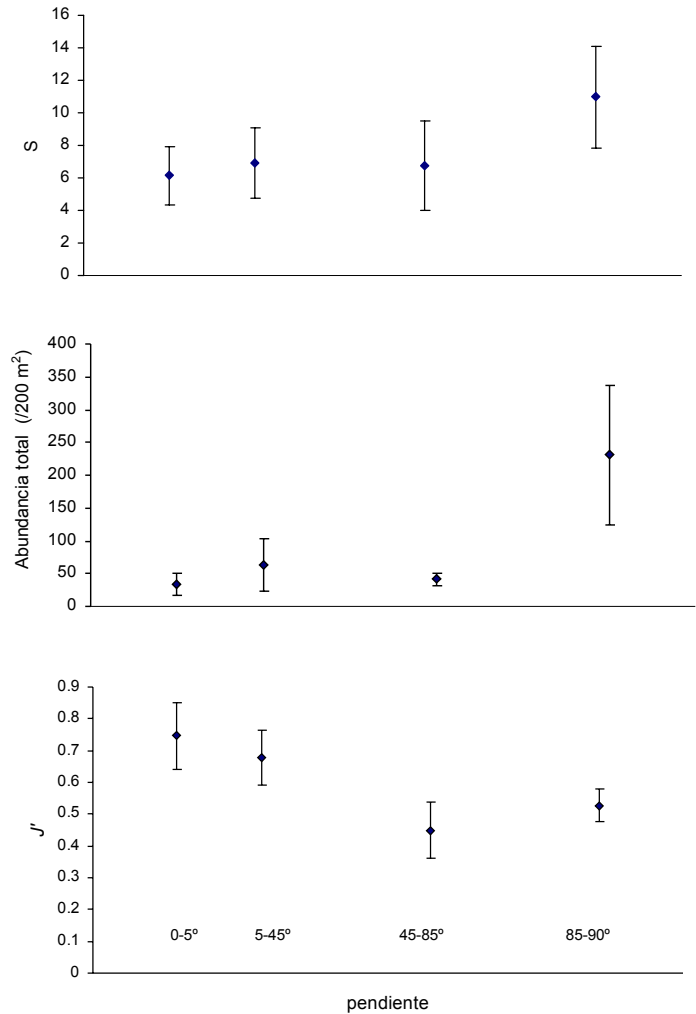


Figura 6. Influencia de la pendiente del sustrato en los descriptores de la comunidad íctica analizada.

Figure 6. Influence of substrate slope on the descriptors of the fish community analyzed.

### Discussion

#### Overall results

Of the 200 fish species that approximately inhabit the Canary Archipelago at depths <200 m (Brito, 1991), Falcón *et al.* (1993b) recorded a total of 132 species through visual censuses for all the islands (97 for Gran Canaria, of which 74 are diurnal species of the family Osteichthyes). The 36 species observed along the Gando-Arinaga coastal fringe indicates a richness of approximately half (48%) of the total community of coastal fish species observable using visual techniques for Gran Canaria. This total species richness (table 5) is similar to that reported for other sites of the archipelago, such as Alegranza Island (31; Falcón *et al.*, 1993a) or Pasito Blanco (33; Herrera, 1998); however, it is relatively low compared to the number of species observed by Bortone *et al.* (1991) off El

Las especies observadas pertenecen a un total de 19 familias, siendo los espáridos (10), lábridos (3) y serránidos (3), las que cuentan con mayor número de especies. Estas familias junto a los carángidos, murénidos y góbidos, son las que presentan un mayor número de especies observables en los fondos de Canarias (Falcón *et al.*, 1993b; Herrera, 1998).

El número medio de especies por censo (tabla 5) no es significativamente diferente al obtenido por Bortone *et al.* (1991) en la Isla de El Hierro, por Falcón *et al.* (1996) en cuatro islas del archipiélago y por Herrera (1998) en Pasito Blanco, pero es inferior al observado por Falcón *et al.* (1993a) en la Isla de Alegranza y por Herrera (1998) en el arrecife artificial de Arguineguín (tabla 5). Asimismo, la diversidad ( $H'$ ) es significativamente inferior a la detectada en las islas de Alegranza y El Hierro, así como en el sur de Gran Canaria (tabla 5), siendo solamente similar a la encontrada por Falcón *et al.* (1996) en su estudio sobre cuatro islas del archipiélago. Consecuentemente, la riqueza y diversidad de especies ícticas litorales de la zona de estudio son similares a los valores medios para Canarias (Falcón *et al.*, 1996), pero inferiores a valores detectados para lugares concretos. En cualquier caso, la diversidad de especies ícticas litorales en Canarias es localmente baja cuando la comparamos con áreas litorales de islas tropicales o subtropicales del Atlántico o con el Mediterráneo (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1996). Falcón *et al.* (1996) han propuesto ciertas razones biogeográficas: oligotrófia de las aguas circundantes, insularidad, o el carácter templado de los ecosistemas marinos en repuesta al efecto de la Corriente de Canarias y el Afloramiento Africano. Sin embargo, la baja riqueza y diversidad en Canarias puede ser achacable a la sobrexplotación de los recursos litorales y las alteraciones ambientales de la franja costera durante las últimas décadas (Falcón *et al.*, 1996).

A diferencia del Mediterráneo, donde se detectan diferencias significativas para los descriptores de las comunidades de peces litorales en función de la estacionalidad (Harmelin-Vivien, 1985; García-Rubies, 1997), este estudio no muestra tales diferencias. Además, no se detectaron diferencias estacionales ni para la abundancia ni para la distribución de tallas de las especies seleccionadas. Este fenómeno puede deberse a varios factores: (1) el escaso gradiente de temperatura de agua de mar anual (18–22°C en Gran Canaria), frente a una variación de 8–25°C en zonas del Mediterráneo; (2) la ausencia general de plataformas continentales que conecten islas vecinas, que permitan un flujo migratorio de individuos entre islas adyacentes; y (3) el impacto de la elevada presión pesquera ejercida sobre las poblaciones de peces litorales en el archipiélago, excediendo el impacto de los propios procesos naturales (productividad, disponibilidad de alimento, etc.) (Falcón *et al.*, 1996).

El índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ) se calcula tomando en consideración los índices de riqueza y equitatividad (Ludwig y Reynolds, 1988). La alta homogeneidad registrada para este índice se debe a que los hábitats donde se han observado los mayores valores de riqueza presentan baja equitatividad y viceversa.

Hierro Island and by Herrera (1998) at the artificial reef of Arguineguín. The scant depth (23 m maximum) and the relatively small size of the spatial window selected justify this result. Furthermore, the high richness detected at Arguineguín responds to the known “island effect” of the artificial reef (Herrera, 1998). In any case, it is important to note that because of the biogeographic differences between the eastern and western islands, uncertainties may exist when comparisons are made (Brito *et al.*, 1999).

The species observed belong to a total of 19 families, with Sparidae (10), Labridae (3) and Serranidae (3) having the highest number. These families, together with Carangidae, Murenidae and Gobiidae, present the highest number of observable species on bottoms off the Canary Islands (Falcón *et al.*, 1993b; Herrera, 1998).

The mean number of species per census (table 5) is not significantly different than that obtained by Bortone *et al.* (1991) for El Hierro Island, by Falcón *et al.* (1996) for four of the Canary Islands, and by Herrera (1998) for Pasito Blanco, but it is lower than that recorded by Falcón *et al.* (1993a) for Alegranza Island and by Herrera (1998) for the artificial reef of Arguineguín (table 5). Likewise, diversity ( $H'$ ) is significantly lower to that reported for the islands of Alegranza and El Hierro, and southern Gran Canaria (table 5), but it is similar to that found by Falcón *et al.* (1996) for four Canary Islands. Hence, the richness and diversity of coastal fish species from the study area are similar to the mean values for the Canary Islands (Falcón *et al.*, 1996), but lower than the values recorded for specific locations. In any case, the diversity of coastal fish species for this archipelago is locally low when compared with other coastal areas of tropical and subtropical islands of the Atlantic or the Mediterranean (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1996). Falcón *et al.* (1996) proposed the following biogeographic reasons for this: oligotrophy of the surrounding waters, insularity, or the temperate character of the marine ecosystems because of the effect of the Canary Current and African upwelling. However, the low richness and diversity of the Canary Islands may be due to the overexploitation of coastal resources and environmental alterations of the littoral zone over the past decades (Falcón *et al.*, 1996).

This study did not detect the significant differences that have been found in the Mediterranean for the descriptors of the coastal fish communities in relation to seasonality (Harmelin-Vivien, 1985; García-Rubies, 1997). Neither were seasonal differences recorded for abundance or size distribution of the species selected. This could be due to several factors: (1) the slight annual variation in seawater temperature at Gran Canaria (18–22°C) relative to other parts of the Mediterranean (8–25°C); (2) the general absence of continental shelves that connect islands, allowing the migratory flow of individuals among neighbouring islands; and (3) the effect of the high fishing pressure exerted on the coastal fish populations of the Canary Archipelago, exceeding the impact of natural processes (productivity, food availability, etc.) (Falcón *et al.*, 1996).

Bortone *et al.* (1991) mostraron que es posible identificar los parámetros ambientales que influyen en la estructura de la comunidad de peces litorales usando técnicas multivariantes de ordenación. Nuestro estudio muestra que el hábitat y los parámetros ambientales profundidad y pendiente o verticalidad del sustrato son los más importantes que estructuran la comunidad de peces visualizada. Estos resultados son similares a los obtenidos para comunidades ícticas infralitorales en otros entornos del archipiélago. Así, Bortone *et al.* (1991) detectaron una correlación de las dos primeras dimensiones de un análisis de ordenación DCA con la profundidad para la comunidad íctica litoral de la Isla de El Hierro, mientras que Falcón *et al.* (1996), observando comunidades de peces litorales de cuatro islas de Canarias, observaron correlaciones significativas con la profundidad y cobertura vegetal. La influencia de la profundidad en la estratificación de las poblaciones de peces es un hecho bien conocido, siendo en muchas ocasiones el factor más importante en la estructura de las comunidades ícticas litorales (Dufour *et al.*, 1995; Francour, 1997; Friedlander y Parrish, 1998). Ohman y Rajasuriya (1998) mostraron la existencia de relaciones positivas entre la diversidad de comunidades de peces litorales y la complejidad estructural del sustrato para ambientes muy diferentes. Si bien hemos observado para la zona de estudio una relación significativa entre la complejidad estructural al nivel de macro-escala (pendiente del sustrato) y algunos descriptores de la comunidad ( $S$ ,  $J$  y abundancia total de individuos), no se observó una relación significativa con la rugosidad del sustrato (complejidad estructural al nivel de micro-escala), aún cuando ciertos estudios (Luckhurst y Luckhurst, 1978; García-Charon y Pérez-Ruzafa, 1998; Friedlander y Parrish, 1998; Ohman y Rajasuriya, 1998) han mostrado una proporcionalidad entre ciertos descriptores de la comunidad íctica y la rugosidad del sustrato. Aunque se obtuvo una correlación entre la segunda dimensión del análisis de ordenación y el IR, los modelos de regresión y correlación no mostraron relación alguna con los descriptores de la comunidad. Aunque este fenómeno podría tomar en consideración la observación de Ohman y Rajasuriya (1998), según la cual una correlación positiva no es sinónimo de causalidad, podría apoyar las conclusiones de Sánchez-Jerez y Ramos-Esplá (1996), de forma que los estadísticos de la comunidad (índices de diversidad) pueden no ser buenos descriptores o indicadores de la variabilidad asociada a comunidades complejas. De manera que si bien pudiera existir una influencia (causalidad) para ciertas especies de la comunidad, los descriptores no se verían afectados, siendo poco sensibles a variaciones del IR.

Previo a la entrada en vigor de las acciones de protección, existen diferencias en la distribución de tallas de ciertas especies de interés pesquero (*Diplodus sargus*, *Mullus surmuletus*) entre las distintas categorías de emplazamientos definidos. Estas diferencias son atribuibles a varios factores: (1) la mayor complejidad estructural al nivel de macro-hábitat de la Z2 (zona de Arinaga); (2) la mayor protección de una amplia parte de la Z1 (Península de Gando) del viento y oleaje dominante

The Shannon diversity index ( $H'$ ) is calculated taking into consideration the richness and evenness indices (Ludwig and Reynolds, 1988). The high homogeneity recorded for this index is because the habitats in which the highest richness values were recorded present low evenness and vice versa.

Bortone *et al.* (1991) showed that it is possible to identify the environmental parameters that affect the structure of the coastal fish community using multivariate ordination techniques. This study shows that in addition to habitat, the most important parameters structuring the observed fish community are depth and substrate slope or verticality. These results are similar to those obtained for infralittoral fish assemblages in other areas of the archipelago. Bortone *et al.* (1991) detected a correlation of the first two dimensions of a DCA ordination analysis with depth for the coastal fish community of El Hierro Island, while Falcón *et al.* (1996) observed significant correlations with depth and vegetation cover for coastal fish assemblages of four Canary Islands. The influence of depth on stratification of the fish assemblages is well known, and is often the most important factor in the coastal fish community structure (Dufour *et al.*, 1995; Francour, 1997; Friedlander and Parrish, 1998). Ohman and Rajasuriya (1998) reported the existence of positive relationships between the diversity of coastal fish communities and the structural complexity of the substrate for very different environments. In this study we found a significant relation between the structural complexity on a macro-scale (substrate slope) and some community descriptors ( $S$ ,  $J$  and total abundance of individuals), but we did not observe a significant relation with substrate rugosity (structural complexity on a micro-scale), even though other studies (Luckhurst and Luckhurst, 1978; García-Charon and Pérez-Ruzafa, 1998; Friedlander and Parrish, 1998; Ohman and Rajasuriya, 1998) have shown a proportionality between certain descriptors of the fish community and rugosity. Though a correlation was obtained between the second dimension of the ordination analysis and IR, the regression and correlation models did not show any relation with the community descriptors. Although this phenomenon could take into consideration Ohman and Rajasuriya's (1998) observation that a positive correlation is not synonymous with causality, it could support the conclusions of Sánchez-Jerez and Ramos-Esplá (1996), in that the community descriptors (diversity indices) may not be good indicators of the variability associated with complex communities. Hence, although an influence (causality) could exist for certain species of the community, the descriptors would not be affected, as they are not very sensitive to variations of IR.

Differences in the size distribution of some species of fishery interest (*Diplodus sargus* and *Mullus surmuletus*) were found among the different zones defined. These differences can be attributed to several factors: (1) the greater structural complexity at a macro-habitat level of Z2 (Arinaga); (2) the greater protection from the dominant wind and wave action (NE) of a large part of Z2 (Gando Peninsula), which facilitates



**Tabla 5.** Comparación de los estadísticos descriptivos de la comunidad de peces litorales de la franja costera Gando-Arinaga y otras investigaciones llevadas a cabo mediante censos visuales en el Archipiélago Canario. \* La riqueza total de especies se muestra entre paréntesis. Las localidades subrayadas indican ausencia de diferencias significativas.

**Table 5.** Comparison of the descriptive statistics of the fish community from the Gando-Arinaga coastal area (this study) and from other locations of the Canary Islands (other studies). \* Total species richness is given in parentheses. The localities underlined indicate the absence of significant differences.

	Aleganza (A) (Falcón <i>et al.</i> , 1993a) <i>n</i> = 36	El Hierro (H) (Bortone <i>et al.</i> , 1991) <i>n</i> = 369	Cuatro islas (4I) (Falcón <i>et al.</i> , 1996) <i>n</i> = 577	Arrecife artificial de Arguineguin (AA, sur de Gran Canaria) (Herrera, 1998) <i>n</i> = 450	Pasito Blanco (PB, sur de Gran Canaria) (Herrera, 1998) <i>n</i> = 62	Gando-Arinaga (GA) <i>n</i> = 88	Inferencia comparativa mediante intervalos de confianza al 95%
<i>S</i> total*	T1 = 31 T2 = 33 (31)	47 (42)	76 (63)	53 (42)	37 (33)	36	
<i>S</i>	T1 = 8.94 ± 2.35 T2 = 10.94 ± 2.76	6.71 ± 1.85	7.92 ± 2.73	9.78 ± 3.79	8.18 ± 2.98	7.61 ± 3.53	<u>AAA</u> > <u>PB</u> > <u>4I</u> > <u>GA</u> > <u>H</u>
<i>H'</i>	T1 = 1.46 ± 0.6 T2 = 1.71 ± 0.67	1.15 ± 0.33	0.53 ± 0.19	1.61	1.66	0.52 ± 0.15	A > H > <u>4I</u> > <u>GA</u>
<i>J</i>	T1 = 0.47 ± 0.19 T2 = 0.50 ± 0.19	–	–	–	–	0.64 ± 0.17	GA > A
Abundancia total	–	128.95 ± 117.35	270.44 ± 41.63	58.12 ± 2075.46	228.66 ± 246.94	94.43 ± 125.61	<u>4I</u> > <u>PB</u> > <u>H</u> > <u>GA</u> > <u>AA</u>

(NE), que facilita las tareas de pescadores profesionales y recreativos en esta zona; y (3) la alta afluencia de buceadores deportivos a la propuesta RI del núcleo Z2 (Viceconsejería de Pesca, 1999), que actúan como disuasores de actividades extractivas como el calado de nasas (obs. pers.). Consecuentemente y de cara a la futura evaluación de la efectividad de las medidas de ordenación y gestión de los recursos pesqueros en la zona declarada como RM, es importante tener en cuenta que previo a la entrada en vigor de las acciones de protección existen diferencias en la estructura de ciertas poblaciones de peces.

#### Consideraciones metodológicas propuestas

Hasta la actualidad, en Canarias, siempre se ha empleado un radio de 5.6 m (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1993a, 1993b, 1996; Herrera, 1998) para la observación de poblaciones de peces mediante censos visuales en puntos estacionarios. Sin embargo, este estudio ha mostrado que el uso de un radio = 8 m (200 m<sup>2</sup>) permite la detección de ciertas especies (e.g., *Pagrus pagrus*, *Diplodus cervinus cervinus*) que se comportan de forma esquiva frente al observador. Este comportamiento es atribuible a la fuerte presión antropogénica (pesca profesional y deportiva) sobre la zona estudiada. Consecuentemente el comportamiento de las especies en cada lugar de estudio va a ser un factor fundamental a la hora de fijar el radio de observación del censo visual en punto estacionario.

La relación entre el número total de individuos acumulados frente al tiempo está descrita por una relación logarítmica asintótica y no por una relación lineal, tal y como Lincoln-Smith (1988) lo obtuvo trabajando con comunidades de peces en Australia. Lincoln-Smith (1988) concluye que este hecho está motivado por el comportamiento activo de las poblaciones de peces a lo largo del periodo de censo. Sin embargo, y aunque ciertas especies poco abundantes pueden mostrarse muy activas a lo largo del censo (*P. pagrus*, *Sparisoma cretense*, *D. cervinus cervinus*), las especies más abundantes, y que consecuentemente representan a la mayoría de los individuos para la zona de estudio (*Chromis limbatus*, *Abudefduf luridus*), se mantienen relativamente estacionarias a lo largo del censo, lo que justifica el que el número total de individuos acumulados tienda hacia un valor asintótico.

Uno de los beneficios directos de la declaración de RMs es el aumento de las abundancias y tallas medias, en relación con zonas sometidas a actividades extractivas (Roberts y Hawkins, 2000). Sin embargo, tal y como Edgar y Barret (1997) mostraron para especies de RMs de Tasmania, este estudio muestra que si bien al comparar diferentes zonas es posible no detectar diferencias significativas en la abundancia (*Mullus surmuletus* y *Diplodus sargus*), si es posible hallar diferencias al comparar las tallas medias entre dichas zonas, en respuesta a ciertas medidas de protección, ya sean naturales o antrópicas. Así, Edgar y Barret (1997) detectaron que frente a un incremento del 10% en la talla media de ciertas especies para observar diferencias significativas, era preciso que las poblaciones de la mayoría de las especies experimentaran una duplicación de su

the work of professional and recreational fishermen in this zone; and (3) the large number of recreational divers at the proposed RI of Z2 (Viceconsejería de Pesca, 1999) that help to deter extraction activities, such as the use of fish traps (pers. obs.). Therefore and faced with the future evaluation of the effectiveness of the protection measures of the fishery resources in the area declared a MR, it is important to note that differences existed in the structure of certain fish populations prior to the enforcement of these measures.

#### Considerations on the methodology proposed

To date, a radius of 5.6 m had always been employed (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1993a, 1993b, 1996; Herrera, 1998) to observe fish assemblages through visual censuses from stationary points in the Canary Archipelago. However, this study has shown that a radius of 8 m (200 m<sup>2</sup>) allows the detection of certain species (e.g., *Pagrus pagrus*, *Diplodus cervinus cervinus*) that shy away from the observer. This behaviour can be attributed to the high anthropogenic pressure (professional and sport fishing) exerted on the study area. Hence, the behaviour of the species at each sampling site will be a fundamental factor when fixing the value of the observation radius for the visual census.

The relation between total cumulative abundance and time is described by an asymptotic logarithmic relation and not by a linear relation, as obtained by Lincoln-Smith (1988) in a study on fish assemblages in Australia, who concludes that this is motivated by the active behaviour of the fish assemblages throughout the census period. Yet, although some not very abundant species can be active throughout the survey (*P. pagrus*, *Sparisoma cretense*, *D. cervinus cervinus*), the most abundant species, and consequently representative of most of the individuals in the study area (*Chromis limbatus*, *Abudefduf luridus*), remain relatively stationary throughout the census. This justifies the asymptotic trend of the total cumulative abundance.

One of the direct benefits of declaring MRs is the increase in abundance and mean sizes that occurs in these areas relative to others subject to activities of resource extraction (Roberts and Hawkins, 2000). As demonstrated by Edgar and Barret (1997) for species from Tasmanian MRs, this study also shows that although significant differences in abundance (*Mullus surmuletus* and *Diplodus sargus*) may not be detected when comparing different zones, it is possible to detect differences when comparing the mean sizes recorded in those zones, in response to certain protection measures, be they natural or anthropogenic. Edgar and Barret (1997) detected that for a 10% increase in the mean size of some species, to observe significant differences most species assemblages had to duplicate their abundance; this is because the variability associated with mean abundance is higher than the intrinsic variability at mean size. Thus, working with the same procedures it is possible for the univariate comparative inference to detect significant differences for one variable but not the other, even when both

abundancia. Este hecho se debe a que la variabilidad asociada a la abundancia media es superior a la variabilidad intrínseca a la talla media, de manera que trabajando con los mismos tratamientos es posible que la inferencia comparativa univariante detecte diferencias significativas para una variable y no para otra, aún cuando ambas están teóricamente correlacionadas. Consecuentemente, es fundamental la inclusión en el plan de monitoreo del seguimiento de las tallas de especies de interés pesquero (e.g., *Mycteroperca fusca*, *S. cretense* o *D. sargus*), que son susceptibles de experimentar un incremento en su talla como respuesta a las medidas de protección.

## Agradecimientos

Nuestro agradecimiento a la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias por el soporte económico de este estudio. Igual de fundamental ha sido el apoyo logístico recibido por parte de todo el personal del Servicio Marítimo de la Base Aérea de Gando.

## Referencias

- Bacallado, J.J., Cruz, T., Brito, A., Barquín, J. y Carrillo, M. (1989). Reservas Marinas de Canarias. Publicaciones de la Consejería de Agricultura y Pesca del Gobierno de Canarias. Tenerife, Islas Canarias, 200 pp.
- Bas, C., Castro, J.J., Hernández-García, V., Lorenzo, J.M., Moreno, T., Pajuelo, J.G. y Ramos, A.G. (1995). La Pesca en Canarias y Áreas de Influencia. Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria, 331 pp.
- Bohnsack, J.A. and Bannerot, S.P. (1986). A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure on coral reef fishes. US Dept. Commerce, NOAA Tech. Rep. NMFS, 41: 1–15.
- Bortone, S.A., Van Tasell, J., Brito, A., Falcón, J.M. and Bundrick, C.M. (1991). A visual assessment of the inshore fishes and fishery resources off El Hierro, Canary Islands: A baseline survey. *Scientia Mar.*, 55(3): 529–541.
- Bortone, S.A., Turpin, R.K., Cody, R.C., Bundrick, C.M. and Hill, R.L. (1997). Factors associated with artificial-reef fish assemblages. *Gulf Mex. Sci.*, 15(1): 17–34.
- Bortone, S.A. and Miller, K.J. (1999). Data needs for assessing marine reserves with an emphasis on estimating fish size *in situ*. *Naturalista Siciliano*, 23: 13–31.
- Bruto, A. (1991). Catálogo de los Peces de las Islas Canarias. Francisco Lemus Editor, La Laguna, 230 pp.
- Bruto, A., Falcón, J.M., González, G., Pascual, P., Báez, A., Cabrera, M., Sancho, A. y Barquín, J. (1999). Análisis del efecto reserva a corto plazo en la ictiofauna de las reservas marinas de las Islas Canarias. Proc. 1st International Workshop on Marine Reserves. Secretaría General de Pesca Marítima, Ministerio de Agricultura y Pesca, 110 pp.
- Brock, R.E. (1982). A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bull. Mar. Sci.*, 32(1): 269–276.
- Dufour, V., Jouvenel, J.Y. and Galzin, R. (1995). Study of a Mediterranean reef fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquat. Living Resour.*, 8: 17–25.
- Edgar, G.J. and Barret, N.S. (1997). Short-term monitoring of biotic change in Tasmanian marine reserves. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 213: 261–279.
- are theoretically correlated. Therefore, the sampling program should consider monitoring the sizes of the species of fishery interest (e.g., *Mycteroperca fusca*, *S. cretense* or *D. sargus*), which may increase in size as a result of the protection measures.

## Acknowledgements

This study received financial backing from the Viceconsejería de Pesca of the Canary Government. We gratefully acknowledge the logistical support provided by the staff from the Servicio Marítimo of the Gando Air Base.

English translation by Christine Harris.

- Falcón, J.M., Mena, J., Mata, M., Rodríguez, F.J. y Brito, A. (1993a). Resultados preliminares de la expedición Alegranza-91. Evaluación visual de las poblaciones de peces de fondos rocosos infralitorales de la isla de Alegranza (Islas Canarias). *Publ. Espec. Inst. Español Oceanog.*, 11: 223–230.
- Falcón, J.M., Mena, J., Brito, A., Rodríguez, F.J. y Mata, M. (1993b). Ictiofauna de los fondos infralitorales rocosos de las Islas Canarias. Observaciones mediante muestreos visuales *in situ*. *Publ. Espec. Inst. Español Oceanogr.*, 11: 205–215.
- Falcón, J.M., Bortone, S.A., Brito, A. and Bundrick, C.M. (1996). Structure and relationships within and between the littoral rock-substrate fish communities off four islands in the Canarian Archipelago. *Mar. Biol.*, 125(2): 215–231.
- Francour, P. (1997). Fish assemblages of *Posidonia oceanica* beds at Port-Cross (France). Assessment of composition and long-term fluctuations by visual census. *PSZNI Mar. Ecol.*, 18(2): 157–173.
- Friedlander, A.M. and Parrish, J.D. (1998). Temporal dynamics of fish communities on an exposed shoreline in Hawaii. *Environ. Biol. Fish.*, 53: 1–18.
- García-Charton, J.A. and Pérez Ruzafa, A. (1998). Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblages in SW Mediterranean. *PSZNI Mar. Ecol.*, 19(2): 111–128.
- García-Charton, J.A., Zabala, M., Pérez Ruzafa, A. and Marcos-Diego, C. (2000). Sampling strategy and data analysis. In: R. Goñi, M. Harmelin-Vivien, F. Badalamenti, L. Le Diréach and G. Bernard (eds.), *Introductory Guide to Methods for Selected Ecological Studies in Marine Reserves*. GIS Posidonie Publ., France, pp. 29–34.
- García-Rubies, A. (1997). Estudi ecològic de les poblacions de peixes litorals sobre substrat rocós a la Mediterrània occidental: efectes de la fondària, el substrat, l'estacionalitat i la protecció. Tesis doctoral, Universidad de Barcelona, 261 pp.
- Harmelin-Vivien, M.L., Harmelin-Vivien, J.G., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., Barnabé, G., Blanc, F., Chevalier, J., Duclerc, J. and Lasserre, G. (1985). Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: méthodes et problèmes. *Rev. Ecologie (Terre Vie)*, 40: 467–539.
- Herrera, R. (1998). Dinámica de las comunidades bentónicas de los arrecifes artificiales de Arguineguín (Gran Canaria) y Lanzarote. Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 270 pp.
- Kingsford, M. and Battershill, C. (1998). *Studying Marine Temperate Environments: A Handbook for Ecologists*. Canterbury Univ. Press, Christchurch, New Zealand, 335 pp.
- Lincoln-Smith, M.P. (1988). Effects of observer swimming speed on sample counts of temperate rocky reef fish assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 43: 223–231.

- Lincoln-Smith, M.P. (1989). Improving multispecies rocky reef fish censuses by counting different groups of species using different procedures. *Environ. Biol. Fish.*, 26: 29–37.
- Luckhurst, B.E. and Luckhurst, K. (1978). Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Mar. Biol.*, 49: 317–323.
- Ludwig, J.A. and Reynolds, J.F. (1988). *Statistical Ecology*. John Wiley, New York, 230 pp.
- Margalef, R. (1991). *Ecología*. Editorial Omega, Barcelona, 951 pp.
- Ohman, M.C. and Rajasuriya, A. (1998). Relationships between habitat structure and fish communities on coral and sandstone reefs. *Environ. Biol. Fish.*, 53: 19–31.
- Palmer, M.W. (1993). Potential biases in site and species selection for ecological monitoring. *Environ. Monit. Assess.*, 26: 277–282.
- Roberts, C.M. and Hawkins, J.P. (2000). *Fully Protected Marine Reserves: A Guide*. WWF Endangered Seas Campaign. Univ. York, 88 pp.
- Sánchez-Jerez, P. and Ramos Esplá, A. (1996). Detention of environmental impacts by bottom trawling on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows: Sensivity of fish and macroinvertebrate communities. *J. Aquat. Ecosyst. Health*, 5: 239–253.
- Tuya, F., Álvarez, S. and Luque, A. (2002). Macroepibenthic and fish communities assemblages associated to an underwater pipeline as an artificial reef. *Biol. Mar. Mediterr.*, 9: 1–10.
- Tuya, F., Martín, J.A. and Luque, A. (2003). Patterns of nocturnal movement of the sea urchin *Diadema antillarum* (Philippi) in Gran Canaria (Canary Islands, central east Atlantic Ocean). *Helgol Mar. Res.* (in press).
- Underwood, A.J. (1992). Beyond BACI: The detection of environmental impacts on populations in the real, but variable world. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 161: 145–178.
- Underwood, A.J. (1997). *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation using Analysis of Variance*. Cambridge Univ. Press, 504 pp.
- Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias. (1999). *Estudios del área Gando-Arinaga, propuesta como reserva marina de interés pesquero*. Gobierno de Canarias, 201 pp.