

Revista de Ciencias Naturales en islas

SCIENTIA INSULARUM

Universidad de La Laguna

2

2019



Revista
SCIENTIA
INSULARUM

Revista
SCIENTIA INSULARUM

Revista Científica
de la Universidad de La Laguna

DIRECTOR / EDITOR IN CHIEF

José Carlos Hernández (ULL). jocarher@ull.es

COORDINADORES / SENIOR EDITORS

Carlos Sangil Hernández (ULL). carlossangilhernandez@gmail.com,

José María Fernández-Palacios (ULL). jmferpal@gmail.com,

Lea de Nascimento (ULL). leadenas@gmail.com.

CONSEJO DE REDACCIÓN / ASSISTANT EDITORS

Juan Carlos Rando Reyes (ULL). jcrando@ull.es

Margarita Jambрина-Enríquez (ULL). mjambrin@ull.edu.es

Israel Pérez-Vargas (ULL). ispeva@ull.es

Jairo Patiño (ULL). jpatino@ull.edu.es

Carlos Ruiz Carreira (ULL). cruizcar@ull.edu.es

Carolina Mallol (ULL). cmallol@ull.edu.es

CONSEJO ASESOR / SCIENTIFIC BOARD

Aarón González Castro, Adriana Rodríguez Hernández, Airám Rodríguez Martín, Alberto Brito Hernández, Alejandro Escanez, Alejandro Martínez García, Alfredo Reyes Betancort, Alfredo Valido Amador, Ana Isabel de Melo Azevedo Neto, Ana Sofia P.S. Reboleira, Aníbal Delgado Medina, Beatriz Rumeu, Beneharo Rodríguez Martín, Carlos Aguiar, Celso A. Hernández Díaz, Corrine Almeida, David Hernández Teixidor, David Pérez Padilla, Eliseba García Padrón, Félix Manuel Medina Hijazo, Fernando Espino, Filipe Alves, Francisco J. Pérez-Torrado, Guilherme Ortigara Longo, Gustavo M. Martins, Heriberto López, Isildo Gomes, Israel Pérez Vargas, Jairo Patiño Llorente, Jesús M. Falcón Toledo, Jorge Henrique Capelo Gonçalves, Jorge Núñez Fraga, José María Landeira, José Ramón Arévalo, Juan Carlos Illera Cobo, Juan Domingo Delgado García, Juan Pedro Díaz, Juana María González Mancebo, Juli Caujapé-Castells, Julio Afonso Carrillo, Kilian Toledo Guedes, Leopoldo Moro Abad, Manfred Kaufman, Manuel Nogaes Hidalgo, Marcelino José del Arco Aguilar, Marta López Darias, Marta Sansón Acedo, Miguel Menezes de Sequeira, Natacha Aguilar de Soto, Nuria Macías-Hernández, Paulo Alexandre Vieira Borges, Pedro Afonso, Pedro Oromí Masoliver, Pedro Sosa, Ramón Casillas, Ricardo Haroun, Rogelio Herrera Pérez, Rüdiger Otto, Rui Freitas, Ruth Jaén Molina, Sabrina Clemente Martín

PÁGINA WEB: <https://www.ull.es/revistas/index.php/scientia-insularum/index>

EDITA

Servicio de Publicaciones de la Universidad de La Laguna
Campus Central. 38200 La Laguna. Santa Cruz de Tenerife
Tel.: 34922319198

DISEÑO EDITORIAL

Jaime H. Vera

Javier Torres/Luis C. Espinosa

MAQUETACIÓN Y PREIMPRESIÓN

Servicio de Publicaciones

DOI: <http://doi.org/10.25145/j.SI.2019.02>

ISSN: e-2659-6644

Prohibida la reproducción total o parcial de esta obra sin permiso del editor.

Revista
SCIENTIA
INSULARUM

2

SERVICIO DE PUBLICACIONES
UNIVERSIDAD DE LA LAGUNA, 2019

REVISTA Scientia Insularum [recurso electrónico]. –La Laguna: Servicio de Publicaciones, Universidad de La Laguna, 2018–.

Anual.

En portada: Universidad de La Laguna. Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología.

Acceso libre.

Revista electrónica.

Modo de acceso: World Wide Web.

Tít. tomado de la página principal (consultada: 29 de enero de 2019).

ISSN En trámite.

I. Ciencias Naturales-Islas-Publicaciones Periódicas-En línea. I. Universidad de La Laguna. Departamento de Biología Animal y Edafología y Geología.

504(22)(05)

NORMAS GENERALES PARA EL ENVÍO Y PRESENTACIÓN DE TRABAJOS

1. La revista acepta el envío de manuscritos originales en español o en inglés, a través de la plataforma OJS de la ULL (<https://www.ull.es/revistas/index.php/scientia-insularum/index>).
2. Todos los trabajos deberán ser originales o inéditos y no deben estar en proceso de revisión por la editorial de otra revista. Los autores deberán, además, asumir el compromiso de no remisión a otra revista, una vez presentado e iniciado el proceso de revisión por parte de *Scientia Insularum*.
3. Los artículos, escritos en Word, deberán seguir las normas de envío que se encuentran en el siguiente *link*: <https://www.ull.es/revistas/index.php/scientia-insularum/about/submissions>.
4. En la primera página del artículo se ha de incluir el título del trabajo, autoría, institución a la que pertenece, *email* del autor para la correspondencia, breve resumen (200 palabras máximo) con palabras clave (entre 3 y 6) y su correspondiente traducción en castellano o en inglés, según corresponda.
5. Existen cuatro tipos diferentes de contribuciones: artículo, nota, síntesis e historia natural. Para más detalle ver las normas de envío en el *link* anterior.

GENERAL SUBMISSION NORMS AND TEXT FORMATING

1. The journal accepts the submission of original manuscripts in Spanish or English, submitted through the ULL - OJS platform (<https://www.ull.es/revistas/index.php/scientia-insularum/index>).
2. All the articles should be original or unpublished, and should not be in the revision process of another journal. Additionally, the authors should assume the compromise of not submitting the manuscript to another journal once submitted to *Scientia Insularum*.
3. The articles written in Word should carefully follow the authors guide for submission, described in the following link: <https://www.ull.es/revistas/index.php/scientia-insularum/about/submissions>.
4. The first page of the article should include the title, abstract (200 words maximum) with key words (3 to 6) and its translation to English or Spanish.
5. There are four types of different contributions: Article, Note, Synthesis and Natural History. For more details, please see the authors guide in the previous link.

Revista *Scientia Insularum*

Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología y

Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal

Facultad de Ciencias. Universidad de La Laguna

LA LAGUNA (SANTA CRUZ DE TENERIFE, CANARIAS, ESPAÑA)

EDITA

Servicio de Publicaciones

UNIVERSIDAD DE LA LAGUNA

Campus Central

38200, LA LAGUNA (SANTA CRUZ DE TENERIFE, CANARIAS, ESPAÑA)

SISTEMA DE EVALUACIÓN DE LOS TRABAJOS

Una vez recibido el manuscrito, será considerado por los editores, quienes se reservan el derecho de rechazarlo directamente o enviarlo a los revisores. Los motivos de un rechazo directo pueden ser el incumplimiento de las normas de publicación o la incoherencia del trabajo con el objetivo principal de la revista. Si el artículo pasa esta primera evaluación, será enviado a dos revisores especializados del consejo asesor, quienes podrán sugerir un tercer o cuarto revisor. Una vez recibidos los comentarios de los revisores, los editores podrán aceptar el manuscrito sin cambios, con cambios menores, con cambios mayores o rechazarlo. Una vez que los autores hayan recibido los comentarios de los editores y revisores tendrán un tiempo prudencial de un mes para reenviar sus correcciones a la revista. A todos los artículos aceptados se les adjudicará un identificador de objeto digital (DOI) y serán publicados de manera inmediata *online*. Estos se subirán a la página web del servicio de SPULL en formato pdf y serán de libre acceso con licencia Creative Commons –[Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional](#)–.

Scientia Insularum pretende ser una revista electrónica con un corto periodo de revisión y publicación de los artículos. También, se planea la elaboración de volúmenes temáticos que podrán ser publicados en formato papel.

EVALUATION PROCESS OF THE ARTICLES

Once we receive the manuscript it will be considered for the editors who have the right to reject it or to submitted to reviewers. The main reason for a direct rejection could be do not follow general authors guidelines or the incoherence of the manuscript with the main scope of the journal. If the manuscript passes the first evaluation it will be submitted to two specialized reviewers of the scientific council who could suggest a third or a fourth reviewer. Once we receive the reviewer comments, the editors would accept the manuscript with no changes, with minor changes, with major changes or to reject it. Once the authors have received editor and reviewer's comments will have a prudential time of one month to re-submit their corrections to the journal. All the accepted papers will have a digital object identifier (DOI) and will be published online immediately. These will be uploaded to the web page of the Servicio of SPULL in pdf format and will be open access with Creative Commons –[Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional](#)–.

Scientia Insularum wants to be a fast-publishing electronic journal with a short review and publication process of papers. It is also planned to compile specific volumes that would be published in paper format.

SCIENTIA INSULARUM / ISLANDS SCIENCE

Revista de Ciencias Naturales que tiene por contenido el *estudio de los organismos, los procesos ecológicos y geológicos en islas y el impacto de las actividades humanas sobre ellos*, tanto en el ambiente terrestre como en el marino. Con este objetivo tienen cabida trabajos de investigación en el ámbito de la Biología: *taxonomía, ecología, biogeografía, evolución y conservación*, así como aquellos más ligados a las Ciencias de la Tierra: *vulcanología, geomorfología, climatología y oceanografía*. Con este enfoque, *Scientia Insularum* pretende ser una revista que aborde de manera integral el estudio de la naturaleza de las islas y así ahondar en el conocimiento de su biodiversidad y de los procesos geológicos y ecológicos que la determinan.

Natural Science journal that has as content *the study of organisms, ecological and geological process in Islands and the impact of human activities on them*, in both terrestrial and marine environments. With this objective, we welcome biological studies on *taxonomy, ecology, biogeography, evolution and conservation*; as well as those related with Earth Science on *volcanology, geomorphology, climatology and oceanography*. With this scope, the *Journal of Islands Science* pretend to be a journal that integrates the study of islands nature to promote wider knowledge of its biodiversity and the geological and ecological process that determine it.

Esta revista surge por la necesidad de tener un espacio común para la difusión y reflexión sobre los procesos singulares que ocurren en las islas y que las hace auténticos laboratorios naturales. Estas materias son, además, objeto de enseñanza y estudio en dos másteres oficiales de la Universidad de La Laguna: «Biodiversidad Terrestre y Conservación en Islas» y «Biología Marina: Biodiversidad y Conservación». Por lo que este compendio anual de trabajos puede servir de apoyo didáctico a profesores y alumnos de dichos másteres, y para ayudar a aquellos estudiantes que tengan una vocación más científica y quieran dar sus primeros pasos en la publicación de sus trabajos.

This journal arises to have a common space for the dissemination and reflection of the singular processes that occur in islands, and that makes them genuine natural laboratories. These knowledge topics are also studied in our official master programs of the Universidad de La Laguna: “Terrestrial Biodiversity and Conservation on Islands” and “Marine Biology: Biodiversity and Conservation”. In this sense, these annual issues will act as a teaching support for professors and students of these masters, and to help those students with scientific vocation looking for their first steps on the publication of their studies.

Periodicidad anual / Anual

Idiomas español e inglés / Spanish and English

Acceso abierto / Open Access

Revista electrónica / e-journal

Servicio de publicaciones de la Universidad de La Laguna
<https://www.ull.es/servicios/publicaciones/categoria/publicaciones-periodicas/>

SUMARIO / CONTENTS

ARTÍCULOS / ARTICLES

Spearfishing in the Canary Islands: Is the devil as black as it seems to be? <i>Pablo Martín-Sosa</i>	9
Population parameters on Risso's dophin (<i>Grampus griseus</i>) in Fuerteventura, Canary Islands <i>Alberto Sarabia-Hierro & María Rodríguez-González</i>	37
Efecto del Área Marina Protegida de las islas de Ventotene y Santo Stefano sobre la comunidad de peces <i>Enrique Ogallas</i>	45
Impacto de la pesca recreativa submarina sobre las poblaciones de <i>Sparisoma crentese</i> (Linnaeus, 1758) en las aguas interiores de la isla de Tenerife (Islas Canarias) <i>Javier Goikoetxea, Alfredo Fernández, Arnau Andreu & Pablo Martín-Pestano</i>	71
Comparación de dos métodos de muestreo visual de peces de arrecifes coralinos en la Bahía de Murdeira, isla de Sal, Cabo Verde <i>Isabel Sancibrián-Span, Rui Freitas & José Carlos Hernández</i>	83
Modelo trófico del ecosistema rocoso litoral de la isla de El Hierro, islas Canarias <i>José Carlos Mendoza & José Carlos Hernández</i>	121
REVIEW	
Gelidiales (Rhodophyta) in the Canary Islands: previous studies and future perspectives <i>Beatriz Alfonso, Carlos Sangil & Marta Sanson</i>	153
NOTE	
A bridge to the future: volcanic islands as natural laboratories <i>Sara González-Delgado</i>	185



SPEARFISHING IN THE CANARY ISLANDS: IS THE DEVIL AS BLACK AS IT SEEMS TO BE?

Pablo Martín-Sosa*
Spanish Institute of Oceanography

ABSTRACT

Spearfishing is traditionally recognized as catching spawners of species with a top trophic position that are slow-growing and highly vulnerable. This study is the first empirical research in The Canary Islands quantifying this activity's pressure and impact with real catch information. The mean fishing effort by fisher is 6 days per annum at sea, with a mean yield of 390 g/fisher*hour. These figures outcome an estimate of 39 700 total days per annum at sea and a total annual catch (41.7 t) being 0.28% of professional sector landings. Average trophic level and Intrinsic Vulnerability Index in the catch are 3.24 and 45.72 respectively. *Sparisoma cretense*, a fast growing fish, with a mid trophic level and not such a vulnerable species, is at the top of spearfishing catches. The sector is described socioeconomically by questionnaires (n=179). Results represent a baseline and foundation for the sector management. No evidence has been found to justify the current spatially restricted access of spearfishing to resources.

KEYWORDS: Recreational fisheries, fisheries management, infralittoral ecosystems, intrinsic vulnerability, trophic level, *Sparisoma cretense*.

PESCA SUBMARINA EN LAS ISLAS CANARIAS:
¿ES EL LEÓN TAN FIERO COMO LO PINTAN?

RESUMEN

La pesca submarina es conocida por capturar grandes reproductores, con una alta posición trófica, de lento crecimiento y altamente vulnerables. Este estudio es la primera investigación empírica en las islas Canarias que trata de cuantificar las presiones e impactos de esta actividad utilizando información de capturas reales. La media de esfuerzo pesquero por pescador es de 6 días al año en el mar, con una media de captura de 390 g/pescador *hora. Esto resulta en una estima de 39 700 días de pesca al año en el mar y una captura anual total de 41.7 t, siendo 0.28% de las descargas del sector profesional. El nivel trófico medio y el índice de vulnerabilidad intrínseca es de 3,24 y 45,72 respectivamente. *Sparisoma cretense*, un pez de crecimiento rápido, con un nivel trófico medio y poco vulnerable, es la especie más capturada por la pesca submarina. El sector es descrito socioeconómicamente mediante la utilización de cuestionarios (n=179). Los resultados representan un estudio base que puede ayudar a la gestión del sector. No se encontraron evidencias científicas para justificar las restricciones espaciales actuales a los recursos de la pesca submarina.

PALABRAS CLAVE: Pesca recreativa, gestión pesquera, ecosistema infralitoral, vulnerabilidad intrínseca, nivel trófico, *Sparisoma cretense*.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2019.02.01>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 2; diciembre 2019, pp. 9-36; ISSN: e-2659-6644



9

INTRODUCTION

The different modalities of fishing all around the world, including recreational activities, have been identified as a major anthropogenic cause of marine habitat deterioration (Lewin *et al.* 2006; McPheeet *al.* 2002), impact on the equilibrium of the ecosystems (Agardy 2000; Coleman *et al.* 2004; Lewin *et al.* 2006), and the overexploitation of resources (Coleman *et al.* 2004; Cooke and Cowx 2004). Recreational fishing is one of the most common leisure activities in coastal areas world-wide, involving several methods (e.g. boat-fishing, shore-fishing and spearfishing), large numbers of people and high levels of fishing effort (Lloret *et al.* 2008; Cowx 2002; Pitcher and Hollingworth 2002; Westera *et al.* 2003). In particular, spearfishing has been repeatedly reported as a main cause of impact to the benthic fish communities that inhabit shallow rocky bottoms and coral reefs (Pita and Freire 2014, 2016; Lloret *et al.* 2008), thus lowering abundance and biomass of higher trophic level vulnerable species (Diogo and Pereira 2014; McPhee *et al.* 2002; Coleman *et al.* 2004; Lewin *et al.* 2006; Pita and Freire 2014). Very few studies, on the other hand, argue that spearfishing is ecologically sustainable because a diver is restricted to shallow water, is very selective and can target the species and size without the negative impacts of other fishing methods such as bycatch, bait, loss of gear and damage to habitat (Smith and Nakaya 2002).

Spearfishing is practiced in the Canary Islands by more than 6,500 people (0.3% of total population, 7% of total recreational fishing licences), and is spatially restricted by law to about 20% of the coastline. As many other islands across the world, the coastline of this archipelago is highly overcrowded and dependent on touristic and maritime leisure activities (Riera *et al.* 2016; Pascual Fernández *et al.* 2012), spearfishing being one among many of them. However, there is a total absence of empirical studies tackling the impact of spearfishing on infralittoral communities off The Canary Islands, apart from a technical report to Canary Islands Fishery Office (Castro-Hernández *et al.* 2018) based on spearfishers opinions out of *in situ* interviews. There is also a study evaluating the spearfishing contests catches with information about species and their sizes in the catch (Martín-Sosa *et al.* 2018).

This is the first time that a study based on analysis of real catches from routine activity evaluates the impact of spearfishing on shallow infralittoral communities in The Canary Islands. The results constitute an important breakthrough in understanding the spearfishing effort levels in this archipelago, together with the amount of annual catches (biomass), catch-per-unit-effort and sizes in the catch. In addition, the present work analyses the trophic level and vulnerability of spearfishing target species. This may gives us clues about how the activity affects the ecosystem of shallow infralittoral communities. Finally, through a questionnaire, we draw a

* Spanish Institute of Oceanography, Canary Islands Oceanographic Centre, C/ Farola del Mar, 22, Dársena Pesquera, 38180 Santa Cruz de Tenerife, Spain. Corresponding author's e-mail: pablo.martin-sosa@ieo.es.

socioeconomical picture of the spearfishing practitioners in the Canary Islands. The differences of the outcomes compared to previous studies are discussed, as well as the current spatial restriction of the activity as a management measure.

MATERIAL AND METHODS

STUDY AREA

The Canary Islands (Figure 1) are located in the Northeast Atlantic, between 27°-29° N and 14°-18° W (Hernández *et al.* 2013). The total coastline length of the archipelago is 1,501 km. Due to the volcanic nature of the islands, their edifices have a significant slope, thus the island platforms (shallow bottoms of gentle slope located between 0 and 100 m depth) are limited in area compared to the land surface (Mitchel *et al.* 2002). The waters of the archipelago are situated on the eastern limit of the North Atlantic subtropical gyre, occupying an intermediate position between the rich cold upwelling waters of the northwest African coast and the warm and oligotrophic waters of the open ocean (Barton and Arístegui 2004). Limited island shelf and oligotrophic waters make the islands quite unfertile. This fact brings about fragile marine populations. On the other hand, the lengthy coastline, along with the rich and diverse coastal morphology, allows the occurrence and development of numerous different habitats and ecosystems (Hernández *et al.* 2013).

Spearfishing is permitted, without depth restriction (other than fishers apnea capacity, 90% of them cannot fish under 25 m of depth –results from this work questionnaires–), in around 20% of total coastline, divided in several open access zones by island (Figure 1). Both rocky and sandy bottoms are represented. Some of the areas have a difficult access from land and/or are far away from main coastal population spots. Zones at the north of the islands are also naturally restricted during great part of the year by exposure to adverse sea conditions (Yanes *et al.* 2006). The productive conditions and state of fish populations of the areas are heterogeneous, although in general stocks of interest in the Canary Islands are overfished (Castro *et al.* 2015).

DATA COLLECTION

Catch and effort data

The *Asociación Canaria de Pescadores Submarinos Responsables* (ACPESUR, Canarian Association for Responsible Spearfishers, translated to English) is the main spearfishers association in the Canary Islands, with just above 850 members, representing 13% of the total number of spearfishing licenses. ACPESUR designed a web app for their members to report their catches, and these results are used in the present study.

The members reporting information used belongs to fishing days performed during 2017 and 2018. A total of 958 reported catch entries were analyzed, taken



from 623 fishing days, made by 104 spearfishers. 90% of the fishers taking part in the catch reporting have made between 5 and 25 entries. Most of the rest have made less than 5 entries. Fuerteventura, Gran Canaria and Tenerife Islands are better represented in the catch reporting, although there are catch reporting entries from every Canary Island. Information reported consisted of date, island, zone, fishing effort (in hours), the cause of zero catch, species caught and the size (total length for fishes and dorsal mantle length in the case of cephalopods) of each of the individuals (including a photograph with a metric reference). Entries from these two sample years without a photograph to check species identification and size were excluded from the analysis.

The biomass of the catch was calculated using weight-length relationships available in the literature or from the results of the sampling carried out at spearfishing contests made by Spanish Institute of Oceanography (SIO) (Martín-Sosa, unpublished data). Parameters a and b from these relationships are shown in Table 1. Finally, the mean catch per unit of effort (CPUE), expressed as weight of catch per spearfisher and hour of fishing, was calculated.

Intrinsic vulnerability and trophic level data

The intrinsic vulnerability of each fish species (Table 1) was obtained from Cheung *et al.* (2007). In the case of cephalopods, the work of Meissa and Gascuel (2015) was used. When the species information was not available, the intrinsic genus or family vulnerability was used. In some cases, the index of an ecologically very similar species of the same genus was considered the most appropriate to be used. Cheung *et al.* (2005) categorized fishes by their intrinsic vulnerability value in very high (mode=80), high (mode=60), moderate (mode=40) and low (mode=20). The average intrinsic vulnerability value of the catch is brought about by calculating the arithmetic mean of intrinsic vulnerability index of each species weighted by their catch volume.

Available information on trophic levels from the literature of the taxa in the catch was used to assign a trophic level to each of the species fished by spearfishers (Table 1). Some of the trophic levels were available through FishBase (Froese and Pauly 2003). The trophic level expresses a position of an organism within the food web of the local marine ecosystem (Pauly and Christensen 2000). To estimate average trophic level in the catch we proceeded in the same manner than with intrinsic vulnerability index, calculating the mean arithmetic value for each taxa, weighted by its catch volume.



Size data

ACPESUR members catch reporting also includes the size of each individual with an attached photograph including a metric reference. Minimum catch size was gathered for those regulated species (Table 1, MLL: Minimum Legal Length in cm of total length in the case of fishes, or dorsal mantle length for cephalopods).

González *et al.* (2012) attempted to gather all the available information about the biology and fishery of the main target species in the Canary Islands. This effort resulted in a scientific proposal for the conservation of a hundred species, thus establishing a minimum catch size based on biological knowledge (MSAL: Minimum Scientific Advised Length). These sizes have also been listed at Table 1, and used to check the percentage of immature individuals within the Canary Islands spearfishing catch.

Socioeconomic data

ACPESUR, with the advice and collaboration of SIO, designed a questionnaire for their members to complete on the association web site, and these data were used in the present study. A total amount of 179 valid questionnaires were gathered. The answering period was 8 months, from July of 2018 to February of 2019. The main goal of the questionnaire was to know who practice spearfishing in the Canary Islands, how much effort is applied, when, where, how, and even why they fish. They were asked about the species they normally catch and the questionnaire finishes with a section of questions with the aim of describing what spearfishers think about their activity. Their opinion of these other matters is also requested: the fisheries management measures, other recreational modalities, the professional fishing sector, the state of fishery resources, surveillance, poaching, and especially, what they think about the Canary Islands spatially restricted access to resources for spearfishing.

RESULTS

FISHING EFFORT AND YIELD DATA

A total of 45 species have been reported to be fished by spearfishers (Table 1), belonging to 24 families, the majority being fishes, but also including two species of cephalopods (*Loligo vulgaris* and *Sepia officinalis*). Sparidae is the best represented family with 14 species. Only 2 species are pelagic, while 15 are benthopelagic, 13 demersal and 14 reef-associated. One diadromic fish (*Chelon labrosus*) was caught.

Sparisoma cretense is the top target species, both in terms of abundance and biomass (Figure 2, 35% and 20% of total catch respectively). The second most abundant species is *Diplodus cervinus*, although in terms of biomass, *Seriola dumerili* is actually the second due to its larger size, leaving *D. cervinus* in third place.



Mean fishing effort is depicted in Figure 3. Spearfishers spend a mean 2.57 fishing hours per day, 1.48 mean days per month and 1.82 mean months per year. The effort is fairly consistent throughout the year, although the catch varies, being higher in summer months and November.

Over the 2 year period, the total reported catch is 654 kg, 691 specimens, fished during 623 fishing journeys, almost half of which failed to have any catch. In annual terms, 52 fishers reported 311 fishing journeys with a total of 345 specimens fished and a total weight of 327 kg. This means that the present study states 6.6 individuals and 6.3 kg per fisher and per year, a mean catch of just over 1 kg and 1 specimen per fisher per fishing day. If we make an extrapolation of this study's effort and catch results to the total number of spearfishing licenses in the Canary Islands, the total estimated spearfishing annual effort and catch is 39,700 days at sea and 42 tons respectively.

In terms of yield, 390 grams per fishing hour is the mean. If we look at the yield in the different islands, we can see ostensible differences, with a range from the 480 g/h of Fuerteventura to the 212 g/h of La Gomera Island (Figure 4).

IMPACT ON INFRALITTORAL ASSEMBLAGES

Spearfishing in the Canary Islands targets a wide range of sizes of the taxa present in the catch (Figure 5). There are specimens of *Seriola dumerili*, *Muraena augusti*, *Dentex dentex*, *Pseudocaranx dentex*, *Sepia officinalis*, *Diplodus cervinus* and *Sparisoma cretense* that have sizes closer to the Maximum Length (L_{max}, Froese and Pauly 2003). With regard to small sizes, 1% of the catch is under the Minimum Legal Length (MLL, Table 1) and 10% are under the Minimum Scientifically Advised Length (MSAL, Table 1, González *et al.* 2012), thus, expected to be immature. *Epinephelus marginatus* and *Pagrus auriga* deserve a special mention, since the totality of the specimens in the catch are under MSAL. 90% of *Mycteroperca fusca* individuals in the catch are also under MSAL. Other species with more than half of the individuals in the catch under MSAL are *Phycis phycis*, *Sarpa salpa*, *D. dentex* and *D. cervinus*.

Although *Balistes caprisicus*, *Bodianus scrofa*, *D. dentex*, *E. marginatus*, *M. fusca* and *Pomatomus saltatrix* are listed as vulnerable in the IUCN Red List, among the catch, none of the species are listed in the regional and national protected species catalogues. Moreover, vulnerability of the taxa in the catch is not uniform. In general, demersal coastal fish species of the Canary Islands are overfished to some extent (González 2008). Overfishing does not affect all species equally; it depends on their biological characteristics. Intrinsic Vulnerability Index (IVI) and trophic level (TL) were represented together (Figure 6) to show the range of these two variables within the catch, paying special attention to those species better represented in terms of abundance and biomass (highlighted black border circles). Trophic level in the catches ranges from just above 2 (*Sarpa salpa*, the only herbivorous species) to 4.5. Moreover, IVI is wide ranging, from less vulnerable (as the squid *Loligo vulgaris*) to highly vulnerable species (fishes as *Tylosurus acus* or *Spondyliosoma cantharus*).



Species better represented in the catches in terms of abundance and biomass, though, have a wide TL range, but 90% of them are within a narrow IVI variation, from 30 to 50 (Figure 6). In fact, average TL and IVI in the catches, calculated by the mean arithmetic value for each taxa, weighted by its catch volume, is 3.24 and 45.72 respectively.

SOCIOECONOMICS

Fishermen age and experience distribution in the questionnaires are both bimodal (age = 26-30 and 41-45 years old, time of experience = 5-10 and >20 years, Figure 7) which suggests that spearfishers in the Canary Islands begin spearfishing at an approximate age of 20. Half of them practice another recreational modality; 75% spearfishes are accompanied; 66% enter the sea from land, the rest by boat.

The majority fish between 10 and 70 times annually, mostly between 20 and 30 times annually. 60% fish all around the year, and 30% only in the summer. Only 10% of the spearfishers are capable of fishing below a depth of 20 m. The 4 most important aspects influencing whether they fish or not, in this order, are: favourable climate conditions, work timetable, family commitments and desire to eat fish. 95% has a clear conviction that spearfishing is important for household economy.

With respect to effort, the perception of 40% of fishers is they catch between 2 and 3 kilos per fishing day, while 25% think they fish 3-4 kg a day and 17% between 1 and 2 kg. One third declares that they do not fish anything 20% of the fishing journeys, another third say that they don't catch anything up to 40% of the fishing days. Almost 3 quarters of the sector spend 3-4 hours fishing each fishing day, 20% usually fishing for a longer time, and an 8% making shorter journeys. In economic terms, almost 75% invest less than a thousand euro a year, 20-30€ per fishing day is the range of costs for the majority.

Concerning spearfishers thoughts and social behaviour, 48% of them admit not to reporting catches to the ACPEUR web platform although 99% think the Association is advantageous. Almost 90% have never been sanctioned, 97% see with good eyes a minimum size catch regulation, 72% don't know any spearfisher selling the catch. More than 75% consider themselves well informed about fishing regulations, by The Association, internet and friends, being the three main sources of information. 49% think that reporting catches is good for society to know about the activity, 35% think is good to collaborate with science. 70% think surveillance is insufficient, while half of them believe that in the Canary Islands sea resources are overfished. 70% clearly believe that the number of licenses for spearfishing is not the only factor responsible for a potential uploaded ecosystem charge capacity, but also the rest of the extractive sector. Relationship with other sectors can be summarized like this: recreational (land or boat), 63% good or very good; professional fishers, 60% think is good or very good, the rest bad or very bad; the great majority have a good or very good relationship with swimmers (97%) and divers (89%).

In terms of fishing restrictions, most of them think Total Allowable Catch systems are good or very good fishing measures. Three quarters think temporal



closures are beneficial, but only half of them think the same about spatial closures. To be more specific, 75% are against marine reserves of fishing interest, but 80% are in favour of no take zones. The great majority would like to be able to fish closer to their residence, 45% have the closest permitted area 10-25 km away from home, and 25% at a distance between 25 and 50 km from home.

When it comes to saying what they catch, information is quite reliable, since it's very similar to the real catch reported. There are fishermen declaring that they catch up to 15 different species. Although most than a half of the fishers think they still are catching the same species than years ago, several people think they are not getting the more desirable mid-high trophic level vulnerable species as *Mycteroperca fusca*, *Epinephelus marginatus*, *Seriola dumerili* or *Pseudocaranx dentex* anymore.

Regarding the spatial distribution of effort (Figure 1), in every island some zones are more visited than the others, having to do with proximity to residence, quality of the sea bottoms (too sandy and/or too deep) and sea conditions (wind and current exposure) most of the year, according to the fishermen themselves.

DISCUSSION

Fishing as a major worldwide cause of impact on habitats, ecosystems and species is unquestionable after results of so many scientific works (Lewin *et al.* 2006; McPhee *et al.* 2002; Agardy 2000; Coleman *et al.* 2004; Cooke and Cowx 2004). The impact of recreational fishing activities in coastal zones around the world, contributing to this reported detrimental effect, is also beyond doubt (Lloret *et al.* 2008; Cowx 2002; Pitcher and Hollingworth 2002; Westera *et al.* 2003). Although there are some works concluding the high and pernicious effect specifically of spearfishing on several coastal areas (Pita and Freire 2014, 2016; Lloret *et al.* 2008; Diogo and Pereira 2014; McPhee *et al.* 2002; Coleman *et al.* 2004; Lewin *et al.* 2006), there are very few studies using real catch data from routine activity to assess this impact, being totally absent in the Canary Islands. This study is the first empirical research to assess the impact of spearfishing in the Canary Islands with more reliable data.

It is very difficult to monitor recreational fishing of any kind (Pascual Fernández *et al.* 2012), due to the lack of obligation of fishers to register their catches and of an official web of controlled landing spots, as professional fishers of the Canary Islands have. Most of the studies assessing impacts of recreational fishing in general and spearfishing in particular use polls as the only available method to obtain reliable information about the topic (Castro-Hernández *et al.* 2018; Lloret *et al.* 2008; Lloret and Font 2013) or real catches from contests, where rules bias results (Martín-Sosa *et al.* 2018; Darmanin and Vella 2018; Boada *et al.* 2017).

Collaboration with *Asociación Canaria de Pescadores Submarinos Responsables* (ACPESUR) has allowed us access to more reliable information concerning routine activity. This fact does not preclude the work from different constraints and sources of error or bias which confer a certain degree of uncertainty to the results. The way data has been collected, including a picture of every single catch integrated in the



analysis, avoids uncertainty about species identification and sizes. Nevertheless, we have to take into account that the 13% of associated spearfishers must be the most responsible part of the sector. Moreover, those reporting catches are evidently the most aware of sustainability. It is true that any time an activity is the subject of assessment, it is impossible to monitor poaching when methods depend on willingness and collaboration.

Another source of bias when it comes to quantify the activity's pressure is the lack of knowledge about what percentage of the fishing journeys is being registered by those spearfishers reporting their catch. This could be a probable source of under estimation. We assume the results as an average of the real picture that takes place in real terms. To end with those questions which need to be taken into account to interpret these results, we have to understand that the activity is putting pressure on an already overfished environment, with unbalanced ecosystems, disturbed habitats and modified natural food webs, so the catch profile is influenced by this fact.

Results tell us spearfishing in the Canary Islands is not an activity specially focused on just a few high trophic level vulnerable species. The list of target species is quite long and diverse, with species from different families and habitats. One single species, *Sparisoma cretense*, the parrotfish, features prominently in a great part of the activity. Fishing effort figures found are lower than those detected in other places (data from surveys, 3.7 hours per fishing day, Lloret *et al.* 2008) or in the Canary Islands (data from surveys, 3.3 hours per fishing day, Castro-Hernández *et al.* 2018). The Eastern islands (shaded in grey in Figure 4), that are more influenced by the African coastal upwelling (Valdés and González-Déniz 2015), are more productive. Tenerife and La Palma Islands, although being less fruitful, are two western islands with more experienced spearfishers (according to the results of this study questionnaires), therefore having higher yields than expected. Catch and yield results comparisons between this study and that of Castro-Hernández *et al.* (2018) follow the same trend. This study's outputs are 1.1 kg per fishing day (3.3 at the previous study) and 390 g per hour (654 at Castro-Hernández *et al.* (2018), 542 at Pascual Fernández *et al.* (2012)). Both studies cited are based on polls. Data from questionnaires used in this study tell us, comparing to reporting catch data by the same fishers, that when they are asked about their catches, they tend to overestimate them. This is, therefore, the most plausible explanation for the disparities. Differences in the average yield among islands (from 480 g/h in Fuerteventura to 210 in La Gomera) highlight the importance of using information from the whole archipelago when it comes to assess the activity's pressure and impact in general at Canary Islands. As an example, Pascual-Fernández *et al.* (2012) is a study focused in Tenerife, and cannot be used to assess the activity in the whole archipelago. In fact, authors are about to implement the poll all over the 8 islands (Pascual-Fernández, pers. comm.). The total estimated spearfishing annual catch of 42 tons, making an extrapolation of this study's catch results to the total number of spearfishing licenses in the Canary Islands, is clearly below the around 800 tons estimated by Castro-Hernández *et al.* (2018). This catch estimate means not even 0.3% of annual landings of artisanal fishing sector (official Canary Islands Fishery Office data from landing spots registering system). The importance of spearfishing



in extracted biomass terms, compared to that of the total fishing sector extraction, is certainly limited. These results are totally different to those of previous research, not only in the Canary Islands (Castro-Hernández *et al.* 2018) but also in other parts of the world (Passley *et al.* 2010). Again, the reason can be the usual tendency of fishermen to exaggerate when asked about the amount of their catches in polls, surveys or interviews (as it can be checked with the comparison between the real catch reported and the fishers opinion on their catches in the questionnaires of this study). Average yield found in this study is very similar to that carried out by recreational land-fishers in the El Hierro Marine Reserve in Martín-Sosa *et al.* 2008, with a methodology of real catch sampling as it has been performed for this study. Taking a look to the species composition, the direct competence between spearfishing and professional artisanal fisheries in the Canary Islands is clear, akin to other places in Spain (Lloret and Font 2013). The same happens with the rest of modalities of recreational fisheries (Pascual Fernández *et al.* 2012). However, in the case of spearfishing, the estimated total biomass extraction is not significant compared to that of professional artisanal fisheries. This is not the case in other studies around the world (Rocklin *et al.* 2011). Recreational fisheries still aim the same resources as professional artisanal fishers, competing directly with this sector. It is a sector technically better equipped, developed with no kind of monitoring, and with a total number of 90,000 licences (Canary Islands Government data, http://www.gobiernodecanarias.org/agricultura/pesca/temas/pesca_recreativa/licencias.html, 45 recreational licences per 1,000 people), more than a hundred times the volume (in number of units) of professional artisanal fisheries.

The effect of spearfishing on the size of specimens is remarkable. It is referred as one focusing on large individuals of certain species (Lloret *et al.* 2008; Sluka and Sullivan 1998; Assis *et al.* 2017; Mann *et al.* 1997; Harper *et al.* 2000). This effect can be seen in our results, but only for isolated catches. The same happens with catches at contests in the Canary Islands (Martín-Sosa *et al.* 2018), even though participants are specifically trained at a higher level of expertise. We are unable to conclude that spearfishing in the Canary Islands nowadays is focusing on large spawners of any species. Since spearfishers find large specimens attractive, but these are not abundant in the catches, there could be two reasons: because of overfishing, but also as a consequence of the difficulties for spearfishers to catch large specimens. This is due to their great mobility and capacity to recognize speafishers and spearguns and escape to greater depths, as Sbragaglia *et al.* (2018) have proved. These large fish are caught by other fishing modalities where there is no fisher recognition. It has been noted that spearfishers in the Canary Islands are aware of the harm of fishing small size individuals, but are totally unaware of the danger of focusing on large highly fecund specimens.

Regarding small sizes, the results of this study are worrying, not in general to the catch, but in the case of some important species from an ecological perspective such as *Epinephelus marginatus*, *Pagrus auriga* or *Mycteroperca fusca*. In the case of *Diplodus cervinus*, more than half of the individuals in the catch are under Minimum Scientifically Advised Length (MSAL, cm of Total Length or Dorsal Mantle Length). Although it is true that illegal sizes in the catch are rare, both in the contests (Martín-



Sosa *et al.* 2018) and during routine activity, as this study concludes, it is remarkable that in the case of some target species, Minimum legal length (MLL, cm of Total Length or Dorsal Mantle Length) is set not relying on scientific information on the species and should be changed to a closer size to MSAL (González *et al.* 2012), if not MSAL itself. The MSAL is large for species like *Epinephelus marginatus*, *Pagrus auriga* or *Mycteroperca fusca* because of their sequential hermaphroditism bringing about highly imbalanced sex ratios as a consequence of fishing. The other gross legal limitation referring to MLL is the noticeable scarce number of regulated species. These two facts make legal the majority of spearfishing catches although the presence of immature specimens in the catch is worrying for certain species. During the process of this study, the Canary Islands Fishery Office has taken steps towards a new MLL regulation which includes many more species and in most of the cases with MLL much closer to MSAL, following the advice given by the author of this work based on the findings of Gonzalez *et al.* (2012).

Referring to the biological characteristics of spearfishing catch, taking into account the results of other studies in the Mediterranean (Lloret *et al.* 2008) (previous studies on the matter do not exist in the Canary Islands), a greater average trophic level (TL) and Intrinsic Vulnerability Index (IVI) was expected. An average TL and IVI of 3.24 and 45.72 respectively are not describing a catch mainly consisting in slow growing vulnerable apex predators. On the other hand, the averages belong to a moderately vulnerable carnivorous species placed not very high in the trophic pyramid. Moreover, parrotfish, a fast growing mid trophic level not so vulnerable fish, typical from the Canary Islands rocky coastal habitats, is at the top of spearfishing catches with a clearly greater abundance and biomass than the rest of target species. Nevertheless, in the Canary Islands there is a total lack of recurring scientific program to assess fisheries. The existing efforts are isolated and inconsistent. The scattered, disperse and partial information these few studies provide, together with the expert knowledge of the majority of fishery experts in the Canary Islands were used in 2008 to certify a severe and generalized over fishing status of the Canary Islands fishery resources (González 2008). Some studies have been performed to prove that overfishing results in affected marine food webs. This results in lowered trophic levels, with the predominant subsistence of less vulnerable species. The highest trophic levels and most vulnerable species mainly undergo the effects of overfishing. This process is known as “fishing down the marine food webs” (Pauly and Palomares 2005; De Lope Arias *et al.* 2016; Stergiou 2005; Meissa and Gascuel 2015; Pauly and Watson 2005). This current situation, normal in overfished fishing grounds, is swaying the trophic and vulnerability profile of today’s artisanal and recreational fisheries catches all over the world; the Canary Islands are no exception.

Spearfishers as a sector in the Canary Islands meet a theoretical image of a recreational sector. Levels of effort and catch are those appropriate to a leisure activity, although fishing as a food source is a more than expected important incentive. Spearfishers are young and generally belong to the lower middle class who do not have high expenditure during their routine activity. In socioeconomic terms spearfishing in the Canary Islands is a sector fairly concerned about marine sustainability, with growing levels of partnership thanks to the existence of ACPESUR, a responsible



spearfishers association, built around a main goal: achieving 100% of non protected open access coastline. The barriers to access the resources totally predetermine the activity. These are remoteness, difficult access and bad quality of the zones: a nightmare for spearfishers. Regarding the spatial distribution of effort (Figure 1), from the 2 zones of El Hierro Island, H2 is the most visited (H1 is very exposed to NE dominant winds). More than half of Fuerteventura spearfishers visit zone F2 more frequently, since is the only one protected from wind exposure among the 4 zones of the island. In Gran Canaria and Lanzarote Islands there is an equitable distribution of spearfishing visits among all the zones. The high degree of exposure of G1 spearfishing zone in La Gomera marks zone G2 as almost the only one visited. In La Palma, the most unexposed zone is far away from the capital and most of it is also closed half of the year. Of among the other 3 zones, the most visited (60%) is the closest to the capital, P3. Finally, Tenerife, with 9 fishing zones, is a mixture of exposed, little productive and remote zones. The ones with better conditions taking into account these three factors are the most visited (T9, T2 and T5, in this order). As in other coastal activities, poaching exists to some extent, with fishing journeys that are over quota, fishing at closed access coast, and especially, illegal direct sell of catch to restaurants. As a consequence, spearfishing has gained the image of a black devil affecting the relationship with professional artisanal fishers, a body that, in the opinion of spearfishers, should not have favourable access to all public fishing resources in the Canary Islands. With the results of this study in hand it seems too daring to blame spearfishing for the artisanal fisheries decline and to attribute the overexploitation of some rocky coastal demersal resources solely to spearfishing.

We understand existence of ACPEUR is beneficial, and the partnership with scientists gives the leading edge to the future of the sector. It is a way to monitor and assess the activity, to educate about some yet unacquired responsible fishing habits, and to modify contests minimum weight for some species with a big divergence between MLL and MSAL. Deconstructing the process of fishing from the fishers' perspective can help fisheries researchers understand social-ecological interactions and identify leverage points for management (Pavlowich and Kapuscinski 2017). In Lloret *et al.* (2016), it is concluded that it is necessary to integrate different assessment approaches (biological, social and economic), with active participation from stakeholders, governments and relevant research institutions, to better evaluate and manage coastal fisheries. This study should be useful for this purpose and the Canary Islands and Spanish governments, who share the management of fisheries in the Canary Islands, must take note. Managers must assess the consequences of maintaining the current spearfishing access system or putting in practice an alternative open access. The latter would bring about an increased but more disperse spearfishing effort. The first option doesn't seem to be justified by any scientific evidence. We don't find a scientific reason for spearfishing being the only fishing activity in the Canary Islands with restricted access zones to available resources, when it is already an activity limited by 5 kg per person and fishing day. Castro-Hernández *et al.* (2018), the only study in the Canary Islands trying to assess the impact of the activity with visual censuses, show significant higher species richness in zones of the Canary Islands where spearfishing is allowed and no significant size



differences between these zones and control ones. These conclusions support our results, as other studies in the rest of Spain, like Pita and Freire (2016) in Galicia or Boada *et al.* (2017) in Catalonia, both based on contest information, which conclude limited or nil impact of spearfishing on fish populations and community composition. Research should be carried out on the potential increase of spearfishing biomass extraction in a scenario whereby total open access would be set up in the Canary Islands. It is vital, finally, to stress the importance of having scientific reliable information to manage fisheries. The scarcer the information is, the more crucial the application of the precautionary principle becomes.

ACKNOWLEDGEMENTS

I would like to thank *Asociación Canaria de Pescadores Submarinos Responsables* (ACPESUR, <http://asociacioncanariapescadoressubmarinosresponsables.com/>) and to all the spearfishers reporting information to this study, in special to Ovidio Pérez, Héctor de Paz and Gustavo Monterrey. I also thank Santiago Barreiro for map editing and Laura Martín and Gustavo Monterrey for help with data analysis. I appreciate Catherine Mooney's help with English corrections.

AUTHORS CONTRIBUTION

The author is the only responsible for the whole paper. Some little contributions have been considered in Acknowledgements Section.

RECIBIDO: marzo de 2019; ACEPTADO: abril de 2019



REFERENCES

- AGARDY, T. 2000. Effects of fisheries on marine ecosystems: a conservationist's perspective. *ICES J. Mar. Sci.*, 57, 761-765. doi:10.1006/jmsc.2000.0721
- ANDRADE, A.B., MACHADO, L.F., HOSTIM-SILVA, M. & BARREIROS, J.P. 2003. Reproductive biology of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). *Braz. Arch. Biol. Techn.*, 46(3), 373-381. doi: 10.1590/S1516-89132003000300009
- ASSIS, J., GONÇALVES, J.M., VEIGA, P. & PITA, C. 2017. Spearfishing in Portugal: A baseline study on spearfishers' profiles, habits and perceptions towards management measures. *Fisheries Manag. Ecol.*, 1-12. doi: 10.1111/fme.12313
- BALKIS, S., BEN SALEM, M., REYNAUD, C. & CAPAPÉ, C. 2014. Diet of Mediterranean Moray, *Muraena helena* (Actinopterygii: Anguilliformes: Muraenidae), from the North-Eastern Tunisian Coast (Central Mediterranean). *Acta Ichthyol. Piscat.*, 44 (4), 273-283. doi: 10.3750/AIP2014.44.4.01.
- BARTON, E.D. & ARÍSTEGUI, J. 2004. The Canary Islands coastal transition zone-upwelling eddies and filaments. *Prog. Oceanogr.*, 62, 67-69. doi: 10.1016/j.pocean.2004.08.003.
- BEN-TUVIA, A. 1986. "Mugilidae." In: Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J. & Tortonese, E. (eds.) *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean, vol. III* (pp. 1197-1204). Paris: UNESCO.
- BEN-TUVIA, A. 1986. "Sphyrnidae." In: Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J., Tortonese, E. (eds.) *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean, vol. III* (pp. 1194-1196). Paris: UNESCO.
- BEN-TUVIA, A. & MCKAY, R. 1986. "Haemulidae." In: Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J. & Tortonese, E. (eds.) *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean, vol. II* (pp. 858-864). Paris: UNESCO.
- BOADA, J., SAGUÉ, Ó. & GORDOA, A. 2017. Spearfishing data reveals the littoral fish communities' association to coastal configuration. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 199, 152-160. doi: 10.1016/j.ecss.2017.10.007
- BOUCHON-NAVARO, Y., BOUCHON, C., KOPP, D. & LOUIS, M. 2006. Weight-length relationships for 50 fish species collected in seagrass beds of the Lesser Antilles. *J. Appl. Ichthyol.*, 22, 322-324. doi: 10.1111/j.1439-0426.2006.00715.x.
- BUSTOS, R., LUQUE, Á. & PAJUELO, J.G. 2010. Reproductive biology of the island grouper (*Mycteroperca fusca*) in the Canary Islands, northwest coast of Africa. *Sci. Mar.*, 74(3), 613-619.
- CALDENTEY, M.A. 1987. Estudio de la biología de la boga (*Boops boops* (Linnaeus, 1758)) de las costas de Tenerife. [M. Sc. Thesis], University of La Laguna: 101 pp.
- CASTRO, J.J., DIVOVICH, E., DELGADO DE MOLINA ACEVEDO, A. & BARRERA-LUJÁN, A. 2015. Overlooked and under-reported: A catch reconstruction of marine fisheries in the Canary Islands, Spain, 1950–2010. *Univ. British Columbia Work. Paper Series*, 26, 26 pp.
- CASTRO, J.J., SANTIAGO, J.A., HERNÁNDEZ-GARCÍA, V. & PLA, C. 1999. Growth and reproduction of the dolphinfish (*Corphaena equiselis* and *Coryphaena hippurus*) in the Canary Islands, Central-East Atlantic (preliminary results). *Sci. Mar.*, 63 (3-4), 317-325. doi: 10.3989/scimar.1999.63n3-4327.



- CASTRO-HERNÁNDEZ, J.J., JIMÉNEZ-ALVARADO, D., GUERRA-MARRERO, A. & SARMIENTO-LEZCANO, A. 2018. *Estimación del impacto de la pesca submarina de recreo en las zonas acotadas para dicha actividad en el Archipiélago Canario*. Universidad de Las Palmas, Instituto Universitario EcoAqua. Dirección General de Pesca. Gobierno de Canarias.
- CENGİZ, Ö. 2013. Some biological characteristics of Atlantic bonito (*Sardasarda* Bloch, 1793) from Gallipoli Peninsula and Dardanelles (northeastern Mediterranean, Turkey). *Turk. J. Zool.*, 37, 73-83. doi: 10.3906/zoo-1204-10.
- CHÂARI, M., BOUDAYA, L. & NEIFAR, L. 2016. Preliminary observations on the feeding habits of the Mediterranean needlefish *Tylosurusacusimperialis*. *J. Coast. Life Med.*, 4(6), 426-429. doi: 10.12980/jclm.4.2016J6-32.
- CHEUNG, W.W., PITCHER, T.J. & PAULY, D. 2005. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biol. Conserv.*, 124, 97-111. doi: 10.1016/j.biocon.2005.01.017.
- CHEUNG, W.W., WATSON, R., MORATO, T., PITCHER, T.J. & PAULY, D. 2007. Intrinsic vulnerability in the global fish catch. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 333, 1-12. doi: 10.3354/meps333001.
- CHIKARAISHI, Y., STEFFAN, S.A., OGAWA, N.O., ISHIKAWA, N.F., SASAKI, Y., TSUCHIYA, M. & Ohkouchi, N. 2014. High-resolution food webs based on nitrogen isotopic composition of amino acids. *Ecol. Evol.*, 4(12), 2423-2449. doi: 10.1002/ece3.1103.
- COLEMAN, F.C., FIGUEIRA, W.F., UELAND, J.S. & CROWDER, L.B. 2004. The Impact of United States Recreational Fisheries on Marine Fish Populations. *Science*, 305 (5692): 1958-60. doi: 10.1126/science.1100397.
- COOKE, S.J. & COWX, I.G. 2004. The Role of Recreational Fishing in Global Fish Crises. *BioScience*, 54 (9), 857-859. doi: 10.1641/0006-35682004054[0857:TRORFI]2.0.CO;2.
- COWX, I.G. 2002. Recreational fisheries. In P. Hart, J. D. Reynolds (Eds.), *Handb. Fish Biol. Fish.* (vol. II, pp. 367-390). Oxford: Blackwell Science.
- DARMANIN, S.A. & VELLA, A. 2018. An assessment of catches of shore sport fishing competitions along the coast of the Maltese Islands: Implications for conservation and management. *Fisheries Manag. Ecol.*, 1-9. doi: 10.1111/fme.12271.
- DE LOPE ARIAS, J.J., MATEU-VICENS, G. & DEUDERO COMPANY, S. 2016. Meta-analysis review of fish trophic levels in marine protected areas based on stable isotope data. *Medit. Mar. Sci.*, 17 (2), 496-507. doi: 10.12681/mms.1628.
- DE SYLVA, D.P. 1990. "Sphyraenidae." In: Quero, J.C., Hureau, J.C., Karrer, C., Post, A., Saldanha, L. (eds.) *Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA)*, vol. 2 (pp. 860-864). Lisbon: JNICT; Paris: SEI; Paris: UNESCO.
- DELGADO, A., GARCÍA, M.T., RODRÍGUEZ, E. & LÓPEZ ABELLÁN, J.L. 1983. Plan regional de evaluación de recursos pesqueros. Provincia de Santa Cruz de Tenerife, vol. 2. Pelágicos costeros. Consejería de Agricultura y Pesca del Gobierno de Canarias.
- DIOGO, H. & PEREIRA, J.G. 2014. Assessing the potential biological implications of recreational inshore fisheries on sub-tidal fish communities of Azores (north-east Atlantic Ocean) using catch and effort data. *J. Fish Biol.*, 84, 952-970. doi: 10.1111/jfb.12336.
- FISCHER, W., SOUSA, I., SILVA, C., DE FREITAS, A., POUTIERS, J.M., SCHNEIDER, W., BORGES, T.C., FERAL, J.P. & MASSINGA, A. 1990. Fichas FAO de identificação de espécies para actividades de pesca. Guia de campo das espécies comerciais marinhas e de águas salobras de Moçambique. Publicação preparada em colaboração com o Instituto de Investigação



Pesquiera de Moçambique, com financiamento do Projecto PNUD/FAO MOZ/86/030 e de NORAD. Roma, FAO. 1990. 424 p.

- FRIMODT, C. 1995. *Multilingual illustrated guide to the world's commercial warmwater fish*. Osney Mead, Oxford, England: Fishing News Books.
- FROESE, R. & PAULY, D. 2003. *FishBase*. Retrieved 02 23, 2019, from <http://www.fishbase.de>.
- FROTA, L.O., COSTA, P.A.S. & BRAGA, A.C. 2004. Length-weight relationships of marine fishes from the central Brazilian coast. *NAGA WorldFishCenter Quarterly*, 27(1&2), 20-26. doi: 10.12681/mms.463.
- GARCÍA, C.B. & CONTRERAS, C.C. 2011. Trophic levels of fish species of commercial importance in the Colombian Caribbean. *Rev. Biol. Trop.*, 59(3), 1195-1203. doi: 10.15517/rbt.v0i0.3391.
- GOMON, M.F. & FORSYTH, P. 1990. "Labridae." In: Quero, J.C., Hureau, J.C., Karrer, C., Post, A., Saldanha, L. (eds.) *Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA)*, vol. 2 (pp. 860-864). Lisbon: JNICT; Paris: SEI; Paris: UNESCO.
- GONÇALVES, J.M.S., BENTES, L., LINO, P.G., RIBEIRO, J., CANÁRIO, A.V.M. & ERZINI, K. 1997. Weight-length relationships for selected fish species of the small-scale demersal fisheries of the south and south-west coast of Portugal. *Fish. Res.*, 30(3), 253-256. doi: 10.1016/S0165-7836(96)00569-3.
- GONZÁLEZ, J.A. 1991. Biología y pesquería de la Vieja, *Sparisoma (Euscarus) cretense* (Linnaeus, 1758) (Osteichthyes, Scaridae), en las Islas Canarias. [Ph. D. Thesis], University of La Laguna.
- GONZÁLEZ, J.A. 2008. *Estado de los Recursos Pesqueros de Canarias (REPESCAN)*. Telde (Las Palmas): Instituto Canario de Ciencias Marinas, Agencia Canaria de Investigación, Innovación y Sociedad de la Información, Gobierno de Canarias.
- GONZÁLEZ, J.A., PAJUELO, J.G., LORENZO, J.M., SANTANA, J.I., TUSET, V.M. & JIMÉNEZ, S., et al. 2012. *Talla Mínima de Captura de peces, crustáceos y moluscos de interés pesquero en Canarias. Una propuesta científica para su conservación*. (J.A. González, J.G. Pajuelo, J.M. Lorenzo, eds.) Las Palmas de Gran Canaria: Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias.
- GONZÁLEZ, J.A., SANTANA, J.I., RODRÍGUEZ, M., MARRERO, M.F., GIMENO, M., GONZÁLEZ-CUADRADO, R., PÉREZ-PEÑALVO, J.A., GARCÍA MEDEROS, A.M., JIMÉNEZ, S. & LOZANO, I.J. 2004. Impacto sobre la moratoria de pesca con nasas tradicionales sobre los recursos pesqueros en el caladero de Fuerteventura. Resultados de la campaña de seguimiento 2003. Final Cientific-Technical Report. Departamento de Biología Pesquera del Instituto Canario de Ciencias Marinas-Universidad de La Laguna: 53 pp.
- GREENFIELD, D.W. 1981. "Holocentridae." In W. Fischer, G. Bianchi W.B. Scott (eds.) *FAO species identification sheets for fishery purposes. Eastern Central Atlantic; fishing areas 34, 47 (in part)* Vol. 2. Department of Fisheries and Oceans Canada and FAO.
- GUERRA, Á. 2006. Ecology of *Sepia officinalis*. *VieMilieu*, 56 (2), 97-107.
- GUERRA, Á. & ROCHA, F. 1994. The life history of *Loligo vulgaris* and *Loligo forbesi* (Cephalopoda: Loliginidae) in Galician waters (NW Spain). *Fish. Res.*, 21(1-2), 43-69. doi: 10.1016/0165-7836(94)90095-7.
- GUIDETTI, P. & BOERO, F. 2002. Spatio-temporal variability in abundance of the parrotfish, *Sparisoma cretense*, in SE Apulia (SE Italy, Mediterranean Sea). *Ital. J. Zool.*, 69, 229-232. doi: 10.1080/11250000209356464.





- HARMELIN-VIVIEN, M.L. & QUÉRO, J.-C. 1990. "Balistidae." In: Quero, J.C., Hureau, J.C., Karrer, C., Post, A., Saldanha, L. (eds.) *Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA)*, vol. 2 (pp. 860-864). Lisbon: JNICT; Paris: SEI; Paris: UNESCO.
- HARPER, D.E., BOHNSACK, J.A. & LOCKWOOD, B.R. 2000. Recreational Fisheries in Biscayne National Park, Florida, 1976-1991. *Mar. Fish. Rev.*, 62 (1), 8-26.
- HERNÁNDEZ, J.C., CLEMENTE, S., TUYA, F., PÉREZ-RUZAFÁ, Á., SANGIL, C., MORO-ABAD, L., *et al.* 2013. Echinoderms of the Canary Islands, Spain. In: Alvarado, J.J., Solís-Marín, F.A. (eds.). *Echinoderm Research and Diversity in Latin America* (pp. 471-510). Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- IGFA. 2009. Database of IGFA angling records until 2009. Fort Lauderdale, USA: IGFA.
- JENNINGS, S. & VAN DER MOLEN, J. 2015. Trophic levels of marine consumers from nitrogen stable isotope analysis: estimation and uncertainty. *ICES J. Mar. Sci.*, 72(8), 2289-2300. 10.1093/icesjms/fsv120.
- JIMÉNEZ, S. 1997. *Taxonomía, biología y pesca de las especies de la familia Muraenidae (Osteichthyes, Anguilliformes) en las islas Canarias*. [Tesis doctoral]. Universidad de La Laguna, Departamento de Biología Animal, U.D.I. de Ciencias Marinas.
- LASO, J. & ZAPATA, L. 1999. Fisheries and biology of *Coryphaena hippurus* (Pisces: Coryphaenidae) in the Pacific coast of Colombia and Panama. *Sci. Mar.*, 63(3-4), 387-399. doi: doi.org/10.3989/scimar.1999.63n3-4387.
- LEWIN, W.-C., ARLINGHAUS, R. & MEHNER, T. 2006. Documented and Potential Biological Impacts of Recreational Fishing: Insights for Management and Conservation. *Rev. Fish. Sci.*, 14, 305-367. doi: 10.1080/10641260600886455.
- LLORET, J. & FONT, T. 2013. A comparative analysis between recreational and artisanal fisheries in a Mediterranean coastal area. *Fish. Manag. Ecol.*, 20, 148-160. doi: 10.1111/j.1365-2400.2012.00868.x.
- LLORET, J., COWX, I.G., CABRAL, H., CASTRO, M., FONT, T. & GONÇALVES, J.M., *et al.* 2016. Small-scale coastal fisheries in European Seas are not what they were: Ecological, social and economic changes. *Mar. Pol.*, doi: 10.1016/j.marpol.2016.11.007. doi: 10.1016/j.marpol.2016.11.007.
- LLORET, J., ZARAGOZA, N., CABALLERO, D., FONT, T., CASADEVALL, M. & RIERA, V. 2008. Spearfishing pressure on fish communities in rocky coastal habitats in a Mediterranean marine protected area. *Fish. Res.*, 84-91. doi: 10.1016/j.fishres.2008.07.002.
- LORENZO, J.M., PAJUELO, J.G., MÉNDEZ-VILLAMIL, M., COCA, J. & RAMOS, A.G. 2002. Age, growth, reproduction and mortality of the striped seabream, *Lithognathus mormyrus* (Pices, Sparidae), off the Canary Islands (Central-east Atlantic). *J. Appl. Ichthyol.*, 18(3), 204-209. doi: 10.1046/j.1439-0426.2002.00318.x.
- LOZANO, I.J. (coord.). 1993. Biología de especies comerciales profundas de Canarias. Final Report. Comisión de las Comunidades Europeas. Study contract among ULLDBA-ICCM-ULPGCDB-IEO y DG XIV/C/1, 1992/7.
- MAIGRET, J. & LY, B. 1986. *Les poissons de mer de Mauritanie*. Compiègne: Science Nat.
- MANN, B.Q., SCOTT, G.M., MANN-LANG, G.B., BROUWER, S.L., LAMBERTH, S.J., SAUER, W.H., *et al.* 1997. An evaluation of participation in and management of the South African spearfishery. *S. Afr. J. Marine Sci.*, 18 (1), 179-193. doi: 10.2989/025776197784161144.

- MARTÍN-SOSA, P., CANSADO, S., FALCÓN, J.M., GONZÁLEZ-LORENZO, J.G., JURADO-RUZAFÁ, A., VILLEGAS, N., *et al.* 2008. El impacto de la pesca recreativa en las reservas marinas: La Reserva Marina de Punta de La Restinga –Mar de Las Calmas– (El Hierro, Islas Canarias) como caso de estudio. *Proceedings of XV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*. Funchal, Madeira, Portugal.
- MARTÍN-SOSA, P., CANSADO, S., FERNÁNDEZ, M.A.R. & VILLEGAS, N. 2006. Seguimiento científico del efecto de la Reserva Marina de La Palma (Islas Canarias). Resultados de la Campaña de Prospección Pesquera “PEXLAPALMA 2006”. Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias. Memoria científico-técnica final, 59 pp. + Anexes.
- MARTÍN-SOSA, P., HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, E., HERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, C., JURADO-RUZAFÁ, A., GONZÁLEZ-LORENZO, G., JIMÉNEZ-NAVARRO, S., *et al.* 2018. Canaries spear fishing contests sampling. *I International Symposium on Marine Recreational Fishing Proceedings*. Vigo, Spain.
- MCCLANAHAN, T.R. & BRANCH, G.M. 2008. *Food webs and the dynamics of marine reefs*. New York: Oxford University Press.
- MCDOWALL, R.M. 1997. The evolution of diadromy in fishes (revisited) and its place in phylogenetic analysis. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 7(4), 443-462. doi: 10.1023/A:1018404331601.
- MCPHEE, D.P., LEADBITTER, D. & SKILLETER, G.A. 2002. Swallowing the bait: is recreational fishing in Australia ecologically sustainable? *Pacific Conserv. Biol.*, 8, 40-51. doi: 10.1071/PC020040.
- MEISSA, B. & GASCUEL, D. 2015. Overfishing of marine resources: some lessons from the assessment of demersal stocks off Mauritania. *ICES J. Mar. Sci.*, 72 (2), 414-427. doi: 10.1093/icesjms/fsu144.
- MÉNDEZ-VILLAMIL, M., LORENZO, J.M., PAJUELO, J.G., RAMOS, A.G. & COCA, J. 2002. Aspects of the life history of the salema, *Sarpa salpa* (Pisces, Sparidae), off the Canarian Archipelago (central-east Atlantic). *Environ. Biol. Fish.*, 63, 183-192. doi: 10.1023/A:1014216000459.
- MITCHEL, N.C., MASSON, D.G., WATTS, A.B., GEE, M.J. & URGELES, R. 2002. The morphology of submarine flanks of volcanic islands. A comparative study of the Canary and Hawaiian hotspot islands. *J. Volcanol. Geoth. Res.*, 115, 83-107. doi: 10.1016/S0377-0273(01)00310-9.
- MORALES-NIN, B. & MORANTA, J. 1997. Life history and fishery of the common dentex (*Dentex dentex*) in Mallorca (Balearic Islands, western Mediterranean). *Fish. Res.*, 30(1-2), 67-76. doi: 10.1016/S0165-7836(96)00560-7.
- MOREY, G., MORANTA, J., MASSUTÍ, E., GRAU, A., LINDE, M., RIERA, F. & MORALES-NIN, B. 2003. Weight-length relationships of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean. *Fish. Res.*, 62(1), 89-96. doi: 10.1016/S0165-7836(02)00250-3.
- MUNDY, B.C. 2005. Checklist of the fishes of the Hawaiian Archipelago. *Bishop Mus. Bull. Zool.*, 6, 1-704.
- MURIE, D.J. & PARKYN, D.C. 2008. Age, growth and sex maturity of Greater Amberjack (*Seriola dumerili*) in the Gulf of Mexico. SEDAR33-RD13. SEDAR, North Charleston, SC. 41 pp.
- OLIVEIRA, M.T., SANTOS, M.N., COELHO, R., MONTEIRO, V., MARTINS, A. & LINO, P.G. 2015. Weight-length and length-length relationships for reef fish species from the Cape Verde archipelago (tropical north-eastern Atlantic). *J. Appl. Ichth.*, 31(1), 236-241. doi: 10.1111/jai.12497.
- PAJUELO, J.G. 1997. La pesquería artesanal canaria de especies demersales: Análisis y ensayo de dos modelos de evaluación. [Ph. D. Thesis], University of Las Palmas de Gran Canaria: 347 pp.

- PAJUELO, J.G. & LORENZO, J.M. 1999. Life history of black seabream, *Spondyliosoma cantharus*, off the Canary Islands, Central-east Atlantic. *Environ. Biol. Fish.*, 54, 325-336. doi: 10.1023/A:1007515301745.
- PAJUELO, J.G. & LORENZO, J.M. 2004. Basic characteristic of the population dynamics and state of exploitation of Moroccan white seabream *Diplodus sargus cadenati* (Sparidae) off Canarian Archipelago. *J. Appl. Ichth.*, 20 (1), 15-21. doi: 10.1046/j.0175-8659.2003.00540.x.
- PAJUELO, J.G., SOCORRO, J., GONZÁLEZ, J.A., LORENZO, J.M., PÉREZ-PEÑALVO, J.A., MARTÍNEZ, I. & HERNÁNDEZ-CRUZ, C.M. 2006. Life history of the red-banded seabream *Pagrus auriga* (Sparidae) from the coasts of the Canarian archipelago. *J. Appl. Ichth.*, 22, 430-436. doi: 10.1111/j.1439-0426.2006.00748.x.
- PAN, M., OURÉNS, R., DIONE, L., SAMBA, I., SÁNCHEZ-CARNERO, N. & FREIRE, J. 2015. Length-weight relationships for 13 fish species from a coastal artisanal fishery at Cape Verde peninsula (Senegal). *J. Appl. Ichth.*, 31, 1177-1179. doi: 10.1111/jai.12890.
- PASCUAL FERNÁNDEZ, J.J., CHINEA MEDEROS, I., SANTANA TALAVERA, A., MARTÍN-SOSA, P., RODRÍGUEZ DARIAS, A.J. & MOREIRA GREGORY, P.E. 2012. *La pesca recreativa en Tenerife y su regulación*. Santa Cruz de Tenerife: Cabildo de Tenerife.
- PASQUAUD, S., PILLET, M., DAVID, V., SAUTOUR, B. & ELIE, P. 2010. Determination of fish trophic levels in an estuarine system. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 86(2), 237-246. doi: 10.1016/j.ecss.2009.11.019.
- PASSLEY, D., AIKEN, K. & PERRY, G.A. 2010. Characterization of the Jamaican Spearfishing Sector. *Proceedings of the 62nd Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 62, pp. 235-240. Cumana, Venezuela: GCFI.
- PAULY, D. & CHRISTENSEN, V. 2000. Trophic levels of fishes. In R. Froese, D. Pauly, *FishBase 2000: Concepts, Design and Data Sources* (181 pp.). Manila: ICLARM.
- PAULY, D. & PALOMARES, M.L. 2005. Fishing down marine food web: It is far more pervasive than we thought. *Bull. Mar. Sci.*, 76 (2), 197-211.
- PAULY, D. & WATSON, R. 2005. Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. *Philos. T. R. Soc. B*, 360, 415-423. doi: 10.1098/rstb.2004.1597.
- PAVLOWICH, T. & KAPUSCINSKI, A.R. 2017. Understanding spearfishing in a coral reef fishery: Fishers' opportunities, constraints, and decision-making. *PLoS ONE*, e0181617. doi: 10.1371/journal.pone.0181617.
- PEREIRA, J.N., SIMAS, A., ROSA, A., ARANHA, A., LINO, S., CONSTANTINO, E., MONTEIRO, V., TARICHE, O. & MENEZES, G. 2012. Weight-length relationships for 27 demersal fish species caught off the Cape Verde archipelago (eastern North Atlantic). *J. Appl. Ichth.*, 28, 156-159. doi: 10.1111/j.1439-0426.2011.01915.x.
- PITA, P. & FREIRE, J. 2014. The use of spearfishing competition data in fisheries management: evidence for a hidden near collapse of a coastal fish community of Galicia (NE Atlantic Ocean). *Fisheries Manag. Ecol.*, 21 (6), 454-469. doi: 10.1111/fme.12095.
- PITA, P. & FREIRE, J. 2016. Assessing the impact of spear fishing by using competitions records and underwater visual censuses. *Sci. Mar.*, 80 (1), 27-38. doi: 10.3989/scimar.04352.15A.
- PITCHER, T.J. & HOLLINGWORTH, C.E. 2002. *Recreational Fisheries: Ecological Economic and Social Evaluation* (Vol. Fish and Aquatic Resources Series 8). Oxford: Blackwell Science.
- REINER, F. 1996. Catálogo dos peixes do arquipélago de Cabo Verde. *Publ. Avuls. Inst. Port. Invest. Mar.* 2, 339 p.



- RIEDE, K., 2004. Global register of migratory species –from global to regional scales. Final Report of the R&D-Projekt 808 05 081. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, Germany. 329 p.
- RIERA, R., MENCI, C., SANABRIA-FERNÁNDEZ, J.A., BECERRO, M.A. 2016. Do recreational activities affect coastal biodiversity? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* doi: 10.1016/j.ecss.2016.05.022.
- ROCKLIN, D., TOMASINI, J.A., CULIOLI, J.M., PELLETIER, D. & MOUILLOT, D. 2011. Spearfishing Regulation Benefits Artisanal Fisheries: The ReGS Indicator and Its Application to a Multiple-Use Mediterranean Marine Protected Area. *Plos ONE*, 6 (9), e23820. doi: 10.1371/journal.pone.0023820.
- ROSSETTI, I., SARTOR, P., BELCARI, P. 2003. Length-weight relationship in *Sepia officinalis* L. 1758, (Cephalopoda: Sepioidea) in the Eastern Ligurian Sea. *Biol. Mar. Medit*, 10(2), 895-899.
- SANTANA, J.I., LOZANO, I.J., JIMÉNEZ, S., MARRERO, M.F., PADILLA, Y., SANTAELLA, E. & GONZÁLEZ, J.A. 2002. Campaña de pesca experimental con nasas de pescado en la isla de Fuerteventura. Proyecto financiado por la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias.
- SAZIMA, I. 1998. Field evidence for suspension feeding in *Pseudocaranx dentex*, with comments on ram filtering in other jacks (Carangidae). *Environ. Biol. Fish.*, 53(2), 225-229. doi: 10.1023/A:1007492803796.
- SBRAGAGLIA, V., MORRONI, L., BRAMANTI, L., WEITZMANN, B., ARLINGHAUS, R. & AZZURRO, E. 2018. Spearfishing modulates flight initiation distance of fishes: the effects of protection, individual size, and bearing a speargun. *ICESJ. Mar. Sci.*, 75(5), 1779-1789. doi: 10.1093/icesjms/fsy059.
- SCHNEIDER, W. 1990. *FAO species identification sheets for fishery purposes. Field guide to the commercial marine resources of the Gulf of Guinea*. Prepared and published with the support of the FAO Regional Office for Africa. FAO: Rome.
- SCOTT, W.B. & SCOTT, M.G. 1988. Atlantic fishes of Canada. *Can. B. Fish. Aquat. Sci.*, 219: 731 pp.
- SLUKA, R.D. & SULLIVAN, K.M. 1998. The influence of spear fishing on species composition and size of groupers on patch reefs in the upper Florida Keys. *Fish. Bull.*, 96, 388-392.
- SMITH, A. & NAKAYA, S. 2002. Spearfishing - Is it ecologically sustainable? *3rd World Recreational Fishing Conference Proceedings*, (pp. 19-22). Northern Territory, Australia.
- SMITH, C.L. 1997. *National Audubon Society field guide to tropical marine fishes of the Caribbean, the Gulf of Mexico, Florida, the Bahamas, and Bermuda*. New York: Alfred A. Knopf, Inc.
- STERGIOU, K.I. 2005. "Fisheries impact on trophic levels: long-term trends in Hellenic waters." In E. Papathanassiou, A. Zenetos, *State of the Hellenic marine environment* (pp. 326-329). Athens, Greece: Hellenic Centre for Marine Research.
- SZCZEBAK, J.T. & TAYLOR, D.L. 2011. Ontogenetic Patterns In Bluefish (*Pomatomussaltatrix*) Feeding Ecology And The Effect On Mercury Biomagnification. *Environ. Toxicol. Chem.*, 30(6), 1447-1458. doi: 10.1002/etc.516.
- TORTONESE, E. 1986. "Balistidae." In: Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J., Tortonese, E. (eds.) *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean, vol. III* (pp. 1335-1337). Paris: UNESCO.
- TSIKLIRAS, A.C., TORRE, M.M. & STERGIOU, K.I. 2005. Feeding habits and trophic level of round sardinella (*Sardinella aurita*) in the northeastern Mediterranean. *J. Biol. Res.*, 3, 67-75.



- TUSET, V.M., GONZÁLEZ, J.A., LOZANO, I.J. & GARCÍA-DÍAZ, M.M. 2004. Age and growth of the blacktail comber *Serranus atricauda* (Serranidae), off the Canary Islands (Central-Eastern Atlantic). *Bull. Mar. Sci.*, 74(1), 53-68. doi: 10.1016/j.ecss.2005.02.026.
- VALDÉS, L. & DÉNIZ-GONZÁLEZ, I. (eds). 2015. Oceanographic and biological features in the Canary Current Large Marine Ecosystem. IOC-UNESCO, Paris. IOC Technical Series, No. 115: 383 pp.
- VEIGA, P., MACHADO, D., ALMEIDA, C., BENTES, L., MONTEIRO, P., OLIVEIRA, F., RUANO, M., ERZINI, K. & GONÇALVES, J.M.S. 2009. Weight-length relationships for 54 species of the Arade estuary, southern Portugal. *J. Appl. Ichth.*, 25, 493-496. doi: 10.1111/j.1439-0426.2009.01230.x.
- WESTERA, M., LAVERY, P. & HYNDES, G. 2003. Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 294, 145-168. doi: 10.1016/S0022-0981(03)00268-5.
- YANES, A., MARZOL, M.V. & ROMERO, C. 2006. Characterization of sea storms along the coast of Tenerife, the Canary Islands. *J. Coast. Res., Special Issue 48*, 124-128.





TABLE

TABLE 1. LIST OF TAXA PRESENT IN THE CATCH, ORDERED BY CATCH VOLUME (W, kg)											
SPECIES	FAMILY	N	a	b	W (kg)	HT	Diet	TROPH	MLL	MSAL	IVI
<i>Sparisoma cretense</i>	Scaridae	253	1,05E-05	3,07	140,93	RA	O	2,9	22	22	48
<i>Seriola dumerili</i>	Carangidae	8	0,0423	2,75	84,97	RA	C	4,5			50
<i>Diplodus cervinus</i>	Sparidae	51	7,54013E-05	2,76	44,91	B	O	2,69		33	50
<i>Sarda sarda</i>	Scombridae	11	0,0028	3,32	39,43	P	C	4,5		40	48
<i>Pseudocaranx dentex</i>	Carangidae	16	1,29672E-05	3,00	36,51	RA	C	3,9		40	47
<i>Sphyræna viridensis</i>	Sphyrænidae	23	3,62394E-06	3,00	33,87	RA	C	4,4			62
<i>Balistes capriscus</i>	Balistidae	41	6,67313E-05	2,76	27,99	RA	C	3,39		23	28
<i>Chelon labrosus</i>	Mugilidae	15	1,12331E-05	3,00	22,73	Di	O	2,23			49
<i>Diplodus cadematii</i>	Sparidae	35	0,000023	2,96	22,36	De	O	2,69	22	22	35
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Moronidae	15	1,17231E-05	3,00	19,66	De	C	3,98	36	42	42
<i>Muraena angust</i>	Muraenidae	12	0,000000198	3,37	19,59	RA	C	4,27	56	56	53
<i>Pomatomus saltatrix</i>	Pomatomidae	5	0,0595	2,51	16,43	B	C	3,6			55
<i>Umbrina canariensis</i>	Scianenidae	7	0,0128	3,00	15,76	De	C	3,51			41
<i>Mullus surmuletus</i>	Mullidae	46	0,00743	3,18	15,15	De	C	3,28	15	17	44
<i>Myxeterpera fusca</i>	Serranidae	7	1,49013E-05	3,00	11,74	De	C	4,3	35	48	60
<i>Dentex dentex</i>	Sparidae	3	0,011	3,06	9,15	B	C	4,5		50	52
<i>Epinephelus marginatus</i>	Serranidae	4	0,0091	3,12	8,61	RA	C	4,13	45	98	62
<i>Bodianus scrofa</i>	Labridae	7	0,01	3,13	8,48	RA	C	3,3			50
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	Priacanthidae	25	0,0263	2,87	7,79	RA	C	3,89			28
<i>Muraena helena</i>	Muraenidae	3	0,000000062	3,52	7,33	RA	C	4,27		76	53
<i>Tylosurus acus</i>	Belontiidae	6	1,42683E-06	3,00	6,84	P	C	4,5			67
<i>Serranus atricauda</i>	Serranidae	16	0,0056	3,25	5,08	De	C	3,37	19	20	32
<i>Plectorhinchus mediterraneus</i>	Haemulidae	2	0,02	2,94	4,44	De	C	3,5			61

<i>Gymnothorax unicolor</i>	Muraenidae	4	0,00000005	3,54	4,22	RA	C	4,27	57	57	53
<i>Dentex gibbosus</i>	Sparidae	4	0,000022	2,90	4,07	B	C	4,5	35	39	52
<i>Enchelycore anatina</i>	Muraenidae	2	0,000000285	3,22	3,96	RA	C	4,27			53
<i>Pagrus auriga</i>	Sparidae	7	0,0086	3,01	3,88	B	C	3,31	35	56	41
<i>Diplodus puntazzo</i>	Sparidae	5	0,026	2,82	3,70	B	O	2,69	30	30	34
<i>Parapristipoma octolineatum</i>	Haemulidae	9	0,00937	3,09	3,39	De	C	2,91			43
<i>Scorpaena porcus</i>	Scorpaenidae	7	0,000007	3,18	3,15	De	C	3,44			61
<i>Solea solea</i>	Soleidae	5	0,00781	3,08	2,96	De	O	3,2			45
<i>Phycis phycis</i>	Phycidae	5	4,4013E-06	3,17	2,73	B	C	4,09	37	37	49
<i>Caranx lagabris</i>	Carangidae	2	0,0187	2,90	2,19	B	C	4,3			57
<i>Sarpa salpa</i>	Sparidae	6	0,0000134	3,01	1,99	B	H	2,06	24	30	50
<i>Spondylisoma cantharus</i>	Sparidae	3	0,00732	3,25	1,82	B	C	3,29	19	23	63
<i>Lithognathus mormyrus</i>	Sparidae	2	0,0000275	2,91	1,26	B	C	3,3	25	25	53
<i>Sepia officinalis</i>	Septidae	3	0,347	2,64	1,23	De	C	3,75	15	15	30
<i>Boops boops</i>	Sparidae	4	0,00000427	3,17	1,20	De	O	2,53	11	14	45
<i>Pagellus erythrinus</i>	Sparidae	2	0,01279	3,01	0,80	B	C	3,55	22	24	51
<i>Obolada melanura</i>	Sparidae	1	0,00322	3,40	0,48	B	C	3,1			33
<i>Pagellus acarne</i>	Sparidae	2	0,007231	3,21	0,45	B	C	3,65	12	20	45
<i>Stephanolepis hispidus</i>	Monacanthidae	4	0,0000066	2,69	0,39	RA	O	2,62	15	15	32
<i>Holocentrus adscensionis</i>	Holocentridae	1	0,0213	2,78	0,35	RA	C	3,47			28
<i>Sparus aurata</i>	Sparidae	1	0,0167	2,96	0,32	De	C	3,42	19	34	41
<i>Loligo vulgaris</i>	Loliginidae	1	0,00067	2,37	0,29	B	C	3,2	22	22	19

N: Number of individuals in the catch; a and b: Weight-Length relationship parameters; HT: Habitat type (RA: Reef associated, B: Benthopelagic, P: Pelagic, Di: Diadromic, De: Demersal); O: Omnivorous, C: Carnivorous, H: Herbivorous, TROPH: Trophic level; MLL: Minimum legal length (cm of TL or DML); MSAL: Minimum Scientifically Advised Length (cm of TL or DML); TL: Total Length; DML: Dorsal Mantle Length; IVI: Intrinsic Vulnerability Index.



FIGURES

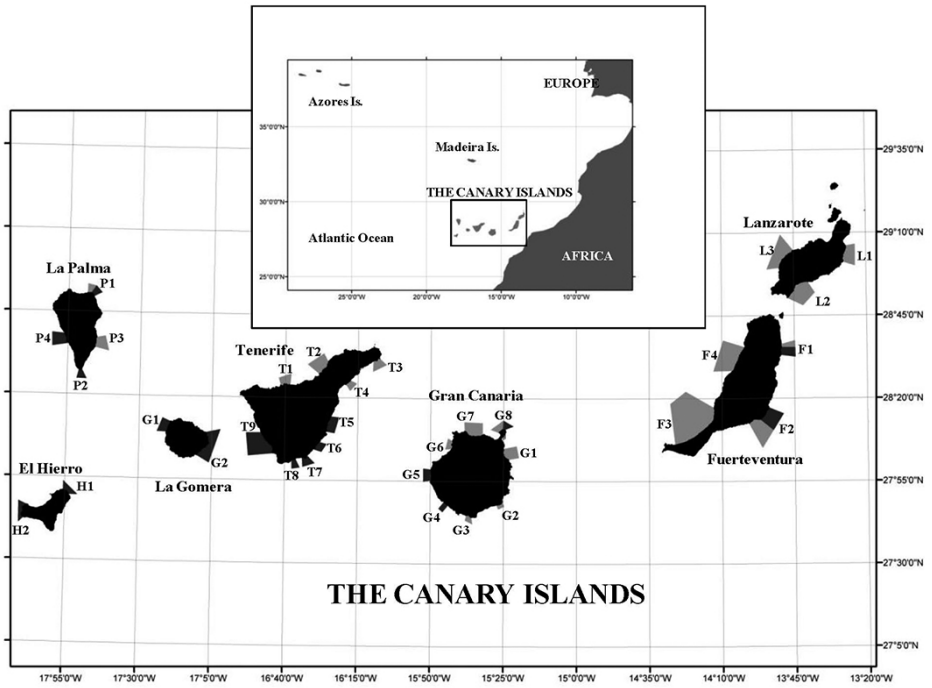


Figure 1. Map of the study area. Spearfishing open access zones for each island are light shaded when the management is Regional Government, dark shaded when is Central Government.

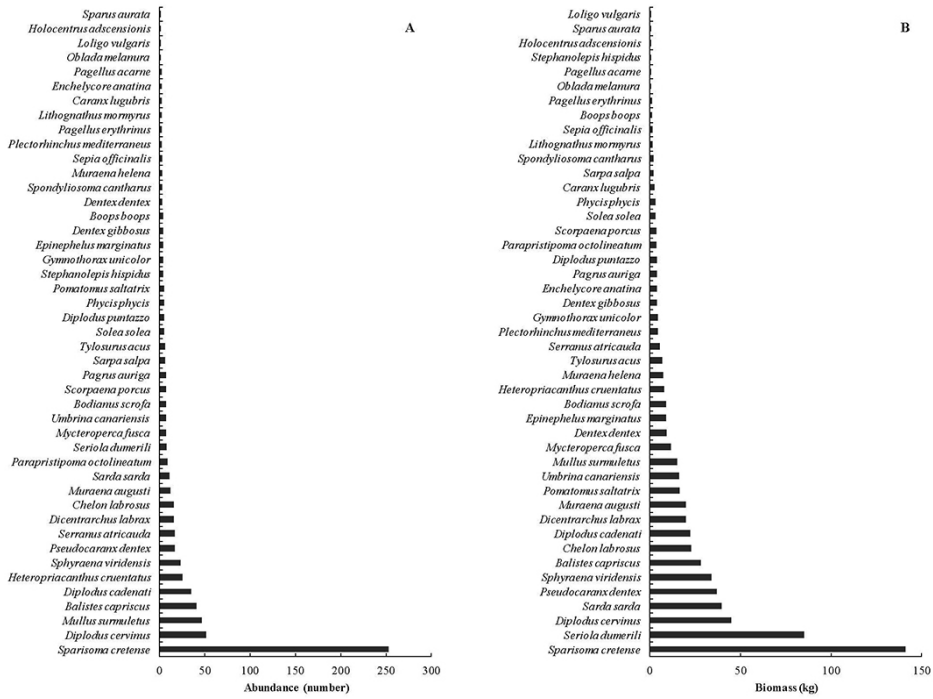


Figure 2. Species abundance (A, in number) and biomass (B, in kg) in spearfishing catches.



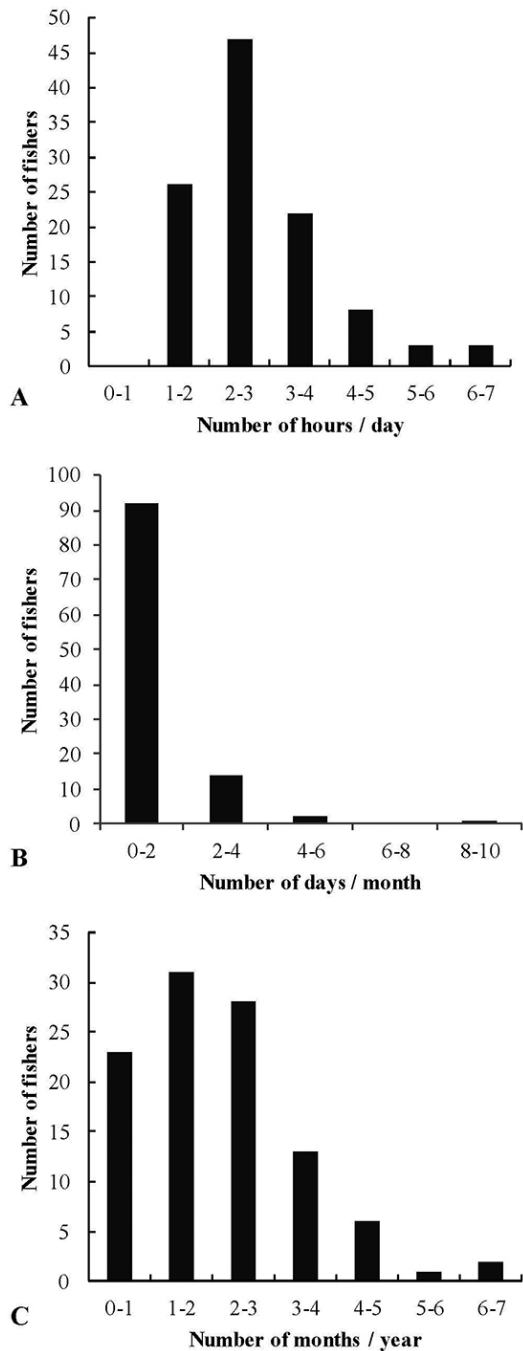


Figure 3. Reported spearfishing effort in the Canary Islands: A) Number of fishing hours per day, B) Number of fishing days per month and C) Number of fishing months per year.

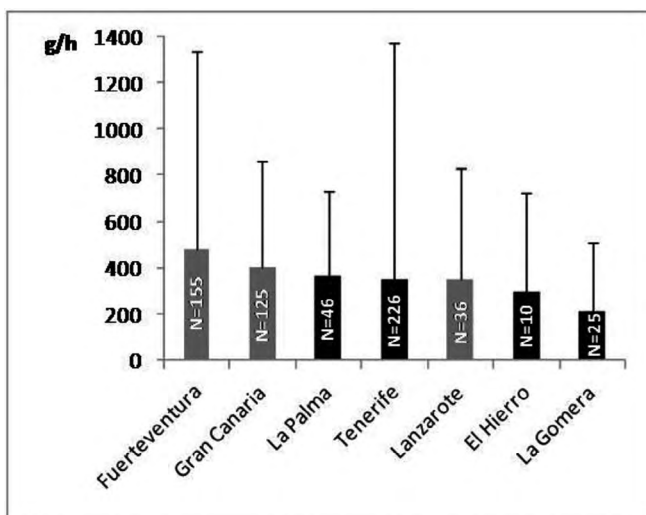


Figure 4. Mean yield (g/h) of spearfishing by island. Standard deviation is represented. N=number of catch reporting.

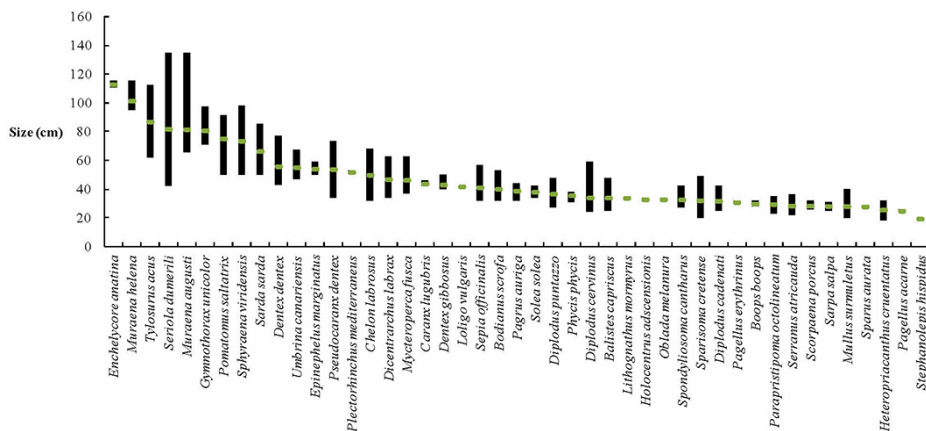


Figure 5. Mean length (marker, Total Length in cm for fishes, Dorsal Mantle Length in cm for cephalopods) of the different species in the catch. Size range is represented by the black bar.



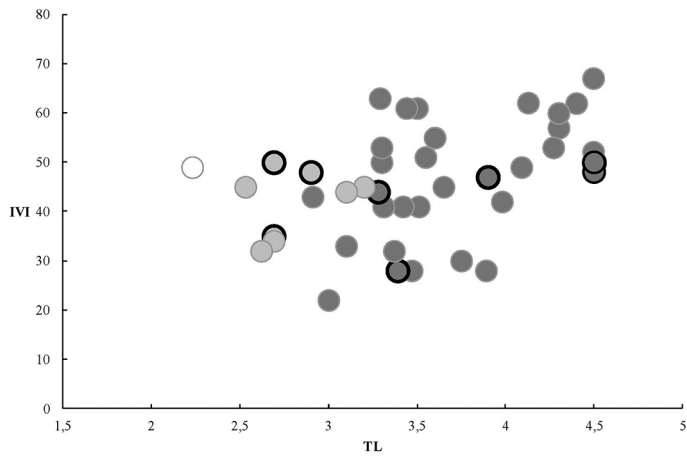


Figure 6. Intrinsic Vulnerability Index (IVI) and Trophic Level (TL) of species in the catches. Species better represented, in terms of abundance and biomass, are highlighted with black border circles. White, light grey and dark grey fillings represent herbivorous, omnivorous and carnivorous species respectively.

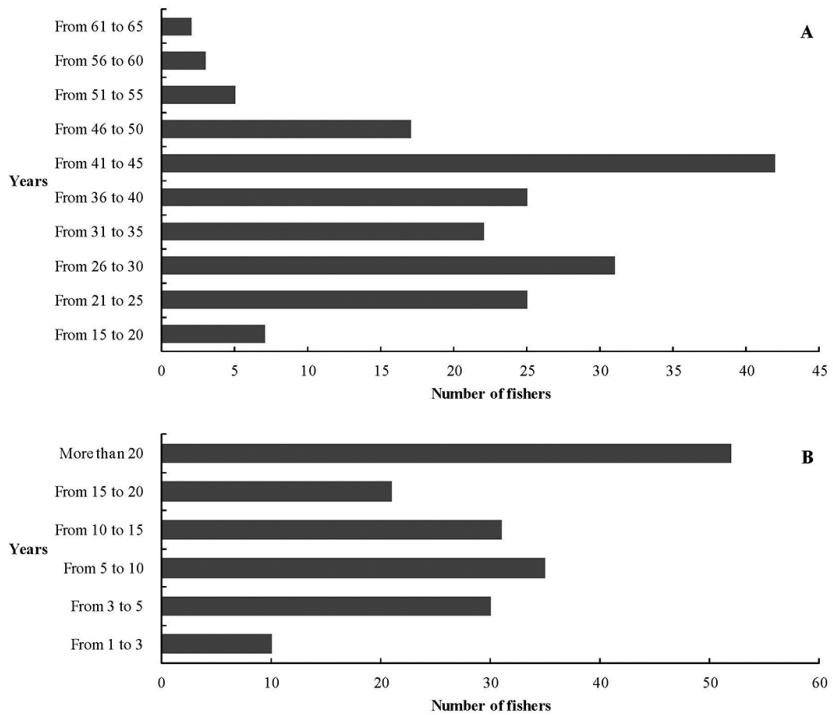


Figure 7. Number of fishers in the questionnaire by age (A, years) and by time of experience (B, years).



POPULATION PARAMETERS ON RISSO'S DOLPHIN (*GRAMPUS GRISEUS*) IN FUERTEVENTURA, CANARY ISLANDS

Alberto Sarabia-Hierro & María Rodríguez-González*
Asociación para la investigación y conservación del calderón gris en Fuerteventura**

ABSTRACT

Risso's dolphin (*Grampus griseus*, Odontoceti) observations in the Canary Islands are common throughout the year. Information about the abundance and ecology of this species at the archipelago is scarce, although there are indications of a resident population at the eastern islands. Here we present data on the presence of this species at the north of Fuerteventura, gathered from an opportunistic platform, the whale watching vessel ICENAI, during six months (august 2016 to february 2017). The study area includes the Special Area of Conservation (SAC) Sebadales de Corralejo. Photo-identification was carried out to create a catalog of 130 individuals identified within the study area. A preliminary capture-recapture analysis provides a best estimate of 155 individuals (CI 95% 115 to 361) in the study area North of Fuerteventura; these are the first preliminary results on population density of Risso's dolphin in a local area of the Canary islands.

KEYWORDS: odontoceti, abundance estimation, *Grampus griseus*, photo-ID.

PARÁMETROS POBLACIONALES DEL CALDERÓN GRIS (*GRAMPUS GRISEUS*)
EN FUERTEVENTURA, ISLAS CANARIAS

RESUMEN

Las observaciones del calderón gris (*Grampus griseus*, Odontoceto) en las islas Canarias son comunes a lo largo del año. La información sobre su abundancia y ecología es escasa, sin embargo hay indicaciones de que existe una población residente en las islas del Este. Aquí presentamos datos sobre la presencia de esta especie en el norte de Fuerteventura, recogidos desde un punto de observación facilitado por el barco de observación de cetáceos ICENAI, durante seis meses (agosto de 2016 a febrero de 2017). El área de estudio incluye el Área de Especial Conservación, Sebadales de Corralejo. La fotoidentificación fue llevada a cabo para crear un catálogo de 130 individuos identificados dentro del área de estudio. Un análisis preliminar de captura recaptura generó unas buenas estimas de 155 individuos (CI 95% 115 de 361) en el área de estudio al norte de Fuerteventura; estos son los primeros resultados preliminares sobre la densidad poblacional de calderones grises en una zona de las islas Canarias.

PALABRAS CLAVE: odontocetos, estimación de abundancia, *Grampus griseus*, foto identificación.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2019.02.02>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 2; diciembre 2019, pp. 37-44; ISSN: e-2659-6644



INTRODUCTION

Risso's dolphin (*Grampus griseus*) is an odontoceti (Fam. Delphinidae) recognized by its white scars and pronounced melon, although it does not exceed the vertical of the mouth anterior part. Size can reach between 3.2 and 4.3 meters and weigh up to 680 kilograms. Pectoral fins are long, falciform dorsal fin and narrow caudal peduncle. White scars are the result of combination of intraspecific battles, caused by other dolphins (Frantzis *et al.* 2002), by predators, such as some shark species, prey, such as cephalopods, and parasites (Kruse *et al.* 1998.).

They're found in continental-shelf waters and nearby areas. In coastal areas with short continental shelf or in the European Atlantic it seems to be associated with coastal waters and oceanic islands with abrupt seabed (Kruse *et al.* 1998). Feed is exclusively on cephalopods, especially mesopelagic squids (Fernández *et al.* 2009). Seasonal movements are unclear; however, some groups make north-south trips, both in the Atlantic and on the west coast of America (Leatherwood *et al.* 1980). Other places show Risso's dolphin high-fidelity groups like some Atlantic archipelagos such as the Azores (Hartman *et al.* 2008).

A few research campaigns in the Canary island eastern province waters confirms large number of recaptures on this species between the islands of Fuerteventura, and especially, Gran Canaria and Lanzarote (Ruiz *et al.* 2011), although a resident population have never been described.

There are cetaceans monitoring programs in Canary islands on resident species such as the beaked whale population on El Hierro island, composed of an adult population of 69 Blainville beaked whales (*Mesoplodon densirostris*) and 66 Cuvier beaked whales (*Ziphius cavirostris*) in a long-term study by the University of La Laguna (Reyes 2018). These programs have been successful due to large information amounts obtained from species with less knowledge.

On the other hand, there are short-period studies with a lot of information collected, such as in short finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*) populations on the southwest and north of Tenerife. Researchers used photo-identification techniques and *capture-recapture* methods determining 391 animals (95% CI = 325-470) with a standard error of 26.03 on the southwest of Tenerife (Marrero *et al.* 2016).

Due to the above, this study presents the following general objectives: I.- Elaboration of standard monitoring program on *Grampus griseus* population on Fuerteventura island through an opportunistic platform (Whale-Watching). II.- Create a photo-ID catalog of Risso's dolphin. III.- Data analysis using *capture-recapture* techniques for abundance estimation of Risso's dolphin in the north of Fuerteventura.

* Corresponding autor: calderonesgrisesfue@gmail.com.

** Calle América, n.º 24 Puerto del Rosario. CP: 35600. Las Palmas de Gran Canaria.

MATERIAL AND METHODS

2.1. STUDY AREA AND EXPERIMENTAL DESIGN

Data collection was done from August 2016 until February 2017 as part of a research grant program of the insular government Fuerteventura Cabildo, on one opportunistic platform (*Whale-watching*), in the northern waters of Fuerteventura. The platform, called ICENAI allow the data collection through an agreement. The following information was collected every journey: I.- Effort data. II.- Environmental parameters. III.- Groups information: Start and end time, GPS position, species, number of individuals, offspring presence, and surface behavior (standardized). IV.- Photo-ID: Nikon D5100; 55-200 mm., and Canon EOS 5D Mark III; 70-300 mm. were used in this study.

Photo-identification in cetaceans is used to obtain information on population parameters such as population size and how it varies seasonally, rate of residence and social structure analysis (Hammond *et al.* 1990). For *capture-recapture* method a encounters matrix was developed with values 0 (not observed) and 1, indicating if the animal was observed or not in the study period. As a short study period (6 months), the matrix has been prepared using the different sightings (time scale per day) instead of a longer time scale, as applied in a short-term study about short finned pilot whale population in Tenerife (Marrero *et al.* 2016).

Photographs of *Grampus griseus* were selected according to standard criteria Q (scale 1-4) and M (scale 1-4), where Q1 / M1 indicates low quality or few recognizable marks respectively, and Q4 / M4, high quality and numerous marks. Identification was made by hand with the supervision of two researchers, according to the marks, scars and notches of the dorsal fin, being easy to differentiate each individual due to permanent scars. (Hammond *et al.* 1990). Sightings were discarded from analysis in which there was no capacity to take high quality photographs, but to confirm the species.

Pictures in Q1 or Q2 category of marked animals (M3 or M4) were included. A code was established for each animal under criteria: INITIALS_AREA_SIDE_NUMBER following short-finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*) catalog on Tenerife island (Marrero *et al.* 2016).

2.2. STATISTICAL ANALYSIS

Homogeneity and photography coverage was calculated from the number of individuals included in the catalog in relation to the total group (recognized individuals plus unidentified individuals). The capture-recapture method often provides more precise population size estimations than those obtained in linear transects, excepting when assumptions are violated, for example due to: I.- Heterogeneity in the probability of capturing individuals. II.- Loss of marks, due to the indiscriminate use of non-permanent marks or inappropriate periods between sampling (Hammond 1990).

The software used to analyze the photo-ID database and for density estimate calculation by capture-recapture techniques was *Program Mark* (White 1999). A



closed-populations model was selected. Correction factor (1 / Photographic coverage) was applied to include non recognized animals. An abundance estimation was calculated for the recaptures obtained from fins on the right side, on the left side, and for the total number of individuals.

A comparative analysis of the closed population models (M0, Mt, Mh, Mb, Mth, Mtb, Mbh and Mtbh) was performed with *Program Mark: Capture* tool. *Goodness of Fit* test (GOF) was applied to determine (scale 0 to 1) the model with better statistical fit to the data (closets to 1). An estimate was calculated for the north of Fuerteventura, confidence interval (95% CI) and standard deviation.

RESULTS

A total of 103 trips were performed between august 2016 and february 2017 (Table 1), summing 141 cetacean sightings of which Risso's dolphin (Figure 1) was the third most sighted species (Table 2).

Out of 31 *Grampus griseus* sightings, 27 were included in the analysis (Table 1). Most of it were found between 300 and 700 meters deep. The average group size was 7 individuals (min 2, max 14).

Grampus griseus groups have been found either in navigation or in a determined point. Surface behaviour have been recorded (feeding, socializing or resting), also during feeding events some cephalopod pieces (*Octopus* sp.) have been recorded on the sea surface.

A total of 2648 images were analyzed. Marked individuals and included in the photoID catalog are higher than unidentified individuals (Figure 2). A digital catalog with 130 individuals was made, including 98 right-side (R) and 63 left-side (L) dorsal fins.

Recaptured individuals proportion increases over time surpassing the newly registered animals in the catalog (Figure 2). Cumulative curve (Figure 2) shows there is not stability and just an increase tendency due to newly recorded animals.

Photography coverage (Figure 3) shows there are not enough number of photographs on unidentified animals. Photography coverage (Figure 3) determine heterogeneity on the number of photographs by individual following a closed population model.

Abundance estimation obtained from fins on the right side is 155 individuals [CI 95% 115 - 361] standard deviation 50.15 in the north of Fuerteventura. Abundance estimation obtained from left side fins is 132 individuals [CI95% 105-180] standard deviation 18.64.

DISCUSSION

This study shows most sightings of *Grampus griseus* between 300 and 700 meters deep. This result coincides, as explained by Kruse *et al.* (1998) in the species description, with habitat between 400 and 1000 meters deep. The bathymetric zone corresponding to the end of the insular platform seems an interesting area for this species ecology.

Sightings have not been standardized due to this study was made in an opportunistic platform, during real censuses sightings can be related to environmental variables, which are independent of the particular moment (Buckland *et al.* 2001). However, through opportunistic platforms there are windward areas on the island have not been frequented enough allowing this study to make new effort on those places from the north. It is also a useful tool in data collection due to constancy and gives very accurate abundance estimation by capture-recapture techniques (Marrero *et al.* 2016).

Results of photographic effort analysis and the cumulative photo-ID curve shows there's no tendency to stability in the number of recaptured animals due to the appearance of newly registered individuals. This study has been carried out for 6 months, a very short time to register all the individuals in the population. Studies with a longer period, and combination of both methodologies (linear transects and opportunistic platforms data) are necessary.

Results of photographic effort analysis shows some of the animals could not be identified due to few number of photographs. A first hypothesis raises during foraging animals are very segregated with a successive dive pattern, which makes difficult to take photographs, unlike other moments of navigation or surface resting. This behaviour has been observed in other areas, where animals feed in solitary (Cockroft 1993), breaking during those moments groups well structured by classes, as it has been studied in other places like azores (Hartman *et al.* 2018). It suggests a foraging strategy about a bigger use of the area, however, further studies on social structure and ecology are necessary.

On the other hand, this study allowed to begin the monitoring of *Grampus griseus* on this island continuously, also the creation of a photo-ID catalog with fins of 130 animals, and the first abundance estimation on waters from the north of Fuerteventura.

ACKNOWLEDGMENTS

I greatly thank to the insular government Cabildo de Fuerteventura, especially the environment and education units to give me the opportunity to be part of this research scholarship program. Thanks to the Biosphere Reserve of Fuerteventura, in particular Tony Gallardo, for his continuous support. Thanks to ICENAI for allowing me to carry out my study on board for many months. Thanks to Asociación Tonina, especially Jacobo Marrero for all the disinterested help, and finally to the cetacean research group at the University of La Laguna (BIOECOMAC-ULL), for all the interest, help and predisposition.

AUTHORS CONTRIBUTION

Both authors contributed equally to the data acquisition, analysis and writing.

RECIBIDO: abril de 2019; ACEPTADO: enero de 2020



REFERENCES

- BAIRD, R.W. (2002). Risso's dolphin *Grampus griseus*, In: Encyclopedia of Marine Mammals, Edited by: Perrin W.F., Wursig B. & Thewissen J.G.M., Academic Press, San Diego, California, USA.
- BRITTA, A. (2012). The social structure of Risso's Dolphins (*Grampus griseus*) off the south coast of Pico Island, Azores [Master thesis]. University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna.
- BUCKLAND, S.T., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P., LAAKE, J.L., BORCHERS, D.L. & THOMAS, L. (2001). Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. *Oxford University Press*, Oxford, UK.
- COCKROFT, V.G., HASCHICK, S.L. & KLAGES, N.T.W. (1993). The diet of Risso's dolphin, *Grampus griseus* (Cuvier, 1812), from the east coast of South Africa. *Z. Saugertierkunde*, 58: 286-293.
- FRANTZIS, A. & HERZING, D.L. (2002). Mixed-species associations of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*), short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) and Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the Gulf of Corinth (Greece, Mediterranean Sea). *Aquatic Mammals*, 28.2, 188-197.
- HAMMOND, P.S. (1990). Capturing whales on film: estimating cetacean population parameters from individual recognition data. *Mammal Review*, 20, 17-22.
- HARTMAN, K.L., VISSER, F. & HENDRICKS, A.J.E. (2008). Social structure of Risso's dolphins (*Grampus griseus*) at the Azores: A stratified Community based on highly associated units. *Can. J. Zool.* 86, 294-306.
- KRUSE, D., CALDWELL, D.K. & CALDWELL, M.C. (1998). Risso's dolphin *Grampus griseus* (G. Cuvier, 1812). Pp. 183-212, en Ridgway, S., Harrison, R. (eds.). *Handbook of marine mammals*, vol. 6. *The second book of dolphins and porpoises*. Academic Press, London.
- LÓPEZ-FERNÁNDEZ, A. (2012). Calderón gris – *Grampus griseus*, en Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Cassinello, J. (eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- LEATHERWOOD, S., PERRIN, W.F., KIRBY, V.L., HUBBS, C.L. & DAHLHEIM, M. (1980). Distribution and movements of Risso's dolphin, *Grampus griseus*, in the eastern North Pacific. *Fish. Bull. US* 77, 951-963.
- MARRERO PÉREZ, J., CRESPO TORRES, A., ESCÁNEZ PÉREZ, A. & ALBALADEJO, G. (2016). MIT-CALD. Determinación de factores de riesgo para la conservación de la población de Calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*) en el ZEC ES-7020017. Tenerife. Contaminación acústica, interacciones tróficas y colisiones [Memoria técnica]. Informe de Asociación Tonina para la Fundación Biodiversidad-MAGRAMA.
- REYES, C. (2018). Abundance estimate, survival and site fidelity patterns of Blainville's (*Mesoplodon densirostris*) and Cuvier's (*Ziphius cavirostris*) beaked whales off El Hierro (Canary Islands) [Master thesis]. University of St Andrews, Scotland. <http://hdl.handle.net/10023/14189>.
- RUIZ, L., NEVES, S., MARTÍN, V., PÉREZ-GIL, M., TEJEDOR, M., PÉREZ-GIL, E., SERVIDIO, A., REYES, M., CASTRILLÓN, J. & BREDELAU, B. (2011). Risso's dolphin (*Grampus griseus*) population characteristics of Canary Islands with an observation on octopus predation. 25.^a Conferencia de la Sociedad Europea de Cetáceos. Cádiz, España. Available from https://www.indemares.es/sites/default/files/ruiz_2011.pdf.
- WHITE, G.C. & BURNHAM, K.P. (1999). Program MARK: Survival Estimation from Populations of Marked Animals. *Bird Study*. 46 Supplement. 120-138. 10.1080/00063659909477239.



TABLES & FIGURES

TABLE 1: SUMMARY OF RESULTS DURING DATA COLLECTION PERIOD

Number of trips	Average duration (hours)	Total hours	Average effort per trip (nautical miles)	Number of sightings (mean per trip/ total)	<i>Grampus griseus</i> sightings	<i>Grampus griseus</i> sightings included in mark recapture analysis
103	3:36 ± 0:47	363:36	24,2 ± 7	Mean per trip: 141	31	27

TABLE 2: GROUPS NUMBER FOUNDED

SPECIES	SIGHTINGS NUMBER
<i>Balaenoptera sp.</i>	5
<i>Balaenoptera edeni</i>	34
<i>Grampus griseus</i>	31
<i>Stenella coeruleoalba</i>	7
<i>Stenella frontalis</i>	53
<i>Tursiops truncatus</i>	3
<i>Physeter macrocephalus</i>	2
<i>Feresa attenuata</i>	1
<i>Ziphiidae</i>	2
<i>Steno bredanensis</i>	1
<i>Delphinus delphis</i>	2



Figure 1: Morphology of *Grampus griseus* in photographs taken during the study and general aspect of the unpigmented scars presence.

Cumulative photographic effort

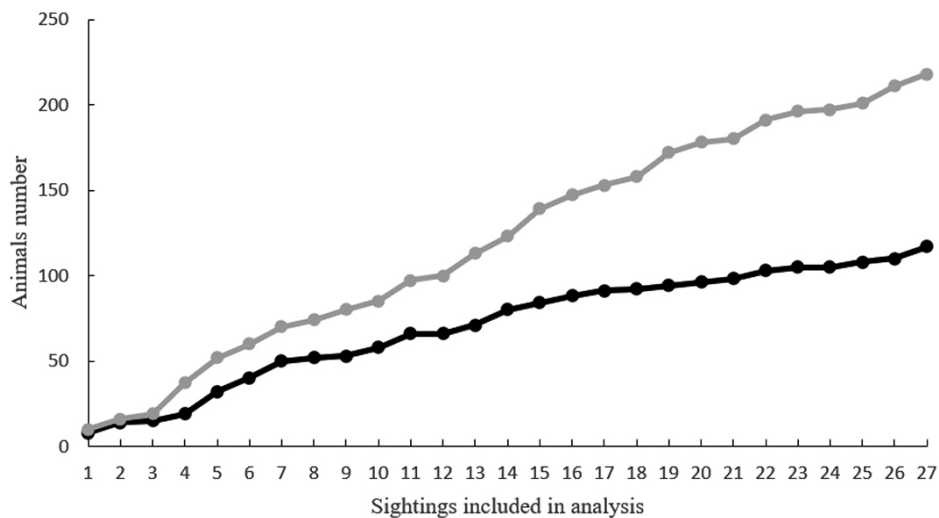


Figure 2: Cumulative new animals (black) versus cumulative total animals (new plus recaptured) (grey).

Pictures per animal and day

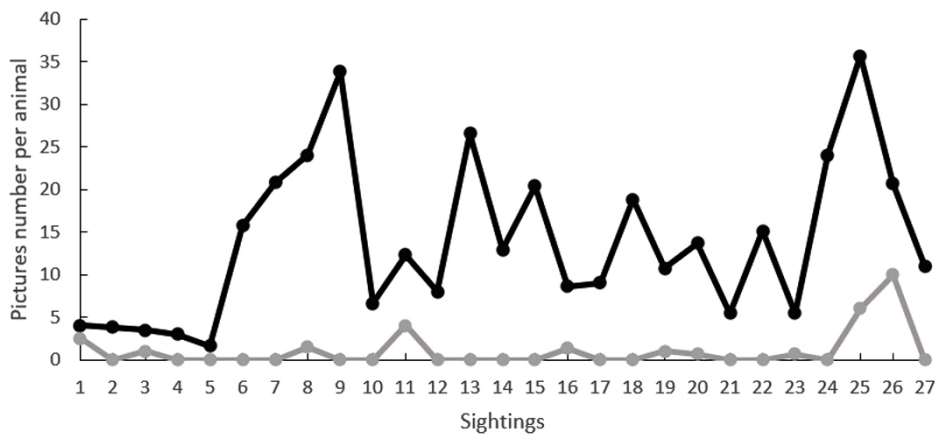


Figure 3: Pictures per animal (black) versus unidentified animals (grey).



EFECTO DEL ÁREA MARINA PROTEGIDA DE LAS ISLAS DE VENTOTENE Y SANTO STEFANO SOBRE LA COMUNIDAD DE PECES

Enrique Ogallas*
Universidad de La Laguna

RESUMEN

El presente estudio pretende examinar el efecto de la reserva marina protegida de las islas de Ventotene y Santo Stefano, mediante el estudio de la biomasa de la comunidad de peces en las diferentes zonas de protección. Para ello se realizaron muestreos de abundancia y talla de peces en dos periodos de tiempo y en distintas localidades, dentro de la reserva. Las especies de peces encontradas se analizaron en diversos grupos con el objetivo de determinar el posible efecto de la reserva sobre estos grupos por separado. Por otro lado, y dado su importante papel socioeconómico, el mero fue analizado aparte. Los resultados indican que existen diferencias significativas en la biomasa de peces para las distintas zonas de la reserva estudiadas. La zona A de reserva integral presentó un mayor número y biomasa de especies comerciales bentónicas y el mero como unidad individual. Sin embargo, en las especies pelágicas, su biomasa vino determinada por la variabilidad estacional. El presente trabajo pone de manifiesto la utilidad del Área Marina Protegida de las islas de Ventotene y Santo Stefano para aumentar la biomasa de peces de interés comercial.

PALABRAS CLAVE: Área Marina Protegida, biomasa de peces, comunidad de peces, efecto reserva.

EFFECT OF THE MARINE PROTECTED AREA OF THE VENTOTENE AND SANTO STEFANO ISLANDS ON THE FISH ASSEMBLAGES

ABSTRACT

The present study aims to examine the effect of the protected marine reserve of the islands of Ventotene and Santo Stefano, by studying the biomass of the fish community in the different protection zones. To do this, we had to sample the abundance and measure the fish. This was done in two periods of time and in different locations, within the reserve. The fish species found were analyzed in various groups in order to determine the possible effect of the reserve on these groups separately. On the other hand, and given its important socioeconomic role, the mere, was analyzed separately. The results indicate that there are significant differences in fish biomass for the different areas of the reserve that we studied. Zone A of integral reserve presented a greater number and biomass of benthic commercial species and the grouper as an individual unit. However, in pelagic species, their biomass was determined by seasonal variability. The present work shows the usefulness of the Marine Protected Area of the islands of Ventotene and Santo Stefano to increase the biomass of the fish with commercial interest.

KEYWORDS: Community of fish, fish biomass, marine protected area, reserve effect.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2019.02.03>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 2; diciembre 2019, pp. 45-70; ISSN: e-2659-6644



INTRODUCCIÓN

GENERALIDADES DE LAS ÁREAS MARINAS PROTEGIDAS

Las Áreas Marinas Protegidas (AMPs) han tenido, a escala global, un desarrollo fundamental en las últimas décadas puesto que son consideradas como un instrumento eficiente para la protección de la biodiversidad, la conservación del ambiente marino y como modelo para el estudio de las poblaciones marinas en ausencia de la pesca (Massaro, 2009). El éxito de éstas se mide en relación al cumplimiento de lo planificado en los objetivos de gestión, teniendo en cuenta que este cumplimiento dependerá de las especies protegidas o del tiempo con respecto al establecimiento del AMP (Mosqueira *et al.*, 2000; Claudet *et al.*, 2006). Los efectos positivos de las AMPs se ven claramente en el aumento de la abundancia y biomasa de la comunidad de especies marinas, aumento de la proporción de individuos más grandes y longevos (Côté *et al.*, 2001) e incluso en el aumento de los rendimientos de pesca local en zonas adyacentes (García-Charton *et al.*, 2008).

En el Mediterráneo, el número de AMPs ha aumentado desde el primer parque nacional marino de Port-Cros en 1963 (Francour *et al.*, 2001; Fraschetti *et al.*, 2005). En general, el tipo de AMP más extendidas son aquellas donde las actividades humanas están reguladas, a fin de conciliar las necesidades de conservación con las del desarrollo sostenible (Badalamenti *et al.*, 2000). Las AMPs en las cuales cualquier forma de actividad antrópica está prohibida, son bastante raras en el Mediterráneo y suelen ser de pequeño tamaño. En el caso de Italia, la legislación nacional prevé la puesta en funcionamiento de AMPs con objetivos tanto naturalistas como socioeconómicos y, por lo tanto, se suelen sectorizar en niveles de protección diferentes: Zona «reserva integral» A, Zona reserva «general» B y Zona de reserva «parcial» C (Di Donato, 2008).

Desde un punto de vista ecológico, la alteración de los ecosistemas marinos litorales por la sobrepesca de los depredadores de mayor tamaño, genera un efecto cascada sobre las cadenas tróficas (Tegner & Dayton, 2000; Shears & Babcock, 2002), desequilibrando el ecosistema marino y generando sistemas empobrecidos con poca capacidad para generar beneficios económicos. En este sentido, varios estudios han explorado el efecto del cese de la pesca dentro de las reservas marinas y han descubierto que, en general, la abundancia y biomasa de las poblaciones de peces explotadas son mayores dentro de las áreas protegidas comparado con las áreas cercanas a la reserva, tanto en el Mediterráneo (Bell, 1983; García-Rubies & Zabala, 1990; Francour, 1994; Harmelin *et al.*, 1995) como en otras zonas del Atlántico (García-Charton *et al.*, 2008).

* Ecología de Comunidades Marinas y Cambio Climático. Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología (U.D. Ciencias Marinas), Facultad de Ciencias (Biología). Corresponding author: ogallas.moliz@gmail.com.

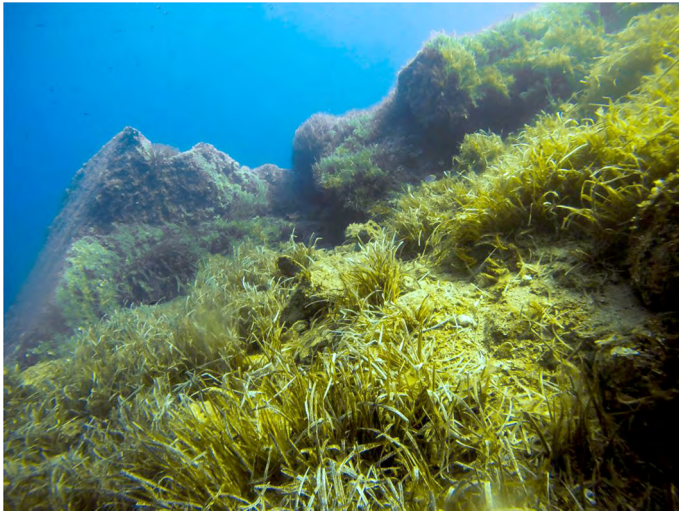


Figura 1. Fondo rocoso recubierto por *Posidonia oceanica* observado durante los muestreos en la zona B situada en la isla de Santo Stefano, que desciende hasta los 40 metros de profundidad.

AMP DE LAS ISLAS DE VENTOTENE Y SANTO STEFANO

El Área Marina Protegida de Ventotene y Santo Stefano (AMP de VSS) comprende las aguas entre ambas islas, con una extensión de unas 2800 ha de superficie marina y 10 km de costa. Éstas junto con Ponza, Zannone y Palmarola constituyen el archipiélago Pontino, caracterizado por presentar una geografía de origen volcánico. Ventotene y Santo Stefano son las islas más recientes del archipiélago, formándose hace 800 000 años.

Este AMP fue declarada el 12 de diciembre de 1997 por el Ministerio de Ambiente, quedando reflejada en la ley de áreas marinas protegidas n. 394/91. Dos años más tarde, el 11 de mayo de 1999 fue proclamada por el decreto del ministerio como Reserva Natural Terrestre.

Estas dos islas se caracterizan por presentar unos fondos marinos muy heterogéneos, lo que favorece el asentamiento de una gran diversidad de poblaciones bentónicas. La presencia de numerosos veriles, cavidades y pequeñas cuevas permiten la existencia de organismos esciáfilos a pocos metros de profundidad. Las praderas de la fanerógama marina *Posidonia oceanica* son también de gran importancia (figura 1), ya que alcanzan profundidades de más de 40 metros gracias a la transparencia del agua. Los numerosos deslizamientos de tierra, típicos de los riscos volcánicos, son lugares importantes para el reclutamiento de especies de peces. Otro aspecto importante a destacar es el paso estacional de las grandes especies pelágicas, como *Trachinotus ovatus*, *Sphyrnaena viridensis* o *Seriola dumerili* (figura 2), así como grupos de cetáceos (Ministerio de Marina Mercantil, 1990; Di Stefano, 2004).





Figura 2. Las zonas abiertas son zonas de paso utilizadas comúnmente por especies de peces pelágicos, como medregales o barracudas. Sitio de muestreo La Molara, Zona A.

1.1. *Objetivo del trabajo: Funcionalidad del AMP a través del «efecto reserva» en las distintas zonas de protección.*

La necesidad de creación de un AMP surgió por la creciente evidencia de que la explotación excesiva de los recursos pesqueros tiene un impacto claro sobre las especies de interés comercial y una desestructuración de las comunidades y ecosistemas marinos (Jackson *et al.*, 2001), con efectos perjudiciales sobre éstos (Worm *et al.*, 2006; Cattaneo-Vietti *et al.*, 2011).

La evaluación del llamado «efecto de reserva» consiste en el estudio del aumento potencial en densidad y tamaño y / o biomasa (entendido como ‘peso fresco’ por unidad de área de muestra) de las especies objetivo de la pesca dentro de un AMP en comparación con las áreas de control abiertas a la pesca, de acuerdo con unos planes de muestreo apropiados (Guidetti, 2002) (figura 3).

En el presente estudio, nos centraremos en comprobar si se cumple el efecto reserva, comparando la abundancia y biomasa de peces de las distintas zonas de protección, haciendo un especial hincapié en especies de interés comercial.

MATERIAL Y MÉTODOS

CARACTERÍSTICAS DE LA RESERVA MARINA

De acuerdo con el decreto institucional, los objetivos de las AMPs son:

- La protección ambiental del área marina interesada.
- La valoración de los recursos biológicos y geomorfológicos de la zona.

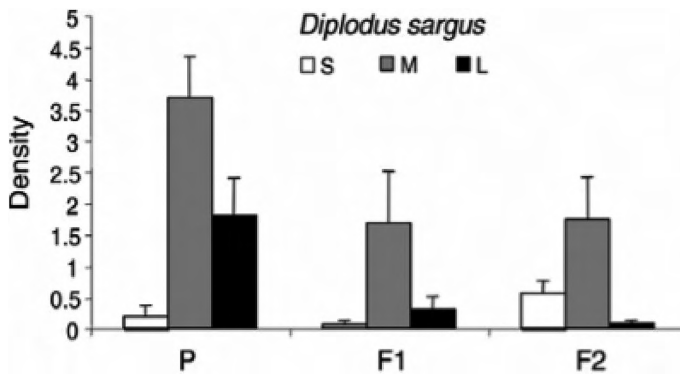


Figura 3. Ejemplo de 'efecto de reserva' (ER). Densidad media (\pm SE, número de individuos 125 m²) de *Diplodus sargus*, en sitios protegidos (P) del Área Marina Protegida de Miramare (Trieste) y desprotegido (F1, F2), en relación con el tamaño del pez (S: pequeño = pequeño; M: medio = mediano; L: grande = grande). Guidetti *et al.*, 2005).

- La divulgación y difusión del conocimiento de la ecología y de la biología de los ambientes marinos y costeros del área natural protegida y de las características ambientales y geomorfológicas de la zona.
- La realización de programas de carácter educativo para la mejora de la cultura general de la ecología y de la biología marina.
- La realización de programas de estudio y de búsqueda científica en los sectores de la ecología, de la biología marina y para la protección del medio ambiente.
- La promoción de un desarrollo socio-económico compatible con la relevancia natural y paisajística del área, con la inclusión de actividades tradicionales locales presentes (Marino, 2011).

La superficie del AMP está dividida en zonas caracterizadas por el tipo de protección que presentan. El AMP de VSS está sectorizada en tres áreas: La Zona A o reserva integral, la Zona B o reserva general y la Zona C o reserva parcial (Tunesi & Diviacco, 1993) (figura 4).

La zona A es el corazón de la reserva, en ella está prohibido todo tipo de actividad que pueda causar daño o perturbación en el medio marino, salvo aquellas relacionadas con su gestión y la investigación. Presenta un área de 410 ha.

La zona B es una zona donde se permite una serie de actividades con un impacto muy reducido, como por ejemplo buceo, baño, visitas guiadas, amarre y fondeo en zonas específicas o la navegación a baja velocidad. Presenta un área de 1600 ha.

Por último, la zona C es un área de amortiguamiento entre las zonas de mayor importancia naturalista y los sectores fuera del AMP. En ella están permi-



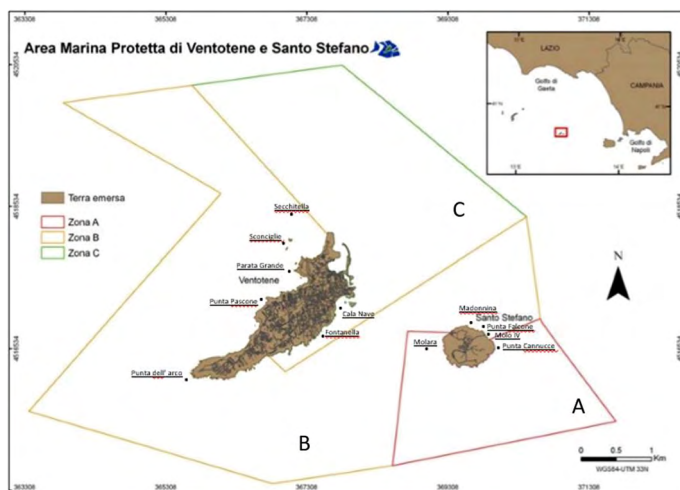


Figura 4. Zonación de las tres zonas del AMP-VSS (A, B y C) y localidades de muestreo.

tidas actividades con un impacto moderado, como la navegación de embarcaciones a motor, amarre, fondeo o incluso la pesca deportiva (Di Donato, 2008). Presenta un área de 789 ha.

El objetivo de la Zona B y de la Zona C es combinar las necesidades de conservación con el uso sostenible de los recursos marinos.

A modo de resumen, ver la tabla 1, donde se especifican los usos permitidos en cada uno de los sectores del AMP.

TABLA 1. REGLAMENTO DE LAS ACTIVIDADES REGULADAS DENTRO DEL AMP DE VSS. L: ACTIVIDAD SUJETA A LIMITACIONES. A: ACTIVIDAD CONSENTIDA CON AUTORIZACIÓN. S: ACTIVIDAD CONSENTIDA. N: ACTIVIDAD NO CONSENTIDA

	NAVEGACIÓN	AMARRE	BAÑO	PESCA PROFESIONAL	PESCA DEPORTIVA	VISITAS GUIADAS	BUCEO CON EQUIPO PESADO
ZONA A	L/A	N	S	N	N	N	L/A
ZONA B	L/A	L	S	L/A	L/A	A	A
ZONA C	S	L	S	L/A	L/A	A	S

Para el estudio de las poblaciones de peces, la distribución de tamaños y los efectos de la protección, se realizaron un total de 77 muestreos en el interior del AMP de VSS durante el verano de 2017 (junio-septiembre), repartidos en las diferentes zonas del AMP. Como se observa en la figura 4, los puntos de muestreo elegidos fueron: en la zona C las localidades «Cala Nave» y «Fontanella»; en la zona B «Punta Pascone», «Shecchitella», «Sconcioglie», «Parata Grande», «Punta dell'Arco», «Molo IV», «Punta Falcone» y «Madonnina»; mientras que en la zona A se eligieron las localidades «Punta Cannucce» y «Molarà».





Figura 5. Dos ejemplares de *E. marginatus* camuflados sobre las rocas del fondo de la localidad de Molo IV, Santo Stefano.

Cada una de las localidades fue muestreada en dos tiempos diferentes para tener en cuenta la posible variabilidad temporal dentro de la misma época del año.

ORGANISMOS Y COMUNIDADES PRESENTES EN LOS FONDOS DEL AMP-VSS

La isla de Ventotene y sobre todo la de Santo Stefano se caracterizan por presentar ambientes con fondos rocosos que alcanzan profundidades de cincuenta metros a una corta distancia de la costa. Estas rocas superpuestas forman cavidades donde especies sedentarias encuentran en ellas refugio. Éste es el caso del mero, *Epinephelus marginatus*. Esta especie es uno de los depredadores top más grandes que habitan en estos fondos ricos en refugios rocosos (figura 5). *E. marginatus* tiene una importancia considerable para la pesca deportiva y las pesquerías comerciales locales, si bien es muy vulnerable a la sobreexplotación. Es de destacar que actualmente, algunas subpoblaciones son custodiadas en áreas marinas protegidas, donde esta especie ha mostrado aumentos significativos en la densidad y el tamaño medio después del cese de la pesca (Sánchez-Lizaso *et al.*, 2000; Reñones *et al.*, 2005).

También es característico ver grandes praderas de *Posidonia oceanica* en casi todos los fondos. En las partes más superficiales del submareal encontramos estas praderas intercaladas con extensiones de arena y sustrato rocoso en forma de afloramientos o cantos rodados (figura 6) junto con la presencia de biocenosis de algas fotófilas, como *Halimeda tuna* y *Udotea petiolata*, y especies de algas pardas dominantes como *Cystoseira stricta* o *Padina pavonica* y, en las zonas de sombra, es característico encontrarse formaciones de *Astroides calycularis* y *Parazoanthus axinellae* (figura 7).

En la zona media de los muestreos en el submareal, encontramos fondos rocosos como los mencionados anteriormente y arenales rodeados de praderas de *Posidonia oceanica* (figura 8). Presenta una biocenosis de especies esciófilas hasta los



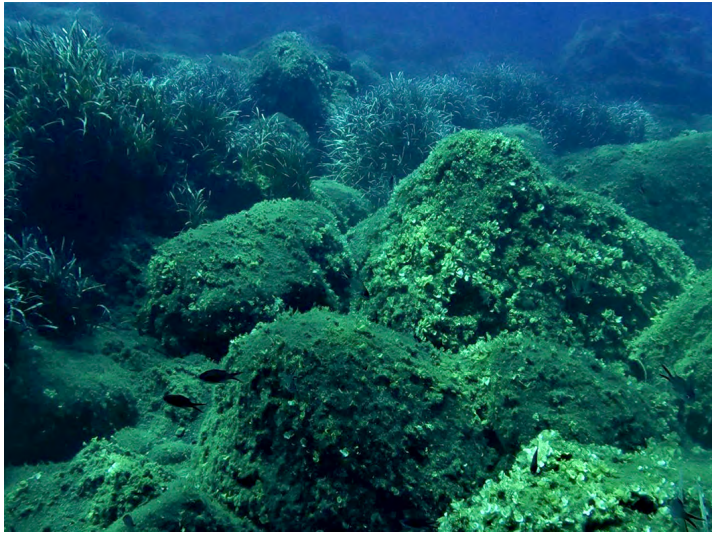


Figura 6. Submareal poco profundo con fondo de rocas, arena y *Posidonia oceanica*.



Figura 7. Pared recubierta por *Astroides calycularis*.

30-35 metros, a partir de la cual, se encuentra la biocenosis del coralígeno, caracterizada por algas pardas y rojas, así como briozoos incrustantes. Algunos organismos a destacar de estas formaciones son de *Myriapora truncata*, *Pentapora fuscialis* o *Sertella septentrionalis*. En los fondos de Santo Stefano se pueden encontrar también las gorgonias *Paramuricea clavata* o *Eunicella cavolini* (figura 9).



Figura 8. Fondos rocosos que descienden hasta una profundidad de 50 metros.



Figura 9. Pared de gorgonias de la especie *Paramuricea clavata*, a 30 metros de profundidad en la localidad de Punta Cannucce, Santo Stefano.



Figura 10. Método de muestreo UVC de punto fijo utilizado para los muestreos en la localidad de Punta Falcone, Santo Stefano. En la fotografía se puede observar el transecto utilizado para calibrar el radio de la circunferencia imaginaria.

METODOLOGÍA DE MUESTREO

La metodología de *Underwater Visual Census* (UVC), es una técnica visual bajo el agua que se introdujo en la década de 1950, pero su gran desarrollo tuvo lugar durante la década de 1970 (Harmelin-Vivien *et al.*, 1975) en el campo de la investigación de peces en el Parque nacional francés de Port-Cros. Este tipo de metodología no destructiva permite observar los organismos «in situ» sin necesidad de extracción, lo que reduce el tiempo y los costos necesarios para ciertos tipos de estudios, como el presente.

Método UVC de punto fijo

En este trabajo, para producir el menor daño posible a las comunidades bentónicas, se utilizó un método visual '*in situ*' para el recuento de peces en aguas someras (Bardach, 1959; Mapstone & Ayling, 1998). Esta técnica de recuento subacuático es denominada «Punto fijo/Circular» y fue descrita por Bortone *et al.*, (1989) y con-



Figura 11. Buceador realizando los muestreos.

siste, mediante un equipo de buceo autónomo, situarse en un punto fijo y observar alrededor de un cilindro imaginario de 5,6 metros de radio, que se extiende desde la superficie hasta el fondo y que representa una superficie de 100 m² en total, medida muy útil para el muestreo de una gran diversidad de peces con distintos tamaños (Bortone *et al.*, 1991) (figura 10). El observador va girando sobre ese punto central y se anotan en una pizarra de PVC las especies que entran dentro del cilindro, registrando su abundancia y talla durante 5 minutos (figura 11). También se recogen otros datos como la fecha, hora, profundidad, temperatura mínima del agua (proporcionadas por un ordenador de buceo) y tipo de ambiente para cada muestreo. El último minuto del muestreo se emplea para la búsqueda de especies crípticas.

En algunas ocasiones, los cardúmenes muy numerosos pueden ser un problema a la hora del recuento, nosotros seguimos las recomendaciones de Brock (1954), es decir, si el banco entra dentro del cilindro se procede a contabilizar una porción y se estima el conjunto al completo. Por otro lado también es importante tener en cuenta que sólo se realiza el recuento una sola vez de los peces que entran repetidas veces durante el tiempo de muestreo.

Para el reconocimiento de especies, primero se hicieron algunos muestreos de prueba y, con la ayuda de fishbase (www.fishbase.org) y catálogos especializados del mediterráneo, se logró identificar a los peces encontrados en los muestreos.

Los tamaños de las especies se registraron utilizando siete clases de talla (<5, [5-10], (10-20], (20-30], (30-50], (50-75] y >75) ó (<5, [5-10], [11-20], [21-30], [31-50], [51-75] y >75), correspondientes a un tercio del tamaño máximo reportado en la literatura para las especies registradas (Francour, 1999).



ANÁLISIS DE LOS DATOS

Con los datos recogidos en cada muestreo se procedió a realizar tres análisis multivariantes por permutaciones, PERMANOVA y uno univariante, PERMANOVA (Anderson *et al.*, 2005). Se sometieron a análisis las variables biomasa total de peces, biomasa de especies comerciales bentónicas, biomasa de especies comerciales pelágicas y biomasa de *Epinephelus marginatus*.

Para cada uno de los casos analizados se aplicó el siguiente diseño:

- Zona: factor fijo con tres niveles: Integral, General y Parcial.
- Localidad: factor aleatorio anidado en zona. Cada uno de los puntos de muestreo (Cala Nave, Fontanella, Secchitella, Molará...).
- Tiempo: factor aleatorio. Tiempo 1: junio-julio, tiempo, y tiempo 2: agosto-septiembre.

Los resultados fueron representados mediante un análisis de ordenación de componentes principales (PCO) y gráficas de barras-error.

RESULTADOS

ANÁLISIS DESCRIPTIVO

Se encontraron un total de 23825 individuos repartidos en 21 familias, 38 géneros y 56 especies (ver tabla 2).

Las especies se clasificaron en cuatro grupos: comunidad total de peces, especies de interés comercial bentónicas (indicadas con un * en la tabla 2), especies de interés comercial pelágicas (x) y *Epinephelus marginatus* como especie individual, por ser una especie emblemática para la zona.

Atendiendo a los resultados de las abundancias, las especies que obtuvieron un mayor número de individuos fueron, en primer lugar *Chromis chromis*, con un recuento total de 17445 individuos; seguido de *Anthias anthias*, 982 individuos; *Thalassoma pavo*, 979 individuos; y *Coris julis* con 798 individuos.



TABLA 2. CLASIFICACIÓN DE LAS 56 ESPECIES DE PECES PRESENTES EN LOS MUESTREOS REALIZADOS, JUNTO CON LA ABUNDANCIA, ABUNDANCIA RELATIVA Y BIOMASA PARA CADA UNA DE ELAS

FAMILIA	ESPECIE	AUTOR	ABUNDANCIA	ABUNDANCIA RELATIVA (%)	BIOMASA ACUMULADA REPRESENTATIVA DEL ÁREA TOTAL MUESTREADA O EXTRAOLADA DEL ÁREA TOTAL DE LA RESERVA MARINA (kg/100m ²)
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	Linnaeus, 1758	293	1,230	4,224
Atherininae	<i>Atherina boyeri</i>	Risso, 1810	240	1,007	3,536
Blenniidae	<i>Parablennius pili-cornis</i>	Cuvier, 1829	14	0,059	0,202
Blenniidae	<i>Parablennius rouxi</i>	Cocco, 1833	3	0,013	0,009
Bothidae	<i>Bothus podas</i>	Delaroche, 1809	1	0,004	0,077
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i> ^x	Risso, 1810	11	0,046	15,752
Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i>	Linnaeus, 1758	1	0,004	2,003
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>	Walbaum, 1792	91	0,382	3,534
Gobiidae	<i>Gobius cruentatus</i>	Gmelin, 1789	1	0,004	0,091
Gobiidae	<i>Gobius paganellus</i>	Linnaeus, 1758	5	0,021	0,059
Labridae	<i>Coris julis</i>	Linnaeus, 1758	798	3,349	33,234
Labridae	<i>Labrus merula</i>	Linnaeus, 1758	1	0,004	0,852
Labridae	<i>Labrus viridis</i>	Linnaeus, 1758	5	0,021	2,447
Labridae	<i>Sparisoma cretense</i>	Linnaeus, 1758	5	0,021	0,527
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i>	Bonnaterre, 1788	7	0,029	0,398
Labridae	<i>Symphodus doderleini</i>	Jordan, 1890	20	0,084	0,374
Labridae	<i>Symphodus mediterraneus</i>	Linnaeus, 1758	49	0,206	1,824
Labridae	<i>Centrolabrus melanocercus</i>	Risso, 1810	17	0,071	0,290
Labridae	<i>Symphodus roissali</i>	Risso, 1810	3	0,013	0,112
Labridae	<i>Symphodus rostratus</i>	Bloch, 1791	4	0,017	0,035
Labridae	<i>Symphodus tinca</i>	Linnaeus, 1758	214	0,898	11,304
Labridae	<i>Thalassoma pavo</i>	Linnaeus, 1758	979	4,109	46,125
Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	Risso, 1827	10	0,042	1,107
Mugilidae	<i>Mugil cepalus</i>	Linnaeus, 1758	1	0,004	0,689
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i> [*]	Linnaeus, 1758	20	0,084	1,536
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i> [*]	Linnaeus, 1758	51	0,214	3,436
Muraenidae	<i>Muraena helena</i> [*]	Linnaeus, 1758	6	0,025	3,918





Phycidae	<i>Phycis phycis</i>	Linnaeus, 1766	1	0,004	3,040
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	Linnaeus, 1758	17445	73,221	134,627
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i> *	Linnaeus, 1758	3	0,013	3,976
Scorpaenidae	<i>Scorpaena notata</i> *	Rafinesque, 1810	12	0,050	0,417
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i> *	Linnaeus, 1758	2	0,008	0,229
Scorpaenidae	<i>Scorpaena scrofu</i>	Linnaeus, 1758	6	0,025	0,172
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	Linnaeus, 1758	982	4,122	16,085
Serranidae	<i>Epinephelus costae</i> *	Steindachner, 1878	2	0,008	6,971
Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i> *	Lowe, 1834	59	0,248	236,532
Serranidae	<i>Mycteroperca rubra</i> *	Bloch, 1793	2	0,008	6,985
Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i> *	Linnaeus, 1758	43	0,180	2,900
Serranidae	<i>Serranus scriba</i> *	Linnaeus, 1758	91	0,382	7,728
Sparidae	<i>Boops boops</i>	Linnaeus, 1758	84	0,353	5,284
Sparidae	<i>Dentex dentex</i> *	Linnaeus, 1758	1	0,004	0,802
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i> *	Linnaeus, 1758	33	0,139	3,809
Sparidae	<i>Diplodus puntazzo</i> *	Walbaum [ex Cetti], 1792	9	0,038	2,119
Sparidae	<i>Diplodus sargus sargus</i> *	Linnaeus, 1758)	87	0,365	10,527
Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i> *	Geoffroy Saint-Hilaire, 1817	256	1,075	29,840
Sparidae	<i>Lithognathus mormyrus</i> *	Linnaeus, 1758	2	0,008	0,110
Sparidae	<i>Oblada melanura</i>	Linnaeus, 1758	76	0,319	7,239
Sparidae	<i>Pagrus pagrus</i> *	Linnaeus, 1758	3	0,013	0,712
Sparidae	<i>Sarpa salpa</i>	Linnaeus, 1758	433	1,817	54,058
Sparidae	<i>Spicara maena</i>	Linnaeus, 1758	148	0,621	10,141
Sparidae	<i>Spicara smaris</i>	Linnaeus, 1758	656	2,753	51,330
Sparidae	<i>Spondylisoma cantharus</i>	Linnaeus, 1758	74	0,311	7,974
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i> ^x	Cuvier, 1829	437	1,834	811,560
Synodontidae	<i>Synodus saurus</i>	Linnaeus, 1758	2	0,008	0,124
Trachinidae	<i>Trachinus draco</i>	Linnaeus, 1758	1	0,004	0,056
Tripterygiidae	<i>Tripterygion delaisi</i>	Cadenat & Blache, 1970	25	0,105	0,105
Total fam: 21	Total sp: 56		Total ab: 23825	Total ab rel: 100	Total bio: 1553,145

El análisis PERMANOVA para la variable biomasa total de la comunidad íctica estudiada mostró cómo varía la comunidad de peces en función de la zona de protección, teniendo en cuenta la variabilidad espacial (localidad) y temporal (tiempo), de lo que se deduce que existe una variación clara por zonas entre las poblaciones de peces registrados en ellas. Las demás fuentes de variación no mostraron diferencias significativas, por lo que nos centraremos en las tres zonas de la reserva. En el análisis *a posteriori* de las comparaciones por pares (Pair-wise) se observaron diferencias significativas entre las zonas Integral y General (tabla 3).

Tanto para las especies comerciales bentónicas como para el mero (*E. marginatus*), se observó también una variabilidad espacial significativa dependiendo de la zona de la reserva. En el análisis *a posteriori* de las comparaciones por pares (Pair-wise) se observó con más detalle una clara diferencia entre las zonas Parcial e Integral en ambos grupos, aunque también mostraron diferencias significativas entre las zonas General e Integral (tabla 3).

Por otro lado, en las especies comerciales pelágicas se observó una variabilidad espacial significativa dependiendo del tiempo de muestreo.

TABLA 3. RESULTADOS DEL ANÁLISIS PERMANOVA DE TODA LA COMUNIDAD DE PECES Y EL ANÁLISIS POR PARES (A, B); ANÁLISIS PERMANOVA ENTRE LOS DISTINTOS GRUPOS DE INTERÉS COMERCIAL Y SU ANÁLISIS POR PARES (C, D, E); Y FINALMENTE EL ANÁLISIS PERMANOVA PARA EL MERO Y SU ANÁLISIS POR PARES (F, G). LOS VALORES EN NEGRITA SIMBOLIZAN LOS VALORES SIGNIFICATIVOS ($P < 0,05$)

A) PERMANOVA: Biomasa de la comunidad íctica						
COMUNIDAD ÍCTICA	df	SS	MS	PSEUDO-F	P (PERM)	PERMS
Zona	2	26,225	13,113	2,2635	0,0314	4976
Tiempo	1	4,4246	4,4246	1,5838	0,1826	4988
Localidad (zo)	9	34,772	3,8636	1,3915	0,134	4974
Zona x Tiempo	2	6,1566	3,0783	1,1189	0,3499	4984
Loc. (zona) x Tiempo	9	24,989	2,7765	0,68235	0,9336	4975
Residual	53	215,66	4,0691			
Total	76	316,64				

B) Pair-wise test			
COMUNIDAD ÍCTICA	t	P (PERM)	UNIQUE PERMS
Parcial, General	1,2437	0,1702	4987
Parcial, Integral	1,778	0,132	3176
General, Integral	1,5019	0,0656	4983



C) PERMANOVA: <i>Biomasa de especies comerciales bentónicas</i>						
ESPECIES COMERCIALES BENTÓNICAS	df	SS	MS	PSEUDO-F	P (PERM)	PERMS
Zona	2	13,571	6,7855	3,2513	0,0288	4989
Tiempo	1	0,7598	0,7598	0,6483	0,5085	4986
Localidad (zo)	9	15,329	1,7032	1,4548	0,2158	4979
Zona x Tiempo	2	1,4085	0,7043	0,6154	0,6341	4988
Loc. (zona) x Tiempo	9	10,536	1,1707	0,9238	0,5383	4981
Residual	53	67,17	1,2674			
Total	76	109,06				

D) <i>Pair-wise test</i>			
ESPECIES COMERCIALES BENTÓNICAS	t	P (PERM)	UNIQUE PERMS
Parcial, General	1,541	0,1134	4992
Parcial, Integral	4,0774	0,027	3143
General, Integral	1,6092	0,0768	4988

E) PERMANOVA: <i>Biomasa de especies comerciales pelágicas</i>						
ESPECIES COMERCIALES PELÁGICAS	df	SS	MS	PSEUDO-F	P (PERM)	PERMS
Zona	2	8,7393	4,3696	2,1214	0,1478	4993
Tiempo	1	2,6224	2,6224	4,5801	0,0486	4991
Localidad (zo)	9	7,4192	0,8244	1,4721	0,249	4982
Zona x Tiempo	2	2,9658	1,4829	2,6493	0,1162	4993
Loc (zona) x Tiempo	9	5,0399	0,56	0,3718	0,9546	4978
Residual	53	79,837	1,5064			
Total	76	111,77				

F) PERANOVA: <i>Biomasa de Epinebelus marginatus</i>						
<i>Epinebelus marginatus</i>	df	SS	MS	PSEUDO-F	P (PERM)	PERMS
Zona	2	12,575	6,2877	4,0513	0,0338	4982
Tiempo	1	0,551	0,551	0,69	0,4293	4948
Localidad (zo)	9	11,675	1,2953	1,6258	0,235	4992
Zona x Tiempo	2	0,842	0,421	0,5471	0,5901	4987
Loc (zona) x Tiempo	9	7,17	0,7967	0,8473	0,5877	4981
Residual	53	49,831	0,9402			
Total	76	82,981				



COMUNIDAD ÍCTICA

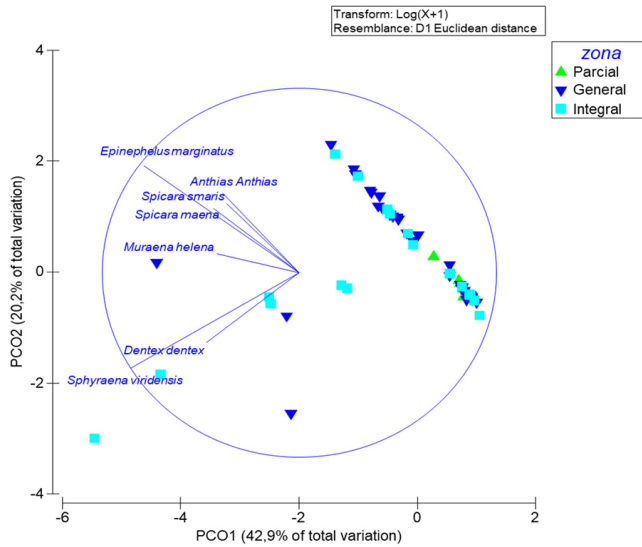


Figura 12. Análisis por ordenación de componentes principales (PCO) para la biomasa total de la comunidad de peces. Los vectores señalan la distribución de especies registradas en los muestreos realizados y el coeficiente de correlación según el tamaño cada ejemplar.

G) Pair-wise test			
<i>Epinephelus marginatus</i>	t	P (PERM)	UNIQUE PERMS
Parcial, General	1,7362	0,1104	4987
Parcial, Integral	5,9607	0,0216	3165
General, Integral	1,7324	0,1162	4989

El PCO para toda la comunidad de peces muestra claramente una distribución homogénea situada en la parte derecha del gráfico y caracterizada por la presencia de la gran mayoría de las especies a excepción de *E. marginatus*, *A. anthias*, *S. maena*, *S. smaris*, *M. helena*, *D. dentex* y *S. viridensis*, situadas en las zonas Integral y General en la parte izquierda del gráfico (figura 12).

El PCO para la biomasa total de la comunidad de especies comerciales bentónicas mostró una distribución homogénea de los muestreos (figura 13).

En el caso de las especies comerciales pelágicas estas mostraron variabilidad espacial significativa de las poblaciones de peces comerciales bentónicos dependiendo del factor tiempo, que varió entre los meses de junio y julio a agosto y septiembre.

El resultado de hacer el análisis de ordenación de componentes principales (PCO) para la biomasa total de la comunidad de especies comerciales pelágicas fue



COMUNIDAD SP COMERCIALES
BENTÓNICAS

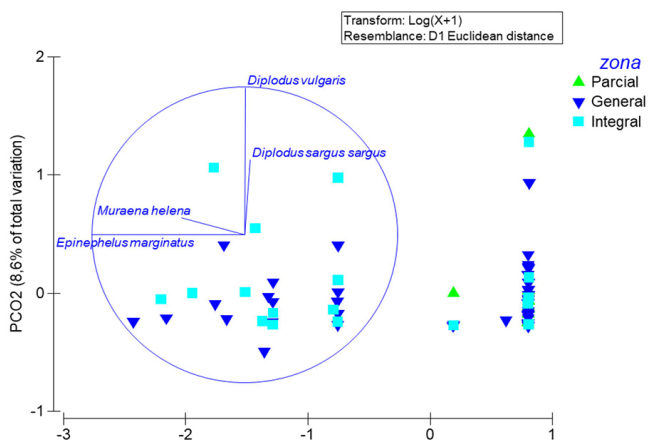


Figura 13. Análisis por ordenación de componentes principales (PCO) para la biomasa de la comunidad de especies comerciales bentónicas. Los vectores señalan la distribución de especies registradas en los muestreos realizados y el coeficiente de correlación según el tamaño cada ejemplar.

COMUNIDAD SP COMERCIALES
PELÁGICAS

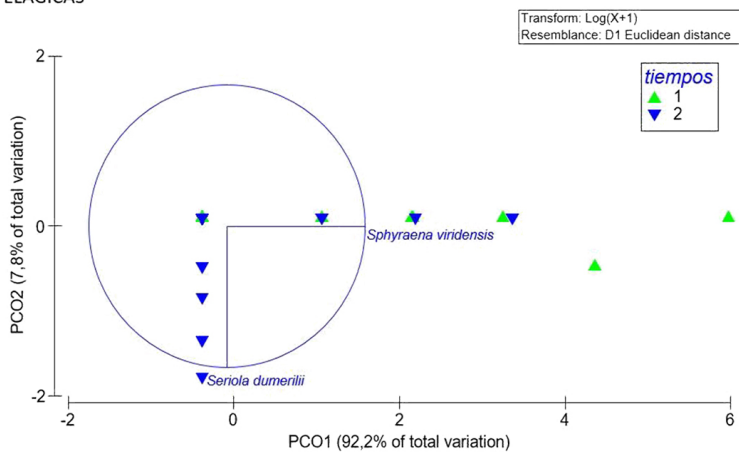
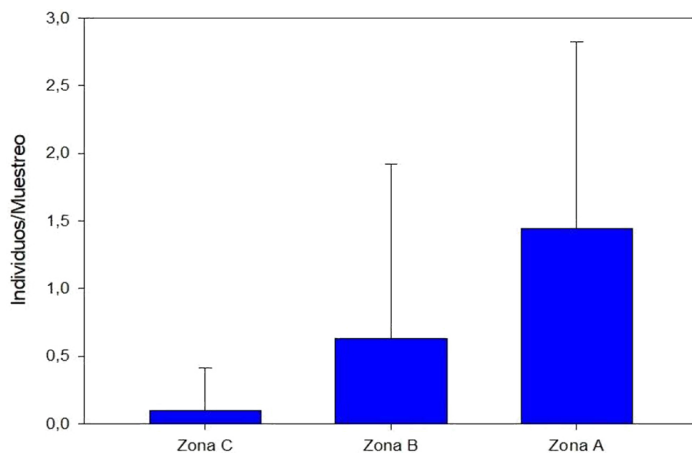


Figura 14. Análisis por ordenación de componentes principales (PCO) para la biomasa de la comunidad de especies comerciales pelágicas. Los vectores señalan la distribución de especies registradas en los muestreos realizados y el coeficiente de correlación según el tamaño cada ejemplar.





Niveles de protección de la reserva marina de las de Ventotene y Santo Stefano

Figura 15. Gráfico de barras de la especie *Epinephelus marginatus* que indica el número medio de ejemplares por muestreo en los distintos niveles de protección de la reserva marina de VSS.

una clara separación de los muestreos donde hacia la derecha se observa el tiempo 1 que se corresponde con los meses de junio y julio y hacia la izquierda los muestreos del tiempo 2 de agosto y septiembre. Los muestreos del tiempo 1 estuvieron caracterizados por la presencia de *S. viridensis*, mientras que los del tiempo 2 estuvieron caracterizados por *S. dumerili* (figura 14).

Por último, la especie *E. marginatus* mostró diferencias significativas entre zonas. En el análisis *a posteriori* de las comparaciones por pares (Pair-wise) se observó una clara diferencia entre las zonas Parcial e Integral (figura 15).

DISCUSIÓN

Gracias a los resultados obtenidos hemos podido comprobar que existe un claro efecto reserva en el Área Marina Protegida de las islas de Ventotene y Santo Stefano. Específicamente, se observó un aumento de la abundancia de especies emblemáticas y de interés comercial al aumentar el nivel de protección. Por lo tanto, podemos decir que este AMP cumple, en ese aspecto, con la finalidad esperada.

Este es otro ejemplo más de cómo las AMP juegan un papel importante al actuar como áreas de refugio y reabastecimiento para las poblaciones objetivo de pesca y, por lo tanto, debe ser un objetivo principal de quienes las manejan, desarrollar el máximo potencial en la conservación que ofrecen estas áreas protegidas.



Debido a la limitación de las actividades de pesca dentro del AMP, y especialmente dentro de la zona integral, los efectos beneficiosos esperados incluyen un aumento de la biodiversidad, la abundancia y el tamaño de las especies marinas (Russ, 2002; Tetreault & Ambrose, 2007). El desarrollo de un AMP para la obtención de un buen «efecto reserva» depende en una gran medida del tamaño (Claudet *et al.*, 2008) y, a pesar de que el AMP de éstas Islas no es muy extenso, se ha comprobado que pequeñas reservas han dado lugar a grandes aumentos en el tamaño de los peces, especialmente en especies comerciales sedentarias ya que la mayor parte de su área de distribución está pensada para ser incluido dentro de estas áreas (Kramer & Chapman, 1999; (García-Charton *et al.*, 2004; Claudet *et al.*, 2008). Además, algunas especies como las demersales de libre movimiento muestran respuestas positivas con respecto a la densidad cuando están protegidas (Claudet *et al.*, 2010; Abecasis *et al.*, 2015).

En nuestro caso, el recuento de la abundancia y biomasa junto con el análisis estadístico mostró claramente cómo la comunidad de peces varió significativamente dependiendo de la zona de protección en la que se encuentren, siendo la zona general y la integral las dos más distintas en cuanto a biomasa de especies. Este hecho engloba a todos los tipos de peces encontrados, por lo que podemos generalizar que el nivel tan alto de protección en la zona integral sea el factor clave, puesto que la zona de reserva general y reserva parcial comparten muchas similitudes a la hora de las restricciones del reglamento.

En el caso de las especies comerciales bentónicas, podemos afirmar también que a mayor grado de protección de la reserva, hay una mayor abundancia y biomasa de estas especies. En los estudios realizados se observa una diferencia significativa entre las zonas de reserva integral A y reserva parcial C, debida a la navegación y el efecto antrópico que conlleva cada una; el fondeo, que provoca la fragmentación del hábitat, y la prohibición de la pesca. Estas actividades actúan indirectamente con la comunidad de peces, quedando este hecho reflejado en los resultados.

Otro factor importante dentro de la comunidad de peces que incluye esta AMP es la amplia biomasa de especies pelágicas de gran interés comercial. Una explicación podrían ser las grandes zonas de no captura que pueden permitir un mayor número de peces móviles con amplios rangos de hogar para permanecer protegidos dentro de la reserva marina, en comparación con los más pequeños (Chapman & Kramer, 2000; Jennings, 2001, Apostolaki *et al.*, 2002; Claudet *et al.*, 2008). En el caso de *Sphyrna viridensis*, observamos como su biomasa fue mayor sobre todo en los muestreos realizados en junio y julio. La explicación estaría relacionada con la temperatura. Tal y como cuentan Fontes y Afonso (2017), existe una migración de esta especie con la estación del año, siendo junio y julio los meses de verano con el agua más fría los elegidos por esta especie para aparecer por la zona. Por otro lado, la otra especie pelágica de interés que se ha investigado en este estudio, *Seriola dumerili*, presenta una amplia distribución en el tiempo 2, en los meses de agosto a septiembre, por lo que los cambios de temperatura de 24°C a 28°C podrían haber afectado a la migración de estas especies (García-Gómez, 1993; Mazzola *et al.*, 2000).

El análisis de los datos recopilados durante el censo de peces de las islas de Ventotene y Santo Stefano permite numerosas observaciones que, sin embargo, deben



evaluarse con precaución. La fauna de peces se caracteriza por su propia naturaleza y por una alta variabilidad temporal. Para poder extraer indicaciones más sólidas, sería necesario continuar las campañas a lo largo de los años para poder evaluar las tendencias temporales y la construcción de un diseño de muestreo no limitado por los recursos disponibles para su implementación.

Por último, cabe destacar la importancia y protección que tiene el mero oscuro (*Epinephelus marginatus*) como especie emblemática y de interés comercial. Dado que su pesca está prohibida en toda la reserva (<http://www.riservaventotene.it>), esta especie puede crecer libremente y alcanzar longitudes de más de un metro, sobre todo en la Zona A, donde hemos observado un aumento considerable de la biomasa media. No es raro observar en la reserva integral muchos ejemplares de gran tamaño mientras que se encuentran pocos individuos y de tamaño reducido en la Zona C de reserva parcial. Estos resultados también indican que a pesar de que su pesca causa el mayor impacto sobre sus poblaciones, otras actividades como las permitidas en otras zonas del AMP pueden estar afectando a sus poblaciones, ya que presentan menores biomásas.

La comparación con otros estudios ya publicados de AMPs del Mediterráneo nos permite decir que las islas de Ventotene y Santo Stefano presentan una gran diversidad íctica. De manera más detallada, Claudet *et al.*, en el 2006 censaron unas 40 especies de peces; Seytre y Francour en el 2008, 46 especies o Tunesi *et al.*, en el 2006, con 48. En nuestro caso, las islas de Ventotene y Santo Stefano con un total de 56 especies censadas (tabla especies), parecen ser un *hot spot* de biodiversidad en el Mediterráneo. A pesar de que la zona de reserva integral es la más pequeña, existe una biodiversidad de peces muy grande, por lo que podemos decir que no afecta tanto el tamaño como el nivel de protección o el diseño de la reserva (Gurevitch & Hedges, 1999; Claudet *et al.*, 2008). Además, resaltar que durante este estudio se han registrado dos especies más que el estudio realizado anteriormente en el 2010, en esta misma área marina protegida, por Orio (2010).

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría agradecer a las personas que me han ayudado a realizar este trabajo durante todo este tiempo. En primer lugar, a mi tutor José Carlos Hernández por su interés, dedicación y paciencia a lo largo de estos meses.

Al equipo del Diving World Ventotene, y en particular a Valentina Lombardi por su completa disponibilidad, conocimientos, consejos y apoyo para cualquier aspecto del trabajo.

Al director de la reserva marina protegida de Ventotene y Santo Stefano, Antonio Romano, por su permiso a la hora de realizar los muestreos dentro de la reserva.

Al director del máster, Alberto Brito, por su inagotable paciencia, sabiduría y su buena predisposición siempre.

Por último, me gustaría agradecer a mi amigo Alessandro Orio, por su ayuda, conocimientos y estudios acerca de ésta AMP en particular.



Sin más, espero que a todos los lectores les haya resultado interesante mi trabajo.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

The author is the only responsible for the whole paper Dr. José Carlos Hernández helped with the data analysis.

RECIBIDO: agosto de 2019; ACEPTADO: enero de 2020



REFERENCIAS

- ABECASIS, D., HORTA E COSTA, B., AFONSO, P., GONÇALVES, E.J. & ERZINI, K. 2015. Early reserve effects linked to small home ranges of a commercial fish, *Diplodus sargus*, Sparidae. *Marine Ecology Progress Series*, 518: 255-266.
- ANDERSON, M.J. 2005. Permanova: A fortran computer program for permutational multivariate analysis of variance. *Department of Statistics. University of Auckland*.
- APOSTOLAKI, P., MILNER-GULLAND, E.J., McALLISTER, M.K. & KIRKWOOD, G.P. 2002. Modelling the effects of establishing a marine reserve for mobile fish species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(3): 405-415.
- BADALAMENTI, F., RAMOS, A.A., VOULTSIADOU, E., SÁNCHEZ LIZASO, J.L., D'ANNA, G., PIPITONE, C., MAS, J., RUIZ FERNÁNDEZ, J.A., WHITMARSH, D. & RIGGIO, S. 2000. Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environmental Conservation*, 27(2): 110-125.
- BARDACH, J.E. 1959. The summer standing crop of fish on a shallow Bermuda reef. *Limnology and Oceanography*, 4: 77-85.
- BELL, J.D. 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea. *Journal of applied ecology*, 357-369.
- BORTONE, S.A., KIMMEL, J.J. & BUNDRICK, C.M. 1989. A comparison of three methods for visually assessing reef fish Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea communities: time and area compensated. *Gulf of Mexico Science*, 10(2): 2.
- BORTONE, S.A., VAN TASSEL, J., BRITO, A., FALCÓN, J.M. & BUNDRICK, C.M. 1991. A visual assessment of the inshore fishes and sishery resources off El Hierro, Canary Islands: A baseline survey. *Scientia Marina*, 55(3): 529-541.
- BROCK, V.E., 1954. A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *The Journal of Wildlife Management*, 18: 297-308.
- CATTAE-VIETTI, R., GUIDETTI, P., DILORENZO, M. & BUSSOTTI, S. 2011. Pre-valutazione del "Effetto Riserva presso i cinque parchi marini della Liguria. *Centro di Ricerca in Biologia Marina del Mar Ligure (BIOLMAR), Università di Genova*, 152 pp.
- CHAPMAN, M.R. & KRAMER, D.L. 2000. Movements of fishes within and among fringing coral reefs in Barbados. *Environmental Biology of Fishes*, 57(1): 11-24.
- CLAUDET, J., PELLETIER, D., JOUVENEL, J.Y., BACHET, F. & GALZIN, R. 2006. Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biological Conservation*, 130: 349-369.
- CLAUDET, J., OSENBURG, C.W., BENEDETTI-CECCHI, L., DOMENICI, P., GARCÍA-CHARTON, J.A., PÉREZ-RUZAFÁ, A., BADALAMENTI, F., BAYLE-SEMPERE, J., BRITO, A., BULLERI, F., CULIOLI, J.M., DIMECH, M., FALCÓN, J.M., GUALA, I., MILAZZO, M., SÁNCHEZ-MECA, L., SOMERFIELD, P., STOBART, B., VANDEPERRE, F., VALLE, C. & PLANES, S. 2008. Marine reserves: Size and age do matter. *Ecology Letters*, 11: 481-489.
- CLAUDET, J., OSENBURG, C.W., DOMENICI, P., BADALAMENTI, F., MILAZZO, M., FALCÓN, J., BERTOCCHI, I., BENEDETTI-CECCHI, L., GARCÍA-CHARTON, J.A., GOÑI, R., BORG, J.A., FORCADA, A., DE LUCIA, G., PÉREZ-RUZAFÁ, A., AFONSO, P., BRITO, A., GUALA, I., LE DIRÉACH, L.,



SANCHEZ-JEREZ, P., SOMERFIELD, P.J. & PLANES, S. 2010. Marine reserves: Fish life history and ecological traits matter. *Ecological Applications*, 20: 830-839.

CÔTÉ, I.M., MOSQUEIRA, I. & REYNOLDS, J.D. 2001. Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: A meta-analysis. *Journal of Fish biology*, 59: 178-189.

DI DONATO, R. 2008. Sviluppo di basi di dati GIS e procedure d'analisi multi criterio per la pianificazione e la gestione di Aree Marine Protette. Tesi di Dottorato in Scienze ed Ingegneria del Mare, Università «Parthenope» di Napoli.

DI STEFANO, F. 2004. Caratterizzazione ecologica e biogeografica del benthos di substrato solido nelle riserve marine di «Punta Campanella» e delle «Isole di Ventotene e Santo Stefano». Tesi di Dottorato di Ricerca in Biologia Evoluzionistica. Università degli Studi di Catania.

FONTES, J. & AFONSO, P. 2017. Long-term residency and movements of yellowmouth barracuda (*Sphyraena viridensis*) at a shallow seamount. *Marine Biology*, 164.

FRANCOUR, P. 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 17: 309-317.

FRANCOUR, P., GANTEAUME, A. & POULAIN, M. 1999. Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem*, 9: 391-400.

FRANCOUR, P., HARMELIN, J.G., POLLARD, D. & SARTORETTO, S. 2001. A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation and management. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems*, 11: 155-188

FRASCHETTI, S., TERLIZZI, A., BUSSOTTI, S., GUARNIERI, G., D'AMBROSIO, P. & BOERO, F. 2005. Conservation of Mediterranean seascapes: analyses of existing protection schemes. *Marine Environmental Research*, 59: 309-332.

GARCÍA-CHARTON, J.A., PÉREZ-RUZAFÁ, A., SÁNCHEZ-JÉREZ, P., BAYLE-SEMPERE, J.T., REÑONES, O. & MORENO, D. 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144: 161-182.

GARCÍA-CHARTON, J.A., PÉREZ-RUZAFÁ, A., MARCOS, C., CLAUDET, J., BADALAMENTI, F., BENEDETTI-CECCHI, L., FALCÓN, J.M., MILAZZO, M., SCHEMBRI, P.J., STOBART, B., VANDEPERRE, F., BRITO, A., CHEMELLO, R., DIMECH, M., DOMENICI, P., GUALA, I., LE DIRÉACH, L., MAGGI, E. & PLANES, S. 2008. Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems?. *Journal for Nature Conservation*, 16: 193-221.

GARCÍA-GÓMEZ, A., 1993. Primeras experiencias de crecimiento de juveniles de *Seriola mediterranea* (*Seriola dumerili*, Risso, 1810), alimentados con una dieta semihumeda. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 9(2): 347-360.

GARCÍA-RUBIES, A. & ZABALA, M. 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 54: 317-328.

GUIDETTI, P., 2002. Mediterranean MPAs: the importance of experimental design in detecting the effects of protection measures on fish. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12: 619-634.

GUIDETTI, P., BUSSOTTI, S. & BOERO, F., 2005. Evaluating the effects of protection on fish predators and sea urchins in shallow artificial rocky habitats: a case study in the northern Adriatic Sea. *Marine Environmental Research*, 59: 333-348.



- GUREVITCH, J. & HEDGES, L.V. 1999. Statistical issues in ecological meta-analyses. *Ecology*, 80(4): 1142-1149.
- HARMELIN-VIVIEN, M. & HARMELIN, J.G., 1975. Presentation d'une methode d'évaluation «in situ» de la faune ichtyologique. *Travaux Scientifiques du Parc national de Port-Cros*, 1: 47-52.
- HARMELIN, J.G., BACHET, F. & GARCIA, F. 1995. Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *Marine Ecology*, 16: 233-250.
- JACKSON, J.B., KIRBY, M., BERGER, W., KAREN A., BJORN DAL, K., BOTSFORD, L., BOURQUE, B., BRADBURY, R., COOKE, R., ERLANDSON, J., ESTES, J., HUGHES, T., KIDWELL, S., LANGE, C., LENIHAN, H., PANDOLFI, J., PETERSON, C., STENECK, R., TEGNER, M. & WARNER, R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629-638.
- JENNINGS, S. 2001. Patterns and prediction of population recovery in marine reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 10(2): 209-231.
- KRAMER, D.L. & CHAPMAN, M.R. 1999. Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function. *Environmental Biology Fishes*, 55: 65-79.
- MAPSTONE, B. & AYLING, A. 1998. An Investigation of optimum methods and unit sizes for the visual estimation of abundances of some coral reef organisms. *Great Barrier Reef Marine Park Authority*.
- MARINO, D. (1810) 2011. *Le aree marine protette italiane*. Stato.
- MASSARO, G. 2009. Metodi di gestione delle Aree Marine Protette: attività di ricerca per l'applicazione di tecniche ed indicatori di efficacia. Tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari, Venezia.
- MAZZOLA, A., FAVALORO, E. & GIANLUCA, S. 2000. Cultivation of the Mediterranean amberjack, *Seriola dumerili* (Risso, 1810), in submerged cages in the Western Mediterranean Sea. *Aquaculture*, 181: 257-268.
- MOSQUEIRA, I., CÔTÉ, I.M., JENNINGS, S. & REYNOLDS, J. 2000. Conservation benefits of marine reserves for fish populations. *Animal Conservation*, 4: 321-332.
- ORIO, A. 2001. Analisi dei popolamenti ittici nell'Area Marina Protetta di Ventotene e Santo Stefano attraverso la metodologia *Underwater Visual Census*. Tesi di Laurea Magistrale in Scienze del Mare. Università di Roma.
- REÑONES, O., POULIN, N.V. & GONI, R. 2005. Size related dietary shifts of *Epinephelus marginatus* in a western Mediterranean littoral ecosystem: an isotope and stomach content analysis. *Journal of Fish Biology*, 61: 122-137.
- RUSS, G.R. 2002. Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. *Coral Reef Fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*, 421-443.
- SÁNCHEZ-LIZASO, J.L., GONI, R., REÑONES, O., GARCIA-CHARTON, A., GALZIN, R., BAYLE, J.T., SANCHEZ-JEREZ, P., PEREZ RUZAFÁ, A. & RAMOS, A. 2000. Density dependence in marine protected populations: a review. *Environmental conservation*, 27(2): 144-158.
- SHEARS, N.T. & BABCOCK, R.C. 2002. Marine reserves demonstrate top-down control of community structure on temperate reefs. *Oecologia*, 132: 131-142.
- SEYTRE, C. & FRANCOUR, P. 2008. Is the Cape Roux marine protected area (Saint-Raphaël, Mediterranean Sea) an efficient tool to sustain artisanal fisheries? First indications from visual censuses and trammel net sampling. *Aquatic Living Resources*, 21: 297-305.



- TEGNER, M.J. & DAYTON, P.K. 2000. Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. *Journal of Marine Science*, 57: 579-589.
- TETREAULT, I. & AMBROSE, R.F. 2007. Temperate marine reserves enhance targeted but not untargeted fishes in multiple no-take MPAs. *Ecological Applications*, 17: 2251-2267.
- TUNESI, L. & DIVIACCO, G. 1993. Environmental and socio-economic criteria for the establishment of marine coastal parks. *International Journal of Environmental Studies*, 43: 253-259.
- TUNESI, L., MOLINARI, A. & SALVATI, E. 2006. Fish assemblage of the marine protected area of Cinque Terre (NW Mediterranean Sea): First characterization and assessment by visual census. *Chemistry and Ecology*, 22(4): 245-253.
- WORM, B., BARBIER, E., BEAUMONT, N., DUFFY, J., FOLKE, C., HALPERN, B., JACKSON, J., LOTZE, H., MICHELI, F., PALUMNI, S., SALA, E., SELKOE, K., STACHOWICZ, J. & WATSON, R. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787-790.



IMPACTO DE LA PESCA RECREATIVA SUBMARINA SOBRE LAS POBLACIONES DE *SPARISOMA CRETENSE* (LINNAEUS, 1758) EN LAS AGUAS INTERIORES DE LA ISLA DE TENERIFE (ISLAS CANARIAS)

Javier Goikoetxea*, Alfredo Fernández,
Arnau Andreu y Pablo Martín
Universidad de La Laguna

RESUMEN

Dentro de la pesca recreativa, la pesca submarina en Tenerife supone un colectivo inferior en comparación con el resto de modalidades, aunque su rendimiento en términos de biomasa extraída por pescador y hora es superior. La realización de este estudio surgió debido a la escasez de datos acerca del impacto de la pesca submarina en las costas tinerfeñas. Tomando como referencia a la especie *Sparisoma cretense* por ser el principal objetivo de esta pesca, se llevaron a cabo muestreos de talla y abundancia en tres zonas de aguas interiores delimitadas para la pesca submarina, situadas tanto en la vertiente norte como en la vertiente sur de la isla, y fueron comparadas con zonas en las que no estaba permitida. Los resultados no muestran diferencias significativas entre estas zonas. Sin embargo, si se observan diferencias en cuanto a la abundancia de individuos de tallas medianas y grandes en función de las distintas localidades, lo que puede estar asociado a distintos factores cuyo análisis sería interesante para futuros estudios.

PALABRAS CLAVE: *Sparisoma cretense*, pesca submarina, zonas de pesca, Tenerife.

IMPACT OF RECREATIONAL SPEARFISHING ON THE *SPARISOMA CRETENSE*
(LINNAEUS, 1758) POPULATIONS IN THE INTERIOR WATERS
OF TENERIFE ISLAND (CANARY ISLANDS)

ABSTRACT

In recreational fishing, the spearfishing involves a smaller collective than the rest of modalities, although, its yield, in terms of biomass, extracted by fisherman and hour is higher than any other modalities. This study was performed due to the scarcity of data about the impact of underwater fishing in the coasts of Tenerife. Due of being it the main objective of the spearfishing, *Sparisoma cretense* sampling for its size and abundance was carried out in three interior water areas, situated both in the north and in the south of the island, where the spearfishing is allowed, and then compared with another three zones where it is forbidden. The results show no significant differences between those zones. However, there are significant differences in the abundance between the medium and the big size individuals in the different locations, that might be related with a variety of factors whose analysis may turn of interest for future studies.

KEYWORDS: *Sparisoma cretense*, spearfishing, fishing zones, Tenerife.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2019.02.04>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 2; diciembre 2019, pp. 71-81; ISSN: e-2659-6644



INTRODUCCIÓN

La pesca recreativa es una actividad con un gran número de aficionados en la isla de Tenerife, registrándose 33128 licencias en marzo de 2010 y estimándose el número de pescadores recreativos sin licencia entre un 10 y un 20%, suponiendo un 4.2% de la población insular.

La pesca submarina cuenta con un número de pescadores muy inferior comparado con otras modalidades, 3111 pescadores submarinos frente a los 33128 pescadores recreativos totales. Aunque no existen estudios que constaten el porcentaje de personas dedicadas a esta actividad de manera furtiva (ejercer sin licencia o ejercer con ella pero incumpliendo normativa), debido a lo complicado que es el seguimiento de una actividad ilegal, la experiencia de campo nos da a entender que la existencia de este furtivismo es altamente probable. Además, el estudio de los efectos de la pesca submarina resulta de interés debido a que se extraen 542 g de pescado por hora frente a los 341 g/h y 105 g/h extraídos mediante la pesca recreativa con caña desde embarcación y orilla respectivamente (Pascual Fernández *et al.* 2012).

Una de las especies de mayor interés en la pesca recreativa en Tenerife es la conocida localmente como la vieja (*Sparisoma cretense*, Linnaeus, 1758), contribuyendo con un 10% a la biomasa total extraída y pudiendo ser este porcentaje mayor en el caso de la pesca submarina, ya que la boga (*Boops boops*, Linnaeus, 1758), la lubina (*Dicentrarchus labrax*, Linnaeus, 1758), la salema (*Sarpa salpa*, Linnaeus, 1758) y el sargo (*Diplodus sp.*, Linnaeus, 1758) se pescan casi en su totalidad en pesca con caña, contribuyendo en un 28% al total de biomasa extraída por los pescadores recreativos (Pascual Fernández *et al.* 2012).

S. cretense es una especie demersal de la familia *Scaridae*, que habita fondos rocosos desde el Mediterráneo oriental con su límite de distribución sur en Cabo Verde (Aquamaps 2016; Reiner 1996). Este pez loro se alimenta fundamentalmente de algas y pequeños invertebrados (Quignard y Pras 1986; Abecasis *et al.* 2005), y cuenta con un máximo reproductivo entre los meses de julio y septiembre (Abecasis *et al.* 2005; González 1990). Machos y hembras de *S. cretense* alcanzan la madurez sexual con tallas y edades similares (De Mitcheson y Liu 2008), siendo estas de 15.5 cm o a partir de los dos años (Petraakis y Papaconstantinou 1990).

Tenerife consta de 9 zonas delimitadas, donde la regulación de la ley permite la pesca submarina recreativa (BOE-A-1988-4622; BOC 2007/222). De estas 9 zonas, solo 4 están catalogadas como zonas de pesca submarina recreativa de aguas interiores, es decir, en estas puede llevarse a cabo esta actividad dentro de 12 millas de distancia respecto a la costa (fig. 1). Siendo así, puede practicarse la pesca submarina dentro de estas 4 extensiones: T1 (Santo Domingo-Las Aguas), T2 (Punta del Sol-Punta del Viento), T3 (Roques de Antequera – Punta los Órganos) y T4 (Boca Cangrejo-Punta del Morro).

* Master en Biología Marina: Biodiversidad y Conservación. Facultad de Ciencias (Biología). Autor para correspondencia: goikoaster@gmail.com.

El objetivo de este estudio es comprobar si existen diferencias causadas por la pesca submarina, con salida desde costa, en la abundancia y la talla de la vieja (*S. cretense*) entre las zonas establecidas para este tipo de pesca en aguas interiores y las zonas adyacentes en la que esta actividad no está permitida.

MATERIAL Y MÉTODOS

MUESTREO Y RECOLECCIÓN DE DATOS

Para la realización de este estudio se escogieron tres zonas de pesca en aguas interiores, T2 en la vertiente norte, T3 y T4 en la vertiente sur. Dentro de cada zona se escogió una localidad en la que realizar el muestreo, teniendo en cuenta que el ecosistema tenía que presentar un fondo mayoritariamente rocoso debido a la afinidad de *S. cretense* por este tipo de hábitat. A su vez, se seleccionaron tres zonas control para cada punto de muestreo respectivamente en las que la pesca submarina no estuviese permitida, por estar situadas fuera de los límites establecidos, pero a pocos kilómetros de las localidades de muestreo seleccionadas; evitando de esta forma posibles factores de confusión en los resultados, producidos por variaciones en la zona de muestreo.

Los muestreos se llevaron a cabo en las siguientes playas (figs. 2 y 3):

- Pesca en aguas interiores (T2): Playa del Pris (28°30'47.3"N 16°25'11.7"W)
Zona de pesca prohibida: El Roquillo (28°32'05.0"N 16°23'52.8"W)
- Pesca en aguas interiores (T3): Igueste de San Andrés (28°31'23.7"N 16°09'05.9"W)
Zona de pesca prohibida: Añaza (28°25'12.8"N 16°17'44.5"W)
- Pesca en aguas interiores (T4): Boca Cangrejo (28°24'24.0"N 16°18'50.0"W)
Zona de pesca prohibida: Las Caletillas (28°22'07.3"N 16°21'40.0"W)

El método llevado a cabo para el muestreo de la abundancia y el tamaño de las poblaciones de *S. cretense* se basó en una toma de datos por tiempo. Los muestreadores por parejas nadaban en direcciones opuestas o divididos entre interior y exterior de la bahía, en función de la climatología y topografía de la zona, durante 25 minutos en paralelo a la línea de costa con una banda de toma de datos de 180°.

Para la recogida de los datos se emplearon tablillas sumergibles, previamente preparadas para clasificar a los individuos observados según sus tallas, estableciéndose los siguientes intervalos: juveniles (< 2 cm), pequeños (2-10 cm), medianos (10-20 cm) y grandes (> 20 cm). Esta clasificación se basó en el límite de talla según la regulación para la pesca de esta especie, establecida en 20 cm (Decreto 155/1986, de 9 de octubre, por el que se establecen las tallas mínimas de captura de peces en aguas interiores del Archipiélago Canario (BOC-1986-1079)). En la normativa nacional, la talla mínima para la pesca de esta especie está establecida en 22 cm (BOE-A-2015-12897), pero dado que este estudio tiene lugar en las aguas interiores canarias, se decidió acotar la talla mínima basándose en la normativa autonómica, debido a la dificultad, tanto por parte de los practicantes de pesca



submarina como de los muestreadores; para determinar el tamaño de los individuos con precisión en campo.

Los muestreos fueron realizados durante los meses de febrero y junio de 2019, cubriéndose las estaciones de invierno y primavera respectivamente.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para el análisis estadístico se utilizó una base de datos con el software Excel (Microsoft Office) y análisis con el paquete estadístico PRIMER 6 Versión 6.1.11 & PERMANOVA + Versión 1.0.1. Se realizaron análisis de la varianza por permutaciones (Anderson 2001) en función de la regulación de la pesca submarina y la localidad. Por lo tanto, los modelos incorporaron los siguientes factores: (1) 'Regulación de la pesca' (factor fijo ortogonal con dos niveles correspondientes a pesca submarina permitida y pesca submarina prohibida) y (2) 'Localidad' (factor ortogonal anidado con seis niveles: Boca Cangrejo, Las Caletillas, El Roquillo, Playa del Pris, Iguste de San Andrés y Añaza). Se analizaron las variables: (1) 'Pequeños por unidad de tiempo', (2) 'Medianos por unidad de tiempo' y (3) 'Grandes por unidad de tiempo'. La variable 'Juveniles por unidad de tiempo' no fue analizada ya que durante los muestreos no fueron observados individuos de estas características (< 2 cm), de modo que se consideró prescindir de ella por la ausencia de datos que pudieran aportar interés al estudio. Los resultados significativos ($\alpha = 0.05$) se representaron gráficamente utilizando el software Excel.

RESULTADOS

En la tabla 1 se presentan los resultados obtenidos tras aplicar un análisis por permutaciones a los datos tomados durante los muestreos. Se observa que no existen diferencias significativas entre las zonas donde la pesca está permitida y las que no están permitidas. Además, en cuanto a los ejemplares con tallas pequeñas (2-10 cm) y grandes (> 20cm), tampoco se observaron diferencias significativas en relación a la localidad de muestreo. Por otra parte, en tallas medianas (10-20 cm), sí se observaron diferencias significativas entre las distintas localidades, destacando El Roquillo e Iguste de San Andrés en tallas medianas (fig. 4). Esta última localidad se encuentra dentro de la zona T3, presentando restricciones de pesca en cuanto a los días semanales permitidos, pudiendo afectar considerablemente sobre la abundancia observada. No se presentan los resultados de juveniles ya que no se encontró ninguno durante la realización del muestreo, presumiblemente por realizarse fuera del pico reproductivo (González 1990).



TABLA 1. PERMANOVA COMPARATIVO DE INDIVIDUOS AVISTADOS POR MINUTO EN BASE AL TAMAÑO, ANIDADO EN LA LOCALIDAD Y TENIENDO EN CUENTA LA PERMISIVIDAD DE LA PESCA

PERMANOVA table of results							
PEQUEÑOS							
Source	df	SS	MS	PSEUDO-F	P(PERM)	UNIQUE PERMS	P(MC)
Pe	1	547,89	547,89	0,27	0,802	10	0,79
Lo(Pe)	4	8098,3	2024,6	2,05	0,079	9949	0,08
Res	18	17734	985,24				
Total	23	26380					
MEDIANOS							
Source	df	SS	MS	PSEUDO-F	P(PERM)	UNIQUE PERMS	P(MC)
Pe	1	1593	1593	0,34	0,901	10	0,76
Lo(Pe)	4	18544	4635	4,47	0,001	9928	0,0007
Res	18	18660	1036,7				
Total	23	38797					
GRANDES							
Source	df	SS	MS	PSEUDO-F	P(PERM)	UNIQUE PERMS	P(MC)
Pe	1	2757,5	2757,5	1,18	0,402	10	0,34
Lo(Pe)	4	9323,8	2331	1,31	0,212	9930	0,23
Res	6	0,14	2,42E-02				
Total	11	0,74					

DISCUSIÓN

En contra de lo esperado con el establecimiento de las regulaciones sobre la pesca submarina en la isla de Tenerife, no se han encontrado diferencias significativas entre las zonas con pesca submarina permitida y aquellas en que se encuentra prohibida su práctica (tabla 1), algo que concuerda con las observaciones del catedrático José Juan Castro, de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (González 2019).

Es posible que la pesca submarina no cause un impacto, al menos significativo, sobre las tallas de *S. cretense*, siendo un dato que debería corroborarse con un estudio a largo plazo. No obstante, los resultados obtenidos también podrían deberse a varios factores: en primer lugar, no se ejerce la vigilancia necesaria para el control de la pesca recreativa, lo que podría incentivar el furtivismo y no cumplimiento de las regulaciones, declarando entre 43%-57.9% de los pescadores no haber sido inspeccionados nunca por ninguna autoridad y siendo aún mayor el porcentaje para inspecciones consecutivas (Pascual Fernández *et al.* 2012). Además, las bajas sanciones para este tipo de actividad furtiva en aguas interiores, entre 60 y



300€ (Ley 17/2003, de 10 de abril, de Pesca de Canarias), sumado a la baja probabilidad de ser inspeccionado, podrían no suponer un impedimento para los pescadores furtivos dado el valor de mercado de las capturas, alrededor de 10€/kg. Por otro lado, un sesgo importante en el estudio realizado es obviar los otros tipos de pesca recreativa realizados en la Isla, siendo la pesca con caña la principal competidora de la submarina y ejerciéndose esta incluso en las zonas donde no está permitida su práctica, por ejemplo, la playa de Las Caletillas, por lo que es posible que esta actividad influyera de forma directa en la abundancia e incluso en la talla de *S. cretense* durante el muestreo. Por último, los pescadores declaran realizar un mayor esfuerzo durante los meses estivales (Pascual Fernández *et al.* 2012), lo que coincide con la época de desove de *S. cretense* (González 1990) y podría influir sobre la abundancia de esta especie.

Sin embargo, sí se han encontrado diferencias significativas entre localidades, destacando una mayor abundancia de especies medianas en Igueste de San Andrés y El Roquillo (fig. 4). Esto podría deberse a que estas zonas presentan un hábitat más adecuado para el desarrollo de *S. cretense*, incluyendo fondos rocosos y bosques de macroalgas (Quignard y Pras 1986; Abecasis *et al.* 2005; González 1990). Además, El Roquillo, que es la localidad con mayor abundancia en todas las tallas, coincide con ser el punto con menor presión antrópica debido a su difícil acceso, por lo que podría existir una correlación entre ambos factores, algo que apoyan las zonas 'no take' de reservas marinas como en la Reserva marina de la Isla Graciosa e Islotes del Norte de Lanzarote (Brito Hernández *et al.* 2006; Tuya *et al.* 2004). En cuanto a Igueste de San Andrés, es necesario destacar que es una localidad incluida en la zona T3, por lo que presenta un esfuerzo pesquero supuestamente menor que el resto de localidades debido a las restricciones establecidas en esta zona (fig. 1), factor que podría influir en la abundancia de individuos de tallas medianas (fig. 4).

Aunque no existan diferencias significativas entre las zonas de pesca y no pesca, sería conveniente ampliar los puntos muestreados tanto dentro como fuera de las zonas, con el fin de obtener datos más amplios y precisos. Además, convendría estudiar la variación temporal y estacional de la especie en los lugares muestreados para disminuir el error asociado. A su vez, un estudio poblacional ayudaría a comprender mejor la ecología de esta especie en las distintas zonas estudiadas, favoreciendo una mejor gestión de las aguas interiores de la Isla de Tenerife con pesca submarina permitida y promoviendo el desarrollo de un sistema de control eficaz para esta modalidad de pesca.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer al doctor José Carlos Hernández por la ayuda y tutorización prestada a la hora de realizar este trabajo.



CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: JG

Metodología y trabajo en campo: AA, AF, JG, PM

Análisis de datos: AA, AF, JG, PM con ayuda del profesor José Carlos Hernández

Preparación del escrito original: AA, AF, JG, PM

Corrección y edición del escrito definitivo: AF, JG

RECIBIDO: septiembre de 2019; ACEPTADO: febrero de 2020



BIBLIOGRAFÍA

- ABECASIS, D., BENTES, L., RIBEIRO, J., MACHADO, D., OLIVEIRA, F., VEIGA, P., GONÇALVES, J.M.S. y ERZINI, K. 2005. First record of the Mediterranean parrotfish, *Sparisoma cretense* in Ria Formosa (south Portugal). *JMBA2-Biodiversity Records* Published online
- ANDERSON, M.J. 2001. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 626-639
- AQUAMAPS. 2016. Computer generated distribution maps for *Sparisoma cretense* (Parrotfish), with modelled year 2100 native range map based on IPCC A2 emissions scenario. Disponible en https://www.aquamaps.org/receive.php?type_of_map=regular (Accedido el 7 de marzo de 2019)
- BRITO HERNÁNDEZ, A., BARQUÍN DÍEZ, J., FALCÓN TOLEDO, J. M., GONZÁLEZ LORENZO, J.G., CLEMENTE MARTÍN, S., HERNÁNDEZ, J.C., TOLEDO GUEDES, K., SANGIL HERNÁNDEZ, C.A. y MARTÍN GARCÍA, L. 2006. «Valoración «in situ» de las poblaciones de especies indicadoras del efecto reserva en la Reserva Marina de La Graciosa y los Islotes del Norte de Lanzarote». La Laguna: Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias, Universidad de la Laguna-Fundación Empresa Universidad de La Laguna.
- DE MITCHESON, Y.S. y LIU, M. (2008), Functional hermaphroditism in teleosts. *Fish and Fisheries*, 9: 1-43. doi: 10.1111/j.1467-2979.2007.00266.x.
- DECRETO 155/1986, de 9 de octubre, por el que se establecen las tallas mínimas de captura de peces en aguas interiores del Archipiélago Canario. Boletín Oficial de Canarias n.º 125, 17 de octubre de 1986, pp. 2920-2922. <http://www.gobiernodecanarias.org/boc/1986/125/boc-1986-125-003.pdf>.
- GONZÁLEZ, E. 2019. Náutica Canaria. RTVC. Las Palmas de Gran Canaria. Disponible en <https://www.youtube.com/watch?v=6KhMnSzZXhM&feature=youtu.be> (accedido el 12 de marzo de 2019).
- GONZÁLEZ, J.A., 1990. Biología y Pesquería de la Vieja (*Sparisoma cretense*) en Canarias. Tesis doctoral, Universidad de La Laguna, Tenerife.
- LEY 17/2003, de 10 de abril, de Pesca de Canarias. Boletín Oficial de Canarias, n.º 77, 23 de abril de 2003, pp. 6123-6145. <http://www.gobiernodecanarias.org/boc/2003/077/002.html>.
- ORDEN de 22 de febrero de 1988 por la que se establecen zonas acotadas en aguas exteriores del archipiélago canario donde se permite la práctica de la pesca deportiva submarina. Boletín Oficial del Estado N.º 47, 24 de febrero de 1988, pp. 5869- 5870. http://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-1988-4622.
- ORDEN de 29 de octubre de 2007, por la que se acotan, en las aguas interiores de Canarias, las zonas para el ejercicio de la pesca marítima de recreo submarina. Boletín Oficial de Canarias n.º 222, 6 de noviembre de 2007, pp. 25173-25175. <http://www.gobiernodecanarias.org/boc/2007/222/001.html>.
- PASCUAL FERNÁNDEZ, J.J., CHINEA MEDEROS, I., SANTANA TALAVERA, A., SOSA RODRÍGUEZ, P.M., RODRÍGUEZ DARIAS, A.J. y MOREIRA GREGORI, P.E. 2012. *La pesca recreativa en Tenerife y su regulación*. Tenerife: Cabildo de Tenerife.
- PETRAKIS, G. y PAPACONSTANTINO, C. 1990. Biology of *Sparisoma cretense* in the Dodecanese (Greece). *J. Appl. Ichthyol.* 6:14-23.



- QUIGNARD, J.-P. y PRAS, A. 1986. *Scaridae*. pp. 943-944. In P.J.P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese (eds.) *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Paris, vol. 2.
- REAL DECRETO 1076/2015, de 27 de noviembre, por el que se deroga el Real Decreto 2200/1986, de 19 de septiembre, de regulación de artes y modalidades de pesca en aguas del caladero canario, y se modifica el Real Decreto 560/1995, de 7 de abril, por el que se establece las tallas mínimas de determinadas especies pesqueras, en relación a determinadas tallas mínimas autorizadas para el caladero de Canarias. Boletín Oficial del Estado Nº 285, 28 de noviembre de 2015, pp. 112544-112545. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2015/11/27/1076>. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2015/11/27/1076/dof/spa/pdf>.
- REINER, F., 1996. Catálogo dos peixes do arquipélago de Cabo Verde. *Publ. Avuls. Inst. Port. Invest. Mar.* 2:339 p.
- TUYA, F., BOYRA, A., SANCHEZ-JEREZ, P., BARBERA, C.J., HAROUN, R., 2004. Relationships between rocky-reef fish assemblages, the sea urchin *Diadema antillarum* and macroalgae throughout the Canarian Archipelago. Vol. 278: 157-169.



FIGURAS

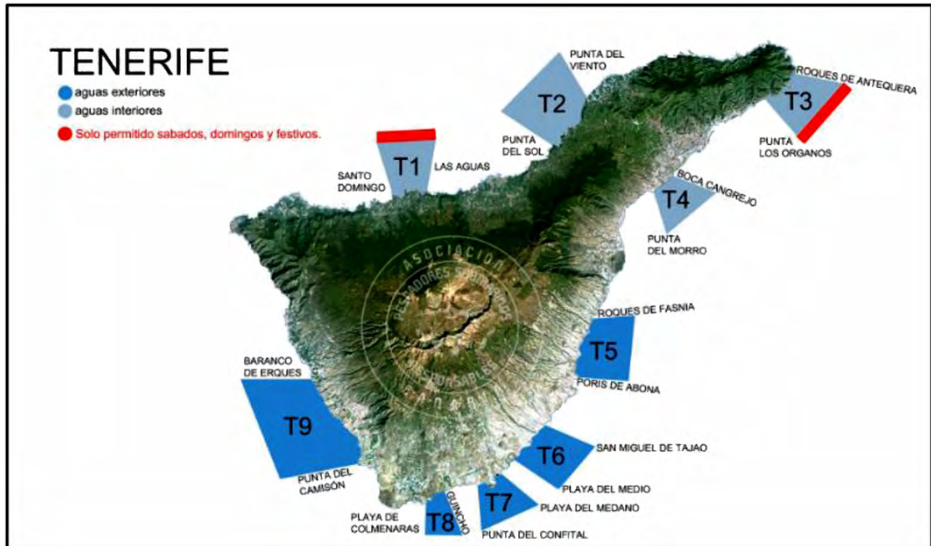


Fig. 1. Mapa de la isla de Tenerife dónde se muestran las zonas habilitadas para las distintas modalidades de pesca recreativa. Fuente <http://asociacioncanariapescadoresubmarinosresponsables.com/zonas-de-pesca-submarina-en-canarias/>.



Fig. 2. Visión de satélite del noroeste de Tenerife con las zonas muestreadas. (A: El Pris. B: El Roquillo. C: Igueste. D: Añaza. E: Bocacangrejo. F: Las Caletillas). Imágenes obtenidas mediante el visor Grafcan.



Fig. 3. Visión de satélite de las zonas muestreadas. (A: El Pris. B: El Roquillo. C: Iguete. D: Añaza. E: Bocacangrejo. F: Las Caletillas).
Imágenes obtenidas mediante el visor Grafcan.

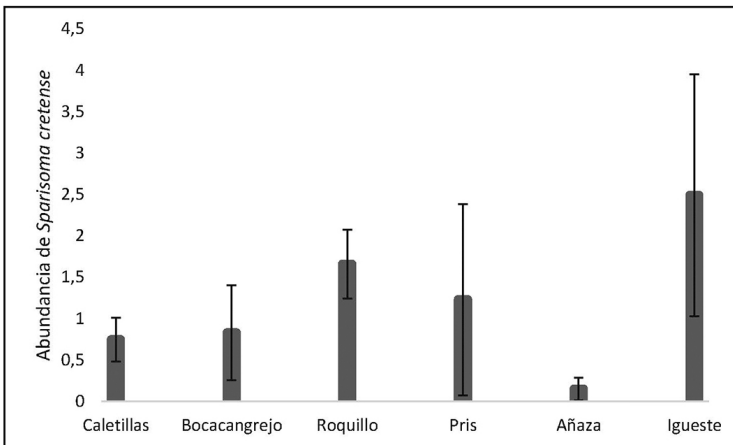


Fig. 4. Media de los individuos de talla mediana de *S. cretense* observados por tiempo muestreado en los distintos puntos de estudio.



COMPARACIÓN DE DOS MÉTODOS DE MUESTREO VISUAL DE PECES DE ARRECIFES CORALINOS EN LA BAHÍA DE MURDEIRA, ISLA DE SAL, CABO VERDE

Isabel Sancibrián*, Rui Freitas** y José Carlos Hernández***

RESUMEN

Este estudio pretende comparar la eficacia dos métodos visuales de muestreo subacuático en las comunidades de peces tropicales de la Bahía de Murdeira, en la costa suroeste de la Isla de Sal, Cabo Verde. Se contrastaron dos tipos de métodos, el de transecto y el de punto fijo o circular. Los parámetros valorados fueron la riqueza y la abundancia de especies así como la diversidad (d'). Los resultados muestran diferencias significativas en la interacción entre el método y la localidad, siendo solamente la Localidad 2 aquella que mostró diferencias significativas en las estimas generadas por cada método. El análisis de las especies muestreadas realizado para todo el experimento pone de manifiesto que el método circular es el más completo, ya que es capaz de registrar mayor número de especies y de individuos que el método del transecto. Por último, el análisis de la diversidad revela que la localidad 2 es la más diversa, coincidiendo con la única localidad donde se encontraron diferencias en las estimas según el método de muestreo utilizado. Con este estudio se pretende resaltar las ventajas de la utilización de metodologías no destructivas y la importancia de tener en cuenta las características de la zona de estudio a la hora de elegir el método de muestreo.

PALABRAS CLAVE: métodos visuales subacuáticos, peces tropicales, transecto, punto fijo, abundancia, diversidad, riqueza, no destructivas.

A COMPARISON OF TWO VISUAL CENSUS METHODS OF CORAL REEF FISHES IN THE BAHÍA DE MURDEIRA, SAL ISLAND, CABO VERDE

ABSTRACT

This study aims to compare the efficiency of two underwater visual census methods on tropical fish communities of Murdeira bay, off the southwestern coast of Sal Island, Cabo Verde. Two methods were tested: strip belt transect and stationary point count. Parameters compared were: species richness, abundance and diversity (d'). The results show that there are significant differences due to the interaction between the method and location, being site 2 the one that showed significant differences in the estimates generated by each method. The analysis of species sampled performed for the entire experiment shows that the stationary point count method is the most complete, as it is able to record more species and individuals than the transect method. Finally, the diversity analysis reveals that site 2 is the most diverse, coinciding with the only location where differences in the estimates were found according to the sampling method used. This study highlight the advantages of using non-destructive methods and the importance of taking into account the characteristics of the study area for choosing the sampling method.

KEYWORDS: underwater visual census methods, reef fish, transect, stationary point count, abundance, diversity, richness, non-destructive.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2019.02.05>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 2; diciembre 2019, pp. 83-119; ISSN: e-2659-6644



INTRODUCCIÓN

Los métodos de censo visual subacuáticos han sido ampliamente utilizados en estudios sobre dinámica de poblaciones y ecología de peces (Barans y Bortone 1983; Longo y Floeter 2012). Tanto en zonas templadas como en tropicales, estas técnicas son fundamentales para realizar un estudio preciso de la ictiofauna de un lugar (Harmelin-Vivien *et al.* 1985). Estos censos permiten estimar correctamente la abundancia y tallas de peces litorales. Sin embargo, y a pesar de que existen varios estudios que comparan experimentalmente los resultados producidos por algunos de los métodos más comunes de censo visual (Harmelin-Vivien *et al.* 1985; Bortone *et al.* 1989; Mapstone y Ayling 1998; Samoikys y Carlos 2000; Longo y Floeter 2012), existe una falta de consenso en relación a cuál es la técnica más apropiada y no ha sido posible establecer un estándar entre estas metodologías (Greene y Alevison 1989). Por este motivo es conveniente realizar estas comparaciones metodológicas antes de comenzar un estudio a largo plazo en una determinada zona. De esta forma, nos aseguraremos que estamos trabajando con el método más adecuado.

Una de las principales razones del éxito de este tipo de metodologías visuales es el hecho de que permiten realizar estimaciones no destructivas de las comunidades de peces de zonas litorales (Cheal y Thompson 1997). Existen zonas en las que, por medidas de conservación, reglamentarias o debido a condiciones ambientales particulares, las técnicas no destructivas se convierten en la opción más acertada. Desde hace ya unas décadas existe un interés especial en la evaluación visual de las comunidades de peces en zonas tropicales (Harmelin-Vivien *et al.* 1985). En este contexto, los datos de una comunidad de peces de arrecifes coralinos, obtenidos mediante el uso de estas técnicas, tienen la ventaja de eliminar los efectos destructivos de las prácticas tradicionales tales como el dragado, el arrastre o el uso de anestésicos (Bardach 1959). Esto es muy importante en lugares donde no es conveniente perturbar el ambiente debido a las medidas de conservación del área en cuestión (Harmelin-Vivien *et al.* 1985), como es el caso de la Reserva Natural Marina de la Bahía de Murdeira donde se ha llevado a cabo este estudio. Al tratarse de un área marina protegida (AMP), ha de ponerse en práctica la metodología menos destructiva para evitar la perturbación de un ecosistema tan singular y, asimismo, dar ejemplo de buenas prácticas en un lugar en el que todavía no se ha afianzado la valoración y el respeto por la riqueza natural.

Una creciente preocupación por el equilibrio ecológico y económico entre la explotación y la conservación de los recursos naturales ha generado una mayor presión sobre los gestores ambientales y sus prácticas. Por lo que es común utilizar los datos procedentes de censos visuales como base para elaborar estrategias de manejo

* Departamento de Biología animal, Edafología y Geología. Universidad de La Laguna. Tenerife, Islas Canarias. España.

** Departamento de Engenharias e Ciências do Mar. Universidade de Cabo Verde. Mindelo, Cabo Verde.

*** Universidad de La Laguna. Corresponding author: jocarher@ull.es.

y conservación (Buckley y Hueckel 1989). La información derivada de este tipo de muestreos es de carácter cuantitativa y está destinada a proporcionar un contexto empírico para la toma de decisiones sobre la actuación frente a diversos impactos, medidas de protección o cambios en el ambiente (Mapstone y Ayling 1998). Por ello, los muestreos de campo han de ser diseñados cuidadosamente (Craik 1981) y ofrecer los resultados más precisos posibles, ya que la calidad y la cantidad de información derivada de estos métodos es crucial para desarrollar gestiones ambientales adecuadas (Hendee *et al.* 1990). Por esta razón, en los últimos años, ha habido un empeño considerable en refinar la metodología de las técnicas de muestreo visuales con el objetivo de generar estimaciones lo más fiables posible (Bortone *et al.* 1989; Samoily y Carlos 2000).

Como hemos nombrado anteriormente, los censos visuales representan la técnica más práctica para el seguimiento de poblaciones de peces tropicales de aguas someras o poco profundas. Los muestreos visuales realizados en estos ambientes ofrecen rápidas estimas de abundancias relativas, tallas y biomasa de peces (Samoily y Carlos 2000). Sin embargo, una serie de dificultades hacen que el estudio de las comunidades ícticas de arrecife, por cualquier método general, sea complicado. Éstas derivan de la «*complejidad y la gran cantidad de atributos inherentes a los hábitos de vida de las comunidades de peces tropicales*» (Bortone *et al.* 1986). Algunas de estas características son la gran riqueza de especies, patrones de comportamiento dispares y distribuciones irregulares, entre otras, hechos que hacen complicado el determinar un método de muestreo estándar para su estudio (Samoily y Carlos 2000). Además de estas dificultades, inherentes a las características de las poblaciones de peces, existen limitaciones logísticas en cada una de las técnicas visuales *in situ* desarrolladas hasta ahora. Las condiciones ambientales no favorables tales como la poca visibilidad, fuertes corrientes, sustratos muy irregulares u otros problemas relacionados con la viabilidad añaden dificultad a la implementación de algunos de estos métodos. Estos problemas ponen de manifiesto la necesidad de probar técnicas visuales específicas que permitan un estudio eficaz y preciso de las comunidades de peces presentes en ambientes diferentes (Bortone *et al.* 1989). Por otro lado, la precisión de las estimas al utilizar este tipo de técnicas puede estar influenciada por los sesgos introducidos por el propio observador, como la rapidez al nadar, la distancia a la cual se realiza el muestreo y la técnica de búsqueda. Si bien, estos últimos pueden ser reducidos considerablemente mediante un entrenamiento adecuado (Sale y Sharp 1983).

El método de muestreo visual elegido es determinante y las estimas de peces pueden variar con las dimensiones o medidas elegidas en cada método (Cheal y Thompson 1997). En la búsqueda del método más adecuado, Bortone *et al.* (1989) compararon el método «al azar» (Random), el de «Transecto» y el de «Punto fijo» bajo una amplia variedad de condiciones ambientales. La conclusión de su estudio fue que todos los métodos comparados eran equivalentes en cuanto a la capacidad de describir una comunidad de peces. En general, los métodos que ofrecían más información, puesto que sirven para asociar con mayor precisión los parámetros ambientales con una comunidad particular, eran aquellos que generaban menos varianza. Por otro lado, teniendo también en cuenta el hecho de que el buceo científico resulta



caro y está limitado por la relación profundidad-tiempo, resulta fundamental desarrollar técnicas *in situ* que permitan optimizar y resolver este tipo de inconvenientes, siendo más apropiado aquel método que sea capaz de reunir la mayor cantidad de información en el menor tiempo posible, sin comprometer la fiabilidad de los resultados obtenidos (Bortone *et al.* 1989).

En términos de coste, sería deseable un tiempo de muestreo corto pero, si el número de peces es alto y la topografía compleja, el observador requerirá de un tiempo considerable para contabilizar debidamente. Por otro lado, el número de réplicas es un componente esencial en el diseño experimental, si las réplicas son pocas el poder para detectar diferencias será muy bajo y si el número de réplicas es muy alto se traduce en una pérdida de esfuerzo (Bros y Cowell 1987). En definitiva, los métodos de muestreo elegidos deberían ser aquellos que ofrezcan datos fiables, maximicen el potencial para identificar cambios en las variables de la biota a estudiar, sean logísticamente factibles para ser utilizados en un amplio rango de situaciones y sean baratos; de manera que se pueda obtener la máxima flexibilidad en el diseño del muestreo dentro del presupuesto (Mapstone y Ayling 1998). Actualmente, el método de «Transecto» y el de «Punto fijo» son los métodos más utilizados por los investigadores que trabajan con comunidades de peces (Bohnsack y Bannerot 1986; Buckley y Hueckel 1989; Bortone *et al.* 1989,1991; Mapstone y Ayling 1998; Samoily y Carlos 2000; Milazzo *et al.* 2011; Falcón 2015).

En relación a todos los argumentos anteriores, y con el afán de determinar cuál es el método más apropiado para el estudio de las comunidades ícticas en ambientes tropicales, este estudio tiene como objetivo principal evaluar y comparar la efectividad de dos métodos de muestreo visual subacuático: el de «Transecto» (T) y el de «Punto fijo» o «Circular» (C), en el arrecife coralino de la Reserva Natural Marina de la Bahía de Murdeira, con el fin de establecer qué método es el más fiable para llevar a cabo los seguimientos de las comunidades de peces en este espacio protegido.

MATERIAL Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Las islas de Cabo Verde se encuentran situadas en una franja que va desde 500 a 750 km al Oeste del continente africano, en el margen oriental del Océano Atlántico (14°50'-17°20'N; 22°40'-25°30'W). El archipiélago está conformado por diez islas y ocho islotes, formados por los acúmulos de roca de las erupciones causadas por un punto caliente bajo la plataforma submarina (Vinnik *et al.* 2012).

Anteriormente, según el concepto clásico empleado en biogeografía terrestre, el archipiélago de Cabo Verde era integrado, junto a Canarias, Madeira, Salvajes y Azores, en la región biogeográfica de la Macaronesia, perteneciente a la provincia cálido-templada Lusitana, siendo las islas más antiguas de esta ecoregión. La validez de esta agrupación como entidad biogeográfica se encuentra cada vez más cuestionada tanto desde el punto de vista terrestre (Fernández-Palacios y Días 2001),



como marino (Lloris *et al.* 1991; Falcón 2015). Desde el punto de vista marino, estudios recientes sobre ictiogeografía han contribuido a esclarecer el hecho de que las islas de Cabo Verde no pertenecen a dicha ecoregión marina de la Macaronesia, a la que pertenecen el resto de archipiélagos citados anteriormente, sino que forman parte de otra provincia, la llamada Atlántico Oriental Tropical (Briggs y Bowen 2012; Falcón 2015).

En relación a las influencias bajo las que está sometido el archipiélago, con respecto a la circulación oceánica, Cabo Verde se encuentra en el límite sur de la Corriente de Canarias, la cual sufre una desviación en la costa oriental africana hacia el Oeste y, gradualmente, se convierte en la Corriente Ecuatorial del Norte. Por otro lado, a latitudes más bajas, se encuentra la Contracorriente Nor-Ecuatorial o Corriente Ecuatorial del Sur con flujo en dirección Este (Fernandes *et al.* 2004). En este contexto, bajo la influencia de la Corriente de Canarias o su derivación y la Corriente Nor-Ecuatorial, las islas presentan una estación fría de diciembre a junio caracterizada por la llegada de aguas frías y ricas en nutrientes y, por otro lado, de julio a noviembre, las islas se encuentran bajo la influencia de la Contracorriente Nor-Ecuatorial con presencia de aguas más cálidas (Almeida *et al.* 2007).

En relación a la comunidad íctica del archipiélago, la ictiofauna de Cabo Verde está representada por un número considerable de especies, siendo reconocidas 315 especies hasta el año 2013 (Wirtz *et al.* 2013). En comparación con los archipiélagos de la Macaronesia (Canarias, Madeira, Salvajes y Azores), la composición zoogeográfica de la ictiofauna costera de Cabo Verde es en su mayor parte tropical, con una clara dominancia de especies guineanas, seguida de especies anfiatlánticas tropicales y subtropicales, aunque también con presencia de especies de amplia distribución en el Atlántico Oriental cálido-templado, del Mediterráneo y circuntropicales (Brito *et al.* 1999, 2007, 2011; Falcón 2015). En contraste con los archipiélagos macaronésicos, Cabo Verde es el que presenta mayor biodiversidad y endemidad del Atlántico (Brito *et al.* 2007, 2011; Freitas 2014; Falcón 2015).

Este estudio se llevó a cabo en la Reserva Natural Marina de la Bahía de Murdeira situada al suroeste de la isla de Sal (16°43,5'N; 22°55,6'W), Cabo Verde (figura 1). Esta bahía fue declarada Reserva Natural Marina en la Ley de Espacios Naturales Protegidos de Cabo Verde (Decreto-Lei nº3/2003, de 24 de Fevereiro) por su gran riqueza e importancia de los ecosistemas submarinos, presentando una elevada proporción de endemismos y singularidades, así como por la presencia de recursos pesqueros y costeros (Almeida 2013). El litoral de esta bahía se compone principalmente de depósitos sedimentarios del Cuaternario con una anchura de cerca de 1 km, a excepción del promontorio basáltico al norte, denominado Monte Rabo de Junco (Torres *et al.* 2002). La bahía mantiene casi todo el año unas condiciones de aguas calmadas que permiten una estratificación térmica muy estable a lo largo del tiempo, además de fondos rasos que no suelen superar los 10 metros de profundidad en la parte interna (Almeida *et al.* 2007). En la zona más abrigada de la región infralitoral, especialmente en Calheta Funda, Jorge Fonseca o próximas a la punta de Rabo de Junco, se encuentran colonias de corales más o menos extensos de las especies: *Millepora alcicornis*, *Porites astreoides*, *Siderastrea radians*, *Favia fragum* y *Palythoa caribbaeorum* (Lopez-Jurado 1998; Almeida *et al.* 2007).



En general, los corales hermatípicos y los sustratos con *S. radians* son muy comunes en los fondos rocosos poco profundos de las islas del Archipiélago (Morri *et al.* 2000; Freitas 2014). Debido a la influencia de la Corriente fría de Canarias, la temperatura del agua no permite las formaciones coralinas extensas y dominantes, por lo que los arrecifes de coral en Cabo Verde también están compuestos en gran medida por esponjas y algas, que crecen sobre sustratos duros formados por restos de coral muerto, algas calcáreas y otros organismos depositados sobre material volcánico (Van der Land 1993; Almeida *et al.* 2007; Freitas 2014). Por esta razón, es necesario puntualizar que, aunque en este estudio se hace referencia a arrecifes de coral, en el caso de Cabo Verde este término está representado por comunidades coralinas basadas en un complejo ambiente formado por depósitos de carbonatos y corales junto con la biota asociada (Almeida *et al.* 2007; Freitas 2014).

Para llevar a cabo el estudio se seleccionaron, en el interior de la bahía, 8 localidades al azar (1= 16°67,9'N 022°96,2'W; 2= 16°66,3'N 022°94,6'W; 3= 16°66,1'N 022°95,9'W; 4= 16°66,7'N 022°95,16'W; 5= 16°68,0'N 022°95,1'W; 6= 16°68,7'N 022°97,7'W; 7= 16°69,4'N 022°97,3'W; 8= 16°69,5'N 022°95,3'W) (figura 1). Estas localidades estaban repartidas por toda la bahía, para abarcar todos los posibles ambientes. Éstas presentaban diferentes estructuras ambientales en relación a la cobertura de coral, porcentaje de arena, inclinación y complejidad topográfica. Las especies de peces fueron registradas en un rango de profundidad de entre 3 y 18 m mediante censos visuales con el método de «Transecto» (T) y con el método de «Punto fijo o Circular» (C) (figura 2).

ESPECIES

Durante los muestreos se anotaron las abundancias y tallas de todas las especies que aparecían en uno y otro método de muestreo. Todas las especies contadas fueron registradas por su nombre científico y agrupadas por familias, destacando además aquellas especies endémicas del Archipiélago, según la información recogida en Fishbase (Froese y Pauly 2015) y en trabajos como en el de Smith *et al.* (2007), Fernández-Gil *et al.* (2013), Wirtz *et al.* (2013) y Falcón (2015) (tabla 1). Además, se elaboró un catálogo fotográfico con todas las especies muestreadas que será de gran valor para los futuros seguimientos de la Reserva (Anexo 1).

MÉTODOS DE MUESTREO SUBACUÁTICO

Los métodos visuales *in situ* han demostrado ser, de todas las técnicas utilizadas, los menos perjudiciales para el recuento de peces litorales en aguas someras (Bardach 1959; Mapstone y Ayling 1998). En este estudio, los muestreos de las comunidades de peces se realizaron *in situ* con la utilización de escafandra autónoma por parte de los observadores, haciendo uso de dos métodos de recuento visual subacuático: «Transecto» (T) y «Punto fijo/Circular» (C) (figura 2). Para minimizar los errores y posibles sesgos, los procedimientos en la práctica de los censos visuales con

ambos métodos se estandarizaron en la medida de lo posible, mediante la división de los recuentos entre dos observadores debidamente entrenados (Samoilys y Carlos 2000). Para eliminar la perturbación debida al fondeo de la embarcación y a la entrada de los buceadores en el agua, los dos observadores se alejaron cierta distancia antes de comenzar el recuento. Para intentar solventar los inconvenientes debido a las posibles variantes dentro de cada método (velocidad de aleteo, dimensiones del transecto y radio del punto fijo), en el presente estudio los recuentos fueron realizados a lo largo del transecto a una velocidad tal que no fuera ni demasiado rápida para no subestimar especies ni demasiado lenta para evitar contar más de una vez los mismos individuos; y se estableció, en el método circular un radio de 5,6m que permitía distinguir y registrar la mayoría de peces de mayor o menor tamaño y de más o menos movilidad. Los muestreos se realizaron de mayor a menor profundidad para evitar problemas asociados al buceo.

Durante los muestreos, los datos eran apuntados a lápiz sobre tablillas de PVC en papel resistente al agua donde se registraban todas las especies presentes, es decir, en cada muestreo se anotaron todas las especies que aparecieron dentro del área de cada método. Aun siendo difícil para el observador el tratar de estimar visualmente un amplio rango de tallas de peces, especialmente peces pequeños (Bellwood y Alcalá 1988), se tuvieron en cuenta, como se cita anteriormente, todas las especies presentes de cualquier tamaño. Además de registrar los datos referentes a la comunidad de peces, se anotaron algunas características del entorno en cada punto de muestreo, como: fecha, hora, tipo de sustrato, porcentaje de área cubierto por arena y profundidad.

Transecto (T)

El método de transecto es una técnica ampliamente utilizada (Krajewski y Floeter 2011) que permite el recuento de todos los peces móviles de mayor tamaño y mejora el registro de las especies más crípticas, lo cual permite obtener una buena estimación de densidad para todas las especies (Ferreira *et al.* 2001, 2004). En cada localidad se llevó a cabo un determinado número de transectos, de 3 a 6 réplicas, y la posición de estos fue escogida al azar dentro de la Bahía (Freitas 2012). Se utilizaron transectos de 20x2m (40m²), de manera que el buceador realizaba un recorrido de ida desde un extremo del transecto, registrando todas las especies presentes en un ancho de 1 m desde la línea del transecto hacia la derecha y repitiendo este procedimiento en el camino de vuelta (figura 2a).

Punto fijo o Circular (C)

Esta técnica de muestreo, descrita previamente por Bortone *et al.* (1989) y modificada posteriormente por Falcón *et al.* (1993), se basa en un observador provisto de un equipo de submarinismo, situado en un punto al azar dentro de la localidad de estudio. Este punto simboliza el punto central de un cilindro imaginario



de 5,6 m de radio, que se extiende desde la superficie hasta el fondo, representando una superficie de 100 m² en total, siendo esta medida útil para el muestreo de un amplio rango de peces de arrecife incluido las especies de tamaños más pequeños (Bortone *et al.* 1991). El radio de la circunferencia es marcado con una cuerda, en cuyo extremo se situaba el observador para comenzar el recuento, tomando como referencia el extremo opuesto de la cuerda como límite del área de muestreo (figura 2b). A continuación, el observador comienza a girar sobre sí mismo, llevando a cabo el registro de todas las especies observadas. Con el fin de reducir sesgos debidos a la detección diferencial de especies, el muestreo es realizado de forma estratificada, es decir, durante los primeros cinco minutos se le da prioridad a aquellas especies más móviles que pudieran abandonar rápido la zona de muestreo y posteriormente, se procedía al recuento de las especies crípticas. Siguiendo el criterio de Brock (1954), todos los peces que entran dentro del área del cilindro imaginario son contadas de manera que si parte de un cardumen de peces entra dentro de este área, todos los peces del cardumen son registrados. En el caso de recuentos de cardúmenes grandes de peces, se contaban los individuos de una porción y, a partir de ahí, se estimaba el conjunto completo. Los peces que entraran por segunda vez en el área de muestreo no son registrados.

ANÁLISIS DE DATOS

En primer lugar, se llevó a cabo una recopilación, a modo de análisis descriptivo, de las familias y las respectivas especies registradas en los muestreos, representando el número total de familias y especies así como la abundancia obtenida para cada una de ellas (tabla 1). A continuación, con el objetivo de estudiar la posible influencia del tipo de muestreo utilizado («Transecto» o «Punto fijo») sobre la riqueza y la abundancia de especies, se llevó a cabo un análisis multivariante de la varianza (PERMANOVA) por permutaciones (Anderson *et al.* 2001). Para el análisis se utilizó un diseño de dos vías considerando, en primer lugar, el factor «Método», siendo fijo y con dos niveles (1: «Transecto», 2: «Circular») y, en segundo lugar, el factor «Localidad», aleatorio y con ocho niveles (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8). Por otro lado, la influencia de dichos factores se estudió sobre las variables riqueza, referida al número de diferentes especies presentes, y abundancia, que hace referencia al número de individuos de cada especie.

En el caso de la riqueza íctica, los datos de abundancias fueron transformados con Presencia/Ausencia. Los datos de abundancias fueron transformados con Log (X+1). En ambos casos las matrices triangulares se obtuvieron aplicando la disimilitud de Bray-Curtis, que ha demostrado ser una robusta herramienta en el tratamiento de muestras biológicas (Bray y Curtis 1957). Además de realizar el análisis PERMANOVA para las dos variables a estudiar, riqueza íctica y abundancia, se llevó a cabo el análisis de comparaciones «pairwise» (por pares) *a posteriori* entre el método de muestreo y cada una de las distintas localidades para poner de manifiesto las posibles diferencias en las estimas de riqueza y abundancia íctica entre métodos de muestreo y localidades. Para conocer qué especies marcaban la disi-



milaridad entre localidades y entre los métodos de muestreo para la localidad 2, se realizó un análisis SIMPER (Similarity Percentage Analysis) (Clarke 1993; Clarke y Warwick 1994). Posteriormente, se seleccionaron aquellas especies que contribuían a explicar el 60% de la variación y que marcaron las diferencias entre localidades y entre métodos.

Además, para visualizar mejor los resultados obtenidos, se realizaron análisis de ordenación de componentes principales (PCO) para cada una de las variables, riqueza y abundancia íctica (figuras 3 y 4). En primer lugar se llevó a cabo un PCO general incluyendo todos los muestreos y posteriormente se realizó otro PCO parcial para la «Localidad 2». Además, para cada variable graficada se superpusieron, mediante ejes vectoriales, los resultados obtenidos en el análisis SIMPER, utilizando únicamente las especies que contribuyeron hasta un 60% a la diferenciación entre localidades y entre métodos en el caso de la localidad 2.

Asimismo, para la variable riqueza íctica, se llevó a cabo otro análisis más exhaustivo para conocer qué especies fueron registradas sólo por un método de muestreo y no por el otro. Para ello se realizó, en primer lugar, un análisis de la Riqueza (S) y por último, se evaluó la Diversidad existente en cada una de las ocho localidades, calculada mediante el índice de Margalef [$d = (S-1)/\ln N$]; donde S es el número de especies y N el número total de individuos. Con este índice, localidades con valores inferiores a 2 son consideradas como zonas de baja biodiversidad mientras que localidades con valores superiores a 5 son indicativas de zonas de alta biodiversidad (Margalef 1956). Por último, se representó gráficamente la relación entre el nivel de significación, obtenido en el análisis *a posteriori* de la variable abundancia y el índice de Margalef resultante para cada localidad. Este último análisis pretende comprobar la relación entre la diversidad de una localidad y las diferencias obtenidas entre los métodos de muestreo.

Para realizar todos estos análisis, los datos fueron tratados con el paquete estadístico PRIMER 6 & PERMANOVA+ v.1.0.1. En los análisis de varianza realizados para este estudio se utilizaron 4999 permutaciones, estableciéndose un nivel de significación de $\alpha = 0,05$.

RESULTADOS

ANÁLISIS DESCRIPTIVO

Durante los muestreos realizados en la Bahía se registraron un total de 5018 individuos repartidos en 24 familias, 41 géneros y 50 especies (tabla 1; Anexo 1). La familia con más representantes fue Pomacentridae seguida de Sparidae. Entre las especies más abundantes se encuentran, de mayor a menor abundancia: *Chromis lubbocki*, *Chromis multilineata*, *Parapristipoma humile*, *Gobius tetrophthalmus* y *Stegastes imbricatus*. Por otro lado, entre las menos abundantes, sólo con un individuo registrado, encontramos: *Similiparma lurida*, *Chilomycterus reticulatus*, *Epinephelus costae*, *Labrisomus nuchipinnis* y *Ophioblennius atlanticus*. Entre las especies registradas, destacan los siguientes 10 endemismos (Fernández-Gil *et al.* 2013; Wirtz *et al.* 2013; Falcón 2015): *Parablennius salensis*, *Gobius ateriformis*, *Gobius tetrophthalmus*,



Parapristipoma humile, *Chromis lubbocki*, *Similiparma hermani*, *Diplodus fasciatus*, *Diplodus sargus lineatus*, *Diplodus prayensis* y *Virididentex acromegalus*.

RIQUEZA DE ESPECIES

El análisis PERMANOVA en relación con la presencia/ausencia de especies como medida de riqueza, mostró que no existen diferencias significativas en las estimas en relación al «Método». Sin embargo, existen diferencias significativas en la interacción de los factores «Método x Localidad» y en el factor «Localidad» pero, en este último caso, al tratarse de un factor aleatorio no tiene un test de hipótesis asociado por lo que en este estudio no analizaremos en detalle los efectos de la localidad, sino que se valorará el resultado del análisis con respecto al factor fijo «Método» y la interacción de los dos factores «Método x Localidad» (tabla 2a). En el análisis *a posteriori*, la única localidad que presenta diferencias en las estimas, según el método de muestreo utilizado, es la Localidad 2, no habiendo diferencias significativas en los registros de las siete localidades restantes entre métodos (tabla 2b).

El análisis SIMPER realizado para las ocho localidades mostró que las especies que más contribuyen a diferenciar dichas localidades entre sí son: *Acanthurus monroviae*, *Cephalopholis taeniops*, *Chromis lubbocki*, *Chromis multilineata*, *Gnatholepis thompsoni*, *Gobius tetrophthalmus*, *Parablennius salensis*, *Pseudupeneus prayensis*, *Stegastes imbricatus*, *Sargocentron hastatum* y *Thalassoma pavo* (tabla 3). Asimismo, el análisis SIMPER únicamente para la localidad 2, que mostraba una disimilaridad del 63,84% en las estimas según el método de muestreo empleado, determinó que las nueve especies que contribuyen a marcar dicha diferencia entre métodos son: *Abudefduf hoefleri*, *Balistes punctatus*, *Canthigaster capistrata*, *Chromis multilineata*, *Coris atlantica*, *Thalassoma pavo*, *Sargocentron hastatum*, *Scarus hoefleri* y *Sparisoma cretense*, es decir, estas especies fueron muestreadas por uno de los dos métodos y no por el otro (tabla 4).

En el análisis PCO para la variable riqueza íctica se observa una dispersión homogénea de los muestreos sin ninguna separación por métodos de muestreo (figura 3a). En el caso de las localidades aparece un cierto grado de agrupamiento en alguna de las localidades y se observa separación entre las mismas. Esta separación entre localidades, además, parece ser debida a la presencia de especies con distintas apetencias de hábitat, hacia la derecha del gráfico aparecen especies características de ambientes más arenosos y hacia la izquierda, especies de arrecife coralino (figura 3b). La ordenación PCO parcial, realizada para la Localidad 2, explica el 62% de la variabilidad de los datos y se puede observar claramente qué especies caracterizaron a uno u otro método. Por ejemplo, para el método T éstas fueron *Sparisoma cretense* y *Thalassoma pavo* mientras que, por otro lado, *Abudefduf hoefleri*, *Balistes punctatus*, *Canthigaster capistrata*, *Chromis multilineata*, *Coris atlantica* y *Sargocentron hastatum* fueron registradas por el método circular (figura 3c).

En relación al análisis más exhaustivo, realizado para poner de manifiesto aquellas especies que fueron únicamente registradas por uno de los métodos, tomando como referencia la riqueza (S), se observa una diferencia de cinco especies entre el

método T y el método circular. Las especies registradas por el muestreo de tipo T y no por el C fueron *Diplodus puntazzo*, *Gobius ateriformis*, *Labrisomus nuchipinnis*, *Scorpaena maderensis* y *Sphoeroides marmoratus*. Por otro lado, las especies contabilizadas por el muestreo C y no por el T fueron *Caranx crysos*, *Chilomycterus reticulatus*, *Diodon holocanthus*, *Epinephelus costae*, *Ophioblennius atlanticus*, *Priacanthus arenatus*, *Scorpaena laevis*, *Similiparma lurida*, *Synodus synodus* y *Virididentex acromegalus*. Además, existe una diferencia en el total de individuos registrados (N), el método circular muestreó 12 individuos más que el método de transecto (tabla 5).

ABUNDANCIA

El análisis de PERMANOVA para evaluar la variación con respecto a la abundancia de especies, encontró los mismos resultados que en el análisis de la riqueza íctica. Es decir, que ambos métodos estiman por igual la abundancia de especies pero existen diferencias significativas en la interacción de los factores «Método x Localidad» (tabla 6a). Para conocer la localidad concreta en la que existen diferencias en las estimas de abundancia según el método utilizado se realizaron las comparaciones por pares a *posteriori* indicando. En este caso también, resultó ser la localidad 2 aquella en la que existen diferencias en las abundancias registradas según el método de muestreo utilizado (tabla 6b).

En el análisis SIMPER de las ocho localidades para la variable abundancia se obtuvieron los mismos resultados que para la riqueza íctica (tabla 7). Por otro lado, el análisis SIMPER parcial de la Localidad 2, estableció que las ocho especies que más contribuyen a marcar la diferencia entre métodos son: *Aulostomus strigosus*, *Chromis multilineata*, *Pseudupeneus prayensis*, *Scarus hoefleri*, *Sparisoma cretense*, *Coris atlantica*, *Stegastes imbricatus* y *Thalassoma pavo*, con un porcentaje de disimilitud entre métodos del 62,48% (tabla 8).

En relación a la abundancia, la ordenación PCO muestra una dispersión homogénea de los muestreos sin separación debidas al método de muestreo (figura 4a). En el caso de las localidades, aparece cierta segregación entre las mismas. La superposición de las especies seleccionadas previo análisis SIMPER aclara que la separación entre las localidades se debe principalmente a las características del hábitat muestreado, zonas más arenosas hacia la derecha del gráfico y coralinas hacia la izquierda (figura 4b). El análisis de componentes principales parcial realizado para la Localidad 2, que explica un 59,4% de la variación de los datos, resalta las diferencias entre los dos métodos de muestreo utilizado, apareciendo nuevamente superpuestas las especies que, según el análisis SIMPER, marcaron la diferencia entre uno y otro método (figura 4c).



En el análisis de la diversidad utilizando el índice de Margalef como referencia, se obtuvo que la Localidad 2 resultó ser la más diversa (tabla 9), con un valor de 7,145 y la localidad 8 la menos diversa con un valor de 2,682. En la figura 5 se correlaciona la diversidad que presenta cada localidad y el p-valor obtenido en las comparaciones por pares de la abundancia de especies entre métodos. Es decir, se relaciona el grado de diferencia entre métodos de muestreo con la diversidad del lugar. Se puede observar que, cuanto más diversa es la localidad menor es el p-valor y, por tanto, más marcada la diferencia en las estimas de cada método de muestreo para esa localidad concreta (figura 5).

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en este estudio, para la riqueza y la abundancia íctica, indican de manera similar al estudio llevado a cabo por Samoily y Carlos (2000) en zonas de arrecife, que en general, las dos técnicas de muestreo utilizadas resultan igualmente efectivas y, por lo tanto, ambas son válidas a la hora de realizar muestreos de peces en Cabo Verde. Sin embargo, la obtención de diferencias significativas en la interacción del factor «Método x Localidad» se traduce en que las estimas de riqueza y abundancia de especies difieren con la utilización de un método u otro según la localidad. Los resultados del análisis *a posteriori* revelaron diferencias en las estimas de los dos tipos de muestreo únicamente en la localidad 2, que resultó ser la localidad con más diversidad de todas. Por lo que hay que tener especial precaución en los muestreos que se llevan a cabo en localidades con mayor diversidad.

A pesar de que, en general, los dos métodos son igual de efectivos a la hora de registrar la riqueza y la abundancia de especies, el estudio pormenorizado de las especies que aparecen en uno u otro método sugiere que el método circular es capaz de registrar mayor número de especies de peces e individuos que el método de transecto. En este sentido, Harmelin-Vivien *et al.* (1985) señalan que el método circular es especialmente apropiado en zonas de fondos rocosos muy heterogéneos, como es el caso de nuestra Localidad 2, que presenta gran complejidad coralina y diversidad íctica. Por estas razones, y además debido a que el método circular podría ser llevado a cabo en el 70% del tiempo utilizado para muestrear sobre un transecto (Samoily y Carlos 2000), resulta lógico considerar que el método circular es el más eficiente y el que debería utilizarse en los seguimientos de la Reserva Natural de la Bahía de Murdeira.

A pesar de que la Bahía de Murdeira no haya sido muy estudiada y todavía se requieran más investigaciones, la ictiofauna de Cabo Verde sí ha sido estudiada desde hace ya algún tiempo y cada vez salen a la luz más aportaciones (Brito *et al.* 1999; Wirtz *et al.* 2013; Freitas, 2014; Falcón 2015). Basándonos en un estudio descriptivo reciente sobre peces costeros de Cabo Verde, se registró un total de 315 especies de peces, 88% de las cuales resultaron ser teleósteos (Wirtz *et al.* 2013; Freitas 2014). De las 278 especies de peces teleósteos, un total de 50 especies fue-

ron registradas durante los muestreos del presente estudio. En el caso de las especies endémicas, de las 20 especies presentes en el Archipiélago (Fernández-Gil *et al.* 2013; Wirtz *et al.* 2013; Freitas 2014), 10 fueron encontradas durante el desarrollo de las campañas de muestreo (tabla 1). Por lo que el presente trabajo resulta fundamental dado que la zona de estudio es un área con gran número de endemismos y la utilización de métodos de muestreo no destructivos es fundamental en este tipo de situaciones.

La variedad de especies que hemos encontrado durante nuestro estudio pone de manifiesto también los diferentes ambientes muestreados. En ambientes donde predomina la arena, aparecen especies territoriales, más crípticas o sedentarias tales como los góbidos o blénidos. Por otro lado, en ambientes rocosos o intersección son comunes especies de mayor movilidad y tamaño como por ejemplo las pertenecientes a las familias Scaridae, Sparidae, Mullidae, etc. En ambientes de paredes, veriles, grietas o cuevas aparecen especies de hábitos más gregarios, formando grupos, como las de las familias Pomacentridae o Apogonidae (Almeida *et al.* 2007). Basándonos en esto, podemos decir que las localidades 1, 3, 5 y 6 están representadas por ambientes de tipo arenoso o de transición arena-roca, caracterizados por la presencia de especies típicas de este tipo de fondos como *Gobius tetrophthalmus*, *Parablennius salensis*, *Gnatholepis thompsoni*, *Pseudupeneus prayensis* y *Cephalopholis taeniops*. En el caso de las localidades 2, 4, 7 y 8, están caracterizadas por ambientes más complejos de roca y coral, con presencia de oquedades y grietas, marcadas por la presencia de especies como *Chromis lubbocki*, *Chromis multilineata*, *Thalassoma pavo*, *Acanthurus monroviae*, *Sargocentron hastatum* y *Stegastes imbricatus* (Froese y Pauly 2015).

Es conveniente señalar que la mayoría de los estudios que han empleado métodos de muestreo visual para estimar la riqueza y abundancia de peces de un lugar, no suelen contar con extensos estudios piloto previos, como el presente trabajo. En esos casos la elección del mejor método normalmente está determinada por la experiencia del investigador, sentido común, antecedentes sobre los métodos usados previamente, etc. (Samoilys y Carlos 2000). Sin embargo, es fundamental realizar este tipo de comparaciones en zonas que no han sido muy estudiadas o en las cuales se pretende llevar a cabo un seguimiento a largo plazo, a fin de determinar el método más adecuado y optimizar así el trabajo de campo posterior.

Existen ciertas limitaciones o inconvenientes al utilizar este tipo de métodos que pueden influir en los resultados. A pesar de que se ha demostrado el potencial de los métodos visuales subacuáticos para estimar la diversidad de peces en general (Watson *et al.* 1995), éstos suelen subestimar los valores de riqueza y abundancia (Brock 1982; García-Charton *et al.* 2000). En general, se suelen subestimar las especies más crípticas y las más abundantes por su dificultad para ser localizadas o contadas respectivamente. Otro punto crítico puede ser el uso de dos observadores distintos que, a pesar de estar entrenados, pueden interpretar de manera diferente el ambiente, obteniendo registros diferentes durante los muestreos. En nuestro caso, los muestreadores poseían amplia experiencia y sólo se detectó efecto del método en la localidad 2. Para este tipo de métodos la precisión de los resultados obtenidos depende en gran medida de la pericia del investigador, así como de su conocimiento sobre el comportamiento de las especies durante el censo (Brock 1982). De ahí la



importancia de someter a los observadores a re-calibraciones periódicas, cuando son varios los que realizarán el seguimiento, para asegurar que los sesgos producidos por estos se mantengan constantes (Mapstone y Ayling 1998).

Centrándonos en cada uno de los métodos, la técnica de transecto es un método simple al mismo tiempo que permite a los observadores concentrarse en el área que tienen delante de ellos, de manera que se reducen las complicaciones como resultado de intentar ver los peces que se encuentran en el límite de su alcance visual, como ocurriría en el método circular (Bortone *et al.* 1989). Además, se ha demostrado que con la técnica de transecto es más probable la subestimación de individuos que la sobreestima ya que, según Harmelin-Vivien *et al.* (1985), los observadores son más propensos a pasar por alto individuos que a contarlos dos veces. En relación a la técnica circular, ésta ha sido adaptada recientemente de los estudios de fauna terrestre (Bohnsack y Bannerot 1986). Ésta tiene la ventaja de no necesitar la colocación previa de la línea de referencia del transecto, lo cual supone un ahorro de esfuerzo y en consecuencia de consumo de aire bajo el agua, así como una menor perturbación del ambiente y de los peces de la zona antes de comenzar el recuento. Si bien, el muestreador necesita cierto entreno previo para estimar correctamente las distancias. Por otro lado, aparte de las ventajas y desventajas de los dos métodos en general, existen otros factores a tener en cuenta dentro de cada una de las técnicas y que pueden influir en las estimas realizadas, como por ejemplo, la velocidad de aleteo a lo largo del transecto, sus dimensiones, así como el tamaño del radio en el circular (Mapstone y Ayling 1993; Cheal y Thompson 1997). Durante el presente estudio todo este tipo de cuestiones intentaron solventarse adoptando una velocidad de aleteo y un radio de muestreo apropiados según la experiencia de los observadores y los estudios realizados anteriormente, de manera que no se comprometiera la fiabilidad de las estimas realizadas.

Estos métodos son, además, relativamente sencillos de aplicar, no precisan de trabajo posterior en el laboratorio, son económicos, permiten la obtención de numerosas variables, no alteran las poblaciones estudiadas y pueden utilizarse en cualquier tipo de hábitat, incluso en aquellos más delicados dentro de áreas marinas protegidas (Forcada 2007). En definitiva, con este trabajo hemos pretendido aportar información relevante a la hora de elegir el método a utilizar en futuros estudios de seguimiento en el Área Protegida de la Bahía de Murdeira, Cabo Verde.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a la escuela de doctorado y a la comisión académica del máster de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación de la Universidad de La Laguna el haber hecho posible el viaje de fin de máster a la isla de Sal en Cabo Verde durante el curso académico 2014/2015.

AUTHORS CONTRIBUTION

Conceptualización: JCH

Metodología y trabajo en campo: RF, JCH, IS

Análisis de datos: JCH

Preparación del escrito original: IS, JCH

Corrección y edición del escrito definitivo: JCH, RF

RECIBIDO: enero de 2020; ACEPTADO: febrero de 2020



REFERENCIAS

- ALMEIDA, C., FERNÁNDEZ, G.L., EL SO, M.Z., DA ROSA, M.R., JIMÉNEZ, N.G., SINTER, P.M., QUINTANA, R.D. y FREITAS, R.M. 2007. Avaliação do ambiente e recursos marinhos da Baía da Murdeira, Sal – Cabo Verde. *Projecto de Conservação Marinha e Costeira/WWF*. Direcção Geral do Ambiente, Governo de Cabo Verde. 139 p.
- ALMEIDA, C. 2013. Valoración ecológica del Área Marina Protegida de la Bahía de Murdeira, Isla de Sal, Cabo Verde. (Tesis Doctoral). Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, España. 232 p.
- ANDERSON, M.J. 2001. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Can. J. Fish. Aquat.* 58: 626-639.
- BARDACH, J.E. 1959. The summer standing crop of fish on a shallow Bermuda reef. *Limnol. Oceanogr.* 4: 77-85.
- BELLWOOD, D.R. 1988. On the use of visual survey methods for estimating reef fish standing stocks. *Fishbyte.* 6: 14-15.
- BELLWOOD, D.R. y ALCALA, A.C. 1988. The effect of a minimum length specification on visual estimates of density and biomass of coral reef fishes. *Coral Reefs.* 7: 23-27.
- BOHNSACK, J.A. y BANNEROT, S.P. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA Technical Report NMFS.* 41: 1-15.
- BORTONE, S.A., KIMMEL, J.J. y BUNDRICK, C.M. 1989. A comparison of three methods for visually assessing reef fish communities: time and area compensated. *Northeast GulfSci.* 10(2): 85-96.
- BORTONE, S.A., VAN TASSEL, J., BRITO, A., FALCÓN, J.M. y BUNDRICK, C.M. 1991. A visual assessment of the inshore fishes and fishery resources off El Hierro, Canary Islands: A baseline survey. *Sci. Mar.* 55(3): 529-541.
- BRAY, J.R. y CURTIS J.T. (1957): An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27: 325-349.
- BRIGGS, J.C. y BOWEN, B.W. 2012. A realignment of marine biogeographic provinces with particular reference to fish distributions. *J. Biogeogr.* 39: 12-30.
- BRITO, A., FALCÓN, J.M. y HERRERA, R. 2007. Características zoogeográficas de la ictiofauna litoral de las islas de Cabo Verde y comparación con los archipiélagos macaronésicos. *Rev. Acad. Canar. Cienc.* 18: 93-109.
- BRITO, A., FREITAS, R., ESPINO, F., FERNÁNDEZ-GIL, C., BOYRA, A. y GONZÁLEZ, J.A. 2013. Fishes. En: Fernández-Gil, C., González, J.A. y González, N. (Eds). *Espécies Marinhas de Cabo Verde*. Biotecmar. pp. 32-73.
- BRITO, A., HERRERA, R., FALCÓN, J.M., GARCÍA-CHARTON, J.A., BARQUÍN, J. y PÉREZ-RUZAFÁ, A. 1999. Contribución al conocimiento de la ictiofauna de las islas de Cabo Verde. *Rev. Acad. Canar. Cienc.* XI: 27-41.
- BROCK, R.E. 1982. A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bull. Mar. Scienc.* 32(1): 269-276.
- BROCK, V.E., 1954. A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *J. Wildlife Manage.* 18: 297-308.
- BROS, W.E. y COWELL, B.C. 1987. A technique for optimizing sample size (replication). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 1: 63-71.



- BUCKLEY, R.M. y HUECKEL, G.J. 1989. Analysis of visual transects for fish assessment on artificial reefs. *Bull. Mar. Scienc.* 44: 893-898.
- CHEAL, A.J. y THOMPSON, A.A. 1997. Comparing visual counts of coral reef fish: Implications of transect with and species selection. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 158: 241-248.
- CLARKE, K. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117-143.
- CLARKE, K. y WARWICK, R. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. *NERC-BAS*. Plymouth, Reino Unido. 144 p.
- CRAIK, G.J.S. 1981. Underwater survey of coral trout *Plectropomus leopardus* (Serranidae) populations in the Capricornia section of the Great Barrier Reef Park. *Proceedings of the 4th International Reef Symposium*. 1: 53-58.
- DUARTE, M.C. y ROMEIRAS, M.M. 2009. Cape Verde Islands. En: Gillespie, R.G. & Clague, D.A. (Eds). *Encyclopedia of Islands*. University of California Press, Berkeley, United States. p. 143-150.
- FERNANDES, M.J., LAZARO, C., SANTOS, A.M.P. y OLIVEIRA, P. 2004. Oceanographic characterization of the Cape Verde region using multisensor data. *Proceedings of the 2004 Envisat & ERC Symposium*, Salzburg, Austria.
- FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M. y DÍAS, E. 2001. Marco biogeográfico macaronésico, en Fernández-Palacios, J.M. & Martín Esquivel, J.L. (eds.). *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación*. Editorial Turquesa. Santa Cruz de Tenerife, España. p. 45-52.
- FERREIRA, C.E.L., GONCALVES, J.E.A. y COUTINHO, R. 2001. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environ. Biol. Fish.* 61: 353-369.
- FORCADA, A. 2007. Evaluación de las áreas marinas protegidas y su efecto en pesquerías artesanales del Mediterráneo Occidental. Tesis doctoral. Universidad de Alicante, España.
- FREITAS, R.M. 2012. Reef fish and benthic community structure of Santa Luzia marine reserve, Eastern Atlantic. Trabajo post-graduación. Universidad de Cabo Verde y Universidad del Algarve.
- FROESE, R. y PAULY, D. (Eds). 2015. Fishbase World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org.
- GARCÍA-CHARTON, J.A., PÉREZ-RUZAFÁ, A. y MARCOS-DIEGO, C. 2000. Fish visual census methods for detecting gradients of abundance and biomass across boundaries of MPAS. En: Goñi, R., Harmelin-Vivien, M., Badalamenti, F., Le Diréach, L. y Bernard, G. (eds.). *Introductory guide to methods for selected ecological studies in marine reserves*. GIS Posidonie publication. Marseille, France. pp. 29-34.
- GREENE, L.E. y ALEVIZON, W.S. 1989. Comparative accuracies of visual assessment methods for coral reef fishes. *Bull. Mar. Scienc.* 44: 899-912.
- HARME LIN-VIVIEN, M.L., HARME LIN, J.G., CHAUVET, C., DUVAL, C., GALZIN, R., LEJEUNE, P., BARNABÉ, G., BLANC, F., CHEVALIER, R., DUCLERC, J. y LASSERRE, G. 1985. Evaluation visuelle des peuplementset populations de poissons: methodes et problemes. *Revue D Ecologie - La Terre et la Vie* 40: 467-539.
- KRAJEWSKI, J.P. y FLOETER, S.R. 2011. Reef fish community structure of the Fernando de Noronha Archipelago (Equatorial Western Atlantic): the influence of exposure and benthic composition. *Environ. Biol. Fish.* 92: 25-40.



- LORIS, D., RUCABADO, J. y FIGEROA, H. 1991. Biogeography of the Macaronesian ichthyofauna. *Bol. Mus. Munic. Funchal* 43: 191-241.
- LONGO, G.O. y FLOETER, S.R. 2012. Comparison of remote video and diver's direct observations to quantify reef fishes feeding on benthos in coral and rocky reefs. *J. Fish Biol.* 81: 1773-1780.
- LOPEZ-JURADO, L.F.L. 1998. Inventario preliminar de los recursos naturales litorales de la República de Cabo Verde. Las Palmas de Gran Canaria. Gobierno de Canarias. Consejería Política territorial. 181 p.
- MAPSTONE, B.D. y AYLING, A.M. 1998. An investigation of optimum methods and unit sizes for the visual estimation of abundances of some coral reef organisms. Great Barrier Reef Marine Park Authority. 70 p.
- MARGALEF, R. 1956. Información y diversidad específica en las comunidades de organismos. *Investigación Pesquera*. 3: 99-106.
- MILAZZO, M., PALMERI, A., FALCÓN, J.M., BADALAMENTI, F., GARCÍA-CHARTON, J.A., SINOPOLI, M., CHEMELLO, R. y BRITO, A. 2011. Vertical distribution of two sympatric labrid species in the Western Mediterranean and Eastern Atlantic rocky subtidal: local shore topography does matter. *Mar. Ecol.* 32: 521-531.
- MORRI, C., CATTAENO-VIETTI, R., SARTONI, G. y BANCHI, CN. 2000. Shallow epibenthic communities of Ilha do Sal (Cape Verde Archipelago, eastern Atlantic). *Arquipélago: Life and Marine Science*. Ponta Delgada. Supplement2 (Part A): 157-165.
- SALE, P.F. y SHARP, B.J. 1983. Correction for bias in visual transect censuses of coral reef fishes. *Coral Reefs*. 2: 37-42.
- SAMOILYS, M.A. y CARLOS, G. 2000. Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. *Environ. Biol. Fish.* 57: 289-304.
- SMITH, W.L., CRAIG, M.T. y QUATTRO, J.M. 2007. Casting the percomorph net widely: The importance of broad taxonomic sampling in the search for the placement of Serranid and Percid fishes. *Copeia*. 1: 35-55.
- TORRES, P.C., SILVA, L.C., SERRALHEIRO, A., MENDES, M.H., MACEDO, J. y MOTA GOMES, A., 2002. Geologia da Ilha do Sal. *Serie de Ciencias da Terra*. 10: 1-572, Geological Sheets I-II.
- VAN DER LAND, J. 1993. Marine biota of the Cape Verde Islands. *Courier Forschungsinstitut Senckenberg*. 159: 39-44.
- VINNIK, L., SILVEIRA, G., KISELEV, S., FARRA, V., WEBER, M. y STUTZMANN, E. 2012. Cape Verde hotspot from the upper crust to the top of the lower mantle. *Earth Planet. Scienc. Lett.* 259-268.
- WATSON, R.A., CARLOS, G.M. y SAMOILYS, M.A. 1995. Bias introduced by non-random movements of fish in visual transect surveys. *Ecol. Model.* 77: 205-214.
- WIRTZ, P., BRITO, A., FALCÓN, J.M., FREITAS, R., FRICKE, R., MONTEIRO, V., REINER, F. y TARCHICHE, O. 2013. The coastal fishes of the Cape Verde Islands –new records and an annotated check-list (Pisces). *Spixiana*. 36: 113-142.



TABLAS

TABLA 1. LISTADO DE LAS FAMILIAS Y ESPECIES DE PECES REGISTRADAS DURANTE LOS CENSOS SUBACUÁTICOS CON AMBOS MÉTODOS. LAS ESPECIES MÁS ABUNDANTES SE RESALTAN EN NEGRITA Y LAS ESPECIES ENDÉMICAS APARECEN SEÑALADAS CON UN ASTERISCO

FAMILIA	ESPECIE	ABUNDANCIA	ABUNDANCIA RELATIVA (%)
Acanthuridae	<i>Acanthurus monroviae</i>	65	1,30
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	92	1,83
Aulostomidae	<i>Aulostomus strigosus</i>	17	0,34
Balistidae	<i>Balistes punctatus</i>	5	0,10
Blenniidae	<i>Ophioblennius atlanticus</i>	1	0,02
	<i>Parablennius salensis</i> *	26	0,52
Carangidae	<i>Caranx crysos</i>	22	0,44
Chaetodontidae	<i>Chaetodon robustus</i>	4	0,08
Diodontidae	<i>Chilomycterus reticulatus</i>	1	0,02
	<i>Diodon holocanthus</i>	3	0,06
Epinephelidae	<i>Cephalopholis taeniops</i>	26	0,52
	<i>Epinephelus costae</i>	1	0,02
Gobiidae	<i>Bathygobius casamancus</i>	5	0,10
	<i>Gnatholepis thompsoni</i>	57	1,14
	<i>Gobius ateriformis</i> *	3	0,06
	<i>Gobius tetropthalmus</i> *	624	12,44
Haemulidae	<i>Parapristipoma humile</i> *	680	13,55
Holocentridae	<i>Myripristis jacobus</i>	13	0,26
	<i>Sargocentron hastatum</i>	38	0,76
Labridae	<i>Bodianus speciosus</i>	14	0,28
	<i>Coris atlantica</i>	69	1,38
	<i>Thalassoma pavo</i>	262	5,22
Labrisomidae	<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	1	0,02
Mullidae	<i>Pseudupeneus prayensis</i>	72	1,43
Muraenidae	<i>Gymnothorax miliaris</i>	3	0,06
	<i>Gymnothorax vicinus</i>	4	0,08
	<i>Muraena melanotis</i>	2	0,04
Pomacanthidae	<i>Holocanthus africanus</i>	9	0,18
Pomacentridae	<i>Abudefduf hoefleri</i>	6	0,12
	<i>Similiparma lurida</i>	1	0,02
	<i>Abudefduf saxatilis</i>	9	0,18
	<i>Chromis lubbocki</i> *	1263	25,17
	<i>Chromis multilineata</i>	922	18,37
	<i>Similiparma hermani</i> *	4	0,08
	<i>Stegastes imbricatus</i>	358	7,13





Priacanthidae	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	11	0,22
	<i>Priacanthus arenatus</i>	13	0,26
Scaridae	<i>Scarus hoefleri</i>	26	0,52
	<i>Sparisoma choati</i>	4	0,08
	<i>Sparisoma cretense</i>	174	3,47
Scorpaenidae	<i>Scorpaena laevis</i>	3	0,06
	<i>Scorpaena maderensis</i>	1	0,02
Serranidae	<i>Rypticus aff.saponaceus</i>	4	0,08
Sparidae	<i>Diplodus fasciatus</i> *	23	0,46
	<i>Diplodus sargus lineatus</i> *	24	0,48
	<i>Diplodus prayensis</i> *	15	0,30
	<i>Diplodus puntazzo</i>	3	0,06
	<i>Virididentex acromegalus</i> *	1	0,02
Synodontidae	<i>Synodus synodus</i>	2	0,04
Tetraodontidae	<i>Canthigaster capistrata</i>	30	0,60
	<i>Sphaeroides marmoratus</i>		
	2	0,04	
Total familias: 24	Total sp: 50	Total ind: 5018	100

TABLA 2. A) RESULTADOS DEL ANÁLISIS PERMANOVA EN EL QUE SE CONTRASTAN LAS VARIACIONES EN LA RIQUEZA DE ESPECIES EN FUNCIÓN DEL MÉTODO UTILIZADO (TRANSECTO, CIRCULAR), LA LOCALIDAD MUESTREADA (1-8) Y LA INTERACCIÓN ENTRE AMBOS FACTORES. LOS VALORES SIGNIFICATIVOS SE MUESTRAN EN NEGRITA. B) ANÁLISIS A POSTERIORI DE LAS COMPARACIONES POR PARES DEL FACTOR «MÉTODO» CON CADA UNA DE LAS LOCALIDADES. LOS VALORES SIGNIFICATIVOS (P<0,05) SE MUESTRAN EN NEGRITA

PRESENCIA/AUSENCIA DE ESPECIES					
a) Fuente de variación	df	SS	MS	Pseudo- F	P (perm)
Método	1	4446,9	4446,9	2,064	0,079
Localidad	7	79284	11326	7,906	0,000
Método x Localidad	7	15104	2157,7	1,506	0,025
Residual	58	83091	1432,6		
Total	73	1,9185E5			
b) Análisis a posteriori					
	t	P(perm)	Unique perms		
Método x Localidad 1	1,345	0,159	63		
Método x Localidad 2	1,932	0,011	84		
Método x Localidad 3	1,235	0,181	84		
Método x Localidad 4	1,458	0,053	210		

Método x Localidad 5	1,154	0,356	84
Método x Localidad 6	0,604	0,906	84
Método x Localidad 7	1,576	0,065	63
Método x Localidad 8	0,985	0,473	53

TABLA 3. RESUMEN DEL ANÁLISIS SIMPER PARA LA PRESENCIA/AUSENCIA DE ESPECIES EN EL QUE SE MUESTRAN LAS CONTRIBUCIONES (%) DE CADA ESPECIE A LA DISIMILITUD ENTRE LOCALIDADES. APARECEN DESTACADAS EN NEGRITA LAS ESPECIES QUE SE REPITEN A LO LARGO DE LOS RESULTADOS Y PRESENTAN PORCENTAJES DE CONTRIBUCIÓN ALTOS

ESPECIES	CONTRIBUCIÓN (%) ENTRE LOCALIDADES													
	1-2	1-3	1-4	1-5	1-6	1-7	1-8	2-3	2-4	2-5	2-6	2-7	2-8	3-4
Chromis lubbocki	8,73	5,15	7,71	9,82			18,78	5,57			8,01	9,29	11,75	5,28
Stegastes imbricatus	8,63	4,51	5,59	7,58		13,44	5,78	3,85	4,23	7,88				4,75
Gobius tetrophthalmus	7,58		4,45			10,89	15,49	7,22	4,92	7,53	7,78			3,91
Thalassoma pavo	6,54	7,88	3,63	8,38	7,36	13,44		4,26	4,73	4,69	5,14	3,85	6,01	4,62
Gnatholepis thompsoni		8,45			7,55			4,88		4,06	4,11	3,91		5,13
Parablennius salensis		7,71	5,37	6,74	10,81		9,74							
Pseudupeneus prayensis	3,27	7,20	4,30	6,70	14,30			4,57	4,06	5,46	5,70	5,56	3,90	4,55
Sargocentron hastatum	5,95	4,51	4,19	5,06				4,87	4,46	5,51	5,96	7,39	6,78	4,29
Cephalopholis taeniops		4,89	5,28	4,88	4,62			3,58	4,75	4,52				4,55
Acanthurus monroviae			4,74						4,28					4,37
Chromis multilineata	3,12		5,41			10,89	18,78	3,44	4,56	4,69	3,11	7,10	7,94	4,81
Canthigaster capistrata	3,95			5,17	7,98			3,91	3,82	5,15	4,62	5,10	4,83	
Aulostomus strigosus	3,28							2,97	3,40		3,22	3,96	4,27	
Sparisoma cretense	6,22	5,97	5,78	7,53	9,86	11,16		4,57	4,07	4,78	4,74	4,26	7,94	4,58
Scarus hoefleri									3,96			4,29	3,81	
Coris atlantica								3,11	2,97	4,17				
Bodianus speciosus		4,33							3,67					3,54
Diplodus fasciatus			4,87						4,27					4,44
Holacanthus africanus									3,02					
Abudefduf hoefleri													3,72	

Continuación tabla 3

ESPECIES	CONTRIBUCIÓN (%) ENTRE LOCALIDADES													
	3-5	3-6	3-7	3-8	4-5	4-6	4-7	4-8	5-6	5-7	5-8	6-7	6-8	7-8
Chromis lubbocki	6,74	5,18	4,70		4,78	6,95	7,09	8,98	9,84	9,20	10,92	12,33		4,74
Stegastes imbricatus	6,20	4,56	7,95	8,63	4,53	5,25	4,30	4,60	7,86				13,25	
Gobius tetrophthalmus			9,61	10,72	5,39	4,14	5,63	5,90		9,43	9,43	11,34	12,40	
Thalassoma pavo	5,47	6,90	5,11	6,20		4,45	6,28	5,18	7,11		6,53	8,27	6,87	12,55



<i>Gnatholepis thompsoni</i>	6,12	7,19	6,35	7,19					5,81				5,81
<i>Parablennius salensis</i>					5,07								
<i>Pseudupeneus prayensis</i>	5,65	6,74	5,70	6,14	4,87	5,16	4,89	4,51	6,33	6,56	6,85	7,19	10,07 10,03
<i>Sargocentron hastatum</i>	5,28	4,14		4,54	5,05	4,11	4,41	4,72	5,42	5,34	5,54		
<i>Cephalopholis taeniops</i>	5,34	5,72	4,54		4,89	4,95	5,38	5,66	5,88	5,52			
<i>Acanthurus monroviae</i>					4,71	4,52	4,80	5,04					
<i>Chromis multilineata</i>			7,97	10,43		5,23	4,69	4,78		7,77	8,52	10,77	14,26 4,49
<i>Canthigaster capistrata</i>	5,01	5,87				4,09			6,41	5,62	5,28	5,70	
<i>Aulostomus strigosus</i>					5,19								
<i>Sparisoma cretense</i>	5,77	6,66	6,33	5,01	4,34	4,71	4,23	6,34	6,55	5,08	8,03	6,69	6,93 21,08
<i>Scarus hoefleri</i>								3,89					
<i>Coris atlantica</i>		4,48	4,09										
<i>Bodianus speciosus</i>			4,34			4,88							
<i>Diplodus fasciatus</i>					4,58	4,63	4,90	5,17					
<i>Holacanthus africanus</i>										5,01			

TABLA 4. ANÁLISIS SIMPER PARA LA LOCALIDAD 2, EN LA QUE SE MUESTRAN LAS NUEVE ESPECIES QUE MÁS CONTRIBUYEN A DIFERENCIAR LOS MÉTODOS ENTRE SÍ

ESPECIES	CONTRIBUCIÓN%	ACUMULADO%
<i>Chromis multilineata</i>	8,89	8,89
<i>Thalassoma pavo</i>	8,89	17,78
<i>Balistes punctatus</i>	5,93	23,71
<i>Coris atlantica</i>	5,93	29,64
<i>Abudefduf hoefleri</i>	5,47	35,10
<i>Scarus hoefleri</i>	5,44	40,55
<i>Sparisoma cretense</i>	5,44	45,99
<i>Canthigaster capistrata</i>	5,03	51,02
<i>Sargocentron hastatum</i>	4,82	55,84

TABLA 5. (A) RESULTADOS OBTENIDOS PARA EL ANÁLISIS ESPECÍFICO DONDE SE PONE DE MANIFIESTO LA DIFERENCIA ENTRE EL MÉTODO DE TRANSECTO Y EL CIRCULAR, EN CUANTO A LA RIQUEZA DE ESPECIES (S), EL NÚMERO (N) Y ÍNDICES DE DIVERSIDAD DE MARGALEF [D= (S-1)/LNN]. (B) LISTADO DE ESPECIES EXCLUSIVAMENTE REGISTRADAS POR UN MÉTODO Y POR EL OTRO

a) ANÁLISIS ESPECÍFICO - RIQUEZA			
Método	S	N	d
Transecto	40	59	9,56
Circular	45	71	10,31

b) ESPECIES	
TRANSECTO	CIRCULAR
	<i>Caranx crysos</i>
	<i>Chilomycterus reticulatus</i>
<i>Diplodus puntazzo</i>	<i>Diodon holocanthus</i>
<i>Gobius ateriformis</i>	<i>Epinephelus costae</i>
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	<i>Ophioblennius atlanticus</i>
<i>Scorpaena maderensis</i>	<i>Priacanthus arenatus</i>
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	<i>Scorpaena laevis</i>
	<i>Similiparma lurida</i>
	<i>Synodus synodus</i>
	<i>Virididentex acromegalus</i>

TABLA 6. A) RESULTADOS DEL ANÁLISIS PERMANOVA EN EL QUE SE CONTRASTAN LAS VARIACIONES EN LA ABUNDANCIA DE ESPECIES SEGÚN EL MÉTODO DE MUESTREO (TRANSECTO, CIRCULAR), LA LOCALIDAD (1-8) Y LA INTERACCIÓN ENTRE ESTOS DOS FACTORES. B) ANÁLISIS *A POSTERIORI* DE LAS COMPARACIONES POR PARES DEL FACTOR «MÉTODO» CON CADA UNA DE LAS LOCALIDADES. LOS VALORES SIGNIFICATIVOS SE MUESTRAN EN NEGRITA. LOS VALORES SIGNIFICATIVOS ($P < 0,05$) SE MUESTRAN EN NEGRITA

ABUNDANCIA DE ESPECIES					
a) Fuente de variación	df	SS	MS	PSEUDO- F	P (PERM)
Método	1	4067,6	4067,6	1,6208	0,139
Localidad	7	83375	11911	8,0394	0,000
Método x Localidad	7	17605	2515,1	1,6976	0,001
Residual	58	85929	1481,5		
Total	73	2,0434E5			

b) ANÁLISIS <i>A POSTERIORI</i>			
	t	<i>P</i> (<i>PERM</i>)	UNIQUE PERMS
Método x Localidad 1	1,494	0,061	84
Método x Localidad 2	1,989	0,011	84
Método x Localidad 3	1,412	0,091	84
Método x Localidad 4	1,294	0,113	210
Método x Localidad 5	1,001	0,432	84
Método x Localidad 6	0,966	0,556	84
Método x Localidad 7	1,477	0,048	84
Método x Localidad 8	1,001	0,469	210



TABLA 7. RESUMEN DEL ANÁLISIS SIMPER PARA LA ABUNDANCIA DE ESPECIES EN EL QUE SE MUESTRAN LAS CONTRIBUCIONES (%) DE CADA ESPECIE A LA DISIMILITUD ENTRE LOCALIDADES. APARECEN DESTACADAS EN NEGRITA LAS ESPECIES QUE SE REPITEN A LO LARGO DE LOS RESULTADOS Y PRESENTAN PORCENTAJES DE CONTRIBUCIÓN ALTOS

ESPECIES	CONTRIBUCIÓN ENTRE LOCALIDADES													
	1-2	1-3	1-4	1-5	1-6	1-7	1-8	2-3	2-4	2-5	2-6	2-7	2-8	3-4
Chromis lubbocki	15,09	10,42	16,22	18,65	8,74			10,95	7,83	6,88	14,90	16,04	18,79	12,79
Stegastes imbricatus	8,64	6,35	3,76			17,07	21,77	7,78	5,63	6,59	8,46	6,66	8,44	5,11
Gobius tetropthalmus	14,09	9,82	11,01	10,64	14,95	17,03	19,93	15,13	3,89	11,18	13,79			11,43
Thalassoma pavo	8,45	8,11	4,54	8,04	8,97	9,79		6,84	7,55	8,08	8,21	7,72	8,63	5,50
Gnatholepis thompsoni		8,61						4,65						4,61
Parablennius salensis	4,75	7,26	4,47	5,98	10,01									
Pseudupeneus prayensis		4,73		4,92	10,75			3,31	3,31	4,64	4,70	4,42		
Sargocentron bastatum									3,44					
Acanthurus monroviae			5,14						5,19					5,33
Chromis multilineata	5,40		10,33			12,17	25,37	6,42	11,01	7,67	5,50	10,72	16,63	10,16
<i>Sparisoma cretense</i>	6,14	6,40	5,97	8,90				5,46	5,63	7,47	5,33	7,11	6,90	4,89
<i>Scarus boefferi</i>									3,52					
<i>Coris atlantica</i>				4,83	6,82					4,06				
<i>Diplodus sargus lineatus</i>									2,98					

Continuación tabla 7

	3-5	3-6	3-7	3-8	4-5	4-6	4-7	4-8	5-6	5-7	5-8	6-7	6-8	7-8
Chromis lubbocki	14,39	11,76	8,23	7,34	9,16	15,33	15,84	18,24	19,35	15,76	17,03	6,86		
Stegastes imbricatus	6,48	6,25	12,63	14,18	4,09	3,76	9,06	11,01		11,33	12,36	16,60	18,99	8,15
Gobius tetropthalmus	9,98	9,05	16,72	17,25	8,09	10,20	4,38		9,84	11,10	10,91	16,29	17,16	
Thalassoma pavo	6,89	9,27	6,06	6,28	6,62	6,10	6,54	5,94	9,09	6,11		8,65		11,60
Gnatholepis thompsoni	5,68	7,19												
Pseudupeneus prayensis	4,74	5,94			4,16	4,13			6,15					
Acanthurus monroviae					5,50	5,09	5,11	5,32						
Chromis multilineata	6,42		10,38	18,07	11,55	10,49	10,79	12,11		9,26	16,52	12,05	22,67	21,48
<i>Sparisoma cretense</i>	7,56	5,95	6,46		6,25	5,11	5,46	5,96	8,51	7,46				13,80
<i>Coris atlantica</i>		5,06			3,66									
<i>Apogon imberbis</i>									7,22					
<i>Parapristipoma humile</i>							4,18							6,33

TABLA 8. SIMPER DE LA LOCALIDAD 2, EN LA QUE SE MUESTRAN LAS OCHO ESPECIES QUE MÁS CONTRIBUYEN A DIFERENCIAR LOS MÉTODOS ENTRE SÍ

ESPECIES	CONTRIBUCIÓN%	ACUMULADO%
<i>Chromis multilineata</i>	17,58	17,58
<i>Thalassoma pavo</i>	12,76	30,34
<i>Sparisoma cretense</i>	6,92	37,26
<i>Coris atlantica</i>	4,98	42,24
<i>Stegastes imbricatus</i>	4,27	46,51
<i>Aulostomus strigosus</i>	4,20	50,70
<i>Scarus hoefleri</i>	4,07	54,77
<i>Sargocentron hastatum</i>	3,99	58,76

TABLA 9. NIVELES DE SIGNIFICACIÓN OBTENIDOS PARA CADA UNA DE LAS 8 LOCALIDADES EN RELACIÓN A LAS DIFERENCIAS EN LAS ESTIMAS ENTRE MÉTODOS DE MUESTREO Y LA DIVERSIDAD, SEGÚN EL ÍNDICE DE MARGALEF [$D = (S-1)/LNN$], DE CADA LOCALIDAD

LOCALIDAD	NIVEL SIGNIFICACIÓN	d
1	0,061	2,934
2	0,011	7,145
3	0,091	6,434
4	0,113	6,188
5	0,432	4,69
6	0,556	4,263
7	0,048	3,656
8	0,469	2,682



FIGURAS

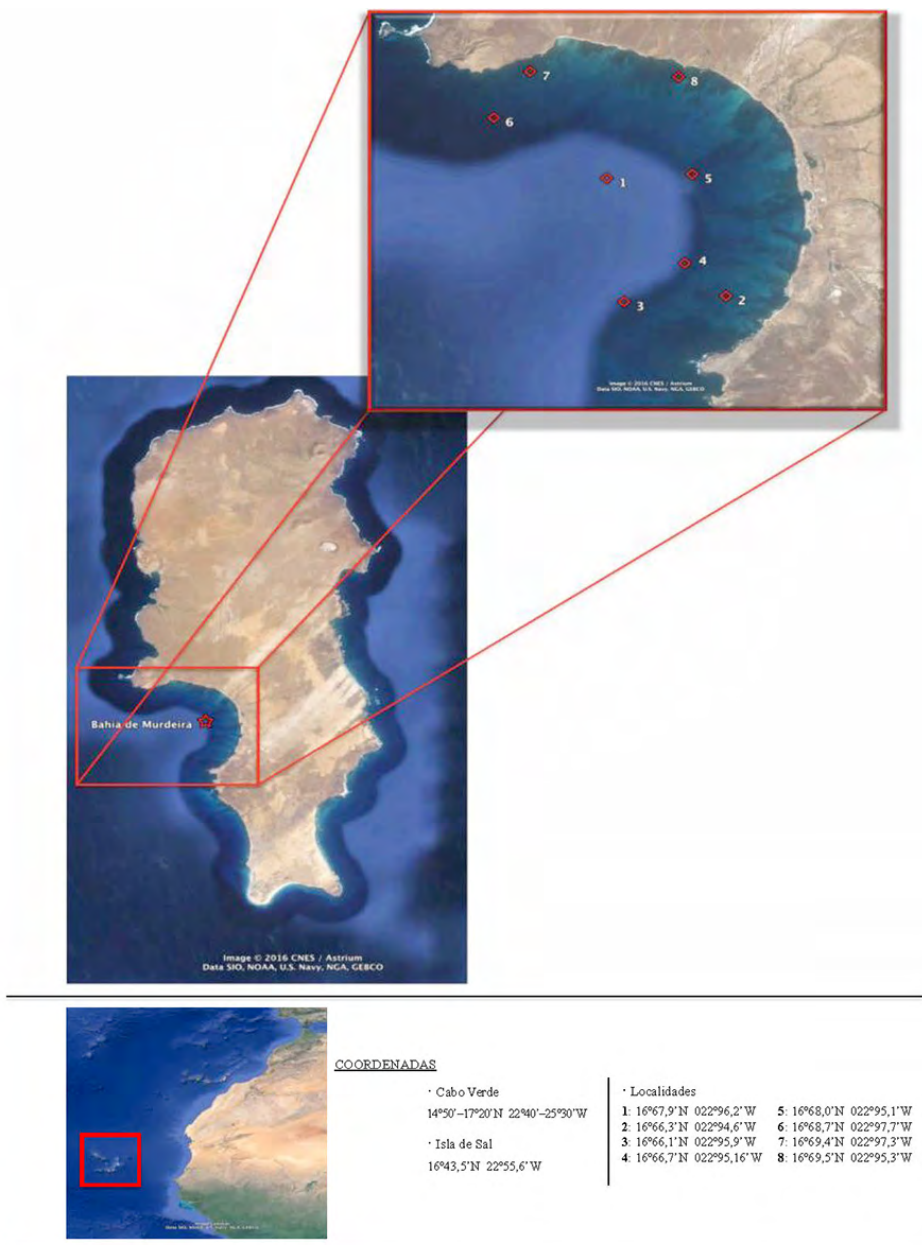


Figura 1. Localización de la Bahía de Murdeira, al suroeste de la isla de Sal, Cabo Verde y detalle de la posición de las ocho localidades donde se llevó a cabo el estudio.

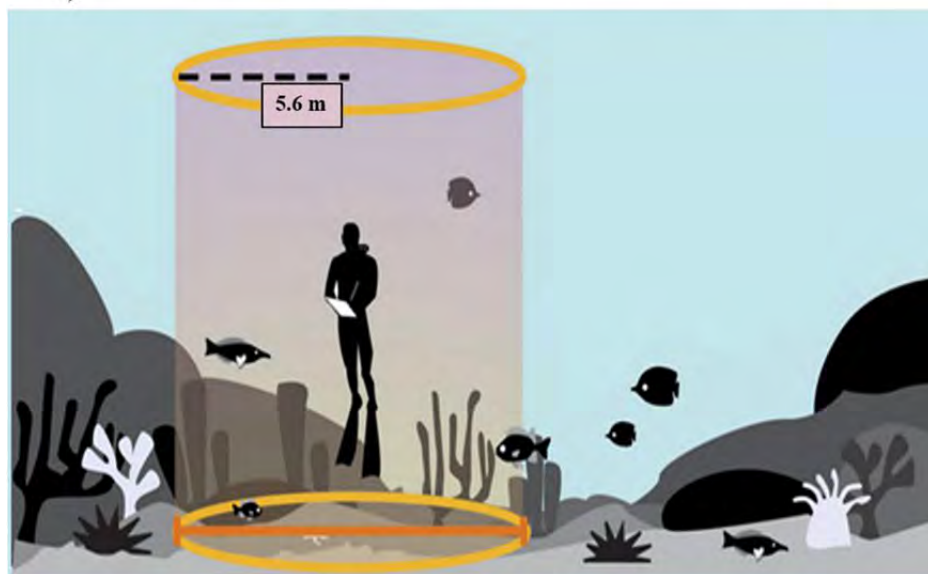
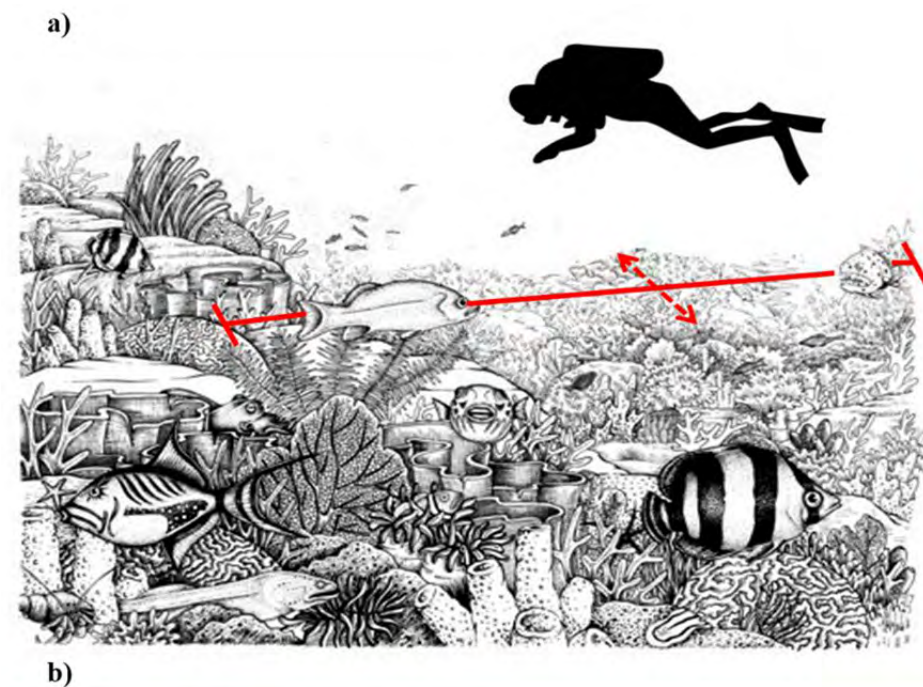


Figura 2. (a). Técnica de muestreo visual por «Transecto», las flechas discontinuas indican la anchura del área de muestreo (2 metros en total) y la delimitación de longitud marca los 20 m de distancia a muestrear. (b) Técnica de muestreo visual de tipo de «Punto fijo» o «Circular», la línea discontinua marca el radio de la circunferencia imaginaria a muestrear.

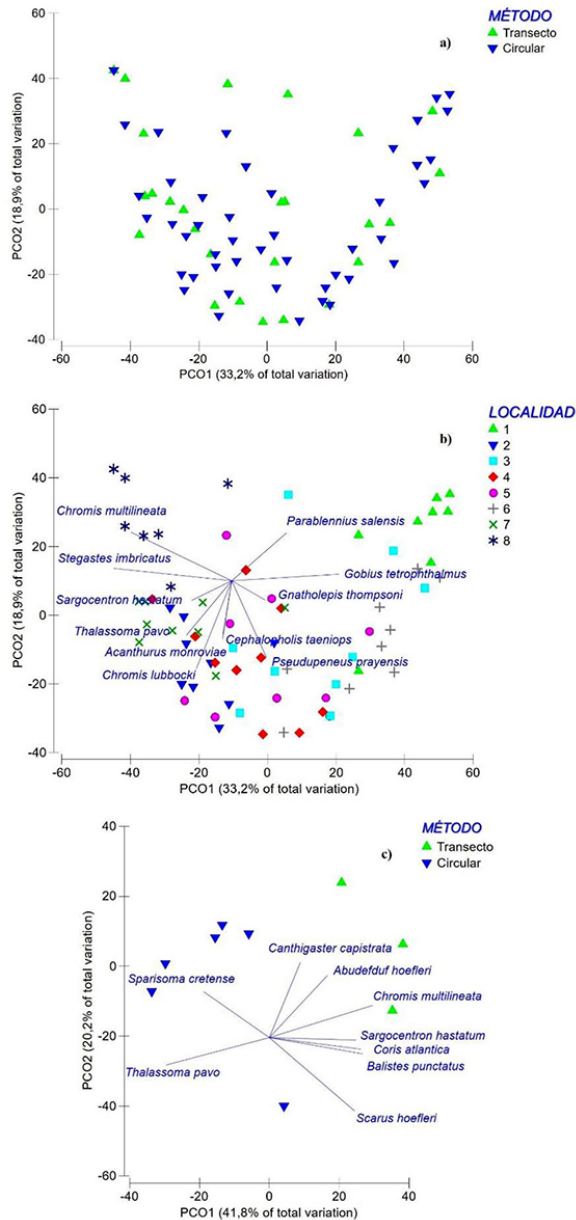


Figura 3. Análisis de ordenación PCO para la variable riqueza en el que se representa el factor Método (a); el factor Localidad, incluyendo vectores superpuestos que representan a las once especies que según el análisis SIMPER contribuyen en mayor medida a las diferencias entre localidades (b); y una ordenación parcial de los muestreos de la localidad 2 para representar las diferencias encontradas entre ambos métodos en base a las especies muestreadas.

De la misma forma, los vectores representan las nueve especies que marcaron las diferencias entre los métodos (c).

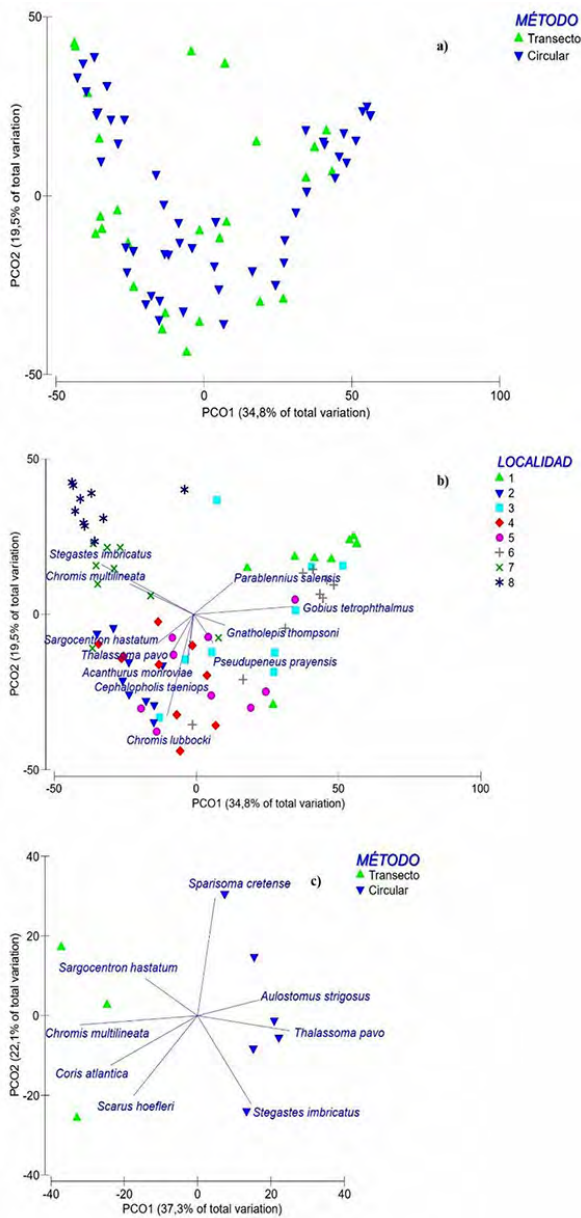


Figura 4. Análisis de ordenación PCO para la variable abundancia en el que se representa el factor Método (a); el factor Localidad, incluyendo vectores superpuestos que representan las once especies que según el análisis SIMPER contribuyen en mayor medida a las diferencias entre localidades (b); y una ordenación parcial de los muestreos de la localidad 2 para representar las diferencias encontradas entre ambos métodos en base a las especies muestreadas. De la misma forma, los vectores representan las ocho especies que marcaron las diferencias entre los métodos (c).



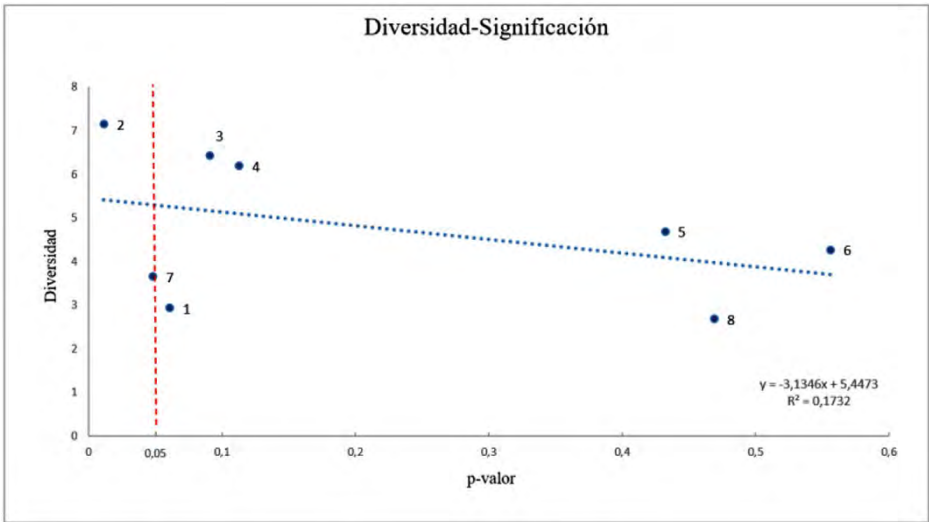


Figura 5. Relación entre la diversidad de cada localidad (y) y el p-valor entre métodos de muestreo (x). Cuanto mayor es la diversidad de la zona menor es el p-valor, es decir cuanto mayor es la diversidad íctica mayores son las diferencias entre métodos.
La línea roja marca el nivel de significación $p=0,05$.



ANEXO 1

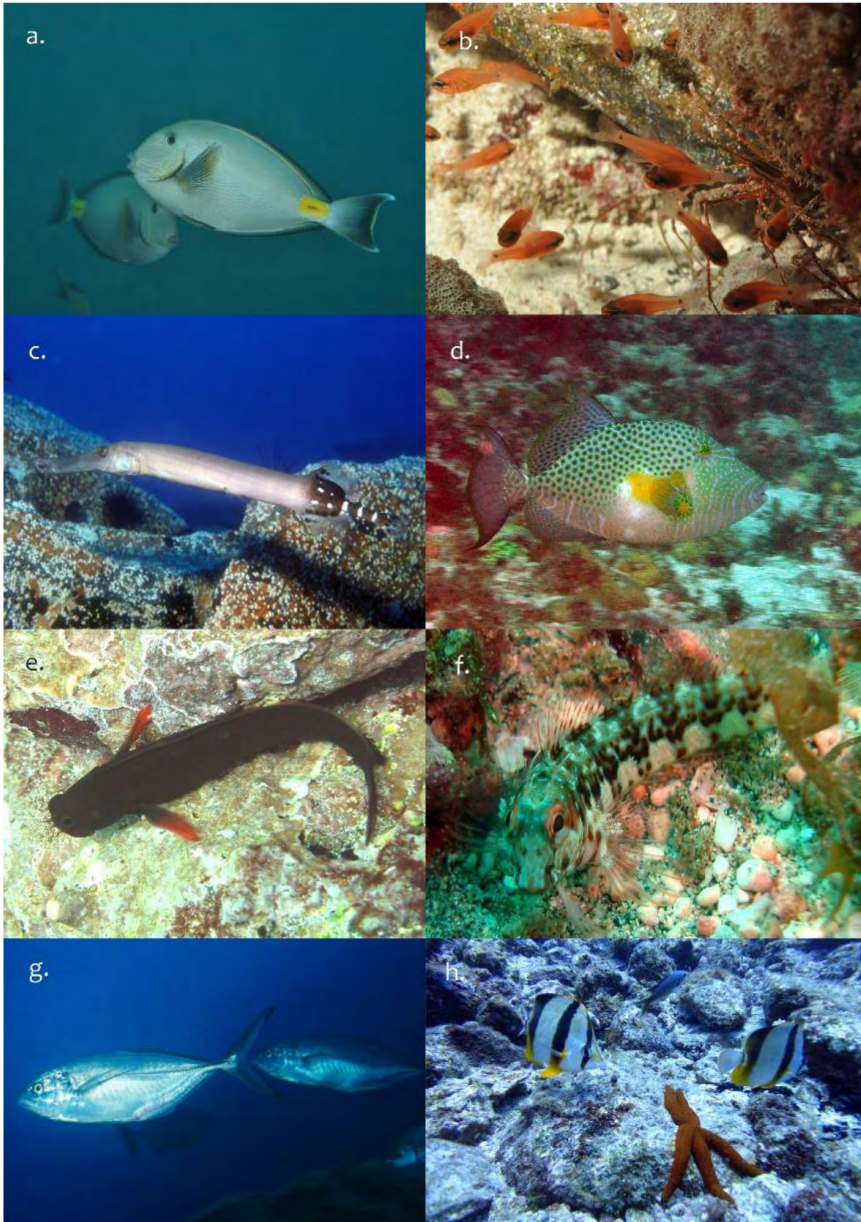


Lámina 1. a. *Acanthurus monroviae*. b. *Apogon imberbis*. c. *Aulostomus strigosus* (Foto tomada en Canarias). d. *Balistes punctatus*. e. *Ophioblennius atlanticus*. f. *Parablennius salensis* (endémico). g. *Caranx crysos* (Foto J.M. Falcón, tomada en Canarias). h. *Chaetodon robustus*.



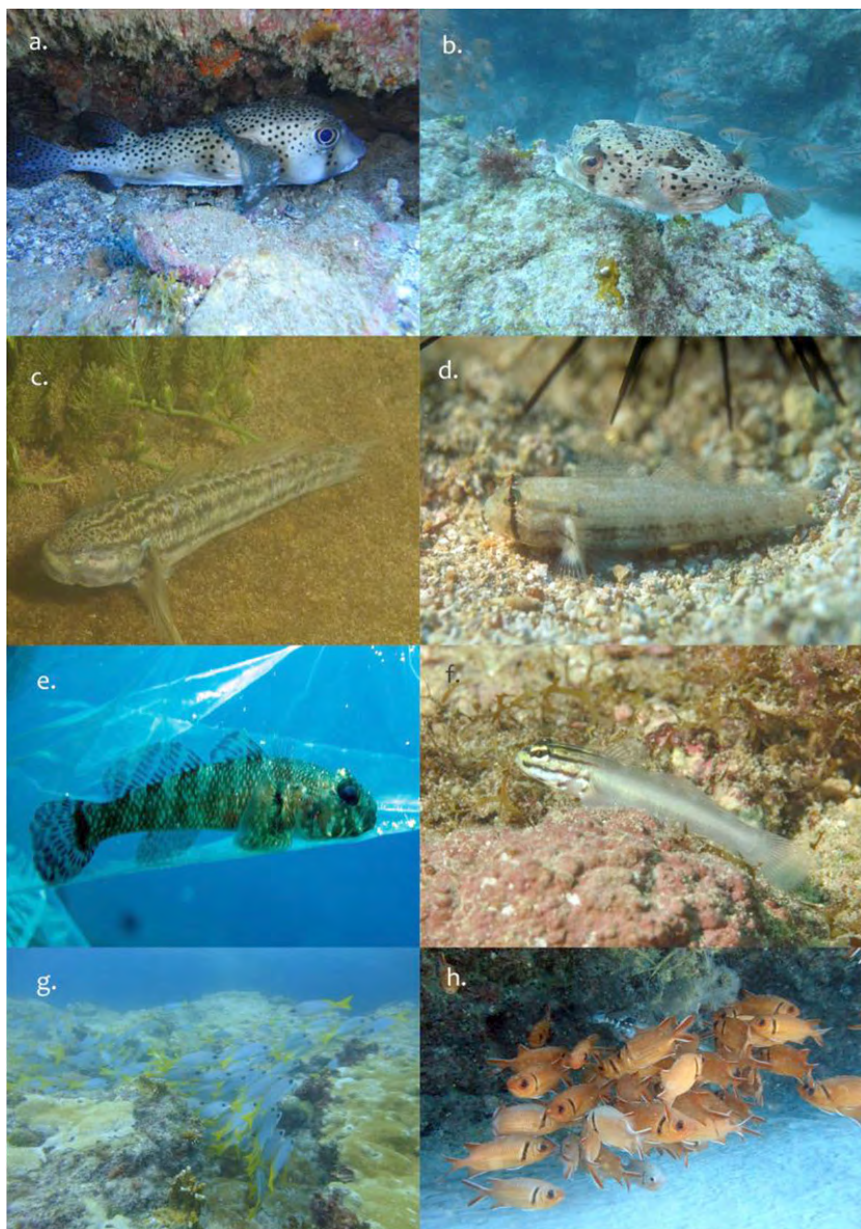


Lámina 2. a. *Chilomycterus reticulatus*. b. *Diodon holocanthus*. c. *Bathygobius casamancus*. d. *Gnatholepis thompsoni* (Foto tomada en Canarias). e. *Gobius ateriformis* (endémico, foto P. Wirtz). f. *Gobius tetrophthalmus* (endémico). g. *Parapristipoma humile* (endémico). h. *Myripristis jacobus*.



Lámina 3. a. *Sargocentron hastatum*. b. *Bodianus speciosus*. c. *Coris atlantica* (Foto T. Menut).
 d. *Thalassoma pavo* (Foto T. Menut). e. *Labrisomus nuchipinnis*. f. *Pseudupeneus prayensis*.
 g. *Gymnothorax miliaris*. h. *Gymnothorax vicinus*.



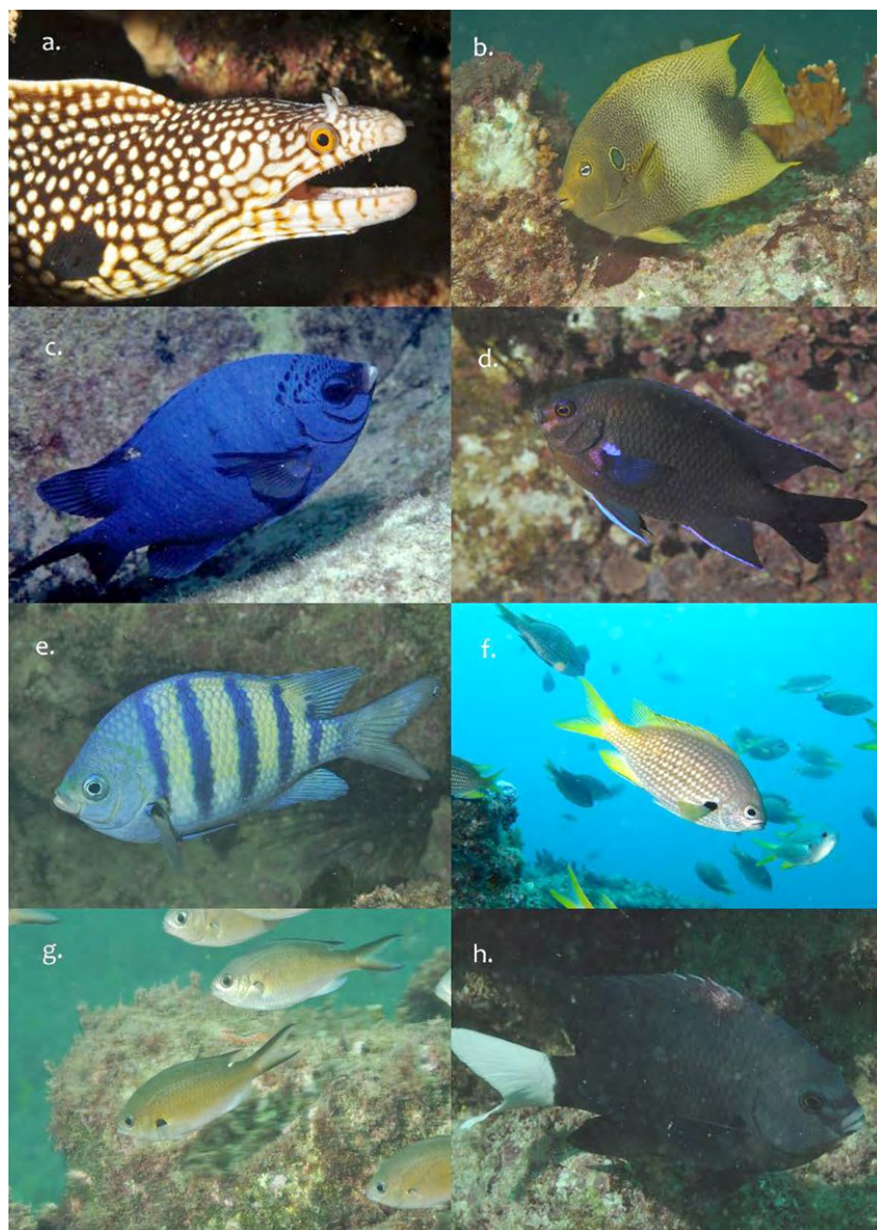


Lámina 4. a. *Muraena melanotis*. b. *Holacanthus africanus*. c. *Abudefduf hoefleri*. d. *Similiparma lurida* (Foto tomada en Canarias). e. *Abudefduf saxatilis*. f. *Chromis lubbocki* (endémico). g. *Chromis multilineata*. h. *Similiparma hermani* (endémico).

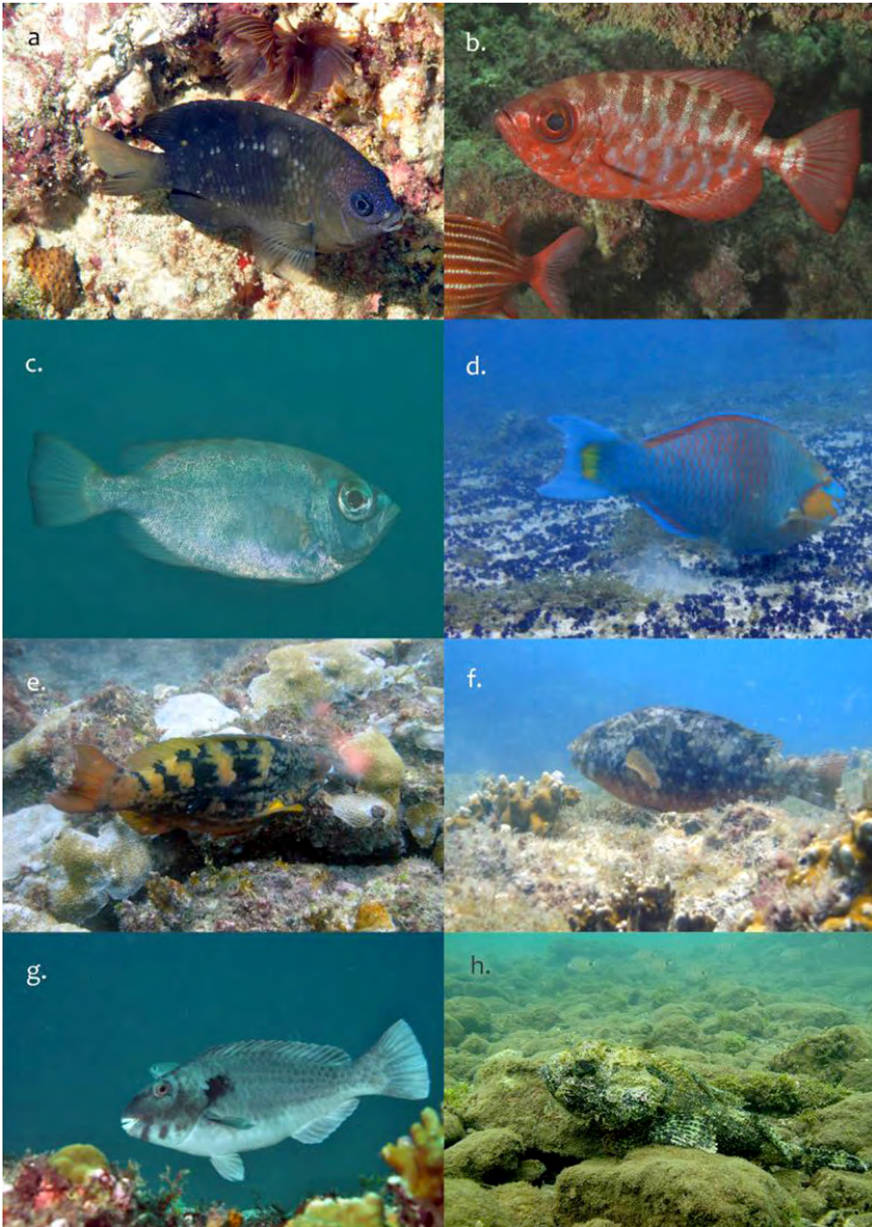


Lámina 5. a. *Stegastes imbricatus*. b. *Heteropriacanthus cruentatus*. c. *Priacanthus arenatus*.
 d. *Scarus hoefleri* macho. e. *Scarus hoefleri* hembra. f. *Sparisoma choati*.
 g. *Sparisoma cretense*. h. *Scorpaena laevis*.





Lámina 6. a. *Scorpaena maderensis* (Foto tomada en Canarias). b. *Cephalopholis taeniops*. c. *Epinephelus costae* (Foto T. Melo). d. *Ryticus* aff. *saponaceus*. e. *Diplodus fasciatus* (endémico). f. *Diplodus sargus lineatus* (endémico). g. *Diplodus prayensis* (endémico). h. *Diplodus puntazzo* (Foto tomada en Canarias).



Lámina 7. a. *Virrididentex acromegalus* (endémico). b. *Synodus synodus* (Foto tomada en Canarias). c. *Canthigaster capistrata* (Foto tomada en Canarias). d. *Sphoeroides marmoratus* (Foto tomada en Canarias).



MODELO TRÓFICO DEL ECOSISTEMA ROCOSO LITORAL DE LA ISLA DE EL HIERRO, ISLAS CANARIAS

José Carlos Mendoza* y José Carlos Hernández
Universidad de La Laguna

RESUMEN

Presentamos un modelo de balance de masas realizado mediante el programa *Ecopath with Ecosim* para caracterizar la estructura trófica y los principales flujos de energía del ecosistema sublitoral rocoso de la isla de El Hierro. El modelo se compone de 22 grupos funcionales, que representan las especies más características de las comunidades bentónicas de las islas Canarias. Los indicadores ecológicos y parámetros obtenidos en el modelo de balance de masas caracterizaron el ecosistema como un sistema bentónico en desarrollo, alejado de la madurez y con un bajo reciclaje de la materia, dominado en términos de biomasa por los niveles tróficos bajos e intermedios. Se identificó a los grupos de peces ictiófagos, de niveles tróficos altos, como las especies clave del ecosistema. Este modelo puede ser utilizado para la exploración de escenarios temporales que analicen el efecto de diferentes tipos de perturbaciones sobre los grupos clave que contribuyen a la resiliencia del ecosistema. Por lo que se trata de una herramienta de gran valor para los gestores de los recursos marinos de El Hierro, quienes pueden prever los posibles efectos ecosistémicos de nuevas medidas de gestión pesquera.

PALABRAS CLAVE: modelo trófico, pesquerías, isla de El Hierro, ecosistemas costeros.

A TROPHIC MODEL OF EL HIERRO SHALLOW ROCKY BOTTOM ECOSYSTEM, CANARY ISLANDS

ABSTRACT

We provide a mass-balance model which has been constructed using *Ecopath with Ecosim* software to characterize the trophic structure and the main energy flows of the sublittoral rocky-bottom ecosystem of El Hierro island. The model is composed by 22 trophic groups, that represent the most characteristic species of the benthic communities of the Canary Islands. The ecological indicators and parameters resulted from the mass balance model characterized the ecosystem as an undeveloped system, far from the maturity status, with a low recycling index and dominated by mid-low trophic levels in terms of biomass. Macroinvertebrate feeders and piscivorous fish groups were identified as keystone species of the ecosystem. This model can be used for exploring different temporal scenarios to analyse the effect of different type of perturbations on keystone groups that contribute to ecosystem resilience. In this sense, this model is a very valuable tool for the managers of El Hierro marine resources who can foresee the possible ecosystem effects of new fisheries policies.

KEYWORDS: trophic model, fisheries, El Hierro Island, Coastal Ecosystems.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2019.02.06>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 2; diciembre 2019, pp. 121-150; ISSN: e-2659-6644



1. INTRODUCCION

La isla de El Hierro (27°45' N, 18°00' O) es un enclave biológico de carácter volcánico y subtropical, situado en el archipiélago de las islas Canarias. Las aguas que rodean la isla son de carácter oceánico y oligotrófico (De León y Braun 1973; Braun 1980; Hernández 2016), sin embargo, existen unos recursos marinos diversos (Bortone *et al.* 1991) y que presentan un buen estado de conservación, sobre todo en la reserva marina localizada en el Mar de Las Calmas y sus alrededores (Hernández *et al.*, 2008). En este área, están bien representados los hábitats costeros de macroalgas más conspicuos del archipiélago canario, los fondos de Lobophoras (Sangil *et al.*, 2011). Además, y debido a la abundancia de recursos marinos de interés pesquero que presenta la isla de El Hierro, se ha establecido una flota artesanal que centra su actividad pesquera en las aguas circundantes (De la Cruz-Modino 2011).

Durante las últimas décadas, el interés por el estudio del impacto de las actividades humanas en los hábitats y comunidades marinas está desarrollando la aplicación de un enfoque ecosistémico (Cowan *et al.* 2012). Este enfoque holístico, útil para entender las dinámicas de los ecosistemas marinos y sus poblaciones, ha convertido la modelización ecológica en una herramienta fundamental para su análisis (Christensen y Walters 2004; Plagányi 2007). En este sentido, los modelos tróficos permiten caracterizar la estructura y funcionamiento de los ecosistemas marinos, considerando las interacciones multiespecíficas que ocurren dentro de los mismos. De esta forma, podemos construir una herramienta ecológica que nos proporciona información estratégica en la gestión y toma de decisiones sobre los ecosistemas marinos que nos permita proyectar en el tiempo los resultados obtenidos para simular escenarios futuros.

Uno de los enfoques que permite caracterizar los ecosistemas marinos es el modelo trófico de equilibrio de masas «*Ecopath with Ecosim*» (*EwE*) (Polovina 1984; Christensen y Pauly 1992). La aplicación de los modelos *EwE* (en su módulo temporal y espacial) también permite realizar modelizaciones ecológicas para evaluar tendencias temporales como los efectos de la pesca, la implementación de áreas marinas protegidas o simular escenarios de cambio climático (Pauly *et al.* 2000; Christensen y Walters 2004, 2011). En el módulo estacionario (*Ecopath*), en el que se centra este trabajo, los análisis cuantitativos de flujos de materia y energía están relacionadas con indicadores ecológicos que nos informan de las propiedades del ecosistema como la resiliencia y el estado de madurez del mismo (Odum 1969). El análisis de estos indicadores ecológicos puede ser de gran utilidad para contribuir al conocimiento de la capacidad de recuperación de los ecosistemas frente al impacto de las actividades humanas (Ulanowicz 1986).

En los ecosistemas costeros explotados como es el caso de la isla de El Hierro, los modelos *Ecopath* pueden contribuir a describir la estructura, complejidad y

* Ecología de Comunidades Marinas y Cambio Climático. Dpto. Biología Animal, Edafología y Geología (U.D. Ciencias Marinas). Facultad de Ciencias (Biología). Universidad de La Laguna, Tenerife, Canary Islands, Spain. Autor para la correspondencia: jcmendoza85@gmail.com.

funcionamiento de las comunidades que lo componen como una herramienta para la conservación. Nuestro estudio se ha centrado en el ecosistema marino de la isla de El Hierro, para construir un modelo trófico Ecopath. De esta forma pretendemos caracterizar los fondos rocosos someros de El Hierro que nos sirva de base para establecer predicciones en base a diferentes medidas de conservación o manejos pesqueros. En las islas Canarias, la aplicación de modelos *EwE* es todavía muy escasa. Hasta el momento, se ha desarrollado un modelo trófico en la laguna de Maspalomas (Moreno y Teresa 1998) y un modelo pesquero (Couce-Montero *et al.* 2015) en la isla de Gran Canaria. Sin embargo, no existe un modelo trófico que ponga de manifiesto la caracterización y funcionamiento de los fondos marinos en la isla de El Hierro. Para la región del Atlántico-oriental, se han realizado otros modelos ecológicos como en la costa atlántica de Marruecos (Stanford *et al.* 2001), en el archipiélago de Azores, Portugal (Guénette y Morato 2001), en el archipiélago de Cabo Verde (Stobberup *et al.* 2004) y el golfo de Cádiz, España (Torres *et al.* 2013).

Por todo ello, con el fin de obtener un análisis trófico del ecosistema costero de El Hierro, se construyó un modelo de equilibrio de masas para: (1) describir la estructura trófica y los principales flujos de energía; (2) analizar los indicadores ecológicos del modelo para describir las características del ecosistema desde la perspectiva de la Teoría Ecológica (Lindeman 1942; Odum 1969; Ulanowicz 1986, 1995), evaluando la resiliencia y madurez del mismo; y (3) comparar los atributos tróficos e indicadores ecológicos con los demás modelos parametrizados de la región Atlántico-oriental, concretamente con los de Torres *et al.* 2013 y Couce-Montero *et al.* 2015.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. ÁREA Y PERÍODO DE ESTUDIO

El área representativa de los ecosistemas marinos someros (hasta los 40 metros de profundidad) de El Hierro comprende la región del Mar de Las Calmas, situada en la vertiente Suroeste de la Isla. Concretamente, el área modelizada (7.46 km²) queda integrada en los límites de la Reserva Marina de interés pesquero Punta Restinga-Mar de Las Calmas (RM-RMC), donde opera principalmente la flota pesquera artesanal (figura 1). El área de estudio, de aguas calmadas y pobres en nutrientes, se caracteriza por presentar unos fondos rocosos muy escarpados y donde predominan las comunidades de macroalgas y una gran biodiversidad de especies ícticas (Brito *et al.* 2001; Falcón *et al.* 1996; Falcón 2016; Tuya *et al.* 2004).

Además, esta región de la Isla cuenta con un plan de seguimiento científico y la disponibilidad de datos de abundancias de especies y descargas de pesca, desde que se creó la Reserva Marina en 1996, hasta la actualidad. El monitoreo de la abundancia de algas, peces e invertebrados marinos, mediante el seguimiento *in situ* de buceo autónomo se lleva a cabo desde 1997. Para la representación del modelo estacionario se eligió el período de tiempo del año 2003, por contar con la mejor calidad y abundancia de datos locales, tanto en las estimaciones de biomasa como en el registro de capturas de pesca por la flota artesanal de La Restinga. Todos los



datos incluidos en el modelo se han obtenido de la bibliografía, que ha sido especificada, en detalle, en el anexo 1.

2.2. ECOPATH WITH ECOSIM (EwE)

Para la construcción del modelo de equilibrio de masas de la isla de El Hierro, se utilizó el módulo Ecopath (Polovina 1984; Christensen y Pauly 1992) del programa informático EwE (*Ecopath with Ecosim*), version 6.6 (Christensen y Walters, 2004; Christensen *et al.* 2008; Heymans *et al.* 2016). En términos generales, el módulo Ecopath describe de forma cuantitativa las interacciones tróficas y la transferencia de energía que hay en el modelo, en un estado de equilibrio en sus grupos tróficos y para un intervalo de tiempo establecido.

El modelo asume el equilibrio de masas mediante una serie de ecuaciones lineales simultáneas, una para cada especie o grupo trófico del sistema. La primera ecuación describe la producción en cada grupo funcional (i) de la siguiente manera:

$$\text{Producción (i)} = \text{Depredación sobre (i)} + \text{Mortalidad por pesca (i)} + \text{Otras causas de mortalidad (i)} + \text{Biomasa acumulada (i)} + \text{Migración neta}$$

En términos matemáticos, la primera ecuación se puede expresar como:

$$B_i \cdot (P/B)_i - EE_i - \sum B_j \cdot (Q/B)_j \cdot DC_{ij} - Y_i - E_i - BA_i = 0$$

donde B_i es la biomasa del grupo funcional (i); $(P/B)_i$ es la producción del grupo funcional (i) por unidad de biomasa y es equivalente a la mortalidad total (Z) en un estado estacionario (Allen 1971); EE es la eficiencia ecotrófica de (i); $(Q/B)_j$ es el consumo de (i) por unidad de biomasa; DC_{ij} es la proporción de (i) en la dieta del depredador (j) en unidades de volumen o peso; Y_i es el total de capturas de (i) por unidad de tiempo y área por la flota pesquera; E_i es la migración neta de (i) (emigración - inmigración); BA_i es la biomasa acumulada para (i).

La segunda ecuación describe el consumo en cada grupo funcional (i):

$$\text{Consumo (i)} = \text{Producción (i)} + \text{Respiración (i)} + \text{Alimento no asimilado (i)}$$

De estas ecuaciones surgen los datos que se requieren para parametrizar el modelo Ecopath. Para cada uno de los grupos funcionales, al menos 3 de los 4 parámetros básicos (B, (P/B), (Q/B) y EE) deben incorporarse en el modelo, además de los valores de la dieta (DC) y capturas por la flota pesquera (Y). Una vez se han incluido los parámetros necesarios, el modelo se equilibra mediante las ecuaciones lineales y se estiman los parámetros básicos desconocidos.

Atendiendo a los supuestos básicos de Ecopath, el modelo se consideró equilibrado cuando los datos de salida del modelo se evaluaron con el análisis de pre-balance (PREBAL), a través de los criterios de Link (2010) para comprobar si el modelo es coherente con los principios y leyes básicas de la ecología de ecosistemas. Ade-

más, también se utilizó el diagnóstico de las reglas de la ecología y termodinámica que se describen en Darwall *et al.* (2010) para evaluar que se cumplen una serie de restricciones en los parámetros básicos del modelo.

2.3. GRUPOS FUNCIONALES

Para la integración de las especies en los diferentes grupos tróficos, inicialmente se evaluó la disponibilidad de datos de las especies representativas de los fondos rocosos someros del área de estudio, hasta los 40 metros de profundidad. Este enfoque del modelo, excluyó algunos grupos funcionales como aves, tiburones o mamíferos marinos debido a la ausencia de estos niveles tróficos en la metodología de muestreo del área de estudio o que habitan en mar abierto. Los grupos funcionales del modelo se definieron utilizando criterios de similaridad en sus roles ecológicos, sus hábitos alimenticios y su importancia en términos de la pesquería artesanal de El Hierro. Finalmente, el modelo Ecopath contó con 22 grupos funcionales, que incluyeron 2 productores primarios, 2 grupos zooplanctónicos, 7 grupos de invertebrados bentónicos, 10 grupos de peces y un grupo para el detrito (tabla 1). La flota de pesca artesanal también se incluyó en el modelo, a partir de los datos del promedio de descargas del período 2003-2005. Para cada grupo funcional, además de la biomasa, se estimaron los promedios de la producción y consumo (P/B y Q/B), en base a los valores individuales de cada especie ponderadas por su biomasa relativa en el grupo. Por otra parte, se diseñó una matriz de dietas, para representar las relaciones tróficas entre los grupos funcionales del modelo (tabla 2). Todos los parámetros del modelo fueron transformadas a las unidades estandarizadas por Ecopath (toneladas \cdot km² \cdot año⁻¹). La composición de especies de todos los grupos funcionales y el origen de los datos para la estimación de los parámetros básicos se detallan en el Anexo A1.

2.4. CARACTERIZACIÓN TRÓFICA DEL ECOSISTEMA

El modelo Ecopath equilibrado, una vez analizado mediante el diagnóstico PREBAL y las reglas de Darwall *et al.* 2010, permite caracterizar la estructura trófica del ecosistema en base al nivel trófico de cada grupo, los flujos de energía totales, índices ecológicos, eficiencias y los impactos de la pesca (Christensen y Walters 2004; Christensen *et al.* 2008; Cury *et al.* 2005).

2.4.1. Índices de la Teoría de Ecosistemas

- (1) El índice de pedigrí fue utilizado para describir el origen de los datos y determinar la calidad del modelo (Pauly *et al.* 2000; Christensen *et al.* 2008). El rango de este índice varía desde 0 hasta 1, siendo 1 un indicador de alta calidad del modelo y baja incertidumbre de los datos de entrada.



- (2) El análisis del impacto trófico mixto (ITM) se utilizó para evaluar el impacto trófico en la estructura y funcionamiento del ecosistema. (Ulanowicz y Puccia 1990). Este análisis indica los efectos, positivos o negativos, de un incremento de biomasa de un grupo funcional sobre los demás grupos del ecosistema, incluyendo la flota pesquera.
- (3) El índice de especies clave (EC) fue calculado para identificar los grupos funcionales clave del ecosistema, grupos que tiene un rol importante en la red trófica, de acuerdo con la metodología propuesta por Valls *et al.* (2015).
- (4) El nivel trófico (NT) de los grupos funcionales fue calculado para identificar y analizar su posición ecológica en la red trófica (Lindeman 1942). La estructura trófica del ecosistema se representó mediante la agregación de los niveles tróficos en una cadena de flujos (Diagrama de espina) usando el enfoque propuesto por Ulanowicz (1995). Adicionalmente, este diagrama permite cuantificar la eficiencia en la transferencia de energía por cada sección o nivel trófico.
- (5) Las transferencias de energía dentro del ecosistema fueron cuantificadas a partir del consumo, la respiración, la importación y exportación y los flujos al detrito. La suma de todos ellos o flujos totales en el ecosistema (FTS) puede ser utilizado como un indicador del tamaño del ecosistema (Christensen y Pauly 1993). En este sentido, un incremento de los FTS indica un incremento de la producción o la tasa de renovación, y el crecimiento del sistema.

Algunos indicadores ecológicos, proporcionados por el modelo, están relacionados con la resiliencia y estado de madurez del sistema de acuerdo con la teoría descrita por Odum (1969). Por ello, los siguientes indicadores fueron incluidos en el análisis del modelo: la relación entre la producción primaria total y la respiración total del sistema (TPP/TR), la cual se aproxima a 1 en ecosistemas maduros mientras que en ecosistemas en desarrollo el valor es superior; la relación entre la producción primaria total y la biomasa total (TPP/TB) con valores bajos en ecosistemas maduros y altos en aquellos en vías de desarrollo y, por último, la producción primaria neta del sistema (PPN), que se aproxima a 0 en ecosistemas maduros.

Adicionalmente, el modelo proporciona otros indicadores ecológicos que nos informan sobre la complejidad, madurez y resiliencia de la red trófica. El índice de omnivoría del sistema (IOS) se relaciona con la especialización trófica y se calcula como la varianza del NT de las presas para cada depredador. El índice de conectancia (IC) muestra la relación entre el número de conexiones existentes entre grupos funcionales y el número de las conexiones posibles (Christensen *et al.* 2008). La ascendencia (A), que es una medida del grado de desarrollo, organización y eficiencia del ecosistema (Ulanowicz 1986; Ulanowicz y Norden 1990). El límite superior para el tamaño de la A, se conoce como capacidad de desarrollo (C) y, la diferencia entre C y A se denomina superávit (O) (*overhead*; Ulanowicz 1986), que refleja el potencial de reserva cuando el sistema se enfrenta a perturbaciones externas (Ulanowicz 1986).



2.4.2. Índices de reciclaje

El índice de reciclaje de Finn (IRF) (Finn 1976), representa la fracción de todos los flujos que se reciclan en el sistema. El índice de reciclaje por depredación (IRP) (Christensen *et al.* 2008) es una modificación del IRF que excluye los grupos que reciclan el detrito. La longitud media de las vías (LMV) se define como el número promedio de grupos funcionales que un flujo trófico atraviesa dentro del ecosistema (Finn 1976). Valores elevados para IRF, IRP y LMV son indicadores de madurez, resiliencia y estabilidad frente a las perturbaciones del sistema (Christensen 1995), y por ello, también se utilizaron para evaluar el modelo Ecopath.

2.4.3. Índices del impacto de la actividad pesquera

Finalmente, se exploraron los indicadores relacionados con el impacto de la actividad pesquera, incluyendo las capturas totales y el nivel trófico promedio de las capturas.

3. RESULTADOS

El diagnóstico PREBAL, aplicado bajo las reglas de Link *et al.* 2010, demostró que los resultados del modelo cumplen con los principios ecológicos. Los parámetros de entrada evaluados (tabla 3 y figura 2) en general, a excepción de los grupos planctónicos, fueron coherentes con los criterios establecidos. Sin embargo, algunos valores de entrada para algunos grupos funcionales resultaron no estar balanceados respecto a los flujos de energía, ya que inicialmente la EE resultó > 1 . Tras balancear el modelo ($EE < 1$), realizando pequeños ajustes en la matriz de dietas, los resultados del diagnóstico de las reglas de la ecología y termodinámica de Darwall *et al.* (2010) mostraron consistencia en el modelo con algunas excepciones en los rangos de P/Q para los grupos planctónicos.

Los grupos funcionales del modelo en equilibrio (tabla 4) se integraron en una escala de NTs desde 1 para los productores primarios hasta de 3,89, representado por el grupo de peces piscívoros y macroinvertívoros. La estructura de la red trófica del ecosistema también se representó en un diagrama de flujos (figura 3).

El índice de pedigrí, que califica el modelo en base a la incertidumbre de los datos, obtuvo un valor de 0,69 (tabla 5). Las respuestas más destacadas entre las interacciones tróficas (figura 4), analizadas con el impacto trófico mixto (ITM), se dieron entre *Coscinasterias tenuispina* frente a *Diadema africanum* (efecto negativo) y las macroalgas bentónicas frente a *Diadema africanum* (efecto positivo). Los grupos funcional clave, según el índice de especies clave (EC) definido por Valls *et al.* (2015), fue el representado por los grupos funcionales piscívoros y macroinvertívoros (figura 5). En cuanto a los flujos de energía y eficiencias entre niveles tróficos representados por el diagrama de espina (Figura 6) se observó que los niveles tróficos (NTs) de nivel 1 (PP y detritus) generan hasta el 72,85% de los flujos totales



del sistema (FTS). Los resultados también mostraron que la mayor concentración de biomasa se acumula en los primeros NTs y que la mayor eficiencia energética se da entre el NT II y NT III. Asimismo, las mayores exportaciones y capturas de ecosistema se concentran en el NT II.

Los resultados de los índices ecológicos y los flujos energéticos relacionados con la resiliencia y la madurez del ecosistema (tabla 5) mostraron que de los FTS ($5513,21 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$) el 35,9% son flujos al detrito, el 27,7% por consumo, el 24,9% se exporta o captura y el 11,5% corresponden a flujos por respiración. Los índices ecológicos TPP/TR, TPP/TB, y PPN demostraron que el ecosistema presenta valores que lo caracterizan como un sistema inmaduro o en vías de desarrollo. Valores bajos en los índices de reciclaje (IRF, IRP) y en la LMV también indicaron una baja resiliencia del sistema frente a posibles perturbaciones. La especialización trófica del sistema y el número de conexiones entre grupos tróficos, definidos por el IO (0,19) y el IC (0,23) mostraron valores bajos, característicos de un sistema con poca complejidad en su red trófica. El índice que mide el grado de desarrollo, organización y eficiencia del ecosistema (A) obtuvo un valor bajo (28,76%) en base a su límite superior de capacidad de desarrollo, y un valor alto (71,24%) en el superávit (O).

Por último, en los impactos derivados de la actividad pesquera se cuantificaron un total de $1,486 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, con un NT promedio de las capturas de 2,84.

4. DISCUSIÓN

Los resultados de este modelo han demostrado la capacidad de EwE para parametrizar una gran cantidad de información biológica, caracterizando la estructura y funcionamiento del ecosistema modelizado. Los valores de los índices ecológicos estimados por el modelo, han definido el ecosistema de El Hierro desde un enfoque holístico como un sistema de baja complejidad, inmaduro y en vías de desarrollo. Además, la modelización de todos estos parámetros y los resultados obtenidos han identificado las características tróficas más relevantes y las áreas de conocimiento científico que más limitaciones presenta en el ecosistema de la isla de El Hierro.

Este trabajo es el primero que describe en profundidad un modelo trófico en la isla de El Hierro. Con la finalidad de entender los procesos que mantienen al ecosistema, se sintetizó la información biológica y pesquera del área de estudio, confiando en la fiabilidad de los datos para construir un modelo de buena calidad. Sin embargo, la falta de información o presencia de grandes niveles tróficos (mamíferos marinos, aves, tiburones), fue un limitante para construir los grupos funcionales en los niveles superiores del sistema. Dentro de las limitaciones, el pedigrí del modelo presentó unos valores aceptables en cuanto a la calidad de los datos según los índices de pedigrí recopilados de 150 modelos publicados (Morissette 2007). Los resultados del diagnóstico PREBAL resultaron según lo esperado, las relaciones P/B y Q/B disminuyen conforme aumentan los niveles tróficos, con la excepción de los grupos planctónicos que, además, se representaron en varios subgrupos para destacar la importancia del sistema oligotrófico de las islas Canarias (Hernández, 2016).



La estructura trófica del ecosistema se pudo determinar a través de niveles tróficos continuos, típica de sistemas en desarrollo, en la que se reflejó una concentración de biomasa y principales flujos en los niveles tróficos bajos e intermedios. Este reparto estructural de biomasa y flujos tróficos es más similar al modelo de la isla de Gran Canaria que al modelo del golfo de Cádiz, donde la concentración de biomasa y flujos principales se reparte también en los niveles tróficos intermedios y superiores.

Las interacciones tróficas más importantes según el análisis de ITM, así como el análisis de EC, señalaron a los grupos funcionales implicados en la aparición de blanquiales en las islas Canarias (Hernández *et al.* 2008). Estos grupos están representados por el equinodermo *Diadema africanum*, los depredadores especializados en controlar sus poblaciones (Clemente *et al.* 2010) y el principal alimento de esta especie de erizo, las macroalgas bentónicas. Por ello, los resultados del modelo nos advierten de la vulnerabilidad del equilibrio que existe entre estos grupos tróficos y del gran impacto que puede suponer la alteración de los mismos.

La caracterización del modelo en base a los índices ecológicos propuestos por Odum (1969), presentó resultados similares respecto a los modelos comparados del Atlántico-oriental. Los flujos totales del sistema (FTS), indicadores del tamaño del sistema, fueron ligeramente inferiores en el modelo de El Hierro respecto a los modelos comparados en el Atlántico-oriental, probablemente por la exclusión de los niveles tróficos más altos (aves, tiburones, mamíferos marinos). Fueron varios los índices ecológicos los que contribuyeron a caracterizar el ecosistema modelizado como en fase de crecimiento o desarrollo, como TPP/TR, TPP/TB, PPN, IO, IC, A y O. Del mismo modo fueron caracterizados los modelos de Gran Canaria y golfo de Cádiz. Sin embargo, aunque el grado de complejidad o desarrollo de los ecosistemas comparados es similar, existen pequeñas diferencias, por ejemplo en los índices de omnivoría (IO) y conectancia (IC) dependiendo de las conexiones tróficas y de los hábitos tróficos de las especies que componen el modelo (especialistas ó generalistas).

Los índices de reciclaje (IRF, IRP) y la LMV presentados por el modelo fueron relativamente bajos, comparados con los obtenidos en los modelos de Gran Canaria y Golfo de Cádiz, lo que se podría ser debido a la presión pesquera que hay en el ecosistema. Las capturas totales de la actividad pesquera artesanal ($1,4 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$) en el ecosistema sugiere que hay una explotación moderada de los recursos en relación a las capturas totales de la actividad pesquera que opera en el modelo de Gran Canaria o Golfo de Cádiz ($4,5 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$), donde las flotas pesqueras son de carácter industrial y las capturas son más elevadas. Esta característica también se refleja en el nivel trófico promedio de las capturas, siendo 2,83 en la flota artesanal de La Restinga, frente a 3,43 y 3,32 en Gran Canaria y Golfo de Cádiz, respectivamente. Estos resultados pueden explicarse por la multiespecificidad de las capturas de la flota de El Hierro y en el bajo nivel trófico de la especie que cuenta con más descargas en peso, *Sparisoma cretense*.

Desde el punto de vista de la modelización trófica, este modelo puede servir de base para realizar exploraciones temporales o crear escenarios simulados, relacionados con los procesos bióticos o abióticos que fuercen cambios en la estructura y



funcionamiento de la red trófica, como pueden ser diferentes estrategias pesqueras o catástrofes naturales como el vulcanismo reciente. Por lo que creemos que es una herramienta de gran utilidad para el manejo y la conservación de los recursos pesqueros litorales de la isla de El Hierro.

5. AGRADECIMIENTOS

A todos los compañeros que de una forma u otra, nos han acompañado durante estos años y han compartido con nosotros campañas, buceos, reuniones, vacilones, etc. A las gentes de La Restinga, un lugar único, maravilloso, donde el tiempo se detiene para dejarnos ver una naturaleza única, indómita, prístina.

6. CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: JCM

Metodología y trabajo de campo: JCM y JCH

Análisis de datos: JCM

Preparación del escrito original: JCM

Corrección y edición del escrito definitivo: JCH

RECIBIDO: enero de 2020; ACEPTADO: febrero de 2020



REFERENCIAS

- ALLEN, R.R. 1971. Relation between production and biomass. *J Fish Res Board Can* 28: 1573-1581.
- BORTONE, S.A., VAN TASSELL, J., BRITO, A., FALCÓN, J.M. y BUNDRICK, C.M. 1991. A visual assessment of the inshore fishes and fishery resources off El Hierro, Canary Islands: a baseline survey. *Sci Mar* 55: 529-541.
- BRAUN, J.G. 1980. Estudios de producción en aguas de las islas Canarias I- Hidrografía, nutrientes y producción primaria. *Bol Inst Esp Oceanogr* 5: 147-154.
- BRITO, A., FALCÓN, J.M., GONZÁLEZ, G., PASCUAL, P., SANCHO, A., DORTA, C., HERNÁNDEZ, J.C., GARCÍA, N. 2001e. Valoración de indicadores naturales del efecto reserva en la Reserva Marina de La Restinga-Mar de las Calmas. Departamento de Biología Animal (Ciencias Marinas), *Universidad de La Laguna*.
- BRITO, A., FALCÓN, J.M. y HERRERA, R. 2005. Sobre la tropicalización reciente de la ictiofauna litoral de las islas Canarias y su relación con cambios ambientales y actividades antrópicas. *Vieraea*, 33: 515-525.
- CHRISTENSEN, V. y PAULY, D. 1992. ECOPATH II—a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecol Modell* 61(3-4): 169-185.
- CHRISTENSEN, V. y PAULY, D. 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. (Vol. 26). *WorldFish*.
- CHRISTENSEN, V. 1995. Ecosystem maturity - towards quantification. *Ecol Modell* 77: 3-32.
- CHRISTENSEN, V. y WALTERS, C.J. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecol Modell* 172: 109-139.
- CHRISTENSEN, V., WALTERS, C.J., PAULY, D. y FORREST, R. 2008. Ecopath with Ecosim version 6. User guide. *Len Oce Futs Proj* 235.
- CHRISTENSEN, V. y WALTERS, C.J. 2011. Progress in the use of ecosystem models for fisheries management. Ecosystem approaches to fisheries: a global perspective. *Cambridge University Press, Cambridge* 189-205.
- CLEMENTE, S., HERNÁNDEZ, J.C., RODRÍGUEZ, A. y BRITO, A., 2010. Identifying keystone predators and the importance of preserving functional diversity in sublittoral rocky-bottom areas. *Marine Ecology Progress Series* 413, 55-67.
- COUCE-MONTERO, L., CHRISTENSEN, V. y CASTRO, J.J. 2015. Effects of small-scale and recreational fisheries on the Gran Canaria ecosystem. *Ecol Modell* 312:61-76.
- COWAN JR, J.H., RICE, J.C., WALTERS, C.J., HILBORN, R., ESSINGTON, T.E., DAY JR, J.W. y BOSWELL, K.M. 2012. Challenges for implementing an ecosystem approach to fisheries management. *Mar Coast Fish* 4(1): 496-510.
- CURY, P., BAKUN, A., CRAWFORD, R.J.M., JARRE, A., QUINONES, R.A., SHANNON, L.J. y VERH-EYE, H.M. 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in «wasp-waist» ecosystems. *ICES J Mar Sci* 57: 603-618.
- CURY, P.M., MULLON, C., GARCIA, S.M. y SHANNON, L.J. 2005. Viability theory for an ecosystem approach to fisheries. *ICES J Mar Sci* 62: 577-584.
- DARWALL, W.R., ALLISON, E.H., TURNER, G.F. y IRVINE, K. 2010. Lake of flies, or lake of fish? A trophic model of Lake Malawi. *Ecol Modell* 221(4): 713-727.



- DE LA CRUZ-MODINO, R. 2011. Turismo, pesca y gestión de recursos. Aportaciones desde La Restinga y L'Estartit. Premio de Investigación Cultural Marqués de Lozoya 2009. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. Ministerio de Educación, Cultura y Deporte. 225 pp.
- DE LEÓN, A.R. y BRAUN, J.G. 1973. Ciclo anual de la producción primaria y su relación con los nutrientes en aguas canarias. *Bol Inst Esp Oceanogr* 167, 1-24.
- FALCÓN, J.M., BORTONE, S.A, BRITO, A. BUNDRICK, C.M. 1996. Structure of and relationships within and between the littoral, rock-substrate fish communities off four islands in the Canarian Archipelago. *Mar. Biol.* 125(2), 215-231.
- FALCÓN, J.M. 2016. Ictiofauna de las islas canarias. Análisis biogeográfico. 2016. *Doctoral thesis. Universidad de La Laguna. Tenerife, islas Canarias*, 310 pp.
- FINN, J.T. 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *J Theor Biol* 56:363-380.
- GUÉNETTE, S. y MORATO, T., 2001. The Azores Archipelago, 1997. *Fish Cent Res Rep*, 9(4), 241-270.
- HERNÁNDEZ, C.A. 2016. Sistema de carbono y productividad primaria en zonas costeras de Canarias en un contexto de Cambio Global. *Doctoral thesis. Universidad de La Laguna, Tenerife, islas Canarias*, 210 pp.
- HEYMANS, J.J., COLL, M., LINK, J.S., MACKINSON, S., STEENBEEK, J., WALTERS, C. y CHRISTENSEN, V. 2016. Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecol Modell* 331: 173-184.
- LINDEMAN, R.L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecol* 23: 399-417.
- LINK, J.S. 2010. Adding rigor to ecological network models by evaluating a set of pre-balance diagnostics: a plea for PREBAL. *Ecol Modell* 221: 1580-1591.
- ODUM, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270.
- PAULY, D., CHRISTENSEN, V. y WALTERS, C. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES J Mar Sci: J Conseil* 57: 697-706.
- POLOVINA, J.J. 1984. Model of a coral reef ecosystem. *Coral reefs* 3: 1-11.
- SANGIL, C., SANSON, M. y AFONSO, J. 2011. La vegetación sublitoral de sustratos rocosos en El Hierro (islas Canarias): relación entre variables ambientales y estructura de las comunidades de macroalgas. *Vieraea*, 39, 167-182.
- STANFORD, R., LUNN, K. y GUÉNETTE, S., 2001. A preliminary ecosystem model for the Atlantic coast of Morocco in the mid-1980 s. *Fish Cent Res Rep*, 9 (4), 314-344.
- STOBBERUP, K.A., RAMOS, V.D.M. y COELHO, M.L. 2004. Ecopath model of the Cape Verde coastal ecosystem. In *West Afr Mar Ecos*, MLD Palomares and D. Pauly.
- TORRES, M.A., COLL, M., HEYMANS, J.J., CHRISTENSEN, V. y SOBRINO, I. 2013. Food-web structure of and fishing impacts on the Gulf of Cadiz ecosystem (South-western Spain). *Ecol Modell* 265: 26-44.
- TUYA, F., BOYRA, A., SANCHEZ-JEREZ, P., BARBERA, C., HAROUN, R.J. 2004. Relationships between rockyreef fish assemblages, the sea urchin *Diadema antillarum* and macroalgae throughout the Canarian Archipelago. *Mar Ecol Prog Ser*, 278, 157-169.
- ULANOWICZ, R.E. 1986. Growth and Development: Ecosystems Phenomenology. *Springer* 203 pp.
- ULANOWICZ, R.E. 1995. Utricularia's secret: the advantage of positive feedback in oligotrophic environments. *Ecol Modell* 79 (1-3): 49-57.



- ULANOWICZ, R.E. y PUCCIA, C.J. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5: 7-16.
- ULANOWICZ, R.E. y NORDEN, J.S. 1990. Symmetrical overhead in flow networks. *Int J Syst Sci* 21: 429-437.
- VALLS, A., COLL, M. y CHRISTENSEN, V. 2015. Keystone species: toward an operational concept for marine biodiversity conservation. *Ecol Monogr*, 85(1), 29-47.

TABLAS

TABLA 1. PARÁMETROS DE ENTRADA DEL MODELO DE LA ISLA DE EL HIERRO (ISLAS CANARIAS), PARA EL AÑO 2003. P/B: PRODUCCIÓN/BIOMASA; Q/B: CONSUMO/BIOMASA; P/Q: PRODUCCIÓN/CONSUMO. UNIDADES DE BIOMASA (TONELADAS . KM ⁻² . AÑO ⁻¹); COCIENTES: (AÑO ⁻¹). DESCARGAS (TONELADAS . KM ⁻² . AÑO ⁻¹). *: VALORES ESTIMADOS POR ECOPATH					
GRUPO FUNCIONAL	BIOMASA	P/B	Q/B	P/Q	DESCARGAS
1 Fitoplancton	7,40	187,78			
2 Macroalgas bentónicas	72,26	10,16			
3 Bacterioplancton	9,60	27,93	69,82*	0.40	
4 Mesozooplancton	1,280	38,10*	95,25	0.40	
5 Meiofauna bentónica	15,35	6,55	18,15		
6 Macroinvertebrados detritívoros	33,46	0,945	7,49		
7 <i>Diadema africanum</i>	2,060	1,38	8,15		
8 <i>Coscinasterias tenuispina</i>	1,250	1,24	6,05		
9 Macrocrustáceos	7,65	1,18	11,59		
10 Moluscos	6,35	1,97	8,56		
11 Cefalópodos	0,85	1,47	5,25		
12 <i>Sarpa salpa</i>	0,10	2,40	19,80		0,10
13 Espárdios	0,59	0,57	5,51		
14 <i>Sparisoma cretense</i>	0,29	5,06	13,50		0,77
15 Peces planctívoros	0,95	0,68	6,89		
16 Peces microinvertívoros	0,37	0,75	7,49		
17 Peces piscívoros y microinvertívoros	1,47	0,94	5,87		0,12
18 Peces macroinvertívoros	0,14	1,35	4,87		0,05
19 Pequeños piscívoros y macroinvertívoros	0,39	0,59	4,53		0,13
20 Piscívoros y macroinvertívoros	0,27	1,01	2,97		0,22
21 Morenas	0,07	1,43	3,74		0,07
22 Detritus	21,18				



TABLA 3. DIAGNÓSTICOS UTILIZADOS PARA BALANCEAR EL MODELO DE LA ISLA DE EL HIERRO (ISLAS CANARIAS) EN BASE A LAS REGLAS DE LINK (2010) Y DARWALL ET AL. 2010. LA LISTA DE VERIFICACIÓN PRESENTA LAS REGLAS Y EL ESTADO DE LAS MISMAS EN EL MODELO.* LAS POSIBLES OBSERVACIONES PARA CADA UNA DE LAS REGLAS APARECEN EN LOS COMENTARIOS. B: BIOMASA, Q: CONSUMO, P: PRODUCCIÓN, PP: PRODUCCIÓN PRIMARIA, R: RESPIRACIÓN, NT: NIVEL TRÓFICO, EE: EFICIENCIA ECOTRÓFICA

CLASE DE DIAGNÓSTICO	REGLAS	ESTADO	OBSERVACIONES
1- PREBAL			
B a través de grupos y NTs	Abarca un rango de 5-7 órdenes de magnitud	OK	
	L pendiente disminuye un 5-10% a lo largo que incrementan los NTs	OK	
	Pocos grupos por encima o por debajo de la pendiente de la línea	OK	Excepto <i>Sarpa salpa</i> y <i>Sparisoma cretense</i>
Relación de B	B del depredador menor que la de su presa	OK	Excepto grupos planctónicos (sistema oligotrófico)
	Distribución equitativa de B en NTs comparables en la principales vías de flujo trófico	OK	
Tasas vitales a través de grupos y NTs	Q/B y P/B conforme aumenta NTs	OK	
	Pocos grupos notablemente por encima o por debajo de la pendiente de la línea	OK	Excepto macroinvertebrados detritívoros y <i>Diadema africanum</i>
Tasas vitales	Relación de tasas vitales de depredador menor que la de sus presas	OK	
	P/B a través de grupos menor que la PP	OK	
	P/Q menor a 1 para cada grupo	OK	
	P/R menor a 1 para cada grupo	OK	Excepto bacterio y mesozooplankton
2- Reglas ecológicas y termodinámicas			
A partir de Darwall et al., 2010:	EE estimada < 1 para todos los grupos funcionales	OK	
	Valores de P/Q (relación producción/consumo o eficiencia bruta de conversión de alimento (GE) está entre 0,1 y 0,3 con la excepción de algunos grupos de crecimiento rápido)	OK	Excepto grupos planctónicos (sistema oligotrófico)
	R/A (respiración/asimilación alimento) < 1	OK	
	R/B (respiración/biomasa) está entre 1 y 10 para peces y valores mayores para pequeños organismos	OK	Excepto <i>Sarpa salpa</i>
	EN (eficiencia neta conversión de alimento) < GE	OK	
	P/R (producción/respiración) < 1	OK	





TABLA 4. PARÁMETROS DE SALIDA DEL MODELO DE LA ISLA DE EL HIERRO (ISLAS CANARIAS), PARA EL AÑO 2003. NT: NIVEL TRÓFICO; P/Q: PRODUCCIÓN/CONSUMO; EE: EFICIENCIA ECOTRÓFICA; R/B: RESPIRACION/BIOMASA; R/A: RESPIRACION /ASIMILACION; P/R: PRODUCCIÓN/RESPIRACIÓN; EN: EFICIENCIA NETA; F: MORTALIDAD POR PESCA; IO: ÍNDICE DE OMNIVORÍA

GRUPO FUNCIONAL	NT	P/Q	EE	R/B	R/A	P/R	EN	F	IO
1 Fitoplancton	1,00		0,46						
2 Macroalgas bentónicas	1,00		0,09						
3 Bacterioplancton	2,05	0,4	0,55	17,46	0,38	1,6	0,61		0,05
4 Mesozooplancton	2,47	0,4	0,15	28,58	0,42	1,33	0,57		0,27
5 Meiofauna bentónica	2,22	0,36	0,43	7,96	0,54	0,82	0,45		0,19
6 Macroinvertebrados detritívoros	2,00	0,12	0	5,05	0,84	0,18	0,15		
7 <i>Diadema africanum</i>	2,00	0,16	0,74	5,14	0,78	0,26	0,21		
8 <i>Coccinasterias tenuispina</i>	3,02	0,20	0,05	3,59	0,74	0,34	0,25		0,24
9 Macrocrustáceos	2,29	0,10	0,57	8,09	0,87	0,14	0,12		0,27
10 Moluscos	2,36	0,23	0,44	4,87	0,71	0,40	0,28		0,31
11 Cefalópodos	3,05	0,12	0,52	2,73	0,65	0,53	0,35		0,36
12 <i>Sarpa salpa</i>	2,01	0,21	0,87	13,44	0,84	0,17	0,15	0,95	0,01
13 Espáridios	2,96	0,10	0,84	3,83	0,87	0,14	0,13		0,36
14 <i>Sparisoma cretense</i>	2,36	0,37	0,53	5,73	0,53	0,88	0,46	2,61	0,31
15 Peces planctívoros	3,08	0,10	0,93	4,82	0,87	0,14	0,12		0,004
16 Peces microinvertebrados	2,49	0,10	0,84	5,24	0,87	0,14	0,12		0,39
17 Peces planctívoros y microinvertebrados	3,22	0,16	0,79	3,75	0,79	0,25	0,20	0,08	0,27
18 Peces macroinvertebrados	3,14	0,27	0,83	2,54	0,65	0,53	0,34	0,41	0,29
19 Pequeños piscívoros y macroinvertebrados	3,37	0,13	0,82	3,03	0,83	0,19	0,16	0,34	0,30
20 Peces piscívoros y macroinvertebrados	3,89	0,34	0,86	1,36	0,57	0,74	0,42	0,81	0,15
21 Morenas	3,79	0,37	0,91	1,60	0,52	0,89	0,47	1,00	0,18
22 Detritus	1,00		0,30						0,31

TABLE 5. RESUMEN DE LOS FLUJOS BÁSICOS E ÍNDICES ECOLÓGICOS DEL MODELO DE LA ISLA DE EL HIERRO (ISLAS CANARIAS)

INDICADORES ECOLÓGICOS	VALORES	UNIDADES
Ecopath índice pedigrí	0,690	
Flujos totales (FTS)	5513,1	t·km ⁻² ·a ⁻¹
Sum de todos los consumos	1524,48	t·km ⁻² ·a ⁻¹
Sum de todas las exportaciones	1376,38	t·km ⁻² ·a ⁻¹
Sum de todos los flujos respiración	637,52	t·km ⁻² ·a ⁻¹
Sum de todos los flujos al detrito	1974,82	t·km ⁻² ·a ⁻¹
Producción primaria total/Respiración total (TPP/TR)	3,15	t·km ⁻² ·a ⁻¹
Producción primaria neta (PPN)	2013,65	t·km ⁻² ·a ⁻¹
Producción primaria total /Biomasa total (TPP/TB)	7,88	t·km ⁻² ·a ⁻¹
Biomasa total/Flujos totales (TB/FTS)	0,027	y ⁻¹
Índice de reciclaje de Finn (IRF)	6,26	%
Índice de reciclaje por depredación (IRP)	2,16	%
Longitud media de las vías (LMV)	2,73	
Ascendencia (A)	28,76	%
Capacidad de desarrollo (C)	21982	flowbits
Superávit (O)	71,24	%
Índice de omnivoría del sistema (IOS)	0,191	
Índice de conectancia (IC)	0,230	
Eficiencia total de todos los flujos (TTE)	10,10	%
Capturas totales	1,486	t·km ⁻² ·a ⁻¹
Nivel trófico promedio de las capturas	2,839	



FIGURAS

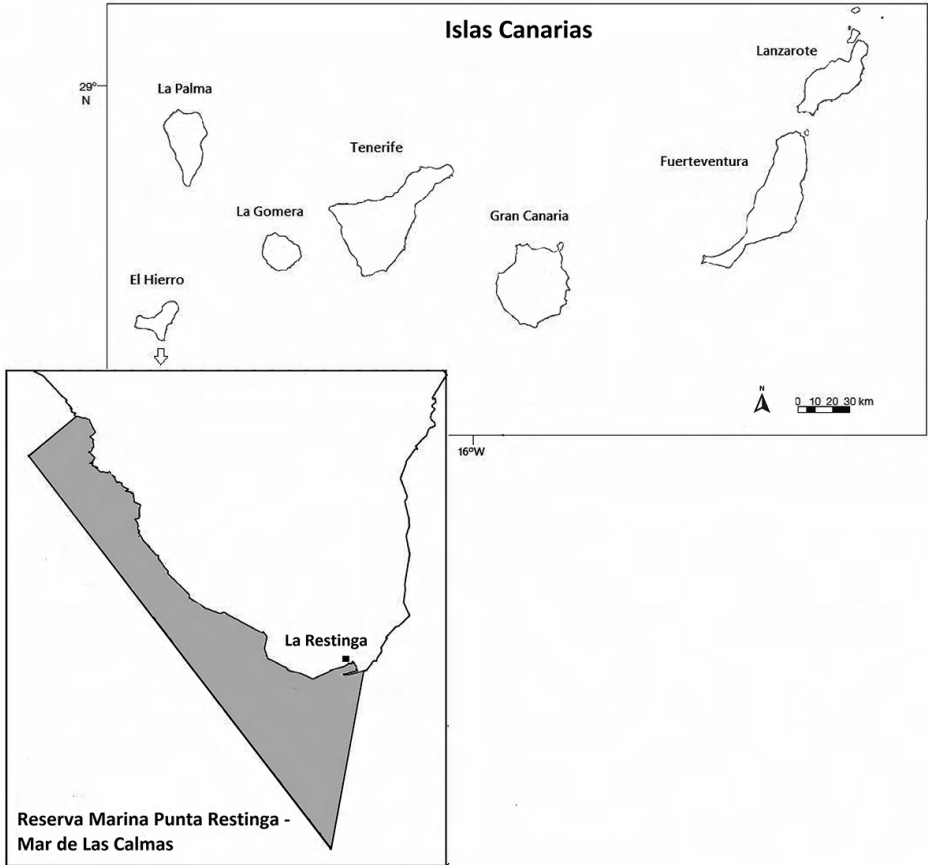


Figura 1. Mapa de las Islas Canarias, mostrando la localización de la Reserva de Punta Restinga –Mar de Las Calmas–. En gris, el área modelizada con Ecopath.



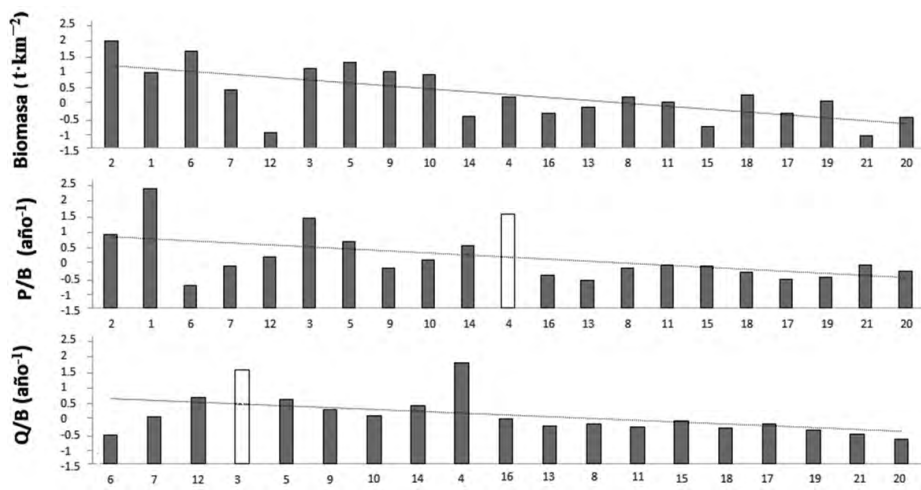


Figura 2. Relaciones vitales (en escala logarítmica) a través de los grupos y niveles tróficos del modelo de la isla de El Hierro (Islas Canarias), para el año 2003. Los niveles tróficos (NTs) aumentan de izquierda a derecha y se presentan las líneas de tendencia. Los números hacen referencia a cada grupo funcional descrito en la tabla 1. B: biomasa, Q: consumo, P: producción

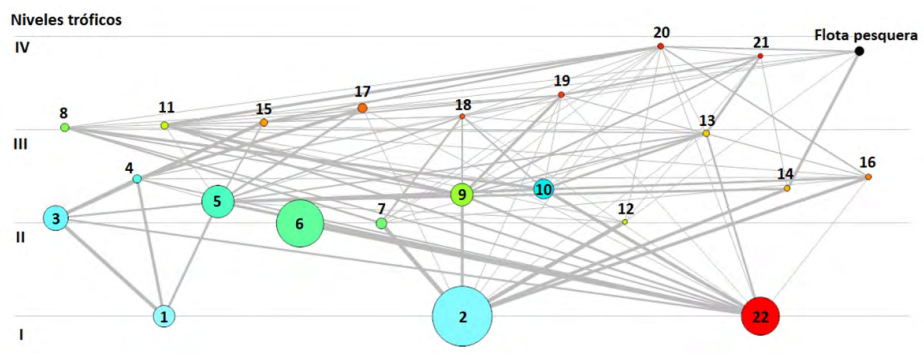


Figura 3. Diagrama de flujo y niveles tróficos de los 22 grupos funcionales incluidos en el modelo de la isla de El Hierro (Islas Canarias), para el año 2003. Los círculos son proporcionales a la biomasa de cada grupo funcional y las líneas representan las conexiones tróficas entre grupos.

El grosor de las líneas de conexión es proporcional a la magnitud de los flujos tróficos. Los números hacen referencia a cada grupo funcional descrito en la tabla 1.

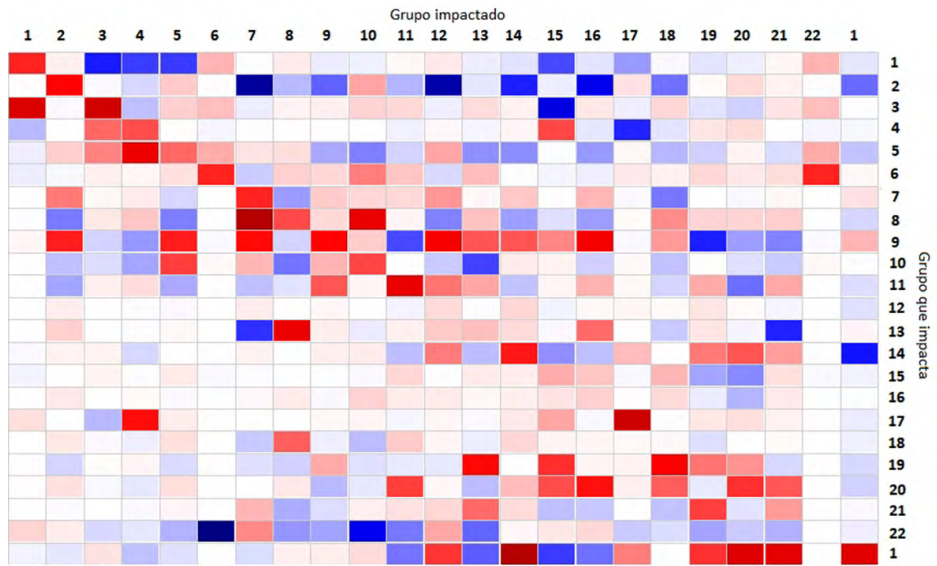


Figura 4. Impactos tróficos mixtos entre los grupos funcionales del modelo de la isla de El Hierro (Islas Canarias), para el año 2003. Las tonalidades azules indican un impacto relativo neto positivo y las tonalidades rojas un impacto relativo neto negativo. Los números hacen referencia a cada grupo funcional descrito en la tabla 1.

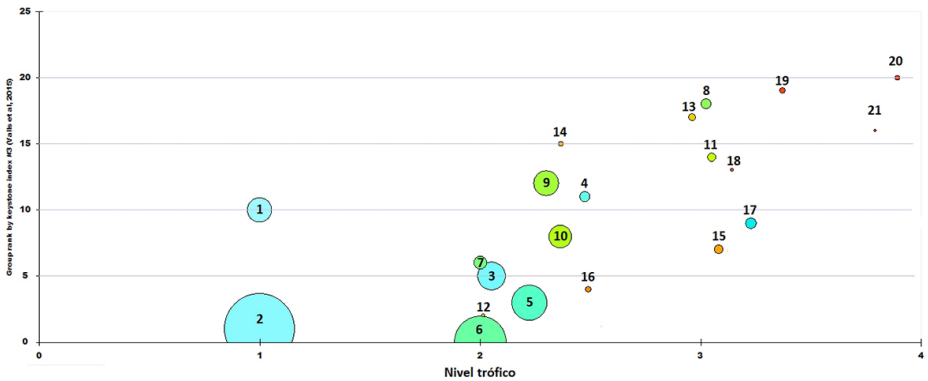


Figura 5. Índice de especies clave (EC) *sensu* Valls *et al.* 2015 para los grupos funcionales incluidos en el modelo de la isla de El Hierro (Islas Canarias), para el año 2003. El tamaño de los círculos es proporcional a la biomasa de cada grupo funcional. Los números hacen referencia a cada grupo funcional descrito en la tabla 1.

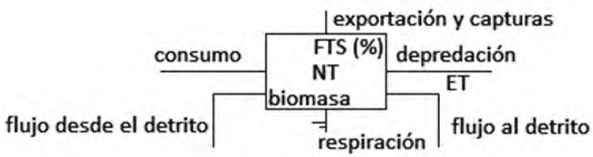
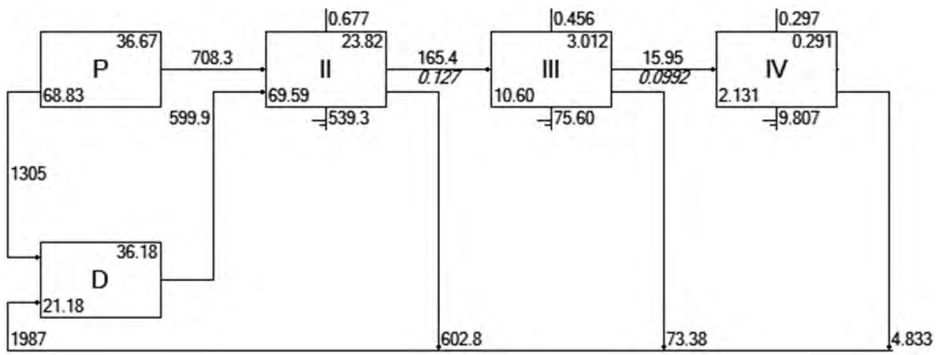


Figura 6. Diagrama de espina de los flujos y eficiencias entre los niveles tróficos del modelo de la isla de El Hierro (Islas Canarias), para el año 2003. Las unidades de los flujos están en toneladas . km⁻² . año⁻¹ P: productores, D: detrito, NT: nivel trófico.



APÉNDICE A

TABLA A1. DESCRIPCIÓN DE LOS PARÁMETROS DE ENTRADA Y LAS REFERENCIAS POR GRUPOS FUNCIONALES DEL MODELO DE LA ISLA DE EL HIERRO. LOS PORCENTAJES REPRESENTAN LA COMPOSICIÓN DE ESPECIES EN TÉRMINOS DE PESO PARA CADA GRUPO FUNCIONAL

GRUPO FUNCIONAL	PARÁMETRO	REFERENCIAS Y ORIGEN DE LOS DATOS	
1. Fitoplancton	B	– Arístegui <i>et al.</i> (2001) Factor de conversión utilizado para transformar unidades de carbono a unidades de materia orgánica (Dalsgaard y Pauly 1997)	
	P/B	– Arístegui <i>et al.</i> (2001)	
2. Macroalgas bentónicas		Hábitat del área en el modelo: 84.5%	
100% <i>Lobophora variegata</i>	B	– Muestréos mediante buceo autónomo (2003) (método de transecto 50x50 cm -0,25cm ²) en localidades del área de estudio para obtener porcentajes de cobertura y el peso húmedo por área (Tuya y Haroun 2006). 10 réplicas que abarcan el rango batimétrico del modelo (0-40m) en cada localidad de estudio.	
	P/B	– Hernández (2016)	
3. Bacterioplancton	B	– Estimada a partir de la relación BOC/POC (<i>Bacterial organic carbon / Phytoplankton organic carbon</i>) en las Islas Canarias (Arístegui <i>et al.</i> 2001). Factor de conversión utilizado para transformar unidades de carbono a unidades de materia orgánica (Sherr y Sherr 1984).	
	P/B	– Bode <i>et al.</i> (2001)	
	Q/B	– Estimado a partir de P/Q= 0,4	
	U/Q	– Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008)	
	Dieta	– Arístegui <i>et al.</i> (2001)	
4. Mesozooplancton	B	– Arístegui <i>et al.</i> (2001)	
	82,5-87% Copépodos	P/B	– Huggett <i>et al.</i> (2009)
	12% Apendiculariáceos	Q/B	– Hernández-León <i>et al.</i> (2001)
	8% Ostrácodos	U/Q	– Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008)
	≤ 1% Cladóceros, pterópodos y larvas de eufausáceos	Dieta	– Arístegui <i>et al.</i> (2001)
5. Meiofauna bentónica	B	– Muestréos mediante buceo autónomo en el área de estudio	
	56,50% Poliquetos	P/B	– Brey (2001)
	24,08% Decápodos	Q/B	– Estimado a partir de Moens y Vincx (1996)
	19,42% Equinoideos	U/Q	– Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008)
		Dieta	– Estimado a partir de Moens y Vincx (1996)
6. Macroinvertebrados detritívoros	B	– Estimada a partir de las densidades de Ortega <i>et al.</i> (2009) en la Isla de El Hierro; Navarro <i>et al.</i> (2013) (peso promedio de la especie en la isla de Gran Canaria); Conand (1993) (relación talla-peso para <i>Holoturia atra</i>)	
	98,95% <i>Holoturia sanctori</i>	P/B	– Brey (2001)
	1,05% <i>Hermodice carunculata</i>	Q/B	– Pauly <i>et al.</i> (1993); Opitz (1996)
		U/Q	– Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008)
		Dieta	– Asunción: se alimenta exclusivamente del detrito



<p>7. <i>Diadema africanum</i></p>	<p>B</p> <p>P/B</p> <p>Q/B</p> <p>U/Q</p> <p>Dieta</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Muestreos mediante buceo autónomo (transecto lineal) en el área de estudio (densidades) y relación talla-peso de la especie (Hernández <i>et al.</i> 2005). 10 réplicas que abarcan el rango batimétrico del modelo (0-40m) en cada localidad de estudio. – Ebert (1985) – Tuya <i>et al.</i> (2001) – Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008) – Asunción: Se alimenta exclusivamente de macroalgas
<p>8. <i>Coscinasterias tenuispina</i></p>	<p>B</p> <p>P/B</p> <p>Q/B</p> <p>U/Q</p> <p>Dieta</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Muestreos mediante buceo autónomo (transecto lineal) en el área de estudio (densidades) y relación talla-peso muestreada en un área similar (isla de Tenerife– Islas Canarias). – Brey (2001) – Brey (2001) – Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008) – Estimado a partir de Ortega <i>et al.</i> (2011)
<p>9. Macrocrustáceos</p> <p>22,38% <i>Percnon gibbesi</i></p> <p>77,62% <i>Stenorhynchus lanceolatus</i></p>	<p>B</p> <p>P/B</p> <p>Q/B</p> <p>U/Q</p> <p>Dieta</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Estimada a partir de las densidades de Ortega <i>et al.</i> (2009) en la Isla de El Hierro; Robinson <i>et al.</i> (2010) (relación talla-peso); Sciberras <i>et al.</i> (2008) (peso corporal promedio por especie). – Brey (2001) – Pauly <i>et al.</i> (1993); Opitz (1996) – Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008) – Sciberras <i>et al.</i> (2008)
<p>10. Moluscos</p> <p>83,16% <i>Pagurus prideaux</i></p> <p>11,25% <i>Siramonita haemastoma</i></p> <p>5,59% <i>Dardanus sp.</i></p>	<p>B</p> <p>P/B</p> <p>Q/B</p> <p>U/Q</p> <p>Dieta</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Estimada a partir de las densidades de Ortega <i>et al.</i> (2009) en la Isla de El Hierro – De otro modelo (Couce-Montero <i>et al.</i> 2015) – De otro modelo (Couce-Montero <i>et al.</i> 2015) – Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008) – Ramsay <i>et al.</i> (1996)
<p>11. Cefalópodos</p> <p>50% <i>Octopus vulgaris</i></p> <p>50% <i>Sepia officinalis</i></p>	<p>B</p> <p>P/B</p> <p>Q/B</p> <p>U/Q</p> <p>Dieta</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Estimada a partir de las densidades de Ortega <i>et al.</i> (2009) en la Isla de El Hierro; López (2000) (relación talla-peso y peso medio corporal en la isla de Gran Canaria) – De otro modelo (Couce-Montero <i>et al.</i> 2015) – De otro modelo (Couce-Montero <i>et al.</i> 2015) – Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008) – Castro y Guerra (1990); López (2000)
<p>12. <i>Sarpa salpa</i></p>	<p>B</p> <p>P/B</p> <p>Q/B</p> <p>U/Q</p> <p>Dieta</p> <p>Descargas</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Muestreos mediante buceo autónomo en el área de estudio (censos visuales de abundancia). Informe de la Universidad de La Laguna y la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias en 2005. – $P/B=Z=F+M$ donde $F=C/B$ y M calculada a partir de la ecuación empírica de Pauly (1980). L_{∞} y K de Villamil <i>et al.</i> (2001) – Ecuación empírica de Pauly <i>et al.</i> (1990). W_{∞} de Villamil <i>et al.</i> (2001) – Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008) – Havelange <i>et al.</i> (1997) – Calculadas a partir del monitoreo de la pesca artesanal de La Restinga (2003-2005) (Martín-Sosa <i>et al.</i> 2010).





13. Espáridos 59,40% <i>Diplodus vulgaris</i> 22,71% <i>Diplodus cervinus</i> 16,45% <i>Diplodus sargus</i> 1,42% <i>Diplodus puntazzo</i>	B P/B Q/B U/Q Dieta	<ul style="list-style-type: none">– Muestreos mediante buceo autónomo en el área de estudio (censos visuales de abundancia). Informe de la Universidad de La Laguna y la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias en 2005.– $P/B=Z=F+M$ donde $F=C/B$ y M calculada a partir de la ecuación empírica de Pauly, 1980. L_{∞} y K de Pajuelo y Lorenzo (2002); Pajuelo y Lorenzo (2003); Pajuelo <i>et al.</i> (2003); Domínguez-Seoane <i>et al.</i> (2006)– Ecuación empírica de Pauly <i>et al.</i> (1990). W_{∞} de Pajuelo y Lorenzo (2003), Pajuelo y Lorenzo (2002) y Domínguez-Seoane <i>et al.</i> (2006)– Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008)– Clemente <i>et al.</i> (2010); Mann y Buxton (1992); Gonçalves y Erzini (1998)
14. <i>Sparisoma cretense</i>	B P/B Q/B U/Q Dieta Descargas	<ul style="list-style-type: none">– Muestreos mediante buceo autónomo en el área de estudio (censos visuales de abundancia). Informe de la Universidad de La Laguna y la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias en 2005.– $P/B=Z=F+M$ donde $F=C/B$ y M calculada a partir de la ecuación empírica de Pauly (1980). L_{∞} y K de González <i>et al.</i> (1993)– Ecuación empírica de Pauly <i>et al.</i> (1990). W_{∞} de González <i>et al.</i> (1993)– Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008)– Muestreos estomacales de individuos del área de estudio.– Calculadas a partir del monitoreo de la pesca artesanal de La Restinga (2003-2005) (Martín-Sosa <i>et al.</i> 2010).
15. Peces planctívoros 67,91% <i>Boop boops</i> 30,30% <i>Chromis limbata</i> 1,79% <i>Atheryna presbyter</i>	B P/B Q/B U/Q Dieta	<ul style="list-style-type: none">– Muestreos mediante buceo autónomo en el área de estudio (censos visuales de abundancia). Informe de la Universidad de La Laguna y la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias en 2005.– $P/B=Z=F+M$ donde $F=C/B$ y M calculada a partir de la ecuación empírica de Pauly (1980). L_{∞} y K de Pajuelo y Lorenzo (2000)– Ecuación empírica de Pauly <i>et al.</i> (1990). W_{∞} de Morato <i>et al.</i> (2001), Pajuelo y Lorenzo (2000) y Monteiro <i>et al.</i> (2006)– Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008)– Randall (1967)
16. Peces microinvertívoros 84,26% <i>Thalassoma pavo</i> 14,06% <i>Similiparma lurida</i> 1,01% <i>Canthigaster capistrata</i> 0,43% <i>Gnatholepis thompsoni</i> 0,16% <i>Apogon imberbis</i> 0,08% <i>Sphoeroides marmoratus</i>	B P/B Q/B U/Q Dieta	<ul style="list-style-type: none">– Muestreos mediante buceo autónomo en el área de estudio (censos visuales de abundancia). Informe de la Universidad de La Laguna y la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias en 2005.– $P/B=Z=F+M$ donde $F=C/B$ y M calculada a partir de la ecuación empírica de Pauly (1980). L_{∞} y K de Clemente <i>et al.</i> (2010)– Ecuación empírica de Pauly <i>et al.</i> (1990). W_{∞} de Klein (2007)– Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008)– Randall (1967); Clemente <i>et al.</i> (2010); Manceira-Rodríguez y Castro-Hernández (2015); Marnane y Bellwood (2002)

17. Peces Planctívoros y microinvertívoros 82,91% <i>Oblada melanura</i> 16,67% <i>Kyphosus sectatrix</i> 0,42% <i>Trachinotus ovatus</i>	B	– Muestreos mediante buceo autónomo en el área de estudio (censos visuales de abundancia). Informe de la Universidad de La Laguna y la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias en 2005.
	P/B	– $P/B=Z=F+M$ donde $F=C/B$ y M calculada a partir de la ecuación empírica de Pauly (1980). L_{∞} y K de Mora (2013) y Pallaoro <i>et al.</i> (1998)
	Q/B	– Ecuación empírica de Pauly <i>et al.</i> (1990). W_{∞} de Mora (2013) y Pallaoro <i>et al.</i> (1998)
	U/Q	– Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008)
	Dieta	– Moreno y Castro (1995); Silvano y Güth (2006); Lenfant and Olive (1998)
	Descargas	– Calculadas a partir del monitoreo de la pesca artesanal de La Restinga (2003-2005) (Martín-Sosa <i>et al.</i> 2010).
18. Peces macroinvertívoros 48.75% <i>Canthidermis sufflamen</i> 24.39% <i>Aluterus scriptus</i> 19.11% <i>Chilomycterus reticulatus</i> 5.69% <i>Heteropriacanthus cruentatus</i> 1.51% <i>Scorpaena maderensis</i> 0.43% <i>Stephanolepis hispidus</i> 0.12% <i>Coris julis</i>	B	– Muestreos mediante buceo autónomo en el área de estudio (censos visuales de abundancia). Informe de la Universidad de La Laguna y la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias en 2005.
	P/B	– $P/B=Z=F+M$ donde $F=C/B$ y M calculada a partir de la ecuación empírica de Pauly (1980). L_{∞} y K de Alarcón <i>et al.</i> (2017), Clemente <i>et al.</i> (2010), Brito y Falcon (1990), Ghosh <i>et al.</i> (2011) y Manca-Rodríguez y Castro-Hernández (2004)
	Q/B	– Ecuación empírica de Pauly <i>et al.</i> (1990). W_{∞} de Brito y Falcón (1990) y Clemente <i>et al.</i> (2010)
	U/Q	– Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008)
	Dieta	– Clemente <i>et al.</i> (2010); Brito y Falcon (1990); La Mesa <i>et al.</i> (2007)
	Descargas	– Calculadas a partir del monitoreo de la pesca artesanal de La Restinga (2003-2005) (Martín-Sosa <i>et al.</i> 2010).
19. Pequeños Planctívoros y macroinvertívoros 59,30% <i>Pseudocaranx dentex</i> 31,79% <i>Aulostomus strigosus</i> 3,10% <i>Serranus atricauda</i> 2,21% <i>Sphyræna viridensis</i> 2,08% <i>Balistes capriscus</i> 1,37% <i>Caranx latus</i> 0,15% <i>Synodus synodus</i>	B	– Muestreos mediante buceo autónomo en el área de estudio (censos visuales de abundancia). Informe de la Universidad de La Laguna y la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias en 2005.
	P/B	– $P/B=Z=F+M$ donde $F=C/B$ y M calculada a partir de la ecuación empírica de Pauly (1980). L_{∞} y K de Tuset <i>et al.</i> (2004), Froese <i>et al.</i> (2013) y Clemente <i>et al.</i> (2010)
	Q/B	– Ecuación empírica de Pauly <i>et al.</i> (1990). W_{∞} de Kulbicki <i>et al.</i> (2005)
	U/Q	– Asunción (Christensen <i>et al.</i> 2008)
	Dieta	– Randall (1967); Morato <i>et al.</i> (2000); Golani (1993); Barreiros <i>et al.</i> (2002)
	Descargas	– Calculadas a partir del monitoreo de la pesca artesanal de La Restinga (2003-2005) (Martín-Sosa <i>et al.</i> 2010).





20. Peces piscívoros y macroinvertebrados	B	– Muestreos mediante buceo autónomo en el área de estudio (censos visuales de abundancia). Informe de la Universidad de La Laguna y la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias en 2005.
43,31% <i>Epinephelus marginatus</i>	P/B	– $P/B=Z=F+M$ donde $F=C/B$ y M calculada a partir de la ecuación empírica de Pauly (1980). L_{∞} y K de Bustos-Leon (2009), Clemente et al. (2010) y Harmelin (1999)
40,88% <i>Mycteroperca fusca</i>	Q/B	– Ecuación empírica de Pauly et al. (1990). W_{∞} de Bustos-Leon (2009) y Ferreira et al. (2008)
8,79% <i>Seriola dumerili</i>	U/Q	– Asunción (Christensen et al. 2008)
7,02% <i>Bodianus scrofa</i>	Dieta	– Linde et al. (2004), Clemente et al. (2010); Bustos-Leon (2009)
	Descargas	– Calculadas a partir del monitoreo de la pesca artesanal de La Restinga (2003-2005) (Martín-Sosa et al. 2010)
21. Morenas	B	– Muestreos mediante buceo autónomo en el área de estudio (censos visuales de abundancia). Informe de la Universidad de La Laguna y la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias en 2005.
46,03% <i>Muraena helena</i>	P/B	– $P/B=Z=F+M$ donde $F=C/B$ y M calculada a partir de la ecuación empírica de Pauly (1980). L_{∞} y K de Jimenez et al. (2007)
53,97% <i>Gymnotorax unicolor</i>	Q/B	– Ecuación empírica de Pauly et al. (1990). W_{∞} de Ferreira et al. (2008)
	U/Q	– Asunción (Christensen et al. 2008)
	Dieta	– Matic-Skoko et al. (2010); Randall (1967)
	Descargas	– Calculadas a partir del monitoreo de la pesca artesanal de La Restinga (2003-2005) (Martín-Sosa et al. 2010)
22. Detritus	B	– Estimada a partir de la ecuación empírica de Pauly et al. (1993): $\text{Log } D = 0,954 \log PP + 0,863 \log * E - 2,41$ $E = 40$ metros PP= Producción primaria (a partir del valor estimado de fitoplancton)

BIBLIOGRAFÍA

- ALARCÓN, M., ESLAVA, N., GONZÁLES, L.W. y GUEVARA F. 2017. Growth and mortality of the triggerfish *Canthidermis sufflamen* (Perciformes: Balistidae) from Los Frailes and Los Testigos Archipelagos, Venezuela. *Rev Biol Trop* 65(3): 858-867.
- ARÍSTEGUI, J., HERNÁNDEZ-LEÓN, S., MONTERO, M.F. y GÓMEZ, M. 2001. The seasonal planktonic cycle in coastal waters of the Canary Islands. *Scient Mar* 65, 51-58.
- BODE, A., BARQUERO, S., VARELA, M., BRAUN, J.G. y DE ARMAS, D. 2001. Pelagic bacteria and phytoplankton in oceanic waters near the Canary Islands in summer. *Mar Ecol Prog Ser* 209: 1-17.
- BREY, T. 2001. Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook. <http://www.awi-bremerhaven.de/Benthic/Ecosystem/FoodWeb/Handbook/main.html>. *Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Germany*.
- BRITO, A. y FALCÓN, J.M. 1990. Contribución al conocimiento de la distribución y ecología de *Chilomycterus atringa* (Pises, Diodontidae) en las Islas Canarias. *Vieraea* 19: 271-275.
- CASTRO, B.G. y GUERRA, Á. 1990. The diet of *Sepia officinalis* (Linnaeus, 1758) and *Sepia elegans* (D'Orbigny, 1835) (Cephalopoda, Sepioidea) from the Ría de Vigo (NW Spain).
- CHRISTENSEN, V., WALTERS, C.J., PAULY, D. y FORREST, R. 2008. Ecopath with Ecosim version 6. *User guide. Len Oce Fut Project*, 235.
- CLEMENTE, S., HERNÁNDEZ, J.C., RODRÍGUEZ, A. y BRITO, A. 2010. Identifying keystone predators and the importance of preserving functional diversity in sublittoral rocky-bottom areas. *Mar Ecol Prog Ser* 413: 55-67.
- CONAND, C. 1993. Reproductive biology of the holothurians from the major communities of the New Caledonian Lagoon. *Mar Biol* 116(3): 439-450.
- COUCE-MONTERO, L., CHRISTENSEN, V. y CASTRO, J.J. 2015. Effects of small-scale and recreational fisheries on the Gran Canaria ecosystem. *Ecol Modell* 312: 61-76.
- DALSGAARD, J. y PAULY, D. 1997. Preliminary mass-balance model of Prince William Sound, Alaska, for the pre-spill period, 1980-1989. *Fisher Cent Res Rep* 5(2): 34p.
- DOMÍNGUEZ-SEOANE, R., PAJUELO, J.G., LORENZO, J.M. y RAMOS, A.G. 2006. Age and growth of the sharpnose seabream *Diplodus puntazzo* (Cetti, 1777) inhabiting the Canarian archipelago, estimated by reading otoliths and by backcalculation. *Fish Res* 81(2-3): 142-148.
- EBERT, T.A. 1985. Sensitivity of fitness to macroparameter changes: an analysis of survivorship and individual growth in sea urchin life histories. *Oecologia* 65(4):461-467.
- FERREIRA, S., SOUSA, R., DELGADO, J., CARVALHO, D. y CHADA, T. 2008. Weight-length relationships for demersal fish species caught off the Madeira archipelago (eastern-central Atlantic). *J of Appl Ichthyol* 24(1): 93-95.
- FROESE, R., THORSON, J. y REYES, J.R.B. 2013. A Bayesian approach for estimating length-weight relationships in fishes. *J of Appl Ichthyol* 2013: 1-7.
- GONÇALVES, J.M.S. y ERZINI, K. 1998. Feeding habits of the two-banded sea bream (*Diplodus vulgaris*) and the black sea bream (*Spondyliosoma gantarus*) (Sparidae) from the south-west coast of Portugal. *Cybiu* 22(3): 245-254.
- GONZÁLEZ, J.A. 1993. *Sparisoma* (Euscarus) *cretense* (L.) (Pisces, Scaridae): Zoogeografía y ciclo reproductor en las islas Canarias. *Courier Forsch.-Inst. Senckenberg* 159: 429-435.



- GHOSH, S., THANGAVELU, R., MOHAMED, G., DHOKIA, H.K., ZALA, M.S., SAVARIA, Y.D. y LADANI, A.A. 2011. Sudden emergence of fishery and some aspects of biology and population dynamics of *Aluterus monoceros* (Linnaeus, 1758) at Veraval. *Indian J. Fish* 58(1): 31-34.
- GOLANI, D. 1993. The biology of the Red Sea migrant, *Saurida undosquamis* in the Mediterranean and comparison with the indigenous confamilial *Synodus saurus* (Teleostei: Synodontidae). *Hydrobiologia* 271(2): 109-117.
- HARME LIN, J.G. y HARME LIN-VIVIEN, M. 1999. A review on habitat, diet and growth of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). *Mar Life* 9(2): 11-20.
- HAVELANGE, S., LEPOINT, G., DAUBY, P. y BOUQUEGNEAU, J.M. 1997. Feeding of the sparid fish *Sarpa salpa* in a seagrass ecosystem: diet and carbon flux. *Mar Ecol* 18(4): 289-297.
- HERNÁNDEZ, J.C., TOLEDO, K., GIRARD, D., CLEMENTE, S., CUBERO, E. y BRITO, A. 2005. Descripción de la post-larva y primeras fases juveniles de tres equinoideos presentes en las islas Canarias: *Diadema antillarum* (Philippi, 1845), *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) y *Arbaciella elegans* (Mortensen, 1910). *Vieraea* 33: 385-397.
- HERNÁNDEZ, C.A. 2016. Sistema de carbono y productividad primaria en zonas costeras de Canarias en un contexto de Cambio Global. *Doctoral thesis. Universidad de La Laguna, Tenerife, islas Canarias*, 210pp.
- HERNÁNDEZ-LEÓN, S., ALMEIDA, C., GÓMEZ, M., TORRES, S., MONTERO, I. y PORTILLO-HAHNEFELD, A. 2001. Zooplankton biomass and indices of feeding and metabolism in island-generated eddies around Gran Canaria. *Jour of Mar Syst* 30: 51-66.
- HUGGETT, J., VERHEYE, H., ESCRIBANO, R. y FAIRWEATHER, T. 2009. Copepod biomass, size composition and production in the Southern Benguela: Spatio-temporal patterns of variation, and comparison with other eastern boundary upwelling systems. *Prog in Oceanography* 83: 197-207.
- JIMÉNEZ, S., SCHÖNHUTH, S., LOZANO, I.J., GONZÁLEZ, J.A., SEVILLA, R.G., DIEZ, A. y BAUTISTA, J.M. 2007. Morphological, ecological, and molecular analyses separate *Muraena augusti* from *Muraena helena* as a valid species. *Copeia* 2007(1): 101-113.
- KULBICKI, M., GUILLEMOT, N. y AMAND, M. 2005. A general approach to length-weight relationships for New Caledonian lagoon fishes. *Cybium* 29(3): 235-252.
- MANCERA-Rodríguez, N.J. y Castro-Hernández, J.J. 2004. Age and growth of *Stephanolepis hispidus* (Linnaeus, 1766) (Pisces: Monacanthidae), in the Canary Islands area. *Fish Res* 66(2-3): 381-386.
- MANN, B.Q. y BUXTON, C.D. 1992. Diets of *Diplodus sargus capensis* and *D. cervinus hottentotus* (Pisces: Sparidae) on the Tsitsikamma coast, South Africa. *Koedoe* 35(2): 27-36.
- MARNANE, M.J. y BELLWOOD, D.R. 2002. Diet and nocturnal foraging in cardinalfishes (Apogonidae) at one tree reef, great barrier reef, Australia. *Mar Ecol Prog Ser* 231: 261-268.
- MARTÍN-SOSA, P., CANSADO, S., BOZA, C., GONZÁLEZ-LORENZO, J.G., FALCÓN, J.M. y VILLEGAS, N. 2010. Información pesquera en el entorno de la Reserva Marina de Punta de La Restinga –Mar de Las Calmas– (El Hierro). Periodo 2003-10. *IEO, Centro Oceanográfico de Canarias*. Informe: 19 pp. + Anexos.
- MOENS, T. y VINCX, M. 1996. Do meiofauna consume primary production? About many questions and how to answer them. In Integrated Marine System Analysis. *European Network for IMS Analysis. FWO Vlaanderen: Minutes of the First Network Meeting* (pp. 188-202).



- MONTEIRO, P., BENTES, L., COELHO, R., CORREIA, C., GONÇALVES, J.M.S., LINO, P.G. y ERZINI, K. 2006. Age and growth, mortality, reproduction and relative yield per recruit of the bogue, *Boops boops* Linné, 1758 (Sparidae), from the Algarve (south of Portugal) longline fishery. *J of Appl Ichthyol* 22(5): 345-352.
- MORA, N. 2013. Crecimiento y aspectos reproductivos del “chub” *Kyphosus incisor* y *Kyphosus sectatrix* (Pisces: Kyphosidae) en el PNN Old Providence McBean Lagoon. Isla de Providencia. Caribe colombiano. *Doctoral dissertation, Tesis Biología, Univ. Valle, Cali*.
- MORATO, T., SANTOS, R.S. y ANDRADE, J.P. 2000. Feeding habits, seasonal and ontogenetic diet shift of blacktail comber, *Serranus atricauda* (Pisces: Serranidae), from the Azores, north-eastern Atlantic. *Fish Res* 49(1): 51-59.
- MORATO, T., AFONSO, P., LOURINHO, P., BARREIROS, J.P., SANTOS, R.S. y NASH, R.D.M. 2001. Length–weight relationships for 21 coastal fish species of the Azores, north-eastern Atlantic. *Fish Res* 50(3): 297-302.
- MORENO, T. y CASTRO, J.J. 1995. Community structure of the juvenile of coastal pelagic fish species in the Canary Islands waters [Spain]. *Scie Mar*.
- NAVARRO, P.G., GARCÍA-SANZ, S. y TUYA, F. 2013. Patrones de abundancia y talla de *Holothuria sancitori*, *Holothuria mammata* y *Holothuria arguinensis* (Echinodermata: Holoturoidea) en la isla de Gran Canaria, Atlántico oriental. *Rev Biol Mar Oceanog* 48: 273-284.
- LA MESA, G., LA MESA, M. y TOMASSETTI, P. 2007. Feeding habits of the Madeira rockfish *Scorpaena maderensis* from central Mediterranean Sea. *Mar Biol* 15(6): 1313-1320.
- LINDE, M., GRAU, A.M., RIERA, F. y MASSUTÍ-PASCUAL, E. 2004. Analysis of trophic ontogeny in *Epinephelus marginatus* (Serranidae). *Cybiu* 28(1): 27-35.
- LÓPEZ, J.H. 2000. Biología, ecología y pesca del pulpo común («*Octopus vulgaris*», Cuvier 1797) en aguas de Gran Canaria. *Doctoral dissertation, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria*.
- OPITZ, S. 1996. Trophic interactions in Caribbean coral reefs (vol. 1085). *WorldFish*.
- ORTEGA, L., TUYA, F. y HAROU, R.J. 2009. El erizo de mar *Diadema antillarum* (Phillipi, 1845) influye sobre la diversidad y composición de la comunidad de mega-invertebrados vágiles en fondos rocosos del Archipiélago Canario. *Rev Biol Mar Oceanog* 44: 489-495.
- ORTEGA, I., MARTÍN, A. y DÍAZ, Y. 2011. Distribución, parámetros poblacionales y dieta de *Astropecten marginatus* (Asteroidea: Astropectinidae) en el Atlántico venezolano. *Rev Biol Trop* 59(1): 53-69.
- PAJUELO, J.G. y LORENZO, J.M. 2000. Biology of the sand smelt, *Atherina presbyter* (Teleostei: Atherinidae), off the Canary Islands (central-east Atlantic). *Envir biology of fish* 59(1): 91-97.
- PAJUELO, J.G. y LORENZO, J.M. 2002. Age and growth of the annular seabream, *Diplodus annularis* (Pisces: Sparidae), from the Canarian archipelago (central-east Atlantic). *Cienc Mar* 28(1): 1-11.
- PAJUELO, J.G. y LORENZO, J.M. 2003. The growth of the common two-banded seabream, *Diplodus vulgaris* (Teleostei, Sparidae), in Canarian waters, estimated by reading otoliths and by back-calculation. *J Appl Ichthyol* 19(2): 79-83.
- PAULY, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES Jour of Mar Scie* 39: 175-192.
- PAULY, D., CHRISTENSEN, V. y SAMBILAY, J.V. 1990. Some features of fish food consumption estimates used by ecosystem modelers. *ICES*.



- PAULY, D., SORIANO-BARTZ, M. y PALOMARES, M.L. 1993. Improved construction, parameterization and interpretation of steady-state ecosystem models. In: Christensen, V., Pauly, D. (eds.) *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*.
- RAMSAY, K., KAISER, M.J. y HUGHES, R.N. 1996. Changes in hermit crab feeding patterns in response to trawling disturbance. *Mar Ecol Prog Ser* 144: 63-72.
- RANDALL, J.E. 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. *Institute of Marine Sciences, University of Miami*.
- ROBINSON, L.A., GREENSTREET, S.P.R., REISS, H., CALLAWAY, R., CRAEYMEERSCH, J.A.M. y DE BOOIS, I. 2010. Length-weight relationships of 216 North Sea benthic invertebrates and fish. *JMBA UK* 90(1): 95-104.
- SCIBERRAS, M. y SCHEMBRI, P.J. 2008. Biology and interspecific interactions of the alien crab *Percnon gibbesi* in the Maltese Islands. *Mar Biol Res* 4: 321-332.
- SHERR, B.F. y SHERR, E.B. 1984. Role of heterotrophic protozoa in carbon and energy flow in aquatic ecosystem, MJ. *Curr perspect in microb ecol* 412-423.
- SILVANO, R.A.M. y GÜTH, A.Z. 2006. Diet and feeding behavior of *Kyphosus spp.* (Kyphosidae) in a Brazilian subtropical reef. *Braz Arch Biol Technol* 49(4): 623-629.
- PALLAORO, A., CETINIĆ, P., DULČIĆ, J., JARDAS, I. y KRALJEVIĆ, M. 1998. Biological parameters of the saddlelead bream *Oblada melanura* in the eastern Adriatic. *Fish Res* 38(2): 199-205.
- TUSET, V.M., GONZÁLEZ, J.A., LOZANO, I.J. y GARCÍA-DÍAZ, M.M. 2004. Age and growth of the blacktail comber, *Serranus atricauda* (Serranidae), off the Canary Islands (central-eastern Atlantic). *Bull of Mar Scie* 74(1): 53-68.
- TUYA, F., MARTÍN, J.A., REUSS, G.M. y LUQUE, A. 2001. Food preferences of the sea urchin *Diadema antillarum* in Gran Canaria (Canary Islands, central-east Atlantic Ocean). *JMBA UK* 81(5): 845-849.
- TUYA, F. y HAROUN, R.J. 2006. Spatial patterns and response to wave exposure of shallow water algal assemblages across the Canarian Archipelago: a multi-scaled approach. *Mar Ecol Prog Ser* 311: 15-28.
- VILLAMIL, M.M., LORENZO, J.M., PAJUELO, J.G., RAMOS, A. y COCA, J. 2002. Aspects of the life history of the salema, *Sarpa salpa* (Pisces, Sparidae), off the Canarian Archipelago (central-east Atlantic). *Envir Biology of Fish* 63(2): 183-192.



REVIEW

GELIDIALES (*RHODOPHYTA*) IN THE CANARY ISLANDS: PREVIOUS STUDIES AND FUTURE PERSPECTIVES

Beatriz Alfonso*, Carlos Sangil and Marta Sansón
Universidad de La Laguna

ABSTRACT

Gelidiales is a red algae order which belongs to the class Florideophyceae and comprises four genetically recognized families: Gelidiaceae, Gelidiellaceae, Pterocladiaceae and Orthogonacladiaceae. It is a copious order characterized in the Canary Islands by 16 species, some of which are endemic and canopy-forming with populations in unforeseen decline over the last four decades. The aim of this article is to examine all previous studies into the Gelidiales in the Canary Islands, in order to synthesize and demonstrate the relevance of these species to the benthic marine communities of the archipelago. This review also identifies those knowledge gaps that need to be addressed to predict future changes in the marine ecosystems and suggest conservation and/or recovery plans for their populations.

KEYWORDS: canopy-forming species, endemism, Gelidiaceae, Gelidiellaceae, phenology, Pterocladiaceae, herbarium.

GELIDIALES (*RHODOPHYTA*) EN LAS ISLAS CANARIAS: ESTUDIOS PREVIOS Y PERSPECTIVAS FUTURAS

RESUMEN

Gelidiales es un orden de algas rojas perteneciente a la clase Florideophyceae que está constituido por cuatro familias reconocidas genéticamente: Gelidiaceae, Gelidiellaceae, Pterocladiaceae y Orthogonacladiaceae. Es un orden numeroso caracterizado en Canarias por 16 especies, algunas de ellas endémicas, formadoras de hábitats y con poblaciones en marcado declive en las últimas décadas. El objetivo de este trabajo es revisar todos los estudios previos publicados sobre Gelidiales en las islas Canarias con el fin de sintetizar y mostrar su protagonismo en las comunidades bentónicas marinas del archipiélago. Esta síntesis también identifica aquellos vacíos de conocimiento que necesitan ser abordados para predecir cambios futuros en los ecosistemas marinos de Canarias y proponer planes de conservación y/o recuperación de sus poblaciones en las islas.

PALABRAS CLAVE: endemismo, especies formadoras de hábitat, fenología, Gelidiaceae, Gelidiellaceae, Pterocladiaceae, herbario.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2019.02.07>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 2; diciembre 2019, pp. 153-181; ISSN: e-2659-6644



1. INTRODUCTION

The order Gelidiales Kylin (Florideophyceae, Rhodophyta) is constituted of numerous macroalgal species inhabiting the world's temperate regions (Guiry and Guiry 2019). Gelidiales stand out due to their economic interest as a natural source of high-quality agar and agarose, which are mainly used in the food, cosmetic and biotechnology industries (Rao and Kaliaperumal 1983, 1987; Santelices 1987a, b; Fredriksen and Rueness 1989; Armisen 1994; Freile-Pelegrin *et al.* 1995; Bouzon *et al.* 2005, 2006; Scariot *et al.* 2012; Simioni *et al.* 2014a, b; Boo *et al.* 2016a; Filipin *et al.* 2016). Nevertheless, the ecological role of the Gelidiales also makes them stand out among other rhodophytes as there are several canopy-forming and dominant species that harbor high biodiversity and provide important ecosystem services (Juanes and Puentes 1993; Melo and Neushul 1993; Scrosati and Servièze-Zaragoza 2000; Mercado *et al.* 2001; Bouza *et al.* 2006; Díez *et al.* 2012; Polifrone *et al.* 2012; Borja *et al.* 2013, 2018; Stroobant *et al.* 2014; Quintano *et al.* 2014, 2015, 2017, 2018; Schmidt *et al.* 2015; Alfonso *et al.* 2017a, 2018; Otaíza *et al.* 2018).

Amongst the 7262 documented red algae species, approximately 233 belong to the Gelidiales (Guiry and Guiry 2019). These species share with the entirety of the Rhodophyta a combination of specific attributes that outline them as a distinct eukaryotic monophyletic lineage within the super group of Archaeplastida, together with Glaucophyta and green organisms (green algae and terrestrial plants) (Bhattacharya *et al.* 2004; Adl *et al.* 2005; Yang *et al.* 2005, 2016; Burki 2014; Yoon *et al.* 2010, 2016). The morphological, cytological and reproductive attributes of the Rhodophyta are: (1) accessory pigments named phycobilins [phycoerythrobilin (red) and phycocyanobilin (blue)] that form clusters on the surface of thylakoids; (2) the unstaked thylakoids in the plastid; (3) floridean starch in the cytoplasm; (4) the presence of pit connections (protoplasmic connections) between adjacent cells; (5) triphasic life cycle (gametophyte, sporophyte and carposporophyte) (Figure 1), and (6) complete absence of flagella and centrioles in all life stages (Dixon 1973; Gabrielson *et al.* 1990; Woelkerling 1990; Graham and Wilcox 2000; Yoon *et al.* 2006; Verbruggen *et al.* 2010; Hurd *et al.* 2014; Yang *et al.* 2015). However, the order Gelidiales also display a specific set of morphological characters that enable them to be recognized among other red algae: (1) pseudoparenchymatous uniaxial organization, with the axial filament branched in three planes; (2) agar as component of the cell wall; (3) simple covered pit connections; (4) diplohaplophasic life cycle with isomorphic gametophytes and tetrasporophytes; (5) intercalary carpogonia that originates gonimoblast filaments linking nutritive cells after fertilization; (6) transversally divided spermatangia; and (7) a specific spore germination pattern, so-called "Gelidium-type" (Figure 2) (Hommersand and Fredericq 1988).



* Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal. Universidad de La Laguna, Tenerife, Canary Islands, Spain. Corresponding author, balfonso@ull.es.

Currently, there are four accepted families in the Gelidiales; Gelidiaceae Kützinger (7 genera, 158 species), Gelidiellaceae Fan (2 genera, 27 species), Pterocladaceae Felicini et Perrone (3 genera, 24 species) and Orthogonoladiaceae Boo, Le Gaillon, Miller et Boo (2 genera, 4 species). Boo *et al.* (2016b), combining morphological and molecular studies, described the latest family Orthogonoladiaceae and genetically verified the families previously described (Freshwater and Bailey 1998; Perrone *et al.* 2006; Tronchin and Freshwater 2007). The main attributes used to separate the families are related to carposporophyte development and cystocarp (carposporophyte protected by a pericarp) morphology. Nevertheless, as fertile gametophytes are uncommon in many Gelidiales species, some vegetative diagnostic characters have been proposed owing to the presence of rhizines (internal thick-walled rhizoidal filaments) and the morphology and ontogeny of the attachment system (Perrone *et al.* 2006). In addition, the location of sporangia also helps to identify some genera (Table 1).

TABLE 1. MAIN DIAGNOSTIC MORPHOLOGICAL CHARACTERS OF THE FAMILIES IN GELIDIALES (ADAPTED FROM BOO *et al.* 2016A).

	GELIDIACEAE	GELIDIELLACEAE	PTEROCLADIACEAE	ORTHOGONOLADIACEAE
N.º species	167	33	29	4
Branching pattern	Irregular, alternate or pinnate	Irregular, distichous or pinnate	Irregular or pinnate	Irregular or pinnate nearly in right angle with main axis
Rhizines	Present	Absent	Present	Present
REPRODUCTIVE STRUCTURES				
Tetrasporangia <i>Location</i>	Apical sori	Stichidia	Apical sori	Apical or lateral sori
Organization	Irregularly or in parallel rows	Irregularly, in parallel or in V-like rows	Irregularly, in parallel or in V-like rows	Irregularly or in parallel rows
Espermatangia <i>Location</i>	Apical sori	Apical sori or lateral and protrude sori	Apical sori	Apical or lateral sori
Cystocarps	Bilocular	Unknown	Unilocular or ovoid-triangular	Unilocular
PROSTRATE SYSTEM				
Rhizoidal filaments	Independent formation. Endogenous	Independent formation. Unicellular and exogenous	Endogenous coalescent within a thick sheath	Extensively branched. Endogenous coalescent within a thick sheath
<i>Haptera</i>	Present	Absent	Present	Present

In relation to the vegetative characters, the branching pattern in Gelidiales is irregularly, alternately, distichously or pinnately branched, with some cases the pinnae and pinnules arising at nearly right angles to the parent branch as occurs in the Orthogonoladiaceae (Boo *et al.* 2016b). Rhizines are only absent in Gelidiellaceae species. Erect axes of all Gelidiales arise from a prostrate system of entangled stolons attached to the substratum, consisting of either independent rhizoidal filaments or complex haptera (Perrone *et al.* 2006). The Gelidiellaceae attachment



system consists of independent unicellular rhizoidal filaments arising from stolon superficial cells that remain in open connection with their mother cells. On the contrary, Gelidiaceae, Pterocladaceae and Orthogonocladaceae develop a more complex prostrate system with cells of different origin, morphology and function. In these families, rhizoids have an endogenous origin and arise from the cortical cells, whilst the basal cortication of the attachment system originates exogenously and secondarily from superficial cells. Exceptionally, Pterocladaceae and Orthogonocladaceae develop a mucilaginous sheath surrounding the rhizoidal filaments (Perrone *et al.* 2006; Boo *et al.* 2016b, c, d).

The reproductive structures in Gelidiellaceae are localized in specialized reproductive branchlets named stichidia (Fan 1961; Rico *et al.* 2002; Perrone *et al.* 2006; Boo *et al.* 2016a). The remaining families display tetrasporangia or bisporangia in apical or lateral sori. Gelidiaceae and Pterocladaceae develop apical sori, whereas Orthogonocladaceae and Gelidiellaceae may have apical or lateral sori protruding in the latest family. After fertilization the cystocarps grow bilocular and circular in Gelidiaceae with carposporangia emerging on both surfaces of the fertile branch. Aversely, in Pterocladaceae and Orthogonocladaceae the cystocarps are unilocular, ovoid or triangular (Santelices and Hømmersand 1997). In Gelidiellaceae, the female reproductive structure is unknown (Santelices 1977; Rico *et al.* 2002; Boo *et al.* 2016a).

In the Canary Islands occurrence of 16 species of Gelidiales is currently accepted (Afonso-Carrillo 2014; Boo *et al.* 2016d; Gallardo *et al.* 2016), some of which are endemic, canopy-forming and with populations that have been declining over the last decades (Sansón *et al.* 2013; Martínez *et al.* 2015; Alfonso *et al.* 2017b). Furthermore, these macroalgae are important primary producers on exposed rocky shores in the islands, so the severe reduction in their populations is of major concern. This article, therefore, aims to highlight the relevance and importance of the Gelidiales to the benthic marine communities in the archipelago by drawing on previous studies into the Gelidiales in the Canary Islands. There exist certain knowledge gaps that will be identified and in combination with conclusions based on previous studies, future changes to the marine ecosystems will be predicted and conservation and recovery plans for their populations suggested.

2. GELIDIALES BIODIVERSITY IN THE CANARY ISLANDS

The number of species documented for the Canary Islands has not significantly changed since the first studies on phytobenthos were carried out on the islands (Montagne 1840; Piccone 1884, 1886; Vickers 1896; Børgesen 1927; Lawson and Norton 1971). Børgesen (1927) had already registered 12 of the species, some of which with recently nomenclatural changes. Nowadays, there are 4 species of Gelidiellaceae, 9 Gelidiaceae and 2 Pterocladaceae (Afonso-Carrillo and Sansón 1999; Afonso-Carrillo 2014; Guiry and Guiry 2019).

Gelidiellaceae is represented by three genera in these islands, *Millerella* Boo et Boo (*M. tinerfensis*, *M. pannosa*), *Parviphycus* Santelices (*P. antipae*, *P. setaceus*)



and *Huismaniella* (*Huismaniella* sp.). Originally, these species were all described as *Gelidiella* or *Echinocaulon* (Afonso-Carrillo and Sansón 1999; Guiry and Guiry 2019), although recent phylogenetic studies have assigned them to the new genera *Millerella*, *Parviphycus* and *Huismaniella* (Boo *et al.* 2016d). *Gelidiella tinerefensis* was first described based on specimens collected at Puerto de la Cruz (Tenerife) by Seoane-Camba (1977) and considered endemic to the Canary Islands. Recently this species was recognized synonymous with *Millerella tinerefensis* (Boo *et al.* 2016d). *Gelidiella tenuissima*, listed for the Canary Islands by Audiffred (1985), Betancort *et al.* (1995), Rico *et al.* (2002) and Gil-Rodríguez *et al.* (2003), was considered synonymous with *Millerella pannosa* (as *Gelidiella pannosa*) by John *et al.* (2004). *Parviphycus antipae* was registered in the archipelago in 1992 (Afonso-Carrillo *et al.* 1992; Sangil *et al.* 2003; as *Gelidiella*), while *P. setaceus* was documented by Afonso-Carrillo *et al.* (2007). More recently, Boo *et al.* (2016d) reported a currently unidentified species of *Huismaniella* from the Canary Islands (Tenerife) as result of their genetic analyses.

Gelidiaceae is represented in the Canary Islands by 9 species of *Gelidium* J.V. Lamouroux: *G. arbuscula*, *G. canariense*, *G. corneum*, *G. crinale*, *G. microdon*, *G. pectinatum*, *G. pusillum*, *G. spatulatum* and *G. spinosum* (Gallardo *et al.* 2016). The first species registered in the islands was *G. arbuscula*. The authority of this species is often attributed to Bory. However, it was Børgesen (1927), who published the combination of *G. arbuscula*, including individuals deposited in the Bory Herbarium collected in Tenerife, which coincided with a specimen named *G. corneum* var. *nereideum* by Montagne (1840). Despite also being cited in northeast Africa, Price *et al.* (1988) and later John *et al.* (2004) agreed on the lack of evidence of that statement, therefore proposing to accept *G. arbuscula* as an endemic species from the Canary Islands.

Gelidium canariense was originally described as *G. cartilagineum* var. *canariensis* by Grunow in Piccone (1884) based on specimens collected at Puerto de la Cruz (Tenerife) (Afonso-Carrillo 2003b). Afterwards, the entity was referred only as *G. cartilagineum* (Lawson and Norton 1971) or as *G. versicolor* (Haroun *et al.* 1984), until the new combination proposed by Seoane-Camba (1979) as a new endemic species to the Canary Islands [*G. canariensis* (Grunow in Piccone) Seoane-Camba]. However, the combination *G. canariensis* was not correctly done in accordance with article 33.3 of the ICBN (Greuter *et al.* 200) hence, Haroun *et al.* (2002) validated the species as *G. canariense* (Grunow in Piccone) Seoane-Camba ex Haroun, Gil-Rodríguez, Díaz de Castro et Prud'homme.

Regarding *G. corneum*, this species was included in the catalogues by Price *et al.* (1988), John *et al.* (2004), Afonso-Carrillo (2014) and Gallardo *et al.* (2016), based on the statement made by Børgesen (1927). Nonetheless, Børgesen (1927) did not observe nor collect any specimen in the Canary Islands, thereupon his reference was based both on Montagne's (1840) study (as *G. corneum* var. *capillaceum*, now *Pterocladia capillacea*) and also upon the Lyngbye herbarium (Price *et al.* 1988). As a result of this, Børgesen (1927) referred to *G. corneum* as probably rare. No further references are known about the presence of this macroalga in the archipelago, so it is very likely to be a misidentification.



The six remaining species of *Gelidium* were cited in the first phycological studies performed in the Canary Islands. *Gelidium crinale*, *G. pectinatum* and *G. pusillum* were documented by Vickers (1896) from specimens collected in Gran Canaria. *Gelidium pectinatum* was reported from a single specimen and never identified again. Surprisingly, *G. pectinatum* has been omitted from the macroalgae lists of the Canary Islands for several decades, probably due to a nomenclatural problem with *Gelidium bipectinatum* (Furnari *et al.* 1999; Taskin and Wynne 2013; Andersen 2018), so although this species needs confirmation, we include it in the marine flora of the Canary Islands. Subsequently, Sauvageau (1912) mentioned *G. spathulatum* and *G. spinulosum* (now synonymous with *G. microdon*) as collected in Tenerife. Finally, *G. spinosum* was recorded for the first time in the Canary Islands in Price *et al.* (1988). The complex plasticity that characterizes this group of species, together with the seasonal changes, makes difficult to identify correctly based solely on morphological characteristics. Additional morphological, chemical and genetic studies are needed in order to reach a better knowledge of the diversity in this group of macroalgae in the Canary Islands.

Eventually, the family Pterocladaceae in the Canary Islands is depicted by two species of the genera *Pterocладиella* (Afonso-Carrillo and Sansón 1999). Santelices and Hommersand (1997) created *Pterocладиella* to include the species previously assigned to *Pterocladia* but display cystocarps with nutritive cells around a central axis and carposporangia radially emerging to the cavity. These attributes are absent in *Pterocladia*. The species type *Pterocладиella capillacea* was first mentioned by Børgesen (1927) who stated the citation of *G. corneum var. capillaceum* in Montagne (1840), today synonymous with the aforementioned species. The second species registered in the Canary Islands, *Pterocладиella melanoidea* was recorded for the first time in Tenerife in the 1990s (Elejabeitia *et al.* 1992; Pinedo *et al.* 1992; Reyes *et al.* 1993) (Table 2).



TABLE 2. FAMILIES, GENERA AND GELIDIALES SPECIES DOCUMENTED IN THE CANARY ISLANDS. REFERENCES TO EACH SPECIES ARE INCLUDED

FAMILIES AND GENERA	SPECIES	REFERENCES
Gelidiaceae <i>Gelidium</i> J.V. Lamouroux	<i>G. arbuscula</i> Bory de Saint-Vincent et Børgesen	Vickers 1896; Sauvageau 1912; Børgesen 1927; Lawson and Norton 1971; Haroun <i>et al.</i> 1984; Price <i>et al.</i> 1988; Pinedo <i>et al.</i> 1992; Afonso-Carrillo and Sansón 1999; Haroun <i>et al.</i> 2002; Sangil <i>et al.</i> 2003; Gil-Rodríguez <i>et al.</i> 2003; John <i>et al.</i> 2004; Afonso-Carrillo 2014; Gallardo <i>et al.</i> 2016.
	<i>G. canariense</i> (Grunow) Seoane-Camba ex Haroun, Gil-Rodríguez, Díaz de Castro et Prud'home van Reine	Montagne 1840; Piccone 1884; Sauvageau 1912; Børgesen 1927; Lawson and Norton 1971; Seoane-Camba 1979; Haroun <i>et al.</i> 1984; Price <i>et al.</i> 1988; Pinedo <i>et al.</i> 1992; Afonso-Carrillo and Sansón 1999; Haroun <i>et al.</i> 2002; Sangil <i>et al.</i> 2003; Gil-Rodríguez <i>et al.</i> 2003; John <i>et al.</i> 2004; Afonso-Carrillo 2014; Gallardo <i>et al.</i> 2016.
	<i>G. corneum</i> (Hudson) J.V. Lamouroux	Montagne 1840; Børgesen 1927; Price <i>et al.</i> 1988; Afonso-Carrillo and Sansón 1999; John <i>et al.</i> 2004; Afonso-Carrillo 2014; Gallardo <i>et al.</i> 2016
	<i>G. crinale</i> (Hare ex Turner) Gaillon	Montagne 1840; Vickers 1896; Sauvageau 1912; Børgesen 1927; Price <i>et al.</i> 1988; Haroun <i>et al.</i> 2002; Gil-Rodríguez <i>et al.</i> 2003; John <i>et al.</i> 2004; Afonso-Carrillo 2014; Gallardo <i>et al.</i> 2016.
	<i>G. microdon</i> Kützting	Montagne 1840; Price <i>et al.</i> 1988; Afonso-Carrillo and Sansón 1999; Haroun <i>et al.</i> 2002; Gil-Rodríguez <i>et al.</i> 2003; John <i>et al.</i> 2004; Afonso-Carrillo 2014; Gallardo <i>et al.</i> 2016.
	<i>G. pectinatum</i> Montagne	Vickers 1896; Børgesen 1927; Gil-Rodríguez and Afonso-Carrillo 1981; Price <i>et al.</i> 1988.
	<i>G. pusillum</i> (Stackhouse) Le Jolis	Vickers 1896; Børgesen 1927; Gil-Rodríguez and Afonso-Carrillo 1981; Delgado <i>et al.</i> 1984; Audiffred 1985; Price <i>et al.</i> 1988; Pinedo <i>et al.</i> 1992; Elejabeitia <i>et al.</i> 1992; Reyes <i>et al.</i> 1994; González-Ruiz <i>et al.</i> 1995 a, b; Guadalupe-González <i>et al.</i> 1995; Afonso-Carrillo and Sansón 1999; Haroun <i>et al.</i> 2002; Aldanondo-Aristizabal <i>et al.</i> 2003; Gil-Rodríguez <i>et al.</i> 2003; Sangil <i>et al.</i> 2003; Díaz-Villa <i>et al.</i> 2004; John <i>et al.</i> 2004; Reyes <i>et al.</i> 2005; Afonso-Carrillo 2014; Gallardo <i>et al.</i> 2016.
	<i>G. spatulatum</i> (Kützting) Borner	Sauvageau 1912; Børgesen 1927; Price <i>et al.</i> 1988; Haroun <i>et al.</i> 2002; Gil-Rodríguez <i>et al.</i> 2003; John <i>et al.</i> 2004; Afonso-Carrillo 2014; Gallardo <i>et al.</i> 2016.
	<i>G. spinosum</i> (S.G. Gmelin) P.C. Silva	Price <i>et al.</i> 1988; Afonso-Carrillo and Sansón 1999; Haroun <i>et al.</i> 2002; Gil-Rodríguez <i>et al.</i> 2003; Sangil <i>et al.</i> 2003; John <i>et al.</i> 2004; Afonso-Carrillo 2014; Gallardo <i>et al.</i> 2016.





Gelidiellaceae <i>Millerella</i> G.H.Boo et S.M.Boo <i>Parviphycus</i> Santelices	<i>M. pannosa</i> (Feldmann) G.H. Boo et L.Le Gall	Audiffred 1985; Price <i>et al.</i> 1988; Pinedo <i>et al.</i> 1992; Elejabeitia <i>et al.</i> 1992; Betancort <i>et al.</i> 1995; Afonso-Carrillo and Sansón 1999; Haroun <i>et al.</i> 2002; Aldanondo-Arístizabal <i>et al.</i> 2003; Gil-Rodríguez <i>et al.</i> 2003; John <i>et al.</i> 2004; Santelices 2004; Afonso-Carrillo 2014; Gallardo <i>et al.</i> 2016; Boo <i>et al.</i> 2016a.
	<i>M. tinirfensis</i> (Seoane-Camba) S.M. Boo et J.M. Rico	Seoane-Camba 1977; Price <i>et al.</i> 1988; Guadalupe-González <i>et al.</i> 1995; Afonso-Carrillo and Sansón 1999; Haroun <i>et al.</i> 2002; Rico <i>et al.</i> 2002; Gil-Rodríguez <i>et al.</i> 2003; Sangil <i>et al.</i> 2003; John <i>et al.</i> 2004; Afonso-Carrillo 2014; Gallardo <i>et al.</i> 2016; Boo <i>et al.</i> 2016d; Woelkerling <i>et al.</i> 2018.
	<i>P. antipae</i> (Celan) B. Santelices	Elejabeitia <i>et al.</i> 1992; Afonso-Carrillo and Sansón 1999; Haroun <i>et al.</i> 2002; Gil-Rodríguez <i>et al.</i> 2003; Sangil <i>et al.</i> 2003; John <i>et al.</i> 2004; Santelices 2004; Afonso-Carrillo 2014; Gallardo <i>et al.</i> 2016.
	<i>P. setaceus</i> (Feldmann) J. Afonso-Carrillo, M. Sansón, C. Sangil et T. Díaz-Villa	Afonso-Carrillo <i>et al.</i> 2007; Afonso-Carrillo 2014; Gallardo <i>et al.</i> 2016.
<i>Huismaniella</i> G.H. Boo et S.M. Boo	<i>Huismaniella</i> sp.	Boo <i>et al.</i> 2016d
Pterocladaceae <i>Pterocladia</i> B.Santelices et Hommersand	<i>P. capillacea</i> (S.G.Gmelin) Santelices et Hommersand	Montagne 1840; Piccone 1884, 1886; Vickers 1896; Børgesen 1927; Delgado <i>et al.</i> 1984; Pinedo <i>et al.</i> 1992; Elejabeitia <i>et al.</i> 1992; Reyes <i>et al.</i> 1994; Guadalupe-González <i>et al.</i> 1995; Lawson <i>et al.</i> 1995; Afonso-Carrillo and Sansón 1999; Haroun <i>et al.</i> 2002; Gil-Rodríguez <i>et al.</i> 2003; Sangil <i>et al.</i> 2003; John <i>et al.</i> 2004; Afonso-Carrillo 2014; Gallardo <i>et al.</i> 2016.
	<i>P. melanoidea</i> (Schousboe ex Bornet) Santelices et Hommersand	Pinedo <i>et al.</i> 1992; Elejabeitia <i>et al.</i> 1992; Reyes <i>et al.</i> 1993; Lawson <i>et al.</i> 1995; Afonso-Carrillo and Sansón 1999; Haroun <i>et al.</i> 2002; Gil-Rodríguez <i>et al.</i> 2003; Sangil <i>et al.</i> 2003; John <i>et al.</i> 2004; Rancel 2008; Afonso-Carrillo 2014; Gallardo <i>et al.</i> 2016.

3. BIOLOGICAL AND MOLECULAR STUDIES OF GELIDIALES IN THE CANARY ISLANDS

The dominant and habitat forming species *Gelidium canariense*, *G. arbuscula* and *Pterocladia capillacea* have been the target for most studies performed on the Gelidiales of the Canary Islands due to their important ecological role on the rocky shores. These studies have mainly dealt with the vegetative and reproductive phenology, ecophysiology and genetic diversity of the species (Darias-Rodríguez and Afonso-Carrillo 1986; Sosa and García-Reina 1992, 1993; Sosa *et al.* 1998; García-Jiménez *et al.* 1999; Mercado *et al.* 2001; Bouza, 2002; Rico *et al.* 2005; Bouza *et al.* 2006; Domínguez-Álvarez *et al.* 2011; Polifrone *et al.* 2012). The other Gelidiales species appear primarily as part of cespitose assemblages, albeit little is known about their relevance to the marine communities of the islands (Rico *et al.* 2002; Rancel 2008).

Gelidiales show a *Polysiphonia*-type life cycle characterized by isomorphic alternation of generations (Figure 1). Diploid sporophytes form sporangia where meiosis occurs to generate haploid spores. After attachment and germination of the spores, they develop into dioecious gametophytes (male and female). Both the sporangia and spermatangia alike are formed in apical or lateral sori. Similarly, carpogonia also arise at terminal ends of branches but they are only evident after fertilization, when they become prominent cystocarps (Chihara and Kamura 1963; Hommersand and Fredericq 1988).

Phenological studies on *Gelidium canariense*, *G. arbuscula* and *Pterocladia capillacea* show a clear dominance in terms of populations of tetrasporophytes (T) in comparison with female (F) and male (M) gametophytes. In *G. canariense*, ratios of 3:1:1 (T:F:M) (Darias-Rodríguez and Afonso-Carrillo 1986), 12:3:1 (Polifrone *et al.* 2012) and 4:1:1 in Tenerife (Alfonso *et al.* 2017a) and 4:1 (T:F) in Gran Canaria (Lindgren *et al.* 1998) have been found. In *G. arbuscula*, a T:G ratio of 7:1 was detected in Tenerife and Gran Canaria (Sosa and García-Reina 1992) and 33:1 in Tenerife (Polifrone *et al.* 2012), whereas in *P. capillacea* the ratio was 133:1:1 (T:F:M) in Tenerife (Polifrone *et al.* 2012) and 14:1 (T:F) in Gran Canaria (Stroobant *et al.* 2014). These evident differences in tetrasporophyte ratios documented in the literature may be due to changes in temperature and irradiance during the year or site studied. In fact, Stroobant *et al.* (2014) suggest an important effect of these factors on *P. capillacea* tetrasporophyte ratios.

Studies into spatio-temporal variations in populations of the endemic *Gelidium canariense* have agreed on the absence of seasonality of fertile individuals. Thus, all life cycle phases can be found throughout the year (Darias-Rodríguez and Afonso-Carrillo 1986; Lindgren *et al.* 1998; Polifrone *et al.* 2012; Alfonso *et al.* 2017a). In Gran Canaria, Betancort and González (1991) characterized a population with individuals more than 15 cm in length consisting of abundant small individuals (0-5 cm in length), which may suggest a high level of recruitment in the population. More recently, Alfonso *et al.* (2017a) described for the first time the coexistence of two different morphotypes in *G. canariense* populations. One morphotype is characterized by longer branches with a higher number of apices and occur in fertile (tetrasporophytes and gametophytes) individuals, whereas the other corresponds to smaller and less ramified non-fertile individuals. This study widens the available information about the vegetative and reproductive morphology of this endemic species (Piccone 1884; Børgesen 1927; Seoane-Camba 1979; Rico *et al.* 2005).

On the other hand, *Gelidium arbuscula* and *Pterocladia capillacea* display a clear seasonality in their life cycles. Fertile female gametophytes of *G. arbuscula* only appear in winter in the Tenerife and Gran Canaria populations, while fertile female and male gametophytes of *P. capillacea* can be found in summer and winter respectively. In both species fertile tetrasporophytes can be observed throughout the entire year (Polifrone *et al.* 2012; Stroobant *et al.* 2014). In addition, the cespitose *Pterocladia melanoidea* develops female gametophytes year-round according to Rancel (2008) and contrary to previous studies (Fredriksen and Rueness 1990).



Canopy-forming Gelidiales in the Canary Islands have also been the focus of different physiological studies. Cardell *et al.* (1977) studied the annual variation of the agar content in *Gelidium arbuscula* and *G. canariense*. Agar is a phycocolloid used in food, cosmetic and laboratory industries, which is a natural component of the cell walls and intercellular matrix of Gelidiales and cannot be synthesized in laboratory. These authors determined that the agar content of these Gelidiales increase in July and reaches a maximum in November. Furthermore young individuals have an increase of 20% in agar content compared with older specimens.

Mercado *et al.* (2001) studied the effect of dissolved inorganic carbon (DIC) and incident light on the photosynthetic activity of *Gelidium canariense*, *G. arbuscula* and *Pterocladia capillacea*. Among the different strategies of carbon uptake in macroalgae (Mercado *et al.* 1997, 1998, 2001; Giordano *et al.* 2005), Mercado *et al.* (2001) demonstrated that these species had a low capacity of use HCO_3^- (DIC) actively from the environment and that the light was a limiting factor to their photosynthetic rates. Populations of *G. canariense*, *G. arbuscula* and *P. capillacea* inhabit the northern rocky shores of the islands where clouds tend to accumulate the most (Martín *et al.* 2011), thus, affecting the light incidence to the surface. Furthermore, the northern shores of the islands are characterized by a strong hydrodynamism that allows the water to maintain high CO_2 concentrations independently of the light irradiance level. Hence, the adaptation of these species to their environment would favor the uptake of CO_2 by diffusion rather than by the active uptake of DIC when the light incidence level is low. However, the specific strategy of carbon acquisition in this species needs particular experiments to confirm this.

The photosynthetic inhibition of *Gelidium arbuscula* was studied in the Gran Canaria populations under natural conditions by exposing individuals to incident natural light and filtered ultraviolet (UV) radiation (Häder *et al.* 2001). The photosynthetic ability of macroalgae is determined by the energy associated to UV radiation and photosynthetically active radiation (PAR). However, when this energy exceeds the photochemical demand or dissipation ability of organisms, it is frequently related to photosensitivity, photo-tolerance, photosynthetic damage and photoinhibition (Hanelt and Figueroa 2012; Harb *et al.* 2018). According to Häder *et al.* (2001) the PAR values during the experiment reached $2000 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ in air and $400 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ at a depth of 4-6 m. The results after 30 minutes of continuous exposition to both PAR and filtered UV radiation revealed permanent damage to the algae. When *G. arbuscula* is exposed only 15 minutes, it is able to recover under sheltered conditions, although it never reaches the same photosynthetic levels. This outcome suggests that emersion periods during low tides are crucial to the survival of this species.

Not only is the incident light, but also the desiccation tolerance a key factor in the distribution and survival of the phytobenthos (Häder *et al.* 2011; Hawkins *et al.* 2016). Domínguez-Álvarez *et al.* (2011) studied the tolerance to emersion in *Gelidium canariense*, *G. arbuscula* and *Pterocladia capillacea* on the northern shore of Tenerife. The results show a clear effect of desiccation tolerance to vertical



distribution of these species. The endemic *G. canariense*, which grows in the upper sublittoral below the other two species, was indeed the most affected after the emersion. In the case of *G. arbuscula*, water loss of the thallus was reduced, although the clumped morphology of this species favors the maintenance of humidity. Lastly, *P. capillacea* demonstrated the fastest rehydration and recovery. This species is distributed worldwide and grows over the other two species in infralittoral pools or in the upper sublittoral, which demonstrates its high adaptability to environmental changes (Domínguez-Álvarez *et al.* 2011). However, little is known about the combined effect of irradiance and temperature on desiccation tolerance or photosynthesis production predicted under the scenario of climate change.

Recent studies have demonstrated the connection of some volatile compounds to the maturation of tetrasporangia in *P. capillacea* (García-Jiménez *et al.* 2013). Various physiological processes related to interspecific competition or reproductive mechanisms in macroalgae imply the emission and/or reception of compounds such as ethylene and dimethyl sulfide (DMS), a biogenic compound with antioxidants and defenses against herbivores (Fink 2007). In *G. arbuscula*, the effect of different light conditions (white light, red light and dark) on the production of these volatile compounds was studied (Alstynne and Puglisi 2007). The result was that there was no clear response or cellular damage to the algae, even though *G. arbuscula* produced high concentrations of dimethyl sulfide under all light conditions. Nevertheless, the authors admitted the need of further studies to assess the particular function of these compounds in the metabolism of this species.

BIOLOGICAL AND EARLY DEVELOPMENT STUDIES

General features of the life cycle of Gelidiales are well known since the first detailed descriptions by Kylin (1923). Yet recently, particular attention has been placed upon certain differences among families or even species (Maggs and Rico 1991; Rico *et al.* 2005; Simioni *et al.* 2014a; Alfonso *et al.* 2018). One example is the formation of different types of sporangia and spores in some Gelidiales, despite the typical cruciate tetrasporangia. Rico *et al.* (2005) described bisporangia along with cruciately, decussately and irregularly divided tetrasporangia in individuals of *Gelidium canariense* deposited in TFC (Herbarium of Universidad de La Laguna). According to Suneson (1982) in some coralline algae and several other rhodophytes, the bisporangia can produce binucleate haploid bispores or uninucleate diploid bispores, whereas the tetrasporangia generate uninucleate tetraspores. Rico *et al.* (2001) found in *G. canariense* mature binucleate spores, which in other species of the genus, usually only appear in immature sporangia (Maggs and Rico 1991).

Attachment and germination of diaspores to the substrate are the most critical and vulnerable stages in the life cycle of benthic macroalgae, with their success threatened by several factors (Fletcher and Callow 1992; Brawley and Johnson 1992; Fierst *et al.* 2005). In Gelidiales, the diaspores are tetraspores and carpospores, and their germination pattern is the so-called *Gelidium*-type, specific to the order (Chihara and Kamura 1963; Hommersand and Fredericq 1988). García-Jimé-



nez *et al.* (1999) developed an axenic cultivation protocol for *G. canariense* from the Canary Islands, so that the species could be exploited as an agar source. After being released, the tetraspores were cultivated in an antibiotic solution for 55 days, after which the formation of rhizoidal filament and the erect axis began. More recently, Alfonso *et al.* (2018) described in detail the initial stages of the tetraspore development in *G. canariense* and *G. arbuscula* and agreed with the *Gelidium*-type germination pattern (Figure 2). Surprisingly, the spore germination in these species began between 2-4 h after release (Alfonso *et al.* 2018), nearly 2 h before other *Gelidium* species (Simioni *et al.* 2014a). This behavior could be an adaptive strategy for species that inhabit shores with strong hydrodynamism. Therefore, the faster attachment and germination of the spore would favor the recruitment of their populations. In addition, Gelidiales species also have modular-clonal growth, with new erect axes arising from the perennial attachment system (Santos and Duarte 1996; Hurd *et al.* 2014). This characteristic, along with the earlier attachment and germination of the spores, would contribute notably to their ability to maintain their populations and even colonize new substrates.

The life history of most of the cespitose Gelidiales is still incomplete. Initially, the absence of gametophytes was considered a diagnostic character in the genus *Gelidiella* until the first description of spermatangial sori in *Gelidiella acerosa* (Santelices 1997). Subsequently, Rico *et al.* (2002) obtained male gametophytes from cultivated tetraspores of *Millerella pannosa* (as *Gelidiella tenuissima*) of Gran Canaria. Only plants cultivated at 20°C developed spermatangial sori which completely covered both surfaces of the fertile branch. To better understand the biological differences among all cespitose Gelidiales species, further studies and cultivation experiments on their life cycles are needed.

GENETIC AND PHYLOGENETIC STUDIES

Genetic studies focusing on Gelidiales of the Canary Islands are scarce. Sosa and García-Reina (1992, 1993) analyzed genetic variability by isoenzyme electrophoresis of female gametophytes and tetrasporophytes of *Gelidium canariense* and *G. arbuscula* from populations in Tenerife and Gran Canaria. Despite being the first contribution to the knowledge of population dynamics of these dominant species, the number of genes used in the haploid subpopulation (gametophytes) were four times greater than those used in the diploid subpopulation (tetrasporophytes), so the authors suggested a possible bias on the results. With this in mind, Sosa *et al.* (1998) re-evaluated the previous data and only used the diploid subpopulation. Their results showed that both species differ in their mating systems and patterns of genetic differentiation. *Gelidium canariense* and *G. arbuscula* had significant differences among populations. However, differences between populations were twice as high in *G. arbuscula* than in *G. canariense*. According to the authors, one possible explanation is that the clonal growth and genetic drift is higher in *G. arbuscula* and therefore displays different allele frequency in haploid and diploid populations. On the contrary, no significant differences were found between tetrasporophytes and game-



tophytes allele frequencies in *G. canariense*, concluding that sexual reproduction is the main reproductive system in this species.

Bouza (2002) and Bouza *et al.* (2006) also contributed to the study of genetic diversity of natural populations of *Gelidium canariense*. They focus on eight localities of the northern rocky shores of central islands (Tenerife and Gran Canaria) and western islands (La Gomera and La Palma) analyzing random amplified polymorphism DNA (RAPD) marker variation. Their results demonstrated high levels of genetic diversity among populations, contrary to the findings of Sosa and García-Reina (1993), although they do agree on the important role of sexual reproduction to the genetic variability between populations. Furthermore, they established a level of isolation between different islands, albeit only analyzing the genetic variability of female gametophytes. Hence, before stating any conclusions on the population structure and genetic diversity of macroalgae with complex biological cycles, it is important to consider all phases of the life history (Krueger-Hadfield and Hoban 2016).

Several phylogenetic studies of Gelidiales have included species from the Canary Islands. Freshwater *et al.* (1995) and Tronchin *et al.* (2002) include DNA material from *Gelidium canariense* collected in Tenerife and *G. pusillum* collected and cultivated by Rueness and Fredriksen. Results establish that *G. canariense* belongs to the clade of European *Gelidium*, while *G. pusillum* is part of a species-complex together with species of the genera *Onikusa*, *Subria* and *Gelidium*. At a later date, Boo *et al.* (2014, 2016b) analyzed the molecular phylogeny of Gelidiales, including *G. canariense*, based on five genetic markers. Results indicate that *G. canariense* is closely related to *G. spinosum*, *G. attenuatum* and *G. pulchellum*.

The phylogeny of the Gelidiellaceae was also re-analyzed by Boo *et al.* (2016d), combining morphological and molecular criteria. They proposed a new classification of the family divided into five different groups (*Gelidiella*, *Huismaniella*, *Parviphycus admatus*, *Millerella* and *Perronella gracilis*). A sample from the Canary Islands is referred as *Huismaniella* sp. exhibiting morphological characteristics very similar to *Parviphycus setaceus* as described by Afonso-Carrillo *et al.* (2007). However, according to the authors, DNA analysis of the type material of *P. setaceus* is required in order to confirm the synonymy. This study also concluded that the genetic sequence analyzed by Rico *et al.* (2002) and identified as *Gelidiella tenuissima* (currently considered as synonym of *Millerella pannosa*), is analogue to that of the endemic *M. tinerefensis*. Additional studies are necessary to clarify this species-complex from this archipelago. Finally, Boo *et al.* (2016d) highlighted the morphological similarity between *Parviphycus antipae* and the species of *Millerella*, although genetic analyses are needed to support this.

4. ECOLOGY, DISTRIBUTION AND CONSERVATION OF GELIDIALES IN THE CANARY ISLANDS

The first studies into the phytobenthos of the Canary Islands had already observed that the macroalgae communities in the northern exposed coasts of central and western islands were dominated by *Gelidium arbuscula* and *G. canariense*.



Sauvageau (1912) and Lawson and Norton (1971) described each of these populations forming a dense belt on the rocky walls just beneath the yellow band of *Treptacantha abies-marina* (as *Cystoseira abies-marina*). According to Sauvageau (1912), the uppermost red-purple belt was characterized by *G. arbuscula*, whereas underneath it developed a thicker and darker band of *G. canariense*, except in abrupt rocky platforms where both species appeared intermingled. Lawson and Norton (1971) also documented this zonation pattern with these species located at the beginning of the sublittoral in northern exposed rocky shores.

The great abundance of *Gelidium arbuscula* and *G. canariense* in the north of Tenerife (Wildpret *et al.* 1987) gave rise to its exploitation as a natural resource of agar (Afonso-Carrillo 2003a). Interestingly, the agar obtained from *Gelidium* is of the highest quality and the only one that can be used in the biotechnology industry to produce culture medium (McHugh 2004; Bixler and Porse 2011; Hurd *et al.* 2014). Since 1950, local fishermen have collected up to 40-50 tons of dry weight of *Gelidium* per year from natural populations that were uprooted by waves. Periodically, this material was air-dried and sent to mainland industries until 1960 when this practice was abandoned since the compilation and transport was not economical (Afonso-Carrillo 2003a, b).

The vertical distribution of macroalgae in Puerto de la Cruz (N of Tenerife) presented by Lawson and Norton (1971) changed after two decades. New studies highlighted a new red belt characterized by *Pterocladia capillacea*, generally located above *Gelidium arbuscula* or in infralittoral rocky pools (Darias-Rodríguez and Afonso-Carrillo 1986; Betancort and González 1991; Pinedo *et al.* 1992; Pinedo and Afonso-Carrillo 1994). Nowadays, *P. capillacea*, *G. arbuscula* and *G. canariense* are dominant and canopy-forming species of the rocky upper sublittoral at wave-exposed northern shores of La Palma, La Gomera, Tenerife and Gran Canaria (Figure 3) (Wildpret *et al.* 1987; Afonso-Carrillo 2003b; Sangil *et al.* 2004; Rodríguez *et al.* 2008).

Wildpret *et al.* (1987) documented the distribution of *Gelidium arbuscula* and *G. canariense* in the 1980s. This study indicates the location of the most common macroalgae assemblages of the upper sublittoral in the archipelago, including the communities dominated by these Gelidiales, noted as the G1-*G. arbuscula* belt and G2-zonated community *G. arbuscula*, *G. canariense* and *Treptacantha abies-marina* (as *Cystoseira abies-marina*). Twenty years later, Rodríguez *et al.* (2008a,b) provided data on distribution and population size of *G. arbuscula* and *G. canariense* in different sites of the islands, including a digital cartography of their populations. These studies are of great interest to assess changes occurred throughout the years.

Besides differences in abundance and vertical distribution, recent studies have indicated a reduction in length of *Gelidium* specimens in the last four decades. The greatest decline is described in *G. canariense*, whose individuals have decreased from 30 cm (Seoane-Camba 1979) to less than 20 cm (Polifrone *et al.* 2012; Sansón *et al.* 2013; Alfonso *et al.* 2017b). Børgesen (1927) described individuals of 14 cm in *G. arbuscula*, while those studied by Polifrone *et al.* (2012) were less than 12 cm long. On the contrary, *Pterocladia capillacea* have exhibited similar length over the years, at 9 to 14 cm (Polifrone *et al.* 2012; Sansón *et al.* 2013; Alfonso



et al. 2017b). The study of herbarium specimens deposited since 1970 until 2015 in TFC (Dpto. Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal; Facultad de Ciencias; ULL) and BCM (Dpto. Biología; Facultad de Ciencias del Mar; ULPGC) have demonstrated a significant decline in the individual length and number of reproductive structures in *G. arbuscula* and *G. canariense*. In addition, this trend also correlates significantly with a significant increase in sea surface temperature over the same period. In contrast, these changes are not detected in *P. capillacea* (Sansón *et al.* 2013; Alfonso *et al.* 2017b). Experimental studies are necessary in order to verify the effects of different environmental variables on the growth of these species, variables that are also changing due to climate change. As a result of these sharp changes in morphology and population abundance, *G. arbuscula* and *G. canariense* have been recently considered as “vulnerable species” in the Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y *Catálogo Español de Especies Amenazadas* (Orden TEC/596/2019, BOE 2019).

Different studies on intertidal and subtidal communities document several cespitose Gelidiales from the Canary Islands. *Gelidium pusillum* is one of the most common species in the cespitose assemblages across the archipelago (Elejabeitia *et al.* 1992; Pinedo *et al.* 1992; Reyes *et al.* 1994, 2005; González-Ruiz *et al.* 1995a, b; Guadalupe-González *et al.* 1995), whereas *Millerella tinerefensis* or *Pterocladia melanoidea* have been only occasionally reported (Seoane-Camba 1977; Guadalupe-González *et al.* 1995; Sangil *et al.* 2003; Rancel 2008) and their real distribution and ecological role on the islands needs further research.

5. FUTURE PERSPECTIVES ON GELIDIALES

This review identifies knowledge gaps in the biology and ecology of Gelidiales in the Canary Islands. Certain aspects need further investigation and will help to predict future changes in the diversity, morphology, physiology and ecology of these rhodophytes. This is of grave concern especially with the canopy-forming threatened Gelidiales that are vulnerable to changes, thus, conservation plans and management strategies are necessary in order to recover the populations. The comparison of historical and current data on abundance and distribution of the populations will allow assessment of their conservation status and the extinction risk of the endemic species. The study of the cespitose Gelidiales, of which little is still known, is also important. These overlooked species might play a key role as habitat-forming species in early succession stages when sensitive species decline (Bertolini 2019).

The accurate diversity of Gelidiales species in the Canary Islands is still uncertain. Some species documented to these islands are based on historic and doubtful records (i.e. *Gelidium corneum*, *G. pectinatum*, *G. sphaulatum*, *G. spinulosum*, *G. spinosum*). The apparent high morphological plasticity characteristic of some species could indicate new cryptic species that will not be detected unless we combine morphological and molecular techniques in further studies on the Gelidiales of the Canary Islands.



Regarding the vegetative and reproductive morphology, additional findings are required particularly in reference to the species of Gelidiellaceae whose female gametophytes are missing and their life cycle is still incomplete. The distribution, vegetative and reproductive phenology, spatio-temporal shifts or successful recruitment rates in many Gelidiales are yet to be discovered. This lack of information makes it difficult to foresee the effects of environmental changes on individual and population levels.

To conclude, it is pivotal to improve our knowledge on Gelidiales species from the Canary Islands owing to the fact that some of them contribute to ecosystem services in the archipelago. Others are endemic and vulnerable species (*Millerella tinerfensis*, *Gelidium canariense*, *G. arbuscula*) or common species on cespitose macroalgae assemblages at the eastern Atlantic (*Gelidium pusillum* and Gelidiellaceae), while there are other introduced species distributed worldwide (*Pterocladia capillacea*). All these attributes make these species model macroalgae to study and useful tools in order to predict future changes in the marine ecosystems of the Canary Islands.

ACKNOWLEDGMENTS

This work has been possible thanks to the predoctoral agreement between Universidad de La Laguna and the funding entity CajaSiete granted to B. Alfonso.

AUTHORS CONTRIBUTION

Conceptualization: BA.

Original draft: BA, MS.

Review and edition of the final draft: all authors.

RECIBIDO: enero de 2020; ACEPTADO: febrero de 2020



REFERENCIAS

- ADL, S.M., SIMPSON, A.G., FARMER, M.A., ANDERSEN, R.A., ADERSON, O.R., BARTA, J.R., BOWSER, S.S., BRUGEROLLE, G., FENSOME, R.A., FREDERICQ, S., *et al.* 2005. The new higher level classification of eukaryotes with emphasis on the taxonomic of protists. *J. Eukaryot. Microbiol.* 52: 399-451.
- AFONSO-CARRILLO, J. 2003a. Aprovechamiento industrial de algas marinas canarias para la extracción de agar. Puerto de la Cruz (1951-1966). *El Pajar. Cuaderno de Etnografía Canaria* 15: 173-184.
- AFONSO-CARRILLO, J. 2003b. Bajíos y algas marinas de Puerto de la Cruz: una historia de la botánica marina en Canarias. *Catharum: Revista de Ciencias y Humanidades* 4: 14-27.
- AFONSO-CARRILLO, J. 2014. Lista actualizada de algas marinas de las islas Canarias. Informe de la Sociedad Española de Ficología. España. 64 p.
- AFONSO-CARRILLO, J. & SANSÓN, M. 1999. Algas, hongos y fanerógamas marinas de las Islas Canarias. Clave analítica. Servicio de Publicaciones Universidad de La Laguna. 254 p.
- AFONSO-CARRILLO, J., PINEDO, S. & ELEJABEITIA, Y. 1992. Notes on the benthic marine algae of the Canary Islands. *Cryptogamie Algol.* 13: 281-290.
- AFONSO-CARRILLO, J., SANSÓN, M., SANGIL, C. & DÍAZ-VILLA, T. 2007. New records of benthic marine algae from the Canary Islands (eastern Atlantic Ocean): morphology, taxonomy and distribution. *Bot. Mar.* 50: 119-127.
- ALDANONDO-ARISTIZABAL, N., DOMÍNGUEZ-ÁLVAREZ, S. & GIL-RODRÍGUEZ, M.C. 2003. Diversidad algal asociada a *Patella candei candei* D'Orbigny, 1840, una lapa en peligro de extinción en la isla de Fuerteventura. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 19: 165-170.
- ALFONSO, B., HERNÁNDEZ, J.C. & SANSÓN, M. 2018. Tetraspore germination of two vulnerable marine algae, *Gelidium canariense* and *G. arbusculum* (Rhodophyta, Gelidiales). *Bot. Mar.* 61: 111-114.
- ALFONSO, B., SANGIL, C. & SANSÓN, M. 2017a. Morphological and phenological reexamination of the threatened endemic species *Gelidium canariense* (Gelidiales, Rhodophyta) from the Canary Islands. *Bot. Mar.* 60: 543-553.
- ALFONSO, B., SANSÓN, M. & HERNÁNDEZ, J.C. 2017b. Historical morphological changes of three species of Gelidiales. Libro de resúmenes International Phycological Congress. *Phycologia* 56: 6.
- ALSTYNE, K.L. & PUGLISI, M.P. 2007. DMSP in marine macroalgae and macroinvertebrates: Distribution, function and ecological impacts. *Aquat. Sci.* 69: 394-402.
- ANDERSEN, R.A. 2018. Report of the nomenclature committee for algae: 18. *Taxon* 67: 437-438.
- ARMISÉN, R. 1994. Productos derivados del *Gelidium*: producción, estructura y aplicaciones. En: Juanes, J.A. and González, S. (eds), *Gelidium: de los recursos a las aplicaciones*. Diputación General de Cantabria. España. 27 p.
- AUDIFFRED, P.A. 1985. Marine algae of El Hierro (Canary Islands). *Vieraea* 14: 157-183.
- BERTOLINI, C. 2019. Can secondary species maintain a primary role? Consistent inter-regional effects of understory algae on diversity. *Marine Biodiversity* 49: 841-849.
- BETANCORT, M.J. & GONZÁLEZ, M.N. 1991. Estudio preliminar sobre la biología de las poblaciones de *Gelidium canariensis* (Grunow) Seoane en Gran Canaria. *Acta Botánica Malacitana*, 16: 51-58.



- BETANCORT, M.J., GONZÁLEZ, M.N., HAROUN, R., HERRERA, R., SOLER, E. & RODRÍGUEZ, M.A. 1995. Adiciones corológicas a la flora marina de Canarias. *Bot. Macaronésica* 22: 75-89.
- BHATTACHARYA, D., YOON, H.S. & HACKETT, J.D. 2004. Photosynthetic eukaryotes unite: endosymbiosis connects the dots. *Bioessays* 26: 50-60.
- BIXLER, H.J. & PORSE, H. 2011. A decade of change in the seaweed hydrocolloids industry. *J. Appl. Phycol.* 23: 231-235.
- BOE (Boletín Oficial del Estado). 2019. Modificación del anexo del Real Decreto 139/2011 para el desarrollo del Listado de especies silvestres en régimen de protección especial y del Catálogo Español de especies amenazadas. *Ministerio de Transición Ecológica, Gobierno de España* 134: 58611-58615.
- BOO, G.H., KIM, K.M. & NELSON, W.A. 2014. Taxonomy and distribution of selected species of the agarophyte genus *Gelidium* (Gelidiales, Rhodophyta). *J. Appl. Phycol.* 26: 1243-1251.
- BOO, G.H., HUGHEY J.R., MILLER, K.A. & BOO, S.M. 2016a. Mitogenomes from type specimens, a genotyping tool for morphological simple species: ten genomes of agar-producing red algae. *Sci. Reports* 6: 35537.
- BOO, G.H., LE GALL, L., MILLER, K.A., FRESHWATER, D.W., WERNBERG, T., TERADA, R., YOON, K.J. & BOO, S.M. 2016b. A novel phylogeny of the Gelidiales (Rhodophyta) based on five genes including the nuclear *CesA*, with descriptions of *Orthogonacladia* gen. nov. and *Orthogonacladiaceae* fam. nov. *Mol. Phylogenet. Evol.* 101: 359-372.
- BOO, G.H., LE GALL, L., HWANG, I.K. & BOO, S.M. 2016c. *Pterocladiaella feldmannii* sp. nov. and *P. hamelii* sp. nov. (Gelidiales, Rhodophyta), two new species uncovered in Madagascar during the Atimo Vatae Expedition. *Cryptogamie Algol.* 37: 179-198.
- BOO, G.H., NGUYEN, T.V., KIM, J.Y., LE GALL, L., RICO, J.M. BOTTALICO, A. & BOO, S.M. 2016d. A revised classification of the Gelidiellaceae (Rhodophyta) with descriptions of three new genera: *Huismaniella*, *Millerella* and *Perronella*. *Taxon* 65: 965-979.
- BØRGESEN, F. 1927. Marine algae from the Canary Islands especially from Teneriffe and Gran Canaria III. Rhodophyceae Part I Bangiales and Nemalionales. *Biol. Meddr.* 6: 1-97.
- BORJA, A., FONTÁN, A. & MUXIKA, I. 2013. Interactions between climatic variables and human pressures upon a macroalgae population: implications for management. *Ocean Coast. Manage.* 76: 85-95.
- BORJA, A., CHUST, G., FONTÁN, A., GARMENDIA, J.M. & UYARRA, M.C. 2018. Long-term decline of the canopy forming algae *Gelidium corneum*, associated to extreme wave events and reduced sunlight hours, in the southeastern Bay of Biscay. *Est. Coast. Shelf. Sci.* 205: 152-160.
- BOUZA, N. 2002. Contribución al conocimiento de las poblaciones naturales de «*Gelidium canariense*» (Rhodophyta) desde una perspectiva genética y demográfica. Tesis Doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. España. 323 p.
- BOUZA, N., CAUJAPÉ-CASTELLS, J., GONZÁLEZ-PÉREZ, M.A. & SOSA, P.A. 2006. Genetic structure of natural populations in the red algae *Gelidium canariense* (Gelidiales, Rhodophyta) investigated by random amplified polymorphic DNA (RAPD) markers. *J. Phycol.* 42: 304-311.
- BOUZON, Z.L. OURIQUES, L.C. & OLIVEIRA E.C. 2005. Ultrastructure of tetraspore germination in the agar-producing seaweed *Gelidium floridanum* (Gelidiales, Rhodophyta). *Phycologia* 44: 409-415.
- BOUZON, Z.L. OURIQUES, L.C. & OLIVEIRA, E.C. 2006. Spore adhesion and cell Wall formation in *Gelidium floridanum* (Rhodophyta, Gelidiales). *J. Appl. Phycol.* 18: 287-294.



- BRAWLEY, S.H. & JOHNSON L.E. 1992. Gametogenesis, gametes and zygotes: an ecological perspective on sexual reproduction in the algae. *Br. Phycol. J.* 27: 233-252.
- BURKI, F. 2014. The eukaryotic tree of life from a global phylogenomic perspective. *Cold Spring Harb. Perspect. Biol.* 6: a016147.
- CARDELL, C.E., ESTEBAN, C. & FERNÁNDEZ, L. 1977. Curvas anuales del contenido en agar-agar y aislamiento del D-manitol en dos algas de las Islas Canarias: *Gelidium arbuscula* Bory y *Gelidium cartilagineum* (L.), Goill. var. *canariensis* Grun. *Ann. Inst. Bot. A.J. Cavani-lles* 34: 303-308.
- CHIHARA, M. & KAMURA, S. 1963. On the germination of tetraspores of *Gelidiella acerosa*. *Phycologia*, 3: 69-74.
- DARIAS-RODRÍGUEZ, J.M. & AFONSO-CARRILLO, J. 1986. Reproducción y fenología de *Gelidium versicolor* (S. Gmel.) Lamouroux (Rhodophyta) en el Puerto de la Cruz (Tenerife). Libro de Resúmenes V Simposio Ibérico del Bentos Marino. Puerto de la Cruz. p. 85.
- DELGADO, E., GONZÁLEZ, M.N. & JORGE, D. 1984. Contribución al estudio de la vegetación ficológica de la zona de Arinaga (Gran Canaria). *Bot. Macaronésica* 12-13: 97-110.
- DÍAZ-VILLA, T., TRONHOLM, A., AFONSO-CARRILLO, J. & SANSÓN M. 2004. Adiciones a la flora de algas marinas bentónicas de El Hierro (Islas Canarias). *Vieraea* 32: 167-176.
- DÍEZ, I., MUGUERZA, N., SANTOLARIA, A., GANZEDO, U. & GOROSTIAGA, J.M. 2012. Seaweed assemblage changes in the Eastern Cantabrian Sea and their potential relationship to climate change. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 99:108-120.
- DIXON, P.S. 1973. *Biology of the Rhodophyta*. New York (USA). Hafner Press. 251 p.
- DOMÍNGUEZ-ÁLVAREZ, S., RICO, J.M. & GIL-RODRÍGUEZ, M.C. 2011. Photosynthetic response and zonation of three species of Gelidiales from Tenerife, Canary Islands. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 68: 117-124.
- ELEJABEITIA, Y., REYES, J. & AFONSO-CARRILLO, J. 1992. Algas marinas bentónicas de Punta del Hidalgo, Tenerife (Islas Canarias). *Vieraea* 21: 1-28.
- FAN, K.C. 1961. Morphological studies of the Gelidiales. *University of California Publications in Botany* 32: 315-368.
- FIERST, J.L., TERHORST, C.P., KUBLER, J.E. & DUDGEON, S.R. 2005. Fertilization success can drive patterns of phase dominance in complex life histories. *J. Phycol.* 41: 238-249.
- FILIPIN, E.P., BOUZON, Z.L., OURIQUES, L., PEREIRA, D.T., BRAUM, F., SCHMIDT, E.C. & SIMIONI, C. 2016. Evaluation of salinity effects on the release, adhesion and germination of the tetraspores of *Gelidium floridanum* (Rhodophyta, Florideophyceae). *J. Appl. Phycol.* 28: 2925-2938.
- FINK, P. 2007. Ecological functions of volatile organic compounds in aquatic systems. *Mar. Freshw. Behav. Phy.* 40: 155-168.
- FLETCHER, R.L. & CALLOW, M.E. 1992. The settlement, attachment and establishment of marine algal spores. *Br. phycol. J.* 27: 303-329.
- FREDRIKSEN, S. & RUENESS, J. 1989. Culture studies of *Gelidium latifolium* (Grev.) Born et Thur (Rhodophyta) from Norway. Growth and nitrogen storage in response to varying photon flux density, temperature and nitrogen availability. *Bot. Mar.* 32: 539-546.
- FREDRIKSEN, S. & RUENESS, J. 1990. Culture studies on *Pterocladia melanoidea* (Schousboe ex Bornet) comb. nov. (Gelidiales, Rhodophyta). *Phycologia* 29: 182-190.



- FREILE-PELEGRÍN, Y., ROBLEDO, D.R. & GARCÍA-REINA, G. 1995. Seasonal agar yield and quality in *Gelidium canariensis* (Grunow) Seoane-Camba (Gelidiales, Rhodophyta) from Gran Canaria, Spain. *J. Appl. Phycol.* 7: 141-144.
- FRESHWATER, D. & BAILEY, J. 1998. A multigene phylogeny of the Gelidiales including nuclear large-subunit rRNA sequence data. *J. Appl. Phycol.* 10: 229-236.
- FRESHWATER, D.W., FREDERICQ, S. & HOMMERSAND, M.H. 1995. A molecular phylogeny of the Gelidiales (Rhodophyta) based on analysis of plastid rbcL nucleotide sequences. *J. Phycol.* 31: 616- 632.
- FURNARI, G., CORMACI, M. & SERIO, D. 1999. Catalogue of the benthic marine macroalgae of the Italian coast of the Adriatic Sea. *Boccone*, Palermo, Italia. 218 p.
- GABRIELSON, P.W., GARBARY, D.J., SOMMEFELD, M.R., TOWNSEND, R.A. & TYLER, P.L. 1990. Phylum Rhodophyta. In: Margulis, L., Crollis, J.O., Melkonian, M. and Champan, D.J. (eds.) Handbook of Protoctista: The Structure, Cultivation, Habitats and Life Histories of the Eukaryotic microorganisms and their descendants exclusive of Animals, Plants and Fungi. Boston. Jones and Bartlett Pub. 914 p.
- GALLARDO, T., BÁRBARA, I., AFONSO-CARRILLO, J., BERMEJO, R., ALTAMIRO, M., GÓMEZ GARRETA, A., BARCELÓ MARTÍ, M.C., RULL LLUCH, J., BALLESTEROS, E. & DE LA ROSA, J. 2016. Nueva lista crítica de las algas bentónicas marinas de España. *Algas* 51: 7-52.
- GARCÍA-JIMÉNEZ, P., MARINA, F.D., RODRIGO, M. & ROBAINA, R.R. 1999. Sporulation and sterilization method for axenic culture of *Gelidium canariensis*. *J. Biotechnol.* 70: 227-229.
- GARCÍA-JIMÉNEZ, P., BRITO-ROMANO, O. & ROBAINA, R.R. 2013. Production of volatiles by the red seaweed *Gelidium arbuscula* (Rhodophyta): emission of ethylene and dimethyl sulfide. *J. Phycol.* 49: 661-669.
- GIL-RODRÍGUEZ, M.C. & AFONSO-CARRILLO, J. 1981. Catálogo de las algas marinas bentónicas (Cyanophyta, Chlorophyta, Phaeophyta y Rhodophyta) para el Archipiélago Canario. Aula de Cultura de Tenerife. Santa Cruz de Tenerife, España. 47 p.
- GIL-RODRÍGUEZ, M.C., HAROUN, R., OJEDA, A., BERECIBAR, E., DOMÍNGUEZ, P. & HERRERA B. 2003. División Protoctista. En: Moro, L., Martín, J.M., Garrido, M.J., & Izquierdo, I. (eds.) Lista de especies marinas de Canarias (algas, hongos, plantas y animales). Consejería Política Territorial y Medio Ambiente del Gobierno de Canarias. pp. 5-23.
- GIORDANO, M., BEARDALL, J. & RAVEN, J.A. 2005. CO₂ Concentrating mechanisms in algae: mechanisms, environmental, modulation and evolution. *Ann. Rev. Plant Biol.* 56: 99-131.
- GONZÁLEZ-RUIZ, S., REYES, J., SANSÓN, M. & AFONSO-CARRILLO, J. 1995a. Flora marina de Cotillo, noroeste de Fuerteventura (Islas Canarias). *Vieraea* 24: 13-38.
- GONZÁLEZ-RUIZ, S., SANSÓN, M. & REYES, J. 1995b. Distribución vertical de las algas en el litoral de Cotillo (Noroeste de Fuerteventura, Islas Canarias). *Vieraea* 24: 39-50.
- GUADALUPE-GONZÁLEZ, M.E., GIL-RODRÍGUEZ, M.C. & HERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, M.C. 1996. Flora y vegetación marina de Arrecife de Lanzarote. Fundación César Manrique, Lanzarote. 272 p.
- GUIRY, M.D. & GUIRY, G.M. 2019. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway en <http://www.algaebase.org>; consultado el 7 de diciembre de 2019.
- GRAHAM, L.E. & WILCOX, L.W. 2000. *Algae*. New Jersey (USA). Prentice-Hall. 640 p.
- GREUTER, W., MCNEILL, J., BARRIE, F.R., BURDET, H.M., DEMOULIN, V., FILGUERIRAS, T.S., NICOLSON, D.H., SILVA, P.C., SKOG, J.E., TRETHERNE, P., TURLAND, N.J. & HAWKSORTH,



- D.L. 2000. International Code of Botanical Nomenclature (Saint Louis Code). Koeltz Scientific Books, Königstein. 474 p.
- HÄDER, D.P., PORST, M. & LEBERT, M. 2001. Photoinhibition in common Atlantic macroalgae measured on site in Gran Canaria. *Helgol. Mar. Res.* 55: 67-76.
- HÄDER, D.P., HELBLING, E.W., WILLIAMSON, C.E. & WORREST, R.C. 2011. Effects of UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with climate change. *Photochem. Photobiol. Sci.* 10: 242-260.
- HANELT, D. & FIGUEROA, F.L. 2012. Physiological and photomorphogenic effects of light on marine macrophytes. In: Wiencke, C. and Bischof, K. (eds.). Seaweed Biology: novel insights into ecophysiology, ecology and utilization. p. 3-23.
- HARB, T.B., NARDELL, A. & CHOW, F. 2018. Physiological responses of *Pterocladiaella capillacea* (Rhodophyta, Gelidiales) under two light intensities. *Photosynthetic* 56: 1093-1106.
- HAROUN, R.J., GIL-RODRÍGUEZ, M.C., AFONSO-CARRILLO, J. & WILDPRET DE LA TORRE, W. 1984. Vegetación bentónica del roque de Los Órganos. *Anales Biología* 2: 107-117.
- HAROUN, R.J., GIL-RODRÍGUEZ, M.C., DÍAZ DE CASTRO, J. & PRUD'HOMME VAN REINE, W.F. 2002. A checklist of the marine plants from the Canary Islands (central eastern Atlantic Ocean). *Bot. Mar.* 45: 139-169.
- HAWKINS, S.J., EVANS, A.J., FIRTH, L.B., GENNER, J., HERBET, R.J., ADAMS, L.C., MOORE, P.J., MIESZKOWSKA, N., THOMPSON, R.C., BURROWS, M.T. & FENBERG, P.B. 2016. Impacts and effects of ocean warming on intertidal rocky habitats. In: Lafftoley, D. and Baxer, J.M. (eds.) Explaining ocean warming: Causes, scale, effects and consequences. *IPCC Assessments Reports*: 147- 176.
- HOMMERSAND, M.H. & FREDERICQ, S. 1988. An investigation of cystocarp development in *Gelidium peridifolium* with a revised description of the Gelidiales (Rhodophyta). *Phycologia* 27: 254-272.
- HURD, C.L., HARRISON, P.J., BISCHOF, K. & LOBBAN, C.S. 2014. Seaweed ecology and physiology. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 551 p.
- JOHN, D.M., PRUD'HOMME VAN REINE, W., LAWSON G.W., KOSTERMANS, T.B. & PRICE, J.H. 2004. A taxonomic and geographical catalogue of the seaweeds of the Western coast of Africa and adjacent islands. Nova Hedwigia, Beihefte. Germany. 139 p.
- JUANES, J.A. & PUENTES, A. 1993. Differential reattachment capacity of isomorphic life history phases of *Gelidium sesquipedale*. *Hydrobiol.* 260/261: 139-144.
- KRUEGER-HADFIELD, S.A. & HOBAN, S.M. 2016. The importance of effective sampling for exploring the population dynamics of haploid-diploid seaweeds. *J. Phycol.* 52: 1-9.
- LAWSON, G.W. & NORTON, T.A. 1971. Some observations on littoral and sublittoral zonation at Tenerife (Canary Islands). *Bot. Mar.* 14: 116-120.
- LAWSON, G.W., WOELKERLING, W.J., PRICE, J.H., PRUD'HOMME VAN REINE, W.F. & JOHN, D.M. 1995. Seaweeds of the western coast of tropical Africa and adjacent islands: critical assessment. IV. Rhodophyta (Florideae) 5. Genera P. *Bull. Nat. Hist. Mus. Lond. (Bot.)* 25: 99-122.
- LINDGREN, A., BOUZA, N., ABERG, P. & SOSA, P.A. 1998. Spatial and temporal variation in distribution of *Gelidium canariensis*, (Rhodophyta) from natural populations of the Canary Islands. *J. Appl. Phycol.* 10: 273-278.



- MAGGS, C.A. & RICO, J.M. 1991. A karyological demonstration of meiosis in *Gelidium latifolium* (Gelidiaceae, Rhodophyta) from Ireland. *Phycologia* 30: 487-494.
- MARTÍN, J.L., BETHENCOURT, J. & CUEVAS-AGULLÓ, E. 2011. Evaluación del calentamiento global en Tenerife. Tendencias desde 1944 en las temperaturas máximas y mínimas anuales. Informe Técnico. Gobierno de Canarias, Agencia Canaria de desarrollo sostenible y cambio climático. 28 p.
- MARTÍNEZ, B., AFONSO-CARRILLO, J., ANADÓN, R., ARAÚJO, R., ARENAS, F., ARRONTES, J., BÁRBARA, I., BORJA, A., DÍEZ, I., DUARTE, L., FERNÁNDEZ, C., GARCÍA TASENDE, M., GOROSTIAGA, J.M., JUANES, J.A., PETEIRO, C., PUENTE, A., RICO, J.M., SANGIL, C., SANSÓN, M., TUYA, F. & VIEJO, R.M. 2015. Regresión de las algas marinas en la costa atlántica de la Península Ibérica y en las islas Canarias por efecto del cambio climático. *Algas* 49: 5-12.
- McHUGH, D.J. 2004. A guide to the seaweed industry. FAO Fisheries Technical Paper. Roma, FAO. 105 p.
- MELO, R.A. & NEUSHUL, M. 1993. Life history and reproductive potential of the agarophyte *Gelidium robustum* in California. *Hydrobiol.* 260/261: 223-229.
- MERCADO, J.M., FIGUEROA, F.L. & NIELL, F.X. 1997. Method for estimating external carbonic anhydrase activity in macroalgae. *J. Phycol.* 33: 999-1006.
- MERCADO, J.M., GORDILLO, F.J., FIGUEROA, F.L. & NIELL, F.X. 1998. External carbonic anhydrase and affinity for inorganic carbon in intertidal macroalgae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 221: 209-220.
- MERCADO, J.M., NIELL, F.X. & GIL-RODRÍGUEZ, M.C. 2001. Photosynthesis might be limited by light, not inorganic carbon availability, in three intertidal Gelidiales species. *New Phytologist* 149: 431-439.
- MONTAGNE, C. 1840. Plantae Cellulares. In: Webb, P. and Berthelot, S. (eds.) Histoire naturelle des îles Canaries, Tome troisième. Deuxième partie: Phytographia canariensis. Sectio ultima. Bethune, París. 208 p.
- OTAÍZA, R.D., RODRÍGUEZ, C.Y., CÁCERES J.H. & SANHUEZA, A.G. 2018. Fragmentation of thalli and secondary attachment of fragments of the agarophyte *Gelidium lingulatum* (Rhodophyta, Gelidiales). *J. Appl. Phycol.* 30: 1921-1931.
- PICCONE, A. 1884. Crociera del Corsaro alle Isole Madera e Canarie del Capitano Enrico d'Alberis. Alghe. 60 p.
- PICCONE, A. 1886. Pugillo di Alge Canariensi. *Nouvo Giorn. Bot. Ital.* 18: 119-121.
- PINEDO, S. & AFONSO-CARRILLO, J. 1994. Distribución y zonación de las algas marinas bentónicas en Puerto de la Cruz, Tenerife (Islas Canarias). *Vieraea* 23: 109-123.
- PINEDO, S., SANSÓN, M. & AFONSO-CARRILLO, J. 1992. Algas marinas bentónicas de Puerto de la Cruz (antes Puerto Orotava), Tenerife (Islas Canarias). *Vieraea* 21: 29-60.
- PERRONE, C., FELICINI, G.P. & BOTTALICO, A. 2006. The prostrate system of the Gelidiales: diagnostic and taxonomic importance. *Bot. Mar.* 49: 23-33.
- POLIFRONE, M., GIL-RODRÍGUEZ, M.C., DOMÍNGUEZ-ÁLVAREZ, S., STROOBANT, M. & VIERA-RODRÍGUEZ, M.A. 2012. Reproductive phenology of three species of Gelidiales (Rhodophyta) in two macroalgal communities from Tenerife (Atlantic Ocean, Canary Islands, Spain). *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 69: 247-252.



- PRICE, J.H., JOHN, D.M. & LAWSON, G.W. 1988. Seaweeds of the western coast of tropical Africa and adjacent islands: a critical assessment. IV. Rhodophyta (Florideae) 2. Genera G. *Bull. Br. Mus. Nat. Hist. (Bot.)* 18: 195-273.
- QUINTANO, E., DÍEZ, I., MUGUERZA, N., FIGUEROA, F.L. & GOROSTIAGA, J.M. 2017. Bed structure (frond bleaching, density and biomass) of the red alga *Gelidium corneum* under different irradiance levels. *J. Sea Res.* 130: 180-188.
- QUINTANO, E., DÍEZ, I., MUGUERZA, N., FIGUEROA, F.L. & GOROSTIAGA, J.M. 2018. Depth influence on biochemical performance and thallus size of the red alga *Gelidium corneum*. *Mar. Ecol.* e12478.
- QUINTANO, E., DÍEZ, I., MUGUERZA, N., SANTOLARIA, A. & GOROSTIAGA, J.M. 2015. Epiphytic flora on *Gelidium corneum* (Rhodophyta: Gelidiales) in relation to wave exposure and depth. *Sci. Mar.* 79: 479-486.
- QUINTANO, E., GANZEDO, E., DÍEZ, I., FIGUEROA, F.L. & GOROSTIAGA, J. 2014. Solar radiation (PAR and UVA) and water temperature in relation to biochemical performance of *Gelidium corneum* (Gelidiales, Rhodophyta) in subtidal bottoms off the Basque coast. *J. Sea Res.* 83: 47-55.
- RANCEL, N. 2008. Morfología vegetativa y reproductora de *Pterocladia melanoidea* (Gelidiales, Rhodophyta) en las Islas Canarias. Memoria Fase investigación DEA. Universidad de La Laguna. España. 50 p.
- RAO, M.U. & KALIAPERUMAL, N. 1983. Effects of environmental factor on the liberation of spores from some red algae of Visakhapatnam coast. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 70: 45-53.
- RAO, M.U. & KALIAPERUMAL, N. 1987. Diurnal periodicity of spore-shedding in some red algae of Visakhapatnam coast. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 106: 193-199.
- RAVEN, J.A. 1997. Inorganic carbon acquisition by marine autotrophs. *Ad. Bot. Res.* 27: 85-209.
- REYES, J., SANSÓN, M. & AFONSO-CARRILLO, J. 1993. Notes on some interesting marine algae new from the Canary Islands. *Crypt. Bot.* 4: 50-59.
- REYES, J., SANSÓN, M. & AFONSO-CARRILLO, J. 1994. Algas marinas bentónicas de El Médano, S Tenerife (Islas Canarias). *Vieraea* 23: 15-42.
- REYES, J., SANSÓN, M. & AFONSO-CARRILLO, J. 2005. Flora y vegetación marina. Algas y sebas. En: Rodríguez-Delgado, O. (ed.) Patrimonio Natural de la isla de Fuerteventura. Centro de la Cultura Popular Canaria, Tenerife. pp. 117-140.
- RICO, J.M., DOMÍNGUEZ-ÁLVAREZ, S., MORALES-PÉREZ, C.E. & GIL-RODRÍGUEZ, M.C. 2005. Variability in sporangial types in *Gelidium canariense* (Gelidiaceae, Rhodophycota). *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 17: 19-25.
- RICO, J.M., FRESHWATER, D.W., NORWOOD, K.G. & GUIRY, M.D. 2002. Morphology and systematics of *Gelidiella tenuissima* (Gelidiales, Rhodophyta) from Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *Phycologia* 41: 463-469.
- RODRÍGUEZ, M., PÉREZ, Ó., MONTERROSO, Ó., RAMOS, E., RIERA, R., SÁNCHEZ, J., SACRAMENTO, A., GIL-RODRÍGUEZ, M.C., CRUZ, A., MORALES, T., SANGIL, C. & DOMÍNGUEZ, S. 2008a. Estudio de la distribución y tamaño de población de la especie *Gelidium arbuscula* Bory de Saint-Vincent ex Børgesen, 1927 en Canarias. C.I.M.A. Informe Técnico 31. 140 p.
- RODRÍGUEZ, M., PÉREZ, Ó., MONTERROSO, Ó., RAMOS, E., RIERA, R., SÁNCHEZ, J., SACRAMENTO, A., GIL-RODRÍGUEZ, M.C., CRUZ, A., MORALES, T., SANGIL, C. & DOMÍNGUEZ, S. 2008b. Estudio de la distribución y tamaño de población de la especie *Gelidium canariense* (Gru-



now) Seoane Camba ex Haroun, Gil-Rodríguez, Díaz de Castro & Prud'homme van Reine, 2002 en Canarias. CIMA. Informe Técnico 31. 96 p.

- SANGIL, C., SANSÓN, M. & AFONSO-CARRILLO, J. 2003. Algas marinas de La Palma (islas Canarias): novedades florísticas y catálogo insular. *Vieraea* 31: 83-119.
- SANGIL, C., SANSÓN, M. & AFONSO-CARRILLO, J. 2004. Zonación del fitobentos en el litoral nordeste y este de La Palma (islas Canarias). *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 3-4: 279-300.
- SANSÓN, M., SANGIL, C., ORELLANA, S. & AFONSO-CARRILLO, J. 2013. Do the size shifts of marine macroalgae match the warming trends in the Canary Islands? Libro de Resúmenes, XIX Simposio de Botánica Criptogámica p. 104.
- SANTELICES, B. 1977. A taxonomic review of Hawaiian Gelidiales (Rhodophyta). *Pacific Science* 31: 61-84.
- SANTELICES, B. 1987a. The wild harvest and culture of the economically important species of *Gelidium* in Chile. In: Doty, D.S., Caddy, J.F., & Santelices, B. (eds.) FAO Fisheries technical paper –281 Food and agriculture organization of the United Nations. Rome, Italy. 21 p.
- SANTELICES, B. 1987b. Métodos alternativos para la propagación y el cultivo de *Gelidium* en Chile central. En: Verreth, J.A., Carillo, M., Zanuy, S. & Huisman, E.A. (eds.) Investigación Acuícola en América Latina. Centre for Agricultural Publishing and documentation (Pudoc) Wageningen, Netherlands. p. 349-366.
- SANTELICES, B. 1997. The spermatangial sorus of *Gelidiella acerosa* (Gelidiellaceae, Gelidiales). In: Abbot, I.A (ed.) Taxonomy of economic seaweeds, with reference to some Pacific and Western Atlantic species VI. California Sea Grant College System, Report T-040, Universidad de California, California EE.UU. p. 77-87.
- SANTELICES, B. 2004. *Parviphycus*, a new genus in the Gelidiellaceae (Gelidiales, Rhodophyta). *Cryptogamie, Algol.* 25: 313-326.
- SANTELICES, B. & HOMMERSAND, M. 1997. *Pterocладиella*, a new genus in the Gelidiaceae (Gelidiales, Rhodophyta). *Phycologia* 36: 114-119.
- SANTOS, R. & DUARTE, P. 1996. Fecundity, spore recruitment and size in *Gelidium sesquipedale* (Gelidiales, Rhodophyta). *Hydrobiol.* 326/327: 223-228.
- SAUVAGEAU, C. 1912. A propos des *Cystoseira* de Banylus et Guéthary. *Bull. Stn. Biol. Arcachon* 14: 133-556.
- SCARIOT, L.A., ROVER, T., SIMIONI, C., HORTA, P., OLIVEIRA, E. & BOUZON, Z.L. 2012. Effects of UV-B radiation on *Gelidium floridanum* (Rhodophyta, Gelidiales): germination of tetraspores and early sporeling development. *J. Appl. Phycol.* 25: 537-544.
- SCHMIDT, E.C., KREUSCH, M., FELIX, M.L., PEREIRA, D., COSTA, G.B., SIMIONI, C., OURIQUES, L.C., FARIAS-SOARES, F., STEINER, N., CHOW, F. *et al.* 2015. Effects of Ultraviolet (UVA+UVB) and copper on the morphology, ultrastructural organization and physiological responses of the red alga *Pterocладиella capillacea*. *Photochem. Photobiol.* 91: 359-370.
- SCROSATI, R. & SERVIÈRE-ZARAGOZA, E. 2000. Ramet dynamics for the clonal seaweed *Pterocладиella capillacea* (Rhodophyta): a comparison with *Chondrus crispus* and with *Mazzaella corrucoipiae* (Gigartinales). *J. Phycol.* 36: 1061-1068.
- SEOANE-CAMBA, J. 1977. Sur une nouvelle espèce de *Gelidiella* trouvée aux Iles Canaries: *Gelidiella tinerefsensis* nov. sp. *Soc. Phycol. de France Bull.* 22: 127-134.



- SEOANE-CAMBA, J. 1979. Sobre algunas gelidiáceas nuevas o poco conocidas de las costas españolas. *Acta Bot. Malac.* 5: 99-112.
- SIMIONI, C., ROVER, T., SCHMIDT, C., FELIX, M.R., POLO, L.K., DOS SANTOS, R., COSTA, G.B., KREUSCH, M., PEREIRA, D.T., OURIQUES, C. & BOUZON, Z.L. 2014a. Effects of brefeldin A on the endomembrane system and germ tube formation of the tetraspore of *Gelidium floridanum* (Rhodophyta, Florideophyceae). *J. Phycol.* 50: 577-586.
- SIMIONI, C., SCHMIDT, E.C., FELIX, M.R., POLO, L.K., ROVER, T., KREUSCH, M., PEREIRA, D.T., CHOW, F., RAMLOV, F., MARASCHIN, M. & BOUZON, Z.L. 2014b. Effects of ultraviolet radiation (UVA+UVB) on young gametophytes of *Gelidium floridanum*: growth rate, photosynthetic pigments, carotenoids, photosynthetic performance and ultrastructure. *Photochem. Photobiol.* 90: 1050-1060.
- SOSA, P.A. & GARCÍA-REINA, G. 1992. Genetic variability and differentiation of sporophytes and gametophytes in populations of *Gelidium arbuscula* (Gelidiaceae: Rhodophyta) determined by isozyme electrophoresis. *Mar. Biol.* 113: 679-688.
- SOSA, P.A. & GARCÍA-REINA, G. 1993. Genetic variability of *Gelidium canariensis* (Rhodophyta) determined by isozyme electrophoresis. *J. Phycol.* 29: 118-124.
- SOSA, P.A., VALERO, M., BATISTA, F.J. & GONZÁLEZ-PÉREZ, M.A. 1998. Genetic structure of *Gelidium* species. A re-evaluation of results. *J. App. Phycol.* 10: 279-284.
- STROOBANT, M., POLIFRONE, M. & VIERA-RODRÍGUEZ, M.A. 2014. Reproductive pattern of *Pterocliadiella capillacea* (Gelidiales, Rhodophyta) at Canary Islands (Spain, Atlantic Ocean). *J. Coast. Life Med.* 2: 769-772.
- SUNESON, S. 1982. The culture of bisporangial plants of *Dermatolithon litorale* (Suneson) Hamel et Lemoine (Rhodophyta, Corallinaceae). *Br. phycol. J.* 17: 107-116.
- TASKIN, E. & WYNNE, M.J. 2013. Proposal of *Gelidium serra* (S.G. Gmel.) comb. Nov. to replace *Gelidium bipectinatum* G.Furnari (Rhodophyta). *Webbia: J. Plant. Taxon. Geograph.* 68: 21-23.
- TRONCHIN, E.M. & FRESHWATER, D.W. 2007. Four Gelidiales (Rhodophyta) new to southern Africa, *Aphanta pachyrrhiza* gen. et sp. nov., *Gelidium profundum* sp. nov., *Pterocliadiella caerulecens* and *P. psammophila* sp. nov. *Phycologia* 46: 325-348.
- TRONCHIN, E.M., FRESHWATER, D.W., BOLTON, J.J. & ANDERSON, R.J. 2002. A reassessment and reclassification of species in the genera *Onikusa* Akatsuka and *Subria* J. Argardh ex Endlicher (Gelidiales, Rhodophyta) based on molecular and morphological data. *Bot. Mar.* 45: 548-558.
- VERBRUGGEN, H., MAGGS, C.A., SAUNDERS, G.W., LE GALL, L., YOON, H.S. & DE CLERCK, O. 2010. Data mining approach identifies research priorities and data requirements for resolving the red algal tree of life. *BMC Evol. Biol.* 10: 1-16.
- VICKERS, A. 1896. Contribution à la flore algologique des Canaries. *Ann. Sci. Nat. (Bot.)* 4: 293-306.
- WILDPRET, W., GIL-RODRÍGUEZ, M.C. & AFONSO-CARRILLO, J. 1987. Evaluación cuantitativa y cartografía de los campos de algas y praderas de fanerógamas marinas del litoral canario. Consejería de Agricultura y Pesca, Gobierno de Canarias. Informe técnico.
- WOELKERLING, W.J. 1990. An introduction. In: Cole, K.M. and Sheath, R.G. (eds.) *Biology of the Red Algae*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. pp. 1-6.
- WOELKERLING, W.J., FURNARI, G., GUARDIA, R. & PERRONE, C. 2018. *Gelidiella tinerefensis* Seoane-Camba (Gelidiaceae, Rhodophyta): nomenclatural validity, tipification and taxonomic status. *Notulae Algarum* 80: 1-5.



- YANG, E.C., BOO, S.M., BHATTACHARYA, D., SAUNDERS, G.W., KNOLL, A., Fredericq, S., GRAF, L. & YOON, H.S. 2016. Divergence time estimates and the evolution of major lineages in the florideophyte red algae. *Sci. Rep.* 6: 21361.
- YANG, E.C., KIM, K.M., KIM, S.Y., LEE, J.M., BOO, G.H., LEE, J.H., NELSON, W.A., YI, G., SCHMIDT, W.E., FREDERICQ, S. *et al.* 2015. Highly conserved mitochondrial genomes among multicellular red algae of the Florideophyceae. *Genome Biol. Evol.* 7: 2394-2406.
- YANG, S., DOOLITTLE, R.F. & BOURNE, P.E. 2005. Phylogeny determined by protein domain content. *PNAS* 102: 373-378.
- YOON, H.S., MÜLLER, K.M., SHEATH, R.G., OTT, F.D. & BHATTACHARYA, D. 2006. Defining the major lineages of red algae (Rhodophyta). *J. Phycol.* 42: 482-492.
- YOON, H.S., NELSON, W., LINDSTROM, S.C., BOO, S.M., PUESCHEL, C., QIU, H. & BHATTACHARYA, D. 2016. Rhodophyta. In: Archibald, J.M., Simpson, A.G.B., Slamovits, C.H., Margulis, L., Melkonian, M., Chapman, D.J. and Corliss, J.O. (eds.) *Handbook of the Protists*. Springer International Publishing Switzerland. 45 p.
- YOON, H.S., ZUCCARELLO, G.C. & BHATTACHARYA. 2010. Evolutionary history and taxonomy of red algae. In: Seckbach, J. & Chapman, D.J. (eds.) *Red algae and genomic age*. Springer Dordrecht Deidelberg London New York. pp. 27-42.



FIGURES

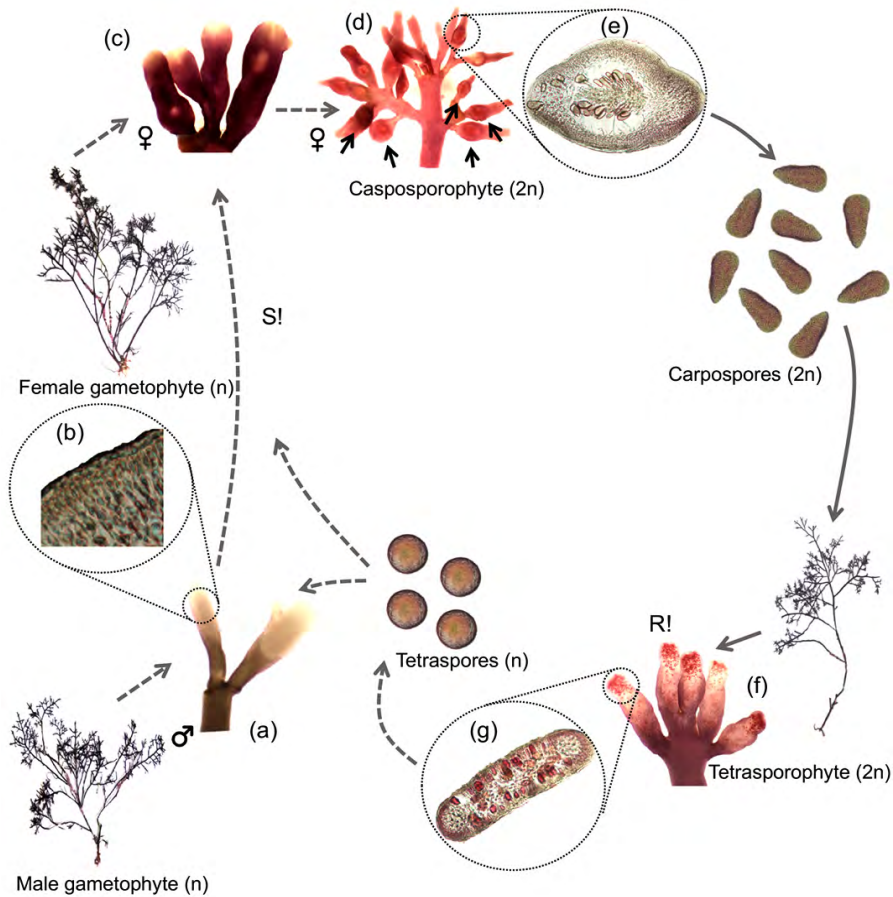


Figure 1. Life cycle of *Gelidium canariense*. Gametophytes are haploid (n) and dioecious. Male gametophytes develop spermatangia merged in whitish sori (a) located in the apical region of lateral branches. In transverse section spermatangia are formed from mother cells originated in the outermost cortical cells (b), each of them release one tiny spermatium. Fertile female gametophytes (c) have a whitish longitudinal line at the terminal region of last order branches. Inside there are several carpogonia and nutritive filaments that constitute a complex procarp. After syngamy (S!) each procarp will develop into a diploid carposporophyte (2n) (arrows). Once carpogonia are fertilized a prominent and bilocular mature cystocarp (e) develops which holds inside multiple carposporangia. Each carposporangium will release a carpospore through the cystocarp ostiole and give rise to a tetrasporophyte. Diploid tetrasporophyte (2n) form tetrasporangia (f) located in sori at ends of last order branches and immerse in the cortex (g). Meiosis (R!) occurs in each tetrasporangium to generate four haploid (n) tetraspores leaving empty cells when release. Dashed line indicates the haploid phases and continuous line indicates diploid phases of the cycle. Images obtained and adapted from Alfonso *et al.* (2017).

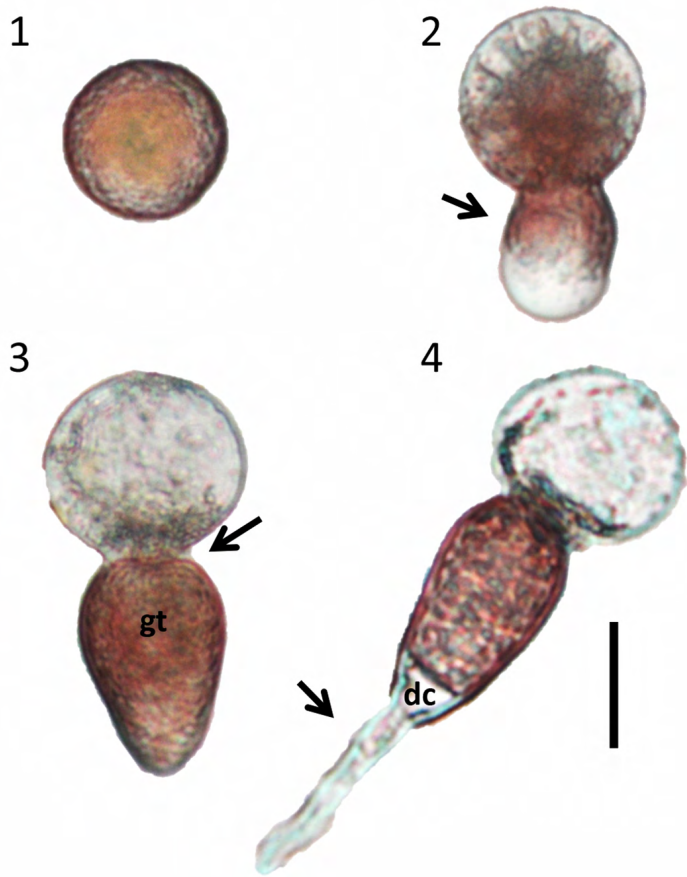


Figure 2. *Gelidium*-type germination pattern. (1) tetraspore immediately after release and settlement still lacking cell wall. (2 and 3) Between 2 to 4 hours after release and attachment of the spore: (2) germination tube begin to develop from the protoplasm content in migration (red color) and germination tube is protrude (arrow); (3) the germination tube is surrounded by a cell wall and separated from the original spore (arrow). (4) 24 hours after tetraspore release.

Multicellular organism showing elongate distal cell (dc) and primary rhizoid (arrow).
Scale 20 μ m. Adapted from Alfonso *et al.* (2018).

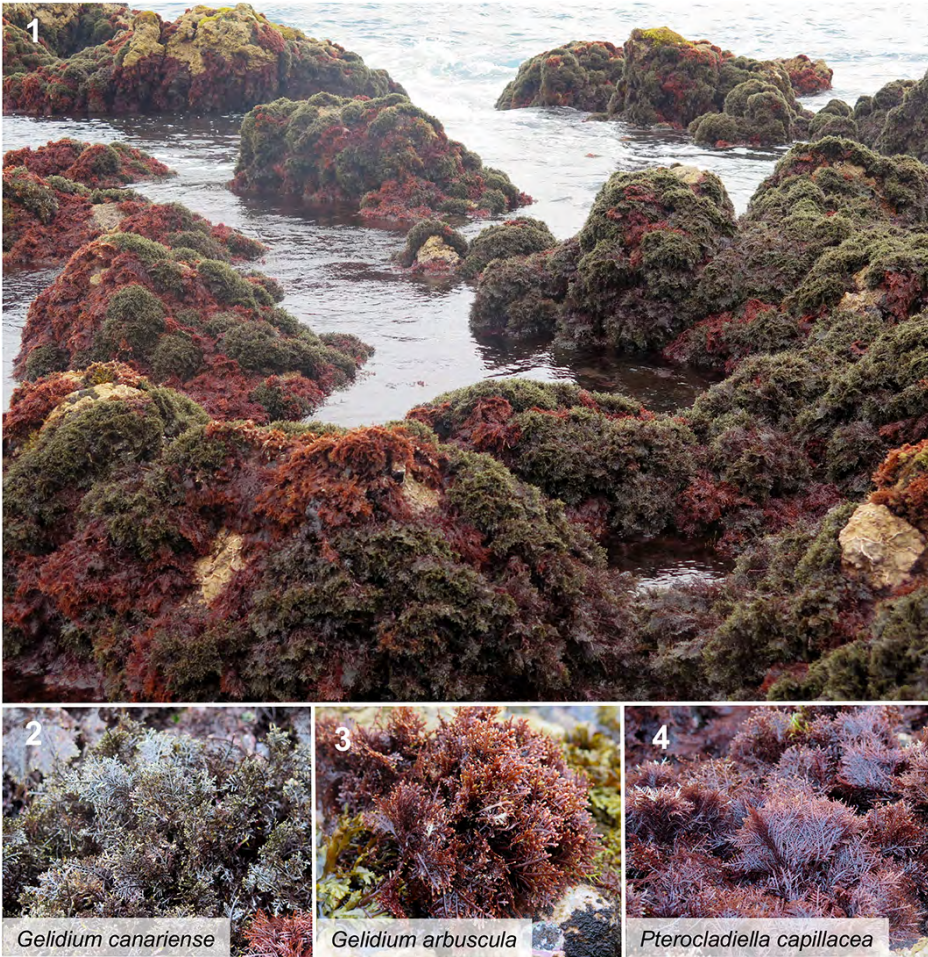


Figure 3. (1) Habitat forming Gelidiales in a mixed community in the north of Tenerife. Below, detail of the species: (2) *Gelidium canariense*, (3) *Gelidium arbuscula* and (4) *Pterocladia capillacea*.

NOTE

A BRIDGE TO THE FUTURE: VOLCANIC ISLANDS AS NATURAL LABORATORIES

Sara González-Delgado*
Universidad de La Laguna

ABSTRACT

We know that oceanic islands are perfect as model system to understand ecological, evolutionary and conservation process. In the present work, it is intended to go farther and emphasize the importance of volcanic island as natural laboratory to study the ocean acidification (OA). Under certain conditions, the volcanic activity creates a vent system in islands which emitting gases rich in CO₂. Therefore, it creates a future scenario where chemical characteristic expected will appear, such as lower pH and lower concentrations of aragonite and calcite. Here, I present 22 vent systems located on volcanic islands distributed all over the world. Each of them has been studied to discover the negative impact of OA in marine organisms. Overcoming *in vitro* experiments, the investigation of vent has offered the possibilities of understanding the future. To comprehend how an entire community is adapted and developed with different interactions of species and ecological functions under continuous acidity. I am facing another proof that the islands are unique places that help us to obtain new solutions to maintain and preserve life on our planet.

KEYWORDS: CO₂ vent, ocean acidification, oceanic island, climate change.

UN PUENTE HACIA EL FUTURO: ISLAS VOLCÁNICAS COMO LABORATORIOS NATURALES

RESUMEN

Las islas oceánicas son modelos perfectos para entender los procesos ecológicos, evolutivos y de conservación. En este trabajo, se pretende dar un paso más allá y enfatizar en su importancia como laboratorio natural para la acidificación del océano (AO). Bajo determinadas condiciones, la actividad volcánica de una isla genera emisiones de CO₂ que afecta al agua circundante. En consecuencia, se crea un escenario con las características químicas esperadas en los océanos del futuro, como niveles de pH y concentraciones de carbonato cálcico inferiores. Se presentan 22 surgencias de CO₂ ubicadas en islas volcánicas de todo el mundo. En cada una de ellas se han realizado estudios para conocer el impacto negativo de la AO en los organismos marinos. Superando a la experimentación, estos estudios ha ofrecido la posibilidad de comprender mejor cómo se adapta y desarrolla comunidades entera con diferentes interacciones de especies y funciones ecológicas bajo una continua acidificación. Estamos ante otra evidencia que apoya que las islas volcánicas son lugares únicos que nos ayudan a obtener nuevas soluciones para mantener y preservar la vida en nuestro planeta.

PALABRAS CLAVE: afloramiento de CO₂, acidificación, islas oceánicas, cambio climático.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2019.02.08>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 2; diciembre 2019, pp. 18-191; ISSN: e-2659-6644



INTRODUCTION

It is already universal knowledge, that volcanic islands are not only pieces of land in the middle of the ocean, but also great natural laboratories. An island is volcanic when it formed through the accumulation of submarine magma, which never connected with continents and for that reason, are commonly called Oceanic islands. Therefore, islands are isolated systems that are found in all geographical latitudes, have different ages and contrasting sizes. All of these makes islands to contribute five times more than the continents to the global biodiversity (Whittaker *et al.* 2007). These characteristics make that experts from all over the world have used them as model systems to study many disciplines such as ecology, evolution, conservation and biogeographical phenomena (Whittaker *et al.* 2017). They are considered little representations of whole continents at a micro-scale, with high topographic diversity, contrasting climates and as consequence, with heterogeneous habitats where endemic flora and fauna live (Kueffer and Kinney, 2017). Furthermore, islands are living museums of natural heritage, hotspots of cultural, biological and geophysical riches due to their extraordinary environmental dynamic (Kueffer and Kinney, 2017).

Nonetheless, at the same time, what makes islands exceptional also makes them very vulnerable to climate change (CC). For example, the presence of low population sizes, high limited resources in small areas, special and variable environmental conditions or the unique biota that is adapted to these habitats, generate greater possibilities of extinction to small changes (Wood *et al.* 2017). Since the industrial revolution, the use of fossil fuels has been produced an excess of carbon dioxide (CO₂) in the atmosphere and the oceans (Sabine *et al.* 2004). Both accumulations are creating two main consequence, the global warming (GW) and the ocean acidification (OA) respectively, that will affect severely marine life. The increase of seawater temperature and the drop of pH is probably two of the most evident effects of climate change (CC) right now (IPCC, 2014), and the volcanic islands plays an important role in their investigation. In the present work, I wanted to emphasize in the importance of volcanic island as natural laboratory to study climate change effect in marine live and in particular the ocean acidification.

VOLCANIC ISLAND AND CLIMATE CHANGE

Volcanic islands are characterized by a high ratio of coastline being the location of world marine ecosystem, becoming in the places with most ecological influence on oceans (Kueffer and Kinney, 2017). Consequently, climate change

* Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología, Facultad de Ciencias (Sección Biología), Universidad de La Laguna, Tenerife, Canary Islands, Spain. Corresponding author: saglezdel@gmail.com.



poses a great threat to them. For example, the increase of temperature is altering the normal limits of distribution of many organisms causing the tropicalization process (Harley *et al.* 2006). The study of this phenomenon is easier using subtropical island such as the Canary Islands. In this subtropical volcanic archipelago the native tropical species and the non-native species that arrive, develop and establish quickly (e.g. fishes, Brito, 2005). Meanwhile, species with temperate affinities are being progressively reduced (e.g. algae, Álvarez-Canali *et al.* 2019). On the other hand, the acidification is not so well known because the most visible effects are expected in the near future (IPCC, 2014). Acidification occurs when CO₂ is dissolved in seawater generating an imbalance in water chemistry. The future increase of this gas in oceans will have serious consequences for many marine organisms owing to the drop of pH and aragonite and calcite saturation state in seawater (Orr *et al.* 2005). This disequilibrium will cause a negative effect in species with skeleton or protective shell such as corals, crustaceans, molluscs and single-celled organisms, those with endoskeletons, such as echinoderms (Kroeker *et al.* 2010) or algae species with calcified bodies (Koch *et al.* 2013). For this reason, several authors have been trying to understand the future affected by OA, but it is become a great challenge due to their complexity. Although the laboratory experiments have helped to predict the future, there are still great gaps of information like the large temporal or spatial effects or the whole populations or communities change. Here, it is where the volcanic islands enter, being able by their nature to become an incredible tool to study acidification (Hernández *et al.* 2016; González-Delgado and Hernández, 2018).

VOLCANIC ISLAND AS NATURAL LABORATORY TO STUDY OA

Under certain conditions, the volcanic activity of an island is capable of generate a natural phenomenon near the coast that is called CO₂ vent systems. These natural systems are characterized by emitting gases of volcanic origin, very rich in CO₂. These generate an imbalance in the carbon system of seawater, increasing the concentration of bicarbonate (HCO₃⁻) and hydrogen ions (H⁺), causing acidification of the surrounding water.

Therefore, CO₂ vent systems creates an analogue scenario of the future where chemical characteristic expected by CC specialists will appear in the ocean, such as lower pH and lower concentrations of aragonite and calcite (González-Delgado and Hernández, 2018).

Until today, there are 22 vent shallow systems located on volcanic islands that are distributed all over the world in 14 areas (Fig. 1). Each of them has been studied with the same purpose, to discover the negative impact of OA in local marine organisms. These places have relations with the area where volcanos are still active as island arcs, mid-oceanic ridges and intra-plate magmatism, which are distributed in all oceans (Tarasov *et al.* 2005). Thanks to that we know how will evolve different marine islander ecosystem from temperate, tropical and subtropical regions in the future world affected by acidification.



Maybe the most direct negative impacts of OA on island ecosystem would be in coral reefs. *Tropical* vent systems like Papua New Guinea islands have offered the unique opportunity to observe the serious effect on corals both in the animal already formed and in the process of their larval settlement and growth (Fabricius *et al.* 2011; 2017). Furthermore, coral reef are the structuring organisms and the study of these vents have allowed us to observe indirect consequences, such as the negative effect on invertebrates associated with them (Fabricius *et al.* 2014). Hence, these studies emphasize that in the near future, we will lose the most important marine habitat of our planet and the important services that they provide (Enochs *et al.* 2015; Hall-Spencer and Harvey, 2019).

Subtropical marine communities also have an important role on in this research field. The boundaries between the tropical and temperate ecosystems are the last refuge of many organisms that have their distribution limit in these islands. Consequently, these species are already fighting for their survival in these habitats, generating a diversity vulnerable to any alteration (Kuffer and Kinney, 2017). The acidified natural subtropical systems have shown us that when acidification is added on this environment, we have a complete loss of functional biodiversity in the ecosystem (González-Delgado *et al.*, in press). The calcifying organisms disappear and with them the source of carbonate, the living habitats (corals, sponges, calcareous algae, etc.) and the main herbivores like mollusc or sea urchins (Pérez, 2017; Agostini *et al.* 2018; Viotti *et al.* 2019; González-Delgado *et al.* in prep). The most impressive change is in the ecosystems itself. Due to the extra C in seawater, the common structuring algae that usually dominated vanish and appears other with less functionality (González-Delgado *et al.* in prep).

Respectively, Mediterranean *temperate* islands will change in a negative way too, losing species diversity that's leads also to an imminent loss of ecological functions (Foo *et al.* 2018; Teixidó *et al.* 2018). The island of Ischia (Italy) is where the first work about acidified systems appears as natural laboratory (Hall-Spencer *et al.* 2008), and the most studied vent system in the world (Foo *et al.* 2018). For this reason, the most recent works in the Ischia systems demonstrate the importance of vent systems to perform new studies of OA on evolutionary adaptations and long-term physiological effects (Olivé *et al.* 2017; Kumar *et al.* 2017; Porzio *et al.* 2017; Migliaccio *et al.* 2019).

Volcanic island with acidify systems demonstrate that OA is a great threat by itself, and together with the other CC stressors, will cause a big disequilibrium in the island ecosystem, a damage in ecological services and in their habitat complexity, that we will pay with the loss of marine goods and services available to society (Hall-Spencer and Harvey, 2019).

This note is facing more evidence of the great value of a volcanic island. The presence of vent systems not only confronts us with an imminent future, but it is also giving us the opportunity to face the changes. This is because, beyond all studies on the effects of ocean acidification, islands with acidify systems have a natural refuge, becoming a great tool to environmental conservation. In these places, the species live under different variations of acidification, adapting to the natural changes of water chemistry, providing them with the necessary characteristics to survive in



the future world (e.g. calcifying algae: Linares *et al.* 2015; polychaetes: Calosi *et al.* 2013(a); sea urchins (Calosi *et al.* 2013(b), Epherra *et al.* in prep).

CONCLUSIONS

Overcoming *in vitro* experiments, the investigation of natural acidify systems, which have been carried out on islands, offer a bridge to understand the future; allowing us to comprehend how an entire community will be adapted and developed with different interactions of species, physiological processes and ecological functions under ocean acidification. Here, there is another proof of what had already been confirmed; the islands are unique places that help us move towards sustainable development, winning new solutions to maintain and preserve life on our planet.

ACKNOWLEDGMENT

Thanks to my dear PhD advisor Super Intendente José Carlos Hernández and to his wonderful colleague Carlos Sangil for his review on the first version of this paper.

AUTHORS CONTRIBUTION

The author is the only responsible for the whole paper.

RECIBIDO: julio de 2019; ACEPTADO: enero de 2020



REFERENCES

- AGOSTINI, S., WADA, S., KON, K., OMORI, A., KOHTSUKA, H., FUJIMURA, H., *et al.* 2015. Geochemistry of two shallow CO₂ seeps in Shikine Island (Japan) and their potential for ocean acidification research. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 2, 45-53.
- ÁLVAREZ-CANALI, D., SANGIL, C., REYES, J. & SANSÓN, M. 2019. Local variations in environmental parameters govern 50 years of the decline of *Fucus guiryi* populations in the Canary Islands (eastern Atlantic). *J. Sea Res.* p. 101823.
- ARNOLD, T., MEALEY, C., LEAHEY, H., MILLER, A.W., HALL-SPENCER, J.M., MILAZZO, M. & MAERS, K. 2012. Ocean acidification and the loss of phenolic substances in marine plants. *PLoS One* 7 (4), e35107.
- BRAY, L., PANCUCCI-PAPADOPOULOU, M.A. & HALL-SPENCER, J.M. 2014. Sea urchin response to rising pCO₂ shows ocean acidification may fundamentally alter the chemistry of marine skeletons. *Mediterr. Mar. Sci.* 15 (3), 510-519.
- BRINKMAN, T.J. & SMITH, A.M. 2015. Effect of climate change on crustose coralline algae at a temperate vent site, White Island, New Zealand. *Mar. Freshw. Res.* 66 (4), 360-370.
- BRITO, A., FALCÓN J.M. & HERRERA, R. 2005. Sobre la tropicalización reciente de la ictiofauna litoral de las islas Canarias y su relación con los cambios ambientales y actividades antrópicas. *Vieraea* 33, 515-525.
- CALOSI, P., RASTRICK, S.P.S., LOMBARDI, C., DE GUZMAN, H.J., DAVIDSON, L., JAHNKE, M., *et al.* 2013a. Adaptation and acclimatization to ocean acidification in marine ectotherms: an *in situ* transplant experiment with polychaetes at a shallow CO₂ vent system. *Philos. Trans. R. Soc. B* 368, 20120444.
- CALOSI, P., RASTRICK, S.P.S., GRAZIANO, M., THOMAS, S.C., BAGGINI, C., CARTER, H.A., HALL-SPENCER, J.M., MILAZZO, M. & SPICER, J.I. 2013b. Distribution of sea urchins living nearshallow water CO₂ vents is dependent upon species acid-base and ion-regulatory abilities. *Mar. Pollut. Bull.* 73 (2), 470-484. Epherra *et al.* in press
- ENOCHS, I.C., MANZELLO, D.P., DONHAM, E.M., KOLODZIEJ, G., OKANO, R., JOHNSTON, L., *et al.* 2015. Shift from coral to macroalgae dominance on a volcanically acidified reef. *Nat. Clim. Chang.* 5 (12), 1083-1088.
- FABRICIUS, K.E., LANGDON, C., UTHICKE, S., HUMPHREY, C., NOONAN, S., DE'ATH, G., *et al.* 2011. Losers and winners in coral reefs acclimatized to elevated carbon dioxide concentrations. *Nat. Clim. Chang.* 1 (3), 165-169.
- FABRICIUS, K.E., DE'ATH, G., NOONAN, S. & UTHICKE, S. 2014. Ecological effects of ocean acidification and habitat complexity on reef-associated macroinvertebrate communities. *Proc. R. Soc. B* 281 (1775), 20132479.
- FABRICIUS, K.E., NOONAN, S.H., ABREGO, D., HARRINGTON, L. & DE'ATH, G. 2017. Low recruitment due to altered settlement substrata as primary constraint for coral communities under ocean acidification. *Proc. R. Soc. B* 284 (1862), 20171536.
- FOO, S.A., BYRNE, M., RICEVUTO, E., & GAMBI, M.C. 2018. The carbon dioxide vents of Ischia, Italy, a natural system to assess impacts of ocean acidification on marine ecosystems: an overview of research and comparisons with other vent systems. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 56, 237-310.



- GONZÁLEZ-DELGADO, S. & HERNÁNDEZ, J.C. 2019. The importance of natural acidified systems in the study of ocean acidification: what have we learned? Chapter 2. *Advances in Marine Biology*, 82. 57-99 pp.
- HALL-SPENCER, J.M., & HARVEY, B.P. 2019. Ocean acidification impacts on coastal ecosystem services due to habitat degradation. *Emerg. Top. Lif. Sci.*, 3(2), 197-206.
- HALL-SPENCER, J.M., RODOLFO-METALPA, R., MARTIN, S., RANSOME, E., FINE, M., TURNER, S.M., *et al.* 2008. Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. *Nature* 454 (7200), 96-99.
- HARLEY, C.D.G., HUGHES, A. R., HULTGREN, K.M., MINER, B.G., SORTE, C.J.B., THORNER, *et al.* 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecol. Lett.* 9, 228-241.
- HERNÁNDEZ, C.A., SANGIL, C., HERNÁNDEZ, J.C. 2016. A new CO₂ vent for the study of ocean acidification in the Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* 109 (1), 419-426.
- INOUE, S., KAYANNE, H., YAMAMOTO, S. & KURIHARA, H. 2013. Spatial community shift from hard to soft corals in acidified water. *Nat. Clim. Chang.* 3 (7), 683-687.
- IPCC, 2014. In: Core Writing Team, Pachauri, R.K., Meyer, L.A. (eds.), *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, p. 151. Geneva (Switzerland).
- JANUAR, H.I., ZAMANI, N.P., SOEDARMA, D. & CHASANAH, E. 2016. Changes in soft coral *Sarcophyton* sp. abundance and cytotoxicity at volcanic CO₂ seeps in Indonesia. *AIMS Environ. Sci.* 3 (2), 239-248.
- JOHNSON, V.R., RUSSELL, B.D., FABRICIUS, K.E., BROWNLEE, C. & HALL-SPENCER, J.M. 2012. Temperate and tropical brown macroalgae thrive, despite decalcification, along natural CO₂ gradients. *Glob. Chang. Biol.* 18 (9), 2792-2803.
- KOCH, M., BOWES, G., ROSS, C. & ZHANG, X.H., 2013. Climate change and ocean acidification effects on seagrasses and marine macroalgae. *Glob. Chang. Biol.* 19, 103-132. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02791.x>.
- KROEKER, K.J., KORDAS, R.L., CRIM, R.N. & SINGH, G.G. 2010. Meta-analysis reveals negative yet variable effects of ocean acidification on marine organisms. *Ecol. Lett.* 13, 1419-1434.
- KUEFFER, C., & KINNEY, K., 2017. What is the importance of islands to environmental conservation? *Environ. Conserv.*, 44(4), 311-322. doi: 10.1017/S0376892917000479.
- KUMAR, A., CASTELLANO, I., PATTI, F.P., DELLEDONNE, M., ABDELGAWAD, H., BEEMSTER, G.T., *et al.* 2017. Molecular response of *Sargassum vulgare* to acidification at volcanic CO₂ vents: insights from de novo transcriptomic analysis. *Mol. Ecol.* 26 (8), 2276-2290.
- LINARES C., VIDAL, M., CANALS, M., KERSTING, D.K., AMBLAS, D., ASPILLAGA, E. *et al.* 2015. Persistent natural acidification drives major distribution shifts in marine benthic ecosystems. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.*, 282, 20150587 <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0587>.
- MIGLIACCIO, O., PINSINO, A., MAFFIOLI, E., SMITH, A.M., AGNISOLA, C., MATRANGA, V., *et al.* 2019. Living in future ocean acidification, physiological adaptive responses of the immune system of sea urchins resident at a CO₂ vent system. *Science of The Total Environment*, 672, 938-950.
- OA-ICC-Ocean Acidification International Coordination Centre (2018). Available from: URL: <https://news-oceanacidification-icc.org/2018/05/09/call-for-applications-2018-galapagos-ocean-acidification-school/> (searched on 12 July 2018).



- OLIVÉ, I., SILVA, J., LAURITANO, C., COSTA, M.M., RUOCCO, M., PROCACCINI, G., SANTOS, R. 2017. Linking gene expression to productivity to unravel long-and short-term responses of seagrasses exposed to CO₂ in volcanic vents. *Sci. Rep.* 7, 42278.
- ORR, J.C., FABRY, V.J., AUMONT, O., BOPP, L., DONEY, S.C., FEELY, R.A., *et al.* 2005. Anthropogenic ocean acidification over twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437, 681-686.
- PÉREZ, C., 2017. Effects of a Natural CO₂ Gradient on Benthic Coastal Populations. Degree Project, University of La Laguna. <http://riull.ull.es/xmlui/handle/915/6758>.
- PORZIO, L., BUIA, M.C., LORENTI, M., DE MAIO, A., ARENA, C., 2017. Physiological responses of a population of *Sargassum vulgare* (Phaeophyceae) to high pCO₂/low pH: implications for its long-term distribution. *Sci. Total Environ.* 576, 917-925.
- SABINE, C.L., FEELY, R.A., GRUBER, N., KEY, R.M., LEE, K., BULLISTER, J.L., *et al.* 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO₂. *Science* 305, 367-371.
- TARASOV, V.G., GEBRUK, A.V., MIRONOV, A.N., MOSKALEV, L.I., 2005. Deep-sea and shallow water hydrothermal vent communities: two different phenomena? *Chem. Geol.* 224 (1-3), 5-39.
- WHITTAKER, R.J. & FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M. 2007. *Island Biogeography: Ecology, Evolution, and Conservation*. Oxford Univ. Press, Oxford, ed. 2.
- WHITTAKER, R.J., FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M., MATTHEWS, T.J., BORREGAARD, M.K., & TRIANTIS, K.A. 2017. Island biogeography: Taking the long view of nature's laboratories. *Science*, 357(6354), eaam8326.
- WOOD, J.R., ALCOVER, J.A., BLACKBURN, T.M., BOVER, P., DUNCAN, R.P., HUME, J.P. *et al.* 2017. Island extinctions: processes, patterns, and potential for ecosystem restoration. *Environ. Conserve.*, 44(4), 348-358.



CAPTION

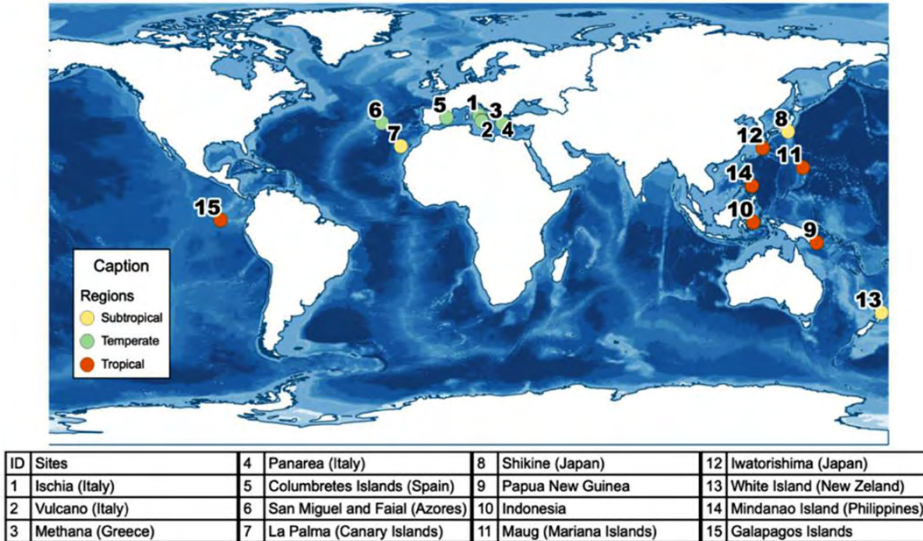


Fig. 1. Location of CO₂ vent shallow systems on volcanic islands around the world.

Colours: green: Temperate; orange: tropical; yellow: subtropical ecosystems.

Sources: (1) Hall-spencer *et al.* 2008; (2) Johnson *et al.* 2011; (3) Bray *et al.* 2014; (4) Tassi *et al.* 2009; (5) Linares *et al.* 2015; (6) Campoy, 2015; (7) Hernández *et al.* 2016; (8) Agostini *et al.* 2015; (9) Fabricius *et al.* 2011; (10) Januar *et al.* 2016; (11) Enochs *et al.* 2015; (12) Inoue *et al.* 2013; (13) Brinkman., Smith, 2015; (14) Mainit, the Philippines (Dr. Michael Roleda, personal communication); (15) the Galapagos Islands, Ecuador (OA-ICC, 2018).

INFORMACIÓN ADICIONAL DEL CONSEJO ASESOR

- Aarón González Castro*. Investigador Postdoctoral. arongcastro@gmail.com
- Adriana Rodríguez Hernández*. Investigadora Postdoctoral. adrianar@ull.es
- Airám Rodríguez Martín*. Investigador Postdoctoral. airamrguez@gmail.com
- Alberto Brito Hernández*. Profesor. Universidad de La Laguna. abrito@ull.es
- Alejandro Escanez*. Investigador Postdoctoral. Universidad de La Laguna. aescanez@msn.com
- Alejandro Martínez García*. Investigador Postdoctoral. amartinez.ull@gmail.com
- Alfredo Reyes Betancort*. Investigador. Jardín de Aclimatación de La Orotava. Islas Canarias. Spain. areyes@icia.es
- Alfredo Valido Amador*. Investigador. Estación Biológica de Doñana, CSIC. Spain. avalido@ebd.csic.es
- Ana Isabel de Melo Azevedo Neto*. Investigadora. Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research. Portugal. aneto@uac.pt
- Ana Sofia P. S. Reboleira*. Investigadora Postdoctoral. sreboleira@ua.pt
- Anibal Delgado Medina*. Investigador. INDP. Cabo Verde. anibal.medina@praocv.gov.cv
- Beatriz Rumeu*, Investigadora Postdoctoral. bea.rumeu@gmail.com
- Beneharo Rodríguez Martín*. Investigador. Grupo de Ornitología e Historia Natural. Islas Canarias. Spain. beneguez@gmail.com
- Carlos Aguiar*. Investigador. CIMO-Centro de Investigação de Montanha Bragança, Portugal. cfaguiar@ipb.pt
- Celso A. Hernández Díaz*. Investigador Postdoctoral. celsoaher@gmail.com
- Corrine Almeida*. Profesor. Universidad de Cabo Verde. corrine.almeida@docente.unicv.edu.cv
- David Hernández Teixidor*. Investigador Postdoctoral. davihdez@ull.es
- David Pérez Padilla*. Investigador Postdoctoral. dppadilla@gmail.com
- Eliseba García Padrón*. Investigadora Postdoctoral. eliseba8@hotmail.com
- Félix Manuel Medina Hijazo*. Técnico del Cabildo de La Palma. Islas Canarias. Spain. felix.medina@cablapalma.es
- Fernando Espino*. Técnico del Gobierno de Canarias. Spain. fesprod@gobiernodecanarias.org
- Filipe Alves*. Investigador CIIMAR. Madeira. Portugal. filipe.alves@ciimarmadeira.org
- Francisco J. Pérez-Torrado*. Catedrático de Física. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Islas Canarias. Spain. franciscojose.perez@ulpgc.es
- Guilherme Ortigara Longo*. Investigador postdoctoral. golherme@yahoo.com.br
- Gustavo M. Martins*. Investigador Postdoctoral. gustavo.om.martins@uac.pt
- Heriberto López*. Investigador Postdoctoral. herilope@ipna.csic.es
- Isildo Gomes*. Investigador. MDR/ INIDA. Cabo Verde. isildo.Gomes@mdr.gov.cv
- Israel Pérez Vargas*. Investigador Postdoctoral. ispeva@ull.es
- Jairo Patiño Llorente*. Investigador Postdoctoral. jpatino.llorente@gmail.com
- Jesús M. Falcón Toledo*. Investigador Postdoctoral. jesus.m.falcon@gmail.com
- Jorge Henrique Capelo Gonçalves*. Investigador. INIAV. Portugal. jorge.capelo@iniav.pt
- Jorge Núñez Fraga*. Profesor Titular de Zoología. Universidad de La Laguna. janunez@ull.es

José María Landeira. Investigador Postdoctoral. jmlandei@ull.edu.es

José Ramón Arévalo. Profesor Titular de Ecología. Universidad de La Laguna. jarevalo@ull.edu.es

Juan Carlos Illera Cobo. Investigador del Instituto Cantábrico de Biodiversidad. Spain. illerajuan@uniovi.es

Juan Domingo Delgado García. Profesor Contratado Doctor. Universidad Pablo de Olavide. Spain. jddelgar@upo.es

Juan Pedro Díaz. Profesor Titular de Física. Universidad de La Laguna. Islas Canarias. Spain. jp-diaz@ull.es

Juana María González Mancebo. Profesora Titular de Botánica. Universidad de La Laguna. jglezm@ull.es

Juli Caujapé-Castells. Investigadora. Jardín Botánico Canario “Viera y Clavijo”-Unidad Asociada al CSIC, Cabildo de Gran Canaria. julicaujape@gmail.com

Julio Afonso Carrillo. Catedrático de Botánica. Universidad de La Laguna. jmafonso@ull.es

Kilian Toledo Guedes. Investigador Posdoctoral. kilian.toledo@gmail.com

Leopoldo Moro Abad. Técnico del Gobierno de Canarias. Islas Canarias. Spain. lmoraba2@gmail.com

Manfred Kaufman. Profesor. Universidade da Madeira. Portugal. mkbimar@uma.pt

Manuel Nogales Hidalgo. Investigador. IPNA-CSIC. Spain. mnogales@ipna.csic.es

Marcelino José del Arco Aguilar. Catedrático de Botánica. Universidad de La Laguna. marco@ull.edu.es

Marta López Darias. Investigadora Postdoctoral. mdarias@ull.es

Marta Sansón Acedo. Profesora Titular de Botánica. Universidad de La Laguna. msanson@ull.es

Miguel Menezes de Sequeira. Profesor. Universidade da Madeira. Portugal. miguelmenezessequeira@gmail.com

Natacha Aguilar de Soto. Investigadora Postdoctoral. na30@st-andrews.ac.uk

Nuria Macías-Hernández. Investigadora Postdoctoral. nemacias@ull.es

Paulo Alexandre Vieira Borges. Profesor. Universidade dos Acores. Portugal. paulo.av.borges@uac.pt

Pedro Afonso. Investigador. Institute of Marine Science. Açores. Portugal. afonso@uac.pt

Pedro Oromí Masoliver. Catedrático de Zoología. Universidad de La Laguna. poromi@ull.es

Pedro Sosa. Catedrático de Botánica. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Islas Canarias. Spain. pedro.sosa@ulpgc.es

Ramón Casillas. Profesor Titular de Petrología y Geoquímica. Universidad de La Laguna. Islas Canarias. Spain. rcasilla@ull.es

Ricardo Haroun. Profesor Titular de Biología. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Islas Canarias. Spain. ricardo.haroun@ulpgc.es

Rogelio Herrera Pérez. Técnico del Gobierno de Canarias. Spain. herreraperez@gmail.com

Rüdiger Otto. Investigador Posdoctoral. rudiger.otto@gmail.com

Rui Freitas. Profesor. Universidad de Cabo Verde. rui.freitas@docente.unicv.edu.cv

Ruth Jaén Molina. Investigadora. Jardín Botánico Canario Viera y Clavijo. Spain. ruthjaen@gmail.com

Sabrina Clemente Martín. Investigadora Postdoctoral. msclemen@ull.es

EVALUADORES/AS

José Carlos HERNÁNDEZ, ULL

Carlos SANGIL HERNÁNDEZ, ULL

Manuel CARRILLO PÉREZ, Investigador de Canarias Conservación

Beneharo RODRÍGUEZ, Investigador de Grupo de Ornitología e Historia Natural de las Islas Canarias

Juan Carlos RANDO, Profesor ULL.

Natacha del SOTO AGUILAR, Investigadora ULL.

Julio AFONSO CARRILLO, Profesor ULL jubilado.

José Carlos MENDOZA DURÁN, Investigador ULL.

Kilian TOLEDO GUEDES, Investigador Universidad de Alicante.

INFORME DEL PROCESO EDITORIAL DE LA REVISTA *SCIENTIA INSULARUM* 2 (2019)

El equipo de dirección se reunió en las primeras quincenas de los meses de mayo y julio y en las segundas quincenas de septiembre y noviembre de 2019 para tomar decisiones sobre el proceso editorial del número 2 de la revista. El tiempo medio transcurrido entre la recepción, evaluación, aceptación, edición e impresión final de los trabajos fue de 24 meses.

Estadística:

N.º de trabajos recibidos en *SCIENTIA INSULARUM*: 10.

N.º de trabajos aceptados para publicación: 8 (80%). Rechazados: 2 (20%).

Media de revisores por artículo: 2.

Media de tiempo entre envío y aceptación: 1,5 meses.

Media de tiempo entre aceptación y publicación: 1 año.

Los revisores varían en cada número, de acuerdo con los temas presentados.



Servicio de Publicaciones
Universidad de La Laguna