revista de investigación marina



19(6)

XVII Iberian Symposium on Marine Biology Studies (SIEBM)

11th-14th September, 2012.
Donostia-San Sebastián (Spain)



Ángel Borja
(Editor)

azti tecnalia

Borja, A. (Editor), 2012. XVII Iberian Symposium on Marine Biology Studies. Revista de Investigación Marina, AZTI-Tecnalia, 19(6): 108-631.

La serie *'Revista de Investigación Marina'*, editada por la Unidad de Investigación Marina de Tecnalia, cuenta con el siguiente Comité Editorial:

Editor: Dr. Ángel Borja

Adjunta al Editor: Dña. Mercedes Fernández Monge e Irantzu Zubiaur (coordinación de las publicaciones)

Comité Editorial: Dr. Lorenzo Motos
Dr. Adolfo Uriarte
Dr. Michael Collins
Dr. Javier Franco
D. Julien Mader
Dña. Marina Santurtun
D. Victoriano Valencia
Dr. Xabier Irigoien
Dra. Arantza Murillas
Dr. Josu Santiago

La '*Revista de Investigación Marina'* de Tecnalia edita y publica investigaciones y datos originales resultado de la Unidad de Investigación Marina de Tecnalia. Las propuestas de publicación deben ser enviadas al siguiente correo electrónico aborja@azti.es. Un comité de selección revisará las propuestas y sugerirá los cambios pertinentes antes de su aceptación definitiva.

Edición: 1.ª Septiembre 2012
© AZTI-Tecnalia
ISSN: 1988-818X
Unidad de Investigación Marina
Internet: www.azti.es
Edita: Unidad de Investigación Marina de Tecnalia
Herrera Kaia, Portualdea
20010 Pasaia
Foto portada: Iñigo Onandia (vista aérea del barco *Leporre Anaiak*, de Bermeo) © AZTI-Tecnalia.

© AZTI-Tecnalia 2012. **Distribución gratuita en formato PDF a través de la web: www.azti.es/RIM**

XVII Iberian Symposium on Marine Biology Studies (SIEBM)

11th - 14th September 2012. Donostia-San Sebastián (Spain)

Programme

Day 1 - 11 september

11:00 - 15:00	**REGISTRATION** **POSTER INSTALLATION**
15:00 - 15:30	**OPENING WORDS**
15:30 - 16:15	OPENING TALK "Iberian marine research: from the past to the future challenges" F. Xavier Niell (Universidad de Málaga)
16:15 - 16:30	**COFFEE- BREAK**
	SESSION - PELAGIC ECOLOGY
16:30 - 16:50	Phytoplankton distribution across the Atlantic Ocean and the neutral theory of biodiversity
16:50 - 17:10	Zooxanthellae importance in the development of the pelagic phase of the blooming jellyfish Cotylorhiza tuberculata (Scyphozoa: Rhizostomeae)
17:10 - 17:30	Reproduction and respiration of a climate change indicator copepod Centropages chierchiae: effect of temperature and variable food supply
17:30 - 17:50	Patch dynamics and early life stages mortality of anchovy (*Engraulis encrasicoulus L.*) in the south-eastern Bay of Biscay.
17:50 - 18:10	Comparative analysis of the larval growth patterns of five fish species in the Bay of Biscay
18:10 - 18:30	Cannibalism and IntraGuild predation on anchovy (*Engraulis encrasicolus L.*, 1758) eggs in the Bay of Biscay
18:30 - 18:50	Environmentally sensitive recruitment embedded in a Bayesian model for the European anchovy
18:50 - 19:10	La edad y el crecimiento del atún rojo Atlántico (*Thunnus thynnus thynnus*)
19:10 - 19:30	Stock structure of some deep sea fishes (*Helicolenus dactylopterus* and *Pontinus kuhlii*) in Azores Archipelago using otolith elemental fingerprints
20:30	**WELCOME RECEPTION IN THE AQUARIUM OF SAN SEBASTIAN.** **LIGHT SNACK WILL BE SERVED**

Day 2 - 12 september

08:45 - 09:30	PLENARY TALK "Portuguese Polar Science: Recent advances and perspectives in Marine Biology" José Carlos Caetano Xavier (IMAR, Coimbra)

	ROOM A - SESSION BENTHIC ECOLOGY	**ROOM B - SESSION RESTORATION, CONSERVATION & PLANNING**
09:30 - 09:50	Diversity and similarity of marine fungi associated to driftwood from four geographic regions of the western coast of Portugal	
09:50 - 10:10	Efectos de la salinidad sobre el crecimiento, la fluorescencia de clorofila y el drift de la microalga bentónica Cylindrotheca closterium	A reassessment of Fucacean communities next to a cancelled waste in the Northwest of Spain. Effects of the improvement of the environmental protection technology

10:10 - 10:30	Spatial variation of solar radiation (PAR and UVR) and temperature in subtidal beds of Gelidium corneum (Eastern Cantabrian Sea) and its relationship to biochemical variables	Evolución de las praderas de Posidonia oceanica en la Comunidad Valenciana entre 2001y 2011
10:30 - 11:00	**COFFEE- BREAK**	
	ROOM A - SESSION BENTHIC ECOLOGY	**ROOM B - SESSION RESTORATION, CONSERVATION & PLANNING**
11:00 - 11.20		Impact of divers on benthic communities: a tool to establish the carrying capacity at Medes Islands
11:20 - 11:40	Performance of the seagrass Cymodocea nodosa and associated biota under an experimental fertilization scenario: does clonal integration modulate responses?	Efecto de la protección en las poblaciones de dos especies de lapas de interés marisquero en la Reserva Marina de La Palma, Islas Canarias
11:40 - 12:00	Dinámica del crecimiento del coral escleractinio Oculina patagonica en dos ambientes diferentes en la costa de Alicante	El apoyo a la gestión de especies marinas protegidas a través de entidades diferentes. el coral naranja y la asociación hombre y territorio
12:00 - 12:20	Estudio de la reproducción del coral Mediterráneo Cladocora Caespitosa (Anthozoa, Scleractinia)	Evolution of the spiny lobster Palinurus elephas in a temperate protected area over two decades
12:20 - 12:40	Mother care in gorgonians: the Paramuricea clavata and Eunicella singularis case study	Caracterización y diagnosis del estado de conservación de las comunidades profundas dominadas por especies longevas y estructurales en la Reserva Marina de las Islas Columbretes y su entorno
12:40 - 13:00	The sea fan (*Paramuricea clavata*) 'forests' near the Blanes Canyon (Spain, Northwestern Mediterranean)	Patrones de movimiento espacial y temporal de dentón (*Dentex dentex*) en la Reserva Marina de las Illes Medes (Med. NW)
13:00 - 13:20	Removing environmental noise: true symbionts vs. transient microbes in Mediterranean sponges	Ten years of monitoring Tagus estuary at Porto do Buxo and Portinho da Costa (Almada's Municipality, Portugal): evidence of positive impacts on the ecosystem as a result of sanitation infrastructural improvements
13:20 - 14:45	**LUNCH**	
	ROOM A - SESSION BENTHIC ECOLOGY	**ROOM B - SESSION GENETICS AND TAXONOMY**
14:45 - 15:05	Population dynamics of short lived species can validate the trophic impact of long-lived species: the hydrozoan case study	How many genotypes in a sole individual? Extent of chimerism in natural sponge populations
15:05 - 15:25	Natural products from Antarctic colonial ascidians of the genera Aplidium and Synoicum: variability and defensive role	Identificación de megalopas de cangrejos (Decapoda: Brachyura) de la Península Ibérica mediante código de barras de ADN
15:25 - 15:45	Growth, age and size at sexual maturity of the sword razor clam Ensis arcuatus (Jeffreys, 1865) from the Ría de Pontevedra (NW Spain)	Diversidad y origen de las especies del género Ophiothrix (Ophiuroidea, Echinodermata) en Europa
15:45 - 16:05	Latitudinal gradients in Scrobicularia plana reproduction patterns, population dynamics, growth, and secondary production	Relaciones filogenéticas del género Thunnus basadas en el genoma mitocondrial
16:05 - 16:25	Esponjas carnívoras del Cañón de Avilés (Mar Cantábrico)	The mating genes: what determines dominance?
16:25 - 16:55	**COFFEE- BREAK**	

	ROOM A - SESSION BENTHIC ECOLOGY	ROOM B - MANAGEMENT OF LIVING RESOURCES
16:55 - 17:15	Sources of secondary metabolite variation in sponges: temporal, ecological, and ontogenetic trends of avarol production in Dysidea avara	The gooseneck barnacle (*Pollicipes pollicipes*) in the Basque Country (Northern Spain): facing the future of is management
17:15 - 17:35	A faithful marriage: temporal and spatial stability of host-specific bacterial symbionts in 3 sympatric Ircinia spp. (Porifera)	La pesquería de erizo (*Loxechinus albus*) en Chile
17:35 - 17:55	Inferring the ancestral reproductive condition in sponges (Porifera)	Sea urchin (*Paracentrotus lividus*) biomass assessment in the Basque Country (Northern, Spain): the key for an exploitation management design
17:55 - 18:15	On the biology of *Schistomysis* species(Crustacea, Mysida, Mysidae) in the southern European waters	La necesaria reforma de la Política Pesquera Comunitaria (The necessary reform of the EU Fisheries Policy)
18:15 - 18:35	Sex-ratio fluctuations acting as resilience mechanisms of amphipod populations	Cómo diagnosticar la depredación del ser humano sobre un recurso pesquero con CPUE y PRCF. El caso de la dinámica poblacional del stock de Sierra, Thyrsites atun (Euphrasen, 1791), en Chile
18:35 - 18:55	Estimas de edad y crecimiento de la lapa amenazada Patella ferruginea (Mollusca, Patellidae) en las islas Chafarinas (Mediterráneo occidental)	Offshore wind farms as FADs: a new methodological approach
20:00	**BOAT TRIP IN SAN SEBASTIAN BAY (1 HOUR TRIP)**	

Day 3 - 13 september

08:45 - 09:30 PLENARY TALK
"Exploring the marine prokaryotes by genomics approaches at global scale: TARA Oceans and Malaspina expeditions"
Silvia González Acinas (ICM-CSIC, Barcelona)

	ROOM A - SESSION BENTHIC ECOLOGY	ROOM B - MANAGEMENT OF LIVING RESOURCES
09:30 - 09:50	Dinámica espacio-temporal de la malacofauna asociada a fondos blandos de la bahía de La Goulette (norte de Túnez)	Short term effect of a selectivity change in a trawling fishery (in the western Mediterranean)
09:50 - 10:10	Variaciones día-noche y estacionales en la estructura de la comunidad de crustáceos decápodos asociada a una pradera superficial de Cymodocea nodosa en el norte de Túnez (mar Mediterráneo)	Population dynamics and exploitation of four by-catch nekto-benthic species in the bottom trawl fishery of the Balearic Islands (western Mediterranean)
10:10 - 10:30	¿Natural o naturalizado? La filogeografía del erizo negro Arbacia lixula refleja su reciente colonización del Mediterráneo	Capturas accidentales de elasmobranquios en la pesca artesanal con trasmallo de las islas Canarias
10:30 - 11:00	**COFFEE- BREAK**	

	ROOM A - SESSION BENTHIC ECOLOGY	ROOM B - ECOLOGICAL ASSESSMENT
11:00 - 11.20	Body size determines the patterns of spatial variability on exposed sandy beach assemblages	The impact of Alqueva dam on the ecological networks of Guadiana estuary salt marsh areas
11:20 - 11:40	Surf zone suprabenthos of two Galician beaches (NW Spain): A temporal study	Differences on population structure, dynamics and production of E. marinus populations from 3 different estuaries presenting a gradient of environmental pressure: Minho (low-impacted), Mondego (medium-impacted) and Ave (highly-impacted)
11:40 - 12:00	A biological trait approach to assess the functional composition of subtidal benthic communities in an estuarine ecosystem	Exploring patterns of variation of amphipod assemblages at multiple spatial scales: natural variability versus coastal aquaculture effect
12:00 - 12:20	Cartografía de los Hábitats Litorales de Cataluña	Transitional and freshwater bioassessments: one site - two perspectives
12:20 - 12:40	Patterns of landscape and assemblage structure along a latitudinal gradient in ocean climate	Assessing the health status under European directives in the Basque Country: from estuaries to offshore waters
12:40 - 13:00	Patrones de diversidad en comunidades de sustrato blando de cuevas submarinas; los crustáceos como grupo de estudio	Morirás en Chafarinas: el drama de la gorgonia gigante Ellisella paraplexauroides
13:00 - 13:20	Resultados preliminares de las comunidades bentónicas de fondos blandos de una montaña submarina: el Banco de Galicia (NE Océano Atlántico)	Variability in the Stress-On-Stress (SOS) response in native mussels (M. galloprovincialis) from Biscay Bay
13:20 - 14:45	**LUNCH**	
14:45 - 15:05	Characterization of soft-bottom benthic macroinvertebrates assemblages inhabiting the continental shelf and slope off the Basque coast (North Spain)	
15:05 - 15:25	Diversity and spatial patterns of the Portuguese continental shelf soft-bottom benthic macrofauna communities	Impactos del desarrollo del litoral asociado al turismo en los arrecifes de coral de Bonaire
15:25 - 15:45	Heterogeneidad bentónica en volcanes de fango del margen Español (Golfo de Cádiz)	The use of easy measurable variables in the sediment to assess impact in marine sediments affected by organic wastes (1978-2010)
15:45 - 16:05	Epibenthic communities of sedimentary grounds of the Avilés Canyon's system and the near continental shelf	The background metal levels determination in bivalves – quality assessment of the European Water Framework
16:05 - 16:25	Deep suprabenthic assemblages from submarine canyons of the Cantabrian Sea (NE Atlantic Ocean): Avilés vs Capbreton	Analysis of morphological characteristics of rhodoliths as indicator of habitat complexity and fishing effects
16:25 - 16:55	**COFFEE- BREAK**	
16:55 - 17:15	Using EUNIS habitat classification in the Avilés Canyon's system and the near continental shelf (Cantabrian Sea)	Development of a Bayesian Networks based method for assessing the status of hard bottom substrata biota
17:15 - 17:35	The bentho-pelagic coupling enhances the body condition of deep-sea demersal species.	Pinna Nobilis as a proxy to good environmental status: stable isotope signatures under a gradient of eutrophication and protection
17:35 - 17:55	The role of macrophyte structure in mediating predation: a refuge or a source of predators?	Development of innovative tools for understanding marine biodiversity and assessing good environmental status: the EU project DEVOTES

	ROOM A - SESSION BENTHIC ECOLOGY	ROOM B - MODELLING AND HABITAT SUITABILITY
17:55 - 18:15	Feeding and sheltering preference of Echinogammarus marinus: Fucus sp. versus Ulva sp.	Modelling spatial and temporal variability of intertidal Zostera marina on the Ems estuary, Dutch Wadden Sea
18:15 - 18:35	Macroinvertebrates communities associated with the decomposition process of Phragmites australis and Fucus vesiculosus in transitional systems	Modelling sensitive elasmobranchs hábitat
18:35 - 18:55	Variations on the energy flow along estuarine food webs caused by seasonal fluctuations of opportunistic green macroalgae	Marine pelagic ecosystems in the vicinity of Gibraltar Strait: a physical-biogeochemical coupled model approach
18:55 - 19:15	Efecto sobre la diversidad bentónica de dos ingenieros de ecosistemas con efectos contrapuesto	Modelling the ecological niche of 'El Banco de La Concepción" (Canary Islands) urchins. Which is the best model?
20:30	**SOCIAL DINNER** **Bus to PETRITEGUI CIDERHOUSE (Astigarraga)** **There will be a basque rural sport exhibition before dinner**	

Day 4 - 14 september

08:45 - 09:30	CLOSURE TALK "Management in marine habitats needs much better experimental ecology" Professor A.J. Underwood, FAA (Centre for Research on Ecological Impacts of Coastal Cities, School of Biological Sciences, University of Sydney, Australia)
	SESSION - GLOBAL CHANGE
09:30 - 09:50	Spatial distribution and temporal trends (1989-2008) of soft-bottom marine benthic alien species in the Nervión estuary (Basque Country, N of Spain)
09:50 - 10:10	Phylogeography of the allochthonous calcareous sponge Paraleucilla magna: a cue for several introduction events along the Atlanto-Mediterranean European coasts?
10:10 - 10:30	Catálogo de las especies exóticas marinas pertenecientes al macrozoobentos marino en el ámbito íbero Balear
10:30 - 11:00	**COFFEE- BREAK**
11:00 - 11.20	Spread of the invasive seaweed Lophocladia lallemandii on the bivalve Pinna nobilis in a Marine Protected Area
11:20 - 11:40	Photosynthetic acclimation of different species and lineages of the invasive genus Asparagopsis to different temperatures
11:40 - 12:00	Exploring the response of phytoplankton biomass (chlorophyll-a) to climate forcing in the Basque coast (southeastern Bay of Biscay)
12:00 - 12:20	Los fondos y arrecifes de Cladocora caespitosa en las Islas Columbretes, un patrimonio natural del Mediterráneo amenazado por el cambio global
12:20 - 12:40	Distribution patterns and shifts in abundance of rocky shore gastropods along a latitudinal gradient: A response to climate change
12:40 - 13:00	Seasonal variation of biological responses to gradual temperature raising in digestive gland of mussels
13:00	**CLOSING WORDS AND PRESENTATION OF NEXT VENUE**

XVII Iberian Symposium on Marine Biology Studies (SIEBM)

11th - 14th September 2012. Donostia-San Sebastián (Spain)

Introduction

AZTI-Tecnalia organizes the XVII edition of SIEBM – Iberian Symposium on Marine Biology Studies, in Donostia – San Sebastián, from 11th to 14th September 2012. This edition is very special, since this conference started in San Sebastian in 1979. Since then, 16 editions have been organized and, after 33 years it returns to this city. The conference has been organized within the Summer School of the Basque Country University, which takes place every year in San Sebastián.

The objectives of the Symposia are to show the recent advances in marine biology research, within the Iberian Peninsula (Portugal, Spain and the Maccaronesian islands) and also South American countries. The research topics covered by the Symposium, divided in scientific sessions, include aquaculture and parasitism; benthic ecology; ecological assessment, environmental impacts and pollution monitoring; genetics and taxonomy; global change; management of living resources; modelling and habitat suitability; pelagic ecology; restoration, conservation and planning; and, finally, a miscellaneous section. In total, 310 abstracts have been received, from which 109 were oral contributions and 201 posters. All of them are collated in this special issue of the *Revista de Investigación Marina*, published by the Marine Research Division (AZTI-Tecnalia).

In this edition, the organizers want to join the tradition (the fact that the conference was organized for the first time in this city) and the future of the marine research. In this way, a special session on marine environment assessment has been organized, related to the European Water Framework Directive and the Marine Strategy Framework Directive. In addition, we pay attention to current hot topics and four key-note speakers have been invited:

- F. Xavier Niell (University of Málaga): "Iberian marine research: from the past to the future challenges".
- José Carlos Caetano Xavier (IMAR): "Portuguese Polar Science: Recent advances and perspectives in Marine Biology".
- Silvia González Acinas (ICM-CSIC): "Exploring the marine prokaryotes by genomics approaches at global scale: TARA Oceans and Malaspina expeditions".
- A.J. Underwood (University of Sydney): "Management in marine habitats needs much better experimental ecology".

Our intention with this symposium is to promote a meeting point for innovative ideas and stimulate new projects, sharing the scientific experiences, with a high scientific level. This is a good occasion for novel and senior marine biology researchers to meet, exchanging knowledge among the Ibero-American and European investigators, consolidating the marine research in this area.

All of you are more than welcome to Donostia-San Sebastián. We hope that this can be another fruitful symposium.

Angel Borja, Chair of the Symposium
AZTI-Tecnalia

Scientific Committee

José Luis Acuña (Universidad de Oviedo) (TBC)
Miguel Alcaraz (Instituto de Ciencias del Mar CSIC, Barcelona)
Manuel Biscoito (Museu de Historia Natural do Funchal)
Alberto Brito (Universidad de La Laguna)(TBC)
Mª José Costa (Universidad de Lisboa)
Carlos Duarte (IMEDEA, Mallorca)
Fidel Echevarría (Universidad de Cádiz)
Joao-Carlos Marques (Universidad de Coimbra)
Xavier Niell (Universidad de Málaga)
Celia Olabarria (Universidad de Vigo)
Santiago Parra (IEO, La Coruña)
Victor Quintino (Universidad de Aveiro)
Alfonso Ramos-Esplá (Universidad de Alicante)
Iñaki Sáiz-Salinas (Universidad del País Vasco)
Ricardo Santos (Universidad de Azores)
Xavier Turón (CEAB-CSIC)

Organizing Committee

Angel Borja (AZTI-Tecnalia)
Javier Franco (AZTI-Tecnalia)
Marina Santurtún (AZTI-Tecnalia)
Mercedes Fernández Monge (AZTI-Tecnalia)
Meritxell González (AZTI-Tecnalia)
Javier Cristobo (IEO, Gijón)
Xabier Irigoien (KAUST University)
Carlos Valle (Universidad de Alicante)
Just T. Bayle (Universidad de Alicante)

Organized by

Collaboration

In between the carboniferous and the XXI Century in the south pyrennean marine ecology

F.X Niell

What were the FAO recommendations to obtain wet weight in algae in the 1st IGBP (1968)? What is equilibrium, eutrophy or oligotrophy? How many sardines are necessary to be processed in fishery studies to obtain good representative values of their biometrical characteristics? Does Redfield's relationship exist? Is your sampling area greater than mine?. In the pre-computer research times, in benthic ecology, these and other exciting questions were frequently asked: this was forty years ago, before this Iberian symposium of marine biology studies (in that time on marine benthic studies). Now, I am less able to ask questions of general interest, not because less questions exist, but because of the lack of general interest.

It seems that recently Ecology has lost the objectives that guided the research forty years ago. The pressure to satisfy bibliometric indices of productivity "to publish or to perish", in order to apply for stable and best paid positions, leads the scientific production to look for the easier and best funded tricky specialities.

Scientific production became redundant and lineal. Ecology is nowadays ageography, and a discipline producing indices of various types in order to assess and support policy decisions. There is a reduction of the continuous nature of the ecosystems to the five categories established by the authorities: High, Good, Moderate, Poor and Bad. What a brilliant set of brains strongly storming to invent this!!

The reinvention and the fuzzy autodidacted rediscovery of ancient well stated concepts have invaded the current environmental disciplines, among which Ecology is progressively included, discretizing the studies to " a before and afterwards", forgetting that changes are essentially oscillatory and continuous. Hence, many changes are little understood because they are progressive and not catastrophic, as climatic change, greenhouse effect, and recently ocean acidification are focused with frivolity as the comparison between two state situations : "……in the preindustrial times and in a future scenario of extreme conditions….." More hurried poor brain storming results…

New words as biodiversity, sustainability, ecosystem services are vague neologisms that generated an umbrella under which simplified contents are again and again published.

The data treatment lost the fine statistics and the meta-analysis accepted low correlation to state norms on the ecosystem performances always that a correlation is significant, data without standard deviations are accepted in prestigious journals. And more and more mathematics is misused in many published papers.

An experiment testing the influence of temperature in some aspect is nowadays masked with the climate change epithet. Richness is called biodiversity, and all these and other troubles are unashamedly produced without respect for the priority of the classical contents which are not in internet. Ecology has had its mirror in the physics, and in physics the ancient paradigms are conserved and compared with the current ones but never trough to the litter basked…

Oceanography is wasting money away in the Planet, it is also a geography, the theoretical basis of oceanography is full of physiological weaknesses, a recent hot question in oceanography as: Is The Ocean Heterotrophic or Autotrophic? lacks absolutely of sense; in agreement of my expertise sometimes is heterotrophic and several times it is not.

Molecular biology allows that many techniques could be used transversally in ecology, sometimes this conceptual approach has not given benefits as expected, generating confusion in taxonomy and nomenclature. As an example, it could be ask to decision makers of the sequencing routine : Who establish the limits to a homology? When to forms are different? Is epigenetics taken into account in shape and structure control or only AND rides the identity or difference between ecomorphotypes? The current development of the epigenetics could provide an answer to the question: Was right Lamark, and he was not able to explain his observations? Or, must remain his statements mineralizing in the dead theories pool?

The progressive contributions in the framework of the thermodynamics and the system stability , the system theory that supported the modern ecology since the sixties (recently rediscovered by molecular biologists), their connections with the information theory , the advanced spectral and factorial data analysis and the conceptual modelling , open windows scarcely used by the young scientists because these "things" are unknown by them (??), and by the old ecologists too. Hence, in this talk these topics will be presented and discussed as a door to future progress in ecology.

Coastal environments are very heterogeneous and the use of chemical marks could support a fruitful exploration of the origin of several materials, the time of renewal and the time of residence could be estimated and a more robust modelling in more agreement with the fine study of the processes of mater and energy dynamics, would contribute to the main objective of the ecology: To predict the behaviour of the ecosystems in coming years.

Depatment of Ecology .University of Málaga 29075 Malaga Spain .
fxn@uma.es

Portuguese Polar Science: Recent advances and perspectives

José Xavier

The Polar Regions play a key role in the Earth system. Major scientific issues such as sea level rising, ozone hole and climate change have been investigated in the Polar Regions by scientists from more than 60 countries worldwide in the last 200 years. Portugal has been carried out Polar science more actively, in the last decade, particularly in the Antarctic. As a new country carrying out Polar research, Portugal was considered a successful example during the International Polar Year. This presentation aims to show how Portugal defined a strategy for Polar science, established a successful scientific research program, PROPOLAR, and an educational program, LATITUDE60!, and joined major organizations (e.g. the Scientific Committee for Antarctic Research (SCAR)), signed the Antarctic Treaty, published major research products and their scientists been awarded some of the most important Polar research awards (e.g. the Martha T. Muse Prize). As an example of the Portuguese Polar marine science carried by Portugal, I will show the Antarctic research carried out at the Institute of Marine Research of the University of Coimbra, in collaboration with colleagues from more than 10 countries (including Spain), addressing science questions from the effects of climate change in the Southern Ocean, foraging and feeding behaviour of penguins and albatrosses, and the start of the development of mathematical models to predict changes in the Southern Ocean. Finally, various examples of research projects between Portuguese and Spanish teams will be described.

Institute of Marine Research. Department of Life Sciences. University of Coimbra.

Exploring the marine prokaryotes by genomics approaches at global scale: TARA Oceans and Malaspina expeditions

Silvia G. Acinas

Prokaryotes (bacteria and archaea) are a relevant component of the ocean's food networks; they are responsible for 30% of the primary biomass production and 95% of the respiration of the ocean accounting with 1029 cells in the global ocean. Bacterial diversity patterns and functioning at global scale is still poorly known but this knowledge is essential to understand carbon flow in the ocean. Also, understanding shifts in marine microbial communities patterns in response to environmental changes should be crucial for future planktonic ecosystem modeling predictions. Most of the marine bacterial studies have been carry out as a snapshot in photic layers but the deep ocean is the largest habitat in the biosphere and it is one of the environments less explored on Earth in terms of microbial diversity and functioning. Deep oceans contains 70% of the ocean's microbial cells, and almost 60% of the ocean's heterotrophic activity is due to the deep ocean's microbial life. First, I would introduce **two unique global microbial expeditions: TARA Oceans** (http://oceans.taraexpeditions.org/) **a 2.5 years worldwide collection of plankton sampled "End to End"** analyzing the microbial diversity spectrum from metazoans to viruses but mostly **focused in the photic layers and MALASPINA** (http://www.expedicionmalaspina.es/Malaspina/Main.do#content:Home) in which one of the main goal is the description of microbial diversity of the dark ocean. Secondly, I would briefly explain some of our current research topics in the context of both expeditions and related to: (i) establish alternative approaches based on new sequencing technologies to explore microbial diversity at a global scale, (ii) to analyze microbial diversity patterns observed in marine communities (iii) to develop new bacterial species concept in the ocean based on uncultured ecological relevant bacterial genomes by single cells genome sequencing.

Department of Marine Biology and Oceanography, Institute of Marine Science (ICM), CSIC, Barcelona, Spain.

Management in marine habitats needs much better experimental ecology

Anthony J. Underwood

Never in previous history have there been so many environmental issues needing prompt and effective action. These include pollution, destruction of habitat, over-harvesting of resources, climatic change, introduced species, etc., etc. At the same time, there are more ecologists in jobs now than at any time in previous history. It would seem that we are compellingly equipped to solve some of the problems before they get worse. Unfortunately, much of governmental responses to environmental problems around the world are based on very poor ecological analysis – often involving very primitive and inadequate sampling and description ("base-lines', "indicators": and other buzz-words of little logical relevance).

What is needed is what marine ecologists have really learned how to do –that is to do sensible and managed ecological experiments to understand what are the problems and their consequences and how best to fix things, or, if nothing else is possible, how to restore what is damaged. It turns out that the same principles of good logic, sensible design and competent analyses of relevant data as are used in well-designed experiments are used in exactly the same way in more practical projects of management.

I shall attempt to demonstrate the value of experimental approaches to managerial problems using work done in and around Sydney (Australia) to assist with governmental responses to pollution (from boating marinas), restoration of degraded habitat (from the wetlands sites used for the Olympic Games in Sydney), conservation of an endangered species, establishment of a wild-catch fishery.

Centre for Research on Ecological Impacts of Coastal Cities. School of Biological Sciences. University of Sydney

Primer ensayo para el cultivo auxiliar del crustáceo anfípodo *Caprella scaura*

Elena Baeza-Rojano[a], Sandra Calero-Cano[b], Ismael Hachero-Cruzado[b,c], Jose Manuel Guerra-García[a]

Palabras clave:
Anfípodos, *Caprella scaura*, cultivo, alimento alternativo.

Resumen

La escasez de presas que son usadas para la producción de las especies de peces, crustáceos y moluscos objetos de la acuicultura, nos lleva a la búsqueda de nuevos alimentos alternativos que puedan mejorar su cultivo y aportar nuevas composiciones nutricionales para su dieta. Los anfípodos son crustáceos de pequeño tamaño que se encuentran en gran número en el medio en el que habitan (ecosistemas marinos y dulceacuícolas). La mayoría de ellos son bentónicos y detritívoros, y son el alimento natural de muchas especies de peces y moluscos de alto valor comercial. *Caprella scaura* es un anfípodo del suborden Caprellidea que posee una amplia distribución mundial y alcanza altas densidades bajo condiciones favorables. Al igual que el resto de especies de anfípodos de nuestra latitud posee un ciclo de vida rápido con numerosas mudas. Al llegar a la madurez sexual, tras cada muda se produce la cópula con fecundación interna, dando lugar a la descendencia, la cual posee desarrollo directo sin presentar fase larvaria. Son iteróparos, pudiéndose reproducir continuamente desde su madurez hasta su muerte, permitiéndoles aumentar su población en un periodo de tiempo muy corto. El objetivo de este estudio fue averiguar si era posible llevar a cabo el cultivo de la especie de caprélido *C. scaura* bajo condiciones controladas y obtenerse altas densidades con su crecimiento. El cultivo se mantuvo durante tres meses, tras los cuales se midió el número final de individuos, número de adultos y juveniles, longitud total, sex ratio, y fecundidad de las hembras. Además se estudió la preferencia por diferentes sustratos artificiales con diferente grado de compactación para el agarre de los caprélidos. Los resultados revelaron que *C. scaura* es una especie fácilmente adaptable a condiciones artificiales de crecimiento, obteniéndose altas densidades en un periodo de tiempo considerablemente corto. No presentó ninguna preferencia clara por el grado de compactación de su sustrato lo que permitiría la utilización de diferentes estructuras para optimizar el espacio del tanque y obtener mayores densidades.

[a] *Laboratorio de Biología Marina, Dpto. Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012, Sevilla, España. Email: elenbae@us.es*
[b] *IFAPA- Agua del Pino. Carretera Punta Umbría - Cartaya, s/n. Cartaya, España.*
[c] *IFAPA-El Toruño. Camino Tiro Pichón s/n. El Puerto de Santa María, Cádiz, España.*

Comportamiento de los juveniles de la lapa amenazada *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Mollusca, Patellidae) en tanques de cultivo

Juan B. Peña[a], Javier Guallart[b] y Josu Pérez[c]

La lapa ferruginosa (*Patella ferruginea* Gmelin, 1791) es un gasterópodo endémico del Mediterráneo occidental, cuya población se ha visto mermada a lo largo del pasado siglo. En la actualidad está prácticamente extinta en las costas continentales europeas y las poblaciones en mejor estado se localizan en algunos enclaves del litoral del Magreb. Esta especie está considerada como uno de los invertebrados marinos mediterráneos más amenazados, encontrándose en la lista de la Directiva Europea 92/43/EEC e incluida en el Catálogo Español de Especies Amenazadas como "en peligro de extinción".

Con el fin de desarrollar técnicas para reducir el riesgo de extinción de la especie se están realizando trabajos de inducción al desove en cautividad, cultivo larvario y mantenimiento de juveniles en tanques en tierra firme dentro del proyecto "Action plan for viability proposals of the endangered limpet, *Patella ferruginea*" financiado por la Fundación General CSIC. Si bien la técnica de obtención de huevos y su fertilización está bastante avanzada, el cultivo de los juveniles de pocos milímetros de longitud de concha hasta el tamaño adecuado para su repoblación es un aspecto poco conocido, en parte porque todavía no se ha estudiado el mejor tipo de alimento, las condiciones óptimas de los tanques y el comportamiento de las lapas en los tanques de cultivo.

Dentro de las distintas estrategias de comportamiento del género *Patella*, la lapa ferruginosa se caracteriza por habitar en el piso mesolitoral superior y por presentar fidelidad a un determinado punto del sustrato, su "huella", al que adapta la concha y al que regresa después de cada una de sus excursiones tróficas. La información disponible acerca de su comportamiento es limitada pero indica que los ejemplares tienden a realizar sus desplazamientos tróficos sobre todo cuando son bañadas por el oleaje, con marea alta y secundariamente durante la noche; se ha observado además que la frecuencia de los desplazamientos es superior en los adultos de mayor talla y que a menudo tiene lugar el cambio de huella, como respuesta a diferentes cambios ambientales (Guallart y Acevedo, 2006). Estos datos proceden del seguimiento de ejemplares adultos en el medio natural.

El presente trabajo tiene como objetivo analizar el comportamiento de juveniles de pequeño tamaño de *P. ferruginea* en tanques de cultivo, tanto como una contribución al conocimiento de la biología de la especie como un requerimiento para establecer las condiciones óptimas en su cultivo.

En dos campañas realizadas en las islas Chafarinas, en julio y noviembre de 2011 se trasladaron ejemplares juveniles del primer año de edad ("reclutas") a las instalaciones del IRTA en Sant Carles de la Ràpita (Tarragona) y del Instituto de Acuicultura Torre de la Sal (Castellón) con el fin de desarrollar técnicas para su estabulación y pre-engorde y de estudiar su crecimiento y su comportamiento en condiciones de laboratorio. Para ello, tras unas semanas de acondicionamiento, todos los juveniles se marcaron individualmente con una etiqueta numerada Dymo® que se pegó con cola Loctite® sobre el dorso de la concha. El experimento dio comienzo el 13 de septiembre de 2011 y se prolongó hasta el 13 de junio de 2012, dejándose de observar durante las fiestas navideñas. Es por ello que, de unos ejemplares sólo se tienen datos de los primeros tres meses (otoño), de otros, de los últimos cinco meses (invierno y primavera) y de algunos, de todo el periodo de estudio. Cada día, de lunes a viernes, a las 8:30 se anotaba la posición de cada ejemplar tomando como referencia los 360 grados del tanque circular y la distancia del extremo superior de la concha de la lapa con respecto al borde del tanque y a la superficie del agua dentro éste. La entrada de agua al tanque se produce en la posición de los 50° y la aireación-burbujeo se localiza a 5° y a 355°. Se ha considerado que una lapa cambiaba de huella cuando se desplazaba más de 5°. Teniendo en cuenta que el tanque cilíndrico donde se ha llevado a cabo el experimento tiene un diámetro de 56 cm, la distancia recorrida en 5° supone 2,4 cm.

Los juveniles de *P. ferruginea* en el interior de los tanques de cultivo mantienen en general un comportamiento de fidelidad a la huella como el descrito en el medio natural, aunque algunos ejemplares cambian de ubicación con cierta frecuencia. El comportamiento trófico observado en estos juveniles se ha clasificado en cuatro tipos, según el tiempo de ocupación de la huella y los movimientos realizados para cambiar y disponerse en nuevas huellas.

Tipo I: la lapa se instala en una huella, donde permanece durante largos periodos de tiempo. Puede moverse al atardecer en busca de alimento, pero regresa a la misma huella. Este comportamiento es muy raro y sólo se ha observado en un 7,2% de las lapas estudiadas.

Tipo II: la lapa busca una ubicación, donde se instala durante periodos de tiempo más o menos largos, pero cambia de posición unos días, regresando de nuevo a la antigua huella. De todas las

[a] *Instituto de Acuicultura Torre de la Sal (CSIC) (jbpenya@iats.csic.es).*
[b] *Museo Nacional de Ciencias Naturales (-CSIC) (javier.guallart@uv.es).*
[c] *Institut de Recerca i Tecnología Agro-Alimentaria de la Generalitat de Catalunya (IRTA) (josu.perez@irta.cat)*

lapas controladas, un 21,4% mostraron este comportamiento.

Tipo III: es el más frecuente, seguido por el 50% de las lapas observadas, según el cual la lapa en los primeros días busca una huella donde permanece varias semanas, cambia de posición y permanece en ella unas semanas y vuelve a cambiar de ubicación persistiendo algún tiempo antes de volver a moverse.

Tipo IV: la lapa no tiene una huella fija, cambia continuamente de ubicación, aunque puede permanecer varias semanas en una misma huella, pero tiene tendencia a modificar su posición con mucha frecuencia. Este comportamiento se observó en un 21,4% de las lapas estudiadas.

A diferencia de las superficies irregulares de las rocas del medio natural, en la superficie lisa de los tanques de cultivo, las lapas no tienen que modificar su concha tras cada cambio de huella. Al inicio del experimento tras su traslado a los tanques de cultivo se observó el crecimiento de la concha para adaptarse mejor a la curvatura de los tanques cilíndricos.

Durante las dos fases del seguimiento de los juveniles de P. ferruginea, en otoño y en invierno-primavera, todos los individuos realizaron cambios de huella, si bien con una frecuencia diversa. Como casos extremos, el ejemplar nº 5 realizó un solo cambio de huella en más de 11 semanas de cultivo, mientras que los juveniles nº 11 y nº 19 realizaron 27 y 28 cambios, respectivamente.

En invierno se produjo el mayor número de cambios de huella, de manera que un 53,3 % de los juveniles efectuaron de 16 a 20 cambios. En primavera un 36,4 % de ejemplares cambiaron de huella de una a cinco veces y sólo un 9,1 % realizaron de 16 a 20 cambios. En otoño el comportamiento presenta características intermedias, de manera que un 35,7 % de juveniles cambiaron de huella de seis a diez veces y sin embargo un ejemplar realizó 27 cambios.

Los juveniles de *P. ferruginea* tienen preferencia por permanecer expuestos al aire durante las horas diurnas, de forma que en los tanques de cultivo se tiene que provocar la inmersión durante cortos periodos de tiempo, a modo de marea artificial. En el experimento del cambio de huella se observó que los juveniles tienen predilección por quedarse entre 41 y 60 mm sobre la superficie del agua (45,8%) y entre 61 y 80 mm (35,8%); pocos ejemplares se quedaron cerca de la salpicadura del agua (3,7%) o completamente sumergidos (3,2%) y muy pocos permanecieron sobre el borde del acuario (0,1%).

Se desconoce el motivo por el cual los juveniles de *P. ferruginea* tienen tendencia a cambiar de huella con tanta frecuencia en condiciones artificiales, ya que en el tanque de cultivo la cobertura algal es similar en toda su superficie. Algunos ejemplares se sitúan cerca de la aireación-burbujeo que produce

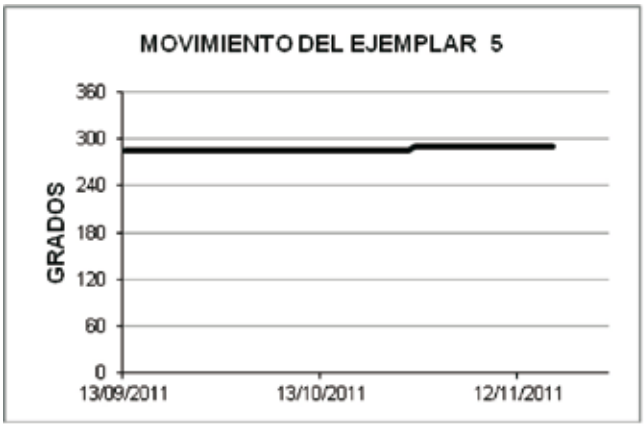


Figura 1: Movimientos de tipo I en el ejemplar nº 5.

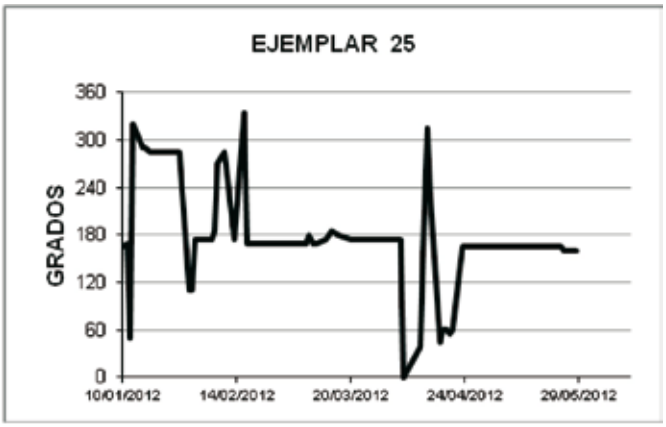


Figura 2: Movimientos de tipo II en el ejemplar nº 25.



Figura 3: Movimientos de tipo III en el ejemplar nº 2.

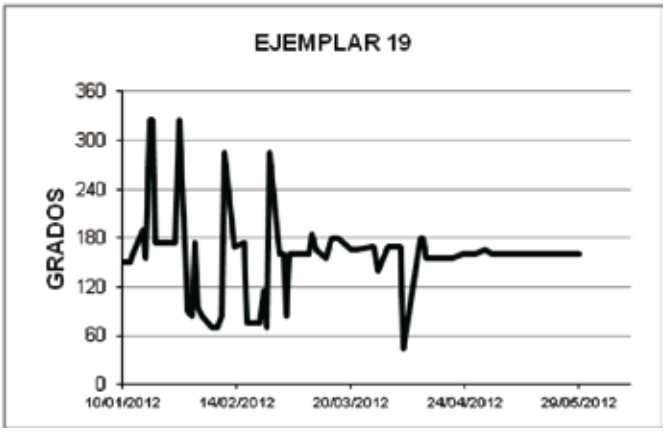


Figura 4: Movimientos de tipo IV en el ejemplar nº 19.

salpicaduras y otros parecen escoger colocarse bajo el grifo de la entrada de agua de mar, si bien en su mayoría se ubican en el extremo opuesto. Tampoco se ha observado una relación entre la zona de insolación y la mayor o menor presencia de juveniles.

Referencias

Guallart, J. y Acevedo, I. 2006. Observaciones sobre la biología de la lapa *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae) en las Islas Chafarinas. En: *IV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina, Barcelona*.

Small-scale spatio-temporal variability of wild fish at a *Sparus aurata* farm

Kathrin Bacher[a], Ana Gordoa[a], Oscar Sagué[a]

Fish farms are expanding worldwide constituting new artificial structures and feeding grounds for wild fish to aggregate. Previous work has investigated and compared fish aggregations at farms and more distant sampling locations; however, information on small-scale variability within farm complexes is very scant. Fish aggregation patterns within farms may vary substantially depending on (1) the type of bottom, (2) depth, (3) daytime (feeding versus non-feeding hours), and (4) distance from the feeding vessel. This study provides an integrated approach analysing these four factors combined at a Gilthead seabream (*Sparus aurata*) farm. Fish were counted on six days in July 2011 at three stations over rocky-sandy bottoms and three stations over sandy substrate. At each station counts were performed at 3 m, 10 m, and 20 m during feeding hours in the morning and non-feeding hours in the afternoon. As experience gathered from a previous study indicated the avoidance of certain species to scuba divers, fish counts were performed by means of free-diving. We observed 35 species in total belonging to 17 families. Overall, the number of species, abundance and biomass were significantly higher at rocky-sandy stations compared to sandy stations, mainly due to large differences between the bottom strata. Fish aggregations at different depths were influenced by distinct factors. At the bottom, the habitat of the bottom itself was the dominant factor explaining aggregation variability, daytime or the presence of the feeding vessel, having no significant influence. In contrast, at the surface and midwater strata we recorded significantly higher fish abundance and biomass whenever the feeding vessel was close. Fish abundance, biomass and species composition at feeding and non-feeding hours only differed at the surface. Our results showed a high variance in the patterns of fish aggregation within the studied farm, revealing a system of high complexity which has not been addressed in previous studies. The small-scale spatio-temporal variability within farms has direct implications for future study designs that aim at investigating wild fish aggregation patterns at farms.

[a]*Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC), 17300 Blanes, Spain (kbacher@ceab.csic.es)*
[b]*Federació Catalana d'Activitats Subaquàtiques, 08930 Sant Adrià del Besòs, Spain*

Integrated Multitrophic Aquaculture: Filter Feeder Bivalves as Efficient Reducers of Wastes Derived from Coastal Aquaculture Assessed with Stable isotopes

Ariadna Tor[a*], Carme Alomar[a], Salud Deudero[a]

Introduction

The organic enrichment is recognized as the most important problem associated to open-water aquaculture as a direct result of the release of dissolved and particulate nutrient loads. Uneaten pellet and fresh food supplied at fish cages, together with the excretion products from cultured fishes are the source of the nutrient loads released (Cheshuk *et al*., 2003). Whereas the dissolved compounds are easily dispersed and diluted in the water column, the particulate compounds sink to the sea floor, causing severe modifications of the physical and chemical characteristics of the sediment and the community dynamics of marine seagrass and benthic fauna (Karakassis *et al*., 2000; Mente *et al*., 2006). The effects have been widely studied in the Atlantic and the Pacific Ocean, specially in relation to the salmon industry, however knowledge of fish farming impacts in the oligotrophic waters of Mediterranean Sea is scarce (Vizzini & Mazzola, 2004). Integrated multitrophic aquaculture (IMTA) has emerged as a potential tool to mitigate the environmental impact of organic enrichment by integrating fish with low-trophic organisms (molluscs and/or algae) during farming through the recycling of particulate and dissolved compounds.

To decipher whether integrated multitrophic aquaculture is an effective method for minimizing and reducing waste inputs into the Mediterranean coastal ecosystem we have designed a multitrophic integrated system involving filter feeders bivalves *Mytillus galloprovincialis* (Lamarck, 1819*)* and *Mimachlamys varia* (Linnaeus, 1758), and fin fish *Argyrosomus regius* (Asso,1801). Through determination of carbon and nitrogen stable isotopes to the several organisms and trophic strategies, the following aims will be accomplished:

i. Define the isotopic composition of the trophic food web of integrated multitrophic aquaculture in relation to two reference stations.
ii. Study the temporal variability in waste matter fluxes at the different treatments, hence annual and seasonal variability.
iii. Calculate the relative contributions of wastes (fresh food, pellets, plankton) to the fish farmed and to the filter feeders at the IMTA.

[a] *Instituto Español de Oceanografia, Centro Oceanográfico de Baleares, Muelle de Poniente s/n, 07015, Palma (*email: ariadna.tor@ba.ieo.es)*

Methods

The study was conducted from years 2008 and 2011 at a research experimental station (LIMIA), in Andratx Bay, on the SW coast of Mallorca. The installations included 6 floating cages with cultured *Argyrosomus regius*, with a total fish stock of 12-15 t year $^{-1}$. Two reference sites were selected to evaluate the effects of aquaculture wastes in the adjacent environment, an external site (control 1) located approximately 350 m away from the fish cages within the Andratx Bay, and a second site (control 2) located 21 nautical miles away. Filter feeder bivalves *Mytilus galloprovincialis* and *Mimachlamys varia* were chosen for this study as they are native to the region, fast growing and commercially viable. They were collected from the harbour area in Andratx Bay between April and July 2007 and transferred to plastic bags which were placed hanging on fish cages, and the same amount was simultaneously attached to the rope buoys in control 1 and control 2.

In the experimental site (hereafter called cage site), approximately 10 adult specimens of *Argyrosomus regius*, and 6 samples of *Mytilus galloprovincialis* and *Mimachlamys varia* were sampled seasonally. Additionally, potential food sources derived from aquaculture wastes as fish faeces and pellet and fresh food were sampled; as well as the other components of the marine food web, phytoplankton, zooplankton, particulate organic matter (POM) and sedimentary organic matter (SOM). Moreover, 5 sedimentivorous echinoderms *Holothuria (panningothuria) forskalii* Delle Chiaje, 1823 were also collected. Similarly, in control sites 6 specimens of filter feeder bivalves *Mytilus galloprovincialis* and *Mimachlamys varia* were sampled. In control 1, *Mimachlamys varia* could not be sampled since the polyethylene bags were lost after severe storm periods. Moreover, phytoplankton, zooplankton, particulate organic matter (POM) and sedimentary organic matter (SOM) were sampled seasonally and 5 samples of sedimentivorous echinoderms *Holothuria (panningothuria) forskalii* were sampled annually following the same procedure as in cage site. All samples were frozen immediately after sampling and kept at -20ºC till further processing.

Samples were dried in an oven at 60ºC for 24h and subsequently grounded to a fine powder using a mortar and pestle. A minimum of two replicates for each sample was analyzed for $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ isotopic signatures, except for commercial dry pellet feed which had a stable and controlled composition (Trouw S.A). SOM samples for $\delta^{13}C$ isotopic analysis were acidified by adding 2N HCl, while for $\delta^{15}N$ analysis, non- acidified replicates were used. From each sample 2 ± 0.1 mg of dry weight was placed in tin cups to determine the stable isotope ratios of carbon and nitrogen.

The analyses were run at the SCTI (Scientific-Technical Services) from the Balearic Islands' University using a continuous flow mass spectrometer (Thermo Finnegan Delta x-plus). The analytical precision of the stable isotope analyses was based on the standard deviation of the BSL samples, which were 0.08 ‰ for $\delta^{13}C$ and 0.09 ‰ for $\delta^{15}N$. Isotope ratios were expressed in $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$, with units of ‰, according to the following equation:

$\delta^{13}C$ or $\delta^{15}N = [(R_{sample}/R_{reference}) - 1] \times 1000$

where R is the corresponding $^{13}C/^{12}C$ or $^{15}N/^{14}N$ ratio.

Distance based permutation analysis of variance (PERMANOVA) was applied to test the hypothesis that there were no differences in the isotopic signature ($\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$) of filter feeders bivalves between treatments (cage, control 1 and control 2) and sampling periods (years: 2008, 2009, 2010 and 2010; and season: spring, summer and autumn). All statistical computations were performed using the statistical package PRIMER® 6.0 PERMANOVA software. The analysis was not performed on $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ sediment data because, as a consequence of the low carbon and nitrogen content in the samples, some replicates did not reach the mass requirements and could not be analyzed in the mass spectrometer.

SISUS Bayesian Mixing model (Stable Isotope Sourcing using Sampling) was applied to quantify the feasible contributions of the potential organic matter sources (phytoplankton, zooplankton, POM, faecal material, pellet and fresh food) to the filter feeders bivalves' diet,based on the analyzed stable isotope ratios. A discrimination of 0.3 ‰ for carbon was assumed for POM and filter feeders bivalves while for muscle samples of *A. regius* a 1.3 ‰ was applied. For nitrogen, a correction of 2.3 ‰ per trophic level was applied (McCutchan *et al*., 2003).

Results

$\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ values were determined for the food web components in the four years of study in cage and control sites. Filter feeders bivalves from cage site exhibited isotopic values, ranging from -18.52 ‰ to -21.50 ‰ for ^{13}C and 5.85 ‰ to 8.47 ‰ for ^{15}N in *M. galloprovincialis*, and between -22.34 ‰ to -17.69 ‰ for ^{13}C and 5.70 ‰ to 9.38 ‰ for ^{15}N in *M. varia.* Statistical analyses showed significant differences between cage and control treatments and seasons in the four years of study for ^{13}C and ^{15}N in *M. varia* while *M. galloprovincialis* showed significant differences between treatments, season and year for ^{13}C and between treatments and seasons for ^{15}N. (PERMANOVA, $p<0.05$). *M. galloprovincialis* from cage site showed an enrichment of 0.11 ‰ in ^{13}C and 1.33 ‰ in ^{15}N compared to bivalves from control 1; greatest differences were found when comparing cage site with control 2, with an enrichment of 1.44 ‰ in ^{13}C and 3.07‰ in ^{15}N ($p<0.05$). Regarding *M. varia* from cage site, mean values for ^{13}C were -19.80 ± 0.44 ‰ and 7.47 ± 0.70 ‰ for ^{15}N, showing an enrichment of 0.32 ‰ and 1.74 ‰ in ^{13}C and ^{15}N, respectively, compared to control 2 ($p<0.05$).

According to the bayesian mixing model, the main food source for the fish *A. regius* was pellet food, with a mean global contribution of 72.35 %, while the remaining 27.65 % corresponded to fresh food. Although contributions varied annually pellet food always represented the main food source. Pellet food represented an important food source for *M. varia*, with a mean contribution of up to 62.68 % of their isotopic composition in the first three years of study, followed by fresh food, POM, fish faeces and phytoplankton (18.28 %, 11.26%, 5.18 % and 2.58 %, respectively). In 2011, the pattern changed and POM represented the main food source with a mean contribution of 50.74 %. As in *A. regius*, contributions varied both seasonally and annually (Figure 1), however, aquaculture derived products (pellet and fresh food and fish faeces) remained the main food sources along the three first years of study varying from 70.03 % in spring 2009 to the maximum of 93.81 % in autumn 2010. Similarly, pellet food represented the main food source for *M. galloprovincialis,* with a mean contribution of 57.95 %, followed by fresh food (21.46 %), fish faeces (8.90 %), POM (7.84 %) and phytoplankton (3.83 %) during the first three years (Figure 2). Again, in 2011, the trend changed as pellet food decreased to a global mean contribution of 27.78 %, and POM contribution increased to a global mean of 23.44 %. *M. galloprovincialis* also showed a seasonal and annual variation, but again aquaculture derived products remained the main food sources in the four years of study, with mean values varying from 97.31 % in spring 2008 to 53.98 % in spring 2011.

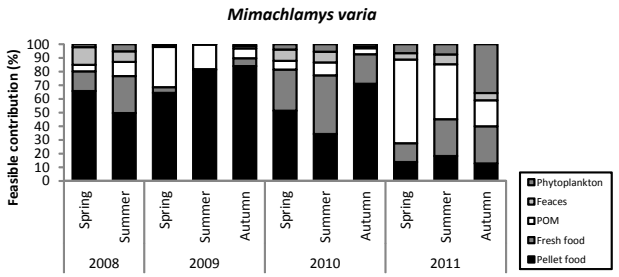


Figure 1. Seasonal and annual variability of the feasible contribution of the main organic matter sources to the diet of *Mimachlamys varia* cultured in fish cages based on Bayesian mixing models.

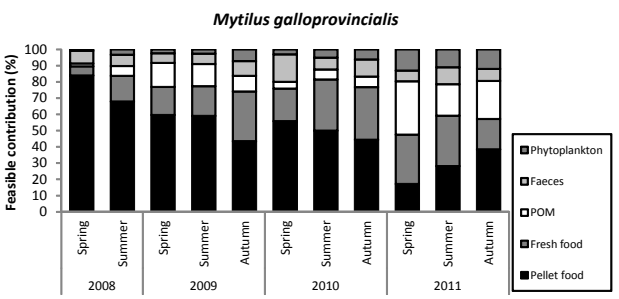


Figure 2. Seasonal and annual variability of the feasible contribution of the main organic matter sources to the diet of *Mytilus galloprovincialis* cultured in fish cages calculated by Bayesian mixing models.

Discussion

The analysis of the $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ values of the food web components at each treatment (cage and control sites) depicted different matter fluxes, especially in relation to the nitrogen isotope. ^{15}N is usually used as a viable indicator of the trophic position since it increases amongs trophic level; therefore, organisms placed higher in the trophic web are expected to present higher ^{15}N values. Accordingly, *A. regius* showed higher mean $\delta^{15}N$ values than the other food web components. Analysing bivalves from cage site we observed that their ^{15}N signature was relatively similar to those of phytoplankton, zooplankton, fresh food, fish faeces and benthic sedimentivorous, demonstrating that filter feeder worked efficiently by getting their nitrogen isotopic signature from the filtered substances. A similar pattern was observed in both control sites. Morever, the enrichment in ^{15}N exhibited by *H. forskalii* in cage site is derived by the incorporation of part of aquaculture wastes that sink into the seaflor as it has been observed by other authors, as Dolenec *et al*. (2007). Even though it has been demonstrated that filter feeder assimilate part of aquaculture wastes, there is still a fraction which accumulates in the sediment potentially affecting the sediment and benthic organisms. Higher $\delta^{13}C$ values for *M. galloprovincialis* and *M. varia* exhibited in the cage site compared to control sites are probably linked to the higher water residence time in the inner bay where fish farm is deployed, while control sites are at open areas.

The existing annual variability of the feasible contribution of pellet and fresh food to *A. regius*' diet is atttributed to the nutritional regime instead of a possible change in the intake nutrient strategy. Particularly important are the mixing model analysis in both bivalves, as it strongly demonstrates a contribution of aquaculture wastes in both bivalves' diet. The observed seasonal variations may be attributed to phytoplankton dynamics. Despite pellet food had a very important contribution in both bivalves' diet, we observed some different patterns. For both species, the contribution ssemed to be complementary, in that sense, when one specie increased the feasible contribution of pellet food, the other specie exhibited a decrease in that contribution and vice versa. This could be interpreted as a compotetive strategy between both species, possibily due to the limitation of water income and nutriets for being placed in the same bags.

The study is based on an approach of integrated multitrophic aquaculture to minimize the impact of aquaculture activities to the marine food web and benthic communities through stable isotope signatures of cultured fin fish, filter feeder bivalves, aquaculture derived products, particulate and sedimentary organic matter at the proximity of cages. The results clearly demonstrates that both bivalves are assimilating aquaculture derived wastes efficiently, especially *M. galloprovincialis*, supporting the idea that the co culture of species with different trophic strategies (fish and molluscs) guarantee a good environmental status by improving water quality in fish farms. Additionally, the incorporation of filter feeders in aquaculture installations work in line with the European water framework directive 2000/60/CE which objectives are to guarantee and maintain a good quantitative and qualitative state of water bodies, including marine waters up to one nautical mile from shore.

Acknowledgements

This work was financially supported by the JACUMAR project (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino). The authors thank several people involved in samples processing such us F. Fuster, S. Sardu and M. Ceglia. Special thanks for collaboration in stable isotope analyses offered by the SCTI (Scientific-Technical Services) from the Balearic Island's University and B. Martorell. We appreciate the collaboration of the staff members of the marine protected area of S'Arenal. Thanks to Elvira Álvarez for helping in the sampling tasks and Marga Obrador for the maps making.

References

Cheshuk, B.W.; Purser, G.J. & Quintana, R. (2003). Integrated open-water mussel (*Mytilus planulatus*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) culture in Tasmania, Australia. *Aquaculture*, Vol. 218, No. 1-4, (March 2003), pp. 257-378, 00448486 DeNiro, M. J. & Samuel, E. (1978). Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 42, No. 5 (May 1978), pp. 495-506

Dolenec, T.; Lojen, S.; Kniewald, G.; Dolenec, M. & Rogan, N. (2007). Nitrogen stable isotope composition as a tracer of fish farming in invertebrates *Aplysina aerophoba*, *Balanus perforatus* and *Anemonia sulcata* in central Adriatic. *Aquaculture,* Vol. 262, No. 2-4, (February 2007), pp. 237-249, 00448486

Karakassis, I. & Hatziyanni, E. (2000). Benthic disturbance due to fish farming analyzed under different levels of taxonomic resolution. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 203, (September 2000), pp. 247-253, 01718630

McCutchan, J.H.; Lewis, W. M.; Kendall, C. & McGrath, C. C. (2003). Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos*, Vol. 102, No. 2 (August 2003), pp. 378-90, 00301299

Mente, E.; Pierce, G. J.; Santos, M. B. & Neofitou, C. (2006). Effect of feed and feeding in the culture of salmonids on the marine aquatic environment: A synthesis for European aquaculture. *Aquaculture International*, Vol. 14, No. 5 (October 2006), 499-522, 09676120

Vizzini, S. & Mazzola, A. (2004). Stable isotope evidence for the environmental impact of a land-based fish farm in the western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 49, No. 1-2, (July 2004), pp. 61-70, 0025326X

Aggregata octopiana (Protozoa: Apicomplexa) distribution in Weast Mediterranean Sea

Elvira Mayo-Hernández[a,d*], Elena Barcala[b,d], Eduardo Berriatua[a,d], Alfonsa García-Ayala[c,d], Pilar Muñoz[a,d]

The common octopus, *Octopus vulgaris* Cuvier 1797, is the most fished octopus species in the world. While worldwide the greatest octopus fishery takes places in the Saharan Bank (off the Northwest coast of Africa), other larger fisheries exist along the European Atlantic coast and the Mediterranean Sea, as well as in the waters of Japan and Venezuela (Guerra, 1997). In the Spanish Mediterranean, *O. vulgaris* is the most landed cephalopod species, averaging around 4000 tons per year between 2000 and 2010. They are mainly fished by trawlers, but also captured by clay pots, trammel nets and other fishing gears (Tsangridis *et al* 2002). In the Mediterranean Sea the species showed a narrow depth distribution, mostly restricted within 100 m; below 200 m, catches are scarce and at further depths, occasional (Belcari *et al* 2002). As other cephalopods, the common octopus plays an important role in the food webs of marine ecosystems. Despite their importance both in marine trophic ecology and fisheries, little is known about the protozoan diseases that occur in natural populations.

The coccidian genus *Aggregata* (Protozoa: Apicomplexa) is an intracellular parasite with a two-host life cycle transmitted through the food-web. Gamogony and sporogony occur in the digestive tracts of a wide diversity of cephalopods, the definitive host, whereas merogony occurs in the digestive tract of crustaceans, the intermediate host (Levine 1988). Infection by parasites of this genus has been considered as the most important infectious agent in wild and cultured cephalopod stocks from Spanish Atlantic waters (Estévez *et al* 1996), being responsible for a malaabssorption syndrome (Gestal *et al* 2002a) making it more vulnerable to other biotic and abiotic stressors (Gestal *et al* 2007). Coccidian infection has also been reported in *O. vulgaris* from Mediterranean Sea (Licciardo *et al* 2005, Peñalver *et al* 2008) although data from prevalence and distribution on this environment is scarce. The aim of this work was to study the prevalence and distribution of *A. octopiana* in common octopus from the Mediterranean Spanish coasts.

This study was carried out within the framework of the Mediterranean International Trawl Survey (MEDITS) conducted on May 2011. A total of 113 *Octopus vulgaris* were sampled from 31 geographic sectors (Fig. 1) by trawl fleet, between 36 and 158 m depth. The following parameters were obtained: dorsal mantle length to the nearest mm, body weight to the nearest 0.1 g, body condition, sex and maturity stage. Body condition was calculated according to Fulton's condition index (K) K= BW/ DML^3x100 (Ricker, 1975). Madurity stage was established according to the three-stage maturity scale described by Sánchez & Obarti (1993) being (I) immature (ovary: whitish, very small and with no signs of granulation in females; spermatophoric organ transparent or whitish in males); (II) maturing (ovary: yellowish with a granular structure; spermatophoric organ with white streaks of sperm); and (III) mature (ovary: very large with plenty of eggs; spermatophoric sac with spermatophores). Mesenteries of digestive gland and gonad, gills and mantle musculature were macroscopically observed in order to detect extra-intestinal whitish oocysts. Digestive tract was dissected and stored at -20ºC. Once thawed at the laboratory, digestive tracts were examined for parasite detection. To obtain the levels of infection, the presence of whitish oocysts in the esophagus, crop, digestive gland, caecum and intestine was semiquantitatively evaluated on a 6-degree scale with grade 0 corresponding to absence of oocysts and grade 6 to heavy infection.

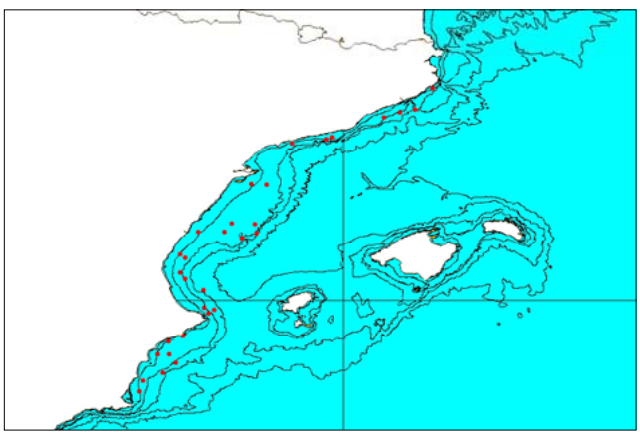


Figure 1. Map of the studied area (Northwest Mediterranean) showing the position of each geographic sectors.

Chi-squared test and non-parametric ANOVA were used to compare the proportion of infected octopuses and the intensity of infection among those infected, respectively, according to sex, weight, size, body condition as well as depth, longitude and latitude of the geographical sector of capture using a 5% significance level for a double-sided test. Logistic and linear regression modelling were then used to investigate the relationship between presence/ absence and intensity of infection and explanatory variables

[a] *Departamento de Sanidad Animal, Universidad de Murcia (email: pilarmun@um.es)*
[b] *Instituto Oceanográfico Español-San Pedro del Pinatar, Murcia*
[c] *Departamento de Biología Celular, Universidad de Murcia*
[d] *Campus de Excelencia Internacional Regional "Campus Mare Nostrum"*

significantly associated with the outcome in the univariate analysis.

The weight of the sampled octopus ranged between 117 and 6700 g (average 883± 746g), the size between 5.2 and 21.5 cm (average 10.6 ± 3). The highest percentage of infection was found in intestine (92 %) and spiral caecum (81 %) while lighter infections were observed in crop (45 %), oesophagus (24 %) and digestive gland (8%) ($p < 0.05$). Despite the caecum being considered the preferred site of infection (Estévez *et al* 1996), our results showed higher prevalence of infection in the intestine of sampled cephalopods. No extra-intestinal whitish oocysts were detected.

Univariate analysis indicated that females predominated in shallow waters and males were more abundant in deeper depths maybe because the females had moved to shallower zones of spawning as it has been previously described (Mangold-Wirz 1963, González *et al* 2011). Moreover, the risk of infection was greater for octopuses living in depths >80m ($p=0.0075$) than those in shallower waters, for those in western compared to those in eastern longitudes ($p=0.0260$) and for males compared to females ($p=0.020$). However, in the logistic model the risk of infection was only marginally greater in males compared to females ($p= 0.0576$) and in animals captured at >80 m than those at <80m ($p=0.064$). Linear regression models showed that infection intensity was similarly associated to depths >80m ($p=0.015$) and was greater among maturing than immature octopuses ($p=0.0306$). Although *A. octopiana* has been reported to lead to poorer condition (Gestal *et al* 2007), this was not detected in the present work.

Observed gender and maturation stage differences could be due to their feeding ecology; male and female octopuses have a similar diet (Guerra 1978, Sánchez & Obarti 1993). However, *O. vulgaris* may change their feeding behavior when they maturate and reproduce (González *et al* 2011, Wodinsky 1978) and increased feeding among mature males captured in deep waters could lead to a greater risk of infection in this group compared to fasting spawning females in shallow waters. Alternatively, differences in the risk of infection could be related to *A. octopiana* intermediate host (IH) distribution. Presently, *Palaemon elegans* is the only recognized IH for this parasite and they are generally more abundant in the lower intertidal zone to the infralittoral zone (40 m depth) (Gonzalez-Ortegón & Cuesta 2006). Although octopuses sampled in this work may have become infected while feeding in coastal areas, previously to its migration at higher depths, detected differences could be due to the presence of others intermediate hosts at higher depths.Various crustaceans from wild populations of European waters have been found to contain merogonic stages of coccidians that are believed to be species of *Aggregata* (Gestal 2002b). Further studies should be conducted to prove these hypotheses.

References

Arias C, Gestal C, Rodríguez H, Soto M, Estévez J (1998) *Palaemon elegans*, an intermediate host in the life-cycle of *Aggregata octopiana.* Diseases of Aquatic Organisms 32: 75-78.

Belcari P, Cuccu D, González M, Srairi A, Vidoris P (2002) Distribution and abundance of *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 (Cephalopoda: Octopoda) in the Mediterranean Sea. Scientia Marina 66: 157-166.

Estévez J, Pascual S, Gestal C, Soto M, Rodríguez H, Arias C (1996) *Aggreagata octopiana* (Apicomplexa: Aggregatidae) from *Octopus vulgaris* off NW Spain. Diseases of Aquatic Organisms 27: 227-231.

Gestal C, Páez de la Cadena M, Pascual S (2002a) Malabsorption syndrome observed in the common octopus *Octopus vulgaris* infected with *Aggregata octopiana* (Protista: Apicomplexa). Diseases of Aquatic Organisms 51: 61-65.

Gestal C, Angel Guerra A, Pascual S, Azevedo C (2002b) On the lifecycle of *Aggregata eberthi* and observations on *Aggregata octopiana* (Apicomplexa, Aggregatidae) from Galicia (NE Atlantic) European Journal of Protistology 37(4): 427–435.

Gestal C, Pascual S, Guerra A (2007) *Aggregata octopiana* (*Protista: Apicomplexa*): a dangerous pathogen during commercial *Octopus vulgaris* ongrowing. ICES Journal of Marine Science 64: 1743–1748.

González M, Barcala E, Pérez-Gil JL, Carrasco MN, García-Martínez MC (2011) Fisheries and reproductive biology of *Octopus vulgaris* (Mollusca: Cephalopoda) in the Gulf of Alicante (Northwestern Mediterranean) Mediterranean Marine Science 12(2): 369-389.

González-Ortegón E, Cuesta JA (2006) An illustrated key to species of *Palaemon* and *Palaemonetes* (Crustacea: Decapoda: Caridea) from European waters, including the alien species *Palaemon macrodactylus.* Journal of the Marine Biological Association of the UK 86 (1): 96-102.

Guerra A (1978) Sobre la alimentación y el comportamiento alimentario de Octopus vulgaris. Investigación Pesquera 42: 351-364.

Guerra A (1997) *Octopus vulgaris*: Review of the World fishery. p. 91-97. In: Lang, M.A. & Hochberg, F.G. (Eds), *Proceedings of the Workshop on the Fishery and Market Potential of Octopus in California.* Smithsonian Institution, Washington, DC.

Levine ND (1988) The protozoan Phylum Apicomplexa. Vol. I. Boca Ratón: CRC Press, 203 pp.

Licciardo G, Garziano A, Nocera G, Gaglio G, Marino F, De Vico G (2005) *Contributo alla* conoscenza dell'azione patogena di *Aggregata octopiana* (Apicomplexa: Aggregatidae) in *Octopus vulgaris* nel sud del Mar Tirreno. Ittiopatologia 2: 193-198.

Mangold-Wirz K (1963) Biologie des Céphalopodes benthiques et nectoniques de la Mer Catalane. Vie et Milieu 13: 1-285.

Peñalver J, MaríaDolores E, Muñoz P, Cerezo J, García B, Viuda E (2008) Valoración sobre la presencia y el control sanitario del coccidio A*ggregata octopiana* en pulpo común procedente de acuicultura. Anales de Veterinaria 24: 57-62.

Ricker, WE (1975) Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin Fisheries Research Board of Canada*, 191: 1-382.

Sánchez P, Obarti R (1993) The biology and fishery of *Octopus vulgaris* caught with clay pots on the Spanish Mediterranean coast. p. 477-487. In: *Recent advances in cephalopod fisheries biology: contributed papers to 1991 CIAC International Symposium and proceedings of the Workshop on Age, Growth and Population Structure.*

Tsangridis A, Sánchez P, Ioannidou D (2002) Explotation patterns of *Octopus vulgaris* in two Mediterranean areas. *Scientia Marina* 66 (1): 59-68.

Wodinsky J (1978) Feeding behaviour of broody female *Octopus vulgaris.* Animal Behaviour 26 (3): 803–813.

Cibicidoides lobatulus (Walker & Jacob, 1798) (Protozoa: Foraminifera) vive sobre *Porcellana platycheles* (Pennant, 1777) (Crustacea: Decapoda), ¿ectoparásito o simplemente epibionte?

C. Besteiro[a,b], M.J. Serviá[d], R. Vieira[c], G. Díaz-Agras[b] & F. Cobo[a,c]

La capacidad de los foraminíferos en general y de *Cibicidoides lobatulus* en particular para establecer relaciones de epibiosis es bien conocida. Recientemente Rodríguez Gregori (2007) estudió con detalle la presencia y distribución de *C. lobatulus* sobre el crustáceo decápodo *Porcellana platycheles*, estableciendo que el porcentaje de machos infestados fue mayor que el de hembras, y el de hembras ovígeras mayor que el de hembras no ovígeras. Por otra parte, observó una mayor prevalencia de la presencia de foraminíferos sobre individuos de mayor tamaño, aunque esto no se traduce en la presencia de un mayor número de epibiontes. Asimismo, la presencia de *C. lobatulus* no supone una fuente de estrés para *P. platycheles*, ni siquiera en las estaciones más contaminadas por el fuel procedente de los vertidos del petrolero *Prestige*, acaecidos en noviembre de 2003. A pesar de la intensidad de estos trabajos, quedó pendiente una cuestión: ¿qué tipo de relación se establece entre los dos individuos?, es decir, ¿es *C. lobatulus* un parásito externo de *P. platycheles* o se trata, simplemente, de un organismo epibionte?

El presente trabajo define la relación que establece el epibionte *C. lobatulus* sobre uno de sus basibiontes conocidos, el crustáceo decápodo *Porcellana platycheles*. Para ello, estudiamos detalladamente una selección de individuos de *P. platycheles* al microscopio electrónico de barrido, en dos fases sucesivas: con el foraminífero asentado sobre ellos y, a continuación, extrayendo el foraminífero y observando de nuevo (al SEM) la superficie afectada. Los ejemplares se metalizaron en ambas fases, con el foraminífero y una vez extraído éste. Hemos estudiado diferentes superficies de *Porcellana* (caparazón dorsal, apéndices locomotores, antenas), a diferentes aumentos, comprendidos entre 50x y 1000x.

Tal como puede observarse en las fotos 1 y 2, el foraminífero parece producir una excavación o, mejor, una ligera oquedad en la epicutícula, por desgaste por el rozamiento del foraminífero al moverse más o menos. Puesto que no se producen mayores deformaciones sobre la superficie del crustáceo ni hemos observado orificios de ningún tipo, parece claro que la relación establecida entre ambos organismos es una epibiosis.

a Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. (email: celia.besteiro@usc.es)
b Estación de Bioloxía Mariña da Graña, A Graña (Ferrol), Universidade de Santiago de Compostela
c Estación de Hidrobioloxía "Encoro do Con", Castroagudín (Vilagarcía da Arousa), Universidade de Santiago de Compostela
d Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía, Universidade da Coruña

References

Rodríguez Gregori, M., 2007, *La respuesta morfológica de* Porcellana platycheles *(Pennant, 1777) (Crustacea, Decapoda) al estrés ambiental. Nuevos datos sobre su biología en las costas de Galicia*, Memoria de Licenciatura, Universidad de Santiago de Compostela, 305 p.

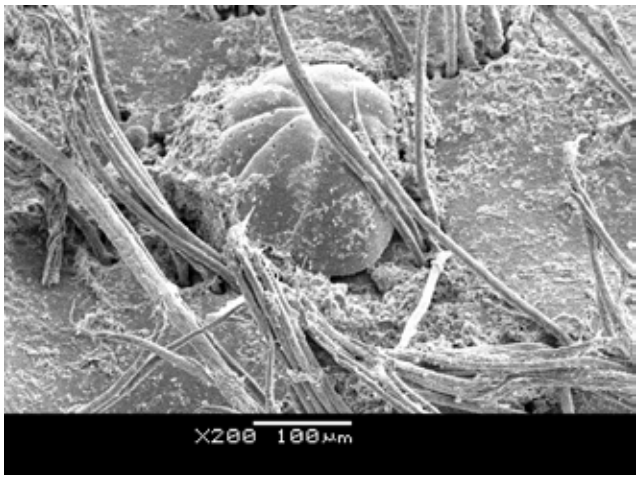


Figura 1. Superficie dorsal de un ejemplar de *Porcellana platycheles* con *Cibicidoides lobatulus*

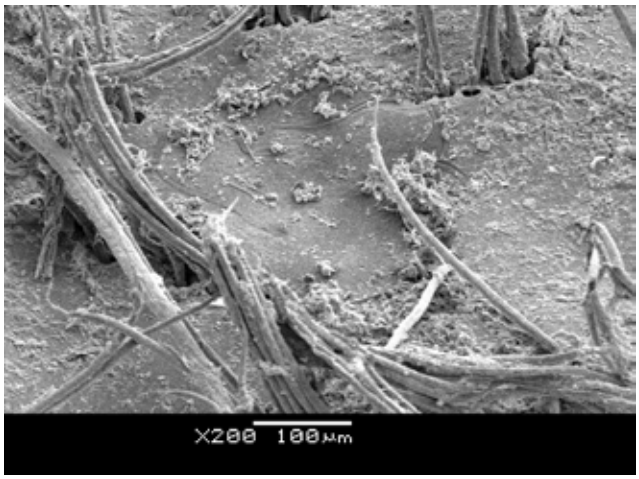


Figura 2. Superficie dorsal de un ejemplar de *Porcellana platycheles*. La misma zona, una vez extraído el foraminífero.

Microbiome shift rather than a single pathogen is responsible for a disease of the Mediterranean sponge *Ircinia fasciculata.*

Andrea Blanquer [a,b], Maria-J Uriz [c], Emma Cebrian [c], Pierre E Galand [a,b]

Ircinia fasciculata (Pallas 1766) is an abundant Mediterranean species that has been reported to suffer from extensivedie-offs in Mediterranean shallow waters during 2008 and 2009 summers (Cebrian *et al*. 2011). Mortality affected up to 95%of individuals from marine protected areas in the western Mediterranean, and 100% of the individuals in the studiedpopulations resulted injured. There has been a general failure to identify the causative agents of sponge diseases. In fact, thereis a growing theory postulating that, in the marine realm, diseases are opportunistic polymicrobial infections that occur aftersome stressing perturbation rather than infection by a single primary pathogen. We applied tag-pyrosequencingmethodologies to unravel differences in bacterial communities associated to healthy and diseased *Ircinia fasciculata* and totheir surrounding seawater in order to confirm or falsify the theory. Bacterial assemblages from healthy and diseasedindividuals, and from surrounding seawater were quantitatively and qualitatively different from each other. Diseased samplesshowed higher bacterial diversity than healthy samples. Some bacterial OTUs were only present in healthy samples. A 50%of them were phototrophic bacteria (whether Cyanobacteria or Chloroflexi), and no one had previously been associated toany disease or sponges from aquaculture systems, which has also been reported to cause a great shift in sponge-associatedbacterial communities. On the other hand, some bacterial OTUs were only detected in diseased organisms. Cyanobacteria andChloroflexi representatives were taxonomically different in diseased and healthy sponges and less abundant in the former.Proteobacteria (i.e. heterotrophic bacteria), mostly Alphaproteobacteria, dominated in diseased samples (50%). A 16% of thebacteria only present in diseased samples were associated to coral or sponge diseases, and 12% to aquacultured sponges.Most bacteria found in healthy samples had been previously reported from other *Ircinia* samples (50%). This proportion feltto 20% in diseased samples. The shift in bacterial assemblages found between healthy and diseased sponges supports thehypothesis of polymicrobial infection. The increases bacterial diversity in diseased samples is probably due to defenseweakness and the appearance of new niches to degrade the sponge tissue.

[a] *UPMC Université Paris 06, Observatoire Océanologique, F-66650, Banyuls/Mer, France (andrea@ceab.csic.es)*
[b] *CNRS, FRE 3350, Laboratoire d'Écogéochimie des Environnements Benthiques (LECOB), Observatoire Océanologique, F-66650,Banyuls/Mer, France*
[c] *Centre d'Estudis Avançats de Blanes CEAB-CSIC, aces cala St Francesc 14 17300 Blanes, Girona*

References

Cebrian E, Uriz MJ, Garrabou J, Ballesteros E (2011) Sponge Mass Mortalities in a Warming Mediterranean Sea: Are Cyanobacteria-Harboring Species Worse Off? PLoS ONE 6(6): e20211

Descripción de parásitos en crustáceos decápodos del género *Plesionika sp.* Bate 1888.

David Corta Diego[a]

Museo Marítimo del Cantábrico, perteneciente a la Consejería en materia de Cultura del Gobierno de Cantabria, viene colaborando desde 1983 en las campañas oceanográficas organizadas por el Instituto Español de Oceanografía en aguas de la costa norte española.

Durante la campaña de 2010 se obtuvieron varios ejemplares del crustáceo decápodo *Plesionika heterocarpus* (Costa, A., 1871) parasitados por 2 especies diferentes de crustáceos isópodos. Uno de ellos, perteneciente a la familia *Bopyridae, Pseudione affinis* (G. O. Sars, 1882), parasitando el interior del cefalotórax, y el otro perteneciente a la familia *Dajidae, Zonophryxus dodecapus* Holthuis, 1949, parasitando la zona externa dorsal posterior del cefalotórax. Al proceder a la clasificación taxonómica de los parásitos se constato la escasa información bibliográfica sobre los mismos, sobretodo en el caso de la especie *Z. dodecapus Holthuis* 1949, descrita en 1949 en aguas de Tenerife y considerada un endemismo macaronésico (J. Castello y J. Junio, 2007), esta especie se cita parasitando a un nuevo hospedador, *P. heterocarpus* el cual es parasitado al mismo tiempo por *P. affinis,* en aguas de la costa gallega, confirmando junto a otros artículos (Danforth, C.G., 1976) que no se trata de un endemismo. En el caso de *P. affinis* si se ha citado parasitando *P. heterocarpus* pero nunca enaguas del norte de España y tampoco parasitando conjuntamente junto a *Z. dodecapus.*

Dada la relevancia de estos ejemplares se ha revisado la colección de ejemplares de *Plesionika* procedentes de las campañas oceanográficas, encontrándose 17 ejemplares de *Z. dodecapus* parasitando *P. heterocarpus* provenientes de las campañas de 1992, 2000 y 2010, y de diferentes caladeros que van desde el cabo de Ajo a la desembocadura del Miño. Para estos parásitos en algún caso se conserva el hospedador al que estaban parasitando. Estos parásitos son hembras que en algún caso conservan la puesta y el macho correspondiente entre los oosteguitos.

En el caso de *P. affinis,* se obtuvieron 5 ejemplares, uno de ellos parasitando a *Plesionika martia* (A. Milne-Edwards,1883) durante la campaña de 1992 en aguas del Cantábrico. Todos esto parásitos son hembras que se alojan indistintamente tanto en el costado derecho como izquierdo del cefalotórax del hospedador, todas conservan la puesta en el marsupio, y a excepción de un ejemplar, también conservan al macho entre los pleómeros.

El material ha sido examinado con una lupa binocular "Optika mod. SMZ-1" y fotografiados con una cámara Nikon D50 con un objetivo Nikon 18-55 mm.

[a]*Becario del Gobierno de Cantabria (dcorta@gmail.com)*

La cantidad de ejemplares de *Z. dodecapus* encontrados ha permitido una descripción pormenorizada de su morfología con abundante material gráfico, pudiéndose constatar la ligeras diferencias entre hembras con puesta y hembras inmaduras (Fig. 1) en las suturas torácicas y en la dentición ventrolateral la cual se puede asegurar que se corresponde a la suturas de los pleómeros fusionados. También se ha realizado un descripción morfológica con documentos gráficos de el macho de esta especie (Fig. 1).



Figura 1. Vista ventral de *Z. dodecapus* hembra (izquierda) y dorsal y ventral de *Z. dodecapus* macho (derecha).

En el caso de *P. affinis,* si que existen mayor números de citas con descripciones de su morfología, aún así se realiza una nueva descripción porque se describe el desplazamiento del eje de simetría bilateral del cuerpo de la hembra según parasite un costado u otro del hospedador (Fig. 2). La presencia del macho en los pleópodos (Fig. 2) de estas hembras también ha permitido realizar su descripción morfológica y su documentación gráfica (Fig. 3)



Figura 2. Diferencias de simetría bilateral de *P. affinis* en vista dorsal (derecha) y vista ventral (izquierda), en esta última se observa también la posición del macho entre los pleópodos de la hembra.

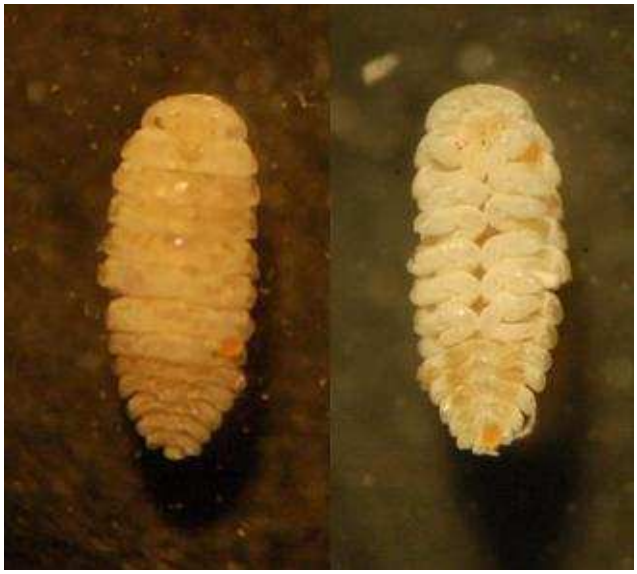


Figura 3. Macho de *P. affinis* en vista dorsal (derecha) y vista ventral (izquierda).

Dentro del género *Zonophryxus* solo se han descrito 2 especies en aguas de la península ibérica e islas adyacentes, *Zonophryxus grimaldii* Koehler cuya descripción se realiza sobre una hembra inmadura en aguas del golfo de Cádiz, y *Z. dodecapus* Holthuis, 1949 en aguas de las Islas Canarias. Los ejemplares objeto de estudio se han identificado como esta última especie por la particularidad de ser la única dentro del género que conserva el sexto par de pereiópodos en la hembraadulta madura. Esta especie esta considerada como endemismo macaronésico según el "Catálogo de las especies de isópodos marinos de los archipiélagos macaronésicos" (J. Castello y J. Junoy, 2007) debido a la cita de Holthuis de 1949, en la que es descrita parasitando a *Plesionika narval* (Fabricius, J.C., 1787), aunque con anterioridad a este catálogo ha sido citada por Charles G. Danforth en 1976 parasitando a *Heterocarpus ensifer* A. Milne-Edwards, 1881, en aguas de la Isla de Guam. Esto indica la amplia distribución de esta especie desde aguas tropicales hasta las aguas del atlántico en la costa gallega y el mar cantábrico. También indica que puede parasitar diferentes tipos de hospedador.

Aunque de ninguna especie de *Zonophryxus* se ha descrito su ciclo biológico completo, la aparición de *Z. dodecapus* junto a *Pseudione affinis* (Fig. 4) perteneciente a la familia *Bopyridae*, dentro de la cual si se han descrito los ciclos biológicos loscuales indican un hospedador intermedio que es un copépodo, podría indicar que las especies del género *Zonophryxus* también podrían implicar un hospedador intermedio que podría ser un copépodo, la diferencia podría establecerse en el momento del ciclo biológico del hospedador en el cual es parasitado. En el caso de la familia Bopyridae, la infección se realiza sobre los estadios juveniles del hospedador, realizando el parasito sus mudas coordinadas con las del hospedador hasta alcanzar la fase adulta (Cora E. Cash y Raymond T. Bauer, 1994). Mientras que algunos autores han descrito para el género *Zonophryxus*, la infección se realiza sobre hospedadoras hembras ovígeras inhibiendo su muda (Brandt & Janssen, 1994), otros proponen que el parasito se sobrepone a las mudas del hospedador nadando alejándose del exuvio y anclándose a la nueva cutícula fresca (Raupach & Thatje, 2006), las marcas dejadas por *Z. dodecapus* en el cefalotórax de *Plesionika Heterocarpus* parecen confirmar esta última teoría, además se encontraron parasitando hospedadores no ovígeros junto a *P. affinis* (Fig. 4). Según lo descrito para otras especies del género *Zonophryxus* la infección se realiza por una hembra inmadura en un estadio preadulto junto con un macho larvario unido a ella (Barnard K.H., 1913), sufriendo la metamorfosis del paso a adulto y madurando sexualmente, lo que le llevaría a perder el sexto par de perieópodos y adquirir los oosteguitos que van a formar el marsupio (Kensley, 1979). Para *Z. dodecapus* la cual parasita diferentes tipos de hospedadores con diferentes morfologías en el cefalotórax, los cambios morfológicos del parasito al alcanzar la madurez sexual podrían estar influenciados por la morfología del cefalotórax, esto plantea la hipótesis de si las especies descritas a partir de un ejemplar de hembra inmadura como es el caso de *Z. grimaldii*, podrían ser otra especie. También si en el resto de especies del género *Zonophryxus* en su etapa larvaria previa a la madurez sexual poseen 6 pereiópodos, la perdida del sexto par podría deberse a una adaptación a la morfología del cefalotórax del hospedador sobretodo teniendo en cuenta, según menciona Holthuis en la descripción de *Z. dodecapus*, que el resto de las especies del género conservan el sexto par de oosteguitos, estructuras que forman parte del sexto par de perieópodos. Los machos de *Z. dodecapus* encontrados no parecen influenciados por la morfología del hospedador para definir su morfología adulta al encontrase ocupando el marsupio de la hembra, por lo que serían más apropiados para diferenciar morfológicamente entre especies del género.

En el caso de *Pseudione affinis* de la cual existen más citas tanto en el mediterráneo como en el atlántico sobre diferentes especies del género *Plesionika*, los ejemplares estudiados permiten comparar la diferente morfología por desplazamiento del eje de simetría bilateral del parasito según se aloje en un costado u otro del cefalotórax del hospedador.

Ambas especies de parásitos tienen amplia distribución mundial y parasitan diferentes especies de hospedadores. El encontrarse a las dos especies conjuntas parasitando un mismo hospedador indica una distribución poblacional y ciclo vital similar (Fig. 4).

En conclusión, la especie *Zonophryxus* dodecapus no es un endemismo macaronésico como se venia considerando, su distribución se puede extender a aguas gallegas del atlántico y a el mar cantábrico. Se cita sobre un nuevo hospedador, *Plesionika heterocarpus*. Las marcas encontradas en el cefalotórax de este hospedador indican que se anclan al mismo cuando la cutícula esta fresca después de la muda. En este parasito se observan pequeños cambios morfológicos entre las hembras ovígeras y las que no tienen puesta. La especie *Pseudione affinis* muestra diferencias morfológicas por desplazamiento del eje de simetría bilateral según se dispongan en un costado u otro interno del cefalotórax del hospedador.



Figura 4. Ejemplar de *Plesionika heterocarpus*, parasitado por *Pseudione affinis* en el costado izquierdo del cefalotórax y con las marcas del parasito *Zonophryxus dodecapus* en la zona superior del cefalotórax.

References

Barnard K. H. (1913) Contributions to the crustacean fauna of South Africa. Annals of the South African Museum 10:197-240.

Barnard K. H. (1920) Contributions to the crustacean fauna of South Africa 6. Further additions to the list of marine isopoda. Annals of the South African Museum 17:319-430.

Bourdon, R. (1968) Les Bopyridae des mers Européenes. Mémoires du Muséum National d´Historie Naturelle (n.s.) 50:78-424.

Brandt A. & Janssen H. H. (1994) Redescription of *Zonophryxus quinquedens* Barnard, 1913 (Crustacea, Isopoda, Dajidae) from the Weddell Sea, Antarctica, with notes on its biology and zoogeography. Polar Bio. 14:343-350.

Cash, C. E & Raymond T. Bauer (1993) Adaptations of the branchial ectoparasite Probopyrus pandalicola (Isopoda, Bopyridae) for survival and reproduction related to ecdysis of the host, *Palamoentes pugio* (Caridea, Palaemonidae). Journal of Crustacean Biology 13(1):111-124.

Castelló, J.y J. Junoy (2007) Catálogo de las especies de isópodos marinos (Crustacea: Isopoda) de los archipiélagos macaronésicos. Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 23 (1-4). 2007:21-31.

Danforth, Charles G. (1976). Epicaridea (Isopoda) of Guam. Crustaceana, 30 (1): 78-80.

Holthuis LB (1949) *Zonophryxus* dodecapus nov. Spec., a remarkable species of the family Dajidae (Crustacea: Isopoda) from the Canary Islands. Koninklijke Nederlandsche Akademie van Wetenschnappen 53(3):3-8.

Kensley B. (1979) Redescripción of *Zonophryxus* trilobus Richardson, with notes on the male and developmental stages (Crustacea, Isopoda, Dajidae). Proc Biol Soc Wash 92(3):665-670.

Koehler R (1911) Isopodes nouveaux de la famille Dajides provenant des campagnes de la "Princesse Alice", BulletinInstitute Oceanographique Monaco 196:1-34.

Page R. D. M. (1895) Review of the Neozealand Bopyridae (Crustacea, Isopoda, Epicaridea). New Zealand Journal of Zoology 12:185-212.

Paradiso M.L., Bottari T., marino F., Boyko C.B., Rinelli P., Giannetto S. (2004) Presence and histopathology of the parasiticis opod, *Pseudione affinis* (Epicaridea, Bopyridae) on pandalid shrimps from the central Mediterranean sea. Crustaceana 77(4):397-405.

Raupach, M. J.& Sven Thatje (2006) New records of the rare shrimp parasite *Zonophryxus quinquedens* Barnard, 1913 (Crustacea, Isopoda, Dajidae): Ecological and phylogenetic implications. Polar Biol 29:439-443.

Richardson H. (1904) Contributions to the natural history of the Isopoda. Proc. US Nat. Mus. 27:657-681.

Richardson H. (1906) Isopods colleted at the Hawaiian Islands by the U. S. Fish Commission Steamer "Albatross". Bull US Fish Comm, 23(3):819-826.

Richardson H. (1910) Marine isopods collected in the Phillippines by the U. S. Fisheries Commission Steamer "Albatross" in 1907-1908. Doc US Bur Fish 736:1-44.

Richardson H. (1914) Reports on the scientific results of the expedition to the tropical Pacific in charge of Alexander Agassiz, on the U. S. Fish Commission Steamer "Albatross". Bull Mus Comp Zoll Harvard 58:361-272.

Natural variability of parasite communities of *Lepidion lepidion* in Mediterranean deep-sea

Celine Frank, Ana Pérez-del-Olmo, Maite Carrassón

The study of parasite populations and communities has led to a higher comprehension of fish biology for over one century. Due to the fact that the biology of deep sea fish is still scarcely known, parasites could represent highly potential indicators of their migrations, feeding and reproduction habits. Up to now, most parasitological studies in the Mediterranean have focused on fish of commercial interest and consequently, the deep-sea environment has been neglected for a long time. ANTROMARE project is one of the recent projects to focus on deep-sea fishes of the North West Mediterranean. The family Moridae is the best-represented family in terms of biomass, being the second in number of individuals and the third in number of species, in the Balearic deep-sea. *Lepidion lepidion* (Risso, 1810), an endemic to the North-West Mediterranean species, is the most abundant morid and the dominant fish species in the Balearic Sea at depths between 1000-1500m but knowledge about its biology and ecology is still scarce. The aim of this study is to examine the natural variability of parasite communities in a deep-sea host-parasite system. A total of 61 *L. lepidion* was collected using a bottom trawl in July 2010 from two localities off the Balearic Sea (Barcelona and Mallorca) at 2 depths (1000-1499m and 1500-2000m). The parasitological study was performed according to a standardised protocol identifying and counting all metazoan parasites. A total of 10 species was found (two digeneans: a complex of *Lepidapedon* species and larval stages of *Otodistomum* sp.; one adult nematode, *Capillostrongyloides* sp., and four larval stages, *Anisakis physeteris*, *Ascarophis* sp., *Hysterothylacium aduncum*, *Raphidascaris* sp.; one acanthocephalan, *Echinorhynchus trachyrinci*; and two larval cestodes *Scolex pleuronectis* and Trypanorhyncha fam. gen. sp.). Fish were infected with at least one parasite species. Multivariate similarity analysis with Primer v.6 revealed significant community differentiation between localities ($R = 0.167$; $p = 0.002$) and depths ($R = 0.188$; $p = 0.001$) that could be attributed predominantly to the differences in the abundance of *Capillostrongyloides* sp. and *Lepidapedon* species complex, which accounted for 65% and 68% of the average dissimilarity between locality and depth respectively. A precise identification with the help of molecular analysis of the different morphs of *Lepidapedon* species found may help for a more precise characterization of parasite communities of *Lepidion lepidion* in the North West Mediterranean deep-sea.

Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia, Universitat Autònoma de Barcelona, Cerdanyola, 08193 Barcelona, Spain. (email: maite.carrasson@uab.cat)

This study was supported by the project ANTROMARE CTM2009-12214-C02-02 (MICINN) and Xarxa de Referència en Aqüicultura (XRAq, Generalitat de Catalunya).

Efecto del parasitismo sobre la condición (reservas energéticas) de la merluza (*Merluccius merluccius* L.) del Golfo de León (Mediterráneo noroccidental)

Dolors Ferrer Maza[a], Sílvia Vila[a], Josep Lloret[a] & Elisabeth Faliex[b]

La merluza europea (*Merluccius merluccius*, Linnaeus, 1758) es una especie con un alto valor comercial en los mercados españoles. No obstante, durante la última década, los desembarcos de ésta en el litoral mediterráneo han disminuido considerablemente. En el Golfo de León, el stock de merluza se encuentra tan sobreexplotado que la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, en su último Informe de Pesca y Acuicultura, ha alertado sobre su baja abundancia y ha propuesto medidas para su recuperación (SGMED, 2011; FAO, 2012). Para una correcta estimación de la productividad de las poblaciones explotadas, es fundamental conocer los parámetros relacionados con su condición (Lloret *et al.,* in press). Aunque el parasitismo puede afectar a estos parámetros (Barber & Wright, 2005), las investigaciones en esta área son escasas, y en el caso del Mediterráneo, todavía más (Lloret *et al.,* in press). El presente estudio analiza por primera vez las posibles relaciones entre el parasitismo y la condición de la merluza europea en el Mediterráneo noroccidental.

Se han analizado 139 merluzas hembra, en edad reproductiva (> 40 cm), que fueron adquiridas, entre enero 2010 y marzo 2012, directamente a los pescadores de palangre y arrastre del puerto de Roses (Girona). Las muestras fueron capturadas en el Golfo de León, entre el Cabo de Creus y la costa de Marsella (Francia), a una profundidad de 45510 m. Los macroparásitos se detectaron mediante un examen visual simple de los principales órganos y tejidos susceptibles de albergar parásitos (boca, branquias, cavidad visceral, corazón, hígado, estómago, intestino y gónadas). Para cada especie de parásito se ha calculado la prevalencia (porcentaje de huéspedes infectados con uno o más parásitos) y la intensidad de la infestación (cantidad de parásitos por huésped infectado). La evaluación de la condición física de las merluzas se ha llevado a cabo mediante el cálculo de diversos índices como el factor de condición relativo Le Cren, el cual compara el peso observado de un individuo con el peso teórico que debería tener en función de su talla dentro del grupo muestreado. Otro indicador de la condición, especialmente en peces que acumulan las reservas energéticas en el hígado, como ocurre en los gádidos (entre los cuales la merluza), es el índice hepatosomático que representa la relación entre el peso del hígado y el peso eviscerado del individuo. Asimismo, dichas reservas energéticas se estimaron mediante el análisis de los lípidos totales en el hígado, llevado a cabo con el método Soxhlet, siguiendo el protocolo descrito en Shahidi (2001). Para detectar diferencias entre los grupos de individuos parasitados y no parasitados se ha efectuado el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, así como una matriz de correlaciones de Pearson para establecer relaciones entre los parámetros de la condición y la intensidad del parasitismo.

Se han detectado 1.235 macroparásitos correspondientes a los taxones Nematoda, Cestoda, Copepoda, Monogenea, Digenea y esporádicamente algunos ejemplares pertenecientes a Acanthocephala (Tabla 1). Todas las muestras resultaron estar infestadas por algún tipo de parásito, con una intensidad media de 13,33 ± 12,37 parásitos/muestra.

Tabla 1. Principales estadísticos descriptivos para cada grupo taxonómico de macroparásitos de *Merluccius merluccius* del Golfo de León.

	Muestras infestadas (n=139)	Prevalencia (%)	Intensidad de la parasitación (parásitos/muestra infestada)		
			Mín.	Max.	Media ± SD
Nematoda	126	90,65	1	72	9,31 ± 10,52
Cestoda	107	76,98	1	44	4,87 ± 5,32
Copepoda	50	35,97	1	8	1,86 ± 1,48
Monogenea	26	18,71	1	4	1,54 ± 0,76
Digenea	10	7,19	1	7	2,10 ± 1,79
Acanthocephala	4	2,88	1	2	1,25 ± 0,50
TOTAL	139	100,00	1	76	13,33 ± 12,37

[a] *Departament de Ciències Ambientals, Universitat de Girona, E17071, Girona, Spain (dolors.ferrer@udg.edu)*
[b] *Centre de formation et de recherche sur les environnements méditerranéens (CEFREM), Université de Perpignan Via Domitia, FR66860, Perpignan, France*

El grupo con una mayor prevalencia fue el de los nematodos (90,65%), con una intensidad máxima de 72 parásitos en un mismo individuo. Entre los nematodos, los tricúridos representaron un 7%, mientras que la gran mayoría pertenecieron a la familia Anisakidae (93%). De entre éstos, la especie más abundante ha sido *Anisakis pegreffii* (83%), perteneciente al complejo *Anisakis simplex* (s.l.), seguida por *Anisakis physeteris* (11%) e *Hysterothylacium aduncum* (6%). El siguiente grupo más numeroso han sido los cestodos, representados por una única especie, *Clestobothrium crassiceps*, con una prevalencia de un 76,98% y una intensidad máxima de 44 cestodos.

El número total de anisákidos presentó una correlación positiva con la talla de las merluzas (Figura 1). Esta observación concuerda con otros estudios (Valero *et al.*, 2006) donde las merluzas de mayor tamaño, tanto del Atlántico como del Mediterráneo, presentaban unos valores de prevalencia e intensidad de la infestación por anisákidos mayores que los individuos de menor talla. Este hecho se puede explicar con el complejo ciclo vital de los anisákidos, los cuales están presentes en la merluza en su estado de larva L3 en espera de que ésta (huésped intermedio) sea depredada por un mamífero marino donde completar su ciclo vital (excepto *H. aduncum* que alcanza el estado adulto en peces teleósteos). En consecuencia, las merluzas de mayor tamaño (mayor edad) han tenido más tiempo para ingerir y acumular las larvas.

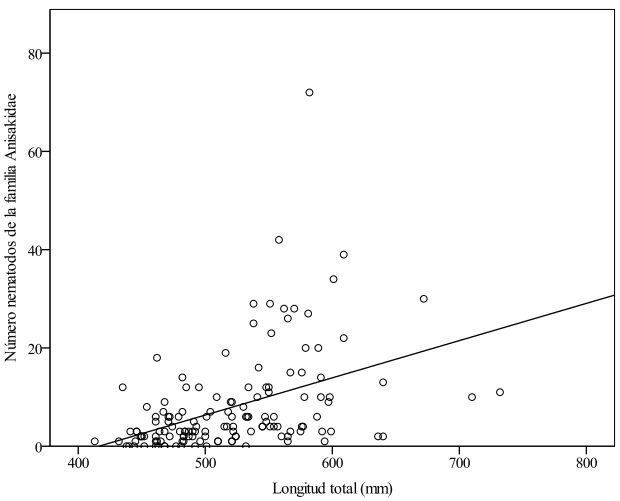


Figura 1. Correlación lineal entre el número de nematodos de la familia Anisakidae y la longitud total de *Merluccius merluccius* del Golfo de León. (y = 0,0758x - 31,535; n = 139, R^2 = 0,186, P < 0,001).

Aunque en el presente estudio, los indicadores de la condición (Le Cren, índice hepatosomático, contenido lipídico) de la merluza no se han visto afectados negativamente por el parasitismo (tipo de parásito, prevalencia o intensidad), la presencia del cestodo *Clestobothrium crassiceps* en *Merluccius merluccius* se relaciona positivamente con el índice hepatosomático (P < 0,05). Los individuos infestados presentan un índice hepatosomático mayor que los no infestados en todas las estaciones del año (Figura 2).

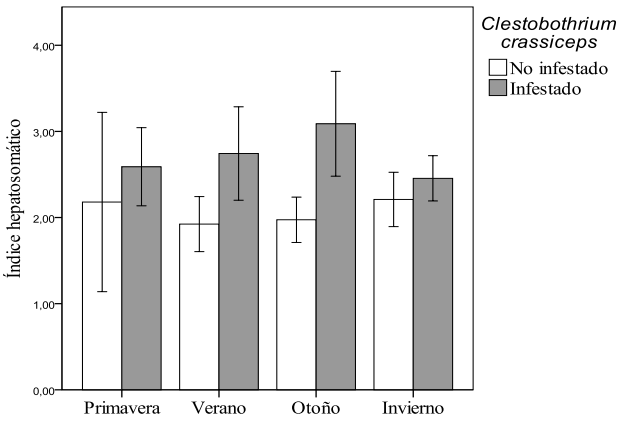


Figura 2. Media del índice hepatosomático de *Merluccius merluccius* del Golfo de León infestado o no por el cestodo *Clestobothrium crassiceps* en cada estación del año. Las barras representan el error típico de la media.

En general, los acantocéfalos y los platelmintos intestinales (cestodos y trematodos digeneos) se aprovechan de las enzimas digestivas de sus huéspedes para absorber directamente a través de su tegumento los nutrientes. Probablemente, la presencia de este tipo de parásitos induzca a los huéspedes a alimentarse más para compensar los nutrientes perdidos y de esta manera conservar la condición física. En el mismo sentido, Aquino *et al.* (2010) compararon los valores del factor de condición relativo Le Cren entre dos grupos de pacúes (*Metynnis lippincottianus*) infectados o no por diversas especies de parásitos (nematodos y/o digeneos) y concluyeron que los parásitos considerados en ese estudio no afectaban negativamente la condición de los individuos y en alguna zona incluso la relación era positiva. En cambio, Bean & Bonner, (2009) detectaron una disminución en el factor de condición de Fulton de los ciprínidos *Cyprinella lutrensis* infectados por el cestodo *Bothriocephalus acheilognathi*. Por otra parte, la infestación por ectoparásitos de ciclo directo (monogeneos, copépodos e isópodos) parece, en algunos casos, tener claros efectos negativos sobre la condición física de sus huéspedes. Algunas investigaciones pioneras en esta área (Guillaume *et al.*, 1985) demostraron que el copépodo hematófago *Lernaeocera branchialis* provocaba anemia en *Merluccius merluccius* capturado en el Golfo de León. De la misma manera, Fogelman (2009) demostró que los individuos de pez cardenal (*Cheilodipterus quinquelineatus*) infectados con el isópodo *Anilocra apogonae* presentaban una reducción del peso corporal y de los índices hepatosomático y gonadosomático. Además, parce ser que existen factores que pueden crear sinergias con los efectos negativos de los parásitos como son la contaminación (Khan, 1987) o la sobrepesca. Ésta última resultó ser un factor a considerar cuando Sala-Bozano *et al*. (2012) estudiaron dos poblaciones mediterráneas de herreras (*Lithognathus mormyrus*) infestadas con el isópodo (*Ceratothoa italica*) y descubrieron que el parásito afectaba negativamente sobre el tamaño del hígado (índice hepatosomático) únicamente en la población que recibía un mayor impacto pesquero.

En conclusión, la merluza europea (*Merluccius merluccius*) del Golfo de León presenta una fauna parasitaria que comprende

especies pertenecientes a los taxones Nematoda, Cestoda, Copepoda, Monogenea, Digenea y Acanthocephala. Todas las merluzas están infestadas, en mayor o menor medida, por algún tipo de parásito. La prevalencia de nematodos, especialmente los de la familia Anisakidae, es muy elevada (91%) y la intensidad aumenta en los individuos con un tamaño mayor. También cabe destacar la elevada prevalencia de los cestodos (77%). La condición de la merluza europea en el Golfo de León no se ve negativamente afectada por sus parásitos, sino al contrario, la presencia del cestodo *Clestobothrium crassiceps* está relacionada con un aumento del índice hepatosomático.

References

Aquino, L. H., Hideki, F., Lopes, T., Massato, R., & Cezar, G. (2010). The influence of parasitism on the relative condition factor (Kn) of *Metynnis lippincottianus* (Characidae) from two aquatic environments: the upper Parana river floodplain and Corvo and Guairacá rivers, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, *32*(1), 8386.

Barber, I. & Wright H. A. (2005). Fish physiology and behaviour: the effects of parasites. *In Fish Physiology Vol. 24, Behaviour: Interactions with Fish Physiology.* (eds. Sloman K., Wilson R. W. and Balshine S.). Elsevier/Academic Press.

Bean, M. G., & Bonner, T. H. (2009). Impact of *Bothriocephalus acheilognathi* (Cestoda: Pseudophyllidea) on *Cyprinella lutrensis* Condition and Reproduction. *Journal of Freshwater Ecology*, *24*(3), 383391.

FAO, General Fisheries Commission for the Mediterranean. (2012). *Report of the fourteenth session of the Scientific Advisory Committee. Sofia, Bulgaria, 2024 February 2012.* FAO Fisheries and Aquaculture Report, Nº 1001. Rome, FAO. 200 pp.

Fogelman, R. M., Kuris, A. M., & Grutter, A. S. (2009). Parasitic castration of a vertebrate: Effect of the cymothoid isopod, *Anilocra apogonae*, on the fivelined cardinalfish, *Cheilodipterus quinquelineatus*. *International journal for parasitology*, *39*(5), 577583.

Guillaume, C., Douëllou, L., Romestand, B., & Trilles, J. P. (1985). Influence d'un parasite hématophage: *Lernaeocera branchialis* (L., 1767) (Copépode, Pennellidae), sur les constantes erythrocytaires de son hôte *Merluccius merluccius* (L., 1758). *Revue des Travaux de l'Institut des Peches Maritimes*, *47*, 5561.

Khan, R. A. (1987). Crude oil and parasites of fish. *Parasitology today*, 3(4), 99100.

Lloret, J., Faliex, E., Shulman, G. E., Raga, J. A., Sasal, P., Muñoz, M., Casadevall, M., Ahuir-Baraja, A. E., Montero, F. E., Repullés-Albelda, A., Cardinale, M., Rätz, H. J., Vila, S. & Ferrer, D. (in press). Fish health and fisheries, implications for stock assessment and management: the Mediterranean example. *Reviews in Fisheries Science*.

SalaBozano, M., Van Oosterhout, C., & Mariani, S. (2012). Impact of a mouth parasite in a marine fish differs between geographical areas. *Biological Journal of the Linnean Society*, *105*(4), 842852.

SGMED (2011). Assessment of Mediterranean Sea stocks part 2 (STECF1114). Edited by M. Cardinale, H. J. Rätz & A. Charef. Joint Research Council-European Commission.

Shahidi, F. (2001). Extraction and Measurement of Total Lipids. *Current Protocols in Food Analytical Chemistry.* D1.1.D1.1.11.

Valero, A., LópezCuello, M. M., Benítez, R., & Adroher, F. J. (2006). *Anisakis* spp. in European hake, *Merluccius merluccius* (L.) from the Atlantic off northwest Africa and the Mediterranean off southern Spain. *Acta Parasitologica*, *51*(3), 209212.

Gills of scombrid fish as habitat: can the gill design drive the site specificity of didymozoids (Trematoda: Didymozoidae)?

Salvatore Mele[a*], Maria Grazia Pennino[b], Jacopo Culurgioni[c], David Macías[d], Piero Addis[c], Encarnación Garcia[b], María José Gómez-Vives[d], Simonetta Masala[a], Giovanni Garippa[a], Francisco Esteban Montero[e], Paolo Merella[a]

The gill of scombrid (Perciformes: Scombridae) have a design specialized for ensuring rigidity required by ram ventilation and for meeting increased oxygen demands associated with high aerobic performance (Wegner *et al*. 2010). The gills are the most parasitized organ of the body of the scombrid fish, harbouring numerous species of ectoparasites (monogeneans and copepods) and tissue parasites (didymozoids trematodes). The parasites are not randomly distributed on the gills but they seem to select a specific area of the gill tissues. Several studies deal with the distribution and the factors involved in the site selectivity of gill ectoparasites, while the same aspects concerning the didymozoids are poorly investigated even if the site specificity of these trematodes is already known (Mele *et al*. 2012).

The aim of this work is to study the distribution and its potential functional origin of didymozoid parasites on the gills of six scombrid species from the western Mediterranean Sea.

Parasites were collected from the gills of six scombrid species: five tunas (54 specimens of *Auxis rochei*, 108 of *Euthynnus alletteratus*, 35 of *Katsuwonus pelamis*, 60 of *Thunnus alalunga* and 60 of *Thunnus thynnus*) and 59 specimens of the mackerel *Scomber colias*, sampled in the western Mediterranean Sea from 2008 to 2011. After the landings, the data of fish samples (species, size, sex) were collected, the gill excised, labelled, stored in plastic bags and frozen at – 20° C. In the laboratory the thawed samples of gills were examined by naked eye and under a stereomicroscope for metazoan parasites. The exact location of gill infections was recorded as follow: the holobranchs named as I, II, III and IV, from the anterior-external to the posterior-internal, were divided in three main parts (the arch and two hemibranchs). The arch was subdivided in five regions (A1, A2, A3, A4 and A5 from the anterior to caudal part of the gills), each containing four sub-regions (inner, upper, outer and vessels regions). Each hemibranch was divided in 15 region: five concerning the basal (B1 to B5), five the central (C1 to C5) and five the distal regions (D1 to D5) of gill filaments; each regions containing three sub-regions (inner and outer margins of filaments and area of the secondary lamellae). Parasites trematodes were stored in 70% ethanol. Prevalence and mean intensity of each parasite species were calculated according to Bush *et al*. (1997). Fisher's exact test and bootstrap test were used to evaluate differences between prevalence and mean intensities (Rozsa *et al*., 2000). The results were plotted to show the distribution of each parasite for gill area using a heat map graph and multivariate analysis.

Twenty-two species/taxa of adult didymozoids were collected from the gill tissues of host samples. Eight were in *K. pelamis*: *Atalostrophion* cf. *biovarium*, *Didymocylindrus filiformis*, *Didymocylindrus simplex*, *Didymocystis reniformis*, *Didymozoon longicolle*, *Didymoproblema fusiformis*, *Koellikeria* sp., *Lobatozoum multisacculatum*; 7 in *T. thynnus*: *Didymocystis reniformis*, *Didymocystis* sp. 3 (*sensu* Rodríguez-Marín *et al.* 2008), *Didymosulcus wedli*, *Didymosulcus* sp. 2 (*sensu* Rodríguez-Marín *et al.* 2008), *Didymosulcus* sp. 3, *Didymozoon pretiosus*, *Wedlia bipartita;*6 in *T. alalunga*: *Didymosulcus aahi*, *Didymosulcus dimidiatus*, *D. longicolle*, *Didymozoon pretiosus*, *Nematobothrium latum*, *Wedlia bipartita;* 3 in *E. alletteratus*: *Didymocystis* sp., *Didymozoon* sp., Didymozoidae gen. sp.; 2 in *S. scombrus*: *Nematobothrium filiforme* and *N. scombri;* and one in *A. rochei*: *Didymozoon auxis.* Most of the parasites showed significant difference in prevalence and mean intensity between the gill areas. According to host species, almost all the gill tissues (skin, rakers and vessel areas of gill arch and margins of gill filaments), except the secondary lamellae, were infected by a least one parasite species.

The didymozoids seem to be the only known family of trematodes specialized to infect the connective gill tissues of scombrid fish from the western Mediterranean Sea. They showed both a host specificity at the genus level and site specificity at the species level. The genus *Nematobothrium* infects only the gill of the mackerel with two species having a specific and well separated site of infection. The genus *Didymozoon* infects tunas with several species, almost all located in the inner margin of gill filaments. The genus *Didymosulcus* infects only the tunas belonging the genus *Thunnus*. Therefore the various areas of gills can be distinguished for morphological (different epithelium between arch, margin and secondary lamellae of gill filaments) and physiological (perfusion in gill filaments, food retention of rakers and epithelium of arch) features that may have played a decisive role in the speciation

[a]*Parassitologia e Malattie Parassitarie, Dipartimento di Biologia Animale, Università di Sassari, Sassari, Italy, *smele@uniss.it*
[b]*Centro Oceanográfico de Murcia, Instituto Español de Oceanografía, San Pedro del Pinatar, Spain;*
[c]*Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Cagliari, Cagliari, Italy*
[d]*Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Málaga, Fuengirola, Spain*
[e]*Unidad de Zoología Marina, Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universitat de València, Valencia, Spain*

of parasites. For example the distribution of *D. longicolle* and *D. pretiosus* that occupied the basal and central part of the inner margin of filaments could be due to the difference in morphological (e.g., the afferent arteria of the inner margin of filaments splits in two vessels, one irrigating the basal and the other the central / distal part, respectively) and physiological characteristics of these areas (e.g., the basal part is imbibed in gill environmental, while the central is in marine environmental). The exact mechanisms that drive the didymozoid larvae to infect only a specific area are still unknown, but the differences (both morpho-functional and parasitological) between areas suggest to investigate on which are the biological factors that affect the parasite to select its microhabitat in the host gills.

Research supported by the Spanish Government projects (GPM-3, GPM-4 and PARATUN AGL2010-20892) and Fondazione Banco di Sardegna 2010.

Diversity and similarity of marine fungi associated to driftwood from four geographic regions of the western coast of Portugal

Egídia Azevedo [a, b, c], Rui Rebelo [a,d], Maria Filomena Caeiro [b, c] and Margarida Barata [a, c]

Marine fungal communities associated to driftwood have been studied since the early years of marine mycology. Their ecological importance in marine ecosystems such as sandy beaches, salt marshes and mangroves lies in their ability to decompose woody substrates.

Portugal, the most western country of Europe, has a coast extending for nearly to 640 Km and a wide range of woody substrates available to marine fungi colonization.

So far, three surveys were carried out along the western coast of Portugal, characterizing the marine fungal communities associated to driftwood collected on sandy beaches (Figueira and Barata, 2007; Sridhar *et al*., 2012; Azevedo *et al*., 2012).

This study is based on the data of the works referred above, therefore including as sampling sites 13 sandy beaches distributed along 4 regions of the western Portuguese coast: Minho, Aveiro, Lisboa / Sesimbra (LS) and Vila Nova of Mil Fontes (VNMF). Afife, Carreço, Foz do Neiva and Apulia were surveyed at Minho region. Aveiro encompasses the sandy beaches of Vagueira, Mira and Costa Nova. LS region includes Rainha, Conceição, Guincho and Meco. Finally, only one beach was surveyed at VNMF. Besides corresponding to different geographic locations, these sandy beaches also differ on abiotic factors.

In our present study, out of 598 driftwood samples were analyzed, corresponding to the total of samples that had been collected for the detection of marine fungi. The two main objectives are: to characterize the marine fungal communities in terms of percentage of occurrence and taxonomic level and to compare the diversities and similarities of the detected marine mycota among the established regions.

The data were analyzed per region and for the ensemble of the studied regions. Percentage of occurrence of each taxon, average number of fungi per sample and percentage of colonization of the collected samples were calculated according to Figueira and Barata (2007). Based on the percentage of their occurrence, the taxa were classified as "very frequent" (>10 %), "common" (5-10%) and "rare" ($1\% \leq x < 5\%$) as suggested by Alias *et al*. (2010). The diversity indices determined were Richness (S) Shannon (H´) and Evenness (E). Shannon indices were compared by means of the t-test as proposed by Hutcheson (Zar 1999). The Sorenson index was applied to evaluate the similarities between the mycota of each pairwise regions . A cluster analysis was made using the statistic programme.

Eighty two taxa were detected for the ensemble of the regions and 3 species were common: *Corollospora maritima*, *Lignincola laevis* and *Pheosphaeria orae-maris*. Seven taxa were classified as very frequent: *Arenariomyces trifurcatus, Bactrodesmium linderii, Corollospora maritima, Corollospora puchella, Dryosphaera navigans, Halosphaeriopsis* sp.

The fungal communities associated to the driftwood collected presented members of the Ascomycota, anamorphic fungi and Basidiomycota being Halosphaeriales the major representative order detected.

Considering the results of percentage of occurrence per region, Minho, Aveiro, LS and VNMF regions presented respectively 13, 7, 2 and 1 species classified as very frequent.

Fungal richness achieved the highest value at LS region with 39 taxa and the lowest value at VNMF with 20 taxa.. Aveiro and Minho achieved values of 33 and 30 taxa, respectively.

LS region presented the highest value of Shannon index (3.13) being that difference statically significant when compared to Minho and Aveiro regions. The lowest value of fungal diversity was achieved for Aveiro region (2.13). Southern regions have higher values of sea water temperature when compared to the northern ones, thus influencing the fungal diversity index (H´).

The highest values of Sorenson index were achieved for Minho / Aveiro (0.48) and LS / VNMF (0.41). The lowest values were reached for Minho / VNMF and Minho /LS (0.12).

These results show that nearly located regions present higher similarity of marine mycota than far away regions and highlight the influence of the geographic location on the composition of marine fungal communities.

References

Alias SA, Zainuddin N, Jones EBG. 2010. Biodiversity of marine fungi in Malaysian mangroves. Bot Mar 53 (6):545-554. doi: 10.1515/BOT.2010.066

Azevedo E, Rebelo R, Caeiro MF and Barata M. 2012. Mycologia 104(3)

Figueira D, Barata M. 2007. Marine fungi of two sandy beaches in Portugal. Mycologia 99 (1):20-34.

Sridhar KR, Karamchand KS, Pascoal C, Cássio F. (2012) Assemblage and diversity of fungi on wood and seaweed litter of seven Northwest Portuguese beaches. In: Biology of Marine Fungi - Marine Molecular Biotechnology. Raghukumar C (Ed). Springer, Germany. pp. 209-228

ZAR, JH. 1999. Biostatistical Analysis. Fourth edition. Prentice Hall, New Jersey.

[a] *Centro de Biologia Ambiental (CBA) (egazd@hotmail.com)*
[b] *Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) (egazd@hotmail.com)*
[c] *Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Vegetal, Edifício C2, 4º Piso, Campo Grande 1749-016 Lisboa, Portugal (egazd@hotmail.com)*
[d] *Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Animal, C2, 3ª Piso, Campo Grande 1749-016 Lisboa, Portugal*

Efectos de la salinidad sobre el crecimiento, la fluorescencia de clorofila y el *drift* de la microalga bentónica *Cylindrotheca closterium*

Sonia Romero-Romero[a], Cristiano V.M. Araújo[b], Lúcio Lourençato[b], Ignacio Moreno-Garrido[a], Julián Blasco[a], Matilde Moreira-Santos[b], Rui Ribeiro[b]

En el presente trabajo se evaluó el efecto de la salinidad sobre el crecimiento poblacional, la fluorescencia de clorofila y el *drift* (desplazamiento pasivo en la corriente de agua) de *Cylindrotheca closterium*. *C. closterium* es una microalga bentónica que habita zonas estuarinas formando parte del microfitobentos. Entre los factores de estrés que pueden afectar a la especie *C. closterium* se encuentran los cambios de salinidad. En una primera fase, estos efectos se evaluaron en base al crecimiento poblacional en ensayos de toxicidad estándar realizados en matraz. Las células de *C. closterium* fueron expuestas a diferentes salinidades, que variaron de 37 (control) hasta 5, durante 72 h, bajo condiciones controladas temperatura y luz constante. El *drift* y la fluorescencia de clorofila se midieron simultáneamente como marcadores de exposición al estrés. Para ello se diseñó y construyó un sistema de flujo continuo (Figura 1) que permitiera examinar la capacidad de *C. closterium* de evitar los efectos de la salinidad mediante el *drift*. El sistema estaba compuesto de 3 compartimentos interconectados de 35 mL cada uno. Los dos compartimentos iniciales fueron usados para reducir la turbulencia del agua y evitar el arrastre de las microalgas colocadas en el tercer compartimento. Un flujo de agua constante de 480±15 mL min^{-1} era generado mediante una bomba contenida en un recipiente donde era recogida el agua una vez salía del sistema, creando así un circuito cerrado y continuo. La entrada de agua de la bomba fue cubierta con un filtro de 5 µm de luz de malla para evitar que las microalgas que realizaban *drift* retornaran al sistema. El circuito contenía 500 mL de agua de mar filtrada a la que se añadió medio f/2 y silicatos. Seis horas antes del inicio del ensayo se colocaban las microalgas, con una concentración de 10^4 células mL^{-1}, en el tercer compartimento del sistema para garantizar que estas decantaran en el fondo. A continuación el sistema era puesto en marcha durante 12 h y en oscuridad para evitar el crecimiento de la población de microalgas. Se realizaron ensayos a diferentes salinidades (37, 30, 24, 19, 15, 12 y 9) que fueron repetidos cuatro veces en el tiempo. El número de células que hizo *drift* fue determinado en función de la fluorescencia de clorofila de modo que ambas respuestas, *drift* y reducción en la fluorescencia de clorofila fueron integradas en una misma medida. Los datos de inhibición de crecimiento indican que la salinidad que causa una reducción en la población del 50% (ES50) fue de 19±4; por otro lado la ES50 calculada a partir del sistema de *drift* integrando la fuga y la fluorescencia de clorofila fue de 15±3. Los resultados del estudio mostraron que un descenso de la salinidad provoca una disminución en el crecimiento de *C. closterium*, además produce una disminución en la fluorescencia de clorofila y desencadena la respuesta de *drift.*

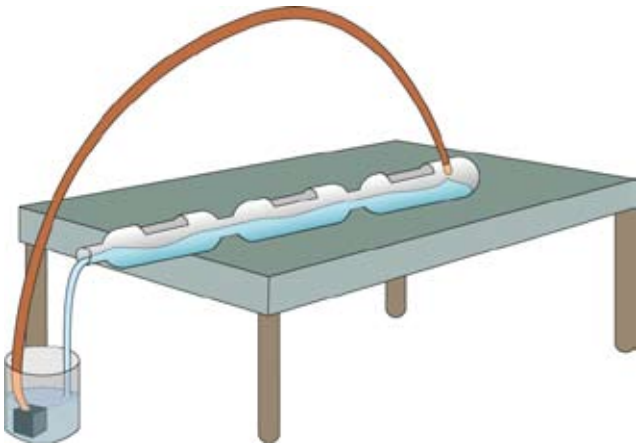


Figura 1. Dibujo esquemático del sistema elaborado para los ensayos de drift.

[a]Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (CSIC), Campus Universitario Río San Pedro s/n, 11510, Puerto Real, Cádiz, España (sonia.romeroromero@alum.uca.es)
[b]IMAR-Instituto do Mar, Departamento de Zoologia, Universidade de Coimbra, Largo Marquês de Pombal, 3004-517, Coimbra, Portugal.

Spatial variation of solar radiation (PAR and UVR) and temperature in subtidal beds of *Gelidium corneum* (Eastern Cantabrian Sea) and its relationship to biochemical variables

Endika Quintano[a*], Unai Ganzedo[a], Nahiara Muguerza[a], Isabel Díez[a], Alberto Santolaria[a], Félix L. Figueroa[b], José María Gorostiaga[a]

In the last two decades (1990-2010) several biological shifts have been detected in the Basque coast. Among these changes, the most remarkable is the decrease or even disappearance of subtidal *Gelidium corneum* beds in some locations along the coast (Díez *et al*., 2012). This canopy-forming species showed stress symptoms such as partial frond yellowing and an unusual branch breakdown pattern (Díez *et al*., 2012). Frond yellowing is usually related in species of *Gelidium* with typical summer conditions including high temperature and irradiance levels and nutrient depletion (Santelices, 1991; Rico & Fernández, 1996). In recent studies in the southern Bay of Biscay a decrease of primary productivity has been detected (Llope *et al*., 2007; Valdés *et al*., 2007). Particularly in the Basque coast a significant decrease of spring and summer rainfall (Díez *et al*., 2012) and a reduction of pollution (Díez *et al*., 2010) have occurred in the last three decades. This may have contributed to the increase in water transparency and thus be exposed the populations of *G. corneum* to increased light and nutrient stress. In order to relate physical variables to these biological variations, spatial pattern of *in situ* solar daily irradiance (UVR and PAR) and water temperature were measured in the coastal waters together with several biochemical variables in *G. corneum* as stoichiometry (C:N), antioxidant (ABTS assay) and photoprotector-antioxidant substances (MAAs, mycopsorine-like amino acids).

Five locations were randomly selected, each one represented by two sites. In each site temperature and radiation sensors were placed at 5m depth recording data during the summers of 2010 and 2011. For biochemical analysis, in each site three replicates of *G. corneum* were randomly collected in five different times during summer of 2010.

Water temperature was not significantly different among the locations. In contrast, underwater daily irradiance was significantly different in some locations (Fig.1). Those *G. corneum* populations submitted to a higher radiation (Kobaron, Ea, Lekeitio) presented lower internal N content (higher C:N ratio) and lower antioxidant activity. In contrast, those populations subjected to lower radiation (Gorliz, Ogoño) with not external stress symptoms showed significant higher N content and antioxidant activity. Therefore, two different groups were distinguished according these two variables (Fig. 2). The content of MAAs was not different among the different locations.

Although the sea-surface temperature (SST) has increased in the last three decades (Goikoetxea, 2009; González *et al.*, 2010; Díez *et al*., 2012), it seems to be a homogenous rising along the coast of Bizkaia because the temperature ranges registered in this study did not present significant differences between locations. Therefore, the changes and stress symptoms undergone by several *G. corneum* populations at the Basque coast may not be totally explained by this water warming. Despite of solar radiation flux has not changed in the last decades at the Basque coast (Díez et al., 2012), the patterns observed in this study might be as a result of more local shifts, such as water transparency. Gorliz and Ogoño are under the influence of slightly nutrient enriched waters from the *Butrón* (Mungia) and *Urdaibai* (Gernika) estuaries respectively, presenting more turbid waters and extra load of nutrients. As the effects of solar radiation in aquatic ecosystems are strongly dependent on the optical properties of water column, those populations less exposed to solar radiation presented better physiological level. Macroalgae with high internal N content suffers less photoinhibition than those with low N content (high C:N) due to its high both photosynthetic capacity and energy dissipation and stimulation of photoprotection mechanisms (Korbee *et al*., 2005; Figueroa *et al*., 2010). The extra input of nutrients from the estuary may supply the hypothetical decline in nutrient availability in Basque coast waters. The latter could be related to the significant decrease in spring and summer rainfall occurred in the last three decades at the Basque coast (Díez *et al.*, 2012) with a reduction of the runoff from land or a decreases in upwelling intensity and an increase in the period of summer stratification such it has been reported in other areas of Cantabrian Sea (Llope *et al*., 2007). Thus, a gradual increase in water transparency could have occurred in the other three locations (Kobaron, Ea, Lekeitio) from open coast, with a negative impact on *G. corneum* beds. In conclusion, stoichiometry and antioxidant activity may be regarded as good indicators of the physiological stress level of *G. corneum* beds, explaining the unequal response of the *G. corneum* populations to changing environmental conditions.

[a]*Dept. of Plant Biology and Ecology, Fac. of Science and Technology, Univ. of the Basque Country, Box 644, E-48080 Bilbao, Spain (endika.quintano@ehu.es)*
[b]*Dept. of Ecology, Fac. of Sciences, University of Málaga, E-2901 Málaga, Spain.*

References

Díez, I., Santolaria, A., Gorostiaga, J.M. 2010. Different levels of macroalgal sampling resolution for pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1779-1789.

Díez, I., Muguerza, N., Santolaria, S., Ganzedo, U., Gorostiaga, J.M., 2012.

Climatic warming and seaweed assemblage changes on the eastern Cantabrian Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*: 99: 108-120.

Figueroa, F. L., Israel, A., Neori, A., Martínez-Malta, E.J., Inken, S., Marquardt-Abdala, R., Korbee, N., 2010. Effect of nutrient supply on photosynthesis and pigmentation to short-term stress (UV radiation) in *Gracilaria conferta* (Rhodophyta). *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1768-1778.

Goikoetxea, N., Borja, A., Fontán, A., González, M., Valencia, V., 2009. Trends and anomalies in sea-surface temperature, observed over the last 60 years, within the southeastern Bay of Biscay. *Continental Shelf Research* 29: 1060-1069.

González, M., Fontan, A., Borja, A., Del Campo, A., Esnaola, G., Ferrer, L., Goikoetxea, N., Mader, J., Uriarte, A., Valencia, V., 2010. Trend analysis of multidecadal datasets of air and sea surface temperatures within the southeastern Bay of Biscay. *Thalassas* 26 : 23-31.

Korbee, N., Huovinen, P., Figueroa, F.L., Aguilera J., Karsten, U., 2005. Availability of ammonium influences photosynthesis and the accumulation of mycosporine-like aminoacids in two *Porphyra* species (Bangiales, Rhodophyta). *Marine Biology* 146: 645-654.

Llope, M., Anadón, R., Sostres, J.A., Viesca, L., 2007. Nutrients dynamics in the southern Bay of Biscay (1993–2003): Winter supply, stoichiometry, long-term trends, and their effects on the phytoplankton community. *Journal of Geophysical Research* 112 (C07029).

Rico, J.M., Fernández, C., 1996. Seasonal nitrogen metabolism in an intertidal population of *Gelidium latifolium* (Gelidiaceae, Rhodophyta). *Eur. J. Phycol*. 31: 149-155.

Santelices, B. 1991. Production ecology of *Gelidium*. *Hydrobiologia* 221: 31-44.

Valdés, L., Peterson, W., Church, J., Brander, K., Marcos, M., 2009. Our changing oceans: conclusions of the first International Symposium on the Effects of climate change on the world´s oceans. *ICES Journal of Marine Science* 66: 1435-38.

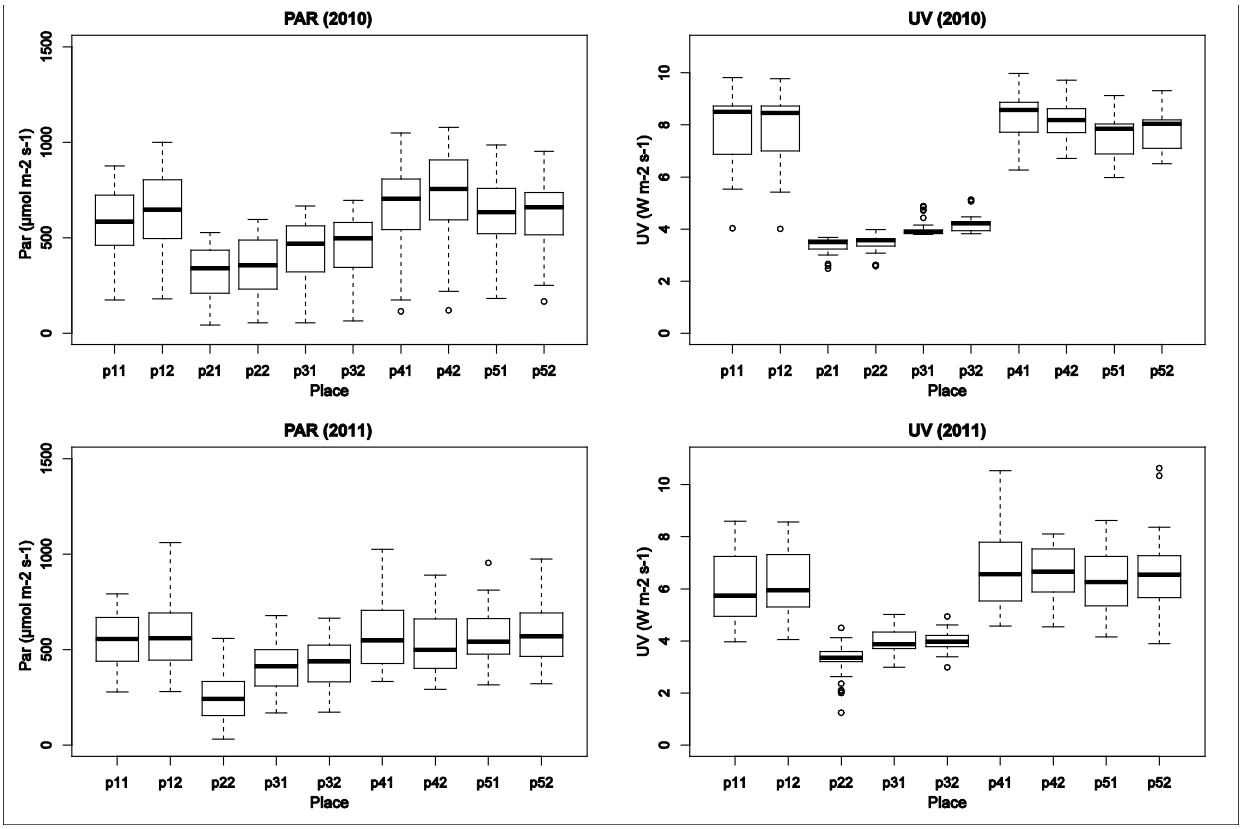


Figure 1. Solar radiation records (PAR and UVR) for the years 2010 and 2011 according variation in locations (p1:Kobaron; p2:Gorliz; p3:Ogoño; p4:Ea; p5:Lekeitio) and sites (second digit for the location label: 1 and 2). Boxplot diagrams show the upper quartile ($q_{0.75}$) of the solar radiation. Dashed lines represent standard deviations and thick horizontal lines as the median.

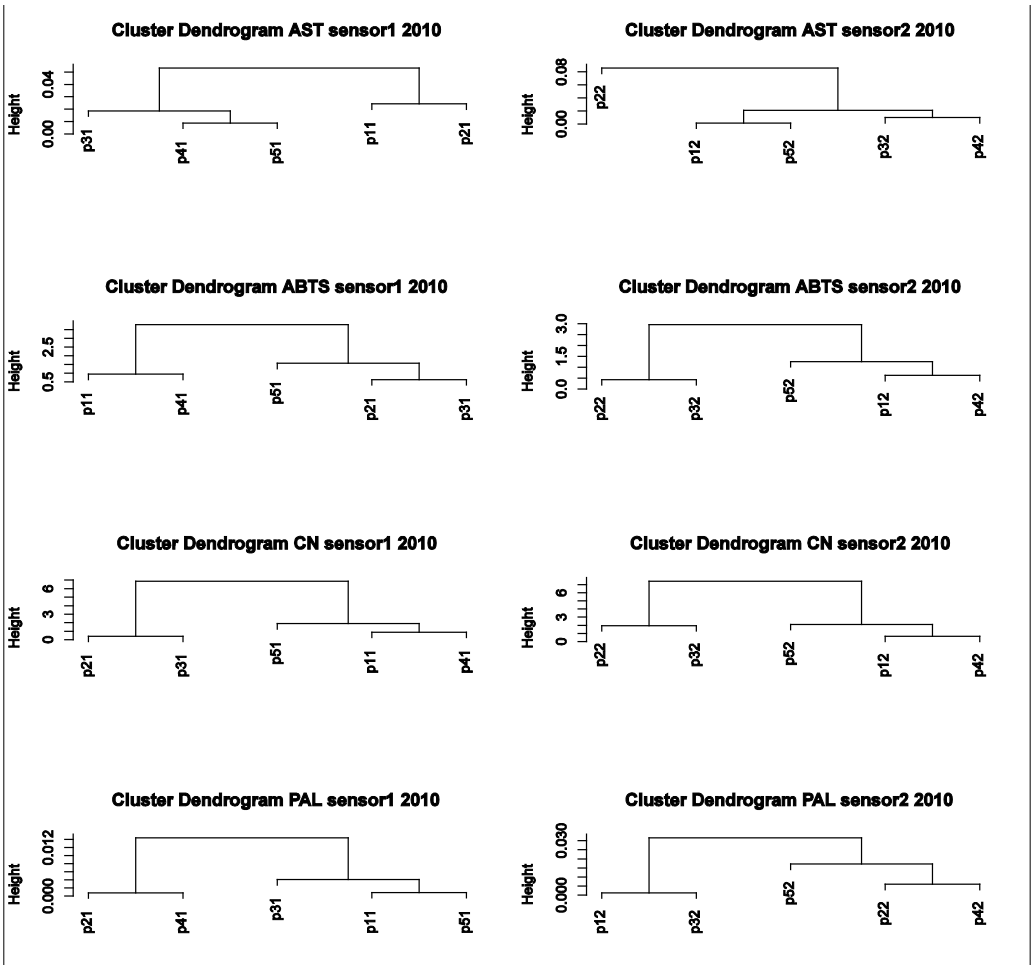


Figure 2. Cluster diagram for C/N ratio (%), ABTS determination (IC50; mg DW/ml) and Mycosporine-like amino acid (MAAs: AST Asterine 330, PAL Palythine) values for locations (p1:Kobaron; p2:Gorliz; p3:Ogoño; p4:Ea; p5:Lekeitio) and sites (site 1: left block, and site 2: right block in figure) in year 2010.

Efectos de la erupción submarina en la isla de El Hierro sobre la abundancia, morfología y fotosíntesis en macroalgas intermareales.

Séfora Betancor[a*], Fernando Tuya[a], Félix L. Figueroa[b], Ricardo Haroun[a]

El aumento de CO_2 en atmosfera está causado la acidificación de las aguas y de acuerdo a modelos climáticos se espera a final de este siglo una reducción del 0.3-0.4 unidades de pH en el océano. Estos cambios afectarán a organismos calcáreos incluyendo macroalgas pero también el incremento de la disponibilidad de CO_2 puede producir un aumento de la actividad fotosintética en algas que no cuentan con mecanismos de concentración de carbono (Mercado, 2008). Las zonas costeras con chimeneas volcánicas son un excelente laboratorio natural para evaluar el impacto de la acidificación sobre las comunidades bentónicas ya que en un área relativamente pequeña se producen gradientes de pH donde encontramos los cambios de pH esperados para todas las zonas costeras del mundo por el cambio climático. El Hierro, situada en el extremo suroeste del archipiélago canario experimentó procesos eruptivos submarinos desde octubre de 2011 hasta marzo de 2012 tras un largo periodo de actividad sísmica que comenzó el 16 de julio de 2011 lo cual brindó una excelente oportunidad para evaluar in situ el impacto de un evento de acidificación. A partir del 12 de octubre de 2011 se comenzó a observar una coloración verde del agua de mar y una gran desgasificación lo que indicó la ocurrencia de una erupción submarina.

El objetivo de este estudio fue evaluar los efectos del evento eruptivo producido en la Isla de El Hierro (Islas Canarias, Atlántico oriental) en noviembre de 2011 sobre la abundancia, fotosíntesis, contenido en fenoles y actividad antioxidante de dos algas pardas, *Padina pavonica* y *Lobophora variegata,* que habitan en plataformas rocosas intermareales. Se seleccionaron dos localidades adyacentes al punto de erupción como representativas a la zona afectada por el evento eruptivo, otra localidad situada en la isla de Gran Canaria, con características biogeográficas similares, fue empleada como zona de control por la imposiblidad de encontrar una zona control en la misma Isla del Hierro ya que toda la isla se vio influenciada, en mayor o menor medida, por la erupción. Se tomaron medidas para distintas horas del día en las 3 localidades y para dos tiempos, uno durante la erupción submarina (Noviembre de 2011) y otro posterior a la finalización del evento eruptivo(Marzo 2012). La temperatura, pH, salinidad y oxígeno disuelto se midieron mediante la sonda multiparamétrica HI-9828 (Hanna Instrument, USA) y la irradiancia mediante un sensor PAR plano (Licor 189) conectado al radiómetro LI-1000 (Li-cor, USA). La actividad fotosintética fue estimada mediante la fluorescencia *in vivo* de la clorofila asociada al fotosistema II: rendimiento óptimo (Fv/Fm) y capacidad fotosintética (ETR) empleando el fluorímetro Diving-PAM (Walz GmbH, Alemania). Se determinó la abundancia de las macroalgas tomando el porcentaje de cobertura en cuadrados de $50cm^2$, siguiendo procedimientos estándar del punto cuadrado (Tuya *et al*. 2006). También se tomaron muestras para análisis de fenoles según método de Folin-Ciocalteu (Folin y Ciocalteu, 1927), actividad antioxidante mediante el método basado en la reducción del radical libre estable DPPH(1,1-difenil-2-picrilhidracil) (Blois, 1958) y pigmentos fotosintéticos extraídos en acetona al 90% y cuantificados según el método de Ritchie (2008).

Durante el evento eruptivo submarino el pH disminuyó, la temperatura y salinidad aumentaron, recuperándose a valores normales tras finalizar la erupción. Se encontró también un aumento del pH en la localidad control, probablemente debido a fluctuaciones estacionales (Middelboe y Hansen, 2007). La temperatura, salinidad y OD muestran valores sensiblemente más bajos posteriores a la erupción, excepto para la localidad control donde apenas se muestra cambio. La abundancia nos revela diferencias que no siguen un patrón de localidad a localidad, enmascarando posibles resultados producidos por el efecto del volcán, explicando así la gran variabilidad natural que encontramos.

Los resultados de abundancia muestran que la cobertura de *Lobophora variegata* y *Padina pavonica* fluctúa en el tiempo siguiendo patrones diferentes de localidad a localidad y enmascara diferencias consistentes en la cobertura entre localidades afectadas y áreas de control en el tiempo.

El contenido de fenoles disminuye a lo largo del día con mínimos al mediodía durante el episodio de erupción submarina tanto para *Padina pavonica* como para *Lobophora variegata*, mostranto un patrón contrario una vez finalizado el evento eruptivo. En general se obtienen valores superiores para *L. variegata* que para *P. pavonica* y también valores más altos durante la erupción submarina. La actividad antioxidante fue mayor (valores más bajos en EC50) en las muestras de algas con un contenido mayor de fenoles. La actividad antioxidante permanece constante o disminuye a lo largo del día. La actividad antioxidante bajó durante el evento de erupción submarina especialmente en *Padina pavonica*.

Los datos obtenidos para fenoles y actividad antioxidante nos revelan que se produce una pérdida de protección fenólica,

y por lo tanto una disminución de la actividad antioxidante en ambas macroalgas a lo largo del dia, como se ha observado en experimentos de manipulación de niveles de CO_2 y pH en plantas acuáticas. (Arnold *et al*. 2012). Observamos pues que una

[a] *Centro de Biodiversidad y Conservación (BIOGES) Departamento de Biología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017. Las Palmas de Gran Canaria. (SPAIN) (* sefora.betancor@gmail.com)*
[b] *Departamento de Ecología. Faculta de Ciencias. Universidad de Málaga, 29071,Málaga (SPAIN)*

vez finalizado el proceso eruptivo los valores se normalizan y a mayores irradiancias encontramos mayores concentraciones de fenoles como es de esperar en algas expuestas a alta irradiancia con sistemas de fotoprotección (Abdala *et al*. 2006). También se observa mayores valores de fenoles para *L. variegata* que para *P. pavonica,* lo que nos lleva a relacionar este fenómenos con la localización de *L. variegata* en el intermareal, ya que es un alga de hábitat esciafilo.

En la mayoría de las localidades incluida las no afectadas por la erupción submarina el contenido de pigmentos fotosintéticos de Cla, Cl c1+c2 y carotenos fue mayor en las muestras de noviembre que en las de marzo por lo que se atribuye a variaciones estacionales de irradiancia o disponibilidad de nutrientes pero no al evento eruptivo . El mayor contenido de pigmentos se alcanzó en las algas de la localidad de La Restinga muelle. Encontramos diferencias significativas entre localidades evidenciándose un posible "efecto muelle" (mayor nivel de nutrientes y mayor turbidez) en la localidad de La Restinga Muelle. No se encontraron diferencias significativas en el rendimiento óptimo (Fv/Fm) y capacidad fotosintetica tanto para *P.pavonica* como para *L. variegata.* Al igual que en el caso de los pigmentos fotosintéticos, se observan valores más altos en noviembre que en marzo por lo que las diferencias entre meses se atribuye a los cambios estacionales en variables ambientales que afectan a la fotosíntesis como irradiancia, temperatura y nutrientes.

El estado fisiológico de ambas macroalgas no se vio afectado por el proceso eruptivo, ya que se mantienen valores altos de rendimiento óptimo y capacidad fotosintética como se ha observado en algas que crecen en fondos marinos con emisiones gaseosas provenientes de actividad volcánica submarina (Hall-Spencer *et al*. 2008).

Bibliografía

Abdala-Diaz, R., A. Cabello-Pasini, E. Pérez-Rodríguez, R. Conde-Álvarez and F.L. Figueroa. 2006. Daily and seasonal variations of optimum quantum yield and phenolic compounds in *Cystoseira tamariscifolia* (Phaeophyta). Mar. Biol. 148:459-465.

Arnold, T., Mealey, C., Leahey, H., Whitman Miller, A. and Hall-Spencer, J. 2012. Ocean Acidification and the Loss of Phenolic Substances in Marine Plants. PLoS ONE 7(4): e351 07

Blois, M. 1958. Antioxidant determinations by the use of a stable free radical. Nature 181, 1199-1200

Crook, E.D., Potts, D., Rebolledo-Vieyra, M., Hernandez, L. and Paytan, A. 2011. Calcifying coral abundance near low-pH springs: implications for future ocean acidification. Coral Reefs 31:239-245

Denman, K., Christian, J.R., Steiner, N., Pörtner, H.O. and Nojiri, Y. 2011. Potential impacts of future ocean acidification on marine ecosystems and fisheries: current knowledge and recommendations for future research. Journal of Marine Science 68(6):1019-1029

Folin, O. and Ciocalteu, V. 1927. On tyrosine and tryptophane determinations in proteins. Journal biological chemistry 73:627-650

Hall-Spencer, J., Rodolfo-Metalpal, R., Martin, S., Ransome, E., Fine, M., Turner, S.M., Rowley, S.J., Tedesco, D. and Buia, M.C. 2008. Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. Nature 454:96-99

Kerrison, P., Hall-Spencer, J., Suggett, D., Hepburn, L. and Steinke, M. 2011. Assessment of pH variability at a coastal CO_2 vent for ocean acidification studies. Estuarine, Coastal and Shelf Science 94:129-137

Martin, S., Rodolfo-Metalpa, R., Ransom, E., Rowley, S., Buia, M.C., Gattuso, J.P. and Hall-Spencer, J. 2008. Effects of naturally acidified seawater on seagrass calcareous epibionts. Biology Letters 4: 689-692

Mercado, J.M. (2008). Effects of the acidification on photosynthesis and growth of marine algae: a reappraisal of the laboratory data and their applicability to the natural habitats. In : Algae, nutrition, pollution control and energy sources edited by N. Hagen, pp1-20 Nova Science Publishers

Middelboe, A.L. and Hansen, P.J. 2007. High pH in shallow-water macroalgal habitats. Marine Ecology Progress Series 338: 107-117

Nolasco, D., Padrón, E., Melián, Dionis, S., Rodríguez, F., Padilla, G., Hernández, P.A., Pérez, N.M. and Sumino, H.2012. The 2011 El Hierro submarine eruption, Canary Islands: chemical and isotopic evidence in dissolved gases of seawater. Geophysical Research Abstracts 14, EGU12608

Porzio, L., Buia, M.C. and Hall-Spencer, J. 2011. Effects of ocean acidification on macroalgal communities. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 400:278– 287

Riebesell, U. 2008. Acid test for marine biodiversity. Nature 454:46-47

Ritchie, R. Universal chlorophyll equations for estimating chlorophylls a, b, c, and d and total chlorophylls in natural assemblages of photosynthetic organisms using acetone, methanol, or ethanol solvents. Photosynthetica 46(1):115-126

Semesi, I.S., Beer, S. and Björk, M.2009. Seagrass photosynthesis controls rates of calcification and photosynthesis of calcareous macroalgae in a tropical seagrass meadow. Marine Ecology Progress Series 382: 41-47

Tuya, F. and Haroun, R. 2006. Spatial patterns and response to wave exposure of shallow water algal assemblages across the Canarian Archipelago: a multi-scaled approach. Marine Ecology Progress Series 311:15-28

Performance of the seagrass *Cymodocea nodosa* and associated biota under an experimental fertilization scenario: does clonal integration modulate responses?

Fernando Tuya[a], Harue Hernández-Zerpa[a], María A. Viera[a], Fernando Espino[a], Ricardo Haroun[a], Jorge Terrados[b]

Introduction

Seagrasses are worldwide affected by human-induced stressors; a key element to preserve seagrasses is to understand ecological responses to stressors of different intensities, promoting the ultimate understanding of changes in the functional integrity of these ecosystems. Increases in the water column nutrient levels (eutrophication) along onshore areas, particularly large, urbanized, metropolitan areas, have been pointed out as a key process negatively impacting seagrass meadows. Nutrient enrichment may not only alter recipient seagrasses and associated algae, but also affect the composition and abundance of associated faunal assemblages, though experimental evidence is rather sparse.

Seagrasses are clonal plants and, therefore, nutrients and resources are re-distributed between and within adjacent shoots; a relevant factor that can prolong seagrass performance during periods of high stress, such as after small-scale disturbances. The aim of this study was to experimentally assess the morphological response of the phanerogam *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson and its associated biota, epiphytes and epifauna, to water column fertilization, determining whether responses were modulated by the clonal integration of the plant.

Materials and methods

Nutrient levels were manipulated *in situ* through a slow-release fertilizer according to three treatments: 'large' (~ 10 to 100x), 'moderate' (~ 5 to 10x) relative to 'ambient' plots (Figure 1), with 4 plots of each treatment set up at each of two seagrass patches; all plots were left untouched at one patch, while plots in the second patch were isolated from the adjacent shoots by sawing the clonal connection. After 15 weeks from the start of experiment (beginning on 5th March-2011), plots were destructively harvested. For each plot, we counted the number of shoots, the number of leaves per shoot and measured the length and width of 15 randomly selected seagrass leaves. We also counted the number of marks left by herbivore bites on every leaf. Seagrass epiphytes were removed from 6 leaves using a razor blade and the composition (presence of epiphytic taxa) registered. All epiphytic material and their corresponding seagrass leaves were then dry-weighted (24h at 70ºC) and the amount (load) of epiphytes (dry weight) expressed per g (dry weight) of leaf biomass. All seagrass material was further separated into above (leaves) and below-ground compartment (rhizomes and roots), and subsequently owen-dried (24h at 70ºC) to obtain dry-weight biomass measurements. Macrofaunal specimens were determined to species level, whenever possible, by means of a binocular microscope, or even in a LEICA DMLB microscope equipped with Nomarski interference.

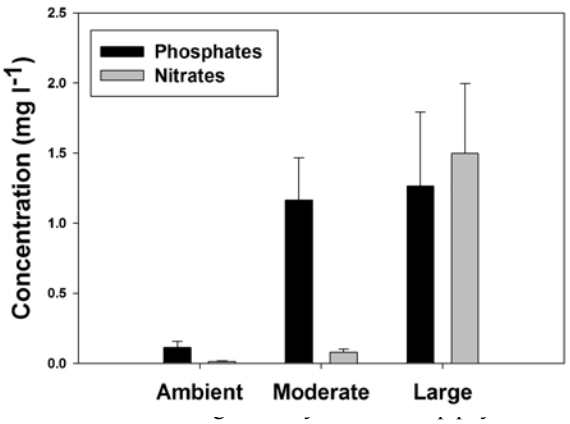


Figure 1. Nutrient concentrations (phosphates and nitrates) at ca. 10 cm from permeable (diffuser) bags within fertilized and ambient plots. Data are means + SE of 3 samples collected at each of 3 times, temporally separated by 5 weeks (n = 9).

fertilized relative to ambient plots (Figure 3), including a change in epiphytic composition between fertilization treatments (Figure 4A). Grazing bites on above-ground material increased with fertilization (Figure 5). The total abundance and species richness of epifauna were larger on 'moderate' enrichment plots relative to 'ambient' and 'large' enrichment plots (Figure 6), also causing a change epifaunal composition between fertilization treatments (Figure 4B).

[a] Centro en Biodiversidad y Gestión Ambiental, Marine Sciences Faculty, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas, Canary Islands, Spain (ftuya@yahoo.es)[b] IMEDEA, C/ Miquel Marquès, 21 - 07190 Esporles, Islas Baleares, Spain

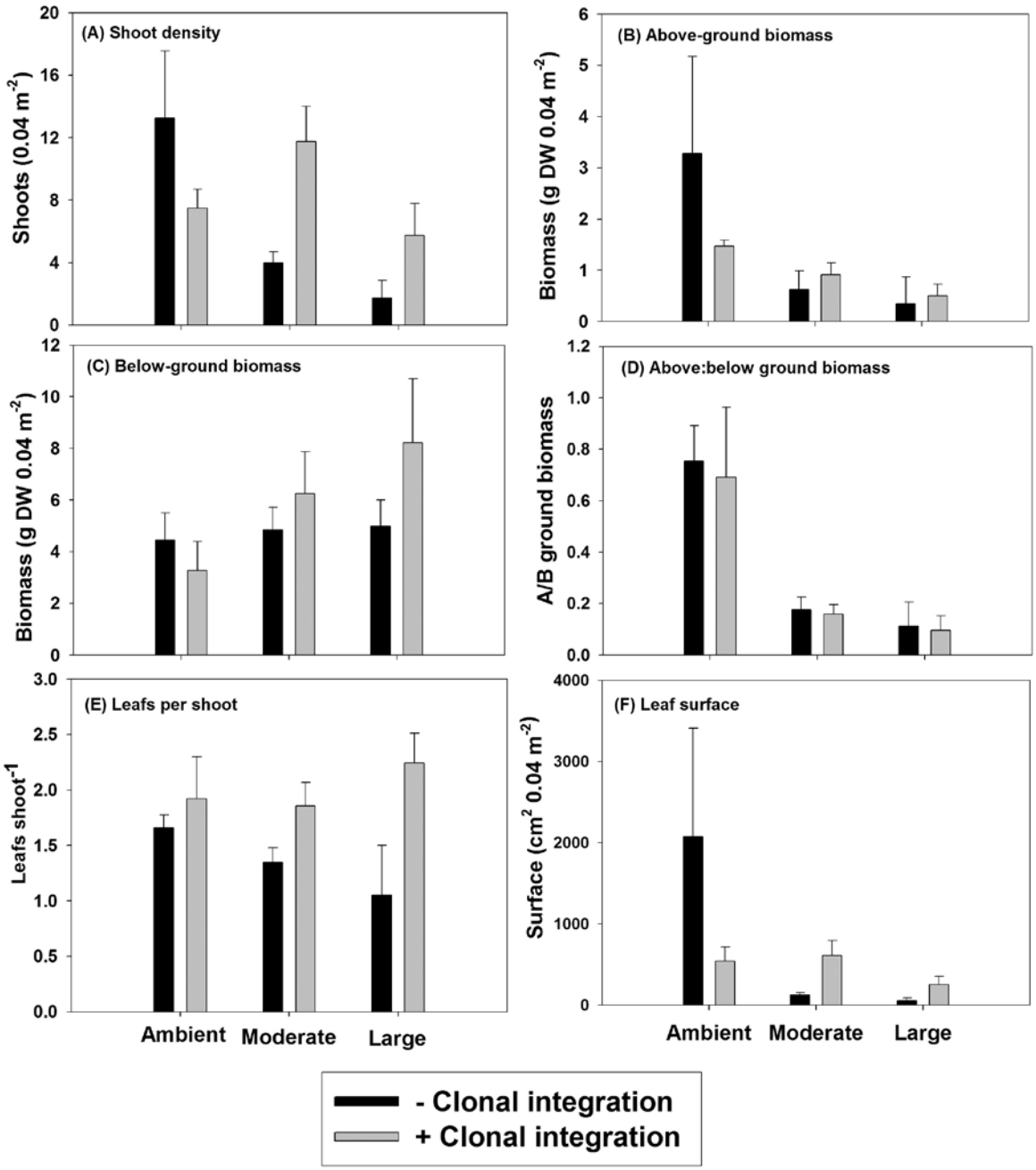


Figure 2. Seagrass morphological responses after 5 weeks of exposure to experimental fertilization treatments. Bars are + SE of means (n = 4).

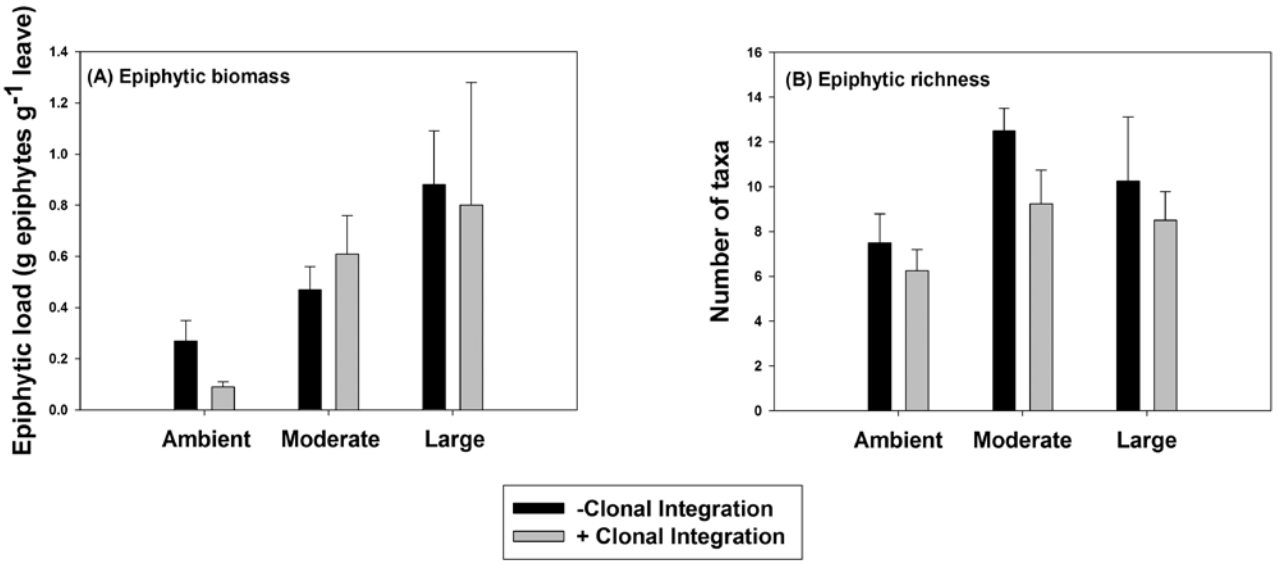


Figure 3. Epiphytic (A) load and (B) total number of taxa after 5 weeks of exposure to experimental fertilization. Bars are + SE of means (n = 4).

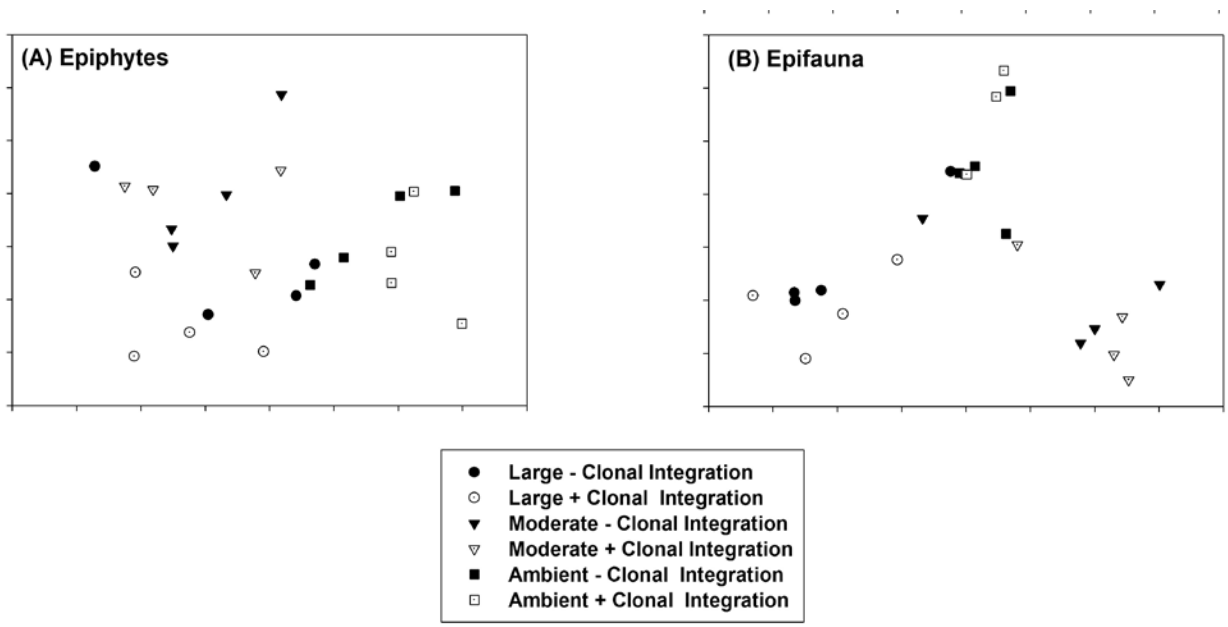


Figure 4. Constrained canonical ordination (CAP) of (A) epiphytic composition and (B) epifaunal assemblage structure showing similarities between treatments after 5 weeks of exposure to experimental fertilization.

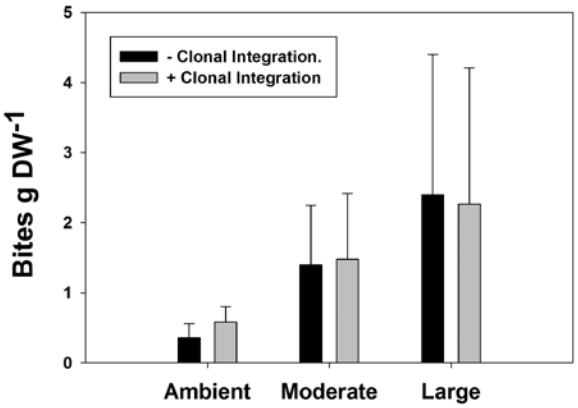


Figure 5. Intensity of grazing on seagrass leaves after 4 months of exposure to experimental fertilization treatments. Bars are + SE of means (n = 4).

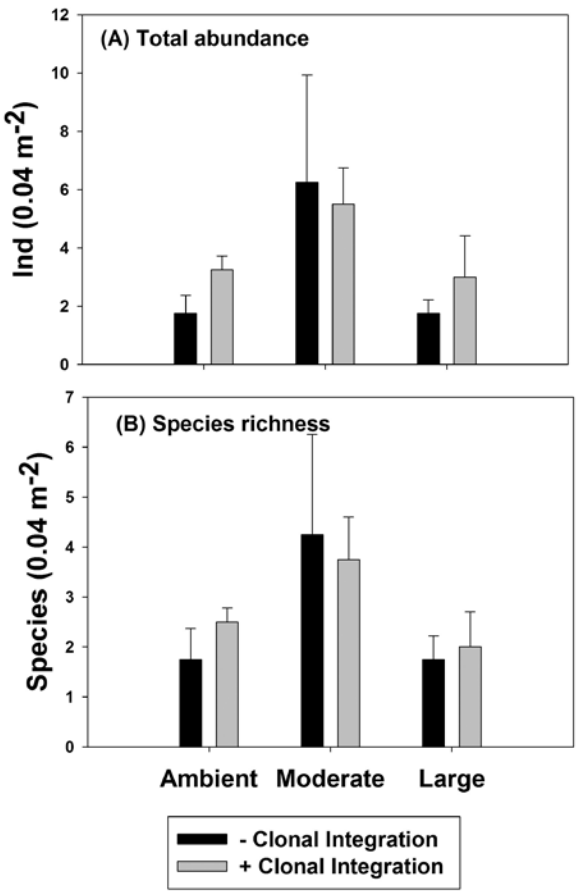


Figure 6. Epifaunal (A) total abundance and (B) species richness after 5 weeks of exposure to experimental fertilization. Bars are + SE of means (n = 4).

Dinámica del crecimiento del coral escleractinio *Oculina patagonica* en dos ambientes diferentes en la costa de Alicante

Esther Rubio Portillo[a], Andrés Izquierdo Muñoz[b], Alfonso A. Ramos Esplá[b].

El coral zooxantelado *Oculina patagonica* es una especie introducida desde Suramérica como fouling de barcos transoceánicos (Zibrowius 1974, 1992; Zibrowius y Ramos, 1983; Bitar y Zibrowius, 1997). En España, fue observado en 1972 en el puerto de Alicante (Zibrowius y Ramos, 1983) y en la actualidad se ha propagado a lo largo de toda la costa Mediterránea como consecuencia del intenso tráfico marítimo (Fine *et al.,* 2001), aumentando su abundancia en algunas áreas y localizándose tanto en zonas naturales como antropizadas.

Con el objetivo de comprender la dinámica espacio-temporal del crecimiento de dicha especie, se ha realizado el seguimiento de un total de 18 colonias mediante análisis fotográfico, desde junio de 2010 hasta diciembre de 2011, en la Reserva Marina de Tabarca y en el Puerto de Alicante.

Se tomaron fotografías de cada una de las colonias marcadas, de forma estacional, a partir de las cuales se calculó la tasa de crecimiento estacional. También se realizaron 10 fotografías aleatorias, para calcular el índice de blanqueamiento de cada época de muestreo. Por último, para poder valorar las posibles diferencias existentes en las tasas de crecimiento entre ambas localidades se midieron diferentes variables ambientales como la temperatura, tasa de sedimentación, porcentaje de materia orgánica y concentración de clorofilas en el agua.

Todas las variables ambiéntales muestran diferencias significativas ($p < 0.001$) entre las dos localidades, de forma que las temperaturas medias mensuales son superiores en el Puerto (Puerto = 20.46±4.92ºC; Tabarca = 20.25±4.97ºC;t-prueba pareada), así como la tasa de sedimentación (Puerto = 3.541±0.101 mg/cm^{2}día; Tabarca = 2.378±0.111 mg/cm^{2}día; ANOVA), el porcentaje de materia orgánica (Puerto = 27.579±1.878; Tabarca = 6.129±0.498; ANOVA) y la concentración de clorofilas (Puerto = 1.399±0.218; Tabarca = 0.22±0.016; ANOVA).

En cambio el índice de blanqueamiento no muestra diferencias significativas entre ambas localidades aunque presenta tendencias diferentes, de forma que en Tabarca el mayor índice de blanqueamiento fue registrado en septiembre de 2011 (44.44), relacionado con el aumento de la temperatura, y en el puerto en diciembre de 2010 (41.11), posiblemente relacionado con el efecto sombra provocado por la presencia de un barco en la zona de muestreo. Al analizar los índices de blanqueamiento de ambas localidades por separados podemos comprobar que en Tabarca el blanqueamiento presenta una alta correlación con la temperatura del agua ($R^2 = 0.745$ $p < 0.001$), no siendo así en el puerto. Cabe destacar que tras dichos periodos de blanqueamiento, con índices de blanqueamiento similares, todas las colonias marcadas en el puerto se recuperaron y en cambio en Tabarca la tasa de mortalidad fue de un 33%, debido al crecimiento de algas sobre las colonias necrosadas. Durante el evento de blanqueamiento de septiembre de 2011, en Tabarca, también pudimos observar ejemplares blanqueados de *Cladocora caespitosa*.

Las tasas de crecimiento se analizaron mediante un ANOVA de medidas repetidas presentando diferencias significativas ($p < 0.001$) tanto entre localidades como entre las diferentes épocas de muestreo. Las tasas de crecimiento también muestran tendencias diferentes ente localidades. Esto es debido principalmente a que existe una correlación negativa entre el crecimiento y el índice de blanqueamiento ($R^2 = -0.644$ $p < 0.01$, correlación de Pearson), disminuyendo la tasa de crecimiento significativamente tras el blanqueamiento; el cual presenta patrones diferentes en ambas localidades, como se señaló anteriormente.

Al realizar una regresión lineal entre la tasa de crecimiento registrada en la primavera de 2011, época en la cual se detecto el mayor crecimiento en ambas localidades, y el tamaño inicial de las colonias ($y = -0.001x + 0.161$; $R^2 = 0.334$; $p < 0.01$), se pudo comprobar que la tasa de crecimiento depende del tamaño de las colonias.

[a] *Dept. Ciencias Marinas y Biología Aplicada. Universidad de Alicante. 03080, Alicante, España (esther.portillo@ua.es)*
[b] *Centro de Investigación Marina (CIMAR). Universidad de Alicante - Ayuntamiento de Santa Pola, Cabo de Santa Pola s/n, Alicante, España.*

Estudio de la reproducción del Coral Mediterráneo *Cladocora Caespitosa* (Anthozoa, Scleractinia)

Clara Casado[a], Diego K Kersting[a], Susana López-Legentil[b] & Cristina Linares[a]

Para comprender la dinámica de poblaciones de los organismos marinos es fundamental conocer su biología reproductiva. Sin embargo en el caso de los corales templados, la información que se tiene sobre la reproducción, es bastante escasa. *Cladocora caespitosa* es la única especie de coral endémica del Mediterráneo capaz de formar importantes bioconstrucciones, aunque la distribución geográfica de los bancos de *C. caespitosa* ha mostrado una importante regresión debido al aumento de los impactos que amenazan los ecosistemas marinos. Una reproducción exitosa es esencial en la incorporación de nuevas colonias a la población, la colonización de nuevas áreas y la recuperación de poblaciones afectadas, tanto por perturbaciones naturales como por aquellas causadas por el hombre. Dicha información es clave para la correcta gestión y conservación de esta especie. Hasta el momento, tenemos constancia de un único estudio sobre la reproducción de este coral, realizado en el Mar Adriático (Mediterráneo Oriental), donde se describe a la especie como hermafrodita y la liberación de gametos en el mes de Junio.

Con el fin de adquirir un mejor conocimiento de esta especie, el objetivo de nuestro trabajo consiste en estudiar, mediante análisis histológicos, la biología reproductiva de *C. caespitosa*, y de este modo determinar tanto, su condición sexual (gonocórica o hermafrodita), como describir su ciclo reproductivo. Para ello se tomaron muestras de distintas localidades del Mediterráneo Occidental. La principal zona de estudio, en la que se hizo un seguimiento anual de las colonias con la intención de observar el ciclo anual, se sitúa en la Reserva Marina de las Islas Columbretes (Castellón), ya que sus fondos albergan uno de los principales asentamientos de esta especie. En el resto de áreas de muestreo, localizadas en distintos puntos del Mediterráneo Occidental, se tomaron muestras de un único mes con el objetivo de observar la existencia de una posible variabilidad geográfica en la condición sexual de dicha especie.

En cuanto a la condición sexual de *C. caespitosa*, los resultados de este estudio muestran la presencia de gónadas de un único sexo en cada pólipo y en cada colonia analizadas, es decir, que presenta una condición sexual gonocórica en todas las localidades estudiadas. Estos resultados no son coincidentes con el estudio previo realizado en el Mar Adriático, donde la especie ha sido descrita como hermafrodita. Tampoco coinciden los meses donde se observan gónadas ni el tamaño de éstas, más similares a los descritos en otra especie perteneciente a la misma familia, *Oculina patagonica,* por lo que cabría esperar que presentasen un ciclo reproductivo similar.

Dichos resultados y las contradicciones encontradas con la información previa disponible sobre la reproducción de esta especie indican la necesidad de trabajos posteriores que nos permitan ampliar el conocimiento que se tiene acerca de la biología reproductiva de *C. caespitosa*.

[a]*Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona (c.casado_@hotmail.com)*
[b]*Departamento de Biología animal, Universidad de Barcelona*

Mother care in gorgonians: the *Paramuricea clavata* and *Eunicella singularis* case study

Núria Viladrich[a], Lorenzo Bramanti[b,c] , Georgios Tsounis[b,d], Angela Martinez[b], Enrique Isla[b], Sergio Rossi[a]

Paramuricea clavata and *Eunicella singularis* are the most representative gorgonian species in hard bottoms sublittoral communities in the Western Mediterranean Sea. Distribution may be non homogeneous in these substrate, but the mechanisms involved in the presence, density of colonies and population structure are poorly understood. As an example, the distribution of these two species in the Marine Reserve of Cap de Creus to the NW of Mediterranean is asymmetrical, being the density of individuals higher in the north respect the south and the east. The variation in the quantity and quality of the food, as well as the hydrodynamics, influence the seasonal dynamics of growth rates and the reproductive cycle of suspension feeders. These factors have to be tested to better understand gorgonian distribution and the capability to recover after perturbations. In the present study, we compare on a monthly basis during almost two years (2010-2011), environmental factors (temperature, currents, gross sedimentation rates, seston quality, zooplankton concentration and lipid performance) and the response of *Eunicella singularis* and *Paramuricea clavata* populations in the north and south of Cap de Creus. We tested the "mother care", studying the gonadal output, energy storage, trophic markers and recruit survival contrasting these data with the food availability in each area. Our preliminary results showed differences in both gorgonians, especially in *Eunicella singularis*, a species which seems to be more sensitive to environmental changes reflected in the trophic markers (biochemical balance, stable isotopes and fatty acids), which seems to have a direct effect on the gonadal output. These results reflect the importance to take into consideration population fitness and the capability to release sexual products in good condition when planning the protection and management of hard bottom benthic ecosystems.

[a] *Intitut de Ciència i Tecnologia Ambientals (UAB), Campus UAB s/n, 08193 Barcelona (SPAIN) (nuria.viladrich@uab.cat)*
[b] *Instituto Ciencias del Mar (CSIC), Paseo Juan de Borbón s/n, 08039 Barcelona (SPAIN)*
[c] *Department of Biology, California State University, 18111 Nordhoff Street, Northridge, California 91330-8303 (USA)*
[d] *Leibniz Center for Tropical Marine Ecology, Fahrenheitstr 6, D-28359 Bremen (GERMANY)*

The sea fan (*Paramuricea clavata*) 'forests' near the Blanes Canyon (Spain, Northwestern Mediterranean)

Carlo Tidu[a,b], Carolina Campillo-Campbell[b], Joan Mora Crespo[c], Sergi Taboada Moreno[c,d]

The Costa Brava (Spain, Northwestern Mediterranean) is environmentally considered one of the most important areas of the Spanish Mediterranean coast due to the uniqueness and diversity of the marine natural communities that in many cases still presents an excellent state of preservation. The coast between Blanes and Tossa de Mar is emblematically considered as the beginning of the Costa Brava, being distinctive for its abrupt rocky shore line. Its sea bottom, between 50-70m deep, on the hard substrata is colonised by the Mediterranean coralligenous assemblage. This marine biocenosis is characterized by long living species, slow population dynamics and a low rate of population increase. This kind of biocenosis is included as priority habitat (EUR27:1170) in the European Community Habitat Directive.

Mediterranean coralligenous assemblages are considered amongst the Mediterranean benthic habitats of high preservation interest for their biogeographic uniqueness, in which the highly diversified physical structure leads to the presence of a high species biodiversity (Ballesteros, 2006).

Although the majority of studies and cartographies on the coralligenous biocenosis are located in the western Mediterranean subregion (Agnesi *et al*., 2009), no data exists for this area. Furthermore, the information available for this biocenosis over 40 meters deep is very poor, due to the inherent problems of deep diving.

In order to preserve and manage such a unique and fragile environment of high ecological importance, deep knowledge of the habitat is required. The first step to achieve such goal is to characterize this habitat by means of a detailed cartography with acoustic survey with side-scan sonar, and direct sampling with scuba divers. Secondly we focused our attention on the red sea fan *Paramuricea clavata,* a keystone and engineering species, which its conservation is crucial to maintain the biodiversity of the marine communities (Linares *et al*., 2008). For this keystone specie there are very few data available for populations located below 40 meters deep. This implies for example that is not known if the high mortality that affects cyclically shallower *P. clavata* populations (Cerrano et. al., 2000; Harmelin & Garrabou, 2005; Linares *et al*. ,2008), also affects deeper populations.

[a] *Tecnoambiente (carlo.tidu@tecnoambiente.com), C/Industria 550-552, 08918 Badalona (Barcelona)*
[b] *Centre Esportiu Subaquàtic de Calella – C.E.S.C., Rierany Valldenguli s/n 08370 Calella (Barcelona)*
[c] *S'Agulla, Entitat medioambiental. Carrer Abat Escarre, 28, 2º, 17300, Blanes (Girona)*
[d] *Universitat de Barcelona, Departament de Biologia Animal, Avinguda Diagonal 645, 08028, Barcelona*

The presence of the red sea fan *Paramuricea clavata* and the coralligenous biocenosis in general, in the sea bottom between Blanes and Tossa de Mar, are poorly documented and directly known only by some experienced divers from the Club Esportiu Subaquàtic de Calella (C.E.S.C.), that regularly for the last 30 years perform their dives in the area known with the name of "Gorgonias". With the information provided by the C.E.S.C. divers, a rectangular area of 5 km^2 between 50 and 70 meters depth was defined (fig. 1).

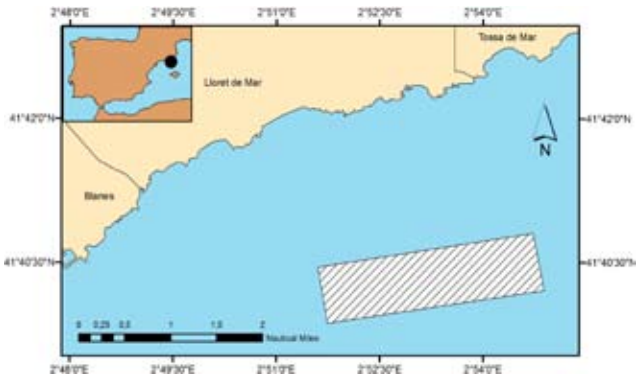


Figure 1 Study area.

The lack of information about the spatial extension, at regional and local scale, of the Mediterranean coralligenous biocenosis is partially due to the complexity involved in studying deep rocky habitats. Therefore the first step of the study has been to obtain very detailed information of the geomorphology of the sea bottom by means of a side-scan sonar (SSS). The SSS used in the survey was a Klein 3000 (double frequency: 100, 500 kHz) with a digital topside unit for the recording of the acoustic data. The acquisition software of the topside recording unit applied the geocoding to the SSS digital records, using navigation and vessel speed data supplied from the differential GPS system. A 100 kHz range signal with a range of 150 m on each side of the towfish was used. The six navigation lines performed, of 5 km long, were 160 meters apart to allow a sonographs overlapping. The total survey area was of 5 km^2, with a mean navigation speed of 3 knots. SonarWiz software (Chesapeake Technology, Inc.) was used to generate a sea bottom mosaic, with 1 m resolution, which was afterwards exported as GeoTiff, to be implemented in a geographic information system (GIS). Analysis of the SSS sonograph and sea bottom mosaic allowed the identification of rocky areas in which the coralligenous biocenosis is potentially present.

The study area was divided into 6 identical zones. The number of dives in each zone was determined by the extent of the rocky substrate detected from the SSS data. 30 dives in total were performed between 49 – 64 meters deep. In each dive a photographic inventory (by means of Canon G11 with underwater housing Ikelite) was carried out in order to characterise the community found. Secondly, if the coverage of *P. clavata* was at least of 50m long to be considered of environmental structural importance (Linares *et al*. 2008), characterisation of the population was performed: a belt of 1 x 2m (Harmelin & Garrabou, 2005) was deployed and data regarding density, height, degree of colonisation and degree of necrosed branches were gathered.

The investigation by means of the SSS, identified mainly 3 types of substrate: the first two associated with rocky bottoms: consolidated bottom and outcrops with positive well-defined contours; and the third one is associated to homogeneous sedimentary bottoms, which occupied little more than 60% of the studied area. The consolidated bottom was found to be more frequent rocky bottom, with two different morphologies: one flat or sub-horizontal surface with few edges and discontinuities and the other one with very irregular flat surface, with many edges and discontinuities occupied by detritic sediment.

The 30 dives carried out in the study area have allowed the identification of four different facies of the coralligenous biocenosis: the *P. clavata* facies, the large sponges with *Eunicella singularis* facies, the *E. singularis* with *Eunicella sp*. facies, and coralligenous platforms. In small caves or in the lower sides of coralligenous platforms facies, the biocenosis of semi-dark caves with the red coral (*Corallium rubrum*) facies have been found twice. Lastly the sedimentary bottom was classified as detritic bottom with rhodoliths (maerl).

In 10 out of 30 dives a continuous surface of at least 50 meters colonised by the red sea fan *P. clavata* were detected. This facies was mainly found in the consolidated bottom with flat or sub-horizontal surfaces with few edges and discontinuities. A total of 252 colonies of *P. clavata* were measured. The height of the colonies ranged between 6 - 112 cm, the mean height varied from 16.2 cm (± 9,5 SD) to 56.3 cm (±17,6 SD) and the density varied between 8 - 20 colonies per square meter.

The 10 dives in which *P. clavata* was found are part of four different rocky structures of the study area. The analysis of the population structure indicate that in three out of the four the distribution does not differ significantly from normality, which means that there is not a prevalence of small or large classes. Moreover a negative kurtosis was observed indicating a flat distribution, without a clear predominance of any classes.

The colonies showed a rate of epiphyte colonization that varied from 6 - 30%. The percentage of the total population of colonies with epiphyte varied from 10 - 40%. In the present study the most frequently epiphyte species found (between 30 and 60% of the epiphyted colonies) is the equinoderm *Astrospartus mediterraneus*. In the study area only in once were observed dead colonies that mounted up to 3.

The results of the present study indicate that on the seabed located between Blanes and Tossa de Mar between 49 and 64 meters deep is located an important coralligenous biocenosis, in which the facies with the red sea fan *Paramuricea clavata* is the most important. The results indicate that this species within the study area massively colonises flat or sub-horizontal surfaces resulting in a small "forest". The *P. clavata* population structure in the study area indicates that this coralligenous facies is possibly one of the most important of the western Mediterranean, since parameters such as average height of the colonies are the highest described so far. The results also show that in the study area there have been no sudden mortalities which have been observed for shallower populations, as it can be deduced from the low numbers of dead colonies found. The presence of this important coralligenous facies can be related to the proximity of the Blanes canyon and to the strong hydrodynamic flows that characterise these interruptions of the northwestern Mediterranean continental shelf (Canals *et al*., 2006; Flexas *et al*., 2008), which increase the amount of food availability (Mistri & Ceccherelli, 1994; Ribes *et al*., 1999). The results of this study are of great significance because, as recognised by the scientific community, the presence of *P. clavata* is considered critical in maintaining the organization and biodiversity in the coralligenous biocenosis.

References

Agnesi, S.; Annunziatelli, A.; Cassese, M.L.; La Mesa, G.; Mo, G.; Tunesi, L. (2009). State of knowledge of the geographical distribution of the coralligenous and other calcareous bio-concretions in the Mediterranean. MEDITERRANEAN ACTION PLAN. Ninth Meeting of Focal Points for SPAs. Floriana, Malta, 3-6 June 2009

Ballesteros, E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. Oceanographic Marine Biology Annual Review, 44: 123-195

Canals, M.; Puig, P.; Durrieu de Madron, X.; Heussner, S.; Palanques, A.; Fabres, J. (2006). Flushing submarine canyons. Nature, doi:10.1038

Cerrano, C.; Bavestrello, G.; Nike Bianchi, C; Cattaneo-Vietti, R.; Bava, S.; Morganti, C.; Morri, C.; Picco, P.; Sarà, G.; Schiapparelli, S.; Siccardi, A.; Sponga, F. (2000). A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), summer 1999. Ecology Letters, 3: 284-293

Ribes, M.; Coma, R.; Gili, J.M. (1999). Heterogeneous feeding in benthic suspension feeders: the natural diet and grazing rate of the temperate gorgonian *Paramuricea clavata* (Cnidaria: Octocorallia) over a year cycle. Marine Ecology Progress Series, 183: 125-137

Flexas, M. M., Boyer D. L., Espino, M.; Puigdefàbregas, J.; Rubio, A., Company, J.B. (2008), Circulation over a submarine canyon in the NW Mediterranean. J. Geophys. Res., 113, C12002, doi:10.1029/2006JC003998.

Harmelin, J.G. & Garrabou, J. (2005). Suivi d'une population de *Paramuricea clavata* (Risso, 1826) (Cnidaria, Octocorallia, Gorgonacea) dans le parc national de Port-Cros (Méditerranée, France) : Comparaison des états 1992 et 2004 sur le site de la Galère. Sci. Rep. Port-Cros natl. Park, Fr., 21: 175-191

Linares, C.; Coma, R.; Garrabou, J.; Diaz, D.; Zabala, M. (2008). Size distribution, density and disturbance in two Mediterranean gorgonians: *Paramuricea clavata* and *Eunicella singularis*. Journal of Applied Ecology, 45: 688-699

Mistri, M., Ceccherelli, V.U. (1994). Growth and secondary production of the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. Marine Ecology Progress Series, 103: 291-296

Removing environmental noise: true symbionts vs. transient microbes in Mediterranean sponges

Andrea Blanquer [a,b], Maria J Uriz [c], Pierre E Galand [a,b]

Massive sequencing technologies have revealed in the last years that sponges harbor much more diverse microbial communities than any other known marine invertebrate. In this study, we pursuit unraveling the bacterial communities of a set of sponges living in a isolate small rocky spot surrounded by sand, with the aim of reducing between species differences, environmentally-caused, to a minimum. We compare the sponge microbiomes with those from the water in the close vicinity of the sponges. We used parallel tag sequencing trying to be exhaustive and ensure not to miss possible differences, which may rely on rare microbes. We sequenced bacterial 16 rRNA genes associated to nine sponge species (including Demospongia and Homoscleromorpha Orders, and both, high microbial abundance (HMA) and low microbial abundant (LMA) species. The bacterial communities associated to each sponge species showed low intra-species variation (i.e., high degree of repeatability among individuals of the same species), but high inter-species variation (i.e., low proportion of bacteria sequences shared among species). No core bacterial community seems to exist for the studied sponges, not even for such space- and time-restricted sampling where bacteria sharing should be expected. Most sequences, and in particular the most abundant ones in each species, are species-specific for both HMA and LMA sponges. We found clear differences between the bacterial assemblages of LMA and HMA sponges. The most abundant candidate species-specific bacteria from HMA species belonged in Chloroflexi phyla, followed by Acidobacteria, Proteobacteria and Cyanobacteria. Potential species-specific bacteria for LMA sponges were basically Proteobacteria (no one Chloroflexi was found). Sponge clustering based on similarity of their harbored bacteria revealed no relationship of the resulting groups with the host phylogeny. Conversely, HMA species, independently of their taxonomical Order, formed a cluster clearly separated from LMA sponges and seawater. In general, HMA species contained more abundant and diverse communities than LMA species. The bacterial sequences retrieved from LMA sponges, despite phylogenetically more similar to seawater bacteria, were indeed different from those in the water samples and did not represent an enrichment of seawater bacteria.

[a] *UPMC Université Paris 06, Observatoire Océanologique, F-66650, Banyuls/Mer, France (andrea@ceab.csic.es)*
[b] *CNRS, FRE 3350, Laboratoire d'Écogéochimie des Environnements Benthiques (LECOB), Observatoire Océanologique, F-66650, Banyuls/Mer, France*
[c] *Centre d'Estudis Avançats de Blanes CEAB-CSIC, aces cala St Francesc 14 17300 Blanes, Girona*

Population dynamics of short lived species can validate the trophic impact of long-lived species: the hydrozoan case study

Sergio Rossi[a], Lorenzo Bramanti[b], Elisabetta Broglio[b] and Josep María Gili[b]

Population dynamics, morphology, density, lipid contents and prey capture rates were studied in a patchy population of the tree-like passive suspension feeder *Eudendrium racemosum* (Cnidaria: Hydrozoa) during seasonal cycles Density and size of colonies oscillate due to intraspecific competition (following the self-thinning rule) and due to predators (nudibranchs) showing size distributions in which alternatively large and small sized colonies are more abundant. A clear increase in the trophic impact on the water column is observed in coincidence with the presence of larger colonies (30.7 mgC m^{-2} day^{-1} in late spring-early summer compared with 10.2 mgCm^{-2} day^{-1} in the rest of the year). Lipid accumulation in the hydrocauli followed the same trend, being higher during the reproductive period (140 g lipids mg OM^{-1}) compared with the rest of the year (70 g lipids mg OM^{-1}). The cyclic variations reproduce, in a short time scale, the variations studied in other benthic suspension feeders suggesting *E. racemosum* as a living model to better understand the importance of large colonies in long-lived species in benthic-pelagic coupling processes. The accordance with the self-thinning rule found for this animal species strengthens the concept of animal forest, confirming the validity of the utilization, by marine ecologists, of the conceptual tools developed for forest sciences. It is suggested that the impact of mature populations on benthic-pelagic coupling and biogeochemical cycles could be simulated for long-lived species and validated with the study of fast growing species, in order to understand the importance of the preservation of complex structures and long-lived eco-engineering organisms in benthic habitats.

Key words: Hydroids, benthic-pelagic coupling, trophic ecology, population dynamics, self-thinning rule, ecosystem engineering , *Eudendrium racemosum*, long-lived species, energy storage.

[1] *Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals, Universitat Autònoma de Barcelona (UAB), Campus Cn UAB s/n, Cerdanyola Del Vallès 08193 (SPAIN). Author contact: sergio.rossi@uab.cat*
[2] *Instituto Ciencias del Mar (CSIC), Passeig Marítim de la Barceloneta 39-47, Barcelona 08003 (SPAIN)*

Natural products from Antarctic colonial ascidians of the genera Aplidium and Synoicum: variability and defensive role

Laura Núñez-Pons[a*], Marianna Carbone[b], Jennifer Vázquez[a], Jaime Rodríguez[c], Rosa Mª Nieto[c], Mª Mercedes Varela[d], Margherita Gavagnin[b], and Conxita Avila[a]

Antarctic ascidians live in a system where ecological pressure mainly driven by invertebrate predators is intense. In general ascidians have developed multiple defensive strategies mostly related to physical, nutritional and/or chemical properties of the tunic. One of such is chemical defense based on natural products. We analyzed a series of colonial Antarctic ascidian samples belonging to the common genera *Aplidium* and *Synoicum* to evaluate the incidence of organic deterrents and their possible variability. The diethyl ether fractions from 15 samples including specimens of the species *A. falklandicum, A. fuegiense, A. meridianum, A. millari* and *S. adareanum* were tested in feeding assays towards two relevant sympatric predators: the sea star *Odontaster validus*, and the amphipod *Cheirimedon femoratus*. All the samples revealed to possess feeding repellents against both consumers. Nonetheless, in some of the colonies there was a tendency to concentrate these chemicals more in the internal body-regions rather than in the tunic. Four ascidian-derived meroterpenoid metabolites, rossinones B-E, and the known indole alkaloids meridianins A-G, along with other minoritary related meridianin compounds have been isolated from some of the samples. Some of the purified metabolites were tested in feeding assays exhibiting potent unpalatabilities, thus revealing their active role in predation avoidance. Ascidian extracts and purified compounds and/or fractions were further assessed in antibacterial tests against a marine Antarctic bacterium. Only the meridianins showed growth inhibition activity, demonstrating a multifuncional defensive role. According to their occurrence in nature and within our colonial specimens, the possible origin of both types of metabolites, rossinones and meridianines, is discussed.

[a]*Departament de Biologia Animal (Invertebrats), Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona, Catalunya, Spain. (lauguau@gmail.com)*
[b]*Istituto di Chimica Biomolecolare, CNR, Via Campi Flegrei 34, I 80078-Pozzuoli, Napoli, Italia.*
[c]*Departamento de Química Fundamental, Facultad de Ciencias, Campus da Zapateira, Universidade da Coruña, 15071 A Coruña, Spain*
[d]*Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante, Carretera San Vicente del Raspeig s/n, 03690 Alicante, Spain.*

Growth, age and size at sexual maturity of the sword razor clam *Ensis arcuatus* (Jeffreys, 1865) from the Ría de Pontevedra (NW Spain)

Alba Hernández-Otero[a], Pedro Ferreiro[a], Miguel B. Gaspar[b], Gonzalo Macho[a], Cristina Martínez-Castro[a], Paula Moura[b], Miguel A. Nombela[c], Gabriel Rosón[d], Ana Torres-Machado[a], Elsa Vázquez [a]

The sword razor clam *Ensis arcuatus* (Jeffreys, 1865) is a Northeast Atlantic temperate species that lives buried in low intertidal and subtidal sandflats from Norway to Spain and along the British coast. It is the most important commercial species of razor clams in Spain and one of the most important shellfisheries in Galicia (NW Spain) (290 t sold in 2011), being the Ría de Pontevedra the second most productive area (62.230 kg in 2011). Despite its economic importance, information about some biological aspects as reproduction or growth is scarce. Growth is an important aspect in the study of the dynamics of marine species and is a major parameter in fisheries research. Knowledge on the size and/or age at first maturity is essential to implement appropriate management strategies and to support sustainable exploitation of the species. Therefore, the objectives of this study were: 1) to determine the most accurate method for ageing *E. arcuatus*; 2) to describe the morphology and growth of *E. arcuatus* in three exploited beds from the Ría de Pontevedra; and 3) to estimate the age at first maturation of *E. arcuatus*.

Between January and June 2010, monthly samples of 20 individuals of E. arcuatus were collected by scuba-diving from three beds of the Ría de Pontevedra: Brensa (inner bed), Bueu (middle bed) and Ons (outermost bed) (Fig. 1) for morphometric and growth studies. Estimation of the morphometric relationship between shell length (SL)-shell height (SH) and shell length-shell dried weight (SW) was made by linear regression analysis. Two ageing techniques (counting of external shell rings and examination of shell microstructure) were used to ascertain which method was the most efficient for this species. Several growth functions (Special VB, General VB, Gompertz and Logistic) were fitted to the SL at age data. Growth curves and parameters were estimated using the NLIN procedure of Statistica software. The best method and model was selected to describe the E. arcuatus growth and to compare the growth variability between beds. Environmental factors (temperature, salinity and chlorophyll a concentration) were recorded weekly from January 2004 to July 2010 by the INTECMAR (Instituto Tecnolóxico para o Control do Medio Mariño de Galicia, Xunta de Galicia). Grain size characterization of each bed was made by wet sieving in a Restch sieve shaker. Near-bottom current velocities were obtained by moorings of current meters close to the three beds, which lasted more than one month. In order to determine the size at first maturity, a total of 200 individuals (ranging between 30 and 120 mm) were collected between April-May 2008-2011 by scuba-diving. Gonadal development was determined histologically ascribing each individual to the gametogenic stages modified from Darriba (2001) and Iglesias (2006). The individuals were considered mature when the gonad was at Stage III, IVA, IVB or V. The clam SL corresponding to 50% mature individuals (L50%) was estimated by logistic regression.

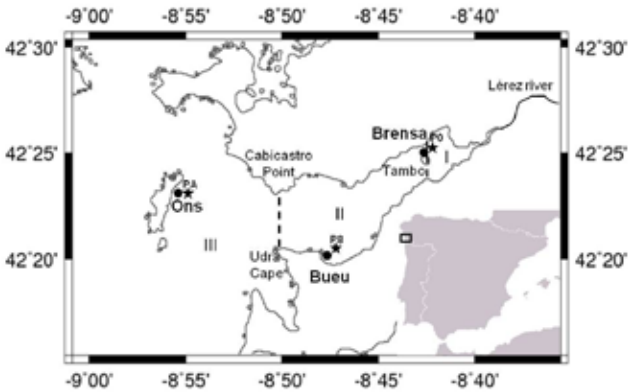


Figure 1. Map of the Ría de Pontevedra. Location of the razor clam beds studied, the oceanographic stations of the INTECMAR (P0, P8 and PA) and the geomorphological and hidrographic divisions of the Ría (I: Internal part, II: Intermediate part, III: External part).

This study provides the first estimates of growth parameters for E. arcuatus in the Iberian Peninsula and the first estimate of the maturity size of this species. Our results revealed that surface growth rings were not appropriate for age estimation, as it underestimates the growth, being the examination of shell microstructure (acetate peel technique) the most suitable method. Special VBGM was selected as the most suitable model providing a better description of the growth curve of E. arcuatus. Negative allometric growth was observed for the SH/SL relationship and positive allometric

[a] *Dpto de Ecología y Biología Animal, Fac. Ciencias del Mar. Universidad de Vigo, 36200 Vigo, Spain (alba.hernandez@uvigo.es)*
[b] *Instituto Nacional de Recursos Biológicos, I.P./ IPIMAR, Avenida 5 de Outubro, s/n, P-8700-305 Olhão, Portugal*
[c] *Dpto de Física Aplicada, Fac. Ciencias del Mar. Universidad de Vigo, 36200 Vigo, Spain*
[d] *Dpto de Xeociencias Mariñas e Ordenación do Territorio, Fac. Ciencias del Mar. Universidad de Vigo, 36200 Vigo, Spain*

growth was observed for the SW/SL relationship (Table 1). These relationships and the growth parameters differ significantly among beds. Lighter and narrower shells and slower growth pattern was described for the medium bed, Bueu (L∞= 140.4, k= 0.40) followed by the internal bed, Brensa (L∞=151.91, k=0.40), while finally in the external bed of Ons (L∞=172.7, k=0.33) is where the razor clams are the heaviest, thickest and the fastest growth (Table 1, Fig. 2). Although the shortest mature clam was 64mm, sexual maturity was estimated as being reached at 79 mm, corresponded to the first year of life (Fig. 3).

Table 1- Morphometric relationship parameters for the three studied beds of *Ensis arcuatus* in the Ría de Pontevedra. *H* = height (mm); *W* = weight (g); *L* = length (mm); SE of b = standard error of b.

Bed	Allometric relation	N	Allometric equation	Allometry	SE of b
Brensa	H/L	105	log SH= - 0.899 + 0.999 log SL	-	0.084
Bueu	H/L	104	log SH= - 0.246 + 0.687 log SL	-	0.107
Ons	H/L	77	log SH= -0.630 + 0.87 log SL	-	0.098
Brensa	W/L	83	log SW= - 6.739 + 3.652 log SL	+	0.204
Bueu	W/L	104	log SW= - 5.273 + 2.924 log SL	-	0.160
Ons	W/L	90	log SW= - 6.995 + 3.743 log SL	+	0.138

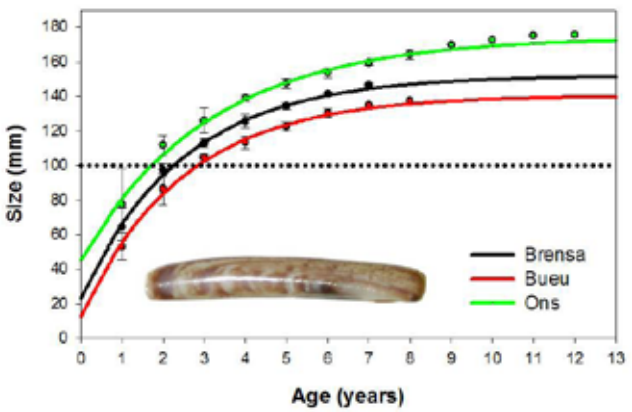


Figure 2. Von Bertalanffy growth curves fitted for the populations of *Ensis arcuatus* from Brensa, Bueu and Ons using growth marks revealed in the acetate peels. Symbols and error bars represent mean and standard deviation of observed size at age. Lines represented estimated values. Black dotted line represents commercial size.

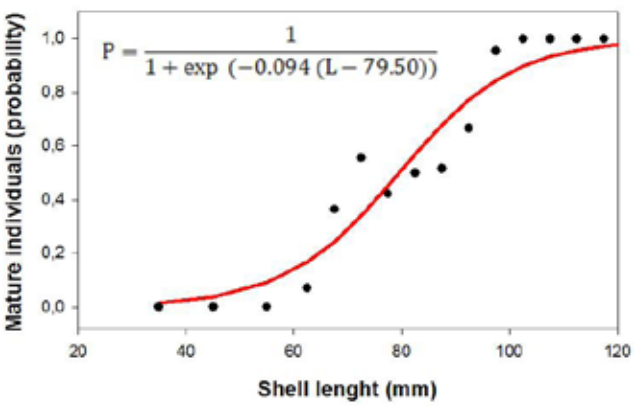


Figure 3. Shell length at first maturity. Symbols represent observed values. Lines represented estimated values.

Table 2. Environmental variables of the studied beds: Salinity annual mean (S); Temperature annual mean (T); Chlorophyll *a* annual mean (Chl *a*); gravel, sand and mud percentage (G); Organic matter (OM), D50; Bottom tidal current celerity (C); Residence time (Rt); depth average (z); *E. arcuatus* density bed average (D); Harvesting time 2007-09 * sig ($p<0.05$)

Bed characteristics	Brensa	Bueu	Ons	Source
S	34.6* ± 2.99	35.4 ± 1.47	35.5 ± 1.34	INTECMAR
T (ºC)	16.5* ± 2.31	15.2 ± 2.12	15.1 ± 1.86	INTECMAR
Chl *a* (µg/l)	3.08	2.49	2.44	INTECMAR
z (m)	3.5	6.0	7.6	Present study
G (%)	7.2, 92.6, 0.2	4.3, 95.1, 0.6	4.1, 95.9, 0.0	Present study
OM (%)	1.5	1.0	1.0	Present study
D50 (mm)	0.433	0.335	0.357	Present study
C (cm s^{-1})	0.5 ± 0.3	4.4 ± 0.8	3 ± 0.6	Present study (Brensa) and Míguez 2003
Rt	2±1	6±2	-	Gómez-Gesteira et al. 2003, Dale et al. 2004
D (bed average) (ind m^{-2})	60	27	15	Unpublished data
Ht (%)	30.3	9.3	1.9	Plan de Explotacion 2012

Knowledge of growth rate and age is required for an adequate and sustainable management of bivalve fisheries. However, caution must be taken when choosing the ageing method and model since uncertainties in the age estimate lead to uncertainties in management. From our results and according with several authors (Gaspar *et al*. 1994, Henderson & Richardson 1994, Robinson and Richardson 1998, Maia *et al*. 2006) the acetate peel technique is the best method for ageing solenids and the Special VBGM is the most suitable model, being in agreement with most authors who reported that this model yields the best fit for adult bivalves (e.g. Urban 2002, Rabaoui 2007).

Similarly to other bivalves, growth of *E. arcuatus* is faster during the first three years of life, declining when they are about four-six years old and almost stopping growth in subsequent years, reaching maximum size at the age of eight-nine years old. They attain the average population length within four-five years and present a longevity of 12-13 years old. Within this general pattern, there were significant variation among populations. The highest growth rate was observed in Ons followed by the population from Brensa and finally Bueu. The results obtained in the present work are in agreement with morphology and growth parameters obtained by other authors for populations of other *Ensis* species (Froglia 1975, Gaspar *et al*. 1994, Henderson & Richardson 1994, Beukema & Dekker 1995, Robinson & Richardson 1998, Darriba 2001, Fahy 2001, Palmer 2004, Barón *et al*. 2004). On contrary, studies carried out in Ireland and Scotland (Robinson & Richardson 1998) revealed a much slower growth rate for *Ensis arcuatus* when compared with the results obtained in the present study.

Understanding the influence of environmental factors on the growth of *E. arcuatus* in the Ría de Pontevedra is difficult due to the synergistic interactions between environmental factors in a highly dynamic systems like that of the rias. From our data we could support that growth is correlated positively with salinity and negatively with temperature for all sites but no relationship could be established with food availability since any significant differences were observed in chlorophyll *a* concentration among beds (Table 2) during the study period. Thus, lowest values and greater oscillations of salinity values recorded at the Brensa bed during the wet seasons (Table 2) could cause physiollogical stress decreasing growth rate. Moreover, coarser (higher gravel percentage) and more compacted (higher mud percentage) sediment of this bed (Fig. 1, Table 2) may also affect growth, since resistance to burrowing cause a lost of energy for growth. Greater growth rate observed at the outermost bed of Ons could be related to its most oceanic conditions, associated with lower residence time, and to finer and looser sediment (Fig. 1, Table 2). Finally, we suggest that the lowest growth attained in Bueu may be related to the higher residence time.

Ensis arcuatus attained first sexual maturity during the first year of life at 79 mm lengh. *Solen marginatus* of northern Portugal attained sexual maturity with 47mm (Maia 2006) and *Ensis siliqua* of southern Portugal with at least 60 mm (Gaspar and Monteiro 1998). Differences in the size at first maturity could be species related or due to geographical differences linked to environmental conditions. Nevertheless, our results showed that sexual maturity is reached at a smaller length than the minimum legal size (100 mm) indicating that the harvesting size is in accordance with the biology of the species.

References

Barón, P.J., Real, L.E., Ciocco, N.F. & Re, M.E. 2004. Morphometry, growth and reproduction of an Atlantic population of the razor clam *Ensis macha* (Molina, 1782). *Scientia Marina* 68: 211-217.

Beukema, J.J., Dekker, R. 1995. Dynamics and growth of a recent invader into European coastal waters: The American razor clam, *Ensis directus*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 75 (2): 351-362.

Darriba, S. 2001. Biología de la navaja (*Ensis arcuatus* Jeffreys, 1865) de la Ría de Vigo (N.O. de España): Crecimiento y reproducción. Tesis doctoral, Universidad de Vigo. 283 pp.

Fahy, E., Gaffney, J. 2001. Growth statistics of an exploited razor clam (*Ensis siliqua*) bed at Gormanstown, Co Meath, Ireland. Hydrobiologia, 465: 139-151.

Gaspar, M.B., Richardson, C.A., Monteiro, C.C. 1994. The effects of dredging on shell formation in the razor clam *Ensis siliqua* from Barrinha, southern Portugal. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 74 (4): 927-938.

Gaspar, M.B., Monteiro, C.C. 1998. Reproductive cycles of the razor clam *Ensis siliqua* and the clam *Venus striatula* off Vilamoura, Southern Portugal. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 78: 1247-1258.

Henderson, S.M., Richardson, C.A. 1994. A comparison of the age, growth-rate and burrowing behaviour of the razor clams *Ensis siliqua* and *E. ensis*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 74: 939–954.

Iglesias, D. 2006. Estudio patológico de las poblaciones de berberecho *Cerastoderma edule* (L.) de Galicia. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.

Maia, F, Sobral, MP., Gaspar, M.B., Pimenta, J. 2006. Growth study of S*olen marginatus* and *Venerupis pullastra* in Ria de Aveiro (Portugal). Relatorios cientificos e tecnicos. Instituto de Investigação das Pescas e do Mar no. 34, 41 pp.

Maia, F, Sobral, MP., Gaspar, M.B.2006. Ciclo reprodutivo de S*olen marginatus* e *Venerupis pullastra* na Ria de Aveiro (Portugal): bases científicas para a gestão destes recursos. Relatorios cientificos e tecnicos. Instituto de Investigação das Pescas e do Mar no. 30, 35 pp.

Míguez, B.M. 2003. Descripción dinámica de la circulación en dos Rías Baixas: Vigo y Pontevedra, Ph.D. Thesis. University of Vigo, 182 pp.

Palmer, D.W. 2004. Growth of the razor clam *Ensis directus*, an alien species in the Wash on the east coast of England. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 84: 1075-1076.

Rabaoui, L., Zouari, S.T., Katsanevakis, S. & Ben Hassine, O.K. 2007. Comparison of absolute and relative growth patterns among five *Pinna nobilis* populations along the Tunisian coastline: an information theory approach. Marine Biology, 152: 537-548.

Robinson, R.F., Richardson, C.A. 1998. The direct and indirect effects of suction dredging on a razor clam *(Ensis arcuatus*) population. ICES Journal of Marine Science, 55:970–977

Urban, H.J. 2002. Modeling growth of different developmental stages in bivalves. Marine Ecology-Progress Series, 238: 109-114.

Latitudinal gradients in Scrobicularia plana reproduction patterns, population dynamics, growth, and secondary production

Tiago Verdelhos[a,b], Patrícia G. Cardoso[a], Marina Dolbeth[a,b], Miguel A. Pardal[b]

The bivalve Scrobicularia plana is a dominant species in terms of biomass and productivity in intertidal soft-substrate benthic communities along the NE Atlantic area. As such, it constitutes an important link in the food web and as a human food source, with high commercial and economic value. Several studies have suggested the existence of latitudinal variation in the ecological patterns of the species along its geographic distribution range. In the present study, a review and a comparison among previous studies on this species were performed. The resulting patterns of reproduction, population dynamics, growth and secondary production were analysed, and possible relationships between latitude and S. plana's ecological patterns and life strategies assessed. Results suggest the existence of different life strategies, depending on temperature, latitudinal gradient and local habitat conditions. Higher-latitude populations usually exhibit low abundance values, shorter reproduction periods and a 'slower' lifestyle, with lower growth rates ($0.1 < k < 0.2$, where k is a growth coefficient), extended lifespan and lower productivity. Areas between 40 and 45°N seem to present optimal ecological conditions, with the highest abundance values registered, longer reproduction periods, 'faster' growth ($0.3 < k < 0.8$) and higher productivity, while further south, populations showed lower abundance, productivity and growth rates.

[a] *Institute of Marine Research (IMAR), Department of Life Sciences, University of Coimbra, 3004-517 Coimbra, Portugal (tverdelhos@ci.uc.pt)*
[b] *Centre for Functional Ecology (CFE), Department of Life Sciences, University of Coimbra, Apartado 3046, 3001-401 Coimbra, Portugal*

Esponjas carnívoras del Cañón de Avilés (Mar Cantábrico)

Javier Cristobo[a,b], Pilar Rios[a], Francisco Sánchez[c]

Hasta hace poco tiempo, las esponjas por definición eran consideradas únicamente animales filtradores y representan uno de los primeros pasos en la organización multicelular durante la pronta evolución de los metazoos por su sencilla organización y el parecido de sus células de bombeo de agua, los coanocitos, con los protozoos coanoflagelados. Los hábitos de alimentación carnívoros dentro del Filo Porífera son pues un descubrimiento relativamente reciente (Vacelet & Boury-Esnault, 1995) si bien la primera especie de este particular grupo fue descrito hace mucho más tiempo (Sars 1872). Este grupo de esponjas en términos generales presentan una morfología inusual generalmente erecta, pinnada o simétrica y la carencia de un sistema acuífero o una reducción del mismo; sus espículas microscleras en forma de garfio están en una especial disposición para permitir la captura de pequeños invertebrados con apéndices pilosos.

La mayoría de las especies descritas hasta la fecha se clasifican dentro de la Clase Demospongiae y la Familia Cladorhizidae sin embargo, este tipo de formas con aparentemente ausencia de sistema acuífero y la disposición de las espículas con las que capturan las presas también se han encontrado en otros familias como Guitarridae y Mycalidae por lo que algunos autores han sugerido que la alimentación carnívora en las esponjas es más frecuente de lo que se pensaba hasta ahora sobre todo en representantes de esponjas profundas (Vacelet, 2006).

Siete géneros son considerados válidos dentro de esta familia: *Abyssocladia* Lévi, 1964, *Asbestopluma* Topsent, 1901, *Cercicladia* Rios, Kelly & Vacelet, 2011, *Chondrocladia* Thomson, 1873, *Cladorhiza* Sars, 1872, *Lollipocladia* Vacelet, 2008 y *Neocladia* Koltun, 1970.

El Cañón de Avilés es uno de los ecosistemas más singulares de la plataforma del Mar Cantábrico y tiene efectos significativos sobre la actual producción a gran escala en las zonas aledañas debido a los efectos topográficos en la dinámica de las masas de agua y el consiguiente enriquecimiento en nutrientes. Este gigantesco cañón submarino es esencial en la alimentación y reproducción de especies de interés comercial. La biomasa bentónica y la densidad de la infauna en los cañones pueden ser mayores, menores o similares a las laderas adyacentes. Sin embargo la macrofauna es más abundante y diversa en el interior y depende en cierta medida del régimen de perturbaciones físicas, tipos de fondo y la cantidad y velocidad de deposición de materia orgánica. Aunque en términos generales existen datos sobre la abundancia y biomasa del megabentos en cañones de distintos sitios del mundo, la diversidad de las comunidades bénticas y en particular la fauna de esponjas rara vez se documentan.

Desde abril de 2010 que comenzaron los primeros estudios del Cañón de Avilés encuadrados en el proyecto INDEMARES hasta la actualidad, el objetivo prioritario del mismo es identificar y cartografiar los principales hábitats que lo caracterizan. Durante diferentes campañas un equipo multidisciplinar formado por geólogos, físicos y biólogos inició la primera fase del estudio dirigida a conocer las características morfosedimentarias de la zona mediante cartografía multihaz, perfiles sísmicos y el muestreo mediante estaciones de draga de fango (mesobox-corer) y draga de roca. De forma complementaria, para identificar las características de los fondos y la estructura de las comunidades bentónicas asociadas, se realizaron transectos visuales mediante el trineo de fotogrametría TFS-2 y ROV Liropus 2000 capaces de obtener imágenes de alta definición escalables para realizar estudios cuantitativos.

Durante las diferentes campañas se realizaron importantes descubrimientos como la existencia de un complejo sistema de cañones tributarios al eje principal y que vierten finalmente a la llanura abisal del Golfo de Vizcaya en un solo abanico de derrubios situado a 4700 m de profundidad. Uno de estos cañones tributarios, presenta características singulares tanto en lo que respecta a sus características geológicas como por haber identificado durante la campaña y en uno de sus flancos un notable arrecife de corales de aguas frías.

Fruto de un exhaustivo plan de muestreo, se están cartografiando los diferentes hábitats encontrados y describiendo las comunidades y especies de invertebrados.

En el presente trabajo se describen además, las esponjas carnívoras encontradas en el área de estudio. Hasta la fecha se han recolectado representantes de tres géneros diferentes de esponjas carnívoras: *Asbestopluma*, *Chondrocladia* y *Cladorhiza* mediante una draga de roca en diferentes localidades entre 790 y 1744 m de profundidad. En general son muestras conspicuas, pero de escaso porte erecto y con pequeñas ramificaciones en ocasiones pinnadas.

Del estudio espicular que se está realizando actualmente mediante microscopio electrónico de barrido se desprenderá la identificación de las especies. Dado la escasa información sobre

[a] *Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Gijón, C/ Príncipe de Asturias 70 bis, 33212 Gijón, Asturias, España. (cristobo@gi.ieo.es)*
[b] *Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, Madrid, España*
[c] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Santander, Promontorio de San Martín s/n, 39080, Santander, España.*

la fauna de esponjas existente a estas profundidades, en estas latitudes, la escasa dispersión de las especies por la corta vida de sus larvas y la particularidad de un enclave tan característico como el Cañón de Avilés, presumiblemente alguna de estas especies será descrita como nueva para la ciencia.

Bibliografía

Sars, G.O. (1872) Spongiae. In Kongelige Norske Universitet (eds), On some remarkable forms of animal life from the great deeps off the Norwegian coast. Brøgger & Christie, Christiania, Norway, 62–82.

Vacelet J, Boury-Esnault N. 1995. Carnivorous sponges. Nature (London) 373: 333–335.

Vacelet, J. (2006) New carnivorous sponges (Porifera, Poecilosclerida) collected from manned submersibles in the deep Pacific. Zoological Journal of the Linnean Society, 148, 553–584.

Sources of secondary metabolite variation in sponges: temporal, ecological, and ontogenetic trends of avarol production in *Dysidea avara*

Sonia de Caralt[a], Delphine Bry[b], Nataly Bontemps[b], Xavier Turon[a], María Jesús Uriz[a], Bernard Banaigs[b]

Sponges are paradigmatic marine invertebrates as for the production of secondary metabolites with pharmacological applications. However, despite the several studies reporting variation in sponge metabolite yields, the internal and/or external factors that regulate their production remain poorly known. *Dysidea avara* is a widespread sub-littoral demosponge that produces the hydroquinone "avarol" in relatively high yields. Avarol has interesting medical properties, which has prompted research addressed to obtain enough amounts of this metabolite for preclinical and clinical assays in drug discovery. This research, in turn, requires knowledge of the conditions affecting production of this metabolite by the sponges. In this framework, a monitoring of *Dysidea avara* has been conducted during 23 months in order to quantify avarol production and its possible relationship with seasonally fluctuating factors in a sponge population in NW Mediterranean. Although the results show a temporal variation of the amount of avarol, with relative higher yields during summer, no clear seasonal pattern was found. Moreover, to assess the potential influence of the organisms living in close vicinity to the sponges on avarol production, we also quantified this metabolite in the central and peripheral zones of the sponge (in close contact with algae or with invertebrates). The highest concentrations of avarol were found in the periphery of sponges in close contact with invertebrates, pointing to a role of potential competitors in inducing the production of avarol. Finally, avarol concentration was measured in larvae and adults to assess ontogenetic changes in its production. Larvae featured lower concentrations of avarol but higher concentrations of a related compound, monoacetyl avarol, which is more toxic. This result may explain the known lack of palatability of these larvae. A natural variation in the concentration of avarol appears to be intrinsic to the species but can be modulated by external factors, among which the nature of the neighbours in close contact, or by internal factors such as the life-cycle stage. This finding opens new biotechnological approaches to enhance the metabolite supply in sponge cultures.

[a] *Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC). Accés a la Cala St Francesc 14, 17300 Blanes, Girona, Spain (email: sonia@ceab.csic.es).*
[b] *Laboratoire de Chimie des Biomolécules et de l'Environnement (Centre de Phytopharmacie), University of Perpignan, 52 Paul Aldury Ave., 66860 Perpignan, France*

A faithful marriage: temporal and spatial stability of host-specific bacterial symbionts in 3 sympatric *Ircinia* spp. (Porifera)

Xavier Turon[a], Lucía Pita[b], Raúl González-Pech[a], Álvaro Pujals Paunero[a], Susanna López-Legentil[b], Patrick M. Erwin[b]

Recent advances in sponge microbiology have revealed a tight ecological link between host health and symbiont composition, emphasizing the need for a 'holobiont' approach to the study of sponge ecology and evolution. Yet fundamental aspects of the sponge holobiont remain unresolved, due to the complex nature of sponge-microbe interactions, varied reports of symbiont structuring factors, and few studies incorporating temporal and spatial sampling designs.

To uncouple the effects of host and environment on symbiont community structure, we characterized the bacterial communities in 3 congeneric and sympatric sponge hosts (*Ircinia fasciculata*, *I. variabilis* and *I. oros*), using electron microscopy and replicated 16S rRNA gene sequence clone libraries, and monitored symbiont structure in natural populations over temporal (3-month intervals for 1.5 years) and spatial (6 locations, 100 to 800 km apart) scales, using terminal restriction fragment length polymorphism (T-RFLP) analysis.

All *Ircinia* host species harbored abundant and phylogenetically diverse symbiont communities (Figure 1), comprised primarily of sequences related to sponge-specific lineages yet exhibiting host species-specific genetic differentiation and community structure (Figure 2). Phylogenetic relationships among the host species, as determined by ITS-2 rRNA gene sequences, matched the bacterial community similarity among the symbiont microbiomes, indicating the role of evolutionary processes and vertical transmission in the establishment of these associations. T-RFLP analyses confirmed these symbiont specificity patterns and their maintenance over time and space. Within each host species, symbiont structure exhibited high seasonal stability, despite annual temperature fluctuations of 12ºC, and spatial stability, despite regional differences in environmental conditions. Some variability among individual hosts was observed in warmer months, due primarily to fluctuations in rare symbiont taxa whereas dominant symbionts were consistently detected across seasons and sites. In contrast, seawater bacterial communities showed a distinct pattern of seasonality, driven by large fluctuations in dominant members of the bacterioplankton community. Further, no relationship between bacterial community similarity and geographic distance was observed in any host sponge species.

Based on these findings, we propose a 'specific mix of generalists' framework to encompass both the generalist nature of individual symbionts and the stable, host-specific structure of entire communities. The persisting ecological question is: which factors structure the microbial symbiont mix in a host sponge? The stability of host-symbiont interactions over large temporal and spatial scales revealed minimal effects of broad scale environmental conditions, in stark contrast to planktonic bacteria, and suggest different ecological constraints act on symbiont versus free-living marine bacterial communities. Sponge symbionts appear to be structured primarily by factors specific to each host species, such as habitat-specific conditions within the local landscape and the evolutionary history of the host. Local biotic (e.g. competition) and abiotic (e.g. irradiance) conditions may impose functional performance pressures that dictate sponge-microbe interactions and symbiont composition, while the legacy effects of recurrent vertical (parent to offspring) symbiont transmission may maintain more similar bacterial communities in sponge hosts with a longer shared evolutionary history. Developing a theoretical framework of symbiont specificity and defining empirical baselines of natural variability are critical to understanding the sponge holobiont, diagnosing abnormal symbiont shifts and predicting the ecological implications of holobiont disruption.

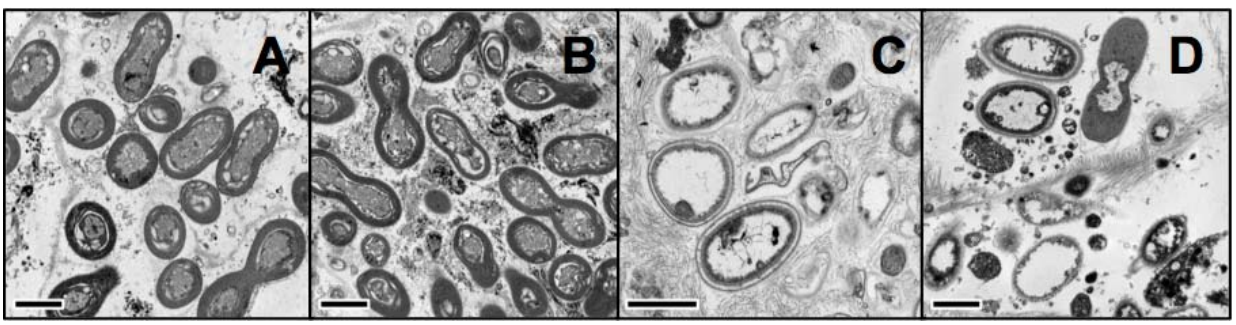


Figure 1. Electron micrographs showing the high density of cyanobacterial symbionts in *I. fasciculata* (A) and *I. variabilis* (B) and the high diversity bacterial symbionts in *I. variabilis* (C) and *I. oros* (D). Adapted from Erwin *et al.* 2012

[a] *Center for Advanced Studies of Blanes (CEAB-CSIC), Accés Cala S. Francesc 14, 17300 Blanes, Girona, Spain (xturon@ceab.csic.es)*
[b] *Department of Animal Biology, University of Barcelona, Diagonal Avenue 643, 08028 Barcelona, Spain*

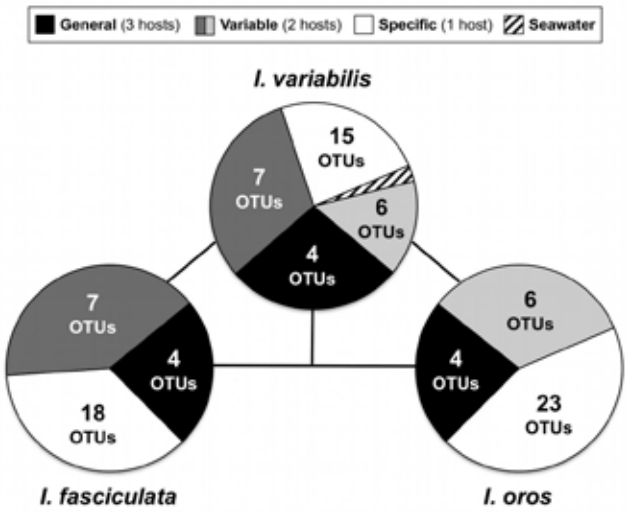


Figure 2. Specificity of bacterial communities in *I. fasciculata, I. variabilis* and *I. oros*. Pie charts depict the percentage of total bacterial abundance (assessed as fraction of clones obtained) corresponding to each specificity category; numbers denote the total Operational Taxonomic Units (OTUs) accounting for each partition. Adapted from Erwin *et al.* 2012.

Reference

Erwin PM, López-Legentil S, Gonzalez-Pech R, Turon X (2012) A specific mix of generalists: bacterial symbionts in Mediterranean *Ircinia* spp. FEMS Microbiol Ecol 79(3):619–637.

Inferring the ancestral reproductive condition in sponges (Porifera)

Ana Riesgo[a,b], Marta Novo[a,c], Prashant P. Sharma[a], Michaela Peterson[a], Manuel Maldonado[b], Gonzalo Giribet[a]

Sexual reproduction counts among the major forces driving eukaryote evolution, providing important benefits for the organisms such as a genetically varied progeny, the purge of deleterious mutations, the repair of germ line DNA, and the complement of gene function that occurs in the diploid phase. Among the pivotal conundrums of eukaryote sexuality is whether the ancestral condition was gonochorism or hermaphroditism and whether oviparity appeared before viviparity. Even though unicellular eukaryotes are now thought to be capable of sexual reproduction, with evidences coming from meiotic gene inventories, the evolution of phenotypic aspects of sexuality such as the ancestry of gonochorism/hermaphroditism or oviparity/viviparity cannot be explored using them and therefore multicellular organisms should be targeted. The ancestry of such reproductive features for animals was investigated in sponges, according to the traditional view that places them as the earliest branching metazoans.

To infer ancestral traits and investigate their putative correlation, we used sequence data from two loci (18S ribosomal RNA and cytochrome c oxidase subunit I) to estimate the phylogeny of 65 Porifera with Bayesian inference and Maximum likelihood methods. The reproductive traits of more than 85% of the selected sponges have been documented and we coded them binarily (sexuality: hermaphroditism/gonochorism; and reproductive condition: oviparity/viviparity) for subsequent mapping on the resulting trees using parsimony and maximum likelihood methods.

The tree topologies inferred favored the paraphyly of sponges. Both parsimony- and likelihood-based ancestral state reconstructions indicate that viviparity (brooding) was the likely reproductive mode of the ancestral sponge (Figs. 1 and 2). Hermaphroditism is favored as the sexual condition of the sponge ancestor under parsimony (Fig. 1), but the reconstruction is ambiguous under likelihood (Fig. 2). A test of trait correlation unambiguously favors the concerted evolution of sexuality and reproductive mode in sponges. This result is insensitive to the enforcement sponge monophyly, an alternative phylogenetic hypothesis for the group). Although the ecological hypotheses for the pattern of sponge reproduction are beyond the scope of our analyses, we suggest physiological constrains (i.e., surface area for embryo ventilation and a sessile adult life) might be key causes for the correlation of reproductive characters.

[a] *Museum of Comparative Zoology, Department of Organismic and Evolutionary Biology, Harvard University, 26 Oxford Street, Cambridge, MA 02138, USA (ariesgo@oeb.harvard.edu, ariesgo@ceab.csic.es)*
[b] *Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC), Department of Marine Ecology, Accés a la Cala St. Francesc, 14, 17300, Blanes, Girona, Spain*
[c] *Cardiff School of Biosciences, Cardiff University, BIOSI 1, Museum Avenue, Cardiff CF10 3TL, UK*

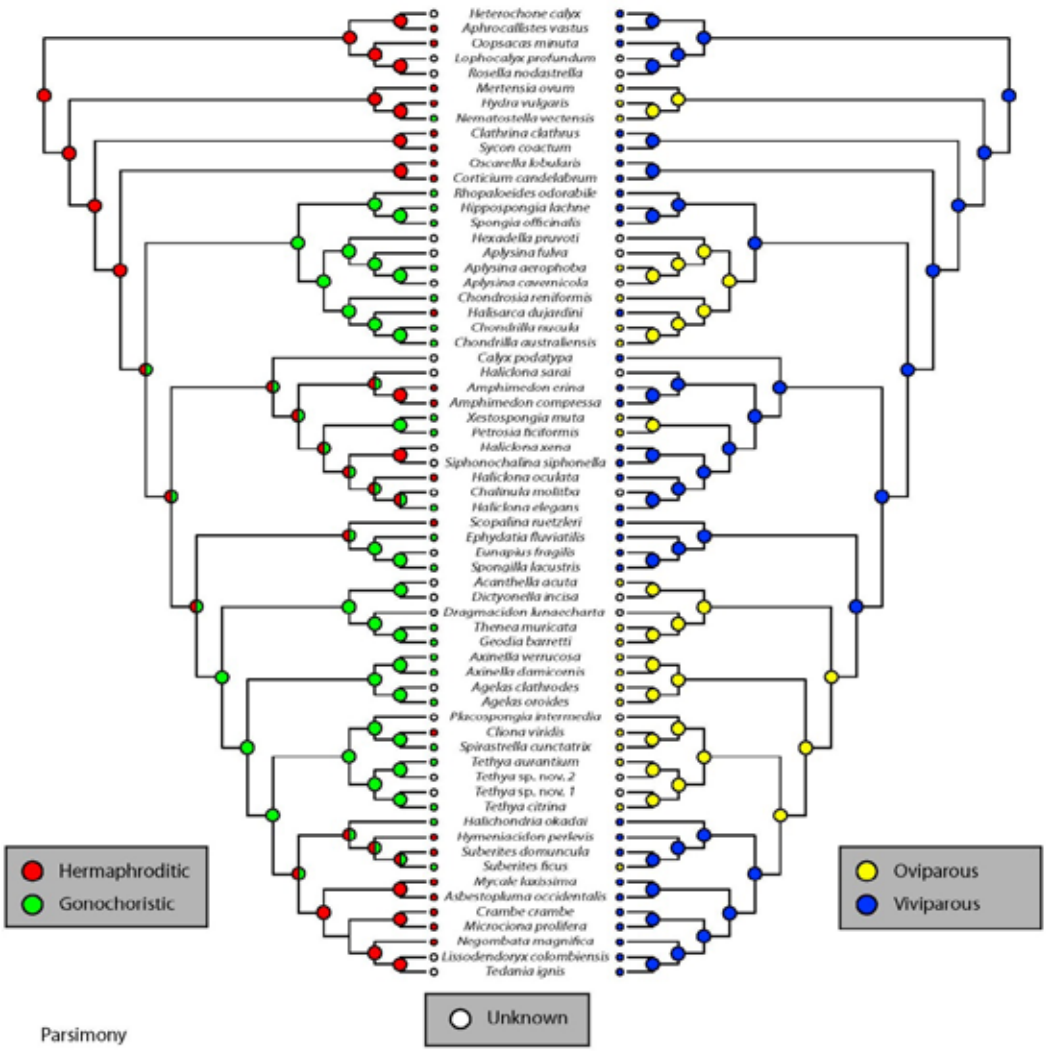


Figure 1. Ancestral character state reconstruction for both sexuality (i.e., hermaphroditism and gonochorism) and reproductive condition (oviparity and viviparity) using parsimony.

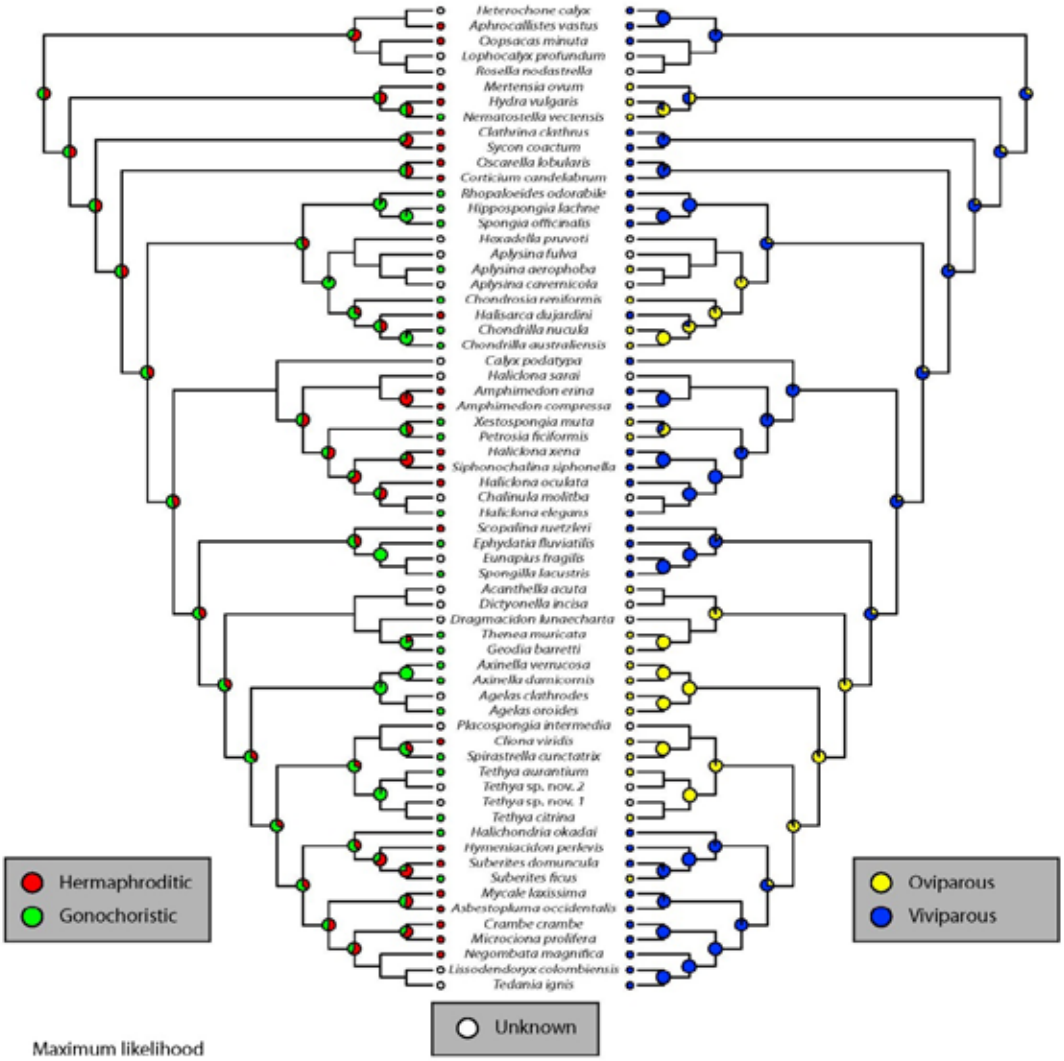


Figure 2. Ancestral character state reconstruction for both sexuality (i.e., hermaphroditism and gonochorism) and reproductive condition (oviparity and viviparity) using maximum likelihood.

On the biology of *Schistomysis* species(Crustacea, Mysida, Mysidae) in the southern European waters

Carlos San Vicente[a], Jean Claude Sorbe[b]

The genus *Schistomysis* Norman, 1892 (Mysida, Mysidae) is represented by five species on soft-bottom habitats of neritic European waters: *S. assimilis* (G.O. Sars, 1877) from the western Mediterranean Sea, *S. kervillei* (G.O. Sars, 1885), *S. ornata* (G.O. Sars, 1864), *S. parkeri* Norman, 1892 and *S. spiritus* (Norman, 1860) from the northeastern Atlantic Ocean. A sixth species, *S. elegans* G.O. Sars, 1907 is only known form muddy bottoms of the Caspian Sea, ad depths ranging form 10 to >400m (Parr *et al.,* 2006; Daneliya & Petryashev, 2011).

In southern European waters, the neritic *Schistomysis* populations constitute a dominant component of the suprabenthic communities, from beach swash-zones down to circalittoral bottoms. Due to their abundance in such habitats, they were selected to investigate several aspects of their biology: population dynamics, fecundity, voltinism and secondary production. This paper data were compared to pioneering studies previously carried out by (Mauchline, 1967, 1970 and 1971) on Scottish populations.

The diverse *Schistomysis* populations herein studied were monthly sampled at different periods and in different areas: in 1981-82, *S. kervillei*, *S. spiritus* and *S. ornata* on a bathymetric transect of the continental shelf off Arcachon Bay (S Bay of Biscay); in 1991-92, *S. parkeri* in the swash zone of Hendaye beach (S Bay of Biscay) and *S. assimilis* in the surf-zone of Creixell beach (NW Mediterranean). Occasionally, further data (from complementary time series and/or new sampling zones) were added in order to complete the standard procedure. Depending on the depth, quantitative samplings were carried out with two different suprabenthic sleds. At depths ≥ 30 m, samplings were carried out with a sled designed to collect the swimming fauna in the 0-50 cm and 50-100 cm near-bottom water layers (Sorbe, 1983). At shallower depths (swash-zone and surf-zone of beaches), samplings were carried out with a small suprabenthic sled designed to skim over the bottom and collect the motile fauna in the 0-20 cm near-bottom water layer (San Vicente & Sorbe, 1993b). Both sleds were equipped with a 0.5 mm mesh size net. Sampling methodology was detailed in previous publications (Sorbe, 1984, 1991; San Vicente, 1996; San Vicente & Sorbe, 1990, 1993a, 1995, 2003).

The *Schistomysis* species exhibits typical morphological characters of the family Mysidae and of the newly created subfamily Mysinae: stalked compound eyes, well developed carapace covering most of the thoracic somites; maxillipeds (2 pairs) not intimately associated with cephalic appendages; biramous thoracopods; abdomen with a well developed tail fan; exopod of fourth pleopods of male elongate and modified; statocyst present in each uropodal endopod (Fig. 1).



Figure 1. Photograph of *Schistomysis assimilis* (live mature male) taken by Guillermo Guerao.

The 6 known *Schistomysis* species are identified according to some morphological characters such as the eyes, the form and armature of the antennal scales, uropods and telson and by the arrangement of dashed chromatophores on the lateral and dorsal part of the abdominal somites.

Schistomysis species have a wide latitudinal distribution, extending from Lofoten, Norway (*S. ornata*, 68ºN) to southern Morocco (cape Juby) and Canary Islands (*S. ornata* and *S. spiritus*, about 28ºN). Their known longitude range is from 20ºW (*S. ornata*) to 52ºE (*S. elegans*) (Fig. 2). In European waters, *Schistomysis* is a littoral and eurybenthic shelf genus (Mauchline, 1980), with a bathymetric distribution ranging from the swash-zone of beaches to a maximum depth of 179 m (Sorbe, 1984; San Vicente, 1996). Probably due to increasing environmental homogeneity and lack of barriers in neritic environments, the bathymetric distribution of the deepest species *S. ornata* is associated with the greatest amplitude of its latitudinal distribution.

The diverse *Schistomysis* species show a clear depth-related zonation pattern: intertidal and surf areas are colonized by *S. parkeri* and *S. assimilis*, infralittoral bottoms by *S. spiritus*, *S. kervellei* and circalittoral bottoms by *S. ornata*. In coastal environments, the *Schistomysis* populations live in dense swarms

[a] *C/ Nou 8, 43839 Creixell, Tarragona, Spain (E-mail: csanvicente@gencat.cat)*
[b] *Station Marine (UMR 5805, CNRS / UB1), 2 rue Jolyet, 33120 Arcachon, France (E-mail : jc.sorbe@epoc.u-bordeaux1.fr)*

swimming in the 4-5 cm water layer above the sandy bottom (dive personal observations). On the shelf, the deeper *Schistomysis* populations also live in the near-bottom habitat, being generally most abundant in the 0-50 cm near-bottom water layer during the day and migrating in the water column during night-time. Main migration types have been observed in *Schistomysis* populations: coastal (tidal and surf-zone migrants), day-night and seasonal migrations.



Figure 2. Known geographical distribution of *Schistomysis* species

Although *Schistomysis* populations are often very abundant in marine soft-bottom habitats, few studies have been dedicated to their feeding behaviour. The feeding appendages consist of an unpaired labrum and paired mandibles, paragnaths, maxillules and maxillae; thoracopods also have some feeding function, mainly the two first pairs. The histological structure of the alimentary canal of *S. ornata* and *S. spiritus* has been described by Gelderd (1909). *Schistomysis* species are generally considered to be omnivorous crustaceans, ingesting a great proportion of amorphous detrital material, although herbivory or carnivory has been also reported. Stomach contents consisted of unidentifiable fine particle material mixed with sand grains, fragments of terrigenous vegetable material, naviculoid diatoms, dinoflagellates, small copepods and other crustaceans. Some observations also suggest that diet composition changes with developmental stage, with herbivory dominating among juveniles and carnivory among adults (Mauchline, 1967). In S. kervillei, diet changes related to the seasonal cycle has been also described (Mauchline, 1971). The feeding habits of *S. kervillei* and *S. ornata* appear to be closely similar, the two species being omnivorous; S. *spiritus* is also omnivorous, but seems to feed more frequently on suspended matter in the water column and less frequently on live preys such as small copepods (Mauchline, 1971). *S. kervillei* also fed on *Artemia* nauplii in aquarium conditions (unpublished personal data).

Schistomysis populations are known to represent a potential food resource for some invertebrates (decapods and cephalopods) as well as for a wide variety of demersal and pelagic fishes. As intermediate-sized prey, between mesozooplanktonic (µm) and macrobenthic (cm) organisms, mysids progressively replace copepods in the diet of small fishes and crustaceans during their growth (Sorbe, 1981 Vilas, 2005). The list of known predators of *Schistomysis* species indicates the general importance of these mysids in neritic food webs. Consequently, their contribution to ecosystem functioning must be taken into consideration in benthopelagic coupling.

The *Schistomysis* species can be a host for diverse endo/epibionts (diatoms, tremadotes, leeches, etc.). In the case of *S. parkeri* from the swash zone of Hendaye beach, a new species of suctorian epibiont, *Ophryodendron mysidacii* was described by Fernandez-Leborans *et al. (*1996). This ciliate could be an important competitor of the mysid for the capture of food. Moreover, the presence of many epibionts on the whole body may hinder the mobility of the basibiont and their occasional attachment on its eyes may interfere with an essential sensorial function of the mysid, thus affecting its survival (Fernandez-Leborans & Tato-Porto, 2002). Recently, Utevsky & Sorbe (2012) reported the marine fish leech *Mysidobdella borealis* from Hendaye beach *S. parkeri* population; this is the only known so far boreal-arctic piscicolid species occurring from the southern Bay of Biscay to the Kara Sea.

Main environment, demographic and biological data of *Schistomysis* populations analysed from the NE Atlantic Ocean and the NW Mediterranean Sea are shown in Table I. The Mediterranean beach population of *S. assimilis* showed a maximum density in spring and a minimum in summer-autumn, on the contrary to European Atlantic beach populations, characterised by a summer maximum. The density decay observed at Creixell beach in autumm may be the result of an emigration of part of the population from the beach to deeper bottoms in relation with the stormy weather known to occur during this period of the year. Such seasonal horizontal migrations were also suggested in the case of *S. spiritus* to explain the disappearance of the Aquitanian population on coastal soft-bottoms during the summer months. The abundance and biomass fluctuations of the littoral populations (*S. assimilis* and *S. parkeri*) were wider than those of the deeper shelf species (*S. spiritus*, *S. kervillei* and *S. ornata*) (Fig. 3a). Such noticeable fluctuations are certainly related to the greater instability of the beach environments in comparison with deeper shelf bottoms (bottom turbulence, water temperature).

In *Schistomysis* species as is all Mysida, the brooding females carry their embryos and larvae in a ventral marsupium in which

takes place the entire development. The three main stages of marsupial development of *S. spiritus* were described in detail by Almeida Prado (1966). The embryonic phase begins after the fertilization of the eggs within the marsupium and ends with the shedding of the egg membrane; the early embryos are spherical or sub-spherical and their size is closely similar to ovocytes. The emerging nauplioid forms are yolk-filled and encased in an unsegmented cuticle; later on, the late nauplioids are body-segmented and show developing appendages. A first intramarsupial molt results in a non-motile postnauplioid form characterized by the presence of free eyes, carapace and all appendages. Just before or after liberation of the progeniture from the marsupium, a second ecdysis occurs, yielding a free-living juvenile showing a morphology similar to adults (except secondary sexual characters). The embryonic stage takes 21-33% of the total intramarsupial development, the subsequent nauplioid stage lasts another 49-60%, and the postnauplioid stage accounts for 10-20% until release form the brood pouch. Probably related to the amount of egg nutritive material available for intramarsupial development in a colder environment, the embryo and larvae size increases with depth.

In general, within a determined marsupium, all embryos or

Table 1. Comparative biological data of the *Schistomysis* populations from the SE Bay of Biscay and the NW Mediterranean ([1,2,3,4] San Vicente & Sorbe, 2003, 1993a, 1990, 1995; [5] Sorbe, 1991) (* : calculated from original data using a conversion factor of 100).

Species	*S. assimilis* [1]	*S. parkeri* [2]	*S. kervillei* [3]	*S. spiritus* [4]	*S. ornata* [5]
Geographical area	Mediterranean	Bay of Biscay	Bay of Biscay	Bay of Biscay	Bay of Biscay
Bathymetric distribution	0-10 m	0-10 m	31 m	31 m	91 m
Temperature (ºC):					
Annual mean/annual range	17.2/13.7	15.8/13.5	13.1/4.5	13.1/4.5	11.8/0.1
Annual density (ind. /100 m^3)					
Maximum/minimum	9620/144*	44290/610*	7336/80	2553/0	670/4
Mean	2960*	5980*	1502	480	407
Annual biomass (mg /100 m^3)					
Maximum/minimum	4379/33*	27020/110*	8020/124	3256/0	684/5
Mean	995*	3450*	1229	408	366
Sex-ratio (♀/♂)	1.4	1.8	1.0	1.1	1.1
Brood size (Nw)					
Maximum/minimum	43/3	41/4	48/4	33/3	23/4
Mean	17	15	21	13	12
Intramarsupial mortality (%)	18.6	1.1	19.1	10.5	0
Mean Ømax embryos (mm)	0.52	0.52	0.62	0.59	0.77
Mean Lc postnauplioid stage (mm)	0.40	0.43	0.49	0.43	0.61
Minimum CL (mm)					
Juveniles/males/females	0.40/0.90/1.05	0.57/0.89/0.91	0.57/0.97/1.17	0.60/1.10/1.35	0.73/1.21/1.40
Maximum CL (mm)					
Males/females	2.95/3.20	2.89/3.29	4.24/3.95	3.60/3.75	3.72/3.56
Longevity (months)					
Maximum/minimum	8/5	8/5	9/4	9/5	11/5
Mean (C.P.I.)	6	6	6	7	8
Number generations year $^{-1}$	3	3	3	3	2
Hynes's size-frequency method					
Production (mg /100 m^3 /year)	10354*	26321*	12961	3086	2255
Annual P/B	9.12	9.73	9.38	6.83	6.09
Morin & Bourassa empirical method					
Production (mg /100 m^3 /year)	8320*	35600*	6483	1853	1821
Annual P/B	8.35	10.32	5.27	4.54	4.98

larvae show the same development stage and the spatial orientation of all larvae is similar (their posterior end pointing anteriorly and their dorsal surface facing the ventral surface of female body). The maximum fecundity of *Schistomysis* females has been observed in *S. kervillei* (48 nauplioids marsupium-^{1}: San Vicente & Sorbe, 1993b).

Natural *Schistomysis* populations shown a mortality rate of 0-19% during intramarsupial development. A small number of young accidentally lost from marsupium may be recaptured by other brooding females and actually adopted into their brood pouch (first described by Wittmann, 1978 on *Leptomysis lingvura*, this behaviour was only observed for *S.spiritus* and *S. parkeri*). As in most mysids from temperate European waters (Mauchline, 1980), the *Shistomysis* populations have a continuous reproduction all year round and their fecundity is positively correlated to the body size of females and negatively correlated to water temperature in the near-bottom environment (Figs. 3cd).

The Mediterranean *S. assimilis* is a smaller species than its four Atlantic congeners, with the exception of males that can reach a size higher than males of *S. parkeri*. Immature males can be recognized at a smaller size than immature females and mature females can reach a maximum size higher than males. Adult individuals collected early in the year were significantly larger than those collected latter and the monthly fluctuations of the carapace mean sizes were quite similar in all *Schistomysis* populations (Fig. 3b).

Due to continuous reproduction of Schistomysis populations all year round, the increasing modal size of the newly born generations could not be followed through inspection of successive length-frequency histograms. However, according to all available demographic data (fluctuations in abundance, biomass and size of adults during an annual cycle) the life history of the Schistomysis populations can be classified in two types. In concordance to previous investigations on coastal Scottish populations (Mauchline, 1967, 1971), S. parkeri, S. spiritus and S. kervillei are trivoltine species in the SE Bay of Biscay as well as S. assimilis in the NW Mediterranean. Mauchline (1980) first mentioned that trivoltinism is a rather common demographic feature among neritic mysids from latitudes between 25° and 50°. However, on

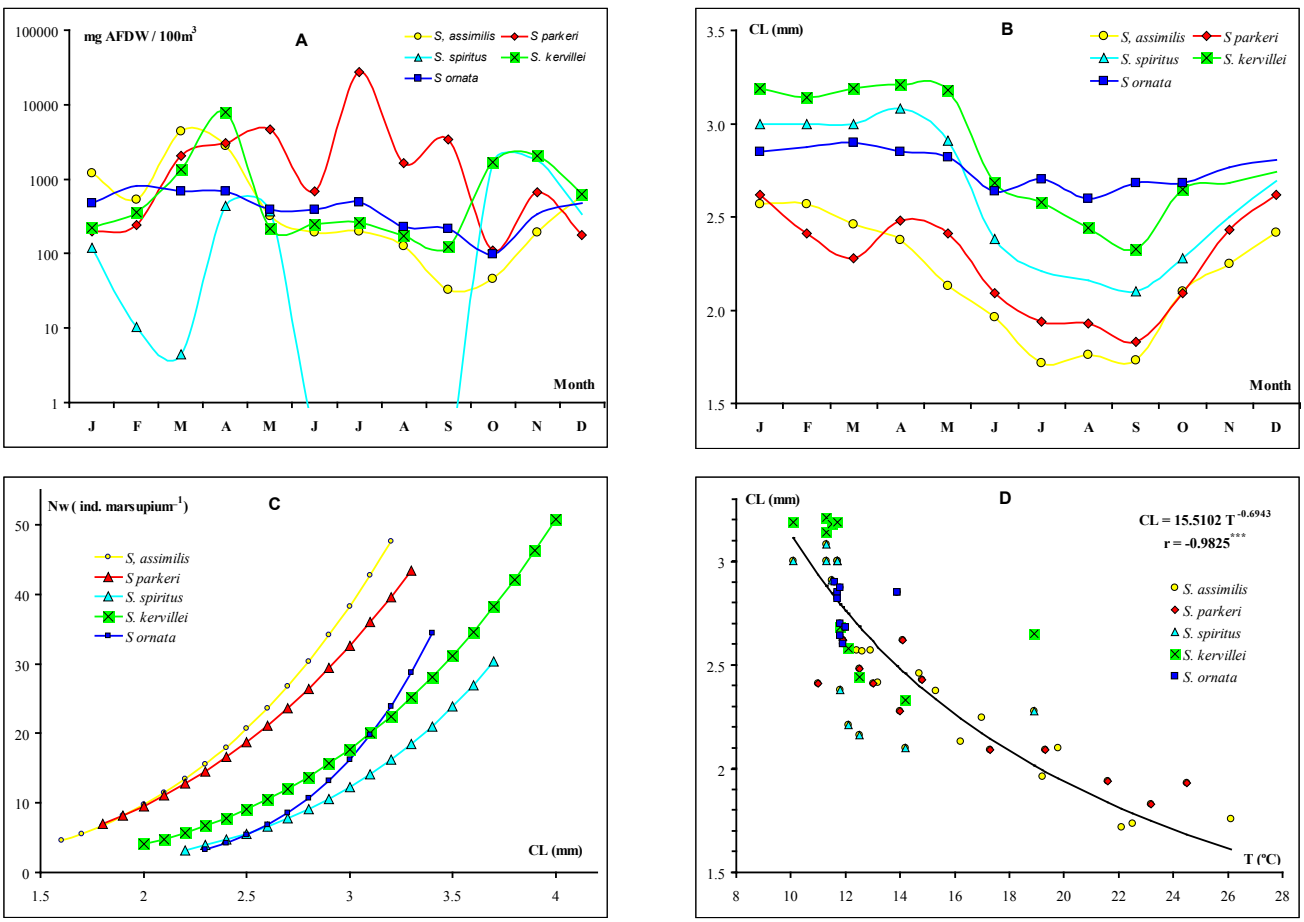


Figure 3. Demographic data in different *Schistomysis* populations from the SE Bay of Biscay (*S. kervillei*, *S. ornata*, *S. parkeri* and *S. spiritus*) and the NW Mediterranean Sea (*S. assimilis*). A: Monthly fluctuations of population biomass (ash-free dry weight); B: Monthly fluctuations of the carapace length (CL) of brooding females; C: Relationship between the fecundity (Nw = n° of individuals per marsupium) and the carapace length (CL) of brooding females; D: Relationship between the carapace length (CL, monthly mean values) of brooding females and the corresponding near-bottom temperatures (T).

the outer shelf of the SE Bay of Biscay, where the mean near-bottom water temperatures are lower than in more coastal areas, S. ornata is bivoltine, thus confirming that mysid voltinism is directly influenced by temperature (Pezzack & Corey, 1979). The longevity of individuals varies according to generations; individuals belonging to the spring-summer generations may have a life span as short as 4-5 months, while the overwintering ones individuals may live for 8-11 months.

Estimated by the Hynes's size-frequency method (Menzies, 1980), the annual secondary production of *S. assimilis* is 2.5 times lower than that of *S. parkeri*, comparable to that of *S. kervillei*, 3.4 and 4.6 times higher than that of *S. spiritus* and *S. ornata*, respectively (production and P/B values of *S. spiritus* must be considered with a certain prudence because the summer migration of the population towards shallower bottoms strongly affects these estimates). The production and P/B values given by the Morin and Bourassa (1992) empirical model are of the same magnitude order (slightly lower) than values given by the preceding size frequency method. Furthermore, both P/B estimates fit well the theoretical range proposed by Waters (1977) for trivoltine species, thus demonstrating that these methods are certainly appropriate in the case of littoral populations. Conversely, there is no concordance between the two estimation methods in the case of the deeper *Schistomysis* populations from the SE Bay of Biscay, probably due to inadequacy of the empirical model for deeper marine populations (San Vicente, 1996).

In general, the *Schistomysis* species seems to be opportunist mysids as suggested by their demographic features (abundance fluctuations, fecundity, production, P/B ratio). According to Mauchline (1980), mysids play an important role in the functioning of soft-bottom benthic ecosystems. This is also true for all the studied *Schistomysis* populations characterized by high density/biomass values, demonstrating that they must be considered as a dominant and resident species of their suprabenthic communities.

Related to daily, tidal and seasonal cycles, *Schistomysis* populations are believed to accomplish both horizontal and vertical migrations. Due to their swimming abilities, the *Schistomysis* species can be redistributed across the swash-, surf- and the coastal zones, according to their respective ecological optimum. Such migrations involve major selective advantages: maintenance in optimal turbulence zone (San Vicente, 1996; Jumars, 2007), capacity to avoid predators (McLachlan, 1983), ability to decrease metabolic consumption in deep colder waters (Longhurst, 1976), use of other habitats which may provide additional food resources (Fosså and Brattegard, 1990) and enhanced probability of meeting a sexual partner (Hesthagen, 1973). Such migrations can also be interpreted in terms of energetic fluxes, allowing an important fraction of the secondary production to be exported from the suprabenthic habitat to other compartments of the marine environment. This phenomenon is sufficient in magnitude to affect the structure of a whole population and even a whole ecosystem (Dauvin *et al.,* 2008).

The presence of six vicariant species in the NE Atlantic, the Mediterranean and the Caspian seas is the result of a speciation processes determined by the physical conditions of the environment (parapatric speciation: Atlantic species) or the geographical distance (allopatric speciation: Mediterranean and Caspian species). Mysida phylogeny is poorly understood and few attempts were made to revise the status of lower taxonomic levels. According to Hickman *et al.* (1992), the origin of a genus will be bounded by the maximum density level of their species; in the case of *Schistomysis*, this area was probably located on the Atlantic continental shelf, between 50-30ºN latitude (four species colonize these latitudes). However, more detailed morphological and molecular analyses are probably needed to reach a correct view of the genealogy and the speciation within this genus.

References

Almeida Prado-Por, M. S. (1966) *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 38: 349–353.

Daneliya, M.E & V. V. Petryashev (2011) *Russian Journal of Marine Biology,* 37(2): 85–97

Dauvin, J.C., N. Desroy, L. Denis & T. Ruellet (2008) *Marine Pollution Bulletin*, 56(1): 77–87

Fernandez-Leborans, G., & M.L. Tato-Porto (2002) *Journal of Natural History*, 36 (5): 505–513.

Fernandez-Leborans, G., M.L. Tato-Porto, & J.C. Sorbe (1996) *Journal of Zoology,* 238: 97–112.

Fosså, J.H. & T. Brattegard (1990) *Marine Ecology Progress Series,* 67: 7–18.

Hesthagen, I.H. (1973) *Kieler Meeresforschung*, 29: 116–140.

Hickman, C.P., L.S. Roberts & F.M. Hickman (1992) Ed. McGraw-Hill, Madrid: 119 pp.

Gelderd, C. (1909) *La Cellule,* 25 (1): 1–70.

Jumars, P. (2007) *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review,*45: 89–138.

Longhurst, A.L. (1976) In: Cushing, D.H., Walsh, J.J. (Eds.), *The ecology of the seas*. Blackwell, Oxford, p. 116–137.

McLachlan, A. (1983) In*: Sandy beaches as ecosystems*. A. McLachlan and T. Erasmus (eds.), Junk Publishers. The Hague: 321–380.

Mauchline, J. (1967) *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom,* 47: 383–396.

Mauchline, J. (1970) *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom,* 50: 169–175.

Mauchline, J. (1971) *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom,* 51: 653–658.

Mauchline, J. (1980) Advances in Marine Biology, 18. Academic Press, London : 681 pp.

Menzies, C. A. (1980) *Limnology and Oceanography,* 25: 770–773.

Morin, A. & N. Bourassa (1992) *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* 49: 532–539.

Parr T.D., Tait, R.D., Maxon, C.L., Newton III, F.C., Hardin J.L. (2007) *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 71: 170–180.

Pezzack, D. S. & S. Corey (1979) *Canadian Journal of Zoology,* 57: 785–793.

San Vicente, C. (1996) PhD thesis, University of Barcelona, 475 pp.

San Vicente, C. & J.C. Sorbe (1990) *Actas VI Simposio Ibérico Estudios Bentos Marino, Ed.Bilbilis (Palma de Mallorca)*: 245–267.

San Vicente, C., & J. C. Sorbe (1993a) *Crustaceana,* 65: 222–252.

San Vicente, C. & J. C. Sorbe (1993b) *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografia,* 11: 299–304.

San Vicente, C., & J.C. Sorbe (1995) *Scientia Marina,* 59 (Supl. 1): 71–86.

San Vicente, C., & J.C. Sorbe (2003) *Boletín del Instituto Español de Oceanografia*, 19(1-4): 391–120

Sorbe, J.C. (1981) *Kieler Meeresforschungen. Sonderheft*, 5: 479–489.

Sorbe, J.C. (1983) *Annales de l' Institut Océanographique,* 59(2) : 117–126.

Sorbe, J. C. (1984) Thèse d'Etat, Université de Bordeaux I, 265 pp.

Sorbe, J. C. (1991) *Actas V Simposio Ibérico Estudios Bentos Marino,* 24: 273–298.

Utevsky, S. Y. & J. C. Sorbe (2012) *Vestnik zoologii*, 46(2): e-35—e-38,
Vilas, C. (2005) PhD thesis, University of Cádiz, 204 pp..
Waters, T.F. (1977) *Advances Ecological Research,* 24 10: 91–164.
Wittmann, K.J. (1978) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 32: 259–274.

Sex-ratio fluctuations acting as resilience mechanisms of amphipod populations

Alexandra Guerra, Nuno Leite, João Carlos Marques, Irene Martins

Introduction

Sex-ratio, the proportion of males to females or vice-versa, in a population can be either 1:1 or skewed towards males or females (Moore, 1981). Many species show certain temporal or spatial variability in their sex-ratios (Wildish, 1997), i.e., a given population can show different sex-ratios between years or the different local populations of a given species can possess different sex-ratios, which suggests environmental influence of the sex-ratios (Paoletti and Cantarino, 2002). Some of these alterations may arise as a consequence of a different mortalities, different dispersive capacity or habitat preferences for each sex. Others, however, may be related to adaptive adjustments to different environmental conditions (Paoletti and Cantarino, 2002). For instance, in the case of some amphipods, the proportion of males and females has been related to temperature and photoperiod (Dunn *et al*., 2005). Previous studies suggest that under certain circumstances, the sex of amphipods may have environmental determination (Environmental Sex Determination- ESD) (Dunn *et al*., 2005). Despite not knowing how important this mechanism is in populations of *E. marinus*, several other species of amphipods, including *Gammarus duebeni* and *G. lawrencianus*, present ESD (Lawrence and Soame, 2004). Other factors underlying differences in sex-ratio in a population include food availability, sexually biased predation, time needed to associate with a female for successful mating, longevity between sexes and parasitic factors (Appadoo and Myers, 2004).

Some authors have suggested that under conditions of high disturbance (i.e. density-independent mortality) those populations with the capability of adjusting their sex-ratios in the sense of increasing their intrinsic rate of population growth would presumably be favored (Paoletti and Cantarino, 2002). Thus, in this context, sex-ratio fluctuations may contribute to the resilience and persistence of populations.

In this study, we aimed to assess how sex-ratio fluctuations of *Echinogammarus. marinus* affect the long-term variation of populations under scenarios of climate change, namely, temperature increase and salinity variations.

IMAR- Institute of Marine Research, Marine and Environmental Research Centre, Department of Life Sciences, Faculty of Sciences and Technology, University of Coimbra. 3004-517 Coimbra, Portugal (imartins@ci.uc.pt).

Material and methods

For this purpose, we have used a validated model of *E. marinus* population dynamics with long-term stability and sex-ratio of ~1. Initially, to assess the effects of climate changes on *E. marinus* population, three distinct scenarios were considered: T, S and T-S for temperature increases, salinity fluctuations and a combination of both, respectively. In a second phase, the initial scenarios were combined with sex-ratio fluctuations: T-R, S-R and T-S-R, which included the combined effects of variations in temperature/sex-ratio, salinity/sex-ratio and temperature/salinity/sex-ratio, respectively.

Results

Results showed that the increased temperature, as well as decreased salinity, cause a gradual decrease in the density of *E. marinus* populations, whereas increased salinity alone causes a significant increase in the density of the amphipod, with long-term stability. For all tested scenarios with sex-ratio fluctuations (T-R, S-R and T-S-R), male-biased populations presented a gradual decline over time, with potential collapse after approximately 9 years. On the contrary, female-biased populations showed long-term stability up to a temperature increase of 2 ºC as well as salinity decreases of 5psu.

However, in a scenario in which a temperature increase of 2°C is associated with a salinity decrease of 5psu, female-biased populations are not able to compensate the decrease in density caused by these two factors, resulting in the collapse of the population over time. The same was observed for scenarios that include female-biased populations, with temperature increases of 4°C singly or in conjunction with the tested salinity variations (±5psu).

Discussion and conclusions

Overall, the present results indicate that variations on temperature and salinity will affect the recruitment of *E. marinus* and, consequently, its population dynamics and density. Subsequently, if populations show sex-ratio fluctuations as a response to environmental changes (e.g. temperature, salinity), their long-term maintenance may be affected by that. Whereas female-biased populations can potentially cope better with long-term adverse effects due to compensation of lower recruitment rates by a higher proportion of females in the population, male-biased populations may be at a higher risk of collapse.

In conclusion, our results suggest that sex-ratio fluctuations may be an important resilience and persistence mechanism of populations, particularly, under adverse conditions.

References

Appadoo C, Myers AA. 2004. Reproductive bionomics and life history traits of three gammaridean amphipods, *Cymadusa filosa Savigny*, *Ampithoe laxipodus Appadoo* and Myers and *Mallacoota schellenbergi* Ledoyer from tropical Indian Ocean (Mauritius). Acta Oecol; 26:227-238.

Dunn A, Hogg JC, Kelly A, Hatcher MJ. 2005 Two cues for sex determination in *Gammarus duebeni*: adaptive variation in environmental sex determination? Limnol Oceanogr; 50:346-353

Lawrence AJ, Soame JM. 2004 The effects of climate change on the reproduction of coastal invertebrates. Ibis (suppl.); 146:29-39

Moore PG. 1981 The life histories of the amphipods *Lemhos wehsteri* (Bate) and *Corophium bonnrllii* (Milne Edwards) in kelp holdfasts. J Exp Mar Biol Ecol; 49:l-50.

Wildish DJ. 1997 Biased sex ratios in invertebrates. In: Adiyodi, A., Adiyodi (Eds.), Advances in Invertebrate Reproduction. Peralam-Kenoth, India; pp. 3-23.

Paoletti MG, Cantarino CM. 2002 Sex ratio alterations in terrestrial woodlice populations (Isopoda: Oniscidea) from agroecosystems subjected to different agricultural practices in Italy. Appl Soil Ecol; 19:113-120

Estimas de edad y crecimiento de la lapa amenazada *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae) en las islas Chafarinas (Mediterráneo occidental)

Javier Guallart[a], Iván Acevedo[a], Marta Calvo[a]

La lapa ferruginosa (*Patella ferruginea*) es uno de los invertebrados más amenazados del mar Mediterráneo, incluida en el Catálogo Español de Especies Amenazadas como "en peligro de extinción". El estudio de la edad y del crecimiento de la especie resulta fundamental para determinar diversos parámetros necesarios para la comprensión de su dinámica población y para su gestión: e.g. edad de primera madurez sexual, longevidad, edad a la que se alcanzan tallas con una fecundidad elevada.

Se presentan aquí los resultados del estudio del crecimiento de la lapa ferruginosa en las islas Chafarinas a partir del seguimiento y biometrías sucesivas de ejemplares entre 2005 y 2012.

La identificación de los ejemplares objeto de seguimiento se realizó principalmente mediante marcaje, adhiriendo a la concha con resina de poliéster transparente etiquetas de plástico de colores con códigos alfa-numéricos. Adicionalmente, en algunos casos fue posible realizar el seguimiento de determinados juveniles de pequeña talla (con un tamaño de concha inferior a 20 mm, demasiado pequeña para adherir estas marcas) por localizarse en determinados enclaves singulares (rocas aisladas, sustratos artificiales,…) que permitían su identificación. Periódicamente se realizó la biometría de los ejemplares objeto de seguimiento, inicialmente con una periodicidad trimestral y en una fase posterior con periodicidad anual. Debido a las dificultades para realizar una biometría precisa de los ejemplares estando adheridos al sustrato natural, en cada ocasión se midió la talla (DM: diámetro máximo de la concha, medido a lo largo de su eje longitudinal, incluyendo las prominencias en su perfil debido a la prolongación de las "costillas" que habitualmente recorren su superficie) de cada ejemplar 3 veces, considerando el promedio como valor representativo de la ésta.

Se han detectado importantes diferencias estacionales en la tasa de crecimiento. Ésta es mayor en invierno y primavera, y menor durante verano y otoño. Se plantea que la menor tasa de crecimiento estival puede ser debida al estrés térmico por las elevadas temperaturas ambientales de esta época mientras que durante el otoño podría ser debida a coincidir con la época de maduración gonadal y de freza.

Por otra parte se ha comprobado que en determinados ejemplares se producen no ya crecimiento de la concha sino una reducción significativa de su tamaño. Esto estaría relacionado con factores ambientales que suponen la erosión de la concha. El porcentaje de ejemplares que de este modo presentan un "crecimiento negativo" de la concha presenta asimismo diferencias estacionales, siendo frecuente sobre todo en otoño.

Dada la marcada estacionalidad en la tasa de crecimiento, para el ajuste de los resultados al modelo de crecimiento (ecuación de crecimiento de von Bertalanffy: ECVB) se han utilizado datos procedentes de variaciones de talla entre periodos anuales completos. El ajuste a la ECVB de acuerdo con el método de Gulland & Holt da como resultado los siguientes parámetros: $L\infty = 80.61$, $k = 0.318$, ($n = 190$, $r = -0.724$, $p<0.001$)

Sin embargo cabe destacar por una parte la elevada variabilidad existente entre la tasa de crecimiento, incluso para ejemplares dentro de un mismo rango de tallas. Por otra parte, cabe plantearse que el crecimiento de la concha de los ejemplares de esta especie corresponde a un patrón en el que influye tanto su crecimiento ontogenético como la erosión de la concha debido a diferentes factores ambientales. De esta manera, la variación de la talla en un periodo sería el resultado de la suma de ambos factores y de la intensidad temporal de cada uno de éstos.

Se discute cómo tanto la variabilidad observada como la complejidad de este patrón de "incremento + erosión" dificultan sintetizar la evolución del crecimiento de la especie mediante un modelo sencillo como la ECVB u otros semejantes. De este modo, los parámetros aportados aquí o los calculados por autores precedentes para este modelo deben ser tomados con cautela en su uso para estimar la longevidad de la especie en el archipiélago o para el análisis global de su dinámica poblacional.

Se han obtenido evidencias de que algunos ejemplares objeto de seguimiento superan la edad de 12 años y se estima que la longevidad de la especie puede ser bastante superior a este valor, muy probablemente por encima de las dos décadas.

[a] *Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC) (javier.guallart@uv.es, iacevedo@mncn.csic.es, mcalvo@mncn.csic.es).*

Dinámica espacio-temporal de la malacofauna asociada a fondos blandos de la bahía de La Goulette (norte de Túnez)

Mouna Antit[a], Asma Daoulatli[a], Carmen Salas[b], Javier Urra[b], José Luis Rueda[c], Serge Gofas[b]

Introducción

La biodiversidad marina de Túnez es poco conocida salvo en ciertas zonas, como el Golfo de Gabès (Ceccalupo *et al*. 2008) o la costa septentrional (Golfo de Túnez y lagunas), donde los estudios bionómicos han estado dirigidos principalmente a la evaluación de pesquerías (Ktari-Chakroun & Azzouz, 1971). En una revisión de estudios previos en la Golfo de Túnez, Afli *et al*. (2005) citan 416 especies de moluscos, 10 especies para la zona de Hammamet y unas 171 especies para el golfo de Gabes. El Golfo de Túnez representa un punto estratégico del Mediterráneo, al ser la zona de encuentro de la cuenca oriental y la occidental, lo que la convierte en un lugar privilegiado para evaluar la progresión de especies no indígenas desde la cuenca oriental hacia la occidental como consecuencia de la tropicalización del Mediterráneo (Antit *et al*. 2011).

La zona de estudio se localiza en la bahía de La Goulette (36º49'06.8N - 10º18´36.0E), situada en la parte interna del Golfo de Túnez. La playa se extiende entre el puerto de La Goulette y el canal de Khereddine, que comunica directamente con el lago de Túnez. En esta pequeña bahía aparecen espigones artificiales cubiertos por una densa franja de algas fotófilas y una pequeña pradera de *Cymodocea nodosa*, que se extiende entre 1 y 10 m de profundidad.

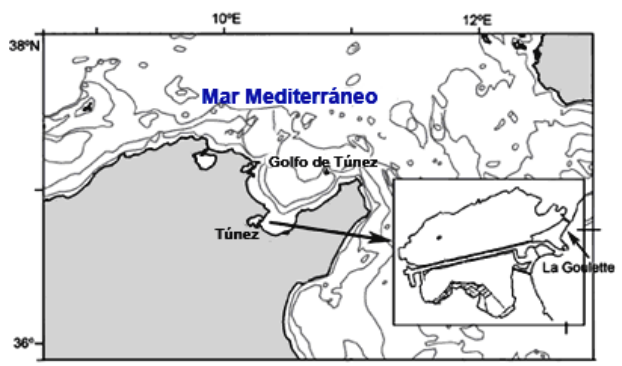


Figure 1. Localización del área de estudio en La Goulette (señalada con una flecha en el margen inferior derecho

[a] *Département de Biologie, Faculté des Sciences, Université de Tunis. El Manar 2, 2092 Tunis (Tunis)*
[b] *Departamento Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga. Campus de Teatinos s/n. 29071 Málaga Spain. Email:casanova@uma.es;*
[c] *Centro Oceanográfico de Málaga, Instituto Español de Oceanografía; Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola (Málaga)*

Material y métodos

Los muestreos se realizaron mensualmente, desde marzo 2009 a marzo 2010 en dos rangos batimétricos diferentes, 3-4 m y 10-15 m. En cada rango batimétrico se tomaron 3 réplicas por mes, mediante una draga rectangular de 72 cm de ancho y 30 cm de alto, con una malla de 3 mm. En cada réplica se arrastró durante 5 minutos, con una velocidad de 1 nudo, lo que representa un área muestreada por réplica de aproximadamente 111 m^2.

Paralelamente se tomaron muestras de agua y de sedimento, para el posterior análisis de las siguientes variables ambientales: granulometría y materia orgánica del sedimento; temperatura y salinidad de la columna de agua, La granulometría se analizó con una columna estándar de tamices y se determinó el índice de Trask. El contenido en materia orgánica se calculó por calcinación a 500 ºC durante 1 hora. La temperatura superficial del agua se obtuvo en los lugares de muestreo con termómetros de 0,1 ºC de precisión.

Las especies se han caracterizado a partir de sus dominancias y frecuencias relativas a lo largo del periodo de estudio, mientras que la caracterización de las taxocenosis se ha realizado a partir de ciertos índices ecológicos (riqueza específica, diversidad, equirrepartición). La afinidad entre muestras y su ordenación en el espacio y en el tiempo se analizó con métodos multivariantes (CLUSTER, MDS) usando el índice de similaridad de Bray-Curtis. Las diferencias entre grupos de muestras se analizaron mediante un análisis de similaridad (ANOSIM), y el grado de contribución de las especies en la caracterización de los distintos grupos mediante la rutina SIMPER. Todos estos análisis multivariantes fueron realizados con el programa PRIMER.

Resultados

El sedimento de la franja somera (3-4 m) corresponde a arena fina y el de la franja más profunda (10-15 m) a arenas muy fina. El porcentaje medio de materia orgánica fue mayor a 10-15 m (3.7%) que a 3-4 m (2.6%). La evolución de la temperatura del agua de mar superficial mostró máximos en verano (28ºC en julio) y mínimos en invierno (8ºC en febrero). Los valores de salinidad oscilaron entre 358 psu (febrero) y 37.8 psu (agosto)

Se han procesado 24.166 ejemplares pertenecientes a 147 especies de moluscos. Un total de 11.780 individuos (121 especies) se colectaron a en los puntos de muestreo más someros (3-4 m), mientras que 12.386 individuos (113 especies) se

colectaron en los puntos más profundos (10-15 m). Hay un elevado número de especies compartidas entre ambos niveles

batimétricos. Entre las 20 especies más frecuentes en cada rango batimétrico hay 15 que son comunes a ambos listados, destacando como constantes *Dosinia lupinus, Neverita josephinia* y *Nassarius mutabilis*. De manera similar, entre las especies con dominancia superior al 5% se encuentran 4 especies comunes en ambas profundidades: los bivalvos *Corbula gibba, Musculus subpictus, Dosinia lupinus* y el gasterópodo *Polycerella emertoni*, especie no indígena del Mediterráneo. A 10-15 m aparece además como dominante *Bittium reticulatum* (Cerithiidae).

La riqueza específica (S) oscila entre una media de 46 y 19 especies (marzo y noviembre de 2009, respectivamente) a 10-15 m de profundidad, y entre 43 y 8 especies (marzo y noviembre de 2009, respectivamente) a 3-4 m de profundidad. La diversidad (H') y la equirrepartición (J') también presentan fluctuaciones, pero menores que las de S; oscilando H´ entre 4.14 y 2.0 bits a 3-4 m y entre 3.14 y 2.0 bits entre 10-15 m. La repartición de los efectivos por especies fue en general relativamente buena, por lo que J' osciló entre 0.6 y 0.8.

La taxocenosis de moluscos de los fondos blandos de La Goulette presenta diferencias significativas ($p<0.01$) a nivel espacial entre 3-4 m y 10-15m (RANOSIM=0,121). En cambio, estas diferencias son mayores con respecto a la estacionalidad ($p<0.01$), tanto a nivel cualitativo ($p<0.001$) como cuantitativo ($p<0.001$. Las muestras invernales presentan una mayor afinidad entre ellas, distanciándose así de las de otras épocas del año. Por el contrario, las muestras de otoño son las que presentan mayor afinidad con las de otras estaciones, en particular con las de verano.

Discusión

La riqueza específica encontrada en los fondos blandos de la bahía de La Goulette es bastante alta si la comparamos con los valores habituales obtenidos en fondos blandos similares, tanto en Túnez (Afli *et al*.2005) como en otros puntos (Currás *et al*., 1993; Rueda *et al*. 2001). Posiblemente el uso de una draga, un área de muestreo amplio y un cuidadoso tamizado han favorecido la captura de numerosas especies de micromoluscos, como *Polycerella emertoni*, nueva especie exótica para el litoral de Túnez (Antit *et al*, 2011), y que ha llegado a ser una de las especies dominantes de la taxocenosis, con 1.370 individuos colectados a lo largo del año de estudio (casi el 6% del total). Otra de las características de estos fondos es su alto porcentaje de materia orgánica, sobre todo en el rango de 10-15 m, lo que es consecuencia de su cercanía al puerto y el hecho de ser un enclave urbano muy turístico con gran afluencia de visitantes durante el periodo estival; este mayor enfangamiento de fondos profundo es común en los fondos blandos litorales (Urra *et al*. 2011). Esta posible eutrofización de los fondos se refleja en las altas dominancias y frecuencias de especies que viven habitualmente en fondos enfangados del circalitoral, como *Fusiturris undatiruga* o *Abra nítida* (Gofas *et al*, 2011).

La baja significación a nivel espacial de las taxocenosis presentes a 3-4 m y 10-15 m pone de manifiesto la existencia de migraciones, por el reclutamiento de juveniles a distinta profundidad que los adultos (algunas especies van a zonas mas someras, menos enfangadas y otras a zonas profundas mas calmadas), por la presión humana en la zona somera durante el periodo estival o por el movimiento de las especies depredadoras y/o carroñeras en busca de presas o restos orgánicos, lo que incrementaría el número de especies comunes en ambas profundidades. De hecho, entre las especies constantes a 3-4 m aparecen tres gasterópodos carnívoros (*Neverita josephinia, Hexaplex trunculus* y *Nassarius mutabilis*), al igual que a 10-15 m (*Neverita josephinia, Nassarius mutabilis* y *Nassarius pygmeus*). Estas especies no aparecen como dominantes (presentan porcentajes <5%), ya que en ambas profundidades son principalmente los bivalvos el grupo dominante. La estacionalidad es más marcada en la zona somera, como se ha constatado en otros estudios (Rueda *et al*. 2001), ya que en esa franja los cambios mensuales de temperatura y salinidad son más acusados, pero también posiblemente por la fuerte presión humana que sufre la playa durante el verano al ser una zona turística próxima a la capital. Otro factor que incide en los cambios estacionales de ambas taxocenosis son los reclutamientos, sobre todo de las especies dominantes que aportan un mayor número de efectivos.

Referencias

Afli, A., 2005. La Biodiversité Marine en Tunisie. Ministère de l'Environnement et du Développement Durable, Direction Générale de l'Environnement et de la Qualité de la Vie, et Ministère de la Recherche Scientifique, de la Technologie et du Développement des Compétences Institut National des Sciences et Technologies de la Mer, 1-20.

Antit M., Gofas S., Salas C. & Azzouna A. 2011. One hundred years after Pinctada: an update on alien Mollusca in Tunisia. Mediterranean. Marine Science, 12(1): 53-73.

Cecalupo A., Buzzurro G. & Mariani M. 2008. Contributo alla conoscenza della malacofauna del golfo di Gabes (Tunisia). Quaderni della Civica Stazione Idrobiologica di Milano, 31:1-267

Gofas S., Moreno D. & Salas C. (coordinateurs) 2011. Moluscos marinos de Andalucía. Volume I, pp. i-xvi y 1-342; Volume II, pp. i-xii y 343-798. Málaga: Servicio de Publicaciones e Intercambio Científico, Universidad de Málaga.

Ktari-Chakroun F & Azzouz A. 1971. Les fonds chalutables de la région Sud Est de la Tunisie (Golfe de Gabes). Bulletin de l'Institut National Scientifique et Technique d'Océanographie et de Pêche, Salammbô, 2(1): 5-48 .

Rueda J.L., Fernández Casado M., Salas C. & Gofas S. 2001. Seasonality in a taxocoenosis of molluscs from soft bottoms in the Bay of Cádiz (southern Spain). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 81: 903-12.

Urra J., Gofas S., Rueda J.L. & Marina P. 2011. Molluscan assemblages in littoral soft bottoms of the Alboran Sea (Western Mediterranean Sea). Marine Biology Research, 7:27-42.

Variaciones día-noche y estacionales en la estructura de la comunidad de crustáceos decápodos asociada a una pradera superficial de Cymodocea nodosa en el norte de Túnez (mar Mediterráneo)

Asma Daoulatli[a], Antit Mouna[a], Atf Azzouna[a] y J. Enrique García Raso[b]

La biodiversidad marina de Túnez es poco conocida salvo en cierta zonas, como el Golfo de Gabès y la costa septentrional (Golfo de Túnez y lagunas). Estudios recientes realizados en esta última área citan unas 120 especies de crustáceos (Afli 2005). En el caso de los crustáceos decápodos el estudio más relevante es el de Forest y Guinot (1956), quienes citaron 60 especies principalmente del Golfo de Túnez.

Investigaciones sobre la macrofauna asociada a praderas de *Cymodocea nodosa*, hábitat objeto de este estudio, son limitados y aún más si nos centramos en las comunidades de crustáceos decápodos (Ledoyer, 1966, 1968; Ševčić, 1991; García Raso *et al*., 2006; Schaffmeister *et al*., 2006; Mateos & García Raso, 2012). Ello a pesar de la importancia que dichos hábitats poseen, pues albergan una rica comunidad vegetal y animal, juegan un importante papel en las redes tróficas y en los procesos físico-químicos costeros (Duarte & Sand-Jensen, 1990), contribuyen a la mejora de la calidad de vida con un impacto económico importante (Costanza, 1997) y soportan una alta presión humana (Waycott *et al*. 1999, Zarranz *et al*. 2010).

La zona de estudio se localiza en la bahía de La Goulette (36º49'06.8N - 10º18´36.0E). Se trata de una playa popular y turística que soporta bastante presión humana, especialmente en verano, cerca del puerto de Túnez y en cuya proximidad desemboca una salida de agua dulce (Khereddine Canal) procedente de la Laguna de Túnez. En esta bahía existe una pequeña pradera de *Cymodocea nodosa*, entre 1 m y 10 m de profundidad, asentada y rodeada por fondos blandos arenosos y próxima a una formación rocosa con una buena cobertura de algas.

[a] *Département de Biologie, Faculté des Sciences, Université de Tunis. El Manar 2, 2092 Tunis. Tunisia.*
[b] *Departamento Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga. Campus de Teatinos s/n. 29071 Málaga Spain.*
garciaraso@uma.es

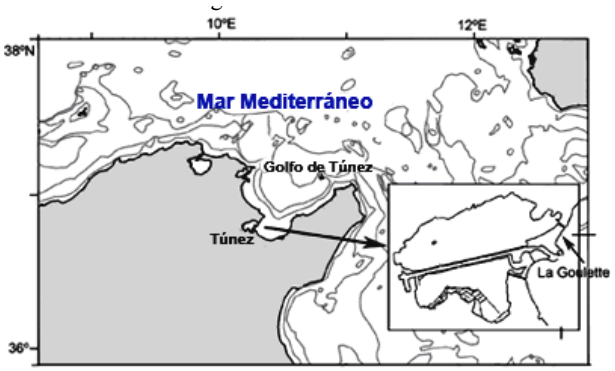


Figura 1 - Localización del área de estudio en La Goulette (señalada con una flecha en el margen inferior derecho), coordenadas: 36º49'06.8N - 10º18´36.0E.

Los muestreos se realizaron mensualmente, desde febrero 2009 a febrero 2010, por la mañana sobre las 10:00h y por la noche 2-3 horas tras la puesta de sol, cuando se manifiesta un máximo de abundancia de decápodos (García Raso *et al*., 2006; De Grave *et al*., 2006). Las muestras se tomaron mediante un pequeño patín de arrastre Agassiz, de 70 cm de anchura de boca, con una red de 3 mm de luz de malla. Cada lance duró 5 minutos, siendo la velocidad de arrastre de aproximadamente de 1 nudo (1.85 km/h), lo que representa un área muestreada de de aprox. 108 m^2. La profundidad de arrastre se situó a 3 m y siempre se tomaron 3 réplicas. Consecuentemente cada mes se analizó un área total de aproximadamente 324 m^2. Está metodología de muestro está acorde a la empleada por García Raso *et al* (2006).

Para el **estudio fenológico** se tomaron 5 réplicas bimensuales, al azar, de 50 x 50 cm. Además, estos cuadrantes se subdividieron en 4 partes de 25 x 25 cm, de las que tres se utilizaron para determinar la densidad de haces (la cuarta se reservó para futuros estudios sobre epifauna y endofauna).

Por otro lado se analizaron (mensualmente) **factores abióticos** tales como la granulometría y la materia orgánica de los sedimentos, la temperatura y la salinidad. Las muestras se sedimento se tomaron mediante un recipiente metálico. La granulometría se analizó con una columna estándar de tamices y se determino el índice de Trask. El contenido en materia orgánica se calculó por calcinación a 500 ºC durante 1 hora. La temperatura superficial del agua se obtuvo en los lugares de muestreo con termómetros de 0.1 ºC de precisión.

Para la **identificación** de los decápodos se empleó bibliografía especializada (área: Océano Atlántico Oriental y Mediterráneo), incluyendo estudios clásicos y básicos como Zariquiey (1968) y revisiones recientes como las de Ng *et al*. (2008) y De Grave & Fransen (2011).

Análisis de datos. Para determinar la relación entre la densidad de haces (número por m^2) y la riqueza de especies, la abundancia total y las abundancias de las especies dominantes se utilizó el programa estadístico SPSS. Para analizar la estacionalidad y establecer diferencias entre grupos preestablecidos (día/noche y temporales: estaciones del año) se empleó la rutina ANOSIM del programa PRIMER; para la ordenación de las muestras la rutina MSD y para el cálculo de los valores de diversidad (índice de Shannon-Wiener) y equirrepartición la rutina DIVERSE. Finalmente se determinaron las abundancia relativas "dominancias" (Di, %) y las frecuencias de presencia (Fi, %) de todas las especies, así como el grado de contribución de éstas en la caracterización de los distintos grupos (rutina SIMPER).

El **resultado del análisis de los factores abióticos** muestra que los sedimentos se corresponden con arenas finas y muy finas (mayo 09, septiembre 09, enero 10 y marzo 10) bien calibradas. Los valores de materia orgánica fluctuaron entre 0.109 y 0.266. La evolución de la temperatura superficial del agua de mar mostró máximos en verano y comienzos del otoño y mínimos en invierno. Los valores de salinidad oscilaron entre 35.8 y 37.8 ‰, siendo más bajos durante la estación "húmeda".

Los valores de **densidad de haces** máximos y mínimos se encontraron en verano e invierno respectivamente. De este modo la evolución anual de la densidad de los haces sigue una tendencia similar a la observada para la temperatura y la salinidad.

La **comunidad de decápodos**. En total se capturaron 11699 ejemplares pertenecientes a 41 especies.

De ellas, pueden considerarse especies permanentes (Fi% > 75) *Hippolyte inermis* y *Palaemon xiphias*, seguidas por *Hippolyte. leptocerus* (Fi% = 73.1). Todas con valores diurnos y nocturnos altos, pero sobre todo los diurnos. Si los datos día - noche se tratan por separado hay que añadir otras especies como permanentes, y lo mismo sucede si las replicas mensuales se agrupan. Por la noche se aprecia un incremento de la actividad con incorporación de especies y ejemplares de hábitats colindantes (arena, rocas, algas) que buscan refugio y/o alimento en la pradera. Las especies dominantes de noche pertenece al género Processa, especialmente P. *edulis*.

La evolución de la abundancia general y de la riqueza específica en los muestreos diurnos y nocturnos sigue una tendencia similar, con máximos a final del año. De día sólo se han encontrado 9 especies con valores de abundancias relativa (dominancia) superiores al 1% y 11 durante la noche. Todo esto se refleja en la forma de las curvas de dominancia.

La evolución de la densidad de haces no está correlacionada ni con las de las riquezas específicas (día, noche), ni con las abundancias. La correlación significativa entre la abundancias totales (día+noche) y nocturnas con la de *P. edulis* prueban la dominancia e importancia de dicha especie en la estructura de la comunidad nocturna. Contrariamente a lo que sucede con la especie dominante *P. xiphias*. Las abundancias de *H inermis*, especie asociada al estrato foliar, muestran una correlación con la abundancia total, total diurna y total nocturna, que apoyan su carácter permanente y "característica" en este hábitat.

Se aportan datos sobre la evolución de los valores de los índices de diversidad y equirrepatición, con máximos hacia final de primavera y verano.

Existen diferencias significativas entre muestras nocturnas y diurnas, siendo necesaria la contribución de 23 especies para explicar el 90.52% de la disimilitud (trabajando con datos de abundancias transformados); pero tan sólo son necesarias 10 para explicar el 90.16% si se trabaja con datos no trasformados y de ellas *P. xiphias* y *P. edulis* explican el 59.87%. Lo que indica la existencia de fuertes dominancias, y en especial las de estas dos especies. También se han encontrado diferencias estacionales significativas (menos entre invierno y primavera). No obstante, los análisis de ordenación (MDS) muestran un cierta "mezcla" que hace que los grupos no sean fácilmente diferenciables, en especial los estacionales.

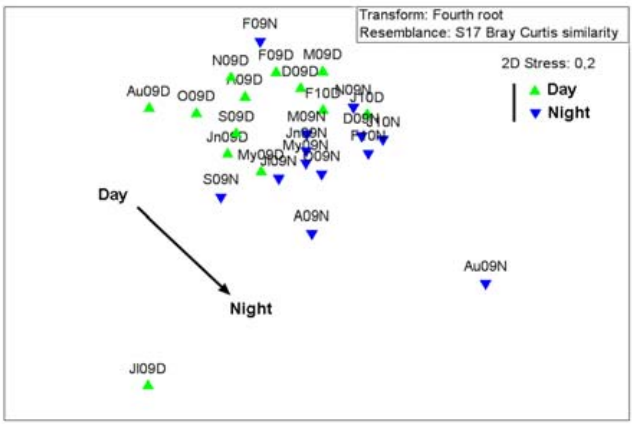


Figura 2 - Análisis de ordenación MDS. Muestras mensuales diurnas y nocturnas con las réplicas agrupadas.

La evolución anual de la densidad de haces de *Cymodocea nodosa* sigue un modelo similar al referido para otras praderas de áreas mediterráneas, con máximos en verano y mínimos en invierno, aunque con valores diferentes debido a las diferentes condiciones ambientales (Buia & Mazzela, 1991; Terrados & Ros, 1992; Cancemi *et al*., 2002).

El estudio más completo y amplio sobre decápodos de *Cymodocea* en Túnez es el de Reed & Manning (2000), aunque sólo citaron 18 especies, capturadas de día y noche en dos praderas de Salammbô y Sidi Bou Said (ambas cerca la zona - playa de estudio).

Las diferencias cuantitativas (número de especies, abundancias) encontradas en la Goulette con relación a otros estudios, realizados en Túnez y en otras áreas mediterráneas y atlánticas, se deben en gran medida al empleo de una metodología mas eficiente y completa, diferente a las seguidas por Borg & Schembri (2000), Barbera-Cebrián *et al*. (2002), Como *et al*. (2008), y Sánchez *et al*. (1999). También difiere de la empleada por nosotros en un

reciente estudio realizado en el Sur de España (Mateo & García Raso, 2012), en el que por razones de protección no se pudieron realizar arrastres (que cubren un área más amplia); no obstante, para compensar en lo posible el tamaño del área se tomaron un mayor número de réplicas. Igualmente, las diferencias cualitativas (distintas especies) halladas entre zonas geográficas se deben, no solo a la diferente metodología, al enclave de la pradera (profundidad) y al hecho de que el muestro sea diurno y/o nocturno, sino también a la fuerte influencia de biotopos colindantes (Mateo & García Raso, 2012).

En cualquier caso, en todas las zonas dominan los géneros *Processa, Hippolyte* y *Palaemon*, aunque las especies varían.

El que ni la abundancia total, ni la riqueza en especies, ni las abundancias de las especies dominantes de la pradera estudiada (*P. xiphias, H. leptocerus* y *H. inermis*) muestren una relación significativa con la fenología de la planta, a diferencia de lo encontrado en algunos otros estudios, puede ser debido a las características del muestreo. Un muestreo amplio e intenso como el realizado recoge correctamente la recluta de todas las especies; reclutas que acaecen en distintos periodos del año y cuyos máximos se dan en meses diferentes a los de máxima densidad de haces. Posiblemente estos datos quedan sólo parcialmente recogidos o enmascarados cuando los muestreos son menos intensos (estacionales, bimensuales) o se realizan con métodos de captura menos eficientes. Worthington *et al* (1992) concluyó que "la densidad de haces explica muy poco de la variación observada en las abundancias de decápodos y peces a gran escala, aunque algunas especies mostraron variaciones significativas con la densidad de haces en algunos períodos de muestreo". Tampoco se debe olvidar la normal variación interanual y la presión humana que la playa de la Goulette soporta en verano.

Bibliografía

Afli, A., 2005. La Biodiversité Marine en Tunisie. Ministère de l'Environnement et du Développement Durable, Direction Générale de l'Environnement et de la Qualité de la Vie, et Ministère de la Recherche Scientifique, de la Technologie et du Développement des Compétences Institut National des Sciences et Technologies de la Mer, 1-20.

Barbera-Cebrián, C., Sánchez-Jeréz, P., Ramos-Esplá, A.A., 2002. Fragmented seagrass habitats on the Mediterranean coast, and distribution and abundance of mysid assemblages. Marine Biology 141:405-413.

Borg, J.A., Schembri, P.J., 2000. Bathymetric distribution of decapods associated with a Posidonia meadow in Malta (Central Mediterranean). In: Von Vaupel Klein J.C., Schram F.R. (Eds), The Biodiversity Crisis and Crustacea. [Crustacean Issues 12]. A.A. Balkema, Rotterdam: 119–130.

Buia, M.C., Mazzella, L., 1991. Reproductive phenology of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers., and *Zostera noltii* Hornem. Aquatic Botany 40:343-362.

Cancemi, G,, Buia, M.C., Mazzella, L., 2002. Structure and growth dynamic of *Cymodocea nodosa* medows. Scientia Marina 66(4):365-373.

Como, S., Magni, P., Baroli, M., Casu, D., De Falco, G., Floris, A., 2008. Comparative analysis of macrofaunal species richness and composition in *Posidonia oceanica, Cymodocea nodosa* and leaf litter beds. Marine Biology 153:1087- 1101.

Costanza, R,, d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387:253-260.

Schaffmeister, B.E., Hiddink, J.G., Wolff, W.J., 2006. Habitat use of shrimps in the intertidal and shallow subtidal seagrass beds of the tropical Banc d'Arguin, Mauritania. Journal of Sea Research 55:230-243.

De Grave, S., Fransen, C.H.J.M., 2011. "Carideorum Catalogus: the Recent species of the dendrobranchiate, stenopodidean, procarididean and caridean shrimps (Crustacea: Decapoda)". Zoologische Mededelingen 85 (9): 195–589, figs. 1–59. ISBN 978-90-6519-200-4. http://www.zoologischemededelingen.nl/85/nr02/a01.

De Grave, S., Livingston, D., Speight, M.R., 2006. Diel variation in sea grass dwelling shrimp: when to sample at night. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 86:5363/1-2

Duarte, C.M., Sand-Jensen, K., 1990. Seagrass colonization: patch formation and patch growth in *Cymodocea nodosa*. Marine Ecology Progress Series 65:193-200.

Forest, J., Guinot, D., 1956. Sur une collection de Crustacés Décapodes et Stomatopodes des mers tunisiennes. Bull. Sta. Océanogr. Salammbô 53:24-43.

García Raso, J.E., Martín,V., Díaz, M.J., Cobos, V., Manjón-Cabeza, M.E., 2006. Diel and seasonal changes in the structure of a Decapod (Crustacea: Decapoda) community of *Cymodocea nodosa* from Southeastern Spain (West Mediterranean Sea). Hydrobiologia 557:59-68.

Ledoyer, M., 1966. Écologie de la faune vagile des biotopes méditerranéens accessibles en scaphandre autonome. II. Données analytiques sur les herbiers de phanérogames. Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume 41(57):135-164.

Ledoyer, M., 1968. Écologie de la faune vagile des biotopes méditerranéens accessibles en scaphandre autonome. (Région de Marseille principalement) IV. Synthèse de l'étude écologique. Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume 44(60):125-295.

Mateo, A., García Raso, J.E., 2012 in press. Temporal changes in the structure of the crustacean decapod assemblages associated with *Cymodocea nodosa* meadows from the Alboran Sea (Western Mediterranean Sea) Marine Ecology an evolutionary perspective, Marine Ecology, ... (Article first published online: 3 Nov 2011).

Ng, P.K.L., Guinot, D., Davie, J.J.F., 2008. Systema Brachyorum: Part 1. An annotated checklist of extant brachyuran crabs of the world. Raffles Bulletin of Zoology suppl. 17:1–286.

Reed, K.J., Manning, R.B., 2000. Background data on the decapod fauna associated with *Cymodocea nodosa* meadows in Tunisia, with observations on *Clibanarius erythropus* (Latreille), pp. 402-409. In, C. von Vaupel Klein, and F. R. Schram (eds.), Crustaceans and the Biodiversity Crisis. Vol 2. Proceedings of the Fourth International Crustacean Congress, 1998, July 20-24, Amsterdam, Netherlands. Crustacean Issues Balkema, Rotterdam.

Sánchez-Jerez, P., Barberá Cebrián, C., Ramos Esplá, A.A., 1999. Comparison of the epifauna spatial distribution in *Posidonia oceanica, Cymodocea nodosa* and unvegetated bottoms: Importance of meadow edges. Acta Oecologica 20:391-405.

Ševčić, Z., 1991. Decapod fauna of seagrass beds in the Rovinj area. Acta Adriatica 32:637-653.

Terrados, J., Ros, I.D., 1992. Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in a Mediterranean coastal lagoon: the Mar Menor (SE Spain). Aquatic Botany 43:63-74.

Worthington, D.G., Ferrell, D.J., McNeill, S.E-, Bell, J.D., 1992. Effects of shoot density of seagrass on fish and decapods: are correlations evident over large spatial scales? Marine Biology 112:139-146

Zariquiey A., R., 1968. Crustáceos Decápodos Ibéricos. Investigación Pesquera 32: 1-510.

Zarranz, M,E,, González-Henriquez, N., Garcia-Jiménez, P., Robaina, R.R. 2010. Restoration of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows through seed propagation: germination in vitro, seedling culture and field transplants. Botanica Marina 53(2):173-181.

¿Natural o naturalizado? La filogeografía del erizo negro *Arbacia lixula* refleja su reciente colonización del Mediterráneo

Creu Palacín[a] , Owen S. Wangensteen[a], Rocío Pérez-Portela[b] y Xavier Turon[b]

El erizo de mar negro *Arbacia lixula* es un equinoideo muy abundante en los ecosistemas rocosos someros, presente en toda la cuenca Mediterránea (excepto el Mar Negro), los Archipiélagos Macaronésicos, la Costa Occidental Africana y parte del litoral de Brasil. Debido a su carácter omnívoro con tendencia a la carnivoría (Wangensteen *et al*. 2011), a su elevada densidad poblacional y a su capacidad para destruir la superficie de los sustratos duros con sus potentes mandíbulas, posee un elevado potencial para alterar los ecosistemas donde se localiza (Gianguzza *et al*. 2011). Tradicionalmente, *A. lixula* ha sido considerado un representante típico de la fauna mediterránea. Sin embargo, sus afinidades tropicales han sido sugeridas desde hace bastante tiempo (Stefanini 1911, Tortonese 1965). Se trata de una especie termófila que ha sido propuesta como posible indicador del calentamiento en el Mediterráneo (Francour *et al*. 1994); dada la tendencia actual al calentamiento global, se ha sugerido la posibilidad de que en un futuro próximo pueda experimentar notables incrementos poblacionales que podrían favorecer la aparición de blanquizales (Privitera *et al*. 2011). La casi absoluta ausencia de *A. lixula* en el registro fósil del Mediterráneo es muy sugerente. En la actualidad, la especie es muy abundante en zonas cuyo registro paleontológico ha sido extensivamente estudiado, y comparte hábitat con el erizo de mar común *Paracentrotus lividus*. Sin embargo, éste último ha sido citado abundantemente en numerosas faunas del Pleistoceno a lo largo del Mediterráneo, mientras que únicamente se ha citado la presencia de un único ejemplar de *A. lixula* fósil, descrito en depósitos recientes en Livorno (Italia).

En este trabajo se ha estudiado la filogeografía de *Arbacia lixula* empleando las secuencias del marcador mitocondrial COI de 604 especímenes procedentes de 24 localidades distribuidas a lo largo del Mediterráneo y ambas orillas del Atlántico. Se utilizaron métodos filogeográficos para estudiar la estructura genética de las distintas poblaciones, su diferenciación genética, su filogenia intraespecífica y sus parámetros demográficos.

Los resultados difieren de los encontrados en otras especies típicas de equinodermos atlanto-mediterráneos (Calderón *et al*. 2008, Pérez-Portela *et al*. 2010, Borrero-Pérez *et al*. 2011) y reflejan la peculiar historia demográfica de *Arbacia lixula*. Se da una diferenciación genética significativa entre las poblaciones de Brasil, Atlántico Este y Mediterráneo, pero no se encuentra ningún rastro de diferenciación genética entre las distintas subcuencas del Mediterráneo. A diferencia de lo que ocurre en otras especies de equinodermos, no aparece ningún linaje exclusivo del Mediterráneo en el caso de *A. lixula*. La marcada topología en estrella de la red de haplotipos y la prominente curva unimodal de la *mismatch distribution* sugieren que las poblaciones del Mediterráneo y del Atlántico Este han sufrido expansiones demográficas recientes. La tasa mutacional de COI está bien establecida para los equinoideos (Lessios *et al*. 2001), de modo que estas expansiones pueden ser datadas en 94 – 205 kya en el caso de la población mediterránea, y en 31 – 67 kya en el Atlántico Este. Así, la estructura genética actual de *A. lixula* en el Mediterráneo y en el Atlántico Este ha sido moldeada por procesos demográficos muy recientes.

Estos resultados, junto con su ausencia del registro fósil mediterráneo, sugieren que, a pesar de su actual abundancia y posición dominante en los ecosistemas mediterráneos, *Arbacia lixula* es un reciente colonizador, que se expandió por la Cuenca Mediterránea durante un período cálido del Pleistoceno, probablemente durante el último interglaciar (Riss-Würm). Estos resultados muestran como una especie con elevado potencial colonizador puede llegar a convertirse en una especie dominante en un tiempo relativamente corto. La doble condición de "colonizador natural" y potencial problema ecológico difumina los límites entre "especie nativa" y "especie introducida" y cuestiona la validez de las actuales definiciones para especies invasoras en el contexto del cambio global.

Bibliografía

Borrero-Pérez GH, González-Wangüemert M, Marcos C, Pérez-Ruzafa A (2011) Phylogeography of the Atlanto-Mediterranean sea cucumber *Holothuria (Holothuria) mammata*: the combined effects of historical processes and current oceanographical pattern. *Molecular Ecology* 20: 1964–1975.

Calderón I, Giribet G, Turon X (2008) Two markers and one history: phylogeography of the edible common sea urchin *Paracentrotus lividus* in the Lusitanian region. *Marine Biology* 154: 137–151.

Francour P, Boudouresque CF, Harmelin JG, Harmelin-Vivien ML, Quignard JP (1994) Are the Mediterranean waters becoming warmer? Information from biological indicators. *Marine Pollution Bulletin* 28: 523–526.

Gianguzza P, Agnetta D, Bonaviri C, Di Trapani F, Visconti G, *et al*. (2011) The rise of thermophilic sea urchins and the expansion of barren grounds in the Mediterranean Sea. *Chemistry and Ecology* 27: 129–134.

Lessios HA, Kessing BD, Pearse JS (2001) Population structure and speciation in tropical seas: global phylogeography of the sea urchin *Diadema*. *Evolution* 55: 955–975.

[a] *Dpto. de Biología Animal, Universidad de Barcelona. (cpalacin@ub.edu)*
[b] *Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC), Blanes, Girona.*

Pérez-Portela R, Villamor A, Almada VC (2010) Phylogeography of the sea star *Marthasterias glacialis* (Asteroidea, Echinodermata): deep genetic divergence between mitochondrial lineages in the north-western mediterranean. *Marine Biology* 157: 2015–2028.

Privitera D, Noli M, Falugi C, Chiantore M (2011) Benthic assemblages and temperature effects on *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula* larvae and settlement. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 407: 6–11.

Stefanini G (1911) Di alcune *Arbacia* fossili. *Rivista Italiana di Paleontologia* 17: 51–52.

Tortonese E (1965) Echinodermata. *Fauna d'Italia vol. VI.* Bologna: Calderini. 422 p.

Wangensteen OS, Turon X, García-Cisneros A, Recasens M, Romero J, *et al*. (2011) A wolf in sheep's clothing: carnivory in dominant sea urchins in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 441: 117–128.

Body size determines the patterns of spatial variability on exposed sandy beach assemblages

Puri Veiga[a,b], Marcos Rubal[a,b], Eva Cacabelos[c], Cristina Maldonado[a], Isabel Sousa-Pinto[a,b]

The natural variability of assemblages is commonly considered as a difficulty to understand ecological processes but, there is an increasing appreciation that more knowledge about this variability is crucial to understand the ecological processes structuring natural systems (Martins *et al*., 2008). Studies focused on determining spatial scales of variation have been especially prolific for rocky intertidal systems, for which patterns in community structure have indeed been shown to depend on the scale of sampling (Valdivia *et al*., 2011). However, spatial patterns of benthic assemblage structure on sandy beaches have been poorly explored (James and Fairweather, 1996; Giménez and Yannicelli, 2000; Veiga *et al*., 2011). Moreover, the size spectrum of invertebrate assemblages on soft bottoms shows a bimodal distribution (Yamanaka *et al*., 2012). Body size has proved to control assemblage dynamic but its effect on the pattern of distribution of assemblages remains unexplored.

The aim of this study is to explore the role of body size (macro- and meiobenthos) on patterns of spatial variation of on exposed sandy beaches, elucidating the responsible environmental factors of them. Specifically, we examined by mean of a multi-scale sampling design the following hypotheses: 1) Spatial variability of the meiobenthic assemblages' structure will differ of that of macrobenthic assemblages. 2) Physical factors will play a central role in shaping the macro- and meiobenthic assemblages' structure. The largest spatial scale was that of beach, which included four levels, spaced kilometres from one another. At each beach four transects, 10s of meters apart, were established along a perpendicular line to the shoreline. Each transect was sampled at three heights: high-shore, mid-shore and swash zone. At each height and transect, four replicate samples of macrobenthos and meiobenthos were collected 10s of centimetres apart. All factors were considered random with the exception of height considered fixed. Additionally environmental parameters were collected.

Macro- and meiobenthic assemblages' structure on exposed sandy beaches significantly varied at all the studied spatial scales except at that of height for macrobenthos. The large variability of macrobenthic assemblage structure at small scales (i.e. corers) corroborates previous findings from other intertidal systems such as rocky shores (Fraschetti *et al*. 2005; Valdivia *et al*., 2011) and sheltered soft bottoms such as estuaries (Chapman *et al*., 2010). Small-scale patchiness in the distribution of organisms seems to be a common pattern of intertidal ecosystems (Fraschetti *et al*., 2005) but meiobenthic assemblages' structure followed a different pattern. The most important source of variation for meiobenthic assemblages' structure was the beach x height interaction whereas differences between corers were much less important. ANOVA results showed a significant spatial scale x faunal size interaction, suggesting that patterns of multivariate variation along the different spatial scales varied with faunal size. Consequently, results supported our first hypothesis. Meiobenthic assemblages' structure showed significantly lower variability at the smallest spatial scale (i.e. corers) than that of macrobenthic assemblages. However, meiobenthic assemblages' structure presented significantly higher variability at wider scales (i.e. beach and beach x height). Different biological traits of macro- and meiobenthos could be responsible for these differences.

Our second objective was to elucidate the role of environmental factors shaping macro- and meiobenthic assemblages' structure. Results showed that the macrobenthic assemblages' structure was poorly explained by the studied environmental variables while percentage of variability explained was higher for meiobenthic assemblages. Results pointed that physical parameters were not the main factors structuring assemblages on sandy beaches, particularly for macrobenthos. On the other hand, variables selected by BIOENV did not match for macro- and meiobenthic assemblages with the exception of sediment median particle size. Therefore, parameters shaping the spatial structure of macro- and meiobenthic assemblages are likely different.

[a] *Laboratory of Coastal Biodiversity, Centre of Marine and Environmental Research (CIIMAR), University of Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123 Porto, Portugal (puri.veiga@hotmail.com)*
[b] *Department of Biology, Faculty of Sciences, University of Porto, Rua do Campo Alegre s/n 4150-181 Porto, Portugal*
[c] *Centro Tecnológico del Mar-Fundación CETMAR, C/ Eduardo Cabello s/n, 36208, Vigo, Spain*

References

Chapman MG, Tolhurst TJ, Murphy RJ, Underwood AJ (2010) Complex and inconsistent patterns of variation in benthos, micro-algae and sediment over multiple spatial scales. *Marine Ecology Progress Series* 398: 33-47.

Fraschetti S, Terlizzi A, Benedetti-Cecchi L (2005) Patterns of distribution of marine assemblages from rocky shores: evidence of relevant scales of variation. *Marine Ecology Progress Series* 296: 13-29.

Giménez L, Yannicelli B (2000) Longshore patterns of distribution of macroinfauna on a Uruguayan sandy beach: an analysis at different spatial scales and of their potential causes. *Marine Ecology Progress Series* 199: 111-125.

James RJ, Fairweather PG (1996) Spatial variation of intertidal macrofauna on a sandy ocean beach in Australia. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 81-107.43:

Martins GM, Thompson RC, Hawkins SJ, Neto AI, Jenkins SR (2008) Rocky intertidal community structure in oceanic islands: scales of spatial variability. *Marine Ecology Progress Series* 353: 15-24.

Sharma J, Baguley J, Bluhm BA, Rowe G (2011) Do meio- and macrobenthic nematodes differ in community composition and body weight trends with depth? *Plos One* 6(1): e14491.

Valdivia N, Scrosati RA, Molis M, Knox AS (2011) Variation in community structure across vertical intertidal stress gradients: how does it compare with horizontal variation at different scales? *Plos One* 6(8): e24062.

Veiga P, Besteiro C, Rubal M (2011) Meiobenthic communities structure at different spatial scales on sandy beaches from a ria environment: The role of abiotic factors. *Marine Biology Research* 7: 425-435.

Yamanaka T, White PCL, Spencer M, Raffaelli D (2012) Patterns and processes in abundance-body size relationships for marine benthic invertebrates. *Journal of Animal Ecology* 81: 463-471.

Surf zone suprabenthos of two Galician beaches (NW Spain): A temporal study

Ruben Bernardo-Madrid[a], Juan M. Martínez-Vázquez[a], José M. Viéitez[a], Juan Junoy[a,b]

Suprabenthic communities have been studied in different geographic areas, i.e. the Baltic Sea, (Beyst *et al*. 2001), the English Channel, (Dauvin *et al*. 2000) and different depths (Frutos 2006) but they have received less attention than other marine communities. The only available data from research carried out on Spanish beaches occured on the Catalan coast (Munilla & San Vicente 2005) and the Hendaya beach (San Vicente & Sorbe 2001). Thus, this is the first study of the suprabenthos from the beach surf zone of Galicia in northwest Spain.

The present study analyzes the suprabenthic communities at the surf zone of two exposed sandy beaches (Fig.1), Altar (Barreiros, Lugo, Cantabric coast) and Corrubedo (Riberia, A Coruña, Atlantic coast) whose macroinfauna is well known (Junoy & Viéitez 1990, Junoy *et al* 2005).

The objectives are to understand the suprabenthic community of the beaches and the temporal variations, comparing them from a structural point of view while checking the role of the environmental parameters as well.

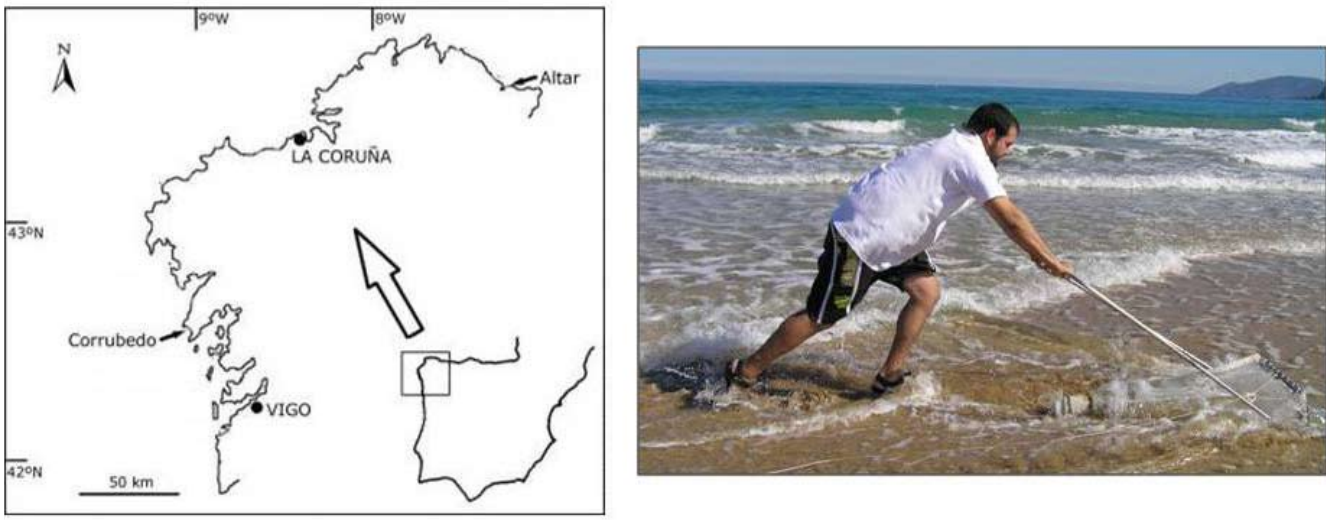


Figure 1. Left, location of the studied sandy beaches, Corrubedo (42.33ºN 9.02ºW) and Altar (43.34ºN 7.14ºW), NW Spain. Right: sampling with the suprabenthic sledge.

Three monthly samples were taken from September 2005 to August 2007 (24 months) in both beaches, with a suprabenthic sledge. The sledge, 50cm wide and 20 cm high, was designed to skim over the surface of the sediment in order to collect the swimming fauna within the 0-20cm near-bottom water layer. It was equipped with a 0.5 mm mesh size net. All samples were taken at the surf zone (< 0.5 m deep) in a 1 hour period before and after the low tide. Each sample was taken by a single operator towing the sledge along 40 meters of the shoreline. The animals were sorted out and identified, excluding from the study epibenthic fishes (*Echiichthys vipera*) and surf clams (*Donax trunculus*)

[a]*Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad de Alcalá, E-28871 Alcalá de Henares, Spain*
[b] *Instituto Franklin-UAH, Colegio de Trinitarios, C /Trinidad 1, E-28801 Alcalá de Henares, Spain (juan.junoy@uah.es)*

as well as true planktonic species (i.e. copepods). Data of the environmental variables (water and air temperature, water salinity, sun hours, daily global irradiance (D.G.I), precipitations, wind speed, and irradiation) were taken from the oceanographic buoys and weather stations close to the sampling areas. Hydrodynamic variables such as wave height at the breaking zone and the Dean´s parameter were calculated.

Spatio-temporal patterns of the multivariate suprabenthonic fauna assemblages (SFA) were examined using different multivariate analyses techniques PERMANOVA (Anderson 2001), PERMDISP (Anderson 2006), DISTLM (Legendre & Anderson 1999, McArdle & Anderson 2001) and CAP (Anderson & Robinson 2003, Anderson & Willis 2003).

The PERMDISP tool from PERMANOVA v.6 was used to check the assumption of homogeneity of variances of beach and season. PERMANOVA was employed to check the existence of significant differences between the beaches and the seasons. Subsequent separate canonical analyses were done to visualize, in each case, the potential relationship between the whole multivariate variations in SFA according to: (i) Environmental variables (ii) group Beach-Season. Furthermore, others analyses were done to relate the main taxonomic rank orders with the environmental variables: (i) amphipods (ii) cumaceans (iii) isopods (iv) mysids.

Previously, a correlation study among the environmental variables was carried out to determine which variables were correlated between them in order to avoid redundant information. Furthermore environmental variables with negative estimates for components of variation (Fletcher and Underwood 2002) or with P-value > 0.25, "rule-of-thumb" (Winer *et al*. 1991, Underwood 1997) were removed. These screens were performed by means of Draftman plot and DISTLM.

The selection process of environmental variables was based in the ability to explain the greatest amount of variance for the suprabenthic data cloud through DISTL. The methodology employed was "BEST" selection procedure and R^2 (Sokal & Rohlf 1981), "An Information Criterion" AIC (Akaike 1973) and "Bayesian Information Criterion" ,BIC, (Schwarz 1978) which were chosen because they would show the finest model of these variables. DISTLM tool was used to find the environmental variables according to: i) Beach-Season ii) taxonomic rank order iii) beach abundance iv) beach richness.

Additionally, the fauna vectors, from Beach-Season CAP analysis, which were correlated more than |0.4| for the beach axe and |0.3| for season axe, was selected for individual contrast PERMANOVA analysis to check the possibility of fauna seasonally.

A total of 101 species were collected, 46 in Altar beach and 87 in Corrubedo beach, with 32 species being common to the two beaches. The amphipods were the most abundant group (number of species, monthly densities) at Altar beach and the isopods at Corrubedo beach (Table 1). Average monthly density was higher in Corrubedo beach (26.95 ± 40.99 indv.m^{-2}) than in Altar beach (4.33± 3.80 indv.m^{-2}). The amphipod *Pontocrates arenarius* was collected every month at the two beaches (occurrence 100 %). Other frequent species collected were the mysids *Gastrosaccus roscoffensis* (75 % Altar beach; 90 % Corrubedo beach.) and *Schistomysis parkeri* (96 % Altar beach; 88 % Corrubedo beach.)

The number of species was higher in the summer and autumn months (Fig. 2), and the Shannon-Wiener´s diversity index shows the maximum values at summer and winter (Fig.3).

Noticeable differences were found regarding the densities of abundance and the diversity between the two beaches seasonally. CAP analyses showed a significant effect of the beach with a squared canonical correlation of $\delta^2 = 0.8516$, as well as a significant effect of Season δ^2=0.6805.

Subsequent analyses of the orders showed a seasonal distribution for isopods order in the summer (p=0.024) and for amphipods order in the summer (p=0.015) and winter (p=0.032). Nevertheless cumaceans order presented a less signification in the summer (p= 0.09) and winter (p= 0.07) whilst mysids order didn't show any significant difference seasonally.

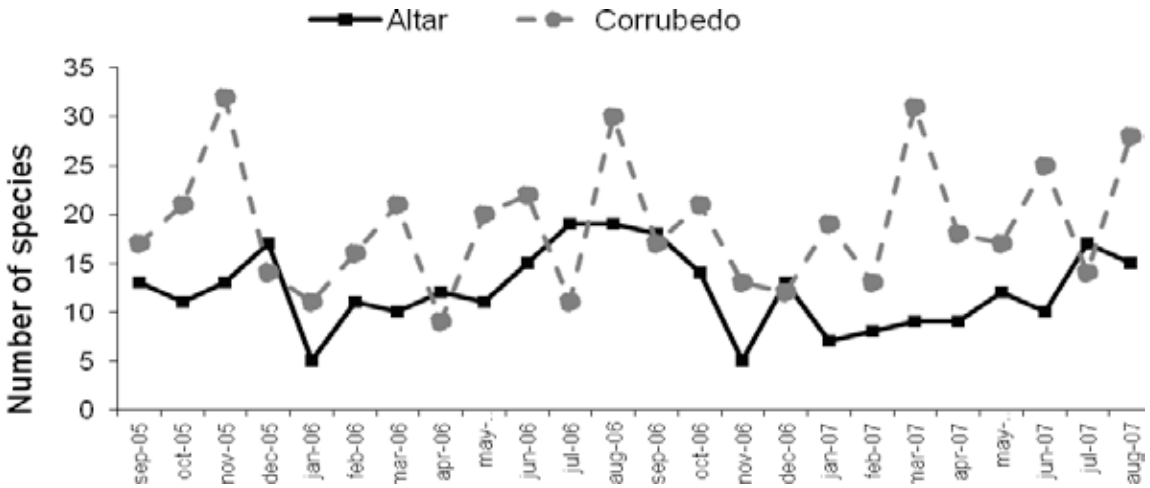


Figure 2. Variation of the number of species during the study period

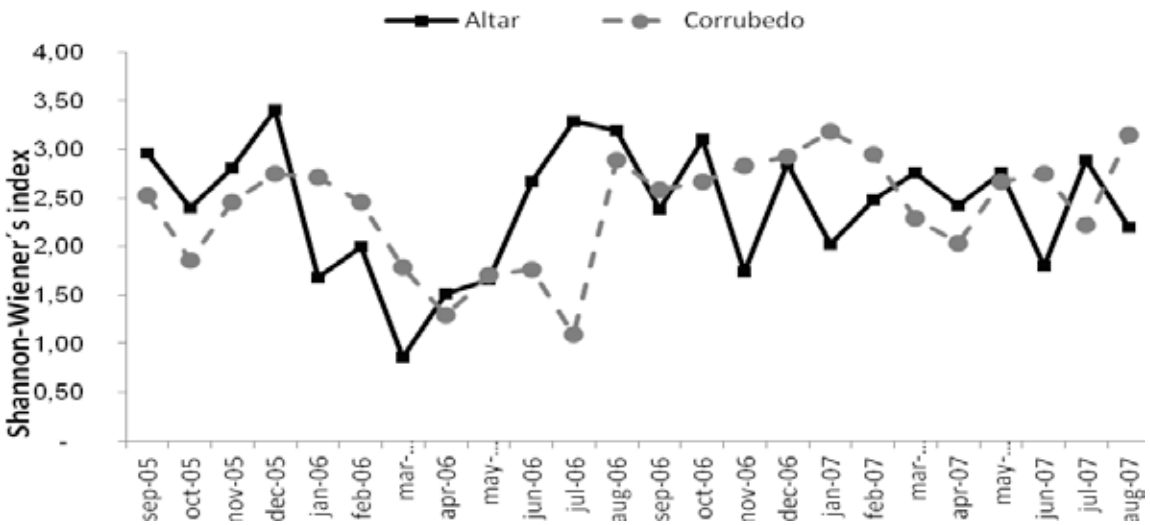


Figure 3. Variation of the Shannon-Wiener´s index during the study period

Table 1. Main species and taxa from Altar and Corrubedo beaches . Avg- average; SD- standard deviation; Freq.(%)-Frequency; Avg% contrib.- Average percentual contribution.

	Altar beach				Corrubedo beach			
	Density (ind m^{-2})		Freq.(%)	Avg.% cont.	Density (ind m^{-2})		Freq.(%)	Avg.% cont.
	Avg.	SD			Avg.	SD		
Amphipoda								
Atylus swammerdami	0,48	1,45	63	12,16	0,32	0,59	63	1,19
Bathyporeia sarsi	0,02	0,03	46	0,58	0,00	0,02	8	0,02
Gammarus sp.	0,13	0,34	58	3,17	0,01	0,05	13	0,04
Pontocrates arenarius	1,10	1,85	100	28,02	1,14	1,38	100	4,22
Other Amphipoda	0,07	0,12	83	1,85	0,36	0,48	96	1,35
Total Amphipoda				45,79				6,82
Isopoda								
Eurydice affinis	0,00	0,01	8	0,07	5,92	16,40	100	21,44
Eurydice naylori	0,01	0,02	25	0,19	0,35	1,10	58	1,31
Eurydice pulchra	0,03	0,05	50	0,79	0,36	0,63	75	1,35
Gnathia sp.	0,03	0,05	33	0,65	0,03	0,05	50	0,11
Idotea balthica	0,20	0,63	63	4,97	0,01	0,03	21	0,03
Idotea pelagica	0,15	0,52	24	3,75	3,09	14,88	54	11,38
Lekanesphaera weilli	0,03	0,06	42	0,88	0,39	1,10	71	1,45
Other Isopoda	0,03	0,10	33	0,83	0,30	1,12	67	1,15
Total Isopoda				12,14				38,22
Cumacea								
Cumopsis fagei	0,12	0,27	63	2,98	4,39	7,71	96	16,29
Cumopsis goodsir	0,12	0,17	75	3,08	0,04	0,20	13	0,16
Cumopsis longipes	0,08	0,12	58	2,12	3,57	8,26	92	13,15
Other Cumacea	-	-	-	-	0,03	0,09	33	0,12
Total Cumacea				8,17				29,72
Mysida								
Gastrosaccus roscoffensis	0,67	1,96	75	16,96	5,00	8,09	96	18,49
Paramysis arenosa	-	-	-	-	0,20	0,85	13	0,76
Schistomysis parkeri	0,53	0,61	96	13,37	1,38	2,66	88	5,12
Schistomysis spiritus	0,00	0,01	4	0,04	0,11	0,48	17	0,39
Other Mysida	0,03	0,04	50	0,69	0,11	0,17	63	0,40
Total Mysida				31,05				25,16
Caridea								
Philocheras trispinosus	0,06	0,10	42	1,43	0,01	0,04	29	0,05
Other Caridea	0,06	0,14	29	1,41	0,01	0,03	21	0,04
Total Caridea				2,85				0,09
Total				100,00				100,00

According to the explicative models, the environmental variables selected for the DISTLM analyses were: wind speed, air temperature, D.G.I, wave height, water temperature, salinity and Dean's parameter. D.G.I was the most employed parameter for the analyses, whilst wave height and Dean's parameter were exclusively selected for the abundance and richness analyses. The sun hours variable was the unique variable that was not chosen for any model. (Table. 2)

Table 2. Environmental variables selected by the criterion AIC, BIC and R^2. AIC = An Information Criterion. BIC= Bayesian Information Criterion. D.G.I = Daily Global Irradiance. Altar abundance (Alt.abund). Corrubedo abundance (Crb abund). Altar richness (Alt. richness). Corrubedo richness (Crb. richness)

	Wind speed	Air T[a]	Hours of sun	D.G.I	Wave height	Water T	Salinity	Dean	AIC	BIC	R^2
Total community				X			X		363.2	368.9	0.190
Amphipoda	X			X					358.9	364.5	0.111
Cumacea				X			X		357.8	363.4	0.214
Isopoda				X			X		370.5	376.1	0.211
Mysida		X				X			356.1	356.1	0.117
Alt. abund		X		X	X				151.6	0.271	156.4
Crb. abund				X				X	156.3	158.0	0.193
Alt. richness	X			X			X	X	128.5	130.9	0.288
Crb.richness					X		X	X	132.3	137.0	0.331

Two environmental variables (D.G.I and salinity) were employed for the integration of the two communities. These factors explain the 25.28% of the total sample variation. Further, others environment factors were linked individually with the orders; the percentage of data cloud explained were from 27.77% for amphipods to 93.80% for Corrubedo richness. Nevertheless, higher values of explanations were obtained for abundance and richness data which reached more than 80%. (Table.3)

Table 3. Results of canonical analysis of principal coordinate (CAP) analysis examining the environment models from DISTLM for each taxonomic rank order and for the abundance and richness of Altar an Corrubedo. %Var = percentage of the total variation explained by the first *m* principal coordinate axes. δ^1 = canonical correlation. δ^2 = squared canonical correlation. m= number of orthonomal PCO axes used. p = p-value of trace test statistic.

Factor	**m**	**%Var**	**δ^1**	**δ^2**	**P**
Amphipoda	4	27.77	0.698	0,487	0,0002
Cumacea	2	45.56	0.669	0.448	0.0001
Isopoda	4	33.57	0.724	0,524	0.0001
Mysida	4	40.55	0.692	0,479	0.0002
Alt. abundance	2	87.1	0.715	0.511	0.0036
Crb. abundance	2	82.04	0.727	0.528	0.0002
Altar richness	2	92.76	0.657	0.432	0.0029
Corrubedo richness	1	93.8	0.5849	0.3421	0.033

Contrast analyses from PERMANOVA showed a significant seasonal change for some suprabenthonic species, like *Atylus swammerdami*, *Idotea balthica* or *Eurydice pulchra.*

The suprabenthic fauna assemblages researched show a clear faunistic seasonal pattern related to specific environmental variables, especially during the winter and summer, with the spring and autumn as change periods. Some resident species, like *Atylus swammerdami, Eurydice pulchra and Cumopsis goodsir* have been identified as seasonal due to their abundance and frequency during some months while not in others, which is in concordance with previous studies.

In contrast with other studies, amphipods and isopods were the dominant groups, meanwhile the mysids takes a secondary role in the suprabenthic community.

Abundance and richness of each beach are mainly influenced by hydrodynamic factors like wave height and Dean's parameter. Nevertheless, the most important factor for the complexity and dynamics of the community is daily global irradiation which could be an indirect measure of the chlorophyll .

The resultant models have a wide capacity of explanation from the sample variation. These models can explain from 28% for amphipods variation to 94% of the variability in Altar richness. This research reveals that factors like D.G.I, wind speed or wave height are useful in explaining the suprabenthic community complexity.

Furthermore, CAP analysis has proved to be better than MDS analysis to test the temporal suprabenthic fauna assemblages. The former show more variance and grouping for the samples in higher-dimensional context, moreover it is a good modeling and classification tool. This conclusion coincides with others researches (Willis & Anderson. 2003).

References

Akaike H. 1973. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. In Petrov B.N.& Caski F. (eds). *Proceedings,2nd International Symposium on Information Theory*. Akademiai Kiado, Budapest. 267-281 pp.

Anderson M.J.; 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26:32-46

Anderson M.J.; 2006. Distance-based test for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62:245-253

Anderson M.J.; Robinson J. 2003. Generalized discriminant analysis based on distances. *Australian & New Zealand Journal of Statistics* 45:301-318

Anderson M.J.; Willis T.J. 2003. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology* 84: 511-525

Beyst, B.; Buysse, D; Dewicke, A. ; Mees J. 2001. Surf zone hyperbenthos of Belgian Sandy beaches: seasonal patterns. *Estuarine Coastal and Shelf Science,* 53:877-895

Dauvin,J.C.; Vallet,V.; Mouny,P.; Zouhiri,S. 2000. Main characteristics of the boundary layer macrofauna in the English Channel. *Hydrobiologia*, 426:139-156

Fletcher D.J.; Underwood A.J. 2002. How to cope with negative estimates of components of variance in ecological field studies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 273:89-95.

Frutos, I. 2006. *Las comunidades suprabentónicas submareales de la ría de La Coruña y plataforma continental adyacente (NW península Ibérica)* PhD Thesis. Universidad de Alcalá, Madrid, Spain. 402pp.

Junoy,J.; Viéitez,J.M. 1990. Macrozoobenthic community structure in the Ría de Foz, an intertidal estuary (Galicia,Northwest Spain). *Marine Biology,* 107:329-339.

Junoy,J.; Castellanos,C.; Viéitez,J.M.; de la Huz, M.R. ;Lastra, M., 2005. The macroinfauna of the Galician sandy beaches (NW Spain) affected by the Prestige oil –spill . *Marine Pollution Bulletin* 50: 526-536.

Legendre P.; Anderson M.J. 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs* 69:1-24.

McArdle B.H.; Anderson M.J. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82:290-297.

MunillaT.; San Vicente C.2005.Suprabenthic biodiversity of Catalan beaches (NW Mediterranean). *Acta Oecologica* 27:81-91.

San Vicente,C. ; Sorbe,J.C. 2001. Temporal changes in the structure of the suprabenthic community from Hendaya beach (SE Bay of Biscay): a comparison with a NW Mediterranean beach community. *Boletin del Instituto Español de Oceanografía*,17(1-2):107-120.

Sokal R.R.; Rohlf F.J.1981. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman, New York.

Schwarz G.1978. Estimating the dimensions of a model. *Annals of Statistics* 6:461-464.

Underwood A.J. 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance.* Cambridge University Press, Cambridge.

Willis T.J.; Anderson M.J. 2003. Structure of cryptic reef fish assemblages: relationships with habitat characteristics and predator density. *Marine Ecology Progress Series* 257:209-221.

Winer B.J.; Brown D.R.; Michels K.M.1991. *Statistical principles in experimental design, 3rd edition*. McGraw-Hill, New York

A biological trait approach to assess the functional composition of subtidal benthic communities in an estuarine ecosystem

Pieter van der Linden[a,*], Joana Patrício[a], Agnese Marchini[b], Núria Cid[c], João Magalhães Neto[a], João Carlos Marques[a]

Within transitional/estuarine environments 'ecosystem functioning' has been mostly investigated with "traditional" taxonomic analysis, based on the taxonomic composition of benthic invertebrate communities. However, 'ecosystem functioning' depends also greatly on the functional characteristics (biological traits) of organisms. It was a priori suggested that the biological traits of the subtidal benthic invertebrate communities within an estuarine environment would respond to the high variability of environmental pressures (natural and human induced) within this type of ecosystem. For this study, traditional taxonomic analysis (species richness, species density and Shannon–Wiener diversity) as well as biological trait analysis were used together for the first time to investigate the response of the subtidal benthic invertebrate communities to the environmental pressures within the Mondego estuary (Portugal). Biological trait analysis, in addition to traditional taxonomic analysis provided a more comprehensive understanding of the functioning within this type of ecosystem. Some of the most important outcomes are: (i) the trait "salinity preference" was the most important trait that distributed the species along the estuary, (ii) the central part of the estuary appeared to be under higher environmental stress levels than the other areas, as suggested by a dominance of some "opportunistic" traits (e.g. small short-lived species), (iii) the ratio between functional diversity (FD) and Shannon–Wiener diversity (H/) indicated lower functional redundancy at the upper reaches of the estuary. Our results, suggest that the ratio (FD/H/) might be a helpful tool to visualize this functional attribute and could potentially be applied to different communities from distinct environments. Using the traditional taxonomic analysis alone, this last functional aspect would not be detectable. Therefore, the inclusion of biological traits analysis is recommendable for estuarine ecological studies.

[a] *IMAR – Institute of Marine Research, c/o Department of Life Sciences, Faculty of Sciences and Technology, University of Coimbra, 3004-517 Coimbra, Portugal (* lindenvdpieter@gmail.com)*
[b] *Department of Earth and Environmental Sciences, University of Pavia, Via S. Epifanio 14, I-27100 Pavia, Italy*
[c] *F.E.M. (Freshwater Ecology and Management) Research Group, Department of Ecology, Faculty of Biology, University of Barcelona, Diagonal 645, 08028 Barcelona, Spain*

Cartografía de los Hábitats Litorales de Catalunya

Maria Elena Cefalí[a], Simone Mariani[a], Marc Terradas[a], Eglantine Chappuis[a], Emma Cebrian[a], Enric Ballesteros[a]

Probablemente la unidad de paisaje más comúnmente utilizada sea el hábitat, entendida como aquella porción de espacio natural o seminatural distinguida por sus características geográficas, bióticas y abióticas. La necesidad de describir el entorno natural ha llevado a la descripción de los hábitats desde antiguo, lo cual fue de alguna manera sistematizado a principios y mediados del siglo XX mediante aproximaciones diversas como la fitosociología o la bionomía marina. Estos esfuerzos, abandonados progresivamente por la comunidad científica a partir de la década de los setenta, han renacido con fuerza hacia los noventa a causa de la necesidad no ya de describir los sistemas naturales, sino de garantizar su conservación. La Directiva Hábitats (92/43/EEC), aunque incompleta, ha significado un paso importante a nivel sobretodo terrestre para que la administración y la sociedad tengan conciencia de los hábitats y de su preservación. En el medio marino, la Directiva de Estrategia Marina (2008/56/EEC) vela por alcanzar o mantener un buen estado ecológico del medio marino y perseverar en su protección y conservación. Para ello, según el Anexo II de esta Directiva, los estados miembros deben definir y cartografiar los tipos de hábitats y sus componentes biológicos dentro de los límites de sus aguas territoriales. En este sentido, la Generalitat de Catalunya ejerciendo el traspaso de poderes en Medio Ambiente propiciado por el Estado Español, ha iniciado la cartografía de los hábitats marinos en el ámbito geográfico de esta comunidad autónoma.

Aquí presentamos la metodología utilizada en la identificación, descripción y cartografía de los hábitats relativos a la franja litoral de la costa de Cataluña entre los pisos supralitoral, mediolitoral e infralitoral superior, tanto sobre sustratos rocosos como de arena, grava, guijarros o fango. Los avances informáticos de los últimos años han facilitado la realización de la cartografía de los hábitats en formato digital. Estas mejoras permiten hoy en día registrar y evaluar los cambios que afectan los sistemas naturales a lo largo del tiempo. Tales metodologías son indispensables para cartografiar y localizar los hábitats con gran precisión y permiten la elaboración de unos planes de gestión y conservación a diversas escalas territoriales. El obstáculo principal relativo a la cartografía de los hábitats a lo largo de amplias superficies o líneas de costa, está representado por la necesidad de compatibilizar el detalle en la descripción durante el trabajo de campo, con la introducción de la información capturada en las bases de datos y los programas de cartografía digital.

En este sentido hemos optado por utilizar un sistema que nos permite simplificar tanto la anotación en el campo de los diferentes hábitats como la entrada de datos en un Sistema de Información Geográfica. En el Mediterráneo la franja litoral rocosa está constituida por diferentes horizontes que se disponen de forma más o menos paralela al nivel del mar, horizontes definidos en gran medida por las especies vegetales y animales dominantes. En cualquier punto de litoral se observan un número variable de horizontes en ocasiones caracterizados por facies de una especie concreta dispuestos desde el piso supralitoral hasta la parte superior del piso infralitoral. Por esta razón resulta extremadamente laboriosa la tarea de anotar todos los horizontes en cada punto. Para simplificar esta operación hemos aplicado un sistema heredado de los estudios geológicos y frecuentemente utilizado en la descripción de las comunidades vegetales que aparecen a lo largo de un gradiente ambiental: la catena, entendida como una combinación única de horizontes La realización de la cartografía litoral comporta pues la anotación en el mapa de las distintas catenas que se observan a lo largo de la costa a una escala determinada. En nuestro caso cada catena se reconoce mediante códigos de letras secuenciales (por ej. Aa,Ab,..Ba,Bb..Ca,Cb..etc.). La entrada de los datos en los programas informáticos se hace simplemente después de haber relacionado cada una de las catenas con la serie de horizontes y facies que la componen en una base de datos del tipo Microsoft Access. De este modo, utilizando las catenas es posible también representar automáticamente en un Sistema de Información Geográfica (ArcMap 10) no solo los hábitats, sino también las especies más características de los horizontes. En la cartografía del litoral catalán cada catena se ha relacionado con varios hábitats según las siguientes clasificaciones española y europeas: Lista Patrón Referencia Estatal (LIPRE), CORINE Biotopes, y, cuando presente, EUNIS. Por ejemplo la catena Aa, que comprende ocho diferentes horizontes se corresponde a ocho hábitats LIPRE, seis hábitats CORINE y cinco hábitats EUNIS. Sin embargo, para poder caracterizar con más precisión cada hábitat, se ha procedido a realizar diferentes transectos perpendiculares a la línea de costa para todos los pisos o niveles estudiados. Esto nos permite obtener datos semi-cuantitativos de las especies presentes en cada hábitat, una información esencial a la hora de definir correctamente los horizontes o hábitats y justificar las clasificaciones existentes. El sistema de clasificación por catenas se ha utilizado también para los hábitats de las playas de Cataluña con el fin de facilitar la entrada de la información en una misma

[a]*Departamento de Ecología Marina, Centro de Estudios Avanzados de Blanes CEAB-CSIC, C/Access a la Cala St. Francesc, 17300 Blanes (GI),* (*mcefali@ceab.csic.es*)

base de datos. La problemática asociada a los hábitats sobre substrato de arena, grava, guijarros o fango es muy distinta a los rocosos, puesto que mientras los organismos que caracterizan los hábitats rocosos son visibles y definidores del hábitat, en los fondos sedimentarios son el tipo y tamaño del substrato, los determinantes del hábitat. Por esta razón, la primera aproximación para identificar hábitats en los fondos sedimentarios, ha sido caracterizar los diferentes patrones granulométricos presentes en todas las playas, mediante observación visual y análisis granulométrico. Una vez identificadas las diferentes tipologías ha sido necesaria una estima semi-cualitativa de las especies presentes mediante la elaboración de una serie de transectos. Para cada piso y tipo de sedimento se han recogido muestras biológicas por medio de una draga de 5 litros, las cuales han sido estudiadas en el laboratorio bajo la lupa y el microscopio.

El resultado final de esta cartografía consistirá en una representación mediante un SIG de las catenas y hábitats (a nivel de horizontes y facies) de toda la costa catalana a escala de 1:2000. Dicho SIG llevará también asociados los distintos transectos realizados con indicación de los inventarios semi-cuantitativos efectuados, así como de la presencia/ausencia de especies de valor patrimonial elevado presentes en el Convenio de Barcelona.

Patterns of landscape and assemblage structure along a latitudinal gradient in ocean climate

Fernando Tuya [a,b], Eva Cacabelos [b], Pedro Duarte [b], David Jacinto [c], João J. Castro [c], Teresa Silva [c], Iacopo Bertocci [b], João N. Franco [d], Francisco Arenas[b], Josep Coca[e], Thomas Wernberg [f]

Abstract

In most oceans, it remains unexplored if latitudinal affinities are consistent among distinct biological entities; a key component to revise current biogeographical systems. The coast of Portugal is a transition between cold- and warm-water species regions. We took advantage of this gradient to explore latitudinal affinities in biogenic landscape structure of reefs (the abundance of patch habitats) and the assemblage structure of macroalgae and associated fishes. Five reefs were sampled for the abundance of biogenic habitats and the assemblage structure of macroalgae and fishes, at each of three regions: Viana do C. (41.5º N), Peniche (39.2º N) and Sines (37.8º N). The structure of the landscape differed between Viana do C. and Peniche and Sines, but not between Peniche and Sines. Viana do C. was the only region with conspicuous kelp forests, while Peniche and Sines were dominated by patches of foliose turf-forming and filamentous algae. The structure of macroalgal and fish assemblages also differed between Viana do C. and Peniche and Sines, but not between Peniche and Sines. Our study revealed an abrupt macroecological change from northern Portugal to central and southern Portugal, suggesting a possible biogeographical reconfiguration through recognition of a wider transitional area from the Atlantic into Mediterranean waters.

Keywords:
Biogeographical systems, fishes assemblage structure, kelp forest, macroalgae assemblage structure, ocean climate

Acknowledgements

Financial support was provided by the Portuguese FCT - Fundação para a Ciência e a Tecnologia through the projects: ʻEfeitos do clima oceânico na macroecologia e resiliência a perturbações dos povoamentos de kelps'- OCEANKELP (PTDC/MAR/109954/2009) and ʻ Responses to Anthropogenic Perturbations: climatic and nutrient effects on rock pool assemblages' - RAP (PTDC/MAR/111223/2009), co-funded by FEDER – Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional through the programme POFC – COMPETE – Programa Operacional Factores de Competitividade of QREN – Quadro de Referência Estratégico Nacional. TW was supported by an Australian Research Council Future Fellowship. We thank to Ocean Color Web (http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/) from NASA Goddard Space Flight Center for SST and chlorophyll-a concentration data.

[a] *BIOGES, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Canary Islands, Spain*
[b] *CIIMAR, Rua dos Bragas 269, 4450-123 Porto, Portugal*
Laboratório de Ciências do Mar, Universidade de Évora, 7521-903 Sines, Portugal
[c] *Centro de Oceanografia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal*
[d] *IMAR-Instituto do Mar, c/o Dep of Life Sciences, U. Coimbra, 3004-517 Coimbra, Portugal [joaonunofranco@gmail.com]*
[e] *ROC-IUSIANI, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Canary Islands, Spain*
[f] *School of Plant Biology & UWA Oceans Institute (M096), University of Western Australia, Crawley WA 6009, Australia*
Australian Institute of Marine Science, 39 Fairway, Crawley WA 6009, Australia

Patrones de diversidad en comunidades de sustrato blando de cuevas submarinas; los crustáceos como grupo de estudio

Carlos Navarro Barranco[a], Jose Manuel Guerra García[a], Luis Sánchez Tocino[b], Pablo Jiménez Prada[a], Sara Cea Sánchez[a], Jose Carlos García Gómez[a]

El estudio de las cuevas submarinas ha despertado un gran interés en ecólogos y taxónomos marinos durante las últimas décadas. Su alto grado de aislamiento facilita el desarrollo de especies endémicas, sus peculiares condiciones de elevada estabilidad, oligotrofia y oscuridad permiten el asentamiento de comunidades generalmente relegadas a zonas mucho más profundas, y sus fuertes gradientes ambientales son muy útiles para el estudio de patrones de distribución de los organismos (Harmelin *et al*. 1985, Benedetti-Cechi *et al*. 1996). Sin embargo, la gran mayoría de investigaciones se centran en las comunidades bentónicas de sustrato duro, existiendo un gran desconocimiento acerca de la composición taxonómica y la ecología de los sedimentos presentes en estos ambientes.

En este estudio se han analizado los sedimentos de 6 cuevas marinas de la costa de Granada, nunca estudiadas hasta ahora desde el punto de vista biológico (Figura 1). En cada una de ellas se establecieron dos estaciones de estudio, una en el interior de la cueva y otra en el exterior. Se tomaron muestras de sedimento de una superficie de 0,025m^2 y aproximadamente 10 cm de profundidad y, junto a la caracterización fisicoquímica del sedimento, se identificaron y cuantificaron todas las especies de crustáceos. Se eligió a los crustáceos como grupo de estudio por tratarse de uno de los grupos de macrofauna más diversos y abundantes en las comunidades de sustrato blando, además de jugar un papel fundamental en la estructuración de las comunidades bentónicas y por su alta sensibilidad a muchas condiciones ambientales (profundidad, granulometría, polución…) (Dauvin *et al*. 1994, Duffy y Hay 2000, Carvalho *et al*. 2012, Guerra-García y García-Gómez 2004). Para poder establecer los patrones generales de diversidad en las cuevas se llevó a cabo un muestreo y un posterior análisis de los datos siguiendo un diseño con los siguientes factores; Posición (Po), profundidad (De) y Sitio (Si). 'Po' era un factor fijo con dos niveles: estaciones interiores y exteriores. 'De' un factor fijo y ortogonal con el anterior, con 3 niveles: cuevas someras (5 y 10 metros de profundidad), intermedia (entre 10 y 20 metros) y profundas (entre 20 y 30 metros). 'Si' era un factor aleatorio, anidado en 'De' y con 2 niveles (dos cuevas por cada nivel de profundidad). Cuatro muestras de sedimento fueron utilizadas en cada estación (n = 4). Siguiendo este diseño multifactorial se realizaron análisis de la varianza para explorar las diferencias en diversidad, riqueza de especies y abundancia de organismos. Mediante PERMANOVA también se analizaron las diferencias en cuanto a la composición de especies.

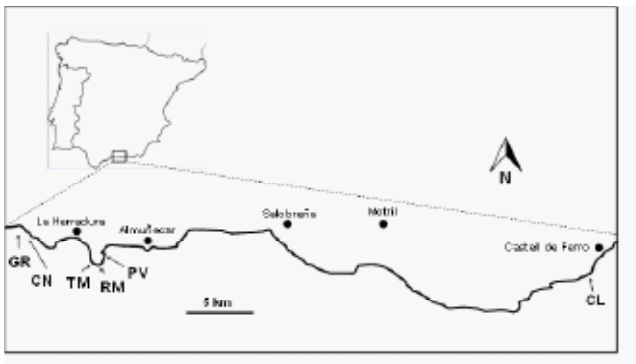


Figura 1. Área de estudio y localización de las cuevas submarinas . GR = Gorgonias; CN = Cantarriján; TM = Treinta Metros; RM = Raja Mona; PV = Punta del Vapor; CL = Calahonda

Sesenta y cinco especies de crustáceos fueron identificadas, 36 de las cuales estaban presentes en interior de las cuevas y 58 en el exterior. El grupo de crustáceos dominante en número de especies y abundancia de ejemplares, tanto en las estaciones interiores como exteriores, fue el de los anfípodos, Aunque se encontraron diferencias significativas en cuanto a la composición de especies dentro y fuera de las cavidades (Tabla 1), no se encontró ninguna especie exclusiva de cuevas. El grado de individualidad de las cuevas era muy alto, con solo un 4.9% de similaridad entre las estaciones internas, muy inferior al observado entre estaciones externas (47.7%). Esta elevada variabilidad entre cuevas también se observó para los patrones de riqueza y abundancia de organismos, con muchas interacciones entre factores (Tabla 2). Solo la diversidad mostró un patrón claro y constante, con valores mayores en las estaciones externas para todas las cuevas (Tabla 2, Figura 2).

Nuestros resultados reflejan que las comunidades cavernícolas de sustrato blando, tal y como se había puesto de manifiesto para las comunidades de sustrato duro (Bussotti *et al*. 2006), presentan un alto grado de individualidad. El comportamiento de cada cueva es diferente, de manera que es muy difícil hacer generalizaciones y extraer patrones generales. De esta manera, se encontró que las comunidades de crustáceos dentro de las cuevas no solo son

[a] *Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla (carlosnavarro@us.es)*
[b] *Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de Granada*

claramente diferentes (si no en composición, si en estructura) de las presentes en el exterior, sino que también difieren en gran medida pero también muy diferentes entre ellas. Todas las cuevas presentaron menor número de especies en su interior, pero estas diferencias solo eran significativas para algunas de ellas. En cuanto a la abundancia de especies, las cuevas poco profundas mostraban un comportamiento diferente al resto; mientras que a mayores profundidades los sedimentos exteriores presentaban mayores densidades que las interiores (el patrón esperado), la tendencia era la opuesta en las cuevas someras. La explicación más plausible viene relacionada con la estabilidad del sedimento, un factor altamente relacionado con la profundidad (Snelgrove 1998). A poca profundidad, las cuevas proporcionan un ambiente más estable, protegido de las olas y las tormentas, que permite el establecimiento de un mayor número de individuos. La variabilidad por tanto es muy elevada, lo cual refleja que son muchos y complejos los factores que determinan la estructura y composición de estas comunidades de cuevas. Cada cavidad es un ambiente único, con a una combinación de condiciones ambientales característica. Como se ha comentado, el único patrón común para todas las cuevas fue el descenso significativo en la diversidad biológica del sedimento en el interior de estas. Existen muchos factores que pueden ser responsables de este descenso; el aumento de la oligotrofia, dificultades para la llegada y asentamiento de larvas, variaciones en las características del sedimento (granulometría, concentración de metales pesados, heterogeneidad), etc. (Zabala *et al*. 1989, Fichez 1990, Harmelin 1997, Navarro-Barranco *et al*. 2012). Serán necesarios muchos más estudios para poder evaluar la importancia de cada uno de estos factores en la macroinfauna de cuevas submarinas.

Bibliografía

Benedetti-Cechi L, Airoldi L, Abbiati M, Cinelli F (1996) Exploring the causes of variation in assemblage of benthic invertebrates from a submarine cave with sulphur springs. J Exp Mar Biol Eco 208:153-168

Bussotti S, Terlizzi A, Fraschetti S, Belmonte G, Boero F (2006) Spatial and temporal variability of sessile benthos in shallow Mediterranean marine caves. Mar Ecol Prog Ser 325:109-119

Duffy JE, Hay ME (2000) Strong impacts of grazing amphipods on the organization of a benthic community. Ecol Monogr 70:237-263

Dauvin JC, Iglesias A, Lorgeré JC (1994) Circalittoral suprabenthic coarse sand community from the Western English Channel. J Mar Biol Assoc UK 74:543-562

Carvalho S, Cunha MR, Pereira F, Pousão-Ferreira P, Santos MN, Gaspar MB (2012) The effect of depth and sediment type on the spatial distribution of shallow soft-bottom amphipods along the southern Portuguese coast. Helgol Mar Res DOI 10.1007/S10152-011-0285-9

Fichez R (1990a) Decrease in allochthonous organic inputs in dark submarine caves, connection with lowering in benthic community richness. Hydrobiologia 207:61-69

Guerra-García JM, García-Gómez JC (2004) Crustacean assemblages and sediment pollution in an exceptional case study: a harbour with two opposing entrances. Crustaceana 77:353-370

Harmelin JG, Vacelet J, Vasseur P (1985) Les grottes sous-marines obscures: un milieu extreme et un remàrquable biotope refuge. Téthys 11;214-229

Harmelin JG (1997) Diversity of bryozoans in a Mediterranean sublittoral cave with bathyal-like conditions: role of dispersal processes and local factors. Mar Ecol Prog Ser 153:139-152

Navarro-Barranco C, Guerra-García JM, Sánchez-Tocino L, García-Gómez JC (2012). Soft-bottom crustacean assemblages in Mediterranean marine caves: the cave of Cerro-Gordo (Granada, Spain) as case study Helgol Mar Res DOI 10.1007/s10152-012-0292-5

Snelgrove PVR (1998) The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. Biodiv Conserv 7:1123-1132

Zabala M, Riera T, Gili JM, Barange M, Lobo A, Peñuelas J (1989) Water flow, trophic depletion, and benthic macrofauna impoverishment in a submarine cave from the western Mediterranean. Mar Ecol 10:271-287

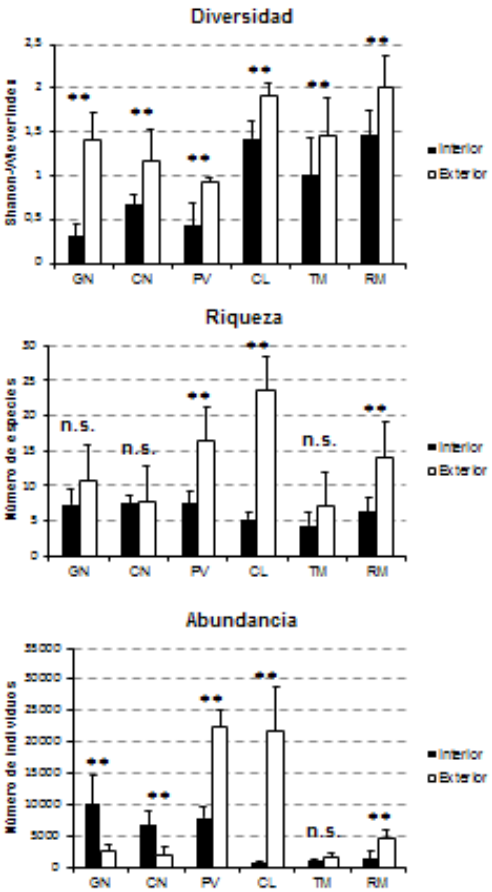


Figura 2. Valores medios ± Desviación Estándar para diversidad, número de especies y número de individuos por m^{-2} en cada estación de muestreo. El grado de significación entre posiciones también ha sido representado. ** = $p < 0,01$; n.s. = No significativo. GR = Gorgonias; CN = Cantarriján; TM = Treinta Metros; RM = Raja Mona; PV = Punta del Vapor; CL = Calahonda.

Tabla 1. Resultados del análisis multivariante PERMANOVA para las comunidades de crustáceos. Los datos fueron transformados a la raiz cuarta. df = grados de libertad; MS = media cuadrática; P = grado de significación; * = $p < 0.05$

Fuente de variación	df	MS	F	P
Posición = Po	1	17342	3,8116	0,0392*
Profundidad = De	2	21828	1,7228	0,1569
Sitio(De) = Si(De)	3	12670	19,476	0,0196*
Po x De	2	9131.7	2,0071	0,1373
Po x Si(De)	3	4549.7	6,994	0,0196*
Residual	36	650,52		

Tabla 2. Resultados de los ANOVA para los valores de diversidad de Shannon-Wiever, riqueza de especies y abundancia de individuos. Ninguna transformación de los datos ha sido necesaria para diversidad y riqueza. Los datos de abundancia fueron transformados Sqrt(x+1). df = grados de libertad; MS = media cuadrática; P = nivel de significación; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$.

		Diversidad			Riqueza			Abundancia		
Fuente de variación	df	MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P
Posición = Po	1	4.28	34.35	0.009***	567.18	13.52	0.035*	152.44	4.38	0.128
Profundidad = De	2	1.38	0.83	0.515	135.77	3.59	0.16	349.15	7.71	0.065
Sitio(De) = Si(De)	3	1.66	20.88	0.000***	37.85	3.53	0.003***	45.27	10.26	0.000***
Po x De	2	0.13	1.06	0.448	143.06	3.41	0.168	450.48	12.93	0.033*
Po x Si	3	0.12	1.57	0.214	41.93	6.13	0.002**	34.83	7.9	0.000***
Residual	36	0.08			6.84			4.41		

Resultados preliminares de las comunidades bentónicas de fondos blandos de una montaña submarina: el Banco de Galicia (NE Océano Atlántico)

Antía Lourido[a], Santiago Parra[a], Juan Fernández[a], Carmen Vázquez[a], Alberto Serrano[b]

El Banco de Galicia (Océano Atlántico, NO Península Ibérica) es una gran montaña submarina localizada a unos doscientos kilómetros al oeste de la costa gallega. Su morfología general consiste en una cima aplanada, que alcanza los 600 metros bajo la superficie, y pendientes que descienden hasta los 5000 metros de la plataforma abisal. Esta montaña submarina es una de las regiones susceptibles de ser protegidas por el proyecto LIFE+ INDEMARES "Inventario y designación de la Red Natura 2000 en áreas marinas del Estado español", el cual tiene como principal objetivo la identificación de espacios de valor para la Red Natura 2000 en los mares españoles.

Durante 2010 y 2011 se llevaron a cabo dos campañas oceanográficas en el Banco de Galicia, durante las cuales se realizaron muestreos cuantitativos de la macroinfauna bentónica. Los muestreos fueron llevados a cabo con una draga de fango que recoge la muestra de sedimento sin alterar su estructura vertical. Las estaciones de muestreo fueron seleccionadas tras confirmar la presencia de tipos sedimentarios blandos a partir de valores bajos de reflectividad procedentes de la ecosonda multihaz. Durante estas campañas se utilizó una draga box corer tipo Ulsner con una superficie de muestreo de 0.090 m^2. Las muestras destinadas al estudio faunístico se tamizaron a bordo a través de una malla de 0.5 mm. El material recogido en el tamiz se fijó con formol al 8 % neutralizado con bórax (previamente anestesiado con cloruro magnésico), al cual se le había añadido Rosa de Bengala para facilitar la separación de los organismos en el laboratorio. Además, también se recogieron muestras para realizar el análisis granulométrico y estimar el contenido orgánico del sedimento (siendo todas ellas congeladas a bordo hasta su posterior procesamiento).

Una vez en el laboratorio, el análisis granulométrico del sedimento se realizó siguiendo el método recomendado por Buchanan (1984), que consiste en una combinación de tamizado en seco de la fracción gruesa (> 62 μm) y de sedimentación a 20 ºC de la fracción fina (< 62 μm) en columna de agua destilada. El contenido de materia orgánica del sedimento se calculó como la pérdida porcentual en peso por calcinación de la muestra a 500 ºC durante 24 horas, después de secarla a 100 ºC durante el mismo tiempo.

El programa de muestreo comprendió un total de 28 estaciones, que comprendieron un rango de profundidad de 683 a 2274m (Fig. 1).

Los sedimentos estudiados estaban compuestos principalmente por arenas con bajo contenido orgánico. Las muestras infaunales comprendieron un total de 1185 individuos (21161 $indv.m^{-2}$), pertenecientes a 90 familias. Los poliquetos fueron el grupo dominante en número de ejemplares (66,4% de abundancia numérica), seguidos por los moluscos (14,1%). Equinodermos (9,5%), crustáceos (5,9%), y el grupo Otros (nemertinos y sipuncúlidos) (4,1%) resultaron ser menos abundantes (Fig. 2).

A través de diversos análisis multivariantes se determinaron dos principales agrupaciones de individuos en la zona de estudio (Fig. 3). El grupo de estaciones A se subdivide en el subgrupo A1, compuesto por las estaciones 4 y 15, y el subgrupo A2, formado por las estaciones 1, 2, 3, 5, 6, 7, 9, 19, 20, 21, 22 y 24. El grupo de estaciones B está constituido por las estaciones 10, 11, 13, 14, 17, 26 y 28. Estos resultados obtenidos con el análisis Cluster y MDS mostraron que las estaciones más profundas y fangosas se separan de las más someras y arenosas. A nivel faunístico, podemos observar como los poliquetos de la familia Syllidae son los dominantes en el grupo A de estaciones (tanto en A1 como en A2). Además de los sílidos, en A2 también predominan las familias de poliquetos Poecilochaetidae y Sabellidae, las ofiuras de la familia Ophiacanthidae, y los bivalvos pertenecientes a la familia Thyasiridae. Por el contrario, el grupo B está claramente dominado por la familia Spionidae. Esta familia de poliquetos está seguida en abundancia por la familia Glyceridae, Syllidae, Cirratulidae, Paraonidae y Ampharetidae.

Los resultados del análisis BIO-ENV concluyeron que la profundidad, el contenido en fango y el contenido en arena gruesa fueron los principales factores que estructuraron las comunidades bentónicas asentadas en el Banco de Galicia, lo que concuerda con los resultados obtenidos en los dos análisis anteriores, y que también queda reflejado en el análisis CCA.

Bibliografía

Buchanan, J.B. 1984. Sediment analysis. En: N.A. Holme & A.D. McIntyre (eds.): *Methods for the study of marine benthos*, pp. 41-65. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

[a]*Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de A Coruña. Spain. (e-mail:antia.lourido@co.ieo.es)*
[b]*Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de Santander. Spain*

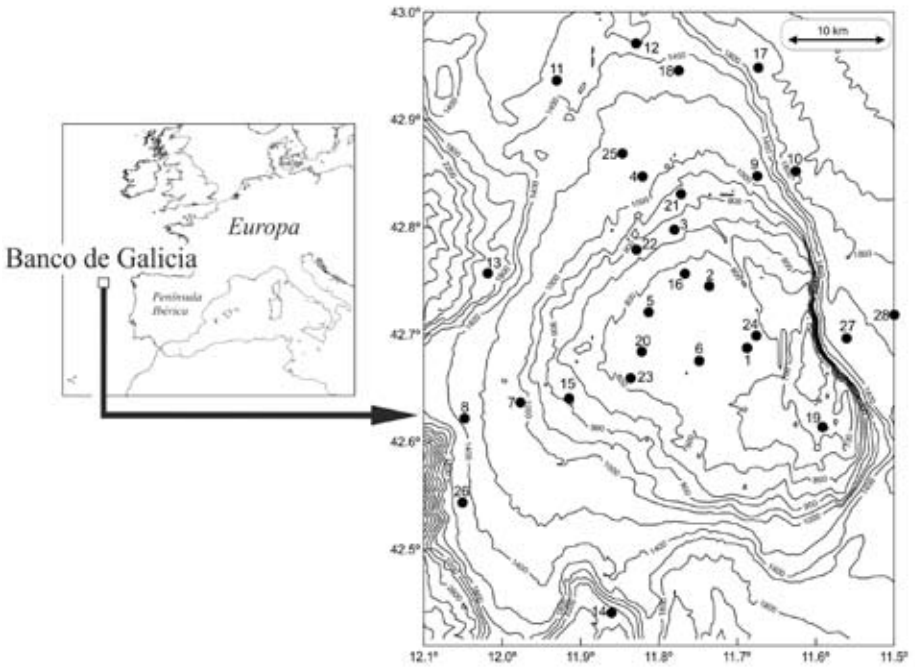


Figura 1. Localización de la zona de estudio y de las estaciones de muestreo

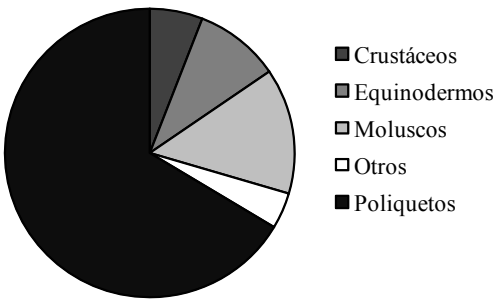


Figura 2. Abundancia total (%) de los principales grupos infaunales en el Banco de Galicia

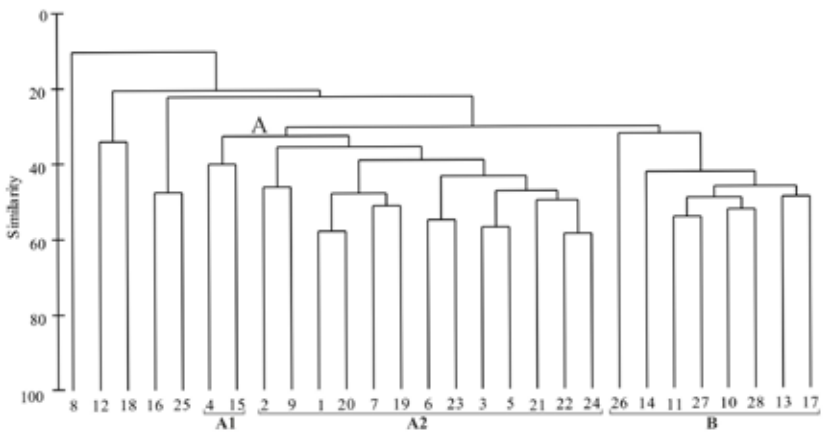


Figura 3. Asociación de estaciones en el Banco de Galicia determinada a través del análisis cluster basado en el coeficiente de similaridad de Bray-Curtis

Characterization of soft-bottom benthic macroinvertebrates assemblages inhabiting the continental shelf and slope off the Basque coast (North Spain)

Iñigo Muxika[a], Ángel Borja[a], Joxe Mikel Garmendia[a], J. Germán Rodríguez[a], Iñaki Quincoces[a]

While lots of surveys have been carried out in the Basque coast for soft-bottom macroinvertebrates monitoring (Martínez *et al.*, 2005, 2006; Altuna *et al.*, 2006; Borja *et al.*, 2009), most of them have been focused on shallow areas (from intertidal areas to 50 m water depth), with minor effort derived to study and monitor deeper waters (Martínez and Adarraga, 2001; Sorbe *et al.*, 2010). However, environmental legislation is evolving and focuses at increasing depths and distances from the coastline, e.g.: European Water Framework Directive was focused on the landward side of a line, every point of which is at a distance of one nautical mile on the seaward side from the nearest point of the baseline from which the breadth of territorial waters is measured (*WFD*, Directive 2000/60/EC); whereas the Marine Strategy Framework Directive focuses on the seaward side of the baseline from which the extent of territorial waters is measured extending to the outmost reach of the area where a Member State has and/or exercises jurisdictional rights (*MSFD*, Directive 2008/56/EC). As a result, new efforts have to be made in order to enhance the knowledge of the soft-bottom benthic macroinvertebrates assemblages inhabiting higher water depths.

In the case of the continental shelf off the Basque coast, there are some characteristic features which should be taken into account, i.e.: submarine canyons and pockmarks. Submarine canyons are steep-sided valleys cut into the sea floor of the continental slope, sometimes extending well onto the continental shelf. Conversely, pockmarks are depressions in the seabed, generally circular or ellipsoidal at the top (from 1 m to 1 km long) and more or less regularly cone-shaped in cross–section, with a maximum central bottom depth ranging between 0.5 and 58 m (Sorbe *et al.*, 2010). It is believed that pockmarks are formed by rapid expulsion of liquid or gas through seafloor sediments (Dando, 2001; Gillet *et al.*, 2008).

The main aim of this contribution is to present the results of two sampling surveys (in 2010 and 2011) designed to characterize the deep (50 to 1000 m) soft-bottom macroinvertebrates assemblages as a baseline for future monitoring.

The sampling surveys were planned so that soft-bottom habitats were sampled at different depths. Moreover, some sampling stations were located in some characteristic features of the continental shelf off the Basque coast, which include submarine canyons and pockmarks. As a result up to 40 samples were taken, including 6 sampling stations in a transect across a submarine canyon and 3 pairs of sampling stations which were in three pockmarks and close to them (Figure 1).

[a]*AZTI-Tecnalia, Herrera kaia, Portualdea, z/g, 20110 Pasaia, Spain,* imuxika@azti.es

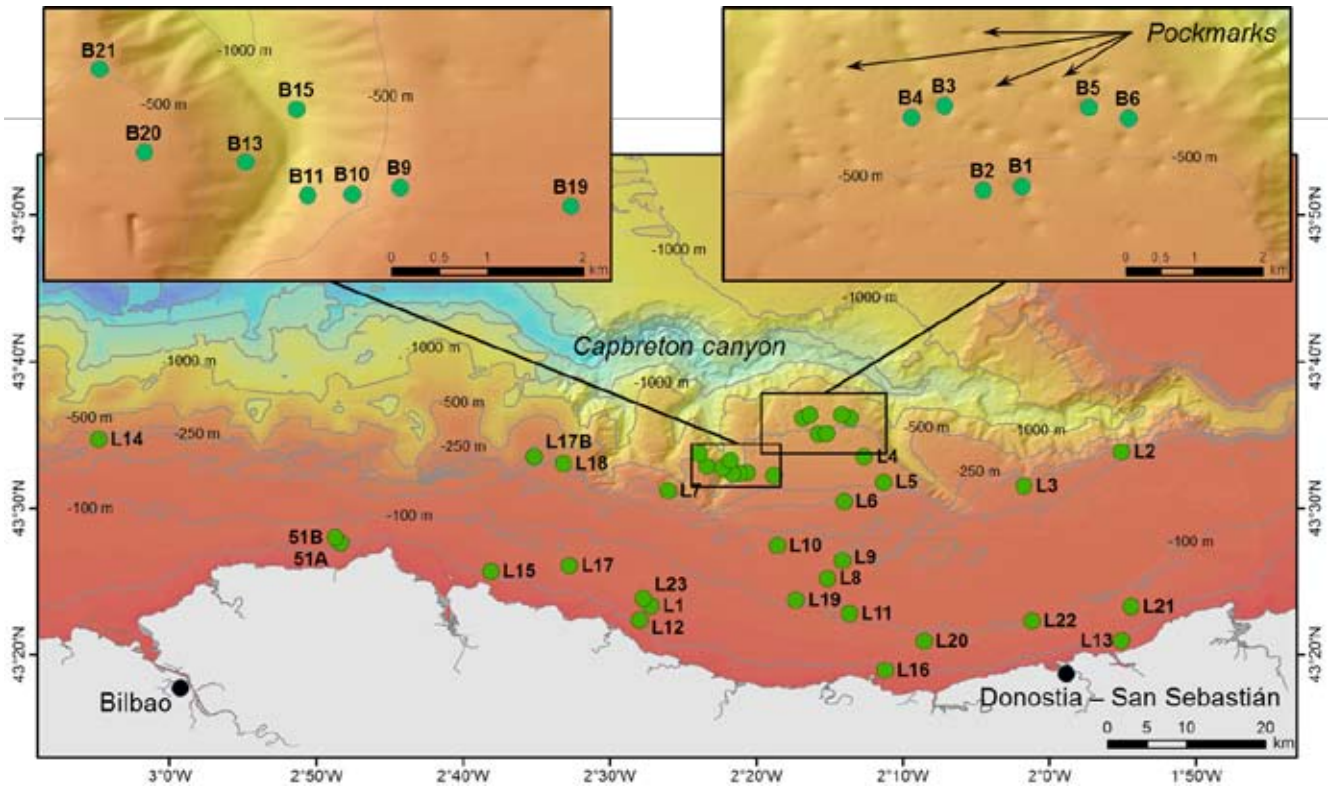


Figure 1. Localization of the sampling stations, within the continental shelf off the Basque coast.

A Smith-McIntyre grab (0.1 m^2 sampling area) was used for sampling. One replicate was sieved (1 mm mesh size) and preserved on board. Once in the laboratory macroinvertebrate species were identified and counted, and their dry weight was measured. Another replicate was taken for sediment analyses (particle size distribution, grain size and organic matter content).

Most of the sediments taken were sandy to muddy, with a mean grain size of 137 µm (SD = 215µm) covering the range between 9 µm and 879 µm. Organic matter content ranged between 0.96% and 5.54% (2.62% in average; SD = 0.96%) (Table 1). Grain size decreased with depth as well as with organic matter content, whereas organic matter content was higher in deep sediments (Figure 2).

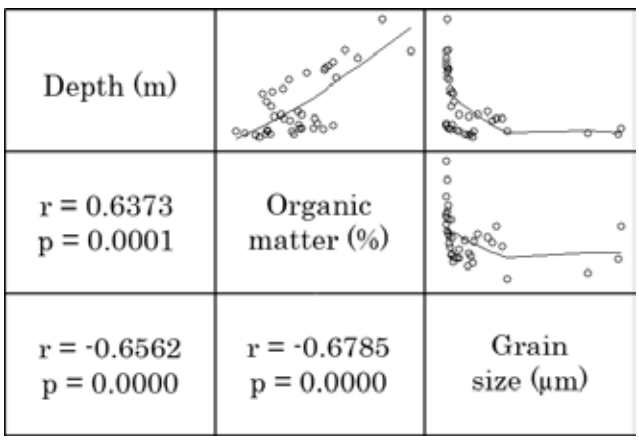


Figure 2. Spearman rank correlations (r) between depth, organic matter content and mean grain size. The line represents the lowess curve. r: Spearman rank correlation coefficient; p: significance.

Table 1. Depth and sediment characteristics. St: sampling station; M: mud; S: sand; G: gravel; OM: organic matter; MGS: mean grain size.

St	Survey	Depth (m)	M (%)	S (%)	G (%)	OM (%)	MGS (µm)
L1	2010	72	12.5	87.0	0.6	2.42	150
L2	2010	161	8.6	89.1	2.3	2.38	241
L3	2010	169	18.1	76.6	5.4	3.01	258
L4	2010	359	56.6	43.4	0.0	1.64	43
L5	2010	260	60.0	40.0	0.0	1.89	33
L6	2010	171	6.8	92.5	0.7	2.23	290
L7	2010	225	8.2	89.9	1.8	2.59	214
L8	2010	122	94.5	5.5	0.0	3.50	12
L9	2010	134	87.5	12.5	0.0	3.09	10
L10	2010	128	51.7	48.3	0.0	2.60	39
L11	2010	100	74.4	25.6	0.0	2.69	22
L12	2010	50	4.5	95.1	0.5	1.86	134
L13	2010	42	12.3	87.5	0.2	1.46	120
L14	2010	185	5.7	93.9	0.5	1.96	125
L15	2010	53	11.4	88.4	0.2	2.47	105
L16	2010	30	1.8	97.6	0.6	1.57	144
L17	2010	90	57.0	43.0	0.0	3.26	35
L17B	2010	203	30.4	69.6	0.0	2.13	73
L18	2010	203	10.2	89.5	0.3	2.69	169
L19	2010	100	67.5	32.5	0.0	2.63	28
L20	2010	86	41.3	58.7	0.0	1.78	65
L21	2010	75	0.5	91.7	7.8	1.79	76
L22	2010	97	91.7	7.8	3.0	3.00	879
L23	2010	53	0.4	93.6	6.0	1.73	867
51A	2011	74	0.1	99.9	0.0	0.96	315
51B	2011	60	0.1	98.7	1.2	1.19	715
B1	2011	519	84.0	16.0	0.0	2.81	18
B2	2011	463	69.4	30.6	0.0	2.34	25
B3	2011	633	91.9	8.1	0.0	4.14	13
B4	2011	567	89.0	11.0	0.0	3.39	13
B5	2011	602	88.4	11.6	0.0	3.50	13
B6	2011	539	76.8	23.2	0.0	3.27	19
B9	2011	378	49.7	50.3	0.0	1.92	42
B10	2011	553	79.1	20.9	0.0	3.29	21
B11	2011	690	79.5	20.5	0.0	3.82	20
B13	2011	681	95.8	4.2	0.0	5.54	9
B15	2011	927	89.9	10.1	0.0	4.79	15
B19	2011	304	46.7	53.3	0.0	1.76	48
B20	2011	401	62.3	37.7	0.0	2.20	30
B21	2011	483	85.2	14.9	0.0	3.59	14

Table 2. Main structural parameters for the benthic macroinvertebrate assemblages sampled. St: sampling station; D: density; B: biomass; S: species richness (number of species); H'd: Shannon diversity (from abundance data); Jd: Pielou's evenness (from abundance data); H'b: Shannon diversity (from biomass data); Jb: Pielou's evenness (from biomass data)

St	D (ind·m^{-2})	B (g·m^{-2})	S	H'$_d$ (bit·ind^{-1})	J$_d$	H'$_b$ (bit·g^{-1})	J$_b$
L1	1,530	7.737	54	4.63	0.80	4.17	0.72
L2	660	4.119	26	4.01	0.85	1.57	0.33
L3	1,410	4.221	52	4.99	0.88	2.69	0.47
L4	430	13.873	32	4.86	0.97	0.89	0.18
L5	80	2.517	6	2.41	0.93	1.76	0.68
L6	460	1.097	19	3.67	0.86	2.97	0.70
L7	1,420	3.849	51	4.84	0.85	3.69	0.65
L8	310	1.921	19	4.07	0.96	3.50	0.82
L9	820	2.785	43	5.11	0.94	3.54	0.65
L10	1,170	2.715	44	4.56	0.83	4.23	0.78
L11	820	6.466	31	4.01	0.82	2.29	0.46
L12	1,390	24.658	37	4.17	0.80	1.14	0.22
L13	1,370	42.218	32	4.09	0.82	0.67	0.13
L14	590	1.584	20	3.39	0.78	3.36	0.78
L15	1,220	47.000	45	4.41	0.81	1.80	0.33
L16	900	6.353	28	4.26	0.89	1.91	0.40
L17	880	10.119	33	4.39	0.88	1.71	0.34
L17B	1,550	2.757	44	4.45	0.82	3.89	0.71
L18	1,410	2.390	49	4.66	0.83	4.37	0.78
L19	1,160	2.705	54	5.24	0.92	4.28	0.74
L20	1,230	5.294	60	5.39	0.92	4.23	0.72
L21	1,520	7.512	61	5.43	0.91	4.15	0.70
L22	2,340	3.219	66	4.93	0.82	3.87	0.64
L23	1,090	26.566	48	5.05	0.90	0.75	0.14
51A	330	1.200	20	4.03	0.93	3.28	0.76
51B	3,030	37.182	57	4.06	0.70	0.52	0.09
B1	430	1.548	31	4.77	0.96	3.70	0.75
B2	370	0.752	22	4.18	0.94	3.52	0.79
B3	580	1.148	31	4.62	0.93	3.90	0.79
B4	500	1.025	31	4.65	0.94	3.66	0.74
B5	350	1.529	22	4.23	0.95	3.47	0.78
B6	400	1.035	22	4.20	0.94	3.81	0.85
B9	360	11.674	27	4.63	0.97	0.54	0.11
B10	390	1.187	22	4.16	0.93	2.67	0.60
B11	710	1.180	45	5.15	0.94	3.91	0.71
B13	400	1.027	18	3.58	0.86	3.13	0.75
B15	570	4.801	36	4.72	0.91	2.24	0.43
B19	430	5.572	16	3.45	0.86	1.64	0.41
B20	310	5.910	23	4.35	0.96	1.86	0.41
B21	690	1.269	36	4.64	0.90	4.26	0.82

Main structural parameters of the benthic macroinvertebrate assemblages are shown in Table 2. In average, 35 benthic macroinvertebrate *taxa* have been identified per sample (SD = 15), with a mean density of 890 ind·m^{-2} (SD = 605 ind·m^{-2}) and a mean biomass of 7.8 g·m^{-2} (SD = 11.5 g·m^{-2}). Shannon diversity index ranges between 2.41 bit·ind^{-1} and 5.43 bit·ind^{-1}, whereas Pielou's evenness ranges from 0.70 to 0.97. Density, species richness and Shannon diversity index are highly correlated (Figure 3).

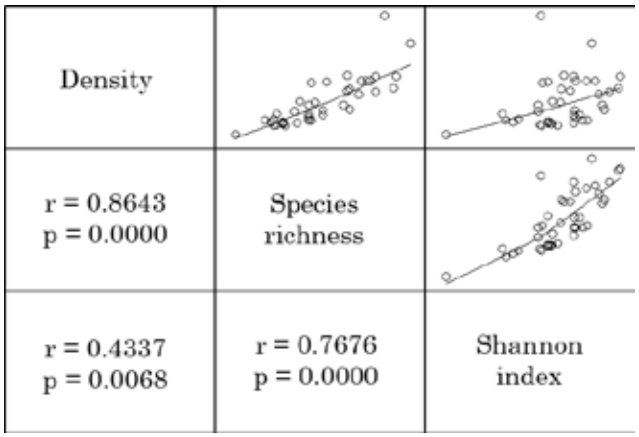


Figure 3. Spearman rank correlations (r) between density (ind·m^{-2}), species richness (n. of *taxa*) and Shannon diversity index (bit·ind^{-1}). The line represents the lowess curve. r: Spearman rank correlation coefficient; p: significance.

Even there are significant correlations both between the abovementioned environmental variables, and between density, species richness and Shannon diversity, not all these structural parameters are correlated to them. Hence, any of the structural parameters is correlated to organic matter content; moreover, Shannon diversity does not correlate to any of the environmental variables (Table 3). Conversely, density is negatively correlated to depth and positively correlated to mean grain size, whereas species richness is negatively correlated to both depth and mean grain size.

Table 3. Spearman rank correlation coefficients and significance (between brackets) between density (ind·m^{-2}), species richness (n. of species) and Shannon diversity (bit·ind^{-1}), and depth (m), organic matter content (%) and mean grain size (μm).

	Depth	**Organic matter**	**Mean grain size**
Density	-0.5253 (0.0005)	-0.2766 (0.0840)	0.6153 (0.0000)
Species richness	-0.3650 (0.0206)	-0.0988 (0.5442)	-0.4323 (0.0053)
Shannon diversity index	-0.0184 (0.9102)	0.1014 (0.5335)	0.1024 (0.5294)

Non-metric multi-dimensional scaling analysis also shows relationships between some environmental parameters (e.g., depth) and species composition (see Figure 4). Moreover, BEST analysis indicates that the environmental parameters which best correlate with species composition are depth and grain size (r = 0.649; p ≤ 0.01).

These results will be extended and the benthic invertebrate assemblages will be described. Multivariate analyses will be used in order to derive the main environmental parameters influencing the benthic invertebrate assemblages. Moreover, it will be also tested whether there is any deviation from the model in specific areas, like pockmarks.

References

Altuna, Á.; Aguirrezabalaga, F.; Martínez, J. 2006. An exceptional occurrence of *Cavernularia pusilla* (Anthozoa: Pennatulacea) off the Basque coast (SE Bay of Biscay, NE Atlantic). Journal of the Marine Biological Association 2, Biodiversity Records. 3pp. (http://www.mba.ac.uk/jmba/pdf/5262.pdf)

Borja, Á.; Muxika, I.; Rodríguez, J.G. 2009. Paradigmatic responses of marine benthic communities to different anthropogenic pressures,

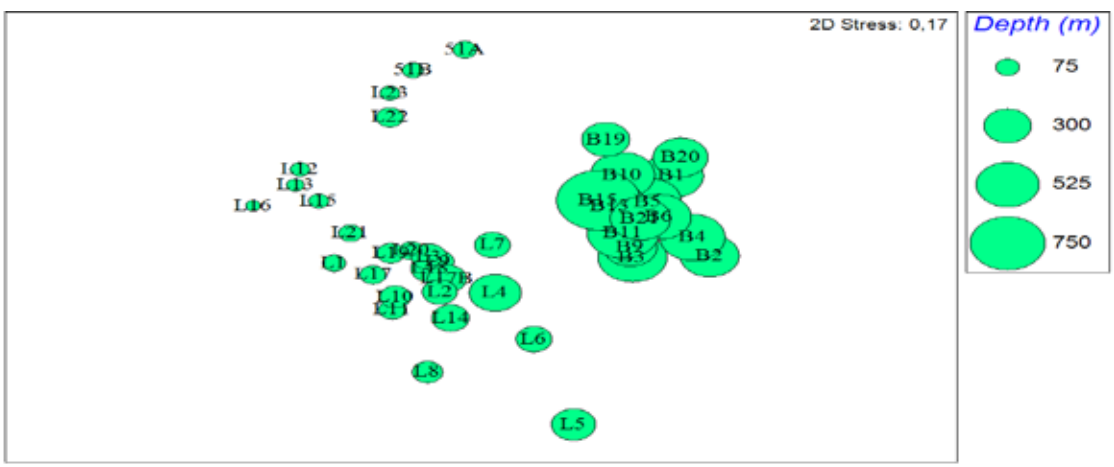


Figure 4. Non-metric multi-dimensional scaling analysis carried out from fourth root transformed abundances. Bubbles size indicates the depth at which each sampling station is located.

using M-AMBI, within the European Water Framework Directive. Marine Ecology, 30: 214-227.

Dando, P.R. 2001. A review of pockmarks in the UK part of the North Sea, with particular respect to their biology. Strategic Environmental Assessment, Technical Report TR 002, 21 pp.

Gillet, H.; Cirac, P.; Lagié, B. 2008. Pockmarks on the southern margin of the Capbreton Canyon (south-eastern Bay of Biscay). Revista de Investigación Marina, 3: 90-91.

Martínez, J.; Adarraga, I. 2001. Distribución batimétrica de comunidades macrobentónicas de sustrato blando en la plataforma continental de Guipúzcoa (golfo de Vizcaya). Boletín del Instituto Español de Oceanografía, 17: 33-48.

Martínez, J.; Adarraga, I. Ruiz, J.M. 2005. Proyecto fauna de los invertebrados marinos de la costa vasca: Euskalbentos I. 1. Cartografía bionómica de los fondos blandos naturales de la costa de Gipuzkoa: caracterización de las comunidades, inventarios de especies, censos y establecimiento de bioindicadores de calidad ambiental. Technical Report for the Department of Environment and Spatial Planning of the Basque Government. 184 pp.

Martínez, J.; Adarraga, I. Ruiz, J.M. 2006. Proyecto fauna de los invertebrados marinos de la costa vasca: Euskalbentos II. 2. Cartografía bionómica de los fondos blandos naturales de la costa de Bizkaia: caracterización de las comunidades, inventarios de especies, censos y establecimiento de bioindicadores de calidad ambiental. Technical Report for the Department of Environment and Spatial Planning of the Basque Government. 183 pp.

Sorbe, J.C.; Frutos, I.; Aguirrezabalaga, F. 2010. The benthic fauna of slope pockmarks from the Kostarrenkala area (Capbreton canyon, SE Bay of Biscay). Munibe, 58: 85-98.

Diversity and spatial patterns of the Portuguese continental shelf soft-bottom benthic macrofauna communities

Roberto Martins[a], Leandro Sampaio[a], Fernando Ricardo[a], Élio Ribeiro[a], Renato Mamede[a], Ana Maria Rodrigues[a], Victor Quintino[a]

Abstract

This work presents the results from a comprehensive survey of the Portuguese coastal shelf soft-bottom benthic macrofauna communities. A total of 145 sites were sampled with a 0.01 m^2 Smith-McIntyre grab, positioned according to a regular sampling grid covering the whole west and south coast of Portugal, in a depth range from 15 to 195 meters. More than 30000 specimens were recorded corresponding to 735 taxa, of which 318 Annelida, 195 Artropoda (Subphylum – Crustacea), 170 Mollusca, 31 Echinodermata, 7 Sipuncula, 6 Cnidaria, 2 Chordata and 1 Echiura. Specimens from the Phyla Chaetognatha, Nematoda, Nemertea, Platyhelminthes and Phoronida were not identified to species level. Annelids were also the most abundant group (67.5% of the total abundance), followed by molluscs (8.5%), crustaceans (7.5%), nematodes (5.7%) and nemerteans (5.4%). The most abundant species, representing more than 1% of the total abundance, were *Mediomastus fragilis*, *Polygordius appendiculatus*, *Ampharete finmarchica*, *Prionospio fallax*, *Spio filicornis*, *Protodorvillea kefersteini*, *Ampelisca* sp., *Aspidosiphon (Aspidosiphon) muelleri muelleri*, *Eunice vittata*, *Magelona johnstoni*, *Sarsonuphis bihanica*, *Paralacydonia paradoxa*, *Lumbrineris lusitanicus* **sp. nov**., *Monticellina heterochaeta*, *Chaetozone carpenteri*, *Galathowenia oculata*, *Aponuphis bilineata*, *Sphaerosyllis bulbosa*, *Pisione remota* and *Pterolysippe vanelli*. The identification of the major macrofauna assemblages was based in a multivariate analysis using both quantitative (abundance) and qualitative (presence/absence) data, that allowed to detail the relative importance of taxonomic and structural aspects (distribution of the individuals per taxa) in the identification and characterization of the benthic communities. Despite some differences, several assemblages were highlighted in both approaches. Both identified a coarse sediment assemblage mainly located in the western inner and mid shelf, dominated by *Glycera lapidum*, *Protodorvillea kefersteini* and *Polygordius appendiculatus*. The same for a mud sediment associated community, spatially split into two distinct areas, one in the northwestern and the other in the southeastern coast. Within the sand sediments, the larger group, a community was identified in shallow fine sands in the western coast, mainly associated with high energy hydrodynamic conditions in the near shore shelf, and a muddy sandy group. This group was the most complex. The first hierarchical split in this group separated assemblages located to the north and to the south of the Nazaré canyon, one of the most important canyons in the Iberian margin. This canyon seems to act as an important biogeographic barrier for the benthic macrofauna along the Portuguese coastal shelf. Sediment grain-size, organic matter, depth and latitudinal gradients were the factors that best explained the observed macrofauna distribution patterns, highlighting the transitional characteristics of this northeastern Atlantic area between temperate and subtropical faunas.

Key words: Western Iberia, Portugal, species richness, distribution patterns, sediments.

[a] *Departamento de Biologia & CESAM, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal (roberto@ua.pt.)*

Heterogeneidad bentónica en volcanes de fango del margen Español (Golfo de Cádiz)

José L. Rueda[a], Emilio González-García[a], Pablo Marina[b], Francisco J. López[a], Carlos Farias[c], Gerardo Bruque[a], Javier Urra[b], Pablo J. López-González[d], Cesar Megina[d], Serge Gofas[b], Enrique García-Raso[b], Carmen Salas[b], Nieves López-González[a], Luis M. Fernández-Salas[a], Victor Díaz del Río[a]

Durante las últimas décadas, se ha ampliado considerablemente nuestro conocimiento sobre las zonas profundas de los márgenes continentales, las cuales eran consideradas de poco valor ecológico y medioambiental desde la antigüedad (Levin y Sibuet, 2011). Estudios recientes han mostrado la existencia de un complejo mosaico de hábitats y ecosistemas como resultado de su variabilidad geomorfológica, geoquímica e hidrográfica. Así, por tanto, la presencia de cañones submarinos, montes, llanuras, canales, montículos carbonatados, fuentes hidrotermales o surgencias frías incrementan la diversidad de hábitats y biodiversidad asociada, así como la de los recursos naturales, en determinadas zonas profundas de márgenes continentales activos y pasivos. Lamentablemente, la información sobre las características ambientales, los hábitats y la biodiversidad asociada a estas estructuras submarinas profundas es mucho menor que la de zonas litorales. Por otro lado, la extracción y búsqueda de recursos (renovables y no renovables), la contaminación y desecho de residuos, la instalación de infraestructuras submarinas, la acidificación y el cambio climático, representan importantes amenazas para la biodiversidad, con especies y hábitats que podrían desaparecer incluso antes de ser descubiertos (Ramírez-Llodra *et al*., 2011).

Las surgencias frías (ej. volcanes de fango, pozas de salmuera) fueron descubiertas hace más de tres décadas, y todavía existen numerosas lagunas de información sobre los procesos geológicos implicados, los recursos naturales, la formación de hábitats y las comunidades biológicas asociadas en muchas zonas de su limitado rango de distribución (Levin, 2005). El Golfo de Cádiz representa uno de los pocos lugares de Europa, donde es posible encontrar surgencias frías, como son los volcanes de fango (300 a ~3000 m de profundidad), descubiertos a finales de los noventa. Estas estructuras se forman como consecuencia del escape de metano (importante gas de efecto invernadero) procedente del subsuelo marino, movilizando fango y brecha fangosa (pequeños fragmentos de rocas sedimentarias) hacia la superficie, y promoviendo la actividad bacteriana implicada en la transformación de este gas en carbonatos autigénicos (chimeneas y enlosados) (Díaz del Río *et al*., 2003; Vanreusel *et al*., 2009; Rueda *et al*., 2011). Ello hace que se promueva una gran heterogeneidad bentónica, debido a la variabilidad geoquímica (presencia/ausencia de emisión de gas), sedimentológica (fango vs roca) o biológica (dinamismo y formación de hábitats), al igual que se ha documentado en surgencias frías del Golfo de México o de Guinea (Cordes *et al*., 2010). Esta heterogeneidad bentónica abarca desde hábitats profundos con una alta biodiversidad (agregaciones de esponjas/corales), a hábitats con comunidades extremófilas poco diversas (sedimentos cargados en gas). En el contexto del Proyecto INDEMARES/CHICA se está estudiando en aguas españolas del Golfo de Cádiz, los hábitats y su fauna asociada en estructuras formadas por emisiones de gases (hábitat 1180, incluido en la Red Natura 2000), con el fin de incrementar el conocimiento que se tiene sobre este tipo de ambientes, sus especies y así mejorar las propuestas para su conservación y/o protección en base a las nuevas directivas de protección del medio marino.

Este estudio se ha desarrollado en 9 volcanes de fango localizados en aguas españolas del talud superior del Golfo de Cádiz, incluyendo Gazul, Anastasya, Pipoca, Tarsis, Chica, Hespérides, Almazán, Aveiro y St Petersburg situados a profundidades entre los 350 y los 1100 m. Las muestras se recolectaron en las campañas INDEMARES/CHICA 0610, 0211 y 0412, a bordo de los B/O Emma Bardán, Cornide de Saavedra y Ramón Margalef, usándose diferentes métodos de muestreo como el arte de arrastre de tipo baca 40/60 (a partir de ahora baca) (lances de 60 minutos a 3 nudos, abertura horizontal entre 17 y 18 m, área muestreada por lance de aprox. 10000 m^2), el beam-trawl (40 lances de 15 minutos a 2,5 nudos, abertura de 2 m, área muestreada por lance de aprox. 2000 m^2), la draga de arrastre bentónica (59 lances de 5 minutos a 2,5 nudos, abertura de 1 m, área muestreada aprox. 300 m^2) y box-corer (82 muestras, área muestreada en cada caso 0,09 m^2). Las muestras se recolectaron en la cima de cada volcán, laderas, depresión asociada a éste, así como en los fondos adyacentes, donde existen caladeros de pesca en aquellos volcanes de fango situados hasta 600-700 m de profundidad. Las muestras de baca sólo se recolectaron en los fondos adyacentes de la zona más somera, debido a la peligrosidad de muestrear los fondos duros presentes en algunos volcanes de fango y con el objetivo de minimizar el impacto de muestreo sobre estas estructuras submarinas y los hábitats presentes. También se

[a] Centro Oceanográfico de Málaga, Instituto Español de Oceanografía, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola (Málaga), España (Email: jose.rueda@ma.ieo.es)
[b] Departamento de Biología Animal, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos s/n, 29071 Málaga, España
[c] Centro Oceanográfico de Cádiz, Instituto Español de Oceanografía, Puerto Pesquero, Muelle de Levante s/n, 11006 Cádiz, España
[d] Departamento de Zoología, Universidad de Sevilla. Facultad de Biología, Avda. Reina Mercedes 6, 41012 - Sevilla

obtuvieron imágenes submarinas de algunos volcanes de fango, mediante el uso del ROV Liropus 2000 y el VOR Aphia 2012.

La caracterización de las comunidades se llevó a cabo de acuerdo con la riqueza específica, abundancia e índices de dominancia de las especies, de equitatividad y de diversidad de Shannon-Wiener. La similitud entre las asociaciones de cada volcán se estudió mediante el uso del índice de similitud de Bray-Curtis, usando datos cuantitativos de las especies (abundancia y biomasa). Para la realización de las comparaciones entre grupos de muestras, se establecieron factores como "volcán" (ej. Pipoca vs Tarsis), "zona" (ej. volcán vs zona adyacente) y la profundidad de los lances, usándose el análisis de ANOSIM.

Se han encontrado 850 especies en el conjunto de muestras estudiadas. Los grupos con mayor números de especies son los moluscos (~200 spp.), peces (120 spp.), poríferos (110 spp.), crustáceos (~ 100 spp), cnidarios (~80 spp.), anélidos poliquetos (~70 spp.) y equinodermos (~50 spp.), entre otros. La fauna de volcanes de fango y fondos adyacentes contiene una veintena de especies que están incluidas en listados de conservación nacional e internacional (*Centrostephanus longispinus, Charonia lampas, Centrophorus granulosus, Lophelia pertusa*) o autonómico (Libro Rojo de Invertebrados de Andalucía) (*Madrepora oculata, Dendrophyllia cornigera*). Otras especies representan nuevas citas para el margen continental europeo (*Hacelia superba, Solemya elarraichensis, Lucinoma asapheus, Zenion hololepis*) o para las aguas españolas (*Opisthoproctus grimaldii, Acharax gadirae, Pseudosimnia flava, Neopycnodonte zibrowii*). Las especies con interés comercial están representadas por unas 60 spp., algunas presentes tanto en fondos adyacentes como en los volcanes con sustrato fangoso (ej. *Nephrops norvegicus, Lophius* spp.) o rocoso (ej. *Palinurus mauritanicus, Helicolenus dactylopterus*), siendo las más dominantes, en base a la abundancia y biomasa, los decápodos *Parapenaeus longirostris* y *Nephrops norvegicus* y los peces *Merluccius merluccius*, *Phycis blennoides* o *Lophius piscatorius*.

Los análisis multivariantes han mostrado que las variables que más influyen en la composición y estructura de las comunidades son la profundidad y el tipo de sustrato, mostrando diferencias significativas entre los hábitats y sus comunidades bentónicas asociadas para cada uno de los volcanes (R_{ANOSIM} = 0,83, p<0,001) (Figura 1).

Los sedimentos anóxicos con emisiones de gas y comunidades quimiosintéticas se han detectado, fundamentalmente, en las cimas de los volcanes Anastasya, Tarsis, Pipoca, Hespérides, Almazán, Aveiro y St Petersburg, pero también en menor grado en Gazul, en base a las muestras obtenidas con box-corer. La macrofauna está conformada por poliquetos frenulados (*Siboglinum* spp.), bivalvos (*S. elarraichensis*, *A. gadirae* y *L. asapheus*), decápodos callianásidos excavadores de galerías (*Calliax* sp.) y otras especies no ligadas estrictamente a las emisiones, y típicas de fangos batiales (ej. *Abra longicallus, Kelliella abyssicola*, *Virgularia*, *Spiochaetopterus, Brissopsis*) (Figura 2).

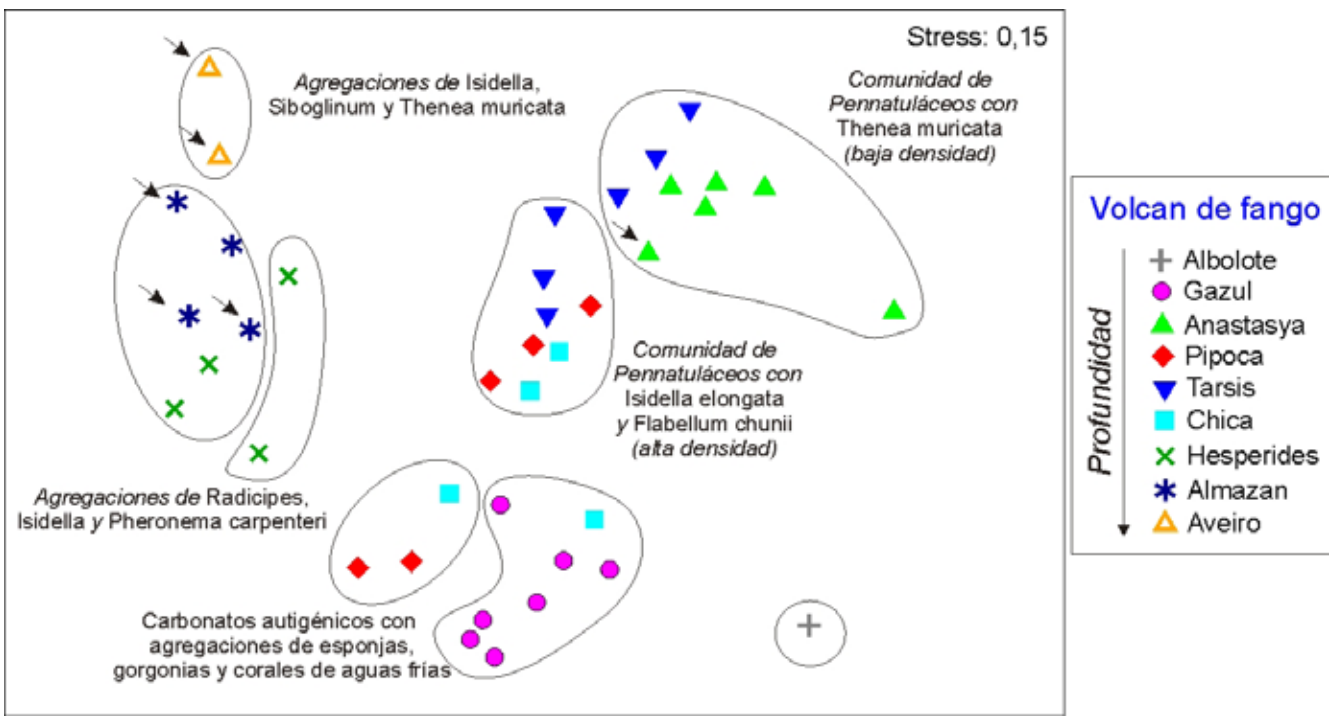


Figura 1. MDS usando datos de abundancia (transformación raíz cuarta e índice de similitud de Bray & Curtis) de las muestras de beam-trawl, indicando algunos de los tipos de hábitats presentes en volcanes de fango de aguas españolas del Golfo de Cádiz. Las flechas indican muestras que contienen especies quimiosintéticas ligadas a emisión de gases. Los círculos muestran agrupaciones con similitud superior al 25%

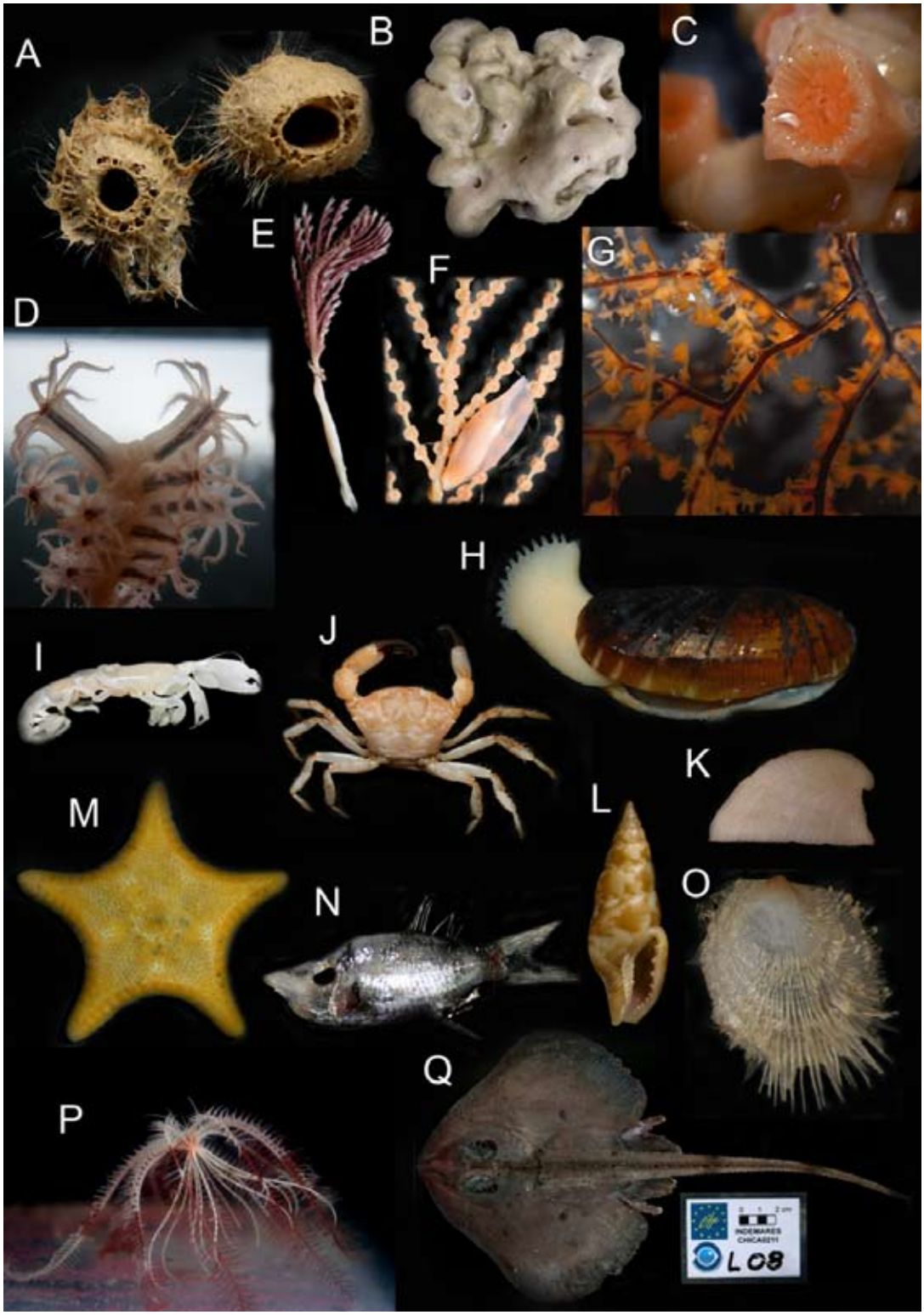


Figura 2. Fauna de diferentes hábitats y biocenosis de volcanes de fango del margen español (Golfo de Cádiz). A. *Pheronema carpenteri*; B. *Petrosia* cf. *crassa*; C. *Madrepora oculata*; D. *Kophobelemnon stelliferum*; E. *Pennatula* cf. *aculeata*; F. *Simnia nicaensis* sobre *Callogorgia verticillata*; G. *Leiopathes glaberrima*; H. *Solemya elarraichensis*; I. *Calliax* sp.; J. *Monodaeus couchii*; K. *Emarginula multistriata*; M. *Odontaster mediterraneus*; N. *Opisthoproctus grimaldii*; L. *Mitrella pallaryi*; O. *Limopsis angusta*; P. *Leptometra celtica*; Q. *Neoraja iberica* (Fotos Miguel García Muñoz, José Enrique García Raso y Serge Gofas).

Las comunidades de pennatuláceos y megafauna excavadora están ampliamente distribuidas en diferentes volcanes de fango y sus áreas adyacentes, presentando densidades altas (Tarsis, Pipoca) y bajas (Anastasya) de pennatuláceos (*Funiculina quadrangularis, Kophobelemnon stelliferum, Pennatula* cf *aculeata*). Otras especies presentes son la esponja *Thenea muricata*, los moluscos *Bittium watsoni* o *Galeodea rugosa*, los decápodos *Goneplax rhomboides*, *N. norvegicus* o *P. longirostris*, los equinodermos *Hymenodiscus coronata y Peltaster placenta*, o los peces *Nezumia aequalis, Galeus atlanticus, Etmopterus spinax* o *Chimaera monstrosa*.

La facies de fangos compactos con coral bambú *Isidella elongata* está bien representada en Tarsis, junto a las especies de comunidades de pennatuláceos, y también en Aveiro y Almazán, donde se registran las mayores densidades de este octocoral, así como de la gorgonia *Radicipes* cf. *fragilis* y la esponja hexactinelida *Pheronema carpenteri*. La comunidad asociada está conformada por los moluscos *Delectopecten vitreus* (sobre *I. elongata* o *P. carpenteri*) o *Yoldiella philippiana*, los decápodos *Rochinia carpenteri*, *Calocaris macandreae* o *Geryon longipes*, los equinodermos *Nymphaster arenatus* y *Odontaster mediterraneus* y peces como *Bathypterois dubius*, *Synaphobranchus kaupii* y *Lampanyctus crocodilus*.

La facies de crinoideos del género *Leptometra* (fundamentalmente *L. phalangium*) se encuentra en las laderas de Gazul y de Pipoca, en fondos blandos (generalmente arenas y gravas) con algunos carbonatos autigénicos (enlosados o chimeneas). Otras especies dominantes de esta comunidad son los poríferos *Phakellia* spp. y *Pachastrella* sp., los cnidarios *Flabellum chunii* y pequeñas gorgonias como *Acanthogorgia hirsuta* o *Bebryce mollis*, los braquiópodos *Novocrania anomala* o *Gryphus vitreus*, los moluscos *Asperarca nodulosa, Limopsis angusta* o *Bathyarca philippiana* o los decápodos *Bathynectes maravigna* y *Ergasticus clouei*.

Las agregaciones de gorgonias se distribuyen por diferentes volcanes, generalmente aquellos con carbonatos autigénicos o restos de corales sobre el lecho marino, y están representadas por especies de pequeño tamaño (*Acanthogorgia*, *Swiftia*, *Gymnosarca bathybius*, *Placogorgia* spp.) en Hespérides y Almazán o de gran tamaño (*Callogorgia verticillata, Viminella flagellum*) en Chica. En este tipo de formaciones es también posible encontrar agregaciones de antipatarios (*Leiopathes, Stichopathes, Antipathella*), con algunos ejemplares de gran porte (mayor a medio metro). La comunidad está conformada por especies de amplio espectro y ligadas a sustratos duros (*Vermiliopsis* spp., *Eunice* spp., *Serpula* spp., *Monia patelliformis, Terebratulina retusa*), y especies estrictamente ligadas a los octocorales como el gasterópodo *Simnia nicaensis* o el solenogastro *Anamenia gorgonophila*.

Finalmente, una formación coralígena de alto valor ecológico se ha encontrado en el volcán Gazul con corales de aguas frías, dominando la especie *Madrepora oculata*, seguido de *Lophelia pertusa* y *Dendrophyllia cornigera* junto a otros hexacoralarios de menor tamaño, y acompañado de hidrozoos *Polyplumaria flabellata, Diphasia pinastrum* o *Acryptolaria* spp. y gorgonias (*Placogorgia massiliensis*), poríferos (*Asconema setubalense, Phakellia* spp.), moluscos como *Danilia tinei, Mitrella pallaryi, Cantrainea peloritana* y *Astarte sulcata*, así como gasterópodos que se alimentan de cnidarios (*Epitonium* spp.) o esponjas (*Emarginula* spp.), decápodos como *Munida intermedia, Monodaeus couchii* e *Inachus leptochirus* o equinodermos como *Chaetaster longipes*, *Echinus melo* o *Hacelia superba*, entre un amplio espectro de especies. Esta comunidad coralígena es bastante singular en el contexto del sur peninsular (Golfo de Cádiz y mar de Alborán), donde existen numerosos restos de antiguos arrecifes de corales de aguas frías que sufrieron una drástica regresión tras la última glaciación.

En este estudio se constata una amplia gama de tipos de hábitats y de comunidades biológicas en los volcanes de fango de aguas españolas, incluyendo comunidades frágiles de alto valor ecológico (corales de aguas frías) y otras que son únicas en el contexto Europeo (comunidades quimiosintéticas). Esta heterogeneidad bentónica refleja la amplia variabilidad ambiental (hidrodinamismo, tipos de fondo, emisión de gases, etc.) que existe en los volcanes de fango del Golfo de Cádiz, lo cual es característico de las surgencias frías de diferentes zonas del mundo (Cordes *et al*., 2010; Levin, 2005). Los volcanes de fango del Golfo de Cádiz parecen estar en diferentes estadios de su evolución, que incluye volcanes con emisión de gases activa y otros en estado latente (León *et al*., 2007). En los primeros, las comunidades están caracterizadas por especies con microrganismos quimiosintéticos, en este caso los poliquetos frenulados y las diferentes especies de bivalvos (Levin, 2005). En los segundos, la mayor disponibilidad de sustratos duros, generados por la actividad bacteriana en etapas anteriores, favorece la colonización de organismos no quimiosimbiontes, lo que produce un cambio en los tipos de hábitats y las comunidades asociadas, desde aquellas con quimiosimbiontes a otras dominadas por suspensívoros y depositívoros.

Los volcanes Gazul, Pipoca y Chica muestran una alta biodiversidad, probablemente debido a su estado latente y complejidad sedimentológica, con enlosados y chimeneas que son colonizados por especies sésiles, como son los corales de aguas frías, grandes esponjas, gorgonias o antipatarios. Estos organismos constructores de hábitats aumentan la complejidad del fondo marino, favoreciendo la diversificación de micro-hábitats y de las diferentes especies que se aprovechan de éstos (Buhl-Mortensen *et al*., 2010). En este estudio, las mejores agregaciones de estos constructores de hábitats se han encontrado en zonas con baja actividad pesquera (Gazul, Hespérides) (González-García *et al*., 2012).

En contraste, el volcán Anastasya presenta una baja riqueza específica, abundancia y biomasa, probablemente influenciado por una mayor actividad de emisión de gases y las condiciones extremófilas del sedimento, pero mantiene una comunidad quimiosimbionte que es uno de los pocos ejemplos existentes dentro del territorio español y europeo. Estudios anteriores desarrollados en el Golfo de Cádiz, pero en aguas de Marruecos, han encontrado una veintena de especies quimiosintéticas en los volcanes de fango de Marruecos, los cuales parecen presentar una mayor actividad frente a los localizados en el margen Ibérico (Vanreusel *et al*., 2009). También en el Mar de Alborán, se ha hallado recientemente un campo de volcanes de fango que se distribuye tanto por el margen magrebí como por el ibérico, y que presenta comunidades quimiosintéticas que han sido todavía poco estudiadas (Comas *et al*., 2003).

Agradecimientos

Agradecemos la ayuda de los capitanes y tripulación de los B/O Emma Bardán, Cornide de Saavedra y Ramón Margalef así como a otros compañeros que ofrecieron una inestimable ayuda en las campañas de INDEMARES/CHICA 0610, 0211, 0412, respectivamente. Este estudio ha sido financiado por el proyecto LIFE + INDEMARES/CHICA, EC contract INDEMARES-LIFE+ (07/NAT/E/000732) y gracias a financiación FEDER para el equipamiento del B/O Cornide de Saavedra (FICTS-2010-01) y la construcción del B/O Ramón Margalef (FICTS-2011-03-01).

Bibliografía

Buhl-Mortensen, L., Vanreusel, A., Gooday, A., Levin, L.A., Priede, I.G., Buhl-Mortensen, P., Gheerardyn, H., King, N.J., Raes, M., 2010. Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. Marine Ecology. An Evolutionary Perspective, 31: 21-50.

Díaz del Río, V., Somoza, L., Martínez-Frías, J., Mata, P.M., Delgado, A., Hernández-Molina, F.J., Lunar, R., Martín-Rubí, J.A., Maestro, A., Fernández-Puga, M.C., León, R., Llave, E., Medialdea, T., Vázquez, J.T., 2003. Vast fields of hydrocarbon-derived carbonate chimneys related to the accretionary wedge/olistostrome of the Gulf of Cádiz. Marine Geology 195, 177-200.

Comas, M.C., Soto, J.I., Talukder, A.R., TTR-12 Leg 3 (Marsibal 1) Scientific party, 2003. Discovering active mud volcanoes in the Alboran Sea (Western Mediterranean). IOC Workshop report, 187: 14-16.

Cordes, E.K., Cunha, M.R., Galéron, J., Mora, C., Olu-Le Roy, K., Sibuet, M., Van Gaever, S., Vanreusel, A., Levin, L.A., 2010. The influence of geological, geochemical, and biogenic habitat heterogeneity on seep biodiversity. Marine Ecology. An Evolutionary Perspective, 31: 51-65.

González-García, J.E., Rueda, J.L., Farias, C., Gil, J., Bruque, G., García-Raso, J.E., Fernández-Salas, L.M., Díaz del Río, 2012. Comunidades bentónico-demersales en caladeros de los volcanes de fango del Golfo de Cádiz: Caracterización, recursos y actividad pesquera. Libro Resúmenes SIEBM 2012.

León, R., Somoza, L., Medialdea, T., González, F.J., Díaz-del-Río, V., Fernández-Puga, M.C., Maestro, A., Mata, M.P., 2007. Sea-floor features related to hydrocarbon seeps in deepwater carbonate-mud mounds of the Gulf of Cádiz: from mud flows to carbonate precipitates. Geo-Marine Letters, 27: 237-247.

Levin, L.A., Sibuet, M., 2011. Understanding continental margin diversity: A new imperative. Annual Review of Marine Science, 4: 79-112.

Levin, L.A., 2005. Ecology of cold seep sediments: interactions of fauna with flow, chemistry and microbes. Oceanographic and Marine Biology Annual Review 43, 1-46.

Ramírez-Llodra, E, Tyler, P.A., Baker, M.C., Bergstad, O., Clark, M.R., Escobar, E., Levin, L.A., Menot, L., Rowden, A.A., Smith, C.R., Van Dover, C.L., 2011. Plos one, 6: 1-25.

Rueda, J.L., Díaz-del-Río, V., Sayago-Gil, M., López-González, N., Fernández-Salas, L.M., Vázquez, J.T., 2011. Fluid venting through the seabed in the Gulf of Cadiz (SE Atlantic Ocean, western Iberian Peninsula): Geomorphic features, habitats and associated fauna. Harris, P.T, Baker, E.K. (Eds) Seafloor geomorphology as benthic habitat: Geohab atlas of seafloor geomorphic features and benthic habitats. Elsevier, pp. 831-841.

Vanreusel, A., Andersen, A.C., Boetius, A., Connelly, D., Cunha, M.R., Decker, C., Heeschen, K., Hilario, A., Kormas, K.A., Maigniem, L., Olu, K., Pachiadaki, M., Ritt, B., Rodrigues, C., Sarrazin, J., Tyler, P., Van Gaever, S., Vanneste, H., 2009. Biodiversity of Cold seep ecosystems along the European margins. Oceanography, 22: 118-135.

Epibenthic communities of sedimentary grounds of the Avilés Canyon's system and the near continental shelf

Alberto Serrano[a], Francisco Sánchez[a], Juan Carlos Arronte[a], Cristina Rodríguez-Cabello[a], Pilar Ríos[b], Antía Lourido[c], Santiago Parra[c], Inmaculada Frutos[a], Ana García-Alegre[a], María de los Angeles Blanco[a], Javier Cristobo[b], Antonio Punzón[a]

The Avilés Canyon (Cantabrian Sea) is one of the deepest canyons of the world and it is one of the most remarkable ecosystems of the continental shelf of the Cantabrian Sea. It is very close to the coast (7 miles off the seashore), from 140 m deep over the continental shelf up to 4,750 m from the abyssal plain of the Bay of Biscay. The area influenced by this submarine canyon is very complex including other two minor submarine canyons, a marginal shelf and a very narrow continental shelf. The area is one of the ten Spanish candidates to be part of the marine Natura 2000 network under the project LIFE+INDEMARES.

Within this project, two multidisciplinary research surveys have been carried out in the Avilés Canyon's system in 2010 and 2011. In these surveys, epibenthos and demersal species were sampled using the beam trawl and the GOC 73 otter trawl (standard gear on MEDITS surveys) respectively. The beam trawl had a horizontal opening of 3.5 m and a vertical opening of 0.6 m, with a mesh size of 10 mm. Beam trawls lasted 15 minutes at a mean speed of 2.5 knots. In the case of the GOC-73 otter trawl, the mesh size was of 90 mm along the net with a 20 mm liner inside the cod end. The horizontal opening was of 19.4 ± 1.7 m and the vertical opening was 2.7 ± 0.4 m. The sampling unit was a 30-minute haul, all carried out at a speed of 3.5 knots and during the daylight. Both trawl gears were monitored using Scanmar net sensors. The mean swept areas of the beam trawl hauls were 0.28 km^2 and 5.6 km^2 in the case of the GOC-73 hauls. Data on the sedimentary grounds of the continental shelf are from the bottom trawl surveys DEMERSALES carried out during the years 2010 and 2011 in the context of the ERDEM project. Abundance indices (biomass and density) were calculated in the standardised form (g/km^2 and number/km^2, respectively). In order to obtain better information on the interspecific relationships among these different compartments of the ecosystem, the same stations were sample using the three sampling methods (Figure 1). This allowed us to analyze as a whole, the data of the corresponding communities in the same spatial context of the ecosystem.

An Usnel box-corer with a sampling surface of 0.090 m2 was used to collect sediment samples. Particle size analysis was performed by a combination of dry sieving and sedimentation techniques (Buchanan, 1984). For each station 4 replicas were carried out, taking the average value as representative of that station.

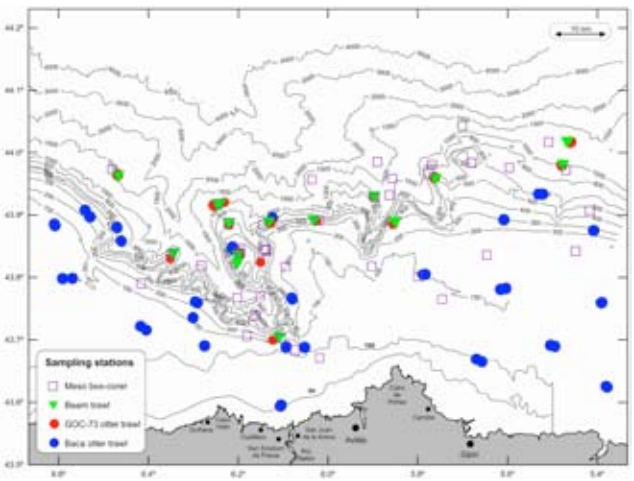


Figure 1. Location of the sampling stations in the 2010 and 2011´s surveys.

The megafaunal assemblages and their characterizing species were analysed using cluster analysis (Bray-Curtis similarity) and SIMPER analysis.

[a] *Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Santander, Promontorio San Martín s/n, 39004, Santander, Spain. (aserrano@st.ieo.es)*
[b] *Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Gijón. Avenida Príncipe de Asturias, 70 bis, 33212 Gijón, Spain.*
[c] *Instituto Español de Oceanografía, C.O. de A Coruña. Paseo Marítimo Alcalde Francisco Vázquez, nº 10, 15001 A Coruña, Spain.*

Five assemblages have been described (Figure 2):

1. Inner Shelf (0-50 m): It is defined by one osteichthyes, *Pagellus acarne*, four Chondrichthyes, *Scyliorhinus canicula*, *Raja clavata*, *Raja montagui* and one squid, *Loligo vulgaris*.

2. Continental Shelf (50-200 m): Characteristic species are the shark *Scyliorhinus canicula*, the bony fishes *Merluccius merluccius* and *Argentina sphyraena* and the cephalopods *Todaropsis eblanae* and *Eledone cirrhosa*.

3. Shelf break (200-400 m): The typifying species are the fishes *Micromesistius poutassou*, *Gadiculus argenteus* and *Lepidorhombus boscii*, the cephalopod *Rossia macrosoma* and the anthozoo *Actinauge richardi*

4. Upper slope (500-650 m): The characteristic species are the osteichthyes *Phycis blennoides* and *Hoplostethus mediterraneus*, the shark *Galeus melastomus*, the decapod *Plesionika martia* and the echinoderm *Phormosoma placenta*.

5. Middle slope (900-1600 m). The species responsible of the intragroup similarity are the Chondrichthyes *Deania calcea* and *Chimaera monstrosa*, the bony fish *Alepocephalus rostratus*, the echinoderm *Nymphaster arenatus* and the sponge *Regadrella phoenix*.

In this study differences with previous works on the epibenthic communities have been found (Serrano *et al*., 2006), indicating that the Avilés Canyon has different structure that surrounding areas of the Cantabrian Sea.

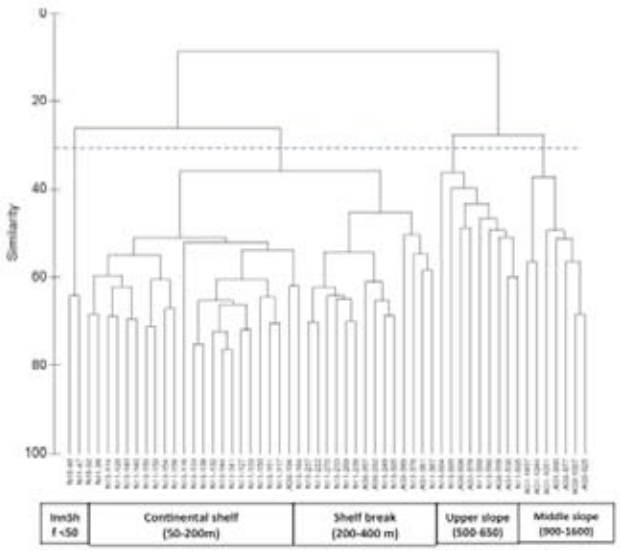


Figure. 2. Dendrogram showing the hauls assemblages using the Bray-Curtis similarity index

References

Buchanan, J.B. 1984. Sediment analysis. In: N.A. Holme& A.D. McIntyre (Eds.): Methods for thestudy of marine benthos, pp. 41-65. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Serrano, A., Sánchez, F., García-Castrillo, G. 2006. Epibenthic communities of trawlable grounds of the Cantabrian Sea. Scientia Marina, 70 (S1): 149-159.

Deep suprabenthic assemblages from submarine canyons of the Cantabrian Sea (NE Atlantic Ocean): Avilés *vs* Capbreton

Inmaculada Frutos[a, b], Jean Claude Sorbe[c], Francisco Sánchez[a]

Within the framework of the Spanish INDEMARES LIFE+ and the French OXYBENT projects, the suprabenthic fauna was studied at two bathyal sites of the Cantabrian Sea (S Bay of Biscay): the Avilés and the Capbreton Canyons, respectively (Fig. 1). In these studies, the suprabenthic communities, i.e. the faunal assemblages (mainly small crustaceans) living in the immediate vicinity of the bottom (Brunel *et al*., 1978) was sampled in order to describe their quantitative structure.

Located in the central part of the Cantabrian Sea, the Avilés Canyon is a slope-type submarine valley and extends from 6º33'– 5º35'W to 43º40'– 44º15'N. It begins at 16 km from the shore line and ends on the abyssal plain at about 2000 m water depth. This region belongs to the northern Iberian continental margin and its morphology is strongly conditioned by the tectonics of the area, especially in relation to the NW–SE Ventaniella cutting. Located in the southeastern part of the Bay of Biscay, the Capbreton Canyon is a "gouf"-type submarine valley according to the morphological description of Vanney & Mougenot (1990). Such a major topographic accident separates the northern Aquitanian shelf from the narrower southern Cantabrian platform. It begins at less than 250 m from the shoreline in front of Capbreton town (early mouth of the Adour River) and extends through 135 nautical miles before ending on the abyssal plain at about 3500 m water depth (Vanney & Mougenot, 1990). Deeply cutting the continental shelf between the coast and the meridian 2ºW, its upper part is narrow and sinuous whereas its lower part widens out to the open ocean.

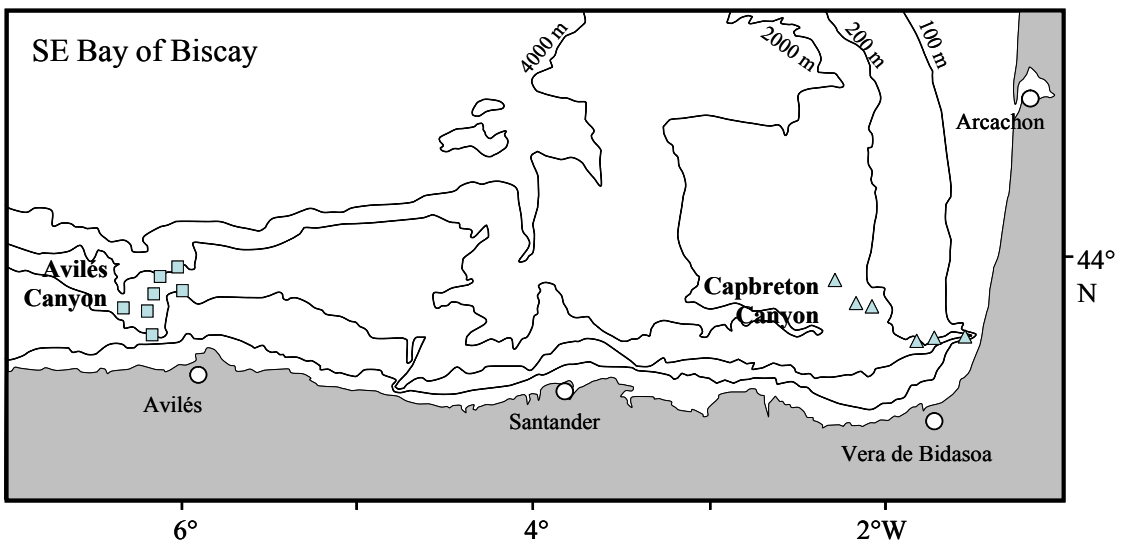


Figure 1. Location of sampling stations carried out in the Avilés and Capbreton Canyons for studying the suprabenthic fauna during INDEMARES (square symbols) and OXYBENT (triangle symbols) cruises

[a] *Instituto Español de Oceanografía, C.O. Santander, P. Box 240, 39080 Santander, Spain (inma.frutos@st.ieo.es)*
[b] *Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares, Spain*
[c] *Station Marine, UMR 5805 (CNRS / UB1), 2 rue Jolyet, 33120 Arcachon, France*

This study aims to compare the structure of the bathyal suprabenthic communities in both canyons at similar depths. The Avilés Canyon was studied during two multidisciplinary surveys carried out in July 2010 and May 2011 (INDEMARES cruises). The Capbreton Canyon was investigated during four OXYBENT cruises carried out in June and July 1998, June 1999 and April/May 2000. During theses cruises, the suprabenthic fauna was quantitatively sampled with 2 different suprabenthic sleds, equipped with superimposed nets (0.5 mm mesh size), an opening-closing system of the nets by contact with the sea floor, a TSK flowmeter for estimating the bottom area sampled during the haul and towed at 1–2 knots over the bottom, during daytime. In the Avilés Canyon the suprabenthic fauna was sampled at 7 stations (depth range: 207–1024 m) using a gear that sample in the 0–65 and 65–90 cm water layers above the sea floor (see Frutos, 2006). In the Capbreton Canyon, the motile fauna was sampled at 6 stations (depth range: 158 to 991 m) in the 10–40, 45–75, 80–110 and 115–145 cm near-bottom water layers with the Roscoff sled model (see Dauvin *et al.,* 1995). For each station, the number of individuals collected by superimposed nets was pooled and the density of taxa/species was expressed as number of individuals per 100 m^2 in the 0–90 cm or 10–145 cm water layers.

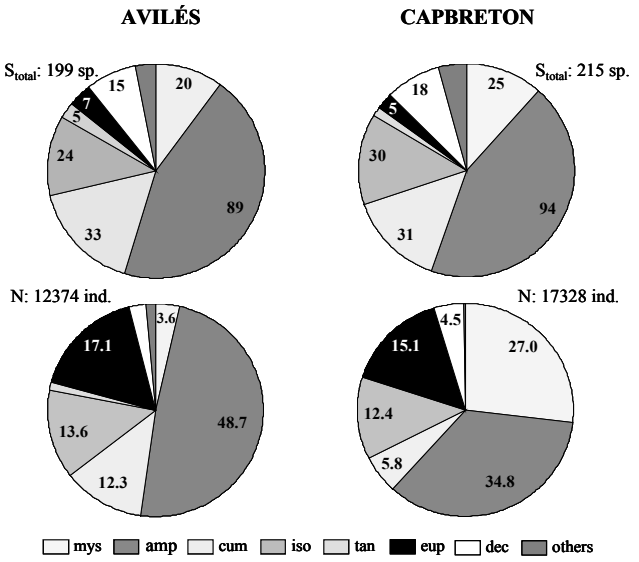


Figure 2. Global composition (number of species S_{total}; total number of individuals N and % contribution of major zoological groups) of the suprabenthic fauna recorded at Avilés (left) and Capbreton (right) Canyons during INDEMARES and OXYBENT cruises. (amp: amphipods; cum: cumaceans; dec: decapods; eup: euphausiids; iso: isopods; mys: mysids; tan: tanaids; others: pycnogonids, leptostracans, lophogastrids and actynopterygians).

On the whole, 29702 individuals were collected in the two canyons, classified into 11 main zoological groups and belonging to 291 species (131 amphipods, 43 cumaceans, 38 isopods, 29 mysids, 25 decapods, 8 euphausiids, 6 tanaids, 5 actinopterygians, 3 lophogastrids, 2 pycnogonids and 1 leptostracan). 109 species were common to both canyons, 101 and 81 species were exclusively recorded in Capbreton and Avilés Canyons, respectively. The global species richness (S) was slightly higher in Capbreton (215 sp.) than in Avilés (199 sp.) (Fig.2), but the mean values were no significantly different (85.2 *vs* 56.6 sp.; $p > 0.05$). The most abundant groups were amphipods (40.5% of total abundance), mysids (17.3%), euphausiids (15.9%), isopods (12.9%) and cumaceans (8.5%).

In both canyons, amphipods represented the most speciose group but the mean S values are not significantly different (39.5 *vs* 26.4 sp.; $p > 0.05$). The mean global density (D) was more than twice higher in Capbreton (1440.0 ± 2017.7 ind./100 m^2) than in Avilés (628.5 ± 563.8 ind./100 m^2) but the difference is not statistically significant ($p > 0.05$). In Capbreton, mysids were the most abundant group (31.5% of mean total density) followed by amphipods (30.6%) and euphausiids (20.1%) whereas in Avilés, the suprabenthic fauna was dominated by amphipods (47.5%), followed by euphausiids (18.7%), isopods (12.7%) and cumaceans (12.1%). The euphausiid *Nyctiphanes couchi* is the most abundant species in both sites (70.6 ± 173.1 ind./100 m^2 Avilés, 288.2 ± 705.9 ind./100 m^2 Capbreton) followed by the amphipod *Abludomelita aculeata* (60.1 ± 158.9 ind./100 m^2) and the isopod *Munnopsurus atlanticus* (26.7 ± 63.1 ind./100 m^2) in the Avilés Canyon and by the mysids *Leptomysis gracilis* (246.2 ± 602.2 ind./100 m^2) and *Anchialina agilis* (120.8 ± 295.1 ind./100 m^2) in the Capbreton Canyon. The mean Shannon diversity values were similar in both canyons (4.52) but the mean evenness value was slightly lower in the Capbreton Canyon (0.71 *vs* 0.80 for the Avilés Canyon). However, the difference is not statistically significant ($p > 0.05$).

The multivariate analysis carried out on density matrix classified the sampling stations of both canyons into 3 main clusters (Fig. 3): group 1 (A1 and C1 clusters) for stations located at the shelf break, group 2 (A2 and C2 clusters) for stations on the upper slope and group 3 (A3 and C3 clusters) for mid slope stations. According to Table 1, in both canyons species richness shows an increasing trend with depth whereas the inverse trend is observed for density values (highest values for shelf break groups A1 and C1). Similarly to species richness, the diversity indexes H' and J' tend to increase with depth in both canyons. The highest mean values were recorded for group A3 in the Avilés Canyon (5.46 and 0.88 respectively).

The euphausiid *Nyctiphanes couchi* was the dominant species at the shelf break station in both canyons (463 ind./100 m^2, 29.2% of total abundance in Avilés, 1729.2 ind./100 m^2, 32.2% in Capbreton), whereas the amphipods *Scopelocheirus hopei* (48 ± 64.8 ind./100 m^2, 25.9%) and *Synchelidium maculatum* (414.8 ind./100 m^2, 24.1%) were the dominant species in the upper slope stations of Avilés and Capbreton Canyons, respectively. The middle slope stations were dominated in both canyons by the isopod *Munnopsurus atlanticus* (46.5 ± 82.1 ind./100 m^2, 7.6% in Avilés; 73.2 ± 112.9 ind./100 m^2, 18.9% in Capbreton).

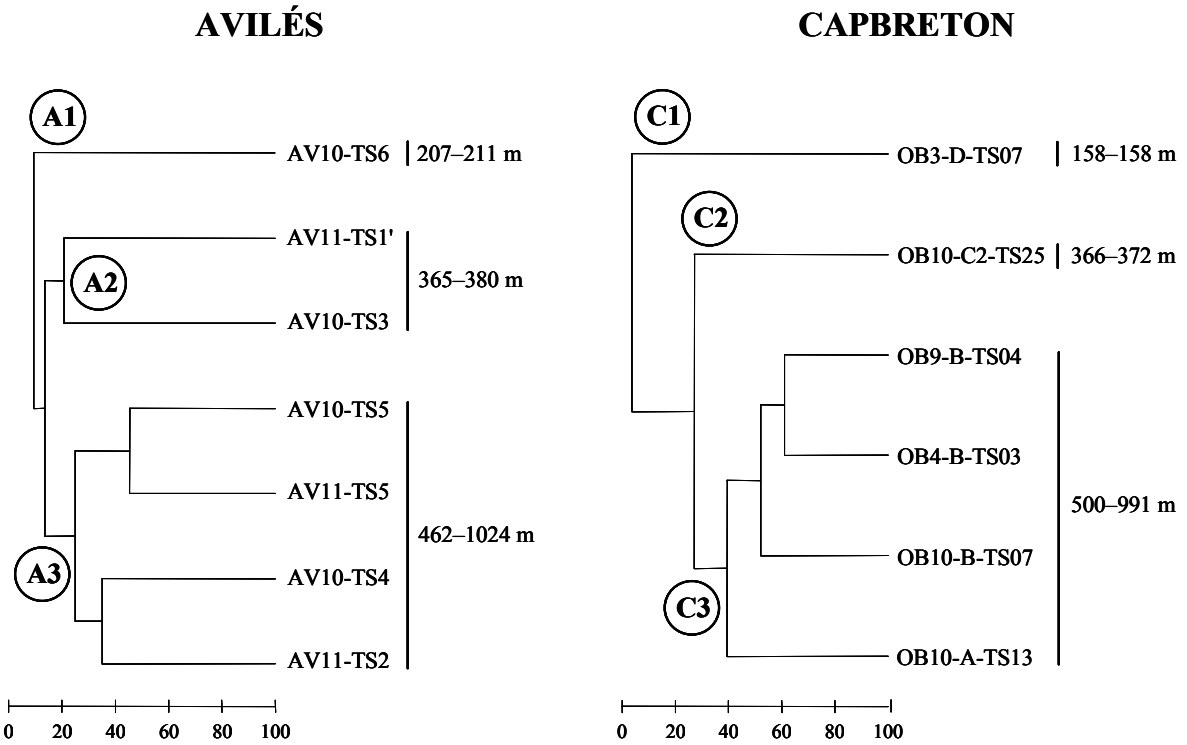


Figure 3. Hierarchical cluster using Bray-Curtis coefficient showing the classification of the suprabenthic stations sampled in the Avilés (left) and Capbreton (right) Canyons during INDEMARES and OXYBENT cruises.

A multivariate analysis carried out on pooled data from both canyons confirms the results previously obtained for each canyon, discriminating 3 assemblages in submarine canyons from the southern Bay of Biscay: a shelf break assemblage with relative high densities, low species richness and diversity values, composed by dominant species from shelf origin (i.e. *Nyctiphanes couchi*, *Anchialina agilis*, *Leptomysis gracilis*); an upper slope assemblage at about 300–400 m depth characterised by intermediate values of species richness, density and diversity and by the dominance of the carnivorous amphipod *Scopelocheirus hopei*, and by the appearance of bathyal species such the euphausiid *Meganyctiphanes norvegica* and the isopod *Ilyarachna longicornis*; a mid slope assemblage with relative low densities, high species richness and diversity values, and dominated by the isopod *Munnopsurus atlanticus* and the amphipods *Synchelidium maculatum* and *Parvipalpus major*.

Thanks to the crew of the RV *Côte de la Manche* (OXYBENT

Table 1. Structural characteristics of the suprabenthic assemblages from the Avilés and Capbreton Canyons. Scum: cumulative species richness; D: ind./100 m^2, H': $\log_2$

	AVILÉS					CAPBRETON			
	Group A1	Group A2		Group A3		Group C1	Group C2	Group C3	
Nº of hauls	1	2		4		1	1	4	
		$\bar{x}$	± s	$\bar{x}$	± s			$\bar{x}$	± s
Species richness									
$\bar{S}$		25.0	2.8	77.8	28.4			97.5	15.2
S cum	35	42		175		40	81	169	
Density									
$\bar{D}$	1588.1	185.3	4.0	610.2	444.3	5372.6	1722.7	386.2	350.7
Diversity									
$\bar{H}'$	3.11	3.36	1.20	5.46	0.26	2.69	4.23	5.05	0.48
$\bar{J}'$	0.61	0.72	0.23	0.88	0.06	0.51	0.67	0.77	0.07

cruises), *Thalassa* (INDEMARES 0710 cruise) and *Miguel Oliver* (INDEMARES 0511 cruise) and to all participants for helpful assistance at sea during samplings. This study was partially funded by Spanish INDEMARES LIFE+ Avilés Project and by the French CNRS-INSU.

References

Brunel P., Besner M., Messier D., Poirier L., Granger D. et Weinstein, M. 1978. Le traîneau suprabenthique Macer-GIROQ: appareil amélioré pour l'échantillonnage quantitatif étagé de la petite faune nageuse au voisinage du fond. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 63(6): 815–829.

Dauvin J.C., Sorbe J.C. & Lorgeré J.C. (1995) Benthic boundary layer macrofauna from the upper continental slope and the Cap Ferret canyon (Bay of Biscay). *Oceanologica Acta,* 18, 113–122.

Frutos I. 2006. *Estudio de las comunidades suprabentónicas submareales de la ría de La Coruña y plataforma continental adyacente (NW peninsula Ibérica).* Tesis Doctoral. Universidad de Alcalá. 445 pp.

Vanney, J.R. & Mougenot, D. 1990. Un canyon sous-marin de type "gouf". Le canhão de Nazaré (Portugal). *Oceanol. Acta* 13: 1-14.

Using EUNIS habitat classification in the Avilés Canyon's system and the near continental shelf (Cantabrian Sea)

Francisco Sánchez[a], A. García-Alegre[a], A. Serrano[a], A. Punzón[a], S. Parra[b], J. Cristobo[c], M. Gómez-Ballesteros[d], M. Druet[4], P. Ríos[c], C. González-Pola[c], C. Rodríguez-Cabello[a], J.C. Arronte[a], A. Lourido[b], I. Frutos[a], M. Blanco[a], J. Acosta[d], J. Rivera[d], A. Altuna[e]

The complex Avilés Canyon´s system is located in the western area of the Cantabrian Sea, whose study is currently being carried out by the INDEMARES (LIFE+) project. The aim of this project is to provide the necessary information to establish a network of representative marine protected areas (MPAs) for the purposes of biodiversity conservation on Spanish waters. For the effective design of MPAs several basic questions need to be addressed: what size should the MPA be; what proportion of habitats or species populations should be include; and where should the MPA be sited. In order to answer these questions, one of the main objectives of this project is identifying and charting the habitats and the biological communities that inhabit them. To date, there are different classification systems to define units, including geomorphological features, broad substratum categories and biological communities, for various regions in the world. Within Europe, efforts are currently focused on producing habitats maps of the seafloor and there are several projects in progress trying to define a standard system to provide habitat data in a comparable manner. The most widely accepted system by which habitats are classified is called the European Nature Information System (or EUNIS, Davies *et al*., 2004), that is our first option to define the more representative habitats on INDEMARES project study areas. However, this hierarchical classification system is still not well developed for the characteristics of several ecosystems and in general terms presents important discrepancies in their design. Particularly highlights the low development of the classification of the deep-sea habitats and their inconsistencies with hierarchical levels in the sallower waters. In this study we will attempt to determine the suitability of this classification system to the particularities of a complex Avilés Canyon's deep-sea ecosystem, identifying the main problems to be solved in improved versions of the EUNIS to reflect regional peculiarities.

As a first step, to recognize the seabed morphology and characterize the processes generating these morphological features, a detailed geomorphologic analysis, based on multibeam bathymetry, parametric seismic profiles, box corer samples and submarine visual (still/video) transects, has allowed interpreting the morphosedimentary processes. Five main physiographic domains have been recognized in the studied area, corresponding to: narrow continental shelf, complex upper and abrupt lower slope, continental rise and complex canyon system incised from shelf to rise (Ballesteros *et al*, 2012). Three major submarine canyons are present in the area, Avilés canyon, El Corbiro canyon and La Gaviera hanging canyon. Some of the canyons walls are affected by well-developed drainage features that form a network of gullies and they have important effects on sedimentary dynamics. It's also noticeable in the area the Agudo de Fuera High (rocky outcrop) and El Canto Nuevo marginal shelf. This structural complexity, in combination with a high gradient of environmental variables (from 50 to 4800 m depth) and the existence of high water masses dynamic associated to the topography, produce a high diversity of habitats and biological communities.

The species distribution data were obtained during four multidisciplinary surveys (2009-2012) using otter trawl, beam trawl and box-corer to sample sedimentary areas and photogrammetric towed sled, ROV and rocky dredge to sample in complex and hard substrates. Data on the sedimentary grounds of the continental shelf are from the bottom trawl surveys DEMERSALES carried out during the years 2010 and 2011 in the context of the ERDEM project. To identify the megafaunal assemblages and their characterizing species (to define EUNIS hierarchical levels 4 and 5), the quantitative data obtained were analysed using cluster and SIMPER analysis. For some relevant and characteristics species (coral reefs and other benthic vulnerable species) on which it is difficult to make a significant number of samples to represent correctly their microhabitat spatial distribution we have been used habitat suitability modeling techniques, using their environmental dependency.

In general terms, the results show that the criteria for the classification of the habitats according to this system does not seem to be very suitable for the particular habitats found in the area, specially on the deep-sea (A6) were in some cases, only have been able to reach the third level of the hierarchy, such as the A6.4 (Deep-sea muddy sand) or A6.5 (Deep-sea mud), which does not include the biogenic component (levels 4 and 5) and only refer to depth and ground type. The use of two different levels of aggregations on the deep-sea habitats, following two different criteria (substrate type or geomorphology -canyons, trenches, etc) imply that the same habitat/community can be classified into different levels. Also, if we use the new classification proposed

[a] *Instituto Español de Oceanografía, CO de Santander, SPAIN (f.sanchez@st.ieo.es)*
[b] *Instituto Español de Oceanografía, CO de La Coruña, SPAIN*
[c] *Instituto Español de Oceanografía, CO de Gijón, SPAIN*
[d] *Instituto Español de Oceanografía, CO de Madrid, SPAIN*
[e] *INSUB, Zemoria 12, 20013 San Sebastián, SPAIN*

by Howell *et al*. (2010), trying to define some of the deep-sea environmental variability using five different zones defined by depth: upper slope (200-750 m depth), upper bathyal (750-1100 m), mid bathyal (1100-1800 m), lower bathyal (1800-2700) and abyssal zones (2700-5000 m) we found that some deep limits are not adequate for the particular geomorphology (slope gradients), water masses dynamics and communities distributions of our study area (Figure 1). It is important to point out the presence in the area of vulnerable habitats that are included in some environmental protection directives, such as the cold-water coral reefs (A6.611 Deep-sea *Lophelia pertusa* reefs) and the deep-sea sponge aggregations (A6.62). However, to date has not been identified the presence in the area of corals gardens with aggregations of gorgonians and sponges that as been described in other near deep-sea ecosystems located on the Cantabrian sea (Sánchez *et al*., 2008; 2009).

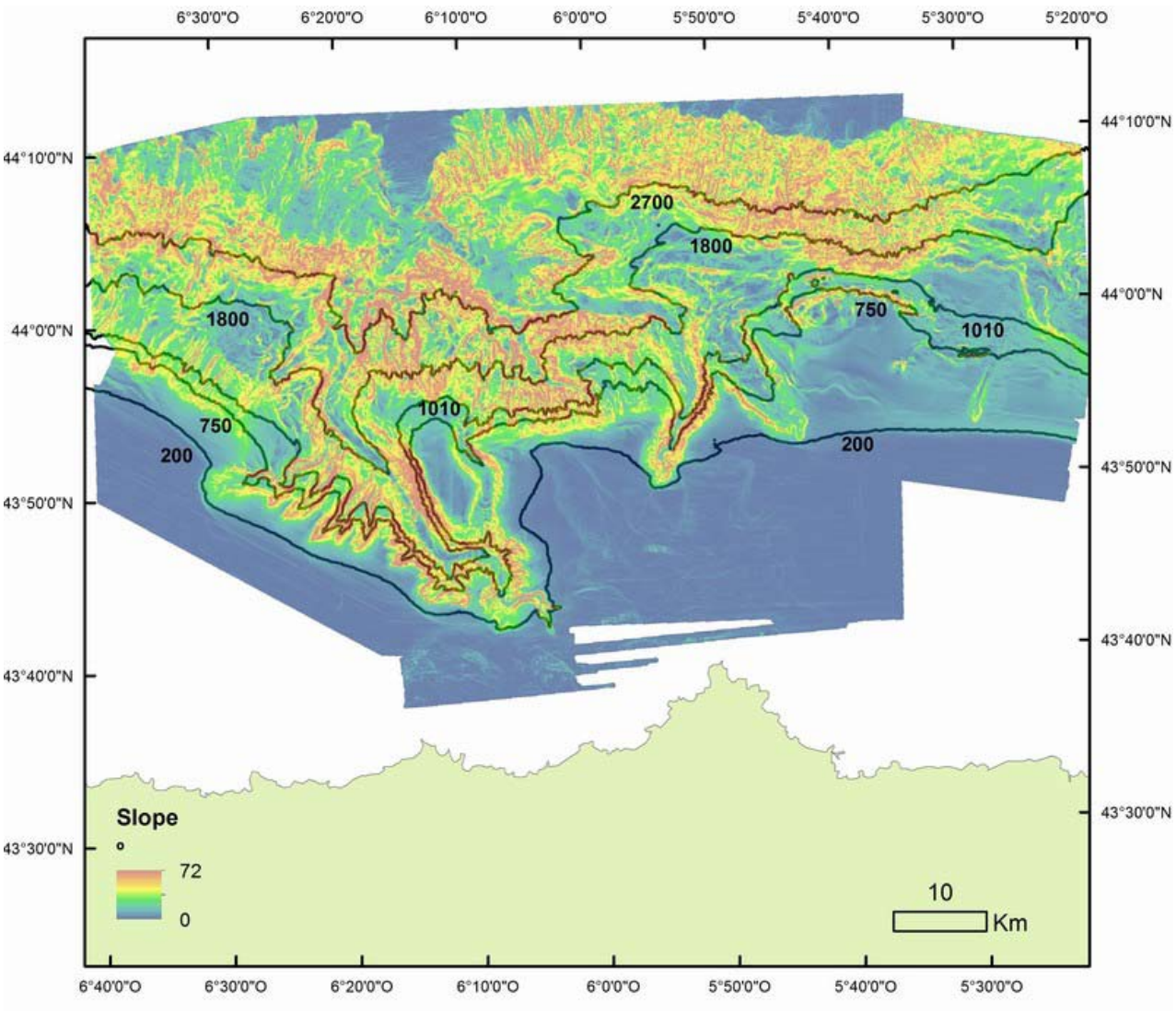


Figure 1. Slope gradients of Aviles Canyon's area in relation with the new bathymetric boundaries (200-750-1100-1800-2700) proposed by Howell (2010) trying to improve the classification of deep-sea habitats.

With respect to the habitats found in the continental shelf (<200 m depth), is clear the inconsistency of the levels in the hierarchy already described by other authors when comparing the sedimentary habitats with the rock substrates (Jenkins, 2012). However it is important to highlight the different characteristics of the sedimentary grounds found on the continental shelf located on both sides of the Peñas Cape. There are a predominance of coarse sand (A5.1 habitats) in the Western region and fine sand (A5.2 habitats) in the East (Figure 2). This different granulometry, caused by the oceanographic dynamics and topography effects, has important consequences on the distribution of habitats and associated species clearly differing regions east and west of the continental shelf. Only appear habitats associated with muddy grounds (A5.3) in the deepest areas (shelf break and upper bathyal zones) and in a very particular area between 100 and 180 m depth in the East region of Peñas Cape. On the seafloors where rocky outcrops abounded to a greater or lesser extent, with scarce or null sedimentary coverage, a typical community appeared, made up of the cup sponge *Phakellia ventilabrum* and the yellow coral *Dendrophyllia cornigera* previously described in other areas of the Cantabrian Sea (Sánchez *et al*, 2009) that correspond to the EUNIS habitat A4.121 (Photo 1). However, it is not possible to find described in EUNIS other habitat that is more widespread in the study area that corresponds with the facies with *Leptometra celtica* on mixed sediments and boulders (Photo 2).

From the beginning of the last century there is a strong fishing pressure in the Avilés Canyon and adjacent areas due to its high production and nearly 400 vessels currently operated in the area. Consequently some of the habitats are altered to a greater or lesser extent by fishing activities. Particularly the habitats located in sedimentary grounds, between 100 and 600 m depths, which are extremely disturbed by trawlers, and the communities that inhabit them do not correspond with the existing originally. Particularly the presence of the most vulnerable species, such as sea urchins or sea pens, that are the typical structuring species of this type of habitats, are located at a very low levels. To identify the level of perturbation of these habitats we use the estimation of spatial distribution of fishing effort by means of the VMS (Vessel Monitoring System) data.

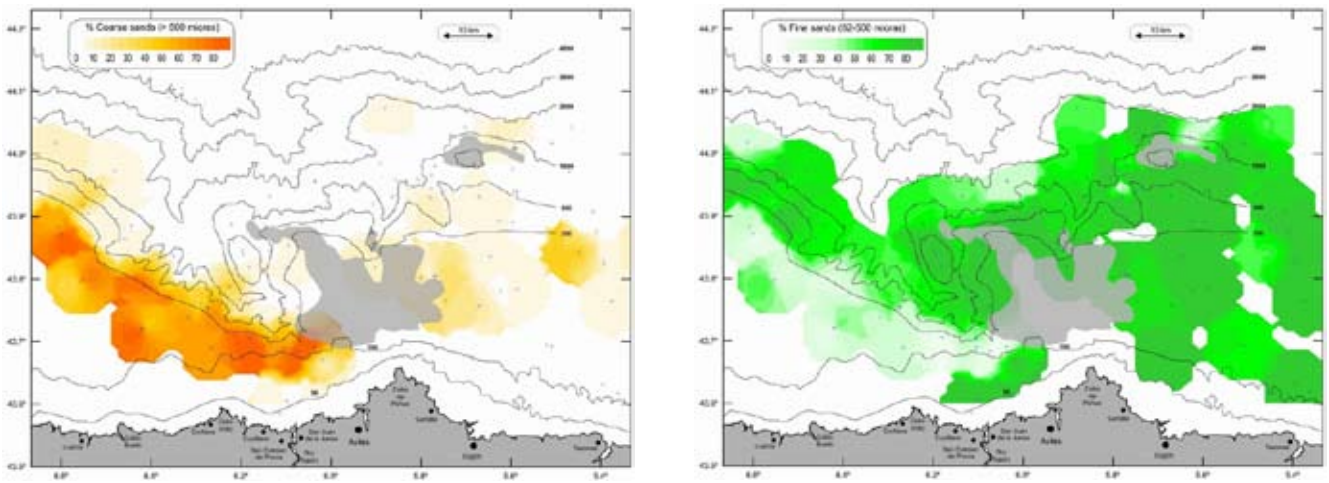


Figure 2. Sedimentary characteristics found on the Aviles Canyon's area (% of coarse sands on the left and % of fine sands on the right).

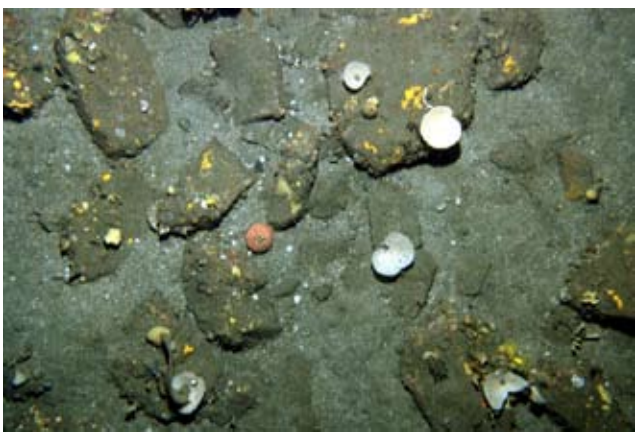


Photo 1. EUNIS habitat A4.121 on deep (120-150 m) circalittoral rock.



Photo 2. Facies with *Leptometra celtica* on mixed sediments (180 m depth)

The EUNIS system provide a valuable first approach to describe and mapping the habitats on the Avilés Canyon's area because it is possible to compare (only at low levels) with others ecosystems but at present it is necessary to improve drastically their structure and hierarchy levels. Particularly, the deep-sea structure needs to be reorganized and developed because the new sampling methodologies available provide information that shows a high level of complexity on deeper ecosystems. We try with this study to identify weaknesses in the current classification and contribute to improve the new versions of EUNIS.

References

Gómez-Ballesteros, M., Druet, M., Acosta, J., Sánchez, F. and Muñoz, A., 2012. Morphosedimentary characterization from multibeam bathymetric research of the Avilés Canyon system (Cantabrian continental margin). XIII International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay, ISOBAY13, Santander, Spain. Book of Abstracts, p35.

Davies, C.E., Moss, D. and Hill, M.O., 2004. EUNIS Habitat Classification Revised 2004. Report to the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, European Environment Agency. <http://www.eunis.eea.europa.eu/habitatscode-browser.jsp>, October 2004, 307pp.

Howell, K., 2010. A benthic classification system to aid in the implementation of marine protected area networks in the deep/high seas of the NE Atlantic. Biological Conservation 143 (2010), 1041-1056.

Jenkins, Ch., 2012. Options for a structural change to the deep sea classification of the "Marine Biotope Classification for Britain and Ireland" and its possible application to EUNIS. Report of Joint Nature Conservation Committee, ISSN 0963 8901, 26 pp.

Sánchez, F., Serrano, A., Parra, S., Ballesteros, M., Cartes, J.E., 2008. Habitat characteristics as determinant of the structure and spatial distribution of epibenthic and demersal communities of Le Danois Bank (Cantabrian Sea, N. Spain). J. Mar. Syst. 72 (2008), 64-86.

Sánchez, F., A. Serrano and M. Gomez Ballesteros, 2009. Photogrammetric quantitative study of habitat and benthic communities of deep Cantabrian Sea hard grounds. Continental Shelf Research 29, 1174-1188.

The bentho-pelagic coupling enhances the body condition of deep-sea demersal species

Lucía Rueda[a], Joan Moranta[b], Pere Abelló[c], Rosa Balbin[a], Carmen Barbera[a], Mª Luz Fernández de Puelles[a], María Pilar Olivar[c], Francesc Ordines[a], Antoni Quetglas[a], Montserrat Ramon[a,c], Asvin P. Torres[a], María Valls[a], Enric Massuti[a]

Studies on the relationships between environmental conditions and the nektobenthic communities are scarce in the Mediterranean Sea, despite a long tradition in fisheries investigations. The aim of this study is to evaluate the link between body condition of demersal species and environmental features (i.e. hydrographic conditions and trophic resources) in two different nearby areas of the western Mediterranean Sea, the Balearic (BsB) and the Algerian (AsB) sub-basins, which have different geomorphological and hydrodynamic characteristics.

Two multidisciplinary surveys were carried out in December 2009 and July 2010. In each survey two vessels were used simultaneously: (i) a commercial fishing boat to sample nekto- and epibenthic communities; (ii) and an oceanographic vessel to collect hydrographic data and to sample zooplankton along the water column, as well as the meso-pelagic species of the main scattering layers, which were detected by acoustic methods. Body condition indices were calculated for individuals of 21 different demersal species (15 fishes, 3 cephalopods and 3 crustaceans), which represented approximately 71 % and 78 % of the total abundance and biomass caught, respectively. To estimate body condition Fulton's index, relative condition index and standardized residuals from the weight- length relationship, were used. Differences in community structure, body condition and environmental parameters were compared between areas and seasons, by means of uni- and multi-variant analysis and Generalized Linear Models.

Results showed a better body condition in the BsB during summer, despite differences among the three indices used. The spatial and temporal differences in body condition are discussed in the context of the main environmental variables characterizing both study areas, which include oceanographic parameters as well as potential preys of the nektobenthic macrofaunal assemblages (meso-zooplankton, meso-pelagic, supra- and epibenthic communities). Significant variations between areas and seasons were also observed for some of these variables.

These results show the importance of the environment on the condition of deep-sea species and suggest an important trophic coupling between the benthic and the pelagic domain in the Balearic Islands, one of the most oligotrophic areas of the western Mediterranean.

[a]Instituto Español de Oceanografía, Centre Oceanogràfic de les Balears, Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, Spain (lucia.rueda@ba.ieo.es)
[b]Instituto Español de Oceanografía, Centre Oceanogràfic de les Balears, Estació d?Investigació Jaume Ferrer, PO BOX 502, 07701 Maó, Spain
[c]Institut de Ciències del Mar (CSIC), Passeig Marítim 37-49, 08003 Barcelona, Spain.

The role of macrophyte structure in mediating predation: a refuge or a source of predators?

Simone Farina[a], Jordi F. Pagès[a], Rohan Arthur[b], Adriana Vergés[c],Patricia Prado [d,e], Javier Romero[f], Glenn Hyndes[g], Kenneth Heck[e], Teresa Alcoverro[a]

The ability of structure to provide refuge has been considered one of the main factors determining predator-prey outcomes in benthic marine communities. However, given that predators employ very different strategies in relation to structure, the densities of habitat associated and roving predators in the area are crucial in determining the balance of this interaction. Non-habitat associated roving predators, including many species of fish, often rely heavily on visual foraging strategies that may be seriously disadvantaged in complex environments, and these highly structured habitats may be efficient prey refugia against these species. On the other hand many habitat-associated predators, such bottom predators, are highly dependent on olfactory clues and random searching. Structure may not provide refuge against this predatory style since it is more density dependent.

In this study we explore the role of structural complexity in mediating predator-prey interactions in ten different temperate macrophyte communities in three different seas – Western Mediterranean Sea, Western Australia and Florida. We evaluated the survival times of recruits and young adults of the most common sea urchin species for each region as prey model. Preys were placed inside the habitat (structure present, habitat-associated and roving predators present), at the edge of the habitat (no structure, habitat-associated and roving predators present) and outside the habitat (no structure, only roving predators present). At each location we measured structural variables such as canopy height and biomass and estimated visibility of prey species. In addition, we measured the abundance of habitat-associated and roving predators using visual transects.

As expected, a General Linear Model shows that macrophyte structure (particularly biomass) and fish predators are the two main determinants of the predator-prey outcome for both size classes of prey. More interestingly, clear differences arise between regions and habitats. In Australia roving predators are not very abundant but prey experience a strong habitat-associated predation, making habitat a poor refuge. Moreover, inside *Amphibolis graffithii* habitat sea urchin survival for both recruits and adults was significantly lower than outside. Since habitat-associated predators do not differ between habitats, we attribute this high within-habitat predation to the peculiar palm-like canopy of *Amphibolis* habitats, which offers practically no protection at the base. In contrast, for most other habitats, structure appears to serve as an important prey refuge, particularly for recruits in the Mediterranean and Florida habitats.

Large prey are less affected by predation is general, probably as a result of relatively small predators at these locations. Overall, our results indicate that the relative safety of a habitat for prey species may be strongly mediated by the predator community composition in the region as well as by the structural complexity of the habitat. In the most structured communities of the Mediterranean Sea and Florida, where bottom predators are relatively few, structurally complex environments are very good refuges from roving fish predators; declining structure exposes prey in these seas to the occasional predatory activities of roving fish. In contrast in Australia predation is independent of structural complexity, and is predictably linked to the density of habitat-associated predators.

[a] *Department d'Ecologia Marina, Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC). C/ Accés a la Cala St. Francesc, 14, 17300 Blanes. Girona, Spain (farina@ceab.csic.es)*
[b] *Nature Conservation Foundation, 3076/5, 4th Cross, Gokulam Park, 570 002 Mysore, Karnataka (India)*
[c] *Centre for Marine Bio-Innovation and Evolution & Ecology Research Centre, School of Biological, Earth and Environmental Sciences, University of New South Wales, Sydney NSW 2056, Australia*
[d] *present address: Institut de Recerca i Tecnología Agroalimentairíes (IRTA), Aquatic Ecosystems, Tarragona, Spain*
[e] *Dauphin Island Sea Lab, 101 Bienville Boulevard, Dauphin Island, Alabama 36528, USA*
[f] *Departamento de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Barcelona, Avda, Diagonal 645, 08028 Barcelona, Spain*
[g] *Centre for Ecosystem Management, School of Natural Sciences, Edith Cowan University, 100 Joondalup Drive, Joondalup, WA 6027, Australia*

Feeding and sheltering preference of *Echinogammarus marinus*: *Fucus* sp. versus *Ulva* sp.

Irene Martins, Nuno Leite, Emanuel Constantino

Introduction

Echinogammarus marinus (Leach, 1815) is a gammarid amphipod with an extensive distribution throughout the marine intertidal communities of the Northeast Atlantic, ranging from Norway to Portugal (Mondego estuary) (Maren, 1975; Marques, 1989; Maranhão, 2001) and occurring in high densities at the rocky substrates covered by the brown macroalgae *Fucus* spp. (Marques and Nogueira 1991; Maranhão *et al*. 2001; Ford *et al*. 2003). This suggests a feeding and/or shelter preference for this seaweed, despite its high content of phlorotannins that are usually deterrent for most herbivores (Hay and Fennical 1988). Moreover, previous laboratory experiments where *E. marinus* specimens fed on *F. visiculosus* were successfully carried out, although it was considered that fresh *F. vesiculosus* was unpalatable due to its content of phenolic compounds (Maranhão and Marques, 2003). Previous studies also showed a positive correlation between green macroalgae biomass (*Ulva* spp.) and density of *E. marinus* (Maranhão *et al*. 2001), therefore the present work aimed to determine if *E. marinus* feeds on fresh *Fucus vesiculosus* and *Ulva intestinalis* and, if so, to find out if the individuals display any feeding preference for any of the tested algae. Additionally, sheltering preference for both seaweeds was also evaluated.

Material and Methods

Samples of algae *Fucus vesiculosus* and *Ulva intestinalis* and amphipod *Echinogammarus marinus* were collected from the intertidal area of the south arm of the Mondego estuary (Western Coast of Portugal) during October 2011 and acclimatized to laboratorial conditions (20ºC; continuous aeration; 35 salinity; 12:12h light:dark photoperiod) for 4 days. During this period, *E. marinus* were fed *ad libitum* with *F. vesiculosus* and *U. intestinalis*. For the feeding preference experiment, thirty specimens of *E. marinus* were individually allocated into plastic containers filled with filtered seawater and fed two identical healthy and ungrazed discs of *U. intestinalis* and *F. visiculosus* (Ø=1.8 cm). After three days, both discs and *E. marinus* specimens were weighted and consumption rates were calculated according to an adequate formula (Canhoto and Graça, 1995). Regarding the shelter experience, *Echinogammarus marinus* preference on *U. intestinalis* or *F. visiculosus* was registered at the beginning of the experiment, after 2 days and at the end of the experiment (after 3 days).

Results

Results showed a clear preference for *Fucus vesiculosus* with an average consumption of 0.0867 g fresh wt^{-1} day^{-1} (± 0.0538) as opposed to the 0.0085 g fresh wt^{-1} day^{-1} (± 0.0080) average consumption of *Ulva intestinalis*. Shelter preference was initially favourable to *F. vesiculosus*, with 18 *E. marinus* individuals selecting this algae, 10 picking *Ulva intestinalis* and 2 had no preference whatsoever. However, after three days, 18 individuals had chosen *U. intestinalis* as shelter while the remaining 12 selected *F. vesiculosus*.

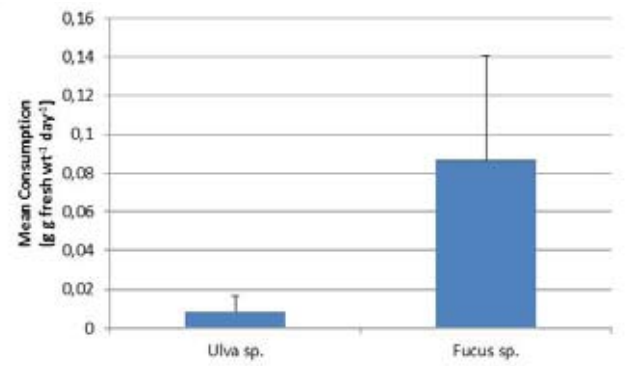


Figure 1 – *Ulva* sp and *Fucus* sp mean consumption by *E. marinus*.

IMAR-CMA, Institute of Marine Research – Marine and Environmental Research Centre, Department of Life Sciences, University of Coimbra, Apartado 3046, 3001-401 Coimbra, Portugal (Nuno Leite - nleite@uc.pt)

Discussion and Conclusions

According to the present results, *Fucus vesiculosus* was without a doubt the preferred food source to *Echinogammarus marinus*, despite the higher nitrogen content of *Ulvae intestinalis* and the higher phenolic compounds and harder tissues of *F. vesiculosus*. In a study by Rupérez *et al*. (2002), *F. vesiculosus* is considered to have a high antioxidant power which might be related to the preference exhibited for this algae. Identical results were previously reported for other estuarine macroinvertebrates (Jormalainen *et al*, 2001)

Results on shelter preference were not as conclusive as the amphipod feeding preference. Initially most *E. marinus* individuals took shelter on the *Fucus vesiculosus* discs, however by the end of the experiment, most individuals were allocated to *Ulva intestinalis* discs. In fact, in nature most *Echinogammarus marinus* individuals are sheltered in the *Fucus* spp. covered habitats while *Ulva* spp. is not always present in those habitats, forcing a "natural" preference of *E. marinus* for *Fucus* spp.

Overall, the present results indicate a clear feeding preference of *E. marinus* on *Fucus vesiculosus* compared to *Ulva intestinalis*, which indicates that the close association of this amphipod species to *Fucus* spp. macroalgae is related to feeding and possibly nutritional factors.

References

Canhoto, C., Graça, M.A.S. Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean stream detritivore: *Tipula lateralis*. Freshwater Biology, 34 (1995) 209–214.

Hay, M. E., Feunical, W. Marine plant-herbivore interactions: the ecology of chemical defense. A. Rev. Ecol. Syst. 19 (1988) 111-145.

Jormalainen, V., Honkanen, T., Mäkinen, A., Hemmi, A., Vesakoski, O. Why does herbivore sex matter? Sexual differences in utilization of *Fucus vesiculosus* by the isopod *Idotea baltica*. Oikos, 93 (2001), pp. 77–86.

Maren, M.J. The biology of *Chaetogammarus marinus* (Leach) and *Eulimnogammarus obtusatus* (Dahl), with some notes on other intertidal gammarid species (Crustacea, Amphipoda), Bijdr. Dierk. 45 (1975) 204–224.

Marques, J.C. Amphipoda (Crustacea) bentónicos da costa Portuguesa: Estudo taxonómico, ecológico e biogeográfico. Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra para prestação de provas de Doutoramento em Ecologia Animal (1989) p. 394.

Marques J.C., Nogueira A., Life cycle, population dynamics and production of *Echinogammarus marinus* (Leach) (Amphipoda) in the Mondego estuary (Portugal), Oceanologica Acta 11 (1991) 213–223.

Maranhão, P, Bengala, N, Pardal, M.A., Marques, J.C. The influence of environmental factors on the population dynamics, reproductive biology and productivity of *Echinogammarus marinus* Leach (Amphipoda, Gammaridae) in the Mondego estuary (Portugal). Acta Oecologica 22 (2001) 139-152.

Maranhão, P, Marques, J.C. The influence of temperature and salinity on the duration of embryonic development, fecundity and growth of the amphipod *Echinogammarus marinus* Leach (Gammaridae). Acta Oecologica 24 (2003) 5-13.

Rupérez, P., Ahrazem, O., Leal, J.A. Potential antioxidant capacity of sulfated polysaccharides from the edible marine brown seaweed *Fucus vesiculosus*. Journal of Agricultural and Food Chemistry 50 (2002) 840-845.

Macroinvertebrates communities associated with the decomposition process of Phragmites australis and Fucus vesiculosus in transitional systems

Marta Lobão Lopes[a], Patrícia Martins[a], Ana Maria Rodrigues[a], Victor Quintino[a]

The assessment of ecological integrity in aquatic ecosystems has gained increasing importance with the implementation of the European Water Framework Directive. Benthic macroinvertebrates, one of the diagnostic biological elements in this directive, play an important role in many ecological processes in aquatic ecosystems and have long received appreciable attention on impact assessment and water management studies, namely in transitional aquatic ecosystems. Consequently, indices were developed namely based in the species tolerance/sensibility to organic enrichment. However, transitional waters are naturally stressed ecosystems and characterized by species more tolerant to change, being more difficult to develop suitable quality indicators for these systems than in the marine environment. Several ecosystem bio-monitoring studies, mainly in freshwater, include both functional and structural approaches, and compare leaf-litter decomposition rates to structural characteristics of the associated benthic invertebrate communities. In this study, we analyze the macrofauna associated with the experimental decomposition of the macrophyte *Phragmites australis* and the alga *Fucus vesiculosus* in transitional waters. A nested experimental design was set-up in Mira Channel, Ria de Aveiro, Western Portugal, covering the salinity areas according to the Venice System Classification of Estuarine Waters (euhaline, polyhaline, mesohaline, oligohaline and limnetic), using salinity classes as the main fixed factor and sites nested in the salinity areas. In the mesohaline area, a detailed study was set-up, by conducting the decomposition experiment simultaneously in two extra channels, Canelas and Salreu, in four areas per channel and two sampling sites per area. The experimental decomposition was performed using the leaf-bag technique with 5 mm mesh bags placed in the field sites, at the bottom, and collected over time, at days 3, 7, 15 and 30 when the associated macrofauna was also collected. The decomposition substrates were accompanied by a control artificial substrate, corresponding to plastic pieces cut to the same length, placed inside mesh bags and treated in the field and the laboratory as the macrophyte and the alga. In the study carried out in Salreu and Canelas Channels, empty mesh bags were also used as a procedure control. With these studies we aim to test the following null hypothesis:

1. No significant differences exist in the macrofauna community associated with the two experimental decomposition substrates, the macrophyte and the algae, along time and among the Venice System classes covering the full salinity gradient;
2. No significant differences exist in the macrofauna community colonizing the two experimental decomposition substrates, the macrophyte and the algae, and the artificial substrate, along time;
3. No significant differences exist in the biotic quality indices calculated on the basis of the macrofauna that colonizes the natural and the artificial substrates, along the full salinity gradient.

[a]*Departamento de Biologia e CESAM, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal (martalopes@ua.pt)*

Variations on the energy flow along estuarine food webs caused by seasonal fluctuations of opportunistic green macroalgae

Irene Martins, Joana Patrício

Introduction

Opportunistic green macroalgae constitute important primary producers from estuaries, partially supporting the energy flow to local consumers. However, as a consequence of the excessive runoff of dissolved inorganic nutrients to estuaries, derived from several anthropogenic activities, the growth of such algae is sometimes excessive originating dense mats of algae, designated as macroalgae blooms. On contrary, during other seasons (particularly rainy periods), the variation of the external conditions (e.g. low salinity, high currents) limits green macroalgae growth and drags a substantial amount of algal biomass out of the system. Such seasonal variations on the biomass of opportunistic algae have stong impacts at the system level, related to nutrient retention, algal tissue decomposition, light limitation to other primary producers and the amount of energy available to the rest of the food web.

Our aims were to i) estimate the production of opportunistic green macroalgae in different seasons, ii) estimate the relative energy flows through estuarine food webs and analyse the variations derived from different algal standing stocks and iii) assess the consequences of the variation on the biomass of green macroalgae to the energy flows along food webs of temperate mesotidal estuaries. The system studied was the Mondego estuary (west coast of Portugal), where the most common opportunistic green macroalgae is *Ulva intestinalis*.

Material and methods

A spatially dynamic model for the productivity of spores and adults of green macroalgae (Enteromorpha sp.) was developed for the Mondego estuary (Portugal) (Martins *et al*. 2007)). Many of the algal processes and parameters included in the model were experimentally obtained or extracted from bibliography. The model was calibrated and validated with independent data series and used to estimate green macroalgae biomass in years ranging from low to high Overall Eutrophic Conditions (OEC) (*sensu* Bricker *et al*. 2003).

Subsequently, based on the amount of available green macroalgae (assumed as a resource to estuarine consumers), food web composition, mean body sizes and abundance of species, the relative energy flows were estimated through mechanistic models (Reuman and Cohen 2005).

Results

Results concerning opportunistic green macroalgae biomass show large differences between high and low OEC seasons. According to estimations at the system level, during high Overall Eutrophication Conditions (OEC) seasons (corresponding to macroalgal blooms), the biomass of *Ulva intestinalis* may reach up to 21,205 ton DW contrasting with 239 ton DW during low Overall Eutrophication conditions (corresponding to a predominance of bare sediment). Assuming that 60% of U. intestinalis biomass is dragged out of the system which is based on empirical data (Neto *et al*., 2008), during high OEC seasons, about 8482 ton DW of *U. intestinalis* will be decomposed within the system compared to 96 ton DW in low OEC seasons.

Consequently, the energy flows, particularly, associated to detritus-based food webs are highly enhanced in seasons corresponding to high OEC. Nevertheless, energy flows through herbivory-based food webs are also important during macroalgal growing seasons, as *Hydrobia ulvae* (one of the most abundant species from Mondego estuary food web) directly grazes on *Ulva intestinalis* (personal observation).

Discussion

Our results highlight the role of opportunistic green macroalgae as ephemeral primary producers from estuarine systems, varying between seasons where they constitute the dominant primary producers and seasons where their presence is very limited or even scarce. Such variations on green algal biomass impose significant differences on the energy available to estuarine food webs. During seasons of enhanced algal growth, the energy flows along estuarine food webs are enhanced, especially, the ones associated to detritus-based food webs. On contrary, when macroalgal production is limited, the energy flow along the Mondego estuary food web seems to be strongly dependent on microphytobenthos and, consequently, the flow of energy through hervibore-based food webs seems to be dominant. The consequences of such variations to the system's total production and other processes are discussed.

IMAR-CMA, Institute of Marine Research-Marine and Environmental Research Centre, Department of Life Sciences, University of Coimbra, P.O. Box 3046, 3001-401 Coimbra, Portugal

References

bricker, S.B., Ferreira, J.G., Simas, T., 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. Ecological Modelling 169, 39–60.

Martins, I., Lopes, R.J., Lillebø, A.I., Neto, J.M., Pardal, M.A., Ferreira, J.G., Marques, J.C., 2007. Significant variations in the productivity of green macroalgae in a mesotidal estuary: implications to the nutrient

loading of the system and the adjacent coastal area. Marine Pollution Bulletin 54, 678–690.

Neto, J.M., Flindt, M.R., Marques, J.C., Pardal, M.A., 2008. Modelling nutrient mass balance in a temperate meso-tidal estuary: Implications for management. Estuarine, Coastal and Shelf Science 76, 175–185.

Reuman D.C., Cohen J.E. 2005. Estimating relative energy fluxes using food web, species abundance and body size. Adv Ecol Res 36: 137-182

Efecto sobre la diversidad bentónica de dos ingenieros de ecosistemas con efectos contrapuestos

Brun F.G[a], González-Ortiz V.[a], Alcázar P., Vergara J.J.[a], Pérez-Lloréns J.L.[a]

Los sistemas costeros son sistemas complejos en continua interacción y evolución, y cuentan con especies que contribuyen de un modo fundamental a la estructura y funcionamiento de los mismos, los llamados ingenieros de ecosistemas (Jones, 1994). Este término designa a los organismos que influyen de manera importante en la estructura y funcionamiento del ecosistema, bien a través de sus estructuras físicas (ingeniero autogénico), bien a través de procesos físicos o químicos mediados por ellos que transforman el entorno (ingeniero alogénico). Estos cambios provocados por los ingenieros de ecosistemas pueden tener consecuencias positivas sobre algunas propiedades del ecosistema (p.e. diversidad) y negativas sobre otras (p.e. flujos de nutrientes), lo que se traduce en cambios sobre la estructura general de la comunidad y el funcionamiento de los ecosistemas.

En las zonas litorales pueden convivir especies ingenieras de ecosistemas que tienen efectos contrapuestos sobre las propiedades del ecosistema. Por ejemplo, las praderas de angiospermas marinas actúan como ingenieros de ecosistemas autogénicos, causando una modificación del entorno a través de sus propias estructuras. Esta modificación del entorno se ha relacionado con un efecto positivo sobre los niveles de diversidad en el sistema (Heck *et al.* 1997; Böstrom *et al*. 2006). En contraposición, otras especies litorales como el crustáceo *Uca tangeri* actúan como ingenieros alogénicos, a través de procesos de bioturbación durante la construcción de sus madrigueras. Estos procesos pueden por un lado promover la aceleración de los procesos biogeoquímicos del sedimento (flujos de nutrientes y reciclado de materia orgánica) y a su vez favorecer cambios en la comunidad debido a la creación de nuevos nichos ecológicos que pueden beneficiar a ciertas especies (Bell *et al*., 1978; Kristensen, 2008) pero también pueden ser potencialmente perjudicial para otras. Los efectos negativos vienen propiciados por una competencia por los recursos (espacio en el intermareal), por competencia por interferencia al entorpecer y obstruir la actividad de otros organismos (los procesos de alimentación) o por una actividad depredadora sobre otras especies.

En las zonas intermareales fangosas del saco externo de la bahía de Cádiz, conviven ambos tipos de ingenieros de ecosistema: el cangrejo violinista *Uca tangeri* como ejemplo de ingeniero alogénico, y las especies *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa* como ingenieros autogénicos, siendo por tanto un lugar idóneo para estudiar el efecto que tienen ambos tipos de organismos sobre la estructura de la comunidad. Con este fin se diseñó un experimento de manipulación *in situ* donde se trasplantaron a densidades naturales praderas artificiales simulando la morfometría y flexibilidad de las angiospermas marinas. Conjuntamente se colocaron mallas en el sedimento con el fin de impedir el asentamiento de *U. tangeri* en ciertas zonas. Transcurridos dos meses, se recogieron muestras de los diferentes tratamientos (praderas artificiales, praderas artificiales con malla, sedimento sin vegetación con malla y controles en sedimento sin vegetación) y se analizó la riqueza de especies y la abundancia de organismos (mesofauna).

Los resultados mostraron valores bajos en la riqueza de especies y en la abundancia de organismos en las zonas dominadas por *U. tangeri*, mientras que las zonas donde se excluyó dicha especie (tratamientos con malla) se registró un incremento en los valores de riqueza de especies y abundancia de organismos. En las praderas artificiales se registrarón los máximos valores para ambas variables, mostrando que las praderas de fanerógamas por un lado excluían a *U. tangeri* del sistema (por sus estructuras subterráneas) y por otro lado favorecía el asentamiento de nuevos organismos (a través de sus estructuras aéreas). Por lo tanto, este estudio mostró que ambos ingenieros de ecosistema tuvieron un efecto antagónico en los niveles de diversidad de organismos en este sistema, mostrando el papel crucial que juegan las angiospermas marinas en el mantenimiento de los niveles de diversidad en nuestras costas.

Bibliografía

Bell SS, Watzin MC y Coull BC (1978). Biogenic structure and its effect on the spatial heterogeneity of meiofauna in a salt marsh. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 35: 99-107.

Boström C, O´Brien K, Roos C, Ekebom J (2006). Environmental variables explaining structural and functional diversity of seagrass macrofauna in an archipelago landscape. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 335: 52-73.

Heck Jr KL, Nadeau DA, Thomas R (1997) The nursery role of seagrass beds. Gulf of Mexico Science 1997:50–54.

Jones CG, Lawton JH, Shachak M (1994). Organisms as ecosystem engineers. Oikos 69:373-386.

Kristensen E (2008). Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. J. Sea. Res.59: 30-43.

[a] *Dpto. Biología, Área de Ecología, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, Campus de Puerto Real 11500 Puerto Real. (fernando.brun@uca.es)*

Céspedes algales de hábitats rocoso-arenosos intermareales en el Atlántico de la Península Ibérica: estructura y relación con el hidrodinamismo*

Verónica García, Pilar Díaz & Ignacio Bárbara

Los céspedes algales de hábitats rocoso-arenosos presentan interés para la conservación de la biodiversidad marina, ya que tienen una elevada riqueza específica y en ellos se encuentran diversas especies endémicas y otras en el límite de distribución. Además, aportan información sobre el incremento de sedimentación en medios alterados, debido a que ésta afecta a la estructura de las comunidades de roca, favoreciendo el asentamiento de especies cespitosas que soportan el enterramiento. Aunque este tipo de algas han sido estudiadas en arrecifes de coral y en hábitats infralitorales sometidos a elevadas tasas de sedimentación de origen antrópico, apenas existen trabajos en hábitats poco alterados, como las costas de mar abierto. En la fachada atlántica de la Península Ibérica las principales especies formadoras de céspedes intermareales en hábitats rocoso-arenosos son las algas rojas: *Rhodothamniella floridula, Polysiphonia scopulorum y Ophidocladus simpliciusculus*. Se trata de algas de pequeño tamaño (< 5 cm) filamentosas o filiformes, que presentan un gran desarrollo de ejes basales que se fijan al sustrato por medio de rizoides y que emiten ejes erguidos que atrapan sedimentos arenosos.

En este trabajo estudiamos la composición florística y la cobertura de las especies de los céspedes algales de Galicia y su relación con el grado de exposición al oleaje. El trabajo se desarrolló en la Ría de Muros (Rías Baixas, Galicia) y la Ría do Barqueiro (Rías Altas, Galicia), seleccionándose 6 localidades en cada ría, a lo largo de un gradiente de exposición al oleaje. La recolección de las muestras se efectuó en las bajamares de las mareas de verano de 2011. En cada localidad se recolectaron 10 muestras de 400 cm^2 del intermareal medio, mediante denudación integral de la superficie del césped algal. Las muestras se conservaron en formalina al 4% y se almacenaron en frío y oscuridad hasta su estudio en el laboratorio, donde fueron identificadas todas las especies existentes en cada muestra mediante el uso del microscopio óptico y estereoscópico, así como consultas de la bibliografía especializada. Se han obtenido estimas visuales de la cobertura para cada especie. Paralelamente, se obtuvieron los valores granulométricos de la arena de la playa, pasando las muestras por un tamizado previo entre 1 y 2 mm, y posteriormente se analizaron mediante granulometría láser. Los datos obtenidos se analizaron empleando paquetes estadísticos.

El número total de especies encontradas fue superior a 80, en su mayoría pertenecientes al grupo de las algas rojas. En los céspedes algales se detectó la sustitución de unas especies por otras, relacionado con diferentes grados de hidrodinamismo. Mientras la cobertura media de *O. simpliciusculus* se mantuvo estable en todas las localidades, la de *R. floridula* disminuyó hacía las zonas más batidas paralelamente al aumento de *P. scopulorum*.

Grupo de Investigación BioCost. Facultad de Ciencias. Universidad de A Coruña. Campus de La Zapateira 15071. A Coruña. Spain.
(v.garciar@udc.es)
**Trabajo financiado por el proyecto CGL2009-09495 (Ministerio de Ciencia e Innovación, FEDER)*

Céspedes algales de hábitats rocoso-arenosos intermareales en el Atlántico de la Península Ibérica: variabilidad temporal del sedimento*

Verónica García, Pilar Díaz & Ignacio Bárbara

Los céspedes algales de hábitats rocoso-arenosos presentan interés para la conservación de la biodiversidad marina, ya que tienen una elevada riqueza específica y en ellos se encuentran diversas especies endémicas y otras en el límite de distribución. Además, aportan información sobre el incremento de sedimentación en medios alterados, debido a que ésta afecta a la estructura de las comunidades de roca, favoreciendo el asentamiento de especies cespitosas que soportan el enterramiento. Aunque este tipo de algas han sido estudiadas en arrecifes de coral y en hábitats infralitorales sometidos a elevadas tasas de sedimentación de origen antrópico, apenas existen trabajos en hábitats poco alterados, como las costas de mar abierto. En la fachada atlántica de la Península Ibérica las principales especies formadoras de céspedes intermareales en hábitats rocoso-arenosos son las algas rojas: *Rhodothamniella floridula, Polysiphonia scopulorum y Ophidocladus simpliciusculus*. Se trata de algas de pequeño tamaño (< 5 cm) filamentosas o filiformes, que presentan un gran desarrollo de ejes basales que se fijan al sustrato por medio de rizoides y que emiten ejes erguidos que atrapan sedimentos arenosos.

En este trabajo estudiamos la variabilidad temporal de los céspedes de *R. floridula, P. scopulorum y O. simpliciusculus*, con objeto de detectar cambios a lo largo del año en la granulometría del sedimento atrapado en los céspedes y en la playa. Paralelamente, analizamos la correlación entre la granulometría del sedimento atrapado dentro de los céspedes y el diámetro de los ejes algales que lo forman, así como con la granulometría del entorno y las playas.

El estudio se efectuó en dos localidades gallegas: playa de Perbes y playa de Ber en la Ría de Ares. Las localidades se muestrearon en dos fechas de cada estación del año (primavera, verano, otoño e invierno), a lo que se le añadió un último muestreo estacional para cerrar el ciclo. Lo que suma un total de 10 fechas de muestreo. En cada localidad y fecha se recolectaron 5 muestras (48 cm^2) de cada uno de los céspedes intermareales dominados por *R. floridula, P. scopulorum y O. simpliciusculus* mediante denudación integral de la superficie del césped algal. Posteriormente, se realizaron digestiones de la materia orgánica mediante H_2O_2 y se obtuvo el sedimento final, lo que permitió conocer el volumen algal de césped. Todas las muestras se tamizaron previamente entre 1-2 mm y, seguidamente, se analizaron mediante granulometría láser. Los datos obtenidos se analizaron empleando paquetes estadísticos.

Los resultados mostraron diferencias entre los valores granulométricos de la arena retenida de 2 de los 3 céspedes algales estudiados y los de la playa. La arena retenida en los céspedes de *R. floridula* y *P. scopulorum* es más fina que la de los céspedes de *O. simpliciusculus*, y que la de la arena de la playa. Esto coincide con el menor diámetro de las dos primeras especies (20-25, 50-70 µm) con respecto al diámetro de *O. simpliciusculus* (140-180µm). No se encontraron diferencias significativas en las granulometrías con respecto a las fechas de muestreo.

Grupo de Investigación BioCost. Facultad de Ciencias. Universidad de A Coruña. Campus de La Zapateira 15071. A Coruña. Spain. (v.garciar@udc.es)

Trabajo financiado por el proyecto CGL2009-09495 (Ministerio de Ciencia e Innovación, FEDER)

Biodiversidad de las comunidades cespitosas intermareales dominadas por *Corallina elongata* J.Ellis & Solander

Jose Antonio Valdazo Hernández[a], Mª Ascensión Viera-Rodríguez[a]

En las Islas Canarias las comunidades cespitosas están ampliamente extendidas por las costas rocosas de todas las islas, representando en muchos casos hábitats biogénicos (Jones *et al*., 1994), que generalmente contribuyen a aumentar la biodiversidad bentónica local (Sangil *et al*., 2009). En este trabajo se estudia la biodiversidad asociada a las comunidades cespitosas del intermareal inferior en El Roque (Moya), una localidad expuesta al oleaje en el norte de la isla de Gran Canaria. La zona intermareal de esta localidad está formada por bloques y cantos rodados, dando lugar a un sustrato bastante heterogéneo que sin embargo ofrece la estabilidad necesaria para el desarrollo de comunidades cespitosas de macroalgas. La estructura de los céspedes algales, en forma de tapiz compacto, atrapa sedimentos y materia orgánica y proporciona refugio frente a la desecación, la predación y la acción del oleaje (Dean & Connell, 1987; Gibbons, 1988; Whorff *et al*., 1995). Por otra parte, la estructura compacta y húmeda de este tipo de hábitat permite que se adhieran una gran cantidad de algas epífitas, que a su vez proporcionan alimentación y protección a la comunidad de fauna asociada a estos hábitats (Johnson & Shiebling, 1987; Martin-Smith, 1993).

Para realizar el análisis de la variación en la composición y abundancia de especies se muestreó en el intermareal inferior sobre superficies con un 100% de cobertura de césped coralináceo. Se tomaron cinco réplicas por medio de cuadrados de 100 cm^2 (Liuzzi & Gappa, 2008), con una separación de 10 metros aproximadamente entre réplicas. También se estudia la potencial influencia de variables ambientales (Kelaher *et al*., 2001), tales como la cantidad de sedimento, de epífitos y la cantidad y complejidad de la estructura física del hábitat, ya que son variables generalmente consideradas importantes para la estructuración de comunidades de macrofauna en céspedes algales (Kelaher *et al*., 2001).

En el laboratorio, cada muestra fue lavada a fondo en un tamiz de 500 µm. La fauna retenida en el tamiz fue identificada y contada usando un microscopio binocular (x16 aumento). El peso seco de los epífitos fue medido separándolos cuidadosamente de los talos de *Corallina elongata*. El sedimento de cada muestra fue recogido en un tamiz de 63 µm y se determinó su peso seco. La longitud media y la densidad de los talos se usaron para cuantificar las características de la estructura física del césped coralináceo.

La comunidad de epífitos presentó en su conjunto una importante biomasa y una alta diversidad. Se reconocieron 14 especies epítitas, 13 pertenecientes a la división Rhodophyta, siendo el orden más representado el Ceramiales tanto en diversidad como en abundancia, y una especie perteneciente a la división Cholorophyta. Por otra parte, la comunidad de macrofauna está compuesta principalmente por diversas especies de gusanos poliquetos de las Familias Nereididae y Polynoidae (Clase Polychaeta, Phylum Annelida) y de gusanos nemertinos (Phylum Nemertea). En menor medida contribuyen anfípodos y cangrejos (Clase Malacostracea, Phylum Arthropoda) y moluscos gasterópodos (Clase Gastropoda, Phylum Mollusca).

Se observó una correlación positiva entre la densidad de los talos de *Corallina elongata* y la abundancia de epífitos. También se produjo una fuerte correlación entre la cantidad de sedimentos y la comunidad de macrofauna, siendo los poliquetos y nemertinos a quien más les afecta la presencia de sedimentos.

Los resultados ponen en evidencia el papel estructurante de *Corallina elongata* en las comunidades cespitosas en las que es la especie dominante al crear microambientes y sustratos para el establecimiento de un elevado número de epífitos (Sangil *et al*., 2009) y una diversa macrofauna (Kelaher *et al*., 2001).

Referencias

Dean, R.L. & Connell, J.H. 1987. Marine invertebrates in algal succession. II. Tests of hypotheses to explain diversity with succession. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **109**, 217-247.

Gibbons, M.J. 1988. The impact of sediment accumulations, relative hábitat complexity and elevation on rocky shore meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **122**, 225-241.

Johnson, S.C. & Sceibling, R.E., 1987. Structure and dynamics of epifaunal assemblages on intertidal macroalgae *Ascophyllum nodosum* and *Fucus vesiculosus* in Nova Scotia, Canada. *Marine Ecology Progress Series*, **37**, 209-227.

Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachek, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, **69**, 373-386.

Kelaher, B.P, Chapman, M.G. & Underwood, A.J. 2001. Spatial patterns of diverse macrofaunal assemblages in coralline turf and their associations with environmental variables. *Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom*, **81**, 917-930.

Liuzzi, M.G. & Gappa, J.L. 2008. Macrofaunal assemblages associated with coralline turf: species turnover and changes in structure at different spatial scales. *Marine Ecology progress series*, **363**, 147-156.

Martin-Smith, K.M., 1993. Abundance of mobile epifauna: the role of habitat complexity and predation by fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **174**, 261-275.

Sangil, C., Afonso-Carrillo, J. & Sansón, M. 2009. Estructura y composición de los céspedes intermareales dominados por *Palisada perforata* y coralináceas geniculadas. *Vieraea*, **37**, 15-27.

Whorf, J.S.,Whorf, L.L. & Sweet, M.H., 1995. Spatial variation in an algal turf community with respect to substratum slope and wave height. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **75**, 429-444.

[a] *Departamento de Biología. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. (jose.valdazo101@estudiantes.ulpgc.es)*

Abundance and fragmentation patterns of the habitat-forming macroalga *Lithophyllum byssoides* (Lamarck) Foslie along the Iberian Peninsula Atlantic coast

Puri Veiga[a,b], Marcos Rubal[a,b], Eva Cacabelos[c], Juan Moreira[d], Isabel Sousa-Pinto[a,b]

The habitat-forming calcareous alga, *Lithophyllum byssoides* (Lamarck) Foslie, is well known in the Mediterranean coasts (Solera, 1991) where it can form massive reefs commonly named as "encorbellement" or "trottoir". However, this species is also common on the intertidal Atlantic shores of the Iberian Peninsula. *Lithophyllum byssoides*, as other calcareous macroalgae do, can form tri-dimensional crusts providing ecological niches for a diverse range of invertebrates (Bénard, 1960; Chenelot *et al*., 2011). Despite its importance as habitat-forming species, there is a lack of information about many of its basic ecological features on the Atlantic coast.

The aim of the present study was to fill gaps in the understanding of key ecological features of *L. byssoides*, such as distribution and fragmentation patterns, along the Atlantic coast of the Iberian Peninsula. To achieve this, a fully hierarchical sampling design with several levels of spatial replication was used. The study area encompassed the Galician (NW Spain) and Portuguese continental coasts. The coast was divided in five regions: A Mariña, Costa da Morte, North Portugal, Central Portugal and South Portugal, corresponding to the main stretches of rocky coastline defined by different oceanographic regimes and separated from each other by 100s of km. Within each region, three rocky shores, separated by 10s of km, were selected. Within each of these shores, three sites, separated by 10s of m, were randomly selected. At each site the percentage of cover of *L. byssoides* was estimated following the procedure proposed by Dethier *et al*. (1993) using five quadrats (50 x 50 cm). Total area, patch cohesion and patch density were calculated following Godet *et al*. (2011) from pictures of five quadrats (50 x 50 cm) at each site. Moreover, five patches (10 x10 cm) of *L. byssoides* were scrapped at each site to measure their volume. Significant differences on the considered variables were examined by means of a 3-way nested analysis of variance (ANOVA). Data were analysed using a balanced fully-nested design with three factors: region (5 levels, fixed), shore (3 levels, random, nested in area) and site (3 levels, random, nested in location and area) (n=5).

[a] *Laboratory of Coastal Biodiversity, Centre of Marine and Environmental Research (CIIMAR), University of Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123 Porto, Portugal (puri.veiga@hotmail.com)*
[b] *Department of Biology, Faculty of Sciences, University of Porto, Rua do Campo Alegre s/n 4150-181 Porto, Portugal*
[c] *Centro Tecnológico del Mar-Fundación CETMAR, C/ Eduardo Cabello s/n, 36208, Vigo, Spain*
[d] *Departamento de Biología (Zoología), Universidad Autónoma de Madrid, Cantoblanco, E-28049 Madrid, Spain*

No significant differences were found among the studied regions for any of the variables. Therefore, we can conclude that *L. byssoides* showed homogenous patterns of abundance and fragmentation along the Atlantic coast of the Iberian Peninsula despite their different oceanographic regimes (i.e. differences on temperature, upwelling frequency and intensity). At the scales of shore and sites, significant variability was found for all the studied variables except for patch density at the scale of shore. It is remarkable the low values of all variables in the Moledo shore in North Portugal, where the edible mussel, *Mytilus galloprovinciallis*, is extremely abundant. Mussels, barnacles and *L. byssoides* are sessile habitat-forming organisms that can compete among each other for space at the same tidal level. The lowest abundance of *L. byssoides* where mussels are exceptionally abundant points out that competition for space could be a major driver of the abundance and fragmentation pattern for the former. According to data obtained from scrapped samples, *L. byssoides* commonly overgrowths barnacles but not mussels. Further experimental work will be needed to test the role of competition for space among *L. byssoides*, *M. galloprovinciallis* and barnacles (mainly *Chthamalus* spp.) and whether this shapes the abundance and fragmentation patterns of *L. byssoides*. This information will be valuable in order to develop useful management strategies for the conservation of this habitat-forming macroalga.

References

Bénard F (1960) La faunule associée au *Lithophyllum incrustans* Phil. des cuvettes de la région de Roscoff. *Cahiers de Biologie Marine*, 1: 80-102.

Chenelot H, Jewett SC, Hoberg MK (2011) Macrobenthos of the nearshore Aleutian Archipelago, with emphasis on invertebrates associated with *Clathromorphum nereostratum* (Rhodophyta, Corallinaceae). *Marine Biodiversity*, 41: 413-424.

Dethier MN, Graham ES, Cohen S, Tear LM (1993) Visual versus random-point percent cover estimations: `objective´ is not always better. *Marine Ecology Progress Series*, 96: 93-100.

Godet L, Fournier J, Jaffré M, Desroy N (2011) Influence of stability and fragmentation of a worm-reef on benthic macrofauna. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92: 472-479.

Solera JS (1991) *Lithophyllum lichenoides* Philippi (= *Lithophyllum tortuosum* (Esper) Foslie) (Rhodophyta, Corallinaceae): Distribución en el Mediterráneo Ibérico. *Lazaroa*, 12: 43-51.

Acidificación del medio marino y sus efectos sobre el alga parda calcificada *Padina pavonica* en relación con la reciente erupción submarina de El Hierro

Teba Gil Díaz[a], Séfora Betancor[a], Rubén Rámirez[a], Fernando Tuya[a], Ricardo Haroun[a]

Los procesos de acidificación del medio marino constituyen una de las principales preocupaciones ambientales de los futuros escenarios del cambio global para las próximas décadas, especialmente por su repercusión tanto sobre especies como sobre ecosistemas con alta presencia de esqueletos carbonatados. La mayor disponibilidad de CO_2 en los océanos a partir de las emisiones antropogénicas causan la acidificación de las aguas, la disminución del pH y, por tanto, producen desequilibrios en el balance del carbono.

Entre los últimos meses del año 2011 y los primeros del 2012 se produjo una erupción volcánica submarina en El Hierro en el extremo suroeste del archipiélago canario. El tremor volcánico que comenzó el 10 de octubre de 2011 indicó el inicio de una erupción submarina a menos de 2 millas del sur de la isla herreña que se dio por finalizada oficialmente a primeros de marzo de 2012. Durante este periodo de actividad volcánica, se pudieron realizar diversas campañas científicas con muestreos en la columna de agua desde distintos buques oceanográficos y en las comunidades marinas costeras. El objetivo de este estudio es determinar los efectos de dicha erupción volcánica sobre los procesos de calcificación en el alga parda *Padina pavonica,* que forma comunidades cespitosas en las plataformas rocosas intermareales de las diferentes islas canarias.

Para determinar el grado de afección se seleccionaron dos localidades adyacentes al punto de erupción como representativas a la zona afectada por el evento eruptivo, otras dos localidades dentro de la misma isla pero más alejadas del foco eruptivo y finalmente, una quinta localidad situada en la isla de Gran Canaria, con características biogeográficas similares, como zona de control. En cada localidad se realizaron recolecciones de la especie objetivo durante la marea baja en dos periodos distintos: noviembre 2011 (en pleno proceso eruptivo) y marzo 2012 (semanas después de finalizar la erupción), que fueron congeladas para su posterior análisis en el laboratorio. Durante las campañas de muestreo, se tomaron datos de temperatura, pH, salinidad y oxigeno disuelto con el medidor multiparamétrico HI-9828 (Hanna Instrument, USA), así como medidas de la actividad fotosintética de diferentes especies objetivo con el fluorimetro Diving-PAM (Walz, Alemania) y de irradiancia con el radiómetro LI-1000 (Licor Datalogger, USA). En el laboratorio y con ayuda de imágenes digitalizadas de 17 ejemplares para cada localidad se pudo medir el área calcificada/descalcificada existente en dichos ejemplares (ImageJ, NHI, USA) para los dos periodos de muestreo. El análisis estadístico de las muestras se realizó con el programa PERMANOVA.

[a] *Centro de Biodiversidad y Conservación (BIOGES) Departamento de Biología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017. Las Palmas de Gran Canaria. (SPAIN) (teba.gil101@alu.ulpgc.es)*

Con respecto a los parámetros abióticos, las mediciones realizadas en la isla de El Hierro mostraron valores de pH menores durante la fase eruptiva, mientras que la Tª, S‰ y OD% presentaron un patrón de variación contrario, con valores sensiblemente más elevados tras la erupción volcánica. *Padina pavonica* presenta una calcificación en forma de cristales de aragonito, que son ligeramente más solubles a menor pH que la calcita (la otra forma posible para la cristalización del carbono).

La mayor o menor superficie calcificada se correlacionó con los parámetros abióticos. Los resultados de la descalcificación en *Padina pavonica* fluctúan en el tiempo siguiendo patrones diferentes en las distintas localidades analizadas, con valores mayores en las más próximas al punto de emisión de materiales eruptivos e inferiores en la más alejada (localidad control). En los meses posteriores a la actividad volcánica, la superficie con aragonito en las muestras de *Padina pavonica* recolectadas en todas las estaciones estudiadas es muy similar, mostrando la alta plasticidad fisiológica de esta macroalga frente a pulsos intensos de pH.

Bibliografía

Bürger, K. 2010. Optical properties in relation to the carbonate layer and morphological studies of the brown alga *Padina pavonica* (L.) Thivy. Tesina Diplomatura, Universidad de Viena, Austria. 58 pp.

Caldeira, K. and Wickett, M.E. 2005. Ocean model predictions of chemistry changes from carbon dioxide emissions to the atmosphere and ocean. Journal of Geophysical Research, 110 C09S04, doi:10.1029/2004JC002671

Crook, E.D., Potts, D., Rebolledo-Vieyra, M., Hernandez, L. and Paytan, A. 2011. Calcifying coral abundance near low-pH springs: implications for future ocean acidification. Coral Reefs 31: 239-245

Hall-Spencer, J., Rodolfo-Metalpal, R., Martin, S., Ransome, E., Fine, M., Turner, S.M., Rowley, S.J., Tedesco, D. and Buia, M.C. 2008. Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. Nature 454: 96-99

Kerrison, P., Hall-Spencer, J., Suggett, D., Hepburn, L. and Steinke, M. 2011. Assessment of pH variability at a coastal CO_2 vent for ocean acidification studies. Estuarine, Coastal and Shelf Science 94: 129-137

Martin, S. and Gattuso, J.P. 2009. Response of Mediterranean coralline algae to ocean acidification and elevated temperature. Global Change Biology 15: 2089–2100

Martin, S., Rodolfo-Metalpa, R., Ransom, E., Rowley, S., Buia, M.C., Gattuso, J.P. and Hall-Spencer, J. 2008. Effects of naturally acidified seawater on seagrass calcareous epibionts. Biology Letters 4: 689-692

Okazaki, M., Pentecost, A., Tanaka, Y. and Miyata, M. 1986. A study of calcium carbonate deposition in the genus *Padina* (Phaeophyceae, Dictyotales). British Phycological Journal 21: 217-224

Porzio, L., Buia, M.C. and Hall-Spencer, J. 2011. Effects of ocean acidification on macroalgal communities. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 400:278– 287

Variabilidad espacio-temporal de las comunidades de algas profundas con *Cystoseira zosteroides* en el Mediterráneo Noroccidental

Laura Navarro[a], Enric Ballesteros[b], Cristina Linares[a], Emma Cebrián[b], Núria Teixidó[a], Diego K. Kersting[a], Edgar Casas[c], Maria Cefali[b], Marc Puigmartí[a], Bernat Hereu[a]

Pese a la escasez de estudios sobre las comunidades de algas profundas, sabemos que constituyen comunidades altamente estructuradas y diversas. Como ocurre en la mayoría de comunidades, su dinámica viene determinada por factores ambientales tales como la luz, la disponibilidad de nutrientes, la sedimentación o la temperatura. Estos factores varían de manera predecible con la profundidad, siendo más estables a medida que la profundidad aumenta. Ello coincide con una cada vez mayor complejidad de las comunidades y una dinámica más parsimoniosa.

En el Mediterráneo, especies del género *Cystoseira* (Fucales, Ochrophyta) pueden dominar las comunidades de los fondos rocosos, incluso en ambientes relativamente profundos. La especie *Cystoseira zosteroides* C. Agardh, es un endemismo mediterráneo que crece entre los 15 y los 80 metros, en fondos rocosos expuestos a fuertes corrientes unidireccionales y sometidos a bajas irradiancias. Es una especie muy longeva que proporciona una compleja estructura espacial, favoreciendo el desarrollo de otras especies y jugando un importante papel estructural y funcional en el ecosistema.

C. zosteroides se caracteriza por su lento crecimiento y bajas tasas de reclutamiento y mortalidad, lo cual implica que sea especialmente sensible a las perturbaciones. En las últimas décadas se ha registrado una acelerada regresión de las comunidades algales dominadas por *Cystoseira* spp. en diferentes lugares del Mediterráneo, debido a causas diversas como una mayor turbidez del agua, eutrofización, efectos erosivos de los artes de pesca, anclaje de embarcaciones, herbivorismo excesivo, competencia con especies invasoras... pero la falta de conocimientos reales sobre la biología y la ecología de estas especies y comunidades hace que sea difícil saber cuáles son las causas y el grado de afectación real del constante empobrecimiento de estas poblaciones y comunidades.

El objetivo de este estudio es caracterizar, conocer el estado de conservación y detectar los posibles impactos que afectan a las comunidades profundas dominadas por *Cystoseira zosteroides* a lo largo de las costas de Cataluña y Castellón. Para ello se describen la distribución y estructura de tallas de 16 poblaciones de *C. zosteroides*, expuestas a diferentes regímenes térmicos debido al gradiente latitudinal, a diferente grado de perturbación (algas invasoras, turbidez del agua...) y con diferentes zonas dentro y fuera de reservas marinas con diferente grado de protección y régimen de usos. Con el fin de estudiar la dinámica poblacional de la especie se ha realizado un control de parámetros demográficos de 9 de estas poblaciones, mediante parcelas fijas donde se midieron el crecimiento, la mortalidad y el reclutamiento de los individuos durante 3 años consecutivos.

Las poblaciones estudiadas presentan por lo general una dinámica lenta, el crecimiento anual es muy bajo y las tasas de mortalidad y reclutamiento son prácticamente nulos en casi todas las localidades, salvo en algunas sometidas a importantes perturbaciones, donde hay excepcionales tasas de mortalidad y/o reclutamiento. Uno de los episodios de mortalidad y posterior reclutamiento que tuvo lugar en algunas de las poblaciones estudiadas coincide con el temporal de gran magnitud que afectó a gran parte del levante español a finales de diciembre del 2008.

La variabilidad espacial en la estructura y la dinámica de las poblaciones de *C. zosteroides* a distintas escalas geográficas y temporales es muy significativa, lo que sugiere que factores ambientales y antropogénicos pueden tener un importante rol en determinar la estructura de tallas, y las tasas de mortalidad y reclutamiento.

El estado de conservación de las poblaciones de *Cystoseira zosteroides* es muy heterogéneo a lo largo de la zona estudiada, encontrando poblaciones con diferente grado de madurez debido probablemente a los diferentes impactos a los que están sometidas. En concreto, hemos observado fenómenos naturales puntuales que ocurren con baja frecuencia, como los temporales marítimos, que pueden actuar sinérgicamente con otros tipos de perturbaciones humanas llevando al límite de la extinción estas poblaciones de algas de lento crecimiento y baja resiliencia, con la consecuente desaparición de la compleja y rica comunidad asociada. Nuestros resultados refuerzan pues la importancia de reducir las perturbaciones humanas en la medida de lo posible con el fin de preservar estas amenazadas comunidades.

[a] *Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Diagonal 643, 08028 Barcelona, Spain. (laura.nav@hotmail.com)*
[b] *Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC), C/ d'accés a la Cala St. Francesc, 14, 17300 Blanes, Spain.*
[c] *Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Passeig Maritim de la Barceloneta, 37-49, 08003 Barcelona, Spain*

Diferencia en la comunidad de epifauna asociada a praderas de *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera*

Lydia Png-Gonzalez[a], Fernando Tuya[a]

En fondos blandos poco profundos, las fanerógamas marinas proporcionan servicios de alto valor al ecosistema; por ejemplo, suministro de alimento y hábitat para fauna asociada. Las amenazas antropogénicas sobre los fondos de fanerógamas incluyen la destrucción y alteración de hábitats costeros, cambio climático, invasión por especies exóticas, aumento de la sedimentación y contaminación de nutrientes. Las praderas constituidas por *Cymodocea nodosa* ("sebadales") son las comunidades vegetales dominantes en substratos blandos poco profundos de Canarias, proporcionando alimento y cobijo a numerosos invertebrados y comunidades de peces. La reducción generalizada de los sebadales conlleva, a menudo, su reemplazamiento por algas verdes oportunistas del género *Caulerpa* ("caulerpales"). Los mecanismos ecológicos que están detrás de estos cambios en la abundancia y cobertura de sebadales varían entre estudios. En el presente estudio se comprobó, mediante un experimento de campo manipulativo y una comparación observacional, si la abundancia y composición de la epifauna asociada a sebadales difiere respecto a fondos dominados por el alga *Caulerpa prolifera*. La parte manipulativa (experimental) del estudio consistió en el establecimiento de parcelas (2x2 m) sobre una pradera mixta de *C. nodosa* y *C. prolifera* correspondiente a tres tratamientos: retirada total (100%) y parcial (50%) de *C. prolifera*, y sin extracción (0%, control). Tras ocho meses, se realizó la cosecha de la comunidad vegetal y se procedió a cuantificar la epifauna asociada. El estudio observacional consistió en la comparación de la composición y abundancia de la comunidad de epifauna entre praderas puras (100% *C. nodosa*) y fondos dominados por *C. prolifera*. En el estudio experimental, el análisis estadístico multivariante no reveló diferencias significativas en la abundancia de los principales grupos taxonómicos de epifauna (Crustacea, Mollusca y Polychaeta). Sin embargo, dentro de los crustáceos, el grupo más abundante (Amphipoda) presentó diferencias significativas ($p<0.05$) entre los tratamientos de retirada de *C. prolifera* 100%, 50% y 0%. Para el estudio observacional, no se observaron diferencias significativas en la abundancia de ninguno de los grupos de epifauna entre praderas puras vs. caulerpales. Por tanto, podemos concluir que no hay diferencias en la composición y abundancia de epifauna entre fondos dominados por la fanerógama *C. nodosa* y fondos dominados por el alga verde *Caulerpa prolifera*.

[a] *Centro en Biodiversidad y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Las Palmas de G.C., Islas Canarias*

Distribución del coral *Oculina patagonica* en el litoral rocoso de la costa de la Comunidad Valenciana

Esther Rubio Portillo[a], Andrés Izquierdo Muñoz[b], Alfonso A. Ramos Esplá[b]

Oculina patagonica es una especie introducida en el Mar Mediterráneo desde el Suroeste Atlántico, siendo hasta el presente, el único coral escleractiniario que ha invadido una nueva región (Rosenberg y Falkovitz, 2004). El transporte transoceánico de la especie, como fouling en el casco de los barcos a través del estrecho de Gibraltar hacia el Mar Mediterráneo, ha sido considerado como la vía más probable de introducción de la especie (Zibrowius, 1974; Zibrowius y Ramos, 1983; Bitar y Zibrowius ,1997; Fine *et al*., 2001; Rosenberg y Falkovitz, 2004; Rodolfo– Metalpa, 2007). Aunque fue encontrada por primera vez en el Puerto de Savona (Zibrowius, 1974), parece que primero colonizó grandes extensiones de las costas españolas, y más concretamente el sureste español (Zibrowius y Ramos, 1983) dada la abundancia y extensión de las colonias.

El objetivo del presente estudio es realizar un cartografiado georreferenciado de la especie en la Comunidad Valenciana, para conocer su distribución actual. Siendo,hasta la fecha, éste el primer trabajo que aporta estos datos, necesario a la hora de poder realizar comparaciones posteriores y así estimar los posibles efectos de esta especie sobre los hábitats rocosos.

Para ello se realizaron un total de 122 transectos en apnea paralelos a la costa, en puntos característicos de la costa rocosa de la Comunidad Valenciana (cabos, arrecifes, islotes…). Para evaluar la abundancia de la especie se tuvieron en cuenta 6 clases diferentes: 1) Colonias aisladas pequeñas, 2) colonias aisladas grandes, 3) Colonias agregadas en la rompiente, 4) Cinturón discontinuo en la zona de rompiente, 5) Colonias agregadas a diferentes profundidades y 6) Cinturones continuos a diferentes profundidades. Además, para cada punto de muestreo se han tenido en cuenta variables como la comunidad algal asociada (según el tipo morfológico: macroalgas duras, macroalgas foliosas, algas incrustantes y turf de algas), profundidad, tipología de la costa y el estado de las colonias. Los datos de la posición geográfica de cada transecto han sido incorporados a la base de datos con el programa de información geográfica Arc View 9.0 y posteriormente se cartografió la distribución espacial de las poblaciones y su densidad a lo largo de la costa.

Se han tenido en cuenta 88 puntos de muestreo en la provincia de Alicante, 2 en la provincia de Valencia y 32 en la de Castellón, encontrándose ampliamente distribuida en Alicante y Castellón, apareciendo en el 54% y 81% de ellos, respectivamente. Sin embargo, en a mayoría de los puntos de muestreo se encontraron colonias aisladas o agregadas, destacando cuatro zonas que podríamos considerar "puntos calientes", en los que la densidad de *Oculina patagonica* es muy alta: La Zenia (plataforma de abrasión rodeada de bancos de arena), los islotes de la Reserva Marina de Tabarca (destacando La Galera y el Scull Negre), Peñíscola y el Puerto de Alicante, donde encontramos las mayores densidades, posiblemente porque los factores ambientales son muy particulares, permitiendo el asentamiento de muy pocas especies y disminuyendo así la competencia entre organismos bentónicos.

El rango batimétrico de *Oculina patagonica* se encuentra entre los 0 m (cubetas someras en plataforma de abrasión de La Zenia) y los 12 m de profundidad (Isla de Benidorm), alcanzando su máximo desarrollo en las zonas de rompiente y disminuyendo su densidad a partir de los 3-4 m de profundidad; Por tanto es una especie adaptada a vivir en zonas someras comportándose como las especies tropicales.

La amplia distribución de esta especie a escala regional puede estar relacionada con su amplio rango de tolerancia frente a diferentes factores ambientales como el hidrodinamismo o la turbidez del agua. De manera que podemos encontrarla tanto en acantilados sometidos a un fuerte hidrodinamismo, como en cubetas someras de las plataformas de abrasión. Además, como se ha observado anteriormente en otros trabajos (Fine *et al*., 2001; Rodolfo–Metalpa, 2007) se encuentra tanto en zonas naturales bien conservadas (islotes de la Reserva Marina de Tabarca), como en zonas antropizadas y sustratos artificiales (Puerto de Alicante).

Si tenemos en cuenta el porcentaje de aparición y la agregación de las colonias en función de la comunidad algal acompañante podemos observar que los porcentajes de aparición y agregación más elevados se dan en las zonas donde dominadas por el turf de algas (78.57%), seguido de las macoalgas calcáreas (68.79%) del tipo de *Corallina elongata*.

Por lo que se podría concluir que el hábitat más idóneo para su desarrollo son las zonas de rompiente, principalmente de escarpes, islotes y plataformas de abrasión, así como el interior de los puertos, dominadas por algas de porte bajo, donde podemos encontrar cinturones continuos y colonias de gran tamaño.

[a] *Dept. Ciencias Marinas y Biología Aplicada. Universidad de Alicante. 03080, Alicante, España (esther.portillo@ua.es)*
[b] *Centro de Investigación Marina (CIMAR). Universidad de Alicante - Ayuntamiento de Santa Pola, Cabo de Santa Pola s/n, Alicante, España*

Pautas de distribución espacial de dos especies coexistentes de corales blandos, *Alcyonium acaule* y *Alcyonium palmatum*, en el Mediterráneo noroccidental

Stefano Ambroso[a], Andrea Gori[a], Carlos Dominguez-Carrió[a], Nuria Teixidó[a], Sergio Rossi[b], Josep-Maria Gili[a]

La mayor parte del conocimiento actual sobre los organismos bentónicos del Mediterráneo se limita al estudio de poblaciones que se encuentran en aguas litorales poco profundas. Los datos relativos a poblaciones ubicadas por debajo de la máxima profundidad a la que se puede llegar utilizando escafandra autónoma son escasos Para superar esta falta de información, se estudió la distribución espacial y la abundancia de dos especies de corales blandos: *Alcyonium acaule* y *Alcyonium palmatum* en las comunidades bentónicas del Mediterráneo noroccidental a lo largo de 60 km de costa y en un rango batimétrico que va hasta los 70 metros de profundidad. Para ello se utilizó un conjunto de imágenes obtenidas mediante un vehículo operado remotamente (ROV). Se analizaron un total de 76 transectos de video en los cuales se identificaron un total de 708 colonias. Estas dos especies son genéticamente muy similares pero ecológicamente ocupan zonas con substratos muy diferentes. Se observaron altas concentraciones de *A. acaule* en áreas directamente expuestas a fuertes corrientes de fondo (valores de densidad máximos de hasta 18 colonias/m^2). *A. acaule*, la especie más abundante en la zona, presentó una distribución en parches altamente asociada a substratos rocosos y inclinados. Por otro lado, se observaron colonias aisladas de *A. palmatum* en toda el área de estudio (densidades máximas de 2 colonias/m^2), a pesar de que su presencia fue mucho más escasa. Los valores de densidad más altos de *A. acaule* se encontraron por de bajo de la cota batimétrica de los 35 m de profundidad, demostrando la importancia de ampliar los rangos geográficos y batimétricos de los estudios de distribución y densidad de especies bentónicas singulares.

[a] *Departament de Biologia Marina, Institut de Ciències del Mar (CMIMA-CSIC), 08003 Barcelona (stefano_ambroso@hotmail.com)*
[b] *Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Cerdanyola del Vallès, Barcelona*

Ciclo de reproducción y gametogenesis del coral blando epibionte *Alcyonium coralloides* (Octocorallia, Alcyonacea)

Elena Quintanilla[a], Josep-Maria Gili[a], Pablo J. López-González[b], Georgios Tsounis[a,c], Teresa Madurell[a], Ida Fiorillo[a], Sergio Rossi[d]

Alcyonium coralloides (Pallas, 1766) es un coral blando epibionte que crece sobre colonias vivas de la gorgonia mediterranea *Paramuricea clavata* (Risso, 1826). Este estudio describe y cuantifica por primera vez las características principales del ciclo de reproducción sexual y gametogénesis de esta especie en una población encontrada a 18-22 metros de profundidad en las Islas Medas (noroeste del mar Mediterráneo).

Alcyonium coralloides es una especie gonocórica e 'internal brooder. El ciclo sexual muestra un único evento reproductivo por año. La gametogénesis dura de 5 a 6 meses, siendo la más corta entre los octocorales litorales conocidos (especialmente para la oogénesis). Debido a que *A. coralloides* se encuentra típicamente en asociación epibiótica con la gorgonia Mediterránea (*P. clavata*), se sugiere que la corta gametogénesis de *A. coralloides* sería una adaptacíon que optimizaría la colonización de su huésped.

Los sacos espermáticos alcanzan un diámetro máximo de 365 µm (± 86 SD), mientras que los oocitos alcanzan las 632 µm (± 125 SD). La liberación de los sacos espermáticos (o esperma) ocurre en primavera (en mayo tardío). La fecundidad media en el momento anterior a la liberación es de 15 (± 9 SD) oocitos y 7 (± 4 SD) sacos espermáticos por pólipo respectivamente. Las larvas, de alrededor de 1000 µm de longitud, fueron observadas en las cavidades gastrovasculares de las colonias femeninas en mayo, antes de ser liberadas en junio. Se concluye que las larvas de *A. coralloides* están listas para asentarse a principios de verano cuando el huésped, *P. clavata*, es probablemente más vulnerable debido a la finalización de su propio ciclo reproductivo.

[a] *Departament de Biologia Marina, Institut de Ciències del Mar, ICM-CMIMA (CSIC), 08003 Barcelona (tensinilla@hotmail.com)*
[b] *Departamento de Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, 41012 Sevilla*
[c] *Dirección actual: Department of Ecology, Leibniz Center for Tropical Marine Ecology, 28359 Bremen, Germany*
[d] *Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Cerdanyola del Vallés*

Corales de aguas frías en los cañones de Cap de Creus y Lacaze- Duthiers (noroeste del Mediterráneo): distribución batimétrica, estructura de tallas y morfología

Andrea Gori[a], Covadonga Orejas[b], Teresa Madurell[a], Josep-Maria Gili[a], Lorenzo Bramanti[a], Maria Martins[a], Elena Quintanilla[a], Patricia Marti-Puig[a], Claudio lo Iacono[c], Pere Puig[a], Susana Requena Moreno[a]

Los corales de aguas frías se encuentran entre las principales especies estructurales de los fondos rocosos batiales, donde pueden dar origen a estructuras arrecifales que proporcionan hábitats para muchas otras especies tanto de invertebrados como de peces. En el Mar Mediterráneo, comunidades dominadas por corales de aguas frías han sido descritas en el Mar Adriático, en el Mar Iónico y en el sistema de cañones submarinos del Golfo de León. Los cañones submarinos juegan un papel muy relevante como sistemas activos en el transporte de masas de agua y partículas desde la superficie hasta grandes profundidades. Las cabeceras de los cañones se sitúan en el punto de rotura de la plataforma continental, donde se originan corrientes que generan zonas de turbulencia y retención de partículas que favorecen la concentración de muchas especies y la consiguiente formación de comunidades de elevada biodiversidad. No obstante, estos procesos hidrodinámicos y de producción biológica pueden ser muy variables entre cañones, como bien se ha podido demostrar estudiando los flujos de partículas y los procesos sedimentarios. A su vez, esta variabilidad hidrodinámica podría influir en el desarrollo de las comunidades que dominan cada cañón. Para averiguar cómo afectan la variabilidad ambiental y geomorfológica a las comunidades bentónicas asociadas a los márgenes continentales, en este trabajo se ha utilizado una misma metodología para comparar las pautas de distribución, abundancia, estructura poblacional y características morfológicas de las especies de corales de aguas frías presentes en el cañón del Cap de Creus y en el de Lacaze-Duthiers.

Ambos cañones están dominados por colonias de *Madrepora oculata*, mientras que *Lophelia pertusa* resulta mucho más abundante en el cañón de Lacaze-Duthiers que en el de Cap de Creus. Al contrario, *Dendrophyllia cornigera* es la segunda especie en cuanto abundancia en el cañón del Cap de Creus y sólo se encuentra en forma de colonias aisladas en el de Lacaze-Duthiers. La gran mayoría de las poblaciones de *Madrepora oculata* observadas en ambos cañones están dominadas por colonias de tamaño mediano, sugiriendo unas tasas de reclutamiento variables en el tiempo, pero sin diferencias entre cañones. Sólo se ha observado una población posiblemente de formación más reciente, dominada por colonias pequeñas de *Madrepora oculata* en el de Lacaze-Duthiers, mientras que colonias de gran tamaño se han observado en apenas una población del Cap de Creus. La mayoría de colonias de *Madrepora oculata* presentan una forma tridimensional y se desarrollan en paredes de roca verticales, posiblemente para escapar de la abundante sedimentación. Pero las colonias que crecen en el margen de los sobresalientes de roca presentan mayoritariamente una forma de abanico, como posible adaptación a flujos de corriente más unidireccionales. Finalmente, en la zona más profunda de la cabecera del Lacaze-Duthiers (alrededor de 320 m de profundidad) se ha encontrado una pared vertical completamente cubierta por colonias de *Lophelia pertusa* fundidas entre ellas y creciendo sobre un estrato de colonias muertas, formando estructuras tipo arrecifales que hasta ahora no se habían descrito en Mediterráneo.

[a] *Departament de Biologia Marina, Institut de Ciències del Mar (CMIMA-CSIC) 08003 Barcelona (gori@icm.csic.es)*
[c] *Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de Santander, 39004 Santander*
[b] *Unitat de Tecnología Marina (UTM-CSIC), 08003 Barcelona*

Relationship between host life-cycle and bacterial symbiont diversity in the Mediterranean ascidian *Didemnum fulgens*

Susanna López-Legentil[a], Patrick M. Erwin[a], Marta Velasco[a], Roger Espluga[a], Xavier Turon[b]

In temperate seas, growth and reproduction of marine invertebrates follow a temporal pattern, typically with spawning or larval release in spring and early summer and active growth after the reproduction period[a]. To investigate whether the bacterial symbiont diversity was also subjected to similar variations, we determined the reproductive and growth cycle of the Mediterranean ascidian *Didemnum fulgens* (Fig. 1) and monitored its microbial community monthly over one year, using terminal restriction fragment length polymorphism (T-RFLP) analyses. We also identified major bacterial symbionts with 16S rRNA clone libraries, phylogenetic analyses and electron transmission microscopy observations of adults and larvae. We found that, as described for other ascidians[b,c], *D. fulgens* larval release occurred in spring, aestivation in summer and active growth in fall and winter. *D. fulgens* harbored a bacterial consortium typical of ascidians, including numerous Proteobacteria (alpha-, gamma- and delta-subclasses), and a few Cyanobacteria and Acidobacteria (Fig. 2). Phylogenetic analyses revealed that the bacterial sequences obtained for *D. fulgens* were unique but closely related to symbionts from other marine invertebrates, especially other ascidians, sponges and corals. The overall bacterial community in *D. fulgens* had a distinct signature from the surrounding seawater and was very stable over time. Bacteria were present in both adults and larvae but in the former were docked around the animal cells while in the larvae bacteria formed small clusters in the inner tunic. Results indicate that symbiotic relationships between ascidians and bacteria are unique and independent of fluctuating biotic and abiotic factors, such as the host's life-cycle and ambient temperature. Future studies should target other ascidian species and include quantification of secondary metabolite production to further assess the potential trade-offs between host and symbiont biology.

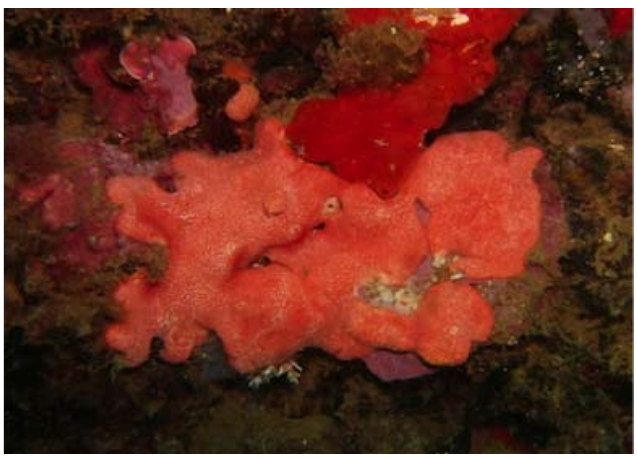


Figure 1. The colonial ascidian *Didemnum fulgens* in l'Escala, Spain.

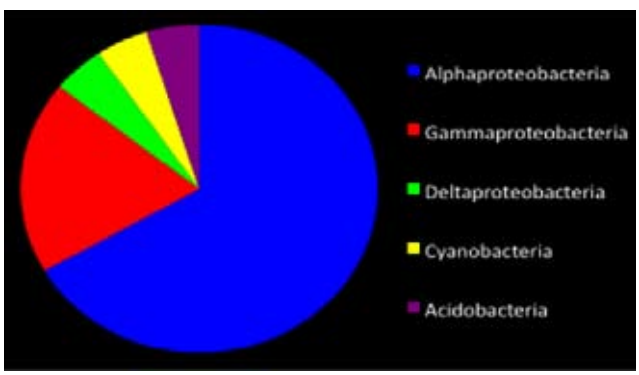


Figure 2. Relative abundance and main bacterial phyla present in *D. fulgens*.

References

Coma R, Ribes M, Gili JM, Zabala M (2000) Trends Ecol Evol 15: 448-453.

Turon X, Becerro MA (1992) Mar Ecol Prog Ser 82: 235-247.

López-Legentil S, Ruchty M, Doménech A, Turon X (2005) Mar Ecol Prog Ser 296: 219-228.

[a] *Department of Animal Biology, University of Barcelona, Diagonal Avenue 643, 08028 Barcelona, Spain (slopez@ub.edu)*
[b] *Center for Advanced Studies of Blanes (CEAB-CSIC), Accés Cala S. Francesc 14, 17300 Blanes, Girona, Spain*

Luces y sombras: patrones de crecimiento en tres esponjas mediterráneas (*Ircinia* spp) con diferente abundancia de fotosimbiontes

Anna Garriga[a], Xavier Turon[b], Patrick M. Erwin[a]

Las esponjas representan un componente importante en las comunidades bentónicas litorales del mar Mediterráneo y juegan un papel clave en los ecosistemas costeros debido a su biomasa e interacciones, así como a su papel en el intercambio de energía y materia entre plancton y bentos. A pesar de su importancia ecológica, se sabe muy poco sobre la dinámica de crecimiento de las esponjas y de los factores que las influyen, como por ejemplo los simbiontes fotosintéticos, que son comunes en las esponjas de aguas someras y pueden contribuir al metabolismo del huésped.

En nuestro estudio, hemos investigado 3 esponjas simpátricas del Mediterráneo noroccidental que poseen densidades variables de fotosimbiontes (evaluadas microscópicamente y a partir de contenidos en clorofila): *Ircinia fasciculata* (alta densidad), *Ircinia variabilis* (baja densidad) e *Ircinia oros* (sin fotosimbiontes). Estas esponjas, que están estrechamente relacionadas filogenéticamente, constituyen un sistema ideal para estudiar las dinámicas de crecimiento de las esponjas mediterráneas y la posible influencia de los simbiontes fotosintéticos en la estrategia biológica de la esponja huésped. Hemos hecho un seguimiento de poblaciones naturales de *I. fasciculata*, *I. variabilis* e *I. oros*, fotografiando mensualmente esponjas marcadas *in situ*, a lo largo de 1,5 años. A partir de las series de imágenes digitales calibradas cuantificamos el área de la esponja, su perímetro, número de ósculos y el recubrimiento por epibiontes. El área medida se convirtió a volumen usando curvas empíricas de relación volumen-área para cada especie, que revelaron una relación clara entre el área y el volumen de las esponjas ($r > 0.96$) y una alometría negativa (incremento de volumen proporcionalmente menor respecto al incremento de área), indicando una tendencia hacia formas más aplanadas a medida que las esponjas aumentan en tamaño. El estudio de un índice de circularidad mostró también que la forma de *I. oros* es más circular que en las otras dos especies.

En las tasas de crecimiento de las 3 especies se observaron tendencias estacionales claras que estaban correlacionadas positivamente con las temperaturas del agua del mar. Las tasas de crecimiento fueron mayores de Junio a Octubre, mientras que de Noviembre a Mayo las esponjas crecieron muy poco o disminuyeron en tamaño (tasas de crecimiento negativas). De las 3 esponjas, *I. fasciculata* mostró, con diferencia, la mayor tasa de crecimiento en volumen (42.53% ±4.98 año^{-1}, media±EE), seguida de *I. variabilis* que mostró un crecimiento moderado (5.50% ±6.25) e *I. oros,* que presentó en el periodo de estudio un crecimiento global próximo a cero (-0.74% ±2.72). De acuerdo con su baja tasa de crecimiento, *I. oros* presentó también la menor densidad de ósculos superficiales (0.31 ±0.03 ósculos cm^{-2}) indicando una menor capacidad de filtración. Por otro lado, *I. fasciculata* tenía menos ósculos por área que *I. variabilis* (0.31 ±0.03 and 0.64 ±0.07 ósculos cm^{-2}) a pesar de tener mayor tasa de crecimiento, lo que sugiere que *I. fasciculata* puede obtener parte de su incremento de biomasa de la producción de los fotosimbiontes que contiene. También se observaron tendencias estacionales en el recubrimiento de epibiontes, aunque menos claras debido a la elevada variabilidad interindividual y a la presencia de esponjas con recubrimiento permanente. *I. variabilis* mostró un recubrimiento elevado a lo largo de todas las estaciones, mientras que la abundancia de epibiontes en *I. fasciculata* e *I. oros* estaba inversamente relacionada con la temperatura del agua y mostró un pico en primavera (de Abril a Mayo). De las 3 esponjas, *I. oros* presentó la mayor media de recubrimiento (72.29% ±3.32) seguida de *I. variabilis* (58.94% ±6.74) e *I. fasciculata* (58.90% ±3.88).

Las dinámicas de crecimiento de las especies estudiadas, sugieren diferentes estrategias y proporcionan información sobre su distribución en el ambiente local. *I. fasciculata*, que preferentemente se encuentra en zonas expuestas y muy irradiadas y posee una gran abundancia de cianobacterias, parece ser capaz de utilizar la nutrición que le proporcionan los simbiontes para crecer más rápido y para competir en los hábitats dominados por algas. Por otro lado, *I. variabilis* e *I. oros*, que en la zona de estudio se encuentran en ambientes más protegidos y con menor irradiancia, presentan baja (*I. variabilis*) o nula (*I. oros*) densidad de fotosimbiontes y sus tasas de crecimiento son mucho más lentas por lo que deben utilizar otras estrategias para competir en ambientes más dominados por invertebrados.

[a] *Department de Biologia Animal, Universitat de Barcelona, Barcelona (erwin.patrickm@gmail.com)*
[b] *Center for Advanced Studies of Blanes (CEAB-CSIC), Blanes (Girona)*

Patrones de distribución espacial de la gorgonia *Paramuricea macrospina* en la plataforma continental del Canal de Menorca (Islas Baleares)

Jordi Grinyó[a], Stefano Ambroso[a], Clara Calatayud[a], Carlos Dominguez-Carrió[a], Josep-Maria Gili[a], Andrea Gori[a], Pablo J López-González[b], Martina Coppari[c]

Los estudios realizados en el marco del proyecto LIFE-INDEMARES encaminado a plantear la base científica para la propuesta de áreas marinas protegidas encuadradas en la Red Natura 2000, permitió descubrir una población de la gorgonia *Paramuricea macrospina,* probablemente de las mejor conservadas en el Mediterráneo. La especie se considera como un ejemplo de especie endémica mediterránea, con escasa abundancia y probablemente relegada a grupos de pequeñas colonias en la plataforma continental, entre los 40 y 130 m de profundidad. En el Canal de Menorca, las poblaciones de esta especie se encuentran distribuidas a lo largo de al menos 1452 m^2 (aproximadamente) y entre los 60 y 135 metros de profundidad. En la zona se desarrolla una continuada pesca artesanal, especialmente de trasmallo, mientras que la incidencia de la pesca de arrastre es casi nula. El objetivo de este estudio es el análisis de los patrones de distribución, abundancia y demografía de las poblaciones de esta singular especie con el fin de sentar el punto de partida para el seguimiento de la futura área marina protegida.

Para llevar a cabo el estudio se ha efectuado una serie de 8 transectos con vehículos de control remoto (ROV) equipados con cámara de video, y las imágenes se han analizado y cuantificado en el laboratorio. Se han observado tres morfotipos distintos de la especie cuyas pautas de distribución han sido analizadas por separado. El morfotipo de color amarillo y violeta coexisten en fondos de maërl de la plataforma continental a profundidades que oscilan entre los 60 y 90 m. Al contrario, el morfotipo rosado se encuentra en el talud continental en la zona noroeste del Canal a profundidades que oscilan ente los 100 y 130 m de profundidad. La densidad media de las colonias del morfotipo amarillo es de 11 individuos por metro cuadrado, para el morfotipo violeta de 5 individuos por metro cuadrado y de 1 individuo por metro cuadrado para el morfotipo rosado. El buen estado de conservación de esta especie en la zona estudiada se podría explicar en gran parte por el tipo de pesca artesanal que se ha desarrollado en el área durante décadas y que ha permitido un mantenimiento de las poblaciones de manera muy distinta que en otras plataforma continentales del Mediterráneo en las que la pesca de arrastre posiblemente ha reducido sus poblaciones a pequeños grupos o incluso individuos aislados. Esta afirmación se corrobora con algunas anotaciones de trabajos sobre la biología de gorgonias de inicios de los años 20 y 30 en los que se menciona de manera sencilla la presencia habitual de esta especie en zonas en que hoy en día ya no se encuentra.

[a] *Departament de Biologia Marina, Institut de Ciencias del Mar (CMIMA-CSIC), 08003 Barcelona (grinyó@icm.csic.es)*
[b] *Departamento de Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, 41012 Sevilla*
[c] *Institut de Ciències i Tecnologies Ambietals (ICTA), Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Cerdanyola del Vallés*

Composición faunística y estructura de la comunidad de los briozoos de la plataforma continental del Cap de Creus (Mediterráneo Occidental)

Teresa Madurell[a], Mikel Zabala[b], Carlos Dominguez-Carrió[a], Josep-Maria Gili[a]

Se han estudiado los briozoos en la plataforma continental del Cap de Creus (Mediterráneo Occidental) a partir de las muestras obtenidas durante el período 2009-2010 en el marco del proyecto LIFE+INDEMARES para la designación de áreas marinas en el marco de la red NATURA 2000. Los fondos planos de las plataformas continentales han sido objeto de graves impactos humanos debido a la presión de la pesca comercial, principalmente de los arrastres de fondo. Sin embargo, los últimos estudios en el Cap de Creus confirman la existencia de comunidades bien conservadas. Estas comunidades de fondos duros pueden estar actuando como puntos de apoyo para las especies bentónicas, promoviendo el intercambio genético entre las comunidades someras y profundas. En este contexto, los objetivos del presente trabajo fueron describir la composición de la fauna y las comunidades de briozoos en la plataforma continental de Cap de Creus, en relación con los gradientes ambientales así cómo evaluar la biodiversidad de la zona y su importancia para la conservación.

Las muestras fueron recolectadas con un trineo Rauschert entre los 61 y 225 m de profundidad. De las 30 muestras examinadas, 26 contenían briozoos, aunque eran particularmente abundantes en 20 de ellas. Se han identificado un total de 113 especies de briozoos (2 Ctenostomata, 90 Cheilostomados y 21 Cyclostomata), la mayoría de ellos bien conocidos, aunque algunas de las especies que se encontraron no se han citado antes en el mar Mediterráneo, o han sido escasamente observadas (*Hincksinoflustra octodon, Alderina imbellis, Escharella immersa, Lagenipora lepralioides, Neolagenipora collaris y Escharina johnstoni*). La especie *Palmicellaria aff avuculifera* (Gautier, 1957) se ha re-descrito, por lo que se propone el nuevo nombre de *Palmiskenea gautieri*.

El análisis multivariante, indica que la distribución espacial de las especies de briozoos se puede relacionar con el tipo de sedimento. Las muestras que se obtuvieron en sedimentos de limo y arena fina mostraron pocos briozoos o ninguno, mientras que las muestras en arenas gruesas y gravas presentaron mayor diversidad, abundancia y biomasa. En el rango batimétrico estudiado, la comunidad de briozoos estudiada tiene una composición faunística muy similar. La mayoría de las especies recolectadas (n = 72, 64%) son especies características de la plataforma, con un rango de distribución de 50 a 200 metros profundidad. Las especies de profundidad no fueron muy frecuentes (n = 17, 15%) y siempre se encontraron a profundidades de más de 100 metros. La riqueza de especies, abundancia y biomasa parece vinculada a la disponibilidad de sustratos adecuados. Así la mayoría de briozoos se encontraron en la zona de transición, entre el circalitoral y la zona batial, cerca del borde del cañón submarino del Cap de Creus. Esto está relacionado con la proximidad del cañón submarino y procesos hidrológicos relacionados.

[a]*Departament de Biologia Marina, Institut de Ciències del Mar (CMIMA-CSIC), 08003 Barcelona (tmadurell@icm.csic.es)*
[b]*Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, 08028 Barcelona*

New chemical ecology methods for the study of Antarctic bryozoans

Blanca Figuerola[a], Laura Núñez-Pons[a], Toni Monleón-Getino[b], Conxita Avila[a]

The continental shelf from the eastern Weddell Sea, as described for other Antarctic areas, is colonised frequently by a huge diversity and abundance of eurybathic suspension feeders, such as bryozoans. The biogeographic isolation by the clockwise Antarctic Circumpolar Current (West Wind Drift) of this continent leads to a relatively constant physical environment. Therefore, these Antarctic benthic communities are structured mainly by biological factors, such as predation and competition and consequently, they have developed a wide array of chemical mechanisms to avoid predation, competition for space or food and fouling, as described in recent works. Most marine invertebrates (80%), including the common, Antarctic sea urchin *Sterechinus neumayeri*, produce larvae that may travel large distances before settling, and the community structure may be affected by changes in the intensity of larval settlement of competing species. Bryozoans and other invertebrates may prevent the settlement of embryos and larvae of sea urchins in their surface, displaying cytotoxic activities. Moreover, grazing by adults of *S. neumayeri* may influence mortality of settling larvae of bryozoans and, therefore, the possession of chemical defences may be an adaptive response to decrease the grazing pressure. Also, in the bottom communities of the Weddell sea and other Antarctic regions, diversity and high densities of amphipods with a wide range of feeding habits seem to be ubiquitous. Due to diversity of shapes and structures, bryozoans provide many potential substrates for amphipods and, in agreement with this, some Antarctic amphipods from eastern Weddell Sea are found on their surface. In order to understand the role of bryozoan natural products, we carried out several bioassays (sea urchin sperm and eggs) and habitat preference experiments using new chemical ecology methods in order to evaluate 1) the cytotoxic effect of extracts from bryozoan species with wide bathymetric range, 2) their repellent effect for the amphipod *C. femoratus* and 3) the interespecific and/or intraspecific variability of some species. A total of 16 diethyl ether and 16 butanolic fractions were tested at their natural concentrations. *C. tricornis* was the species with more activity in two types of assays, followed of *S. contracta*. In the cytotoxicity bioassay against embryos of *S. neumayeri*, no activity was detected. In the sperm toxicity experiment, seven species (3 ethereal and 4 butanolic extracts) from sixteen were toxic to sperm (<25% mobile sperm) at natural concentration. To our knowledge, this is one of the very few experiments of cytotoxicity against sperm and early life stages of the common Antarctic sea urchin *S. neumayeri* testing extracts of Antarctic bryozoans. Non-parametric paired tests revealed significant differences in substrate choice of *C. femoratus* in thirteen extracts (40%) (Fig.1), while in other assays gammarids were evenly distributed over the substrates. Thus, different species of Antarctic bryozoans tested in this study showed different strategies of defense, protection and/or competition. The results will be discussed in the frame of the current Antarctic research knowledge.

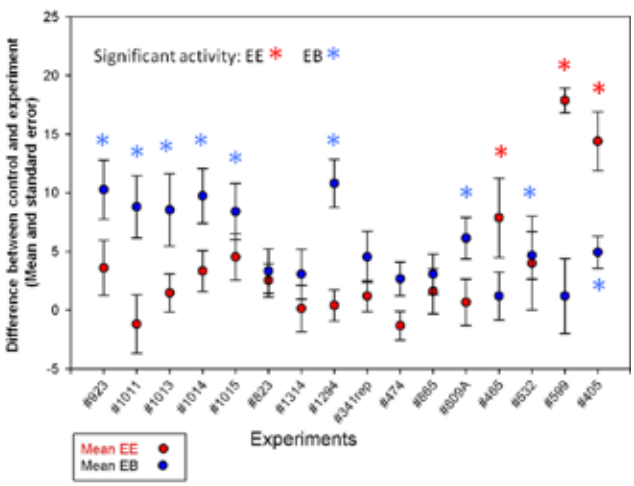


Figure 1. Results of repellent activity in ethereal and butanolic extracts (EE and EB). * Significant activity.

[a] *Department of Animal Biology (Invertebrates) (bfiguerola@ub.edu)*
[b] *Department of Statistics*
Faculty of Biology, University of Barcelona, Av. Diagonal 643, 08028, Barcelona, Spain

Los ostrácodos (Crustacea) del estuario de Tina Menor (Cantabria, sur del Golfo de Vizcaya): distribución y ecología

Blanca Martínez García[a], Ana Pascual[a], Julio Rodríguez Lázaro[a], Maite Martín-Rubio[b], Juan Rofes[a]

Los ostrácodos son un grupo de microcrustáceos que colonizan todo tipo de ambientes acuáticos, desde aguas dulces a hipersalinas y desde medios continentales hasta marinos profundos abisales, pasando por los estuarinos. Presentan un caparazón bivalvo compuesto por calcita de bajo contenido en Mg^{2+}. Su tamaño está comprendido generalmente entre 0,3 y 1 milímetro, aunque se conocen especies con rangos comprendidos entre 0,2 y 32 mm. Su régimen de vida puede ser bentónico, nectónico o nectobentónico, aunque la mayoría de especies son bentónicas que viven directamente sobre el sustrato o forman parte de la infauna de los primeros centímetros de sedimento (Sánchez de Posada *et al*., 2009). Desde el punto de vista trófico, la mayoría son herbívoros, carroñeros o limnívoros. Es un grupo muy diversificado y sensible a los cambios que se producen en el medio donde viven, estando relacionada su distribución con múltiples factores ambientales, muchos de ellos relacionados entre sí, entre los que destacan: tipo de sustrato, profundidad, salinidad, temperatura, ph, oxígeno disuelto y recursos tróficos. Además, en los ambientes salobres de los estuarios, tanto el régimen energético como el tiempo de emersión condicionan la distribución de sus distintas asociaciones (Nachite *et al.*, 2010). Todas estas características confieren a los ostrácodos una gran utilidad en investigaciones relacionadas con cambios ambientales en medios estuarinos. Los entornos de los estuarios sufren perturbaciones medioambientales que afectan a la biodiversidad, a menudo causadas por la actividad humana. Es por ello que la caracterización de las asociaciones de ostrácodos de estas áreas, así como el conocimiento de las preferencias y limitaciones ecológicas de las especies, resulta de gran interés, ya que estos estudios posibilitan la caracterización de episodios tanto de evolución natural como de influencia antrópica en estos ambientes. En el presente trabajo se describen por primera vez las asociaciones de ostrácodos actuales del estuario de Tina Menor, proponiendo una división de la zona de estudio en diferentes subambientes basándonos en las afinidades ecológicas de dichas asociaciones.



Figura 1. Situación geográfica de las muestras estudiadas.

[a] *Universidad del País Vasco UPV/EHU, Fac. Ciencia y Tecnología, Dpto. Estratigrafía y Paleontología, Apto. 644, 48080 Bilbao (blancamaria.martinez@ehu.es)*
[b] *Universidad del País Vasco UPV/EHU, Escuela de Ingeniería Técnica de Minas y Obras Públicas. Dpto de Ingeniería Minera y Metalúrgica y Ciencia de los Materiales. Colina de Beurko s/n, 48902 Barakaldo*

El estuario de Tina Menor se encuentra en la zona sur del Golfo de Vizcaya, al oeste de Cantabria, en la desembocadura del río Nansa (Fig. 1). Se trata de un estuario mesomareal (Flor Blanco y Flor, 2008), de valle sumergido con desembocadura confinada. Situado en un entorno con una orografía en la que se alternan cumbres, cuyas cotas máximas alcanzan los 200 m, y vaguadas paralelas a la costa, el relieve es cortado casi perpendicularmente por el estuario, cuya orientación aproximada es norte-sur. La mayor parte del estuario se sitúa sobre materiales paleozoicos: cuarcitas del Ordovícico y calizas del Carbonífero. Además, en la margen derecha de la zona central afloran calizas y dolomías del Cretácico, y en la cabecera del estuario aparece el Terciario representado por calizas, calcarenitas y margas junto con arcillas, areniscas y conglomerados (Ramírez del Pozo *et al.*, 1976). Este estuario comprende una superficie de 155 Ha, siendo su perímetro de 17,5 Km (Fig. 1). El 50% de su extensión está representado por ambientes intermareales concentrados principalmente en su tramo central. El aporte más importante de agua dulce es el del río Nansa, que tiene un caudal medio anual de 11,3 m^3/s. La cabecera o estuario interno, con sedimento fangoso, ocupa una superficie total de 18 Ha. Presenta un cauce estrecho (60 m) apenas sin páramos intermareales, donde predomina la influencia fluvial frente a la mareal. El estuario medio, con una anchura máxima de 1390 m, aparece dividido en dos sectores: occidental y oriental. El margen occidental, con un flujo mareal dominante, ocupa una superficie de 48 Ha, con un sedimento constituido por limos y arcillas acompañados de arenas finas. Incluye páramos intermareales, atravesados por canales mareales, caracterizados por la presencia de *Zostera nolti* y hacia el sur con *Spartina* y *Halimione* o bien *Juncus* y *Salix*. Hacia la cabecera, las marismas superiores han sido transformadas en tierras de cultivo. El margen oriental, constituye la zona que ha sufrido a lo largo de la historia el mayor grado de antropización, puesto que se encuentra ocupada desde 1973 por una piscifactoría (Fig. 1). Se trata de la intervención humana más importante en el estuario, puesto que quedan aislados 380.000 m^2 a través de un muro de cierre. En la actualidad esta zona tiene un funcionamiento independiente de la dinámica estuarina fluvio-mareal, puesto que sólo se abren tanto las compuertas exterior e interiores en épocas de grandes lluvias o en situaciones de eutrofización de las aguas interiores (Fontan, 2001). El estuario externo o desembocadura tiene una superficie de 55 Ha, con un flujo dominante mareal. Este sector exterior apenas alcanza los 130 m de anchura y presenta un sedimento predominante de arena media acompañada de arenas finas y gruesas. Sus márgenes son rocosos con elevada pendiente, e incluye una playa en su margen derecha.

Se estudian los ostrácodos extraídos de 16 muestras superficiales recogidas en el estuario de Tina Menor en mayo del año 2009 durante la bajamar (Fig. 1) y con un agua con los siguientes valores, desde la cabecera a la desembocadura: salinidad = 0,05-30‰; pH = 8,32-8,12; Temperatura = 14,8-18,4ºC. Las muestras, fueron teñidas "in situ" con el colorante Rosa de Bengala, para diferenciar ostrácodos vivos y muertos (Murray, 1991). Una vez lavadas, tamizadas y secas las muestras, se analizó la fracción mayor de 63 m, procediéndose a la extracción de la totalidad de los ejemplares. Se determinaron las especies de ostrácodos, siguiendo clasificaciones propuestas por varios autores (Athersuch *et al.*, 1989; Horne *et al.*, 2002), obteniéndose además, los índices nO (número de ostrácodos en un gramo de sedimento seco) y S (número de especies por muestra). De acuerdo al porcentaje que representa cada especie, con respecto a la totalidad de los ejemplares, las especies han sido denominadas como: principales o dominantes (>10% de la totalidad), secundarias (5-10%) y otras (<5%).

En el conjunto de las muestras estudiadas se recogieron un total de 1920 ejemplares (valvas y caparazones), de los cuales 1617 estaban vivos en el momento del muestreo, lo que supone el 84,2% de la totalidad. En total se han identificado 24 especies, 6 de las cuales sólo presentaban ejemplares tanatocenóticos. Las 18 especies correspondientes a la biocenosis, y por tanto objeto de este trabajo, se encuentran agrupadas en 13 géneros. Las especies principales son *Loxoconcha elliptica* Brady, *Leptocythere castanea* (Sars), *Leptocythere porcellanea* (Brady), *Cytherois fischeri* (Sars), *Hemicytherura hoskini* Horne, *Semicytherura sella* (Sars), *Semicytherura arcachonensis* Yassini y *Caudites calceolatus* (Costa). Teniendo en cuenta las características ecológicas de las especies de ostrácodos encontradas y su distribución a lo largo del estuario de Tina Menor, se diferencian cuatro asociaciones que permiten definir distintos ecosistemas estuarinos (Fig. 2).

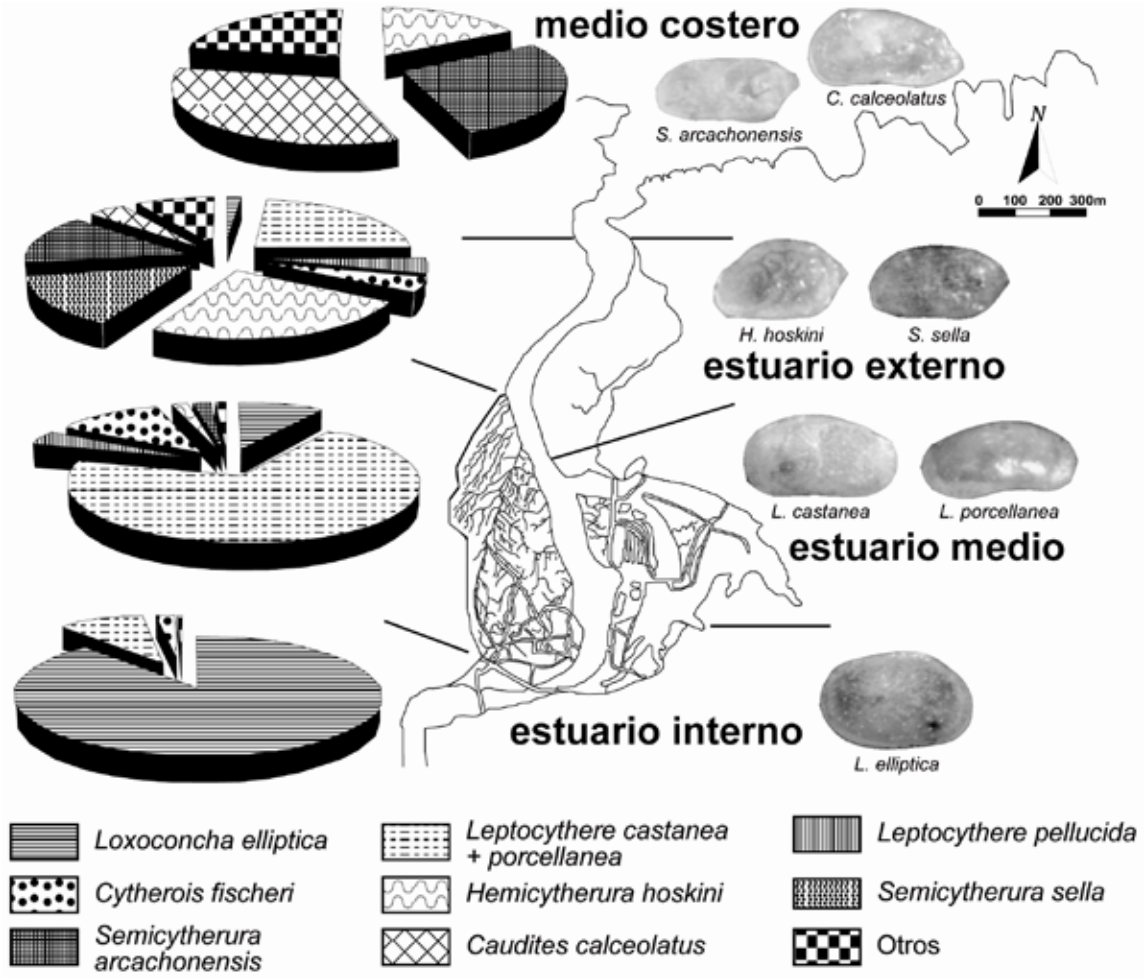


Figura 2. Diferentes ecosistemas en el estuario de Tina Menor, delimitados por las asociaciones de ostrácodos.

Asociación 1. *L. elliptica* representa más del 75% de la totalidad de los ejemplares de la asociación en las muestras TMEN-1 y 11. Esta especie soporta fuertes oscilaciones de la salinidad (eurihalina), siendo característica de estuarios, estando además asociada a algas y lodo (Athersuch *et al.*, 1989). Domina en los canales y márgenes de los canales con sedimento fino con corrientes mareales de baja velocidad (Ruiz *et al*., 1996). Por lo tanto *L.elliptica* está señalando el ambiente de estuario interno en Tina Menor (Fig. 2).

Asociación 2. Está compuesta principalmente por abundantes ejemplares del género *Leptocythere,* considerado como limnivoro, muy eurihalino (Carbonel, 1980). Esta asociación está presente en las muestras TMEN-2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 12 y 13. Es dominante *L. castanea*, especie que vive en los estuarios en los ambientes de marisma vegetada asociados a algas y lodo (Athersuch *et al.*, 1989). *L. porcellanea*, habita en los márgenes de los canales en sedimentos limo-arcillosos (Ruiz *et al*., 2000). Por lo tanto *L. castanea* delimita claramente los ambientes del estuario medio de Tina Menor (Fig. 2), mientras que *L. porcellanea* se concentra en la parte superior del canal secundario que discurre por el margen oeste del estuario. Otras especies principales que acompañan a *L. castanea* y *L. porcellanea* señalan los diferentes subambientes que se registran en este estuario medio. Así en las muestras TMEN-8, 12 y 13 el gran porcentaje de ejemplares de *L. elliptica* señala los ambientes próximos al canal principal con fuertes cambios en la salinidad. Por su parte la especie *C. fisheri* abundante en las muestras TMEN-2, 3, 4, 6 y 10 señala los ambientes vegetados de marisma. Esta especie está asociada con sedimento arenoso o se encuentra sobre filamentos de algas verdes en aguas eurihalinas, llegando incluso a las cabeceras de los estuarios debido a su fuerte eurihalinidad (4-35 $^{o}/_{oo}$) (Athersuch *et al.*, 1989). *C. fisheri* es una especie fital que vive preferentemente en medios eurihalinos abrigados y protegidos (Carbonel, 1980).

Asociación 3. Está formada por las especies dominantes *H. hoskini* y *S. sella*, además de *L. castanea* y *L. porcellanea* (Fig. 2). Esta asociación la presentan las muestras TMEN-14 y 15. *H. hoskini* es una especie fital que habita en el litoral, mientras que *S. sella* vive en la desembocadura de los estuarios sobre lodo y arena, e incluso en el sedimento atrapado entre las algas (Athersuch *et al.*, 1989). Esta mezcla de especies pone de manifiesto el ecosistema

correspondiente al estuario externo (Fig. 2).

Asociación 4. Está constituida por las especies *C. calceolatus* y *S. arcachonensis* además de *H. hoskini*, que aparecen en la muestra TMEN-16. *C. calceolatus* y *S. arcachonensis* son especies que habitan en la plataforma interna estenohalina o de salinidad estable (Martín Rubio *et al*., 2004). Esta asociación señala por tanto el ambiente costero (Fig. 2).

Por lo tanto los ostrácodos se reparten siguiendo la zonación geomorfológica así como las principales unidades morfosedimentarias y dinámicas establecidas en el estuario de Tina Menor por Flor Blanco y Flor (2008). Así, la frecuencia relativa de las diferentes asociaciones permite dividir el estuario en: estuario interno o cabecera, estuario medio y estuario externo, diferenciándose además un medio costero (Fig. 2). En cuanto a la diversidad, se aprecia un gradiente creciente desde la cabecera o estuario interno, con 4 especies, hasta el estuario externo, con 16 especies. Este gradiente está ligado a la influencia marina, que dota de estabilidad hidroquímica al medio (Carbonel, 1980), mientras que los medios eurihalinos del estuario interno y medio muestran una diversidad menor, debido a que estos medios extremos, con fuerte eurihalinidad y largos periodos de emersión, son colonizados casi exclusivamente por especies oportunistas muy eurihalinas (Carbonel, 1980). Al comparar estos resultados con los datos de los ostrácodos que aparecen en otros estuarios cercanos del sur del Golfo de Vizcaya, como Gernika y Bilbao (1991), o en las marismas Victoria y Joyel de Cantabria (Martín- Rubio *et al*., 2004,2006), se destaca el alto porcentaje de organismos vivos en Tina Menor, así como la ausencia de la especie *Urocythereis oblonga* (Brady) y los escasos ejemplares de *Aurila convexa* (Baird). Estas especies, sin embargo, son las que delimitan la parte externa de los estuarios del sur del Golfo de Vizcaya (Pascual, 1991). Por el contrario *L. castanea* y *L. porcellanea* presentan un porcentaje de ejemplares en Tina Menor, muy superior al del resto de estuarios.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto EHU 10/32 (UPV/EHU).

Bibliografía

Athersuch, J.; Home, D.J. y Whittaker, J.E. (1989). Marine and Brackish Water Ostracods (superfamilies Cypridacea and Cytheracea). Synopses of the British Fauna (New Series), nº 43, Linnean Society of London and Estuarine and Coastal Sciences Association, E.J. Brill, Leiden, 343 pp.

Carbonel, P. (1980). Les ostracodes et leur intêret dans la définition des écosystèmes estuariens et de plateforme continentale. Essais d'application a des domaines anciens. Mémoires de l'Institut de Géologie du Bassin d'Aquitaine, nº 11, 350 pp.

Flor Blanco, G. y Flor, G. (2008). Aspectos dinámicos y morfosedimentarios del estuario de Tina Menor (Occidente de Cantabria, NO de España). Trabajos de Geología de la Universidad de Oviedo, nº 28, pp. 41-68.

Fontan, A. (2001). Estudio integral de los cambios producidos en el estuario de Tina Menor. Revista AquaTIC 13, 1-24. http://www.revistaaquatic.com/aquatic/html/art1307/azti3.htm

Horne, D.J.; Cohen, A. y Martens, K. (2002). Taxonomy, morphology and biology of Quaternary and living ostracoda. En: J. Holmes y A.R. Chivas (Eds.). The Ostracoda. Applications in Quaternary Research. American Geophysical Union, Washington, USA, pp. 5-36.

Martín-Rubio, M.; Rodríguez-Lázaro, J. y Pascual, A. (2004). Distribución areal y ecológica de las asociaciones de ostracodos recientes en la Marisma Victoria (Noja, Cantabria). Geogaceta, nº 36, pp. 155-158.

Martín-Rubio, M.; Elorza-Remón, M.; Rodríguez-Lázaro, J. y Pascual, A. (2006). Distribución areal y ecología de las asociaciones de ostrácodos recientes en la marisma Joyel (Cantabria). Geogaceta, nº 40, pp. 187-190.

Murray, J.W. (1991). Ecology and Palaeoecology of Benthic Foraminifera. Longman Scientific and Technical, Harlow, England, 397 pp.

Nachite, D.; Rodríguez-Lazaro, J.; Martín, M.; Pascual, A. y Bekkali, R. (2010). Distribution et écologie des associations d'ostracodes récents de l'estuaire de Tahadart (Maroc nord occidental). Revue de Micropaléontologie, nº 53, pp. 3-15.

Pascual, A. (1991). Ostracodes in Biscayan estuaries (Spain): their relationship with the environment. Cahiers de Micropaléontologie, nº 6, pp. 5-16.

Ramírez del Pozo, J.; Portero, J.M.; Olivé, A.; Martín Alafont, J.M.; Aguilar S.M.J. y Giannini, G. (1976). Mapa Geol. España 1:50.000, hoja n° 33 (Comillas). IGME Madrid.

Ruiz Muñoz F.; González-Regalado Montero, M.L. y Morales González, J.A. (1996). Distribución y ecología de los foraminíferos y ostrácodos actuales del estuario mesomareal del río Guadiana (SO España). Geobios, nº 29, pp. 513-528.

Ruiz, F.; González-Regalado, M.L.; Baceta, J.I. y Muñoz, J.M. (2000). Comparative ecological analysis of the ostracods faunas from low- and high-polluted southwestern Spanish estuaries: a multivariate approach. Marine Micropaleontology, nº 40, pp. 345-376.

Sánchez de Posada, L.C.; Rodríguez-Lázaro, J. y Gozalo, R. (2009). Ostracoda. En: M.L. Martínez Chacón y P. Rivas (Eds.). Paleontología de Invertebrados. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Oviedo (Asturias), España, pp. 161-191.

Sponge deterrence: chemical metabolites vs. calcified bacteria

Leire Garate[a], Andrea Blanquer[b,c], Anna Lloveres[a], Maria J. Uriz[a]

The Mediterranean sponge *Hemimycale columella* has not known predators despite it shares habitat with several species of sea urchins, sea stars and fish, which feed on sponges. The sponge species has been recently reported to harbour high amounts of calcified bacteria that form a peripheral cortex (Uriz *et al*. 2012) and may represent a physical deterrent tool. Moreover the sponge also produces bioactive secondary metabolites (Becerro *et al*. 1997). We wanted to experimentally assess whether the physical or chemical defences account for the lack of predation observed. With this aim, we performed deterrence experiments in the laboratory with the sea urchin *Paracentrotus lividus*, which is one of the potential predators of *H. columella*. In a first experiment with artificial food containing either fresh sponge or the alga *Cystoseira mediterranea* (6 replicates each), we confirmed that *P. lividus* did not eat on the sponge. In a second experiment, we offered separately to the sea urchins artificial food containing the sponge crude extract, the physical component (mainly formed by calcifying bacteria) and a mix of the two to determine possible synergic effects. We used *C. mediterranea* as a general control, and *C. mediterranea* with acetone, as a control of the crude extract solvent. Previously to the experiments, *P. lividus* were starved for one week. During the experiments, each sea urchin was maintained in individual aquaria with any of the treatment food for 48h. We found significant differences between the amount of food consumed in the controls and the three treatments. Both calcified bacteria and chemical extract prevented sponge from grazing by *P. lividus*, although the secondary metabolites exerted a stronger effect (i.e, significantly higher deterrence effect).

References

Uriz MJ, Agell G, Blanquer A, Turon X, Casamayor EO (2012) Endosymbiotic calcifying bacteria: a new cue to the origin of Calcification in Metazoa? Evolution DOI: 10.1111/j.1558-5646.2012.01676.x

Becerro MA, Turon X, Uriz MJ (1997) Multiple functions for secondary metabolites in encrusting marine invertebrates. J. Chem. Ecol. 23:1527–1547

[a] *Centre d'Estudis Avançats de Blanes CEAB-CSIC, aces cala St Francesc 14 17300 Blanes, Girona (lgarate@ceab.csic.es)*
[b] *UPMC Université Paris 06, Observatoire Océanologique, F-66650, Banyuls/Mer, France*
[c] *CNRS, FRE 3350, Laboratoire d'Écogéochimie des Environnements Benthiques (LECOB), Observatoire Océanologique, F-66650, Banyuls/Mer, France*

Reproductive cycles of two common Mediterranean sponges: *Dysidea avara* (Dictyoceratida) and *Phorbas tenacior* (Poecilosclerida)

Sonia De Caralt*, Janina Gonzalez, María Jesús Uriz, Xavier Turon

Despite their abundance in rocky bottoms, the life cycle of many marine sponges remains unknown. We have studied the life cycles of the demosponges *Dysidea avara* and *Phorbas tenacior* which share habitat and are widespread in the sublittoral and circalittoral zones of the Mediterranean Sea. Both sponges incubated larvae and belong to different taxonomical Orders: Dictyoceratida, with a proteinaceous (spongin) skeleton and Poecilosclerida with siliceous (spicules) skeletons, respectively. We aimed to assess whether a different investment in skeletal elements may influence some reproductive features. Sampling was conducted monthly over a two-year period. Two sampling approaches were followed in order to catch the species reproduction features at a population level. On one hand, five individuals per species were tagged and sampled monthly. On the other hand, 30 individuals were haphazardly collected monthly (from March to October) from the same population. Histological sections were examined using light microscopy. Oogenesis and embryogenesis of *D. avara* were almost synchronic and extended over four months (from April to July). No spermatocysts were found, which indicates that the spermatogenesis is extremely short. Larvae were present in the tissue samples during one-two months (June-July) and released at mid-end July. The percentage of individuals in reproduction reached maximum values in June both study years but varied between years (44% in 2009 and 80% in 2010). Reproductive output of *D. avara* showed its maximum in June 2009 and July 2010 with a ca. of 20%. . The reproductive period of *P. tenacior* extended over six months, starting April- May (depending on the study year). Oogenesis extended over three months. The embryogenesis lasted from June to August. Larvae were present in the sponge tissue from September to October. Spermatic cysts were found in June 2009 and August 2010. The percentage of individuals in reproduction reached maximum values in August 2009 (47%) and in July 2010 (60%). Reproductive output of *P. tenacior* showed its maximum in July (c.a. 10% in 2009 and 20% in 2010). Both species appear to invest similarly in reproductive elements

Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB), CSIC, Accés a la Cala Sant Francesc, 14, 17300 Blanes, Girona, Spain. (sonia@ceab.csic.es)

Population structure and life history of *Hemimysis lamornae mediterranea* Bacescu, 1936 (Crustacea, Mysida) in the Ebro Delta (NW Mediterranean)

Lidia Delgado[a], Guillermo Guerao[b], Carles San Vicente[c] and Carles Ribera[a]

The mysid *Hemimysis lamornae* has a vast distribution from sub-Arctic Icelandic waters to the North Sea and western Baltic waters and to the Mediterranean and the Black Sea. Bacescu (1936) distinguished 3 subspecies, according to size-range of individuals, number of thoracopod articles, armature of uropod and telson: *H. lamornae typica* (Couch, 1856) from the Atlantic European coast; *H. lamornae mediterranea* Bacescu, 1936 from the Mediterranean Sea; and *H. lamornae pontica* (Czerniavsky, 1882) from the Black Sea. *Hemimysis lamornae mediterranea* Bacescu, 1936 has been recently reported in the Ebro Delta, Spain, north-western Mediterranean. This mysid were collected from a breakwater of the Sant Carles de la Ràpita harbour (40º37′12″N 0º35'34″E) at a depth of 0.3–0.5 m. In this breakwater monthly samples were posteriorly collected with a hand net from June 2010 to March 2012 always during night-time (21:00–22:00 h). Temperatures of the sample site ranged from 6.6 ºC in winter to 27.4 ºC in summer (mean value 19 ± 5.7 ºC) (salinity 34-35 psu). Individuals of *H. l. mediterranea* were counted and classified into one of six demographic categories: juveniles, immature males, immature females, mature males, mature females and breeding females. In order to study the growth under controlled conditions, a total of 200 juveniles 2.5 mm TL mean size were placed in an aquarium (40 L) connected to a recirculation unit of sea water (34 psu and 20±1°C) and a natural photoperiod of ca 12h light per day. *Artemia* sp. naupii and *Tetraselmis* sp. were provided as feed. A sample of mysids was examined every week for 20 days. The growth of *H. l. mediterranea* was assumed to follow the von Bertalanffy equation.

H. l. mediterranea was found in all months of the sampling period except August 2010. The relationship between carapace length (CL) and total length (TL) is allometric negative ($t = 3.44$, $P < 0.001$): $TL = 3.284\ CL^{0.947}$; $n = 262$, $r^2 = 0.9373$. The minimum size of which sexual dimorphism is manifested in the individual is 0.71 mm and 0.85 mm CL for males and females respectively. The maximum size of mature males and females was observed in winter and spring (2.14 mm CL female and 1.86 mm CL male), and the minimum in summer (1.29 mm CL female and 1.00 mm CL male). Sex-ratio is almost always >1 (females/males). Reproductive activity was higher during winter and spring, no brooding females were found in August and December 2010 and July 2012. The number of embryos or larvae (N) carried by females was related to the size of the females (range: 1–24, mean value: 8.7): $N = 9.50\ LC - 6.65$ ($n = 946$, $r = 0.614$, $p<0.01$). The mean volume of the eggs (Vm) was related to the size of the females (range: 0.1–0.3 mm^3, mean value: 0.21 mm^3, $n = 345$): $Vm = 0.081\ Lc + 0.076$ ($n = 199$, $r = 0.416$, $p<0.01$).

The average growth rate of juveniles reared in laboratory conditions during the first 20 days was 0.120 mm^{-d} (TL). Within three weeks all juveniles matured and breeding females are found. The growth equation estimated is: $TL\ (mm) = 5.92\ (1-\exp(-0.53\ (t - 0.98)))$, where t is the time in weeks. *H. l. mediterranea* have several generations within the year and the population consists of mixed age groups and overlapping generations.

[a] *Institut de Recerca de la Biodiversitat, i Departament de Biologia Animal, Universitat de Barcelona, Avinguda Diagonal 645, 08028 Barcelona, Spain. lidiadelgadogarcia@gmail.com, cribera@ub.edu*
[b] *IRTA, Unitat de Cultius Aquàtics, 43540 Sant Carles de la Ràpita, Tarragona, Spain. guillermo.guerao@irta.cat*
[c] *c/Nou núm 8, 43839-Creixell, Tarragona, Spain. csanvicente@gencat.cat*

Geographical distribution and relative abundance of *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae) on the South Iberian Peninsula (Andalusia; Spain)

Terrón-Sigler A. [a,b],Gálvez-César R.[a], León-Muez D. [a],Peñalver-Duque P.[a] and F. Espinosa-Torre[b]

Abstract

In the Pleistocene, *Astroides calycularis* was present all along the France and Corsica continental coast, but nowadays the orange coral is endemic from the South-western Mediterranean Sea, and it is protected by national and international laws and conventions (CITES, Berna and Barcelona). Furthermore, *A. calycularis* has specific requirements related to temperature, quality and transparency of the water where the species lives. Human impacts around the Mediterranean coast are reducing the marine biodiversity and, therefore, a baseline on marine populations is highly recommended for monitoring studies and management, especially for endangered or bioindicator species. However, there are few studies about de abundance and geographical distribution in scleractinian corals around de world and Mediterranean in particular. We have studied the distribution and abundance in Andalusia into a depth range of 0 to 12 metres. The aim of the present study was to establish a reference status in the distribution and abundance of *A. calycularis* in the South-western Mediterranean Sea that can be useful for coastal management.

Key words: *Astroides calycularis*, Geographical distribution, Abundance, Endangered species, Mediterranean Sea.

[a] *Asociación Hombre y Territorio. C/ Castellar nº 54-56. Local 2. C.P. 41003.Sevilla. Spain. www.hombreyterritorio.org*
[b] *Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012 Sevilla, Spain.*
Corresponding author: terronsigler@hombreyterritorio.org

Nemertesia antennina (Linneo, 1758) vs *Nemertesia ramosa* Lamarck 1816: Composición y distribución espacio-temporal de su fauna epibionte

Catarina Varela[a], Juan Moreira[b] & Victoriano Urgorri[a,c]

Los hidrozoos conforman en el bentos un sustrato secundario sobre el que se asientan numerosos organismos, tanto sésiles como vágiles (p.e. Hughes, 1978; Bavestrello *et al*., 1996), que incluyen anfípodos, copépodos, moluscos o briozoos. Éstos encuentran en las colonias de hidrozoos un hábitat favorable que les ofrece, principalmente, cobijo y sustento (Bradshaw *et al*., 2003). La estructura y dinámica propia del hidrozoo determina el número de especies que lo pueden colonizar a la vez que genera un alto grado de especialización en la comunidad de epibiontes (Sebens, 1991). Además, la propia presencia de los hidrozoos puede contribuir a aumentar la biodiversidad a una escala local albergando especies que de otro modo no estarían presentes en otros hábitats próximos.

Las rías de Galicia albergan una gran biodiversidad marina; entre ellas, la Ría de Ferrol es una de las mejor estudiadas y con una mayor diversidad bentónica, lo cual está relacionado con su peculiar régimen hidrográfico y su gran variedad de hábitats marinos. Sus fondos duros infralitorales albergan una rica epifauna sésil, que incluye esponjas, ascidias e hidroozos. Entre estos últimos, destacan *Nemertesia antennina* (Linneo, 1758) y *N. ramosa* Lamarck, 1816, que forman extensas colonias en la Punta da Redonda. En esta comunicación se estudia de modo comparativo la composición y distribución espacio-temporal de la fauna epibionte en estas dos especies de hidrozoos, con los siguientes objetivos: 1) describir la composición y la evolución temporal de la epifauna asociada durante un período anual, y 2) contrastar si existen diferencias en la diversidad y composición de la epifauna entre ambas especies.

La localidad de muestreo, Punta da Redonda (43º27'52''N; 008º16'49''W), se sitúa en la margen sur de la zona central de la ría de Ferrol. Debido a su ubicación, esta zona presenta un régimen hidrodinámico caracterizado por unas fuertes corrientes de marea; la profundidad del área de muestreo está comprendida entre 10 y 18 metros, en un fondo de arena gruesa con afloramientos rocosos. Las colonias hidroides allí presentes fueron muestreadas mensualmente, entre enero de 1996 y enero de 1997, en inmersión con equipo de buceo autónomo.

[a] *Estación de Bioloxía Mariña da Graña, Universidade de Santiago de Compostela, Rúa da Ribeira 1, 15590 Ferrol (catuxia@yahoo.es)*
[b] *Departamento de Biología (Zoología), Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid, Cantoblanco, 28049 Madrid*
[c] *Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física e Instituto de Acuicultura, Universidade de Santiago de Compostela, Campus Sur, 15782 Santiago de Compostela*

A priori, se esperaba que las diferencias en la epifauna entre ambas especies fuesen pequeñas, debido a las similares condiciones ambientales y a la parecida heterogeneidad espacial que aportan ambos hidrozoos. Las colonias de *N. antennina* presentan varios hidrocaules que salen directamente del sustrato, mientras que en el caso de *N. ramosa* están formadas por un hidrocaule primario que se ramifica en varios hidrocladios. La altura media fue de 17 cm para *N. antennina* y de 18 cm para *N. ramosa*.

La fauna epibionte mostró un claro patrón estacional en cuanto a su abundancia con máximos en verano. Asimismo, se observaron diferencias en la distribución de la fauna entre la base e hidrocaule de los hidrozoos, siendo los moluscos el grupo predominante en las primeras y los crustáceos en los segundos.

La diversidad y la abundancia total fue mayor en *N. antennina*, con 9.799 individuos pertenecientes a 134 especies (33% moluscos, 26% crustáceos, 24% poliquetos, 17% otros grupos); por el contrario, en *N. ramosa* se obtuvieron 7.582 ejemplares pertenecientes a 74 especies (39% moluscos, 23% poliquetos, 19% crustáceos, 19% otros). Estas diferencias podrían deberse al mayor número de hidrocaules presentes en *N. antennina*, que aportarían una mayor disponibilidad de sustrato a los epibiontes. Los mayores valores de diversidad fueron observados en ambas especies en las bases de las colonias, siendo mayores en *N. antennina*. Los análisis multivariante señalaron diferencias en la composición de la fauna entre bases e hidrocaules, con una mayor presencia de los moluscos *Mytilus galloprovincialis* y *Rissoa parva* en las bases, y de diversos anfípodos en los hidrocaules (p.e. *Pseudoprotella phasma*, *Corophium sextonae*).

En definitiva, ambas especies de hidrozoos albergan una fauna rica y diversificada, lo que subraya nuevamente la importancia de estas especies como hábitat para otros organismos y la necesidad de su protección para el mantenimiento de la biodiversidad en el medio marino.

Bibliografía

Bavestrello, G., Cerrano, C., Cattaneo-Vietti, R., Sarà, M. 1996. Relations between *Eudendrium glomeratum* (Cnidaria, Hydromedusae) and its associated vagile fauna. *Scientia Marina*, 60: 137-143.

Bradshaw, C., Collins, P., Brand, A.R. 2003. To what extent does upright sessile epifauna affect benthic biodiversity and community composition? *Marine Biology*, 143: 783-791.

Hughes, R.G. 1978. Life-histories and abundance of epizoites of the hydroid *Nemertesia antennina* (L.) *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 58: 313-332.

Sebens, K.P. 1991. Habitat stucture and community dynamics in marine benthic systems. En: Bell, S.S., McCoy, E.D., Mushinsky, H.R. (Eds.), *Habitat structure. The physical arrangement of objects in space*. Chapman & Hall, Londres, pp. 211-234.

Morphology of the larval stages of the Mud Crab, *Dyspanopeus sayi* (Decapoda, Brachyura, Panopeidae) from a Mediterranean population

Elena Marco-Herrero[a], Guillermo Guerao[b] and José A. Cuesta[a]

Say's Mud Crab, *Dyspanopeus sayi* (Smith, 1869) is endemic to the Atlantic coast of North America from Florida to Canada. It is considered an invasive species as result of human activities in Europe (southwertern Britain and French and Dutch coast of the North Sea). In the Mediterranean Sea, *D. sayi* has been reported from Adriatic Sea (Venice, Marano and Varano lagoons, as well as in the Po river delta) and Black Sea. Recently, the presence of *D. sayi* is documented from Alfacs Bay (Ebro Delta, Spain). This is the first record of the species from the western Mediterranean (Schubart *et al*. 2012).

The complete larval development is known for the 3 species of Panopeidae present in the Iberian Peninsula; *Panopeus africanus* A. Milne-Edwards, 1867 by Rodríguez and Paula (1993), *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) by Connolly (1925), Hood (1962), Chamberlain (1962) and Kurata (1970) and a redescription of the megalopae (Marco-Herrero *et al*., 2012), and *Dyspanopeus sayi* by Hyman (1925), Chamberlain (1961) and Schubart *et al* (2012). The descriptions of the larval development of *D. sayi* are inaccurate or incomplete, for this reason in the present study the complete larval development (four zoeal stages and the megalopa) of *Dyspanopeus sayi* is described and illustrated in detail and compared with those known for the other two species present in the Iberian Peninsula and the previous ones for American populations of *D. sayi*.

Three ovigerous females of *D. sayi*, were captured by small beam trawls in Alfacs Bay, Ebro Delta, (40°40' N; 0°40'E) located on the northeast Spanish Mediterranean coast in August 2010. The habitat mostly consists of sandy bottoms and seagrass meadows and sampling depth ranged from 0.5-1.5 m. Ovigerous female were kept in an aquarium (40 cm x 20 cm x 15 cm) containing well-aerated, filtered seawater at a salinity of 34 and 18±1ºC. Actively swimming newly hatched larvae were collected from 40 L tank and transferred to 500 mL beakers (n= 5). A total of 20 larvae were placed in each beaker. The subsequent rearing experiments were conducted at a constant salinity of 34 and a constant temperature 18±1 °C), a natural photoperiod of ca. 12 h light per day (early spring condition), and freshly hatched *Artemia franciscana* nauplii and *Tetraselmis* sp. provided daily as food (after each water change).

[a] *Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (ICMAN-CSIC), Avenida República Saharaui, 2, 11519 Puerto Real, Cádiz, Spain. (elena.marco@icman.csic.es, jose.cuesta@icman.csic.es)*
[b] *IRTA, Unitat de Cultius Experimentals, Ctra. Poble Nou Km 5,5, 43540 Sant Carles de la Ràpita, Tarragona, Spain. (guillermo.guerao@irta.cat)*

The larval development of *Dyspanopeus sayi* consists of four zoeal stages and a megalopa. At 18 ± 1°C and salinity 34 the larval development is completed in a minimum of 15 days (appearance of the megalopa). Larval stages are described in detail and illustrated.

Differentiation of zoeal and megalopa stages between the three species of panopeids present in the Iberian Peninsula is clear. The zoeal stages of *Rhithropanopeus harrisii* are easily distinguishable by the morphology of the antenna, that present an exopod as long as the protopod and the antenna as long as rostral spine of the cephalothorax, while *Dyspanopeus sayi* and *Panopeus africanus* present very reduced antennal exopods. In the case of *D. sayi* the antennal protopod has a rounded tip and does not present spines where the *P. africanus* has an acute tip and well developed spines in the firsts three zoeal stages. In the case of megalopa stage also *R. harrisii* is the most distinguishable by the morphology of the rostrum, short and obliquely downward. Rostrum is also obliquely downward in *D. sayi* and *P. africanus*, but with 2 lateral spines at base, more acute in *P. africanus* than *D. sayi*. Other clear differences can be observed in antennal segmentation and setation (6 segments in *R. harrisii* (0,0,1,4,3,2 setae) and 8 in *D. sayi* (0,0,3,0,4,0,4,3 setae) and *P. africanus*(0,0,4,0,4,0,4,3 setae)) and uropod setation (0,3-4 setae in *R. harrisii*, 1,7 in *D. sayi* and 1,7-8 in *P. africanus*). Although the three species are placed in the same Group I, established by Martin (1984) based on zoeal morphology there are evidence from larval morphology that point out a more close relationship between *D. sayi* and *P. africanus* than *R. harrisii* which present strong differences in both zoeal and megalopa larval characters that it could put under question its placement in the same group. Presently there are not molecular phylogenies that include the three species in the same analysis; therefore we will have to wait for future molecular studies to clarify the phylogenetic relationships of the Iberian panopeids.

References

Chamberlain, N.A. (1961) Studies on the larval development of *Neopanope texana sayi* (Smith) and other crabs of the family Xanthidae (Brachyura). Chesapeake Bay Institute, Johns Hopkins Univ. Tech. Rept., 22: 1-37.

Chamberlain, N.A. (1962) Ecological studies on the larval development of *Rhithropanopeus harrisii* (Xanthidae, Brachyura). Chesapeake Bay Institute, Johns Hopkins Univ. Tech. Rept., 28: 1-47.

Connolly, C.J. (1925) The larval stages and megalopa of *Rhithropanopeus harrisii* (Gould). Contrib. Canad. Biol., Toronto, 2: 327-333.

Hood, M.R. (1962) Studies on the larval development of *Rhithropanopeus harrisii* (Gould) of the family Xanthidae (Brachyura). Gulf Res. Repts., 6: 122-130.

Hyman (1925) Studies on the larvae of the crabs of the family Xanthidae. Proc. U.S. Nat. Mus., 67: 1-22.

Kurata, H. (1970) Studies on the life histories of decapods crustacea of Georgia. PhD. Thesis, University of Georgia, 266 pp., 105 plates.

Marco-Herrero, E., González-Gordillo, J.I. and Cuesta, J.A. (2012) Descripción de la morfología de la megalopa de *Rhithropanopeus harrisii* (Crustacea, Decapoda, Brachyura, Panopeidae) identificada mediante código de barras de ADN. I Congreso Ibérico de Sistemática Animal.

Martin, J.W. (1984) Notes and bibliography on the larvae of xanthid crabs, with a key to the known xanthid zoeas of the western Atlantic and Gulf of Mexico. Bulletin of Marine Science, 34: 220-239.

Rodríguez, A. and Paula, J. (1993) Larval and postlarval development of the mud crab *Panopeus africanus* A. Milne-Edwards (Decapoda, Xanthidae) reared in the laboratory. Journal of Crustacean Biology, 13: 296-308.

Schubart, C.D., Guerao, G. and Abelló, P. (2012) First record and evidence of an established population of the North American mud crab *Dyspanopeus sayi* (Brachyura: Heterotremata: Panopeidae) in the western Mediterranean.

Acknowledgements

Funds provided by "Ministerio de Ciencia e Innovación" (MICIIN) and FEDER: Project CGL2009-11225, and Ph.D. grant to EMH.

Patterns of distribution and abundance of the stalked barnacle (*Pollicipes pollicipes*) in continental Portugal

Alina Sousa[a,b], David Jacinto[a,b], Nélia Penteado[a,b], Pedro Martins[a,b], Teresa Silva[a,b], João J. Castro[a,b,c], Teresa Cruz[a,b,c]

The stalked barnacle *Pollicipes pollicipes* is a cirriped crustacean that lives in very exposed rocky shores. This species has a gregarious distribution (mid intertidal to shallow subtidal) and is present from Brittany (France) to Senegal.

This barnacle is the most important economical resource on intertidal rocky shores of continental Portugal. It is highly prized as food and heavily exploited (professional and recreational fishery), but fishery data are scarce and do not estimate the real pressure upon this resource.

Despite its socio-economic interest, specific regulations on this fishery are recent and different along the Portuguese coast. Four types of regulations / regions can be identified: the Berlengas Nature Reserve (BNR); the marine park "Parque Marinho Prof. Luiz Saldanha" (PMLS) (both in central Portugal); the natural park located in SW Portugal ("Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina", PNSACV); and the rest of the coast.

BNR was the first region in Portugal to be managed for this fishery. A management plan for barnacle exploitation at BNR by professional harvesters was implemented in 2000 and includes spatial and temporal closures, a limited number of harvest licences, size and bag limits, and catch reporting in logbooks. Specific regulations at BNR have changed in 2011. No recreational fishery upon barnacles is allowed in BNR. In PMLS, barnacle harvesting has been forbidden since 2005. However, distribution of *P. pollicipes* in PMLS is restricted to a short stretch of coast. In PNSACV, professional barnacle harvesting is subject to specific regulations since 2006 (changed in 2008), while recreational fishery of barnacles in PNSACV has specific regulations since 2009 (changed in 2011). In the rest of the coast, a general legislation for professional harvesting (in 2010) and a general legislation for recreational fishery (in 2006, reviewed in 2009) were implemented and include bag limits and temporal closures.

An ongoing research project, initiated in 2011, aims to study the patterns of distribution and abundance of *P. pollicipes* and to evaluate the status of this fishery along the Portuguese coast. The main objective of the present study is to study the spatial patterns of percentage cover, biomass and size of *P. pollicipes* in these four regions. Several sites within each region were sampled: BNR- 5 sites (considering no-take and exploited sites); coast from Cape Carvoeiro to Cape Raso - 5 sites; PMLS - 1 site; PNSACV - 14 sites. Sampling was carried out in 2011.

The percentage cover of *P. pollicipes* was estimated by photographs taken at different scales ($n \geq 6$) and by image analysis. The biomass (fresh weight per size class) and size structure (different individual measurements, e.g. rostro-carinal length) were estimated by scraping 15x15 cm quadrats in the low shore and in the mid shore (exploitation intensity is higher in the low shore) (n=4 in each site and vertical level). All barnacles within each quadrat were measured.

In general, low shore barnacles are bigger and cover is lower in the mid shore. Variability of cover, biomass and size patterns among these four regions will be analysed and discussed in relation to exploitation patterns and management rules of each region.

Acknowledgements

This study was funded by programme PROMAR (31-03-05-FEP-11).

[a] *Laboratório de Ciências do Mar (CIEMAR) da Universidade de Évora, Apartado 190, 7520-903 Sines, Portugal; (alinasousa@uevora.pt)*
[b] *Centro de Oceanografia, Campo Grande, Lisboa, Portugal*
[c] *Departamento de Biologia, Universidade de Évora, Évora*

Consistent higher recruitment of the intertidal barnacle *Chthamalus montagui* at the lee of the Cape of Sines (SW Portugal)

Teresa Cruz[a,b,c], Joana N. Fernandes[a,b], Milica Mijatovic[a], Maria Inês Seabra[a,b], Teresa Silva[a,b], David Jacinto[a,b], Maria Manuel Angélico[d], Paulo B. Oliveira[d], João J. Castro[a,b,c]

Understanding recruitment is one of the most important goals in the study of marine benthic population dynamics. Barnacles are key space-occupiers in rocky shore communities of European coasts. For a barnacle, recruitment is the survival of individuals to a certain time after settlement. Settlement is the rate at which competent planktonic larvae (cyprids) arrive on suitable substratum. Settlement and recruitment of intertidal barnacles have been extensively documented and described as highly variable at a wide range of both temporal and spatial scales.

The mid-shore intertidal barnacle *Chthamalus montagui* is one of the most abundant intertidal barnacle species in Europe. In a study performed at a European scale, it was found that recruitment of *C. montagui* was highest in SW Portugal, being very intense during summer (O'Riordan *et al*., 2004).

In the meridionally aligned SW coast of Portugal, there is a prominent cape, the cape of Sines, which separates a long stretch of sandy coast to the north from a generally rocky coast to the south. This is an upwelling coast and upwelling centers have been traditionally associated with coastal headlands. Upwelling has been considered as potentially influencing recruitment of coastal species in different parts of the world. Recent studies have pointed out the importance of the leeward side of headlands as larval retention areas (e.g. Mace and Morgan, 2006).

We will present results of several studies analysing (daily, bi-daily, fortnightly) recruitment patterns of *C. montagui* in the Cape of Sines and in the lee of the cape at different distances from the cape. These studies were carried out in different years during the last ten years. Consistently, we have observed a ranking of sites of intensity of recruitment of *C. montagui.* The highest recruitment sites have been consistently located at the lee of the cape, while the lowest recruitment sites were located at the cape and/or at a further distance to the south.

Spatial patterns of recruitment can be explained by spatial variation of larval supply (larval abundance close to settlement sites) and / or by post-settlement mortality. In order to investigate if larval supply varied between shores with contrasting recruitment intensity, cyprid abundance close to two settlement sites was measured. The lowest / highest cyprid supply was respectively observed at the lowest / highest recruitment sites. However, while a significant correlation between larval supply and daily recruitment was observed at the highest recruitment site (immediately at the lee of the cape), the same was not observed at the lowest recruitment site (further south from the cape). Small-scale spatial variation of cyprids and / or pre and early post-settlement processes might explain the lack of correlation at the lowest recruitment site, which is also a more exposed shore.

Acknowledgements

This study is part of project Rise & Shine (PTDC/BIA-BEC/103734/2008) funded by FCT, Portugal.

References

Mace AJ, Morgan SG (2006) Larval accumulation in the lee of a small headland: implications for the design of marine reserves. Mar Eco Prog Ser 318:19-29

O'Riordan RM, Arenas F, Arrontes J, Castro JJ, Cruz T, Delany J, Diaz-Caneja MB, Fernandez C, Hawkins SJ, McGrath D, Myers AA, Oliveros J, Pannacciulli F, Power A-M, Relini G, Rico JM, Silva T (2004). Spatial variation in the recruitment of the intertidal barnacles *Chthamalus montagui* Southward and *Chthamalus stellatus* (Poli) (Crustacea: Cirripedia) over an European scale. J Exp Mar Biol Ecol 304: 243– 264

[a] *Laboratório de Ciências do Mar (CIEMAR), Universidade de Évora, Apartado 190, 7520-903 Sines, Portugal; (tcruz@uevora.pt)*
[b] *Centro de Oceanografia, Campo Grande, Lisboa, Portugal*
[c] *Departamento de Biologia, Universidade de Évora, Évora, Portugal*
[d] *INRB/IPIMAR, Lisboa, Portugal*

Settling of the intertidal barnacle *Chthamalus montagui* during the daylight flood: influence of immersion time after metamorphosis

Teresa Cruz[a,b,c], Maria Inês Seabra[a,b], Joana Fernandes[a,b]

Barnacles are key space-occupiers in rocky shore communities of European coasts. Settlement and recruitment of intertidal barnacles have been extensively documented and described as highly variable at a wide range of both temporal and spatial scales. For a barnacle, settlement is the rate at which competent planktonic larvae (cyprids) arrive on suitable substratum. The mid-shore intertidal barnacle *Chthamalus montagui* is one of the most abundant intertidal barnacle species in Europe. Previous observations on settlement of *C. montagui* in SW Portugal have shown that settlement was higher during the daylight flood comparing to daylight ebb and during the night. In order to investigate if this pattern of maximum settlement during daylight flood could be an adaptation to reach a higher success in metamorphosis and a higher survival due to a longer immersion time after settlement, we have tested the following hypothesis. Hypothesis: If we transplant cyprids attached during the daylight flood into low tide (emersion) conditions (simulating settling during the ebb, ebb cyprids) and compare the success in metamorphosis of those ebb cyprids with control cyprids (attached during flood and remaining immersed during the first half of the ebb, flood cyprids), we predict that ebb cyprids will have a lower success in metamorphosis to juvenile and a higher mortality than flood cyprids.

The experiment was done in the field using a floating platform at the marina of the Port of Sines (SW Portugal); (previous observations have shown that recruitment of *C. montagui* in this area was very high). Artificial plates were used to measure settlement of *C. montagui*. Each plate was a 5x5cm of safety-walk tape (3M) glued to a PVC plate that was attached to a floating platform. Plates were immersed and located close to the surface (higher settlement was observed close to the surface, based on previous studies). Experimental design consisted of two factors: ebb/flood treatment (fixed factor); days (random factor). Ebb treatment consisted of cyprids that have settled during the previous three hours before the higher of high water time, being transplanted to emersion conditions in the following six hours and then immersed in the following 6 hours. Flood treatment consisted of cyprids that have settled during the previous three hours before the higher of high water time, remaining immersed during the following three hours, then transplanted to emersion conditions in the following six hours and finally immersed in the following three hours. The same total time of emersion and immersion conditions was applied in both treatments. Several days were considered during summer of 2010 and 2011. Cyprids and juveniles were counted in each plate in the lab using a dissecting microscope Sampling size was 3 plates.

The percentage of ebb cyprids that have not metamorphosed was higher than of flood cyprids in most of the days. More dates of sampling will be considered during summer 2012. Transplanted ebb and flood cyprids to a natural shore and measurement of their success to metamorphose / mortality will be done during summer 2012 and these results will be also discussed.

Larval transport and behaviour during pre-settlement are very important components of recruitment and might also act as adaptive traits to a better survival during the benthonic phase of the life cycle.

Acknowledgements

This study is part of project Rise & Shine (PTDC/BIA-BEC/103734/2008) funded by FCT, Portugal.

[a] *Laboratório de Ciências do Mar (CIEMAR), Universidade de Évora, Apartado 190, 7520-903 Sines, Portugal; (tcruz@uevora.pt)*
[b] *Centro de Oceanografia, Campo Grande, Lisboa, Portugal*
[c] *Departamento de Biologia, Universidade de Évora, Évora, Portugal*

Variability in post-settlement survival: is there a recruitment window for the intertidal barnacle *Chthamalus montagui*?

Joana N. Fernandes[a,b], Teresa Cruz[a,b,c], Maria Inês Seabra[a,b], Teresa Silva[a,b], David Jacinto[a,b]

Post-settlement survival is an important component of recruitment within marine benthic communities. In intertidal barnacles, only a subset of the total amount of settlers will likely recruit and survive to reproduction. The recruitment window concept sensu Pineda *et al*. (2006) is based on the fact that although barnacle settlement season can be long, individuals that recruit and survive to reproductive maturity may have settled in a narrow temporal period within the settlement season. Some studies have found that early settlers suffer less mortality than late settlers, while others have found no monotonic trend within their sampling period (revised by Pineda *et al*., 2006). Pineda *et al* (2006) found that survivors to reproduction settled within a narrow 21 days recruitment window, a period shorter than expected by chance (settlement season lasted 3 months).

Here we studied the variability in post-settlement survival for the most abundant intertidal barnacle in Portugal, *Chthamalus montagui*. Recruitment season for this species is six months long and lasts from April to September (O'Riordan *et al*., 2004). One main question was addressed in this study. Does timing of settlement across the settlement season influences post-settlement survival and is there a recruitment window for this species?

This study was done in two shores of the Sines region (SW Portugal). We considered three different periods (beginning – March/April; mid –June; end-September) and two random dates in each period across the 2011 settlement season. In each shore and date, six to eight 3x3 cm quadrats were scraped and labelled with Z-Spar epoxy. A photograph of each quadrat was taken weekly in the field. The photographs were later analysed in the laboratory and settlers (n=30) for each date and shore were identified two weeks after scrapping of the quadrats, and their survival was monitored until one year in maximum. Additionally thirty artificial settlement plates (PVC plates with 3M safety-walk tape) were attached to the substrate in each period and shore. Monthly, two plates from each period and shore were taken to the laboratory and individuals of Chthamalus spp. (n=30) were checked for the presence of egg masses in order to determine maturity age. The number of weeks that each individual settler has survived will be analyzed in a three factor ANOVA: Shore (fixed factor); Period (fixed factor) and Date (random factor, nested in Period).

Preliminary results for one shore have shown less survival for individuals that settled in the end of the settlement season than individuals that settled in the mid or in the beggining. Photographs of the other shore are being analysed and results will be discussed.

Acknowledgements

This study is part of the project Rise & Shine (PTDC/BIA-BEC/103734/2008) funded by FCT, Portugal.

References

O'Riordan R.M., Arenas F., Arrontes J., Castro J.J., Cruz T., Delany J., Diaz-Caneja M.B., Fernandez C., Hawkins S.J., McGrath D., Myers A.A., Oliveros J., Pannacciulli F., Power A.-M., Relini G., Rico J.M., Silva T. (2004). Spatial variation in the recruitment of the intertidal barnacles *Chthamalus montagui* Southward and *Chthamalus stellatus* (Poli) (Crustacea: Cirripedia) over an European scale. J Exp Mar Biol Ecol 304: 243– 264

Pineda, J., V.R. Starczak and T. Stueckle (2006) Timing of successful settlement: demonstration of a recruitment window in *Semibalanus balanoides*. Mar Ecol Progr Ser 320:233-237

[a] *Laboratório de Ciências do Mar da Universidade de Évora (CIEMAR), Apartado 190, 7521-903 Sines, Portugal; (jfer@uevora.pt)*
[b] *Centro de Oceanografia, Campo Grande, Lisboa, Portugal*
[c] *Departamento de Biologia, Universidade de Évora, Portugal*

Asociaciones de crustáceos decápodos ligadas a fondos de algas fotófilas dominadas por *Stypocaulom scoparium* (Linnaeus) Kützing en el mar de Alboran

Á. Mateo Ramírez[a], J. Urra[b], P. Marina[c], J. L. Rueda[c], J.E. García Raso[b]

Los fondos de algas fotófilas, junto con los de fanerógamas marinas, están considerados uno de los hábitats más importantes en el piso infralitoral. Los fondos de algas fotófilas presentan una comunidad faunística asociada con una gran variedad y riqueza de especies. En la mayor parte de la costa mediterránea española, las especies dominantes en fondos rocosos someros y bien iluminados son las pertenecientes al género *Cystoseira* C.Agardh. No obstante, en la zona de estudio (costa de Málaga), así como en las costas de Cádiz, isla de Alborán y Ceuta, gran parte de estos fondos están dominados por especies atlánticas, entre otras de la especie invasora *Asparagosis armata* Harvey (Ballesteros & Pinedo 2004).

El presente estudio se centra principalmente en los fondos dominados por el alga *Stypocaulon scoparium* (Linnaeus) Kützing, especie feoficea que vive tanto en aguas mediterráneas como atlánticas (Seoane-Camba 1965), y que no llega a formar estructuras de tanta complejidad como sucede con las especies del género *Cystoseira*, sino que pertenece a las denominadas "arbustivas", formando parte de las comunidades de algas fotófilas mediterráneas de modo calmo.

A pesar de la importancia y abundancia de los fondos de algas fotófilas en la costas peninsulares, los estudios sobre las comunidades asociadas de crustáceos decápodos son muy escasos (Lopez de la Rosa 2002; Lopez de la Rosa *et al*. 2006; Guerra-García *et al*. 2010). Debido a la gran representación de est tipo de hábitat en el litoral malagueño y su localización en el mar de Alborán (zona de confluencia de las regiones biogeográficas Lusitánica, Mauritánica y Mediterránea), se planteó la realización de este estudio, cuyos objetivos fueron conocer la composición y estructura faunística, así como la dinámica estacional, de la comunidad de decápodos asociada en relación con las variables ambientales y con la fenología del alga.

La zona de muestreo se localiza dentro del Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) "Calahonda". Se trata de una zona de especial relevancia, porque en ella se encuentra unas de las poblaciones más occidentales de *Posidonia oceanica* (Linneaus) Delile. Además, presenta una gran variedad de hábitats (hábitats sedimentarios, fondos de *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, fondos de coralígeno y fondos duros de algas fotófilas en modo calmo y batido) que se entremezclan y generan una amplia diversidad de biotopos y nichos ecológicos que albergan una alta biodiversidad de especies, a pesar de ser una zona muy urbanizada (Costa del Sol).

Los muestreos se realizaron de forma estacional en dos zonas dentro del LIC, Calaburras y Calahonda, separadas por 7 km, mediante una aspiradora submarina manual y la ayuda de un cuadrante de 50 x 50 cm. En cada una de las zonas se tomaron cinco réplicas al azar (N_{total}=40), siguiéndose la misma metodología. En primer lugar se colectaron cuidadosamente las algas del sustrato y se introdujeron dentro de una bolsa de malla de <0.5 mm. A continuación se aspiraba el sustrato dentro del cuadrante. En cada una de las réplicas se tomaron muestras de sedimento para analizar el contenido en materia orgánica. Por otro lado, se tomaron dos muestras de 1L de agua de mar para determinar la concentración de clorofila a (Chl *a*). Finalmente se midió la temperatura (Tª) del agua con la ayuda de un termómetro manual.

Las muestras faunísticas se tamizaron en el laboratorio (hasta 0,5 mm) para separar los ejemplares, los cuales fueron conservados en alcohol (70%) para su identificación posterior. A partir de las frondes se obtuvieron una serie de características como el peso húmedo (tras eliminar el exceso de agua) y seco (48 h a 84 ºC) de las algas (expresados como gr m^{-2}), así como el volumen (midiendo el desplazamiento de un volumen de agua dentro de una probeta) de las algas (cm^3 m^2).

Se calcularon varios índices ecológicos para la caracterización de las asociaciones de crustáceos decápodos en diferentes épocas del año (verano, otoño, invierno, primavera), punto de muestreo (Calaburras, Calahonda) y estrato (fronde, sedimento). Las diferencias estacionales y entre zonas tanto de las variables ambientales y de las características del alga, como de los índices ecológicos, fueron analizadas mediante ANOVAS de una y dos vías (SPSS). Las diferencias entre sustratos (fronde/sedimento) y punto de muestreo se analizaron con ANOSIM (PRIMER). Para definir agregaciones y ordenaciones se aplicaron análisis multivariante como CLUSTER y MDS (PRIMER). Las correlaciones entre los índices ecológicos (S, N, H, J´) del total de la comunidad de decápodos y variables ambientales (concentración de Chl a, MO, Tª) o características de las algas (peso húmedo, peso seco y volumen), fueron determinadas mediantes correlaciones (Pearson). Las relaciones de estas variables con la estructura de la comunidad de decápodos se determinaron mediante el análisis

[a] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Baleares, Muelle de Poniente s/n, 07015 (Palma de Mallorca), España (a.mateoramirez@gmail.com)*
[b] *Departamento de Biología Animal, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos s/n, 29071 Málaga,España*
[c] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Málaga, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola (Málaga), España*

BIOENV (PRIMER). En referencia a las variables ambientales, la temperatura presentó valores significativamente mayores en verano y otoño tanto en Calaburras como en Calahonda. La concentración de Clorofila *a* fue mayor en otoño en Calaburras y en primavera en Calahonda, pero sin diferencias significativas entre estaciones. El porcentaje de materia orgánica presentó pequeñas diferencias estacionales en ambas zonas y valores máximos en verano en Calaburras y en otoño en Calahonda.

Trece especies de algas fueron identificadas en las muestras recolectadas en ambas zonas de muestreo. Las especies *Stypocaulon scoparium* (Linnaeus) Kützing, *Jania rubens* (Linnaeus) J.V. Lamouroux y *Corallina elongata* J. Ellis & Solander fueron las más abundantes. El peso seco total de la comunidad de macroalgas fue significativamente mayor en primavera–verano en ambas zonas. El volumen total también presentó esta tendencia, pero sólo presentó cambios significativos en Calahonda. Por otro lado, el estudio de la fenología de la especie dominante, *S. Scoparium*, muestra diferencias estacionales significativas.

En referencia a la comunidad de decápodos, las especies dominantes y con mayor frecuencia en ambas zonas fueron *Hippolyte leptocerus* (Heller, 1863a) y *Pilumnus hirtellus* (Linnaeus, 1761). Las diferencias entre zonas fueron mínimas y se debieron a la presencia de diferentes especies en cada zona, como *Alpheus macrocheles* (Hailstone, 1835b) y *Xantho hydrophilus* (Herbst 1790) en Calaburras, o *Pinnotheres pisum* (Linnaeus, 1767) y *Processa edulis* (Risso, 1816) en Calahonda, y a diferencias en las abundancias de algunas de ellas.Las diferencias en las asociaciones estuvieron más marcadas entre estratos (alga/sedimento) que entre zonas. Por ejemplo, *Athanas nistescens* (Leach, 1813) fue más dominante en el sedimento en ambas zonas, mientras que *H. leptocerus* lo fue sobre el alga en Calaburras y en el sedimento en Calahonda. Con respecto a los valores de abundancia (N), riqueza específica (S) y diversidad (H'), se encontraron diferencias significativas entre estratos, pero no entre zonas, con valores más altos en otoño-invierno. La equirrepartición (J´) no mostró diferencias significativas entre zonas y entre sustratos, siendo los cambios estacionales significativos sólo en Calaburras. Estos índices, con la excepción de la J´, presentaron correlaciones negativas con las características obtenidas para las algas. Pequeñas diferencias estacionales fueron encontradas en el total de la comunidad, la cuales parecen estar ligadas fundamentalmente a cambios estacionales de la materia orgánica.La comunidad de algas fotófilas dominada por *S. scoparium* estudiada en el LIC "Calahonda" presenta un aumento de su biomasa en verano-primavera, y una disminución en otoño-invierno, lo que concuerda con otros autores (Ballesteros 1993), lo cual está relacionado con el carácter anual de la especie. La composición de la asociacion de crustáceos decápodos es diferente a la observada en hábitats similares en la zona de Cabo de Gata (Ballesteros& Pinedo 2004). Según estos autores, las especies dominantes son *Achaeus gracilis* (Costa, 1839)*, Pirimela denticulata* (Montagu, 1808) y *Pilumnus villosissimus* (Rafinesque, 1814)*, Athanas nistencens, Hippolyte garciarasoi* d'Udekem d'Acoz, 1996b (como *H. longirostris*)*, Thoralus cranchii* (Leach, 1817) y *Calcinus tubularis* (Linnaeus, 1767) entre otros. Mientras que en el LIC "Calahonda" son, por orden de dominancia, *H. leptocerus*, *P. hirtellus*, *A. nistencens*, *Sirpus zariquieyi* Gordon, 1953 y *Acheus gracilis*, las cuales son especies relacionadas con diferentes sustratos. Así *H. leptocerus* es una especie asociada a las frondes del alga, mientras que *A. nistencens* lo es al sustrato bajo la comunidad de algas. La estacionalidad de la comunidad de decápodos viene marcada principalmente por la concentración de materia orgánica, lo que podría estar relacionado con los hábitos alimentarios de alguna de estas especies, pues posiblemente muchas de las dominantes son especies detritívoras que se alimentan de restos de algas. La presencia de una gran cantidad de juveniles de ciertas especies dominantes como *H. leptocerus*, *P. hirtellus*, *A. nistencens*, parecen influir en la dinámica de la asociación, aportando un gran número de individuos en los meses de otoño e invierno principalmente. Las bajas correlaciones encontradas con las variables ambientales y las características de las algas, hacen pensar que la comunidad es bastante estable a lo largo del año, estando influida principalmente por hábitos reproductores de ciertas especies, como se ha observado para otros grupos faunísticos (Urra *et al*. SIEBM 2012).

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Junta de Andalucía "Consejería de Medio Ambiente" (807/46.2284) y el Grupo de investigación "Posidonia Sur" (RNM-0141) de la Universidad de Málaga

Referencias

Ballesteros E. (1993) Species composition and structure of a photophilic algal community dominated by *Halopteris scoparia* (L.) Sauvageau from the North-Western Mediterranean. Collectanea Botanica, 22: 5-24.

Ballesteros E., Pinedo S. (2004). Comunidades de algas fotófilas mediterráneas de modo calmo: los bosques de *Cystoseira* de modo calmo y otras formaciones. En Luque, Á. A. y Templado, J. (Coords.). Praderas y bosques marinos de Andalucía, pp. 74-81. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 336 pp.

López de la Rosa I., García Raso J.E., Rodríguez A. (2002) Evolution of a decapods assemblage (Crustacea) of shallow soft bottoms with seaweeds from southern Europe. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 82;85-95.

Lopez de la Rosa I., Rodríguez A., García Raso J.E. (2006) Seasonal variation and structure of a decapod (Crustacea) assemblage living in a *Caulerpa prolifera* meadow in Cádiz Bay (SW Spain). Estuarine and Coastal and Shelf Science 66;624-633.

Guerra-García J. M., Cabezas M. P., Baeza-Rojano E., Izquierdo, J. Corzo D., Ros M., Sanchez J. A., Dugo-Cota A., Flores-Leon A. M., Soler-Hurtado M., M. (2010) Abundance patterns of macrofauna associated to marine macroalgae along the Iberian Peninsula. Zoología Baetica 22, 3-17.

Seoane-Camba J. (1965) Estudio sobre las algas bentónicas en la costa sur de la Península Ibérica (litoral de Cádiz). Investigaciones Pesqueras 29, 3-216.

Urra J., Mateo Á., Marina P., Salas C., Gofas S., Rueda JL. Molluscan assemblages associated with photophilous algae in the Alboran Sea (western Mediterranean Sea). SIEBM 2012.

Asociaciones de crustáceos decápodos de volcanes de fango y fondos adyacentes en aguas españolas del Golfo de Cádiz

J. Enrique García Raso[a], Angel Mateo Ramírez[a], J. Enrique García Muñoz[a], Emilio González-García[b], José L. Rueda[b], Carlos Farias[c], Nieves López-González[b], Luis M. Fernández-Salas[b], Victor Díaz del Río[b]

Los crustáceos decápodos constituyen un componente dominante de las comunidades bentónicas y demersales de zonas templadas, así como un grupo clave entre niveles tróficos inferiores y superiores (Cartes, 1998). Además muchos de ellos, como los de la familia Penaeidae, tienen una gran importancia económica (Chace, 1972).

El Golfo de Cádiz, situado en una zona de confluencia faunística, representa también una zona de gran variabilidad geológica, con la presencia de volcanes de fango formados por las expulsiones de fluidos ricos en hidrocarburos procedentes de la desestabilización de los hidratos de gas cercanos a la superficie del fondo marino (Díaz del Río *et al*., 2006). La actividad bacteriana, relacionada con dichas emisiones de fluidos, favorece la formación de estructuras carbonatadas que incrementan la complejidad sedimentaria del fondo marino, transformándolo en fondos de tipo mixto o rocoso y promoviendo una gran variedad de hábitats, desde sedimentos anóxicos cargados de gas hasta formaciones arrecifales con corales de aguas frías (Vanreusel *et al*., 2009). La información sobre los hábitats y las comunidades bentónicas asociadas a los volcanes de fango y sus fondos adyacentes es muy escasa en el ámbito europeo (incluyendo las aguas españolas del Golfo de Cádiz), a diferencia de lo que sucede para aquellos del margen Marroquí o del Golfo de México (Vanreusel *et al*., 2009; Fisher *et al*., 2007). Por otro lado, los estudios sobre las asociaciones de decápodos de aguas profundas del Golfo de Cádiz han aportado una interesante información sobre su composición y estructura, así como su variabilidad desde la plataforma hasta el talud inferior (Maurin, 1961, 1965; Türkay 1976; Sardá *et al* 1982; García Raso, 1996; López de la Rosa, 1997; entre otros). Pero estos estudios no ofrecen información detallada sobre las asociaciones de decápodos de los volcanes de fango y sus fondos adyacentes, lo cual es de cierto interés para conocer la importancia de estas estructuras en diferentes componentes de las comunidades bentónicas, en este caso los crustáceos decápodos.

Este estudio se enmarca en el contexto del Proyecto INDEMARES/CHICA con el objetivo de incrementar el conocimiento sobre la fauna asociada a estructuras formadas por emisiones de gases (hábitat 1180, incluido en la Red Natura 2000), como son los volcanes de fango presentes en aguas españolas del Golfo de Cádiz. En esta zona, existe además una importante actividad pesquera de decápodos como la cigala (*Nephrops norvegicus*) o la gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), entre otras especies (Sobrino *et al*., 1994; Ramos *et al*., 1996), por lo que es necesario establecer medidas precautorias que promuevan un desarrollo sostenible de la extracción de recursos naturales y de la biodiversidad asociada en base a las directivas actuales.

El área de estudio se encuentra en aguas españolas del talud superior del Golfo de Cádiz, y comprende 8 volcanes de fango (Gazul, Anastasya, Pipoca, Tarsis, Chica, Hesperides, Almazán y Aveiro) a profundidades entre los 350 y los 1000 m. Estas estructuras, junto a las dorsales, diapiros, fondos contorníticos, montículos carbonatados y canales, entre otras, y las características hidrográficas del área promueven una alta variabilidad ambiental (Díaz del Río *et al*., 2006; Mata el al., 2009).

Las muestras del presente estudio se recolectaron en las campañas INDEMARES/CHICA 0610 y 0211, a bordo de los B/O Emma Bardán y Cornide de Saavedra, usándose diferentes métodos de muestreo como el arte de arrastre de tipo "Baca 40/60" (a partir de ahora Baca) (12 lances de 60 minutos a 3 nudos, abertura horizontal entre 17 y 18 m, área muestreada por lance de ~10000 m^2) y el beam-trawl (40 lances de 15 minutos a 2,5 nudos, abertura de 2 m, área muestreada por lance de ~2000 m^2). Las muestras de beam-trawl se recolectaron en la cima de cada volcán, laderas, depresión asociada a éste, así como en los fondos adyacentes, donde existen caladeros de pesca en aquellos de la zona más somera (hasta 600-700 m). Las muestras de Baca sólo se recolectaron en los fondos adyacentes de la zona más somera, debido a la peligrosidad de muestrear los fondos duros presentes en algunos volcanes de fango y con el objetivo de minimizar el impacto de muestreo sobre estas estructuras submarinas y los hábitats presentes. En todos los lances, las especies capturadas fueron separadas e identificadas, anotándose su abundancia y biomasa. Los datos de abundancia y de biomasa fueron estandarizados a un área de 1 Km^2 (lances de Baca) y de 1000 m^2 (lances de beam-trawl) para poder realizar comparaciones entre las distintas zonas muestreadas usando un mismo método de muestreo. Para la caracterización de las asociaciones en cada zona se analizaron la riqueza específica, abundancia, índice de dominancia de las especies, de diversidad Shannon-Wiener y

[a] *Departamento de Biología Animal, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos s/n, 29071 Málaga, Spain (Email: garciaraso@uma.es)*
[b] *Centro Oceanográfico de Málaga, Instituto Español de Oceanografía, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola (Málaga), Spain*
[c] *Centro Oceanográfico de Cádiz, Instituto Español de Oceanografía, Puerto Pesquero, Muelle de Levante s/n, 11006 Cádiz*

equitatividad. La similitud entre las asociaciones de cada volcán se estudió mediante el uso del índice de similitud de Bray-Curtis, usando datos cuantitativos de las especies (abundancia y biomasa). Para la realización de las comparaciones entre grupos de muestras, se establecieron factores como "volcán" (ej. Pipoca vs Tarsis), "zona" (ej. volcán vs zona adyacente) y la profundidad de los lances, empleándose el análisis de ANOSIM.

En total se han capturado 6883 ejemplares, pertenecientes a 63 spp. de crustáceos decápodos, con una biomasa total de 37,3 kg. No obstante estos valores se incrementan si se consideran las capturas procedentes de otros artes de muestreo (ej. box-corer, draga de arrastre bentónico) que se han empleado para completar el estudio cualitativo. El listado incluye también especies de importancia pesquera que ocurren tanto en los volcanes como en los fondos adyacentes (Fig. 1).

El mayor número de ejemplares (abundancia) se obtuvo con los lances de Baca (6336 ejemplares y 38 spp.), pero la mayor riqueza en especies se obtuvo con el beam-trawl (547 ejemplares y 57 spp.).

Se han analizado las diferencias de las capturas entre artes, como la abundancia, biomasa, riqueza específica, valores de diversidad y equirrepartición, teniendo en consideración factores como la profundidad y la superficie de muestreo. Los valores de abundancia y biomasa de Baca como con los de beam-trawl, mostraron patrones de agrupación en relación a la profundidad. Para cada zona (Gazul, Anastasya, el triangulo formado por los volcanes Anastasya, Pipoca y Tarsis, la zona externa, Chica, etc.) se ha determinado la composición faunística, dominancias, biomasa, riqueza específica y los valores de diversidad y equirrepartición. Las diferencias entre volcanes, fueron en todos los casos significativas, excepto con los datos de biomasa de baca donde no se observaron diferencias significativas entre volcanes.

En el presente panel se discuten las diferencias entre comunidades, su composición específica y estructura, en función de la profundidad, tipo de sustrato y, en algún caso (Anastasya) considerando la existencia de una alta actividad pesquera (en base a datos VMS, cajas azules). Finalmente se analiza y discute la presencia de especies raras y/o nuevas para zona.

Agradecimientos

Agradecemos la ayuda de los capitanes y tripulación de los B/O Emma Bardán, Cornide de Saavedra y Ramón Margalef así como a otros compañeros que ofrecieron una inestimable ayuda en las campañas de INDEMARES/CHICA 0610, 0211, 0412, respectivamente. Este estudio ha sido financiado por el proyecto LIFE + INDEMARES/CHICA, EC contract INDEMARES-LIFE+ (07/NAT/E/000732) y gracias a financiación FEDER para el equipamiento del B/O Cornide de Saavedra (FICTS-2010-01) y la construcción del B/O Ramón Margalef (FICTS-2011-03-01).

Bibliografía

Cartes, J.E. (1998) Feeding strategies and partition of food resources in deep-water decapod crustaceans (400-2300 m). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 78: 509-524.

Chace, F. A., Jr. (1972) The shrimps of the Smithsonian-Bredin Caribbean Expeditions with summary of the West Indian shallow-water species (Crustacea: Decapoda: Natantia).Smithsonian Contributions to Zoology 98:1-179

Cunha, M.R., Rodrigues, C.F., Génio, L., Hilario, A., Moura, C.J., Ravara, A. (2009) Benthic macrofauna from mud volcanoes in the Gulf of Cádiz-diversity and distribution. *IOC Workshop Report* Nº 220: 28-30.

Díaz-del-Río, V., Fernández-Salas, L. M., Gil, J., Ramos, F., Jiménez, M.P. (2006) *Los valores naturales del Golfo de Cádiz relacionados con los escapes de gas y los montículos carbonatados*. Informe interno Instituto Español de Oceanográfia, Madrid. 68 pp.

Fisher, C., Roberts, H., Cordes, E.E., Bernard, B. (2007) Cold Seeps and Associated Communities of the Gulf of Mexico. *Oceanography* 20 (4): 118-129.

García-Raso, J.E. (1996) Crustacea Decapoda (Excl. Sergestidae) from Ibero-Moroccan Waters. Results of Balgim-84 Expedition. *Bulletin of Marine Science* 58: 730-752.

Mata, M.P., Fernández-Puga, M.C., Pérez-Outeiral, F.J. (2009) *1180 Estructuras submarinas producidas por el escape de gases. EN: VV.AA., Bases ecólogicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 61 pp.

Maurin, C. (1961) Repartition des crevettes profondes sur les cotes sud du bassin occidental de la Méditerranée et dans la région atlantique ibéro-marocaine. Rapport de la Commission internationale de la Mer Méditerranée, 16(2): 529-532.

Maurin C. (1965) Les crevettes profondes de la Région Atlantique Ibéro-Marocaine : répartition bathymétrique et géographique, importance économique. Rapports et Procès-verbaux C.P.I.E,M., l56: 116-119.

Ramos, F., Sobrino, I., Jiménez, M.P. (1996) *Cartografía temática de los caladeros de la flota de arrastre en el Golfo de Cádiz*. Informe técnico 45/96. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía.

Sarda, F., Valladares, F. J., Abello, P. (1982) Crustáceos Decápodos y Estomatópodos capturados durante la campaña «Golfo de Cádiz 81». Res. Exp. Cient. 10: 89-100

Sobrino, I., Jiménez, M.P., Ramos, F., Baro, J. (1994) *Descripción de las pesquerías demersales de la región suratlántica española*. Informes técnicos del Instituto Español de Oceanografía 151: 1-79.

Türkay, M. (1976) Decapoda Reptantia von der portugiesischen und marokkanischen Küste Auswertung der Fahrten 8,9c (1967), 19 (1970), 23 (1971) und 36 (1975) von F.S. Meteor. *"Meteor" Forschungs-Ergebnisse, Reihe D*, 23, 23–44.

Vanreusel, A., Andersen, A.C., Boetius, A., Connelly, D., Cunha, M.R., Decker, C., Heeschen, K., Hilario, A., Kormas, K.Ar., Maigniem, L., Olu, K., Pachiadaki, M., Ritt, B., Rodrigues, C.F., Sarrazin, J., Tyler, P., Van Gaever, S., Vanneste, H. (2009) Biodiversity of Cold seep ecosystems along the European margins. *Oceanography* 22 (1): 118-135.

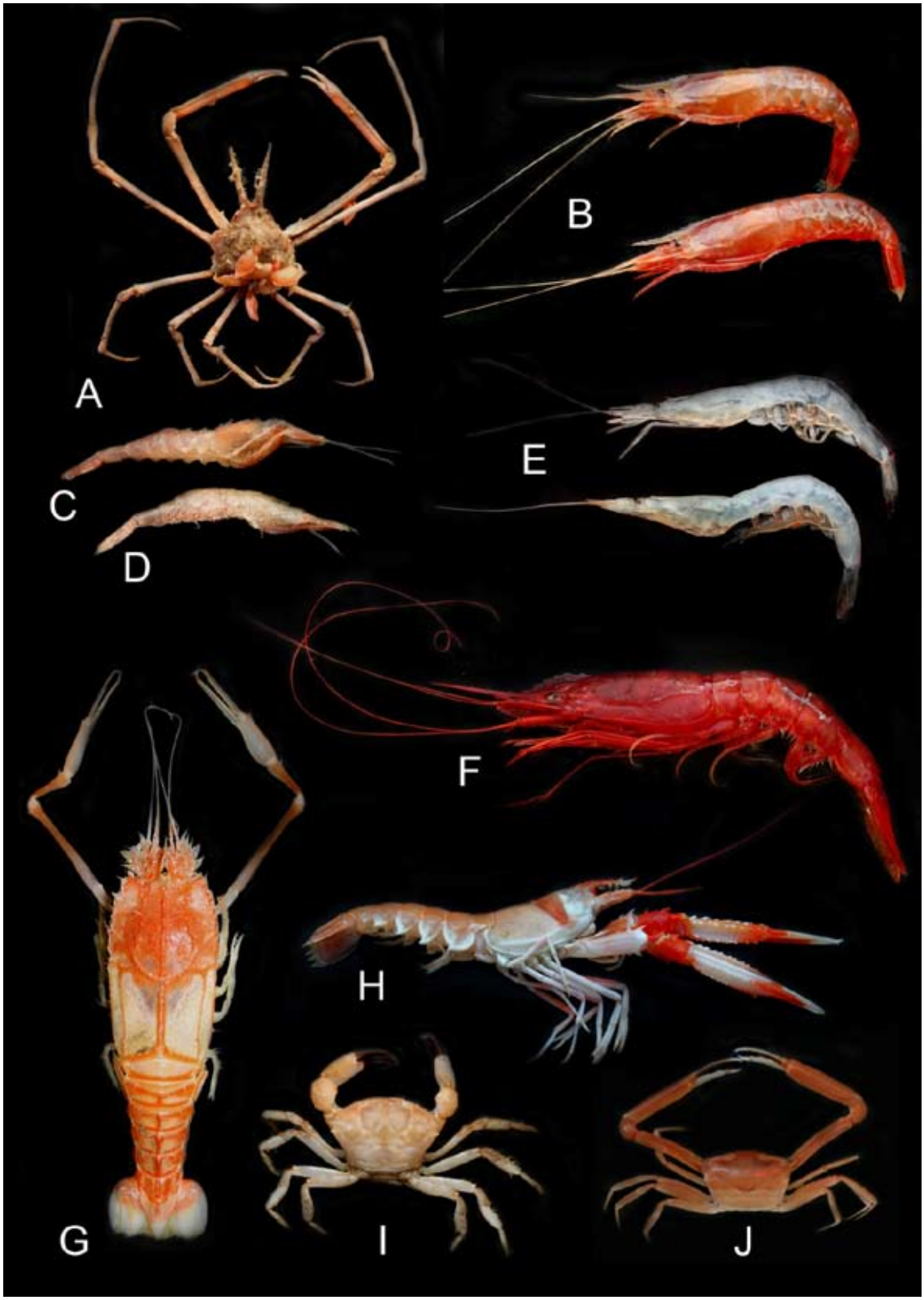


Figura 1. Especies de crustáceos decápodos capturados en diferentes tipos de hábitats de los volcanes de fango y fondos adyacentes en el Golfo de Cádiz. A. *Rochinia carpenteri*; B. *Chlorotocus crassicornis*; C. *Aegaeon lacazei*; D. *Philocheras echinulatus*; E. *Pasiphaea sivado*; F. *Aristaeomorpha foliacea*; G. *Stereomastis sculpta*; H. *Nephrops norvegicus*; I. *Monodaeus couchii*; J. *Goneplax rhomboides*

Patrón morfológico y coloración de la concha de los juveniles de la lapa amenazada *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae) desde su fijación al sustrato hasta su primer año de vida

Javier Guallart[a], Marta Calvo[a], Iván Acevedo[a] Juan B. Peña[b], Ángel Luque[c]

La lapa ferruginosa (*Patella ferruginea*) es uno de los invertebrados marinos más amenazados del mar Mediterráneo y está incluida en el Catálogo Español de Especie Amenazadas como "en peligro de extinción". La escasez de enclaves con poblaciones en buen estado de la especie a lo largo de su área de distribución ha determinado que hasta hace poco fueran muy escasos los conocimientos acerca de diversos aspectos de su biología.

La morfología descrita de la concha de los juveniles de *Patella ferruginea* es muy característica y hace muy fácil su identificación respecto a otras especie del género del Mediterráneo. Presenta un patrón de coloración de bandas concéntricas claras y oscuras, así como un contorno estrellado, al prolongarse en el borde una serie de anchas costillas radiales muy marcadas que surcan su concha. Sin embargo, debido a la dificultad citada por diversos autores de localizar en el medio natural juveniles de esta especie y, en particular aquellos en las primeras fases de vida tras su fijación al sustrato, estos estadios iniciales de crecimiento no han sido descritos.

En este trabajo se presenta por primera vez una descripción de la evolución de la morfología y patrón de coloración de la concha durante el primer año de vida de los ejemplares de *Patella ferruginea*. La información se ha obtenido a partir de dos tipos de ejemplares: 1) hallados en el medio natural y 2) obtenidos en condiciones controladas en acuarios. En el medio natural se han realizado numerosas observaciones de juveniles en las islas Chafarinas. En este archipiélago, localizado junto a las costas norteafricanas, se ubica una de las poblaciones en mejor estado de la especie. El reclutamiento de juveniles en estas islas durante los últimos años tiene lugar de manera regular y en ocasiones de manera extraordinariamente abundante, lo que ha posibilitado llevar a cabo estas observaciones. Sin embargo, no se han podido encontrar juveniles por debajo de la talla de 3,8 mm DM (diámetro máximo de la concha), sin duda debido a la dificultad de localizarlos en el entorno mediolitoral que habita, con un recubrimiento muy heterogéneo de diferentes organismos. Por otra parte, experiencias de reproducción controlada llevadas a cabo recientemente han permitido obtener por primera vez juveniles bajo condiciones artificiales. La descripción de las primeras fases del crecimiento, desde poco después de la fijación de las larvas hasta alcanzar una talla en torno a 2,5 mm DM se ha realizado a partir de estos ejemplares.

Las postlarvas y juveniles de talla inferior a 5 mm DM presentan una morfología y un patrón de coloración bastante diferente al de los ejemplares mayores (e.g., > 10 mm DM). En el momento de la fijación la protoconcha larvaria es semitransparente y presenta una longitud de unas 230 µm. La prodisoconcha en las postlarvas tras la fijación muestra una coloración oscura más o menos uniforme, hasta alcanzar un tamaño de unas 500 µm. Cuando los juveniles alcanzan una talla de 1 mm DM comienzan ya a presentar un patrón de bandas radiales muy marcado, alternando bandas claras (blanquecinas) y oscuras (entre marrón y negro) y una concha de contorno casi ovalado. Este patrón de bandas radiales se mantiene en los juveniles de alrededor de 4 mm DM observados en el medio natural (Figura 1), la mayoría de los cuales ya presentan un perfil de la concha más irregular. Cuando los juveniles presentan una talla de unos 8 mm comienzan a mostrar una serie de manchas oscuras cercanas al borde de la concha, que son el inicio del desarrollo del primer anillo oscuro de una serie concéntrica de bandas, características de los juveniles de talla superior a 12 mm DM.

En las figuras se presenta una serie completa de fotografías y dibujos de la concha de ejemplares juveniles desde un tamaño de 500 µm hasta alcanzar la talla de 20 mm DM, que corresponde aproximadamente al promedio que alcanzan éstos al finalizar su primer año de vida.

[a] *Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC) (javier.guallart@uv.es, mcalvo@mncn.csic.es, iacevedo@mncn.csic.es).*
[b] *Instituto de Acuicultura Torre de la Sal (CSIC) (jbpenya@iats.csic.es).*
[c] *Universidad Autónoma de Madrid (angel.luque@uam.es)*

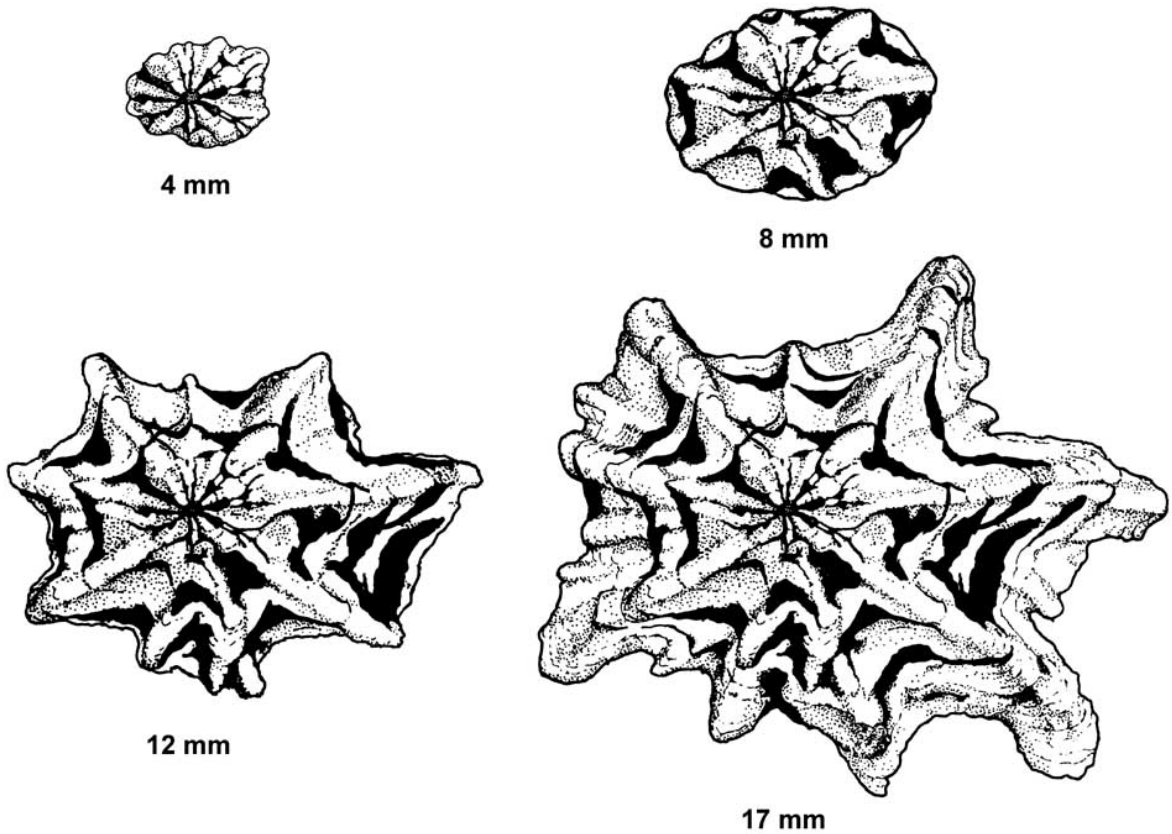


Figura 1. Representación de la evolución de la morfología y patrón de coloración de la concha de juveniles de *Patella ferruginea* entre 4 y 17 mm DM a partir de observaciones de ejemplares en el medio natural.

Estabulación de juveniles de la lapa amenazada *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae): tasas de crecimiento bajo diferentes condiciones ambientales y comparación con el medio natural

Josu Pérez[a], Juan B. Peña[b] y Javier Guallart[c]

La lapa ferruginosa (*Patella ferruginea*) es uno de los invertebrados marinos más amenazados del mar Mediterráneo. Está incluido en el Catálogo Español de Especies Amenazadas en su categoría máxima de protección, como "en peligro de extinción". La Estrategia para la Conservación de la especie en España señala que una de las líneas prioritarias de investigación sobre ésta debe ser el desarrollo de técnicas que permitan la obtención de juveniles mediante técnicas de acuicultura, con el fin de poder destinarlos a eventuales proyectos de introducción o repoblación. Los resultados que aquí se presentan se enmarcan dentro del proyecto "Action plan for viability proposals of the endangered limpet, *Patella ferruginea*" financiado por la Fundación General CSIC, cuyo objetivo general es aportar conocimientos y herramientas de gestión para la recuperación de la especie.

En julio de 2011 se trasladaron juveniles de menos de un año de edad ("reclutas") de *Patella ferruginea* desde las Islas Chafarinas a dos centros de investigación en acuicultura, el IRTA (Sant Carles de la Rapita, Tarragona) y el IATS (Castellón), con el objetivo de poner en práctica técnicas para la estabulación y crecimiento (pre-engorde) de ejemplares. En este trabajo se presentan los resultados preliminares del crecimiento de los juveniles en ambos centros durante 10 meses y se comparan con la tasa de crecimiento registrada en el medio natural, en la población de las islas Chafarinas.

Los juveniles trasladados se mantuvieron en tanques sobre superficies en las que previamente se había fomentado el desarrollo de un recubrimiento algal que les sirviera de alimento y con diversas estrategias para proporcionar variaciones periódicas en el nivel de agua de los tanques simulando mareas, aspecto que se ha observado de gran relevancia para el mantenimiento de esta especie de hábitos mesolitorales. Sin embargo, las condiciones de temperatura y fotoperiodo fueron diferentes en ambos centros. En el IRTA ("condiciones controladas") la temperatura del agua se mantuvo en condiciones reguladas, variando entre los 15 y los 19ºC a lo largo del estudio y el fotoperíodo en una proporción diaria 10:14 horas (luz:oscuridad). En el IATS ("condiciones ambientales") la temperatura del agua osciló en función de la temperatura ambiente y el fotoperiodo fue natural. Se han observado diferencias relevantes en la evolución a lo largo del año de la temperatura superficial del agua en las islas Chafarinas y en los tanques del IATS, alcanzándose valores máximos y mínimos mucho más extremos en este centro que en el archipiélago.

Entre julio de 2011 y mayo de 2012 se han realizado biometrías periódicas de los juveniles en ambos centros. Se ha considerado como parámetro representativo de la talla el diámetro máximo de la concha (DM) medido a lo largo de su eje longitudinal, incluyendo las prominencias en su perfil debido a la prolongación de las "costillas" que habitualmente recorren su superficie. Por otra parte, en las islas Chafarinas se realizaron asimismo en julio de 2011 y en mayo de 2012 censos de ejemplares en transecto en varios tramos de costa, datos que se han utilizado mediante análisis de distribución de frecuencia de tallas para calcular la evolución de la talla media de la cohorte de reclutas muestreada en 2011.

Los resultados obtenidos muestran una tasa de crecimiento semejante en ambos centros si bien es algo superior el llevado a cabo en "condiciones controladas". En este último caso (IRTA), los ejemplares en promedio pasaron entre julio de 2011 y mayo de 2012 de 16,13±3,08 a 21,75±4,79 mm DM, lo que supone una tasa media de crecimiento instantáneo de 0,0293 (=0,0184 mm/día). Bajo "condiciones ambientales" (IATS) los ejemplares en promedio crecieron desde 14,36±3,80 hasta 18,58±2,89 mm DM, con tasa media de crecimiento instantáneo de 0,0252 (=0,0138 mm/día). En ambos casos la tasa de crecimiento promedio es menor que la registrada en el medio natural en las Islas Chafarinas, donde los juveniles habrían pasado en promedio de 10,80±2,49 a 21,15±4,38 mm DM, con una tasa instantánea de crecimiento de 0,0613 (=0,0315 mm/día).

Sin embargo, la comparación de la tasa de crecimiento de los juveniles mantenidos en cautividad respecto a la observada en el medio natural de las islas Chafarinas se debe tomar con cautela al menos por dos motivos: (1) las metodologías utilizadas para calcular la tasa de crecimiento son diferentes (biometría directa de ejemplares vs. distribución de frecuencias de tallas), (2) el rango de tallas de los ejemplares trasladados no representa exactamente la distribución de tallas en el medio natural (en el transporte se infrarrepresentaron los juveniles de menor talla). De cualquier modo estas diferencias son semejantes a las observadas en cultivos de otras especies de moluscos, en las que el crecimiento de juveniles suele ser sensiblemente mayor en el medio natural en

[a] *Institut de Recerca i Tecnología Agro-Alimentaria, Generalitat de Catalunya (IRTA) (josu.perez@irta.cat)*
[b] *Instituto de Acuicultura Torre de la Sal (CSIC) (jbpenya@iats.csic.es)*
[c] *Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC) (javier.guallart@uv.es)*

comparación con los tanques de cultivo.

Se describen otros aspectos como la elevada variabilidad en el crecimiento entre ejemplares, posiblemente relacionada al menos en parte con el comportamiento individual de cada uno de ellos. Se discute asimismo la tasa de supervivencia de los juveniles mantenidos en cautividad.

A pesar de la mortalidad de juveniles moderada registrada a lo largo del periodo de estudio (en parte debido a algunas incidencias accidentales) estos resultados preliminares muestran la viabilidad de las técnicas empleadas para la estabulación y pre-engorde de juveniles de *Patella ferruginea*, las cuales pueden resultar de gran utilidad en eventuales futuros trabajos de obtención de juveniles dirigidos a la introducción y repoblación de la especie.

Spatial distribution, age determination, growth rate and shell morphology of the striped venus clam *Chamelea striatula* (da Costa, 1778) in the northwest coast of Portugal

Francisco Maia[a], Joana Pimenta[b], Fernanda Castilho[c], Miguel Gaspar[d]

Although it has not yet been commercially exploited, the striped venus clam (*Chamelea striatula*) could be an alternative or complementary target species for the bivalve dredge fishery in the northwest coast of Portugal. In order to evaluate its potential as a commercial species, the Portuguese Institute for Sea and Atmosphere (IPMA, I.P., former IPIMAR) has carried out a survey in June 2010 in the continental shelf area up to 34 m depth comprised between Leixões (41º 10.00 N) and Praia de Mira (40º 28.00 N).

The sampling survey included 222 stations distributed along 43 transects perpendicular to the coast line (4 to 6 sampling stations per transect) and spaced 1 nautical mile from each other. During fishing operations, two dredges were towed simultaneously during 5 minutes at a mean towing speed of 1.5 knots. A total area of 148 m^2 was surveyed at each sampling station.

Chamelea striatula was found in bottoms of clean and coarse sands from the lower shore to a depth of 34 m. This species occurs in low densities and with a more or less regular distribution in the coastal area between Ovar and Leixões harbour. The highest fishing yields were found in the continental shelf region adjacent to Aveiro at 21 m (1331g / 5 min. tow) and 25 m depth (2392.7 g / 5 min. tow) (Fig. 1).

Shell growth and age determination of *Chamelea striatula* from Aveiro clam beds were studied using both surface growth rings and shell internal bands (shell cross-sections and acetate peel replicas). The growth rates estimated from surface growth rings differed from those derived from shell length-at-age data estimated from the internal shell annuli. When surface shell rings were used to estimate age of this species an underestimation of age and an overestimation of growth rate occurred. This happens because in older specimens the most recently formed rings are deposited too close to each other, making it impossible to distinguish them. The estimated von Bertalanffy growth functions, expressed as shell length (L) and weight (W^*) obtained from both surface shell rings and internal shell microgrowth patterns are shown in Figure 2.



Figure 1. *Chamelea striatula*. Map of the Portuguese continental shelf comprised between Leixões harbour (northern limit) and Praia de Mira (southern limit) indicating the spatial distribution and the fishing yield of the species.

[a] *Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA, I.P.), Canal das Pirâmides, 3800-242 Aveiro, Portugal (maia.francisco@gmail.com)*
[b] *Autoridade para as Condições do Trabalho (ACT), Rua Dr. Justino Pinto de Oliveira 5100-140 Lamego, Portugal*
[c] *Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA, I.P.), Avenida General Norton de Matos, 4450-208 Matosinhos, Portugal*
[d] *Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA, I.P.), Avenida 5 de Outubro, 8700-305 Olhão, Portugal*

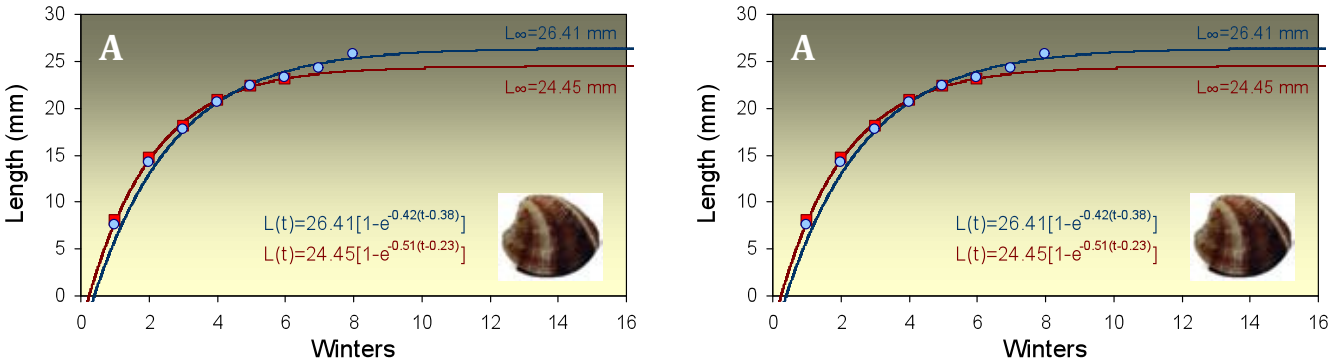


Figure 2. *Chamelea striatula.* Plot of fitted von Bertalanffy growth curves, with the respective equations determined from the surface shell growth rings (—) and from internal microgrowth banding patterns (—). A - Linear growth. B - Ponderal growth.

This study also reports the shell morphometric relationships between shell length/shell height (L/H) and shell length/shell width (L/W) for *Chamelea striatula* as well its weight/shell length (W^*/L) relationship. Such information could be used in stock assessment models and in improving fishing gear selectivity. The morphometric analysis was performed on a total of 1000 individuals with shell lengths ranging from 15.52 to 25.77 mm. The relationships between these variables were obtained by regression analysis (least square method) and all regressions were highly significant (P<0.001). The results revealed that this species displays negative allometric growth on both L/H and L/W morphometric relationships and also on W^*/L relationship. The allometric equations for L/H, L/W and W^*/L relationships obtained were $L=1.69\ H^{0.86}$, $L= 4.52\ W^{0.63}$ and $W^*= 0.0006\ L^{2.72}$, respectively (Fig. 3).

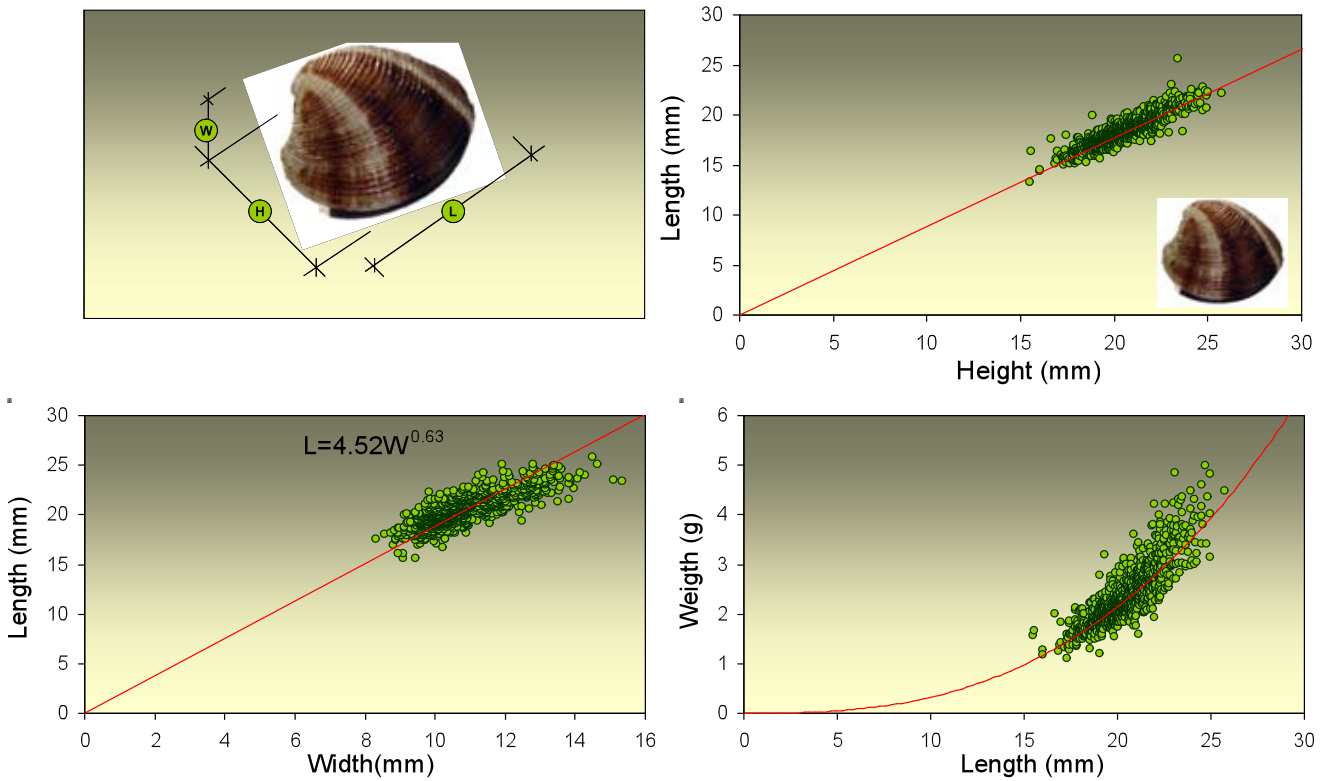


Figure 3. *Chamelea striatula*. Schematic representation of bivalve shell measurements (L = length; H = height; W = width; W^* = weight) and morphometric relationship parameters.

We concluded that *Chamelea striatula* cannot be commercially exploited by the bivalve dredge fleet in the northern continental shelf of Portugal mainly as a result of its low densities in this coastal area but also due to the fact that the most significant fraction of the population is below the minimum landing size established for this species (MLS = 25 mm) which is close to the maximum shell length attained by this species.

Morfometría y datación de edad en *Pinna nobilis*

Montserrat Arenós[a], Salud Deudero[a,*], Maite Vázquez-Luis[a] y J. Rafa García-March[b]

Pinna nobilis es una especie de molusco bivalvo endémica del Mediterráneo, sometida a multitud de impactos antrópicos y a distintos regimenes hidrográficos. El crecimiento de los individuos de esta especie se adecua a las condiciones ambientales, presentando variedad de morfotipos. El primer objetivo se centra en identificación de morfotipos del bivalvo. Se han realizado medidas morfométricas en valvas de varias poblaciones de *Pinna nobilis* de las Islas Baleares estableciéndose comparativas a dos cotas batimétricas (10 y 20 m de profundidad) en función de la exposición al oleaje y las corrientes. Los resultados derivados del análisis de componentes principales con 21 medidas morfométrias de las valvas indican variabilidad geográfica, identificándose morfotipos en función de la profundidad. Se evalúan posibles interacciones con factores como exposición al oleaje, talla de la valva y localidad. El estudio identifica variables correlacionadas y plantea una simplificación de las medidas morfométricas a realizar en la valva de *Pinna nobilis* para evaluar morfotipos. El segundo objetivo determina disimilitudes en la datación de la edad para los distintos morfotipos obtenidos a través del registro interno de la valva mediante deposiciones de nácar en el miostraco. El ajuste en la datación de la edad para los distintos morfotipos bajo distintos escenarios ambientales permite la obtención directa de la edad de *Pinna nobilis* mediante métodos no destructivos.

[a] *Instituto Español de Oceanografía. Centre Oceanogràfic de les Balears. Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, Spain.*
**Email: salud.deudero@ba.ieo.es*
[b] *Instituto de Investigación Medio Ambiente y Ciencia Marina. Universidad Católica de Valencia. Av. Puerto Pesquero s/n 03710 Calpe (Valencia), Spain*

Moluscos Solenogastros de la campaña INDEMARES/ CHICA (Golfo de Cádiz). Datos sobre su anatomía y ecología

L. Pedrouzo[a,b], M.C. Cobo[a,b], O. García-Álvarez[a] , V. Urgorri[a, b], J.L. Rueda[c], L. Barrio[a,b], M.T. Losada[a], M. P. Señaris[a,b], G. Díaz-Agras[a] & M. Candás[a]

Actualmente se conocen 36 especies de Moluscos Solenogastros en la Península Ibérica y aguas próximas. Tan sólo 3 de ellas han sido citadas en el SW peninsular (desde el Banco de Gorringe hasta el Golfo de Cádiz): *Urgorria compostelana* García-Álvarez & Salvini-Plawen, 2001, *Anamenia gorgonophila* (Kowalesky, 1880) y *Dorymenia sarsii* (Koren & Danielssen, 1877); De ellas *Urgorria compostelana* es la única especie de Solenogastro conocida en el Golfo de Cádiz (García-Álvarez & Salvini plawen, 2001, 2007).

El proyecto LIFE + INDEMARES/CHICA, coordinado por la Fundación Biodiversidad y ejecutado por el grupo de Geociencias Marinas del Instituto Español de Oceanografía, tiene como objetivo estudiar y caracterizar los hábitats y sus comunidades bentónico-demersales en diferentes áreas del Golfo de Cádiz, incluyendo los volcanes de fango y sus fondos adyacentes. Estos volcanes se forman como consecuencia del escape de fluidos (principalmente metano) y de fango (hábitat 1180, incluido en la Red Natura 2000), generándose estructuras carbonatadas de menor porte tales como chimeneas y enlosados (Díaz del río *et al*., 2003). Dicho fenómeno es consecuencia del metabolismo de bacterias sobre el metano, promoviéndose un sustrato de tipo duro para el establecimiento de otras especies y aumentándose tanto la complejidad del hábitat como de la comunidad bentónica. Numerosos estudios han aportado información detallada sobre las especies asociadas a diferentes volcanes de fango y surgencias frías del Golfo de México o de Guinea (Cordes *et al*., 2010), pero pocos son los que han ofrecido datos detallados sobre los volcanes de fango del margen ibérico del Golfo de Cádiz.

El área de estudio se encuentra en aguas españolas del talud superior del Golfo de Cádiz, y comprende 8 volcanes de fango (Gazul, Anastasya, Pipoca, Tarsis, Chica, Hespérides, Almazán y Aveiro) a profundidades entre 350 y 1000 m. Las características geológicas e hidrológicas de esta zona hacen que sea un lugar de alta variabilidad ambiental, debido a la confluencia de placas tectónicas y masas de agua, que incluye el agua superficial atlántica (fría y con baja salinidad) y el agua profunda mediterránea (cálida y con alta salinidad).

[a] *Estación de Bioloxía Mariña da Graña, Universidade de Santiago de Compostela, Rúa da Ribeira 1, A Graña, Ferrol, España.*
[b] *Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela. Rúa Lope Gómez de Marzoa, s/n. Campus Sur 15872 Santiago de Compostela, España. (lucia.pedrouzo@usc.es)*
[c] *Centro Oceanográfico de Málaga. Instituto Español de Oceanografía. Puerto Pesquero, s/nº 29640 Fuengirola. Málaga. España.*

Las muestras se recolectaron en las campañas INDEMARES/ CHICA 0610 y 0211, a bordo de los B/O Emma Bardán y Cornide de Saavedra, usándose diferentes métodos de muestreo como el arte de arrastre de tipo "Baca 40/60" y el *beam-trawl*. Las muestras de *beam-trawl* se recolectaron en la cima de cada volcán, laderas, depresión asociada a éste, así como en los fondos adyacentes, donde existen caladeros de pesca en aquellos de la zona más somera (hasta 600-700 m). Las muestras de Baca sólo se recolectaron en los fondos adyacentes de la zona más somera, debido a la peligrosidad de muestrear los fondos duros presentes en algunos volcanes de fango y con el objetivo de minimizar el impacto de muestreo sobre estas estructuras submarinas y los hábitats presentes.

En la presente comunicación se presenta un informe de los resultados obtenidos del estudio de los 60 ejemplares de Solenogastros recolectados durante las mencionadas campañas, determinándose su pertenencia a 3 especies: *Neomenia carinata* Tullberg, 1875, *Anamenia gorgonophila* (Kowalesky, 1880) y *Dorymenia sarsii* (Koren & Danielssen, 1877).

La clasificación de los Solenogastros se basa en las características del *habitus*, de los escleritos del manto y de algunas estructuras de su anatomía interna: la rádula, los órganos glandulares ventrolaterales de la faringe y aparato reproductor (Salvini-Plawen, 1978; Handl, & Todt., 2005; García-Álvarez. & Salvini-Plawen, 2007). Todos los ejemplares fueron identificados a partir del estudio del *habitus* y de los escleritos del manto (Figura 1), de los cortes histológicos realizados a 4 ejemplares (1 *N. carinata*, 1 *A. gorgonophila* y 2 *D. sarsii*) y de los estiletes copuladores de 3 individuos de *D. sarsii*. El aislamiento de los escleritos del manto se efectuó mediante raspados de las partes dorsal y ventral del cuerpo de cada uno de los animales, obteniendo preparaciones para microscopio óptico y electrónico (Gil-Mansilla *et al*., 2008). Los cortes histológicos se obtuvieron mediante la inclusión en parafina de los ejemplares, su corte en secciones transversales seriadas de 5 micrómetros de grosor con un microtomo de rotación y la tinción en Tricrómico de Mallory. Los estiletes copuladores, en 2 de los ejemplares se extrajeron, tras la eliminación de la materia orgánica, mediante baños en hipoclorito sódico y agua destilada. En el tercero, se realizó la disección de la parte posterior.

Dorymenia sarsii es la especie con mayor número de ejemplares en la muestra, con un total de 48 individuos recolectados en 13 estaciones de los volcanes Anastasya, Tarsis y Pipoca. Esta especie pertenece al orden Cavibelonia y a la familia Proneomeniidae (García-Álvarez & Salvini-Plawen, 2007), se caracteriza por presentar una cutícula delgada con papilas epidérmicas,

el surco pedio con un único pliegue y la boca y el atrio en una cavidad común. Los órganos glandulares ventrolaterales son de tipo C y ocupan gran parte del cuerpo del animal. La rádula es polística/poliseriada y presenta un saco radular rodeado de fuerte musculatura. Los conductos de desove desembocan en un único orificio, tiene un par de receptáculos seminales y posee estiletes copuladores situados en el interior de un par de bolsas de la cavidad paleal. Presenta órgano sensitivo dorsoterminal. Esta especie de Solenogastro se recolectó en fondos fangosos con comunidades de Pennatuláceos a profundidades entre 469 y 667 m.

Anamenia gorgonophila está representada por 10 ejemplares repartidos en 3 estaciones de los volcanes Pipoca, Chica y Almazán. Pertenece al orden Cavibelonia y a la familia Strophomeniidae (García-Álvarez & Salvini-Plawen, 2007). Presenta una cutícula gruesa, surco pedio con un único pliegue medio y cavidad atriobucal común. La faringe es larga musculosa con glándulas perifaríngeas, los órganos glandulares ventrolaterales de la faringe son de tipo B y el intestino presenta un ciego anterodorsal largo. Presenta rádula biseriada y pectinada. Los receptáculos seminales se presentan como haces de siete u ocho. No existe fusión de los conductos de desove. Posee órgano sensitivo dorsoterminal y espículas abdominales. Todos los ejemplares se encontraron en fondos de sustrato mixto y sobre Gorgonias a profundidades de entre 667 y 945 m.

Los 2 ejemplares restantes, procedentes de 2 estaciones de muestreo de la zona del volcán Gazul, se identificaron como *Neomenia carinata*, pertenece a la familia Neomeniidae del orden Neomeniamorpha (García-Álvarez & Salvini-Plawen, 2007). La cutícula es delgada con papilas epidérmicas, la boca se abre con el atrio en una cavidad común. No presenta rádula ni órganos glandulares ventrolaterales de la faringe. Los conductos de desove están fusionados. Posee espículas copuladoras, órgano sensitivo dorsoterminal y pliegues respiratorios. Esta especie se encontró en fondos arenosos con bioclastos con agregaciones de Crinoideos y de Antozoos a 477 m. de profundidad.

Ninguna de las tres especies estudiadas había sido citada en el Golfo de Cádiz (García-Álvarez & Salvini-Plawen, 2007). En el Sur de la Península Ibérica, se conocía la presencia de *A. gorgonophila* y *D. sarsii* en el Banco de Gorringe al SO del Cabo San Vicente, mientras que *N. carinata* había sido citada en el Mar de Alborán.

Agradecimientos

Este estudio está cofinanciado por la Unión Europea y se encuadra en el subproyecto "Chimeneas de Cádiz", dentro del proyecto LIFE + INDEMARES *"Inventario y designación de la Red Natura 2000 en áreas marinas del Estado español"* (07/NAT/E/000732) coordinado por la Fundación Biodiversidad. Queremos agradecer la ayuda prestada por todos los componentes del equipo científico que participó en las campañas INDEMARES/CHICA 0610 y 0211, especialmente a los jefes de campaña Nieves López y Luis Miguel Fernández y al investigador principal del proyecto Victor Díaz del Río, así como a la tripulación y a los capitanes de los B/O.

Bibliografía

CORDES, E.K., CUNHA, M.R., GALÉRON, J., MORA, C., OLU-LE ROY, K., SIBUET, M., VAN GAEVER, S., VANREUSEL, A. & LEVIN, L.A. (2010). The influence of geological, geochemical, and biogenic habitat heterogeneity on seep biodiversity. *Marine Ecology. An Evolutionary Perspective*, 31: 51-65.

DÍAZ DEL RÍO, V., SOMOZA, L., MARTÍNEZ-FRÍAS, J., MATA, P.M., DELGADO, A., HERNÁNDEZ-MOLINA, F.J., LUNAR, R., MARTÍN-RUBÍ, J.A., MAESTRO, A., FERNÁNDEZ-PUGA, M.C., LEÓN, R., LLAVE, E., MEDIALDEA, T. & VÁZQUEZ, J.T. (2003). Vast fields of hydrocarbon-derived carbonate chimneys related to the accretionary wedge/olistostrome of the Gulf of Cádiz. *Marine Geology*, 195: 177-200.

GARCÍA-ÁLVAREZ, O. &. SALVINI-PLAWEN, L.V. (2001). *Urgorria compostelana* gen et sp. nov. (Mollusca, Solenogastres, Rhopalomeniidae), a new species from off Galicia, Northwest of Spain. Sarsia , 83: 183-189.

GARCÍA-ÁLVAREZ, O. & SALVINI-PLAWEN, L.V. (2007). Species and diagnosis of the Families and Genera of Solenogastres (Mollusca). Iberus , 25 (2): 73-143.

GIL-MANSILLA, E.; GARCÍA-ÁLVAREZ, O. & URGORRI, V. (2008). *Metodología para la recolección, conservación y estudio de los Moluscos Solenogastros*. Sociedad Española de Malacología. Reseñas Malacológicas , XIII, 1-31.

HANDL, C. & TODT, CH. (2005). Foregut Glands of Solenogastres (Mollusca): Anatomy and Revised Terminology. *Journal of Morphology* , 265: 28-42.

SALVINI-PLAWEN, L. (1978). Antarktische und Subantarktische Solenogastres-Eine monographie: 1898-1974. *Zoologica*, 128: 1-315.



Figura 1.- Fotografías del h*abitus* y escleritos de **A**. *Dorymenia sarii*; **B.** *Anamenia gorgonophila* y **C.** *Neomenia carinata*.

Dorymenia sarsii (Koren & Danielssen, 1877) presente al SW de la Península Ibérica

M.C. Cobo[a,b], L. Pedrouzo[a,b], O. García-Álvarez[a] , V. Urgorri[a, b], J.L. Rueda[c], L. Barrio[a,b], M.T. Losada[a], M. P. Señarís[a,b], M. Candás[a] & G. Díaz-Agras[a]

El proyecto LIFE + INDEMARES/CHICA, coordinado por la Fundación Biodiversidad y ejecutado por el grupo de Geociencias Marinas del Instituto Español de Oceanografía, tiene como objetivo estudiar y caracterizar los hábitats y sus comunidades bentónico-demersales en diferentes áreas del Golfo de Cádiz, incluyendo los volcanes de fango y sus fondos adyacentes a profundidades entre los 350 y los 1000 m. Las características geológicas e hidrológicas de esta zona hacen que sea un lugar de alta variabilidad ambiental, debido a la confluencia de placas tectónicas y masas de agua, que incluye el agua superficial atlántica (fría y con baja salinidad) y el agua profunda mediterránea (cálida y con alta salinidad). Estos volcanes se forman como consecuencia del escape de fluidos (principalmente metano) y de fango (hábitat 1180, incluido en la Red Natura 2000), generándose estructuras carbonatadas de menor porte tales como chimeneas y enlosados (DÍAZ DEL RÍO *et al*., 2003). Las muestras se recolectaron en las campañas INDEMARES/CHICA 0610 y 0211, a bordo de los B/O Emma Bardán y Cornide de Saavedra, usándose diferentes métodos de muestreo como el arte de arrastre de tipo "Baca 40/60" y el *beam-trawl*.

En estas campañas se recogieron, entre otros Solenogastros, 48 ejemplares identificados como *Dorymenia sarsii* (Koren & Danielssen, 1877). Proceden de 13 estaciones situadas en el entorno de los volcanes Tarsis, Chica, Anatasya y Pipoca, a profundidades de 532 a 667 m, en fondos con comunidades de Pennatuláceos y Coral Bambú.

Dorymenia sarsii pertenece a la familia Proneomeniidae incluida dentro del orden Cavibelonia. Fue descrita por primera vez como *Solenopus sarsii*, descripción que consistía tan sólo en las medidas del animal y datos sobre su hábitat (KOREN & DANIELSSEN, 1877). HANSEN (1888) estudió la anatomía interna de uno de los ejemplares de Koren y Danielssen y determinó que pertenecía al género *Proneomenia*. Posteriormente PILSBRY (1898) la incluyó dentro del género *Simrothiella*. ODHNER (1921) realizó un estudio más completo de la especie mediante la descripción de la anatomía interna de 2 ejemplares completos y 4 fragmentos (uno de ellos de la descripción original), determinó el lectotipo procedente de la colección de Koren y Danielssen y clasificó la especie como *Dorymenia sarsii*.

SCHELTEMA & SCHANDER (2000) describieron una nueva especie del género *Dorymenia, D. tortili* que presentaba las mismas características anatómicas internas que *D. sarsii*. Sin embargo, el estudio de las partes duras reveló diferencias que fueron consideradas significativas para determinar la existencia de dos especies. Estas diferencias son fundamentalmente: tipo y forma de los escleritos del manto, la forma de las espículas abdominales, la ausencia o presencia de espículas copuladoras accesorias y la morfología del estilete copulador. Sin embargo, HANDL & SALVINI-PLAWEN (2002) concluyeron que no se podía afirmar con seguridad que *D. tortilis* y *D. sarsii* fueran especies diferentes.

La distribución geográfica conocida de esta especie va desde el océano Ártico hasta el Sur de la Península Ibérica. Fue citada en aguas de Noruega (Trondheimfjord, Sognefjord, Oslofjord, Skarregak), Francia (Cape Breton), y Península Ibérica (Banco de Gorringe) (SALVINI-PLAWEN, 1997; SALVINI-PLAWEN, 2008).

En esta comunicación se presentan los resultados derivados del estudio de varios ejemplares de *Dorymenia* procedentes de las campañas INDEMARES/CHICA. De los 48 ejemplares identificados previamente como *D. sarsii* por su *habitus* (Fig.1) se seleccionaron 5 para realizar el estudio de la anatomía interna y partes duras. Los escleritos del manto se obtuvieron tras la eliminación de la materia orgánica de una sección de la parte media de los 5 ejemplares con baños de hipoclorito sódico y agua destilada. Para el estudio de la anatomía interna se realizaron cortes histológicos de las partes anterior y posterior de 2 ejemplares. Los estiletes copuladores, espículas abdominales y espículas copuladoras accesorias se obtuvieron a partir de la parte posterior de otros 2 ejemplares, aplicando la misma técnica que para los escleritos. Además se realizó la disección de la parte posterior de un tercer espécimen.

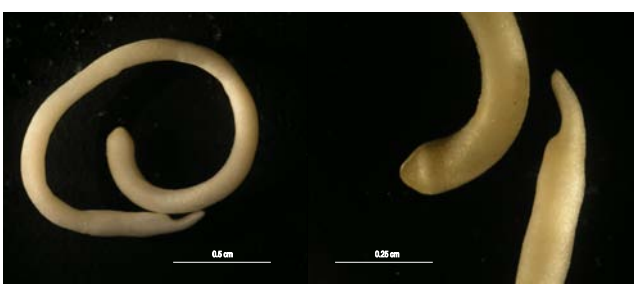


Figura 1. *Habitus* de *Dorymenia sarsii.*

[a] *Estación de Bioloxía Mariña da Graña, Universidade de Santiago de Compostela, Rúa da Ribeira 1, A Graña, Ferrol, España.*
[b] *Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela. Rúa Lope Gómez de Marzoa, s/n. Campus Sur 15872 Santiago de Compostela, España. (mariadelcarmen.cobo@usc.es)*
[c] *Centro Oceanográfico de Málaga. Instituto Español de Oceanografía. Puerto Pesquero, s/nº 29640 Fuengirola. Málaga. España.*

Los caracteres anatómicos internos observados concuerdan con los descritos para *D. sarsii* (ODHNER, 1921; SCHELTEMA & SCHANDER, 2000; HANDL & SALVINI-PLAWEN, 2002; SALVINI-PLAWEN, 2008) y *D. tortilis*. La cutícula es delgada y presenta papilas epidérmicas, en el surco pedio se observa un único pliegue. La boca no está separada del atrio y continúa con una faringe musculosa cuyos órganos glandulares ventrolaterales son de tipo C y ocupan gran parte del cuerpo del animal. La rádula es poliseriada y presenta un saco radular rodeado de fuerte musculatura. En la parte posterior los conductos de desove desembocan en un único orificio, existen un par de receptáculos seminales y estiletes copuladores situados en el interior de un par de bolsas de la cavidad paleal. Presenta órgano sensitivo dorsoterminal.

Debido a que las características internas de ambas especies coinciden, para determinar si los ejemplares de los que se disponía eran *D. sarsii* o *D. tortilis*, se procedió al estudio de los estiletes copuladores. La morfología de los estiletes observados en los 3 ejemplares coincide con la descrita para *D. tortilis* (SCHELTEMA & SCHANDER, 2000) (Fig.2). Además, las espículas abdominales propias de *D. sarsii* (SCHELTEMA & SCHANDER, 2000) no fueron encontradas, todas las espículas presentes en los ejemplares se corresponden con morfotipos de *D. tortilis* (Fig.3. A), aunque en las mismas preparaciones se observaron espículas abdominales rotas, cuya morfología es similar a los tipos descritos para *D. sarsii.*

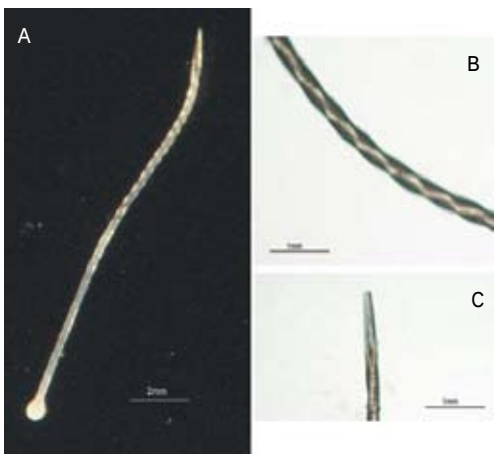


Figura 2. A. Fotografía bajo lupa binocular de un estilete copulador de *D.sarsii.* **B** y **C**. Detalle de la parte media y distal del estilete copulador (fotografías a microscopio óptico).

SCHELTEMA & SCHANDER (2000) habían señalado la presencia de espículas copuladoras accesorias tan sólo en la parte posterior de *D. sarsii*, sin embargo en todas las preparaciones estudiadas en este trabajo, tanto de la parte media como de la parte posterior, aparecieron este tipo de espículas (Fig.3. B y C). Además, en las preparaciones de escleritos del manto se encontraron juntos, en un mismo individuo, escleritos que, según la descripción de SCHELTEMA & SCHANDER (2000) sólo se encontraban o bien en *D. tortilis* o en *D. sarsii* (Fig.3. D, E y F).

Los resultados obtenidos tras el estudio de las partes duras en este trabajo, unido a la coincidencia del *habitus* y de la anatomía interna, así como a la continuidad biogeográfica permite concluir la existencia de sinonimia entre ambas especies.

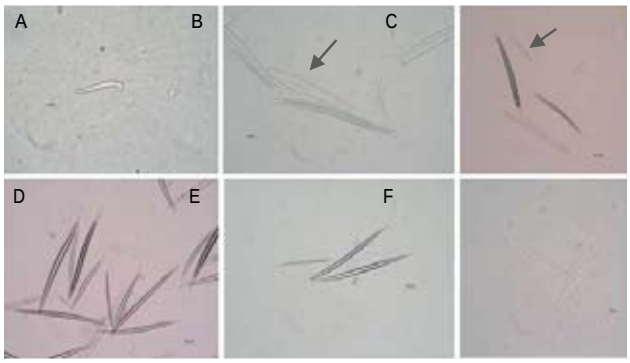


Figura 3. Fotografías a microscopio óptico de **A**. Espícula abdominal. **B** y **C**. Grupo de escleritos y espícula copuladora accesoria (flecha).**D**, **E** y **F**. Escleritos del manto.

Agradecimientos

Este estudio está cofinanciado por la Unión Europea y se encuadra en el subproyecto "Chimeneas de Cádiz", dentro del proyecto LIFE + INDEMARES *"Inventario y designación de la Red Natura 2000 en áreas marinas del Estado español"* coordinado por la Fundación Biodiversidad. Queremos agradecer la ayuda prestada por todos los componentes del equipo científico que participó en las campañas INDEMARES/CHICA 0610 y 0211, especialmente a los jefes de campaña Nieves López y Luis Miguel Fernández y al investigador principal del proyecto Victor Díaz del Río, así como a la tripulación y a los capitanes de los B/O Emma Bardan y Cornide de Saavedra, en este último empleándose equipamiento del programa FEDER FICTS-2010-01.

Bibliografía

DÍAZ DEL RÍO, V., SOMOZA, L., MARTÍNEZ-FRÍAS, J., MATA, P.M., DELGADO, A., HERNÁNDEZ-MOLINA, F.J., LUNAR, R., MARTÍN-RUBÍ, J.A., MAESTRO, A., FERNÁNDEZ-PUGA, M.C., LEÓN, R., LLAVE, E., MEDIALDEA, T. & VÁZQUEZ, J.T. (2003). Vast fields of hydrocarbon-derived carbonate chimneys related to the accretionary wedge/olistostrome of the Gulf of Cádiz. *Marine Geology*, 195: 177-200.

HANDL, C. &.SALVINI-PLAWEN, L.V. (2002). New records of Solenogastres-Cavibelonia (Mollusca) from Norweegian fjords ond shelf waters including three new species. *Sarsia*, 87:423-450.

HANSEN, G. (1888). *Neomenia, Proneomenia und Chaetoderma*. Bergen Musseum. Aarsbericht. , 6, 1-12.

KOREN, J. &. DANIELSSEN, D. (1877). Berkrivelse over nye arten, henhorende til slaegten *Solenopus*, samt nogle plysninger om dens organisation. *Archiv. For mathemaric og Naturvidenskab*, 2:120-128.

ODHNER, N. (1921). Norwegian Solenogastres. *Bergen Musseum Aarsbericht*, 3: 1-86.

PILSBRY, H. (1989). *Aplacophora*. Manual of Conchology, vol 17. Acad. Nat. Sci. Philadelphia.

SALVINI-PLAWEN, L.V. (1997). Fragment knowledge on Wes-European and Iberian Caudofoveata and Solenogastres. *Iberus*, 15(2): 35-50.

SALVINI-PLAWEN, L.V. (2008). Contributions to West European

Cavibelonia (Mollusca, Solenogastres) with two new species. *Zoosystema* , 30(4): 873-897.

SCHELTEMA, A. & SCHANDER, CH. (2000). Discrimination and phylogeny of Solenogaster Species Through the Morphology of Hard Parts (Mollusca, Aplacophora, Neomeniomorpha). *Biological Bulletin*, 198: 121-151.

Comparative analysis of the population structure of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* with its native relative *Ruditapes decussatus* and the macrobenthic community in Seixal Bay (Portugal)

L. Garaulet[a], P. Chainho[a], J.L. Costa[a], G. Silva[a], C. Azeda[a], J.P. Medeiros[a], M. Gaspar[b], M.J. Costa[a] & I. Caçador[a]

The introduction of exotic species is one of the major threats to the world's oceans and the second cause of global biodiversity loss after direct habitat destruction. Invasive bivalves can develop massive populations that outcompete the native species, deeply altering the balance of the ecosystem. The Manila clam (Adams & Reeve, 1850), *Ruditapes philippinarum*, native from the Asian Pacific, is known for its ability to colonize and invade new habitats and has dispersed worldwide, including Europe. Although significant alterations in the functioning of these newly colonized ecosystems have been documented in many European countries due to this invader, a specific assessment has never been carried out in Portugal for this species. A strong increase on the population of this species and a simultaneous depletion of the native species *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) have been registered in the Tagus estuary.

The main goal of the present study was to assess spatial and seasonal patterns of this species of Bay of Seixal and examine possible impacts over the benthic invertebrate community and its native relative *R. decussatus*.

Sediment grain size and exposure to tidal effects were the most important factors influencing macrobenthic species distribution in Bay of Seixal. *R. philippinarum* was the dominant species in the subtidal area during all the year, showing higher abundances in the muddy areas at the entrance of the bay, where the temperature and salinity were higher, and occupying the same habitat types as *R. decussatus*. Seasonal variations on abundance and size indicate the occurrence of a major reproduction period during summer, corroborating previous studies for this species.

A future population management of the Manila clam will require a more detailed study on the population dynamics and specific impacts in order to predict future impacts at ecosystem level, since this study was the first assessment of this species in Portugal.

[a] *Centro de Oceanografia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa , Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal (lucia.lgaraulet@gmail.com)*

[b] *Instituto de Investigação das Pescas e do Mar/Centro Regional de Investigação Pesqueira do Sul, Av. 5 de Outubro s/n, 8700, Olhão, Portugal*

Habitat selection by limpet larvae (Patella ulyssiponensis) during settlement: a preliminary approach

Maria Inês Seabra[ab], Teresa Cruz[abc], Joana Fernandes[ab], Teresa Silva[ab], Stephen J. Hawkins[d], Pedro Ribeiro[e]

A general link between the presence of recently settled limpets and the presence of crustose algae has been found worldwide for several species pairs of limpet-algae interactions. In the Northeast Atlantic, tidepools characterized by a crustose coralline algae-dominated flora have long been suggested as potentially important nursery habitats for intertidal limpets (e.g. Bowman 1981). In our previous studies on limpet recruitment in rocky shores of Southwest Portugal, we have observed recent recruits (maximum shell length - MSL < 3mm) of *Patella ulyssiponensis* (PU) present across all year in mid-shore shallow tidepools with the bottom surface mainly covered by a complex of crustose coralline algae named "Lithotamnia" (sensu Hawkins & Jones, 1992). Over a wide-range of habitats surveyed in this region, juveniles (MSL < 1 cm) of this species were consistently absent in several habitats and exclusively found where "Lithotamnia" or other encrusting algae such as Nemoderma was present, with the maximum density found to occur in "Lithotamnia"-dominated areas.

Despite field evidence of association between limpet recruitment and crustose coralline algae, information on the settlement cues for Patellid limpets derived from experimental investigation in the laboratory is scarce. However, for several groups of marine invertebrates (corals, bryozoans, polychaets, sea urchins), settlement-induced cues are known to be present within this group of algae, namely chemical inducers such as GABA, which was found to be responsible for substratum-specific gastropod settlement (Morse & Morse 1984).

In order to investigate whether the recruitment patterns of *Patella ulyssiponensis* are a consequence of habitat selection during larval settlement, a series of experiments with lab-reared larvae was carried out. We considered the general hypothesis that settlement of *P. ulyssiponensis* would be higher in chips of rock with "Lithotamnia".

In February 2011, larvae of PU were reared in the laboratory at a room temperature of 20 ºC, in 0.2 µm filtered and UV-sterilized seawater. Gameta were obtained from live adult limpets showing maximal gonadal development stages. Artificial fertilization proceedings and maintenance of larval cultures were based on Ribeiro (2008) and further modified in order to optimize the production of larvae until competence. Groups of competent larvae (post-torsional veligers, 3 days after fertilization) were introduced to small crystallizing dishes, each one containing a single type of substratum at the bottom. Two types of substratum were considered: live "Lithotmania" (5 dishes); and untouched bare-rock (8 dishes). Both types consisted on 3x3 cm chips of natural substratum without manipulation that were collected in the field a few hours prior to the settlement assay. Chip substrata and water volume contained within the crystallizing dishes were observed under the microscope 24, 28 and 72 hours after the transference of competent larvae.

In total, we have observed 115 settlers (healthy larvae, with perfect development and foot attached to the surface of the substratum) in the 13 dishes that were set up. However, observations of metamorphosis (defined as the loss of the swimming organ named vellum) were residual (larvae maintained cilia). This apparent lack of metamorphosis remains to be explained. Our hypothesis of higher settlement in "Lithotamnia" was not supported. The maximum percentage of settlement registered was 34.8% and was found in bare-rock. Additionally, an important proportion of settlers within "Lithotamnia" chips were actually found in very tiny spots not covered by calcareous algae, in which fixed larvae were frequently seen in aggregations. These results suggest that Lithotamnia does not seem to induce a higher settlement of this species.

The importance of the presence of "Lithotamnia" within limpet nursery areas relatively to other factors (such as water retention) is not yet clear and needs further studies.

Acknowledgements

This study is part of project Rise & Shine (PTDC/BIA-BEC/103734/2008) funded by FCT, Portugal.

References

Bowman R.S. (1981). The morphology of Patella spp. juveniles in Britain, and some phylogenetic inferences. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 61, 647-666

Hawkins, S.J. and Jones, H.D. (1992). Marine Conservation Society Marine field course guide 1. Rocky Shores, 144pp.Immel. London.

Morse, A.N.C., and D.E. Morse. (1984). Recruitment and metamorphosis of *Haliotis* larvae induced by molecules uniquely available at the surfaces of crustose red algae. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 75: 191-215.

Ribeiro, Pedro Miguel de Azevedo (2008) Dispersal and connectivity of northeastern atlantic patellid limpets: a multidisciplinary approach. *University of Southampton, School of Biological Sciences, Doctoral Thesis*, 278pp.

[a] *Laboratório de Ciências do Mar (CIEMAR) da Universidade de Évora, Apartado 190, 7520-903 Sines, Portugal; (iseabra@uevora.pt)*
[b] *Centro de Oceanografia, Campo Grande, Lisboa, Portugal*
[c] *Departamento de Biologia, Universidade de Évora, Évora, Portugal*
[d] *University of Southampton, United Kingdom*
[e] *Instituto do Mar-Departamento de Oceanografia e Pescas da Universidade dos Açores (IMAR-DOP), Horta, Portugal*

El ciclo reproductivo de *Arbacia lixula* en el Mediterráneo Noroccidental: efectos del fotoperíodo y la temperatura del agua

Owen S. Wangensteen[a], Xavier Turon[b], María Casso[a], Sandra Ortiz[a] y Creu Palacín[a]

Se ha estudiado el ciclo reproductivo del erizo de mar negro *Arbacia lixula* en Tossa de Mar (Girona, España, Mediterráneo Noroccidental) a lo largo de un período de 40 meses. Se trata de una especie termófila de afinidades tropicales, que ha sido propuesta como posible indicador del calentamiento actual del Mediterráneo (Francour *et al*. 1994), debido al probable aumento de su potencial reproductivo con la temperatura (Gianguzza *et al*. 2011).

Los resultados muestran que el índice gonadosomático de *Arbacia lixula* sigue un ciclo regular, que alcanza su máximo en mayo-julio y alcanza sus valores más bajos en octubre-diciembre. Así, el ciclo gonadal muestra una aparente sincronía con el fotoperíodo, similar a la encontrada en otras especies del género *Arbacia* (Brogger *et al*. 2010). También se observa una notable variabilidad interanual en el valor máximo del índice gonadosomático, que se correlaciona con la temperatura media del agua durante los meses de primavera (marzo a mayo). La histología de las gónadas indica que un evento de desove principal tiene lugar cada año en agosto-septiembre, en concordancia con los resultados del análisis del índice gonadosomático. A pesar de este evento principal, también se pueden encontrar algunos individuos maduros (machos y hembras) durante la mayor parte del año. Estos resultados refuerzan la idea de que *A. lixula* es una especie termófila, cuyo potencial reproductivo podría aumentar con la temperatura.

Bibliografía

Brogger MI, Martinez MI, Penchaszadeh PE (2010) Reproduction of the sea urchin *Arbacia dufresnii* (Echinoidea: Arbaciidae) from Golfo Nuevo, Argentina. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90: 1405–1409.

Francour P, Boudouresque CF, Harmelin JG, Harmelin-Vivien ML, Quignard JP (1994) Are the Mediterranean waters becoming warmer? Information from biological indicators. *Marine Pollution Bulletin* 28: 523–526.

Gianguzza P, Agnetta D, Bonaviri C, Di Trapani F, Visconti G, *et al*. (2011) The rise of thermophilic sea urchins and the expansion of barren grounds in the Mediterranean Sea. *Chemistry and Ecology* 27: 129–134.

[a] *Dpto. de Biología Animal, Universidad de Barcelona.*
(cpalacin@ub.edu)
[b] *Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC), Blanes, Girona.*

Patrones filogeográficos en estrellas de mar Atlántico-Mediterráneas con diferentes características biológicas

Garcia-Cisneros A.[1], Palacín C.[1], Bisbal-Pardo C.[1], Becerro MA.[2] y Pérez-Portela R.[3]

La distribución de la diversidad y la estructura genética de poblaciones está determinada tanto por la biología como por los procesos demográficos contemporáneos e históricos. En el presente trabajo se estudia la filogeografía de tres estrellas de mar Atlanto-Mediterráneas comunes, con diferentes características biológicas: *Coscinasterias tenuispina*, *Echinaster sepositus* y *Marthasterias glacialis*. *Echinaster sepositus* presenta una larva lecitotrófica con poca capacidad de dispersión, mientras que *Coscinasterias tenuispina* y *Marthasterias glacialis* tienen larvas planctotróficas, con un gran potencial de dispersión, ya que permanecen durante semanas en la columna de agua. En el caso concreto de *Coscinasterias*, además de la reproducción sexual, la especie es capaz de de reproducirse asexualmente por fisión.

Para comparar los patrones filogeográficos y la estructura genética de las tres especies a ambos lados del Estrecho de Gibraltar y dentro del Mar Mediterráneo, se secuenció un fragmento del gen mitocondrial Citocromo c Oxidasa I (COI). Para ello tomaron muestras biológicas de individuos de *C. tenuispina* y *E. sepositus* de 7 y 10 poblaciones, respectivamente, y se secuenciaron más de 25 individuos por población. Finalmente, se compararon los resultados obtenidos con los datos ya publicados de *Marthasterias glacialis*.

Las especies estudiadas mostraron diferentes niveles de diversidad genética y estructura poblacional. *C. tenuispina* se caracterizó por su baja diversidad genética, con tan solo tres haplotipos en el Mediterráneo, y *E. sepositus* también presentó valores bajos de diversidad en comparación con *M. glacialis* y otros equinodermos. Las diferentes estrategias reproductivas de estas especies podrian explicar estos resultados; la posibilidad de reproducirse asexualmente en *C. tenuispina* daria lugar a la baja diversidad genética y a la homogeneidad poblacional de esta especie. Sin embargo, eventos demográficos pasados como cuellos de botella o altos niveles de endogamia podrían ser los causantes de la estructura genética encontrada en *Echinaster*.

[1] *Departamento de Biología Animal. Universidad de Barcelona. 08028, Barcelona (alex.garcia@ub.edu)*
[2] *Instituto de Productos Naturales y Agrobiología (IPNA-CSIC). 38206, La Laguna.*
[3] *Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC). 17300, Blanes.*

Variación espacio-temporal del suprabentos en la región de Barlovento, estado Miranda, Venezuela y su relación con el periodo de precipitación anual

Ileana Ortega y Alberto Martín

El suprabentos está representado por la fauna que habita la capa de agua adyacente al fondo durante diferentes periodos de su vida, reteniendo algún contacto con el sustrato (Mees y Jones 1997, Ligas *et al.* 2007). Está caracterizado por grupos diferentes a los que tradicionalmente se han catalogados como abundantes en el plancton o bentos, pero también pueden encontrarse organismos planctónicos, endo o epibentónicos producto de migraciones diarias (Mees y Jones 1997). El conocimiento acerca de su composición taxonómica y el papel de las diferentes especies que constituyen el suprabentos es escaso, a pesar de que se ha considerado que pudiese ser un enlace entre el plancton y el bentos. La mayoría de los estudios de las zonas estuarinas y la plataforma continental se han centrado en la distribución de los taxa dominantes, cambios de la comunidad en el gradiente de profundidad y en menor grado cambios en la composición y dinámica poblacional de acuerdo a la estacionalidad del año (Cartes *et al.* 2007). Sin embargo, no existen estudios de la composición suprabentónica y su dinámica poblacional en el Caribe. Por lo tanto, los objetivos del presente trabajo fueron caracterizar la fauna suprabentónica somera de cuatro playas arenosas de la región de Barlovento, estado Miranda (Venezuela) en cuanto a su composición a grandes grupos taxonómicos y densidad poblacional; evaluar la variación temporal de la comunidad y determinar si el periodo de lluvia o sequía pudiera ser responsable de esta variación. Para ello se realizaron muestreos mensuales en 4 localidades (Valle Seco, Las Cabañas, Los Timones y Agua Sal) entre febrero y octubre de 2011, teniendo un diseño anidado donde en cada playa se muestrearon dos sitios y en cada sitio se tomaron 4 muestras. Las muestras fueron recolectadas con un trineo suprabentónico manual a una profundidad menor a 1m, fijadas en formaldehido al 10% diluido en agua de mar y posteriormente separadas e identificadas en grandes grupos taxonómicos. Para estimar la variación de precipitación mensual y los periodos de lluvia y sequía se obtuvieron los datos tomados por imagen satelital de la página web http://gdata1.sci.gsfc.nasa.gov/. Dado que el año 2011 fue un año atípico para Venezuela en cuanto a los regímenes de precipitación, se tomó como mes de sequía aquel cuya precipitación mensual fue menor a la del promedio de precipitación anual.

Se cuantificó un total de 17.117 individuos, pertenecientes a 20 grupos taxonómicos: anfípodos, bivalvos, cladóceros, cnidarios, copépodos, ctenóforos, cumáceos, decápodos, foraminíferos, gasterópodos, hidromedusas, isópodos, misidáceos, ofiuridos, opistobranquios, peces, picnogónidos, poliquetos, quetognatos y tanaidaceos. De ellos, los más abundantes fueron los ctenóforos (29,5%), anfípodos (24,0%), decápodos (18,4%), copépodos (12,2%), misidáceos (6,3%) y el 9,6% los restantes grupos. Separando estos grupos por playas, En Valle Seco, el grupo más abundante fueron los anfípodos (58,0%), seguido por los decápodos (21%); en Agua Sal, el grupo más abundante fueron los decápodos (33,9%), seguido por los ctenóforos (33,12%); en Las Cabañas el 59% está representado por ctenóforos, seguido por los anfípodos (13,7%); y en Los Timones los copépodos representaron el 28,9% seguidos por los decápodos (25%) (Figura 1).

La densidad promedio de organismos fue de 4,6 ind/m^2 en Valle Seco, 2,4 ind/m^2 en Agua Sal, 5,7ind/m^2 en Las Cabañas y 4,3ind/m^2 en Los Timones, siendo así Las Cabañas la localidad con mayor densidad promedio de organismos y Agua Sal la de menor. Las densidades promedio de organismos variaron mensualmente en las diferentes playas sin observarse ningún patrón en común, ni en los principales grupos que conforman la comunidad en cada mes ni en las densidades, observándose unas densidades excepcionales en septiembre para la playa Las Cabañas, febrero y junio para Los Timones y julio en Agua Sal. La riqueza de grupos varió entre las muestras, desde ningún organismo encontrado hasta muestras con 12 grupos taxonómicos, donde lo más frecuente fue entre 2 y 6 grupos taxonómicos por muestra.

Al comparar la composición de las playas con el periodo (lluvia/sequia) la interacción resulto no significativa (p=0,0118), por lo que se puede decir que cada playa varía por periodo de distintas formas. Dentro de cada playa la variabilidad es muy alta a nivel de las réplicas, representando este nivel el 84% de la variabilidad. Al comparar a nivel de sitio dentro de cada playa las diferencias no resultaron significativas (p=0,2987), pero al comparar entre playas la diferencia sí resultó muy alta (p=0,0001). Por lo tanto las playas son muy diferentes tanto entre ellas como dentro de ellas, no haciendo ninguna diferencia tomar varios sitios dentro de una playa.

Realizando el análisis SIMPER se observó que la similitud dentro de cada playa es muy baja (<25), sin embargo para todas las playas los decápodos son los principales responsables de esta similitud, contribuyendo en Valle Seco en un 52%, en Agua Sal en un 61,8%, en Las Cabañas 30,85% y finalmente en Los Timones

Laboratorio de Crustáceos Peracáridos. Centro de Biodiversidad Marina. Dpto. de Estudios Ambientales - INTECMAR. Universidad Simón Bolívar, A.P. 89000, Caracas, Venezuela (ili703@hotmail.com, amartinz@usb.ve)

35,73%. Al comparar la disimilitud entre playas se observa que fue mayor al 80% para cada combinación de playas. Para las playas Valle Seco-Agua Sal el 47,48% de esa disimilitud está dado por una mayor abundancia de decápodos y anfípodos en Valle Seco; al comparar Valle Seco con Las Cabañas, el 46,96% de la disimilitud está dada por una mayor abundancia de decápodos en Valle Seco y una mayor abundancia de ctenóforos en Las Cabañas; y al comparar Valle Seco con Los Timones, el 44,41% de la disimilitud está dada por una mayor abundancia de decápodos y anfípodos en Valle Seco. Al comparar Agua Sal con Las Cabañas el 52,79% de la disimilitud se debe a una mayor abundancia de ctenóforos en Las Cabañas y una mayor abundancia de decápodos en Agua Sal; comparando Agua Sal con Los Timones, el 47,40% de la disimilitud se debe a una mayor abundancia de decápodos en Los Timones y de ctenóforos en Agua Sal. Finalmente, al comparar Las Cabañas con Los Timones, el 44,81% de la disimilitud se debe a una mayor abundancia de ctenóforos en Las Cabañas y de decápodos en Los Timones. Por lo que se concluye que decápodos, anfípodos y ctenóforos son los principales grupos causantes de la disimilitud entre las playas.

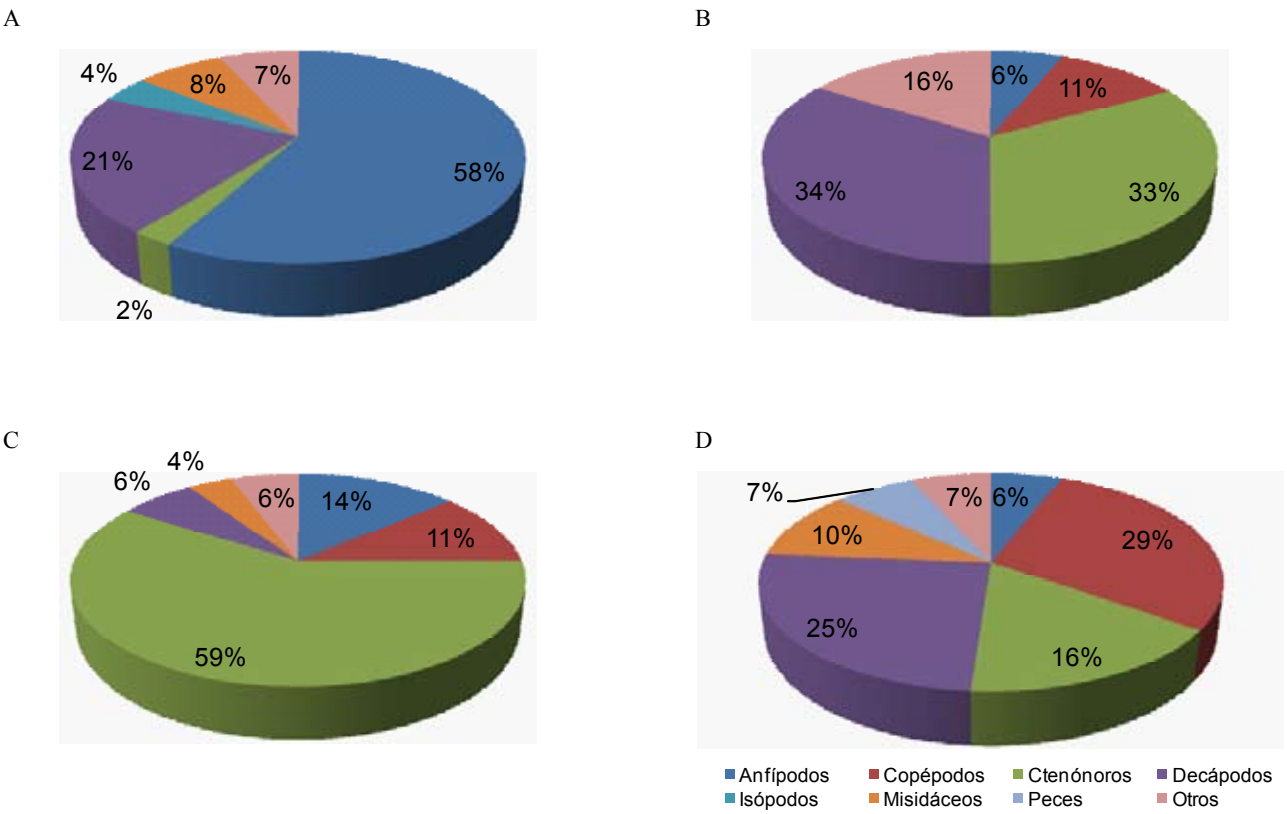


Figura 1 Composición porcentual de los principales grupos taxonómicos encontrados en las playas estudiadas. A: Valle Seco, B: Agua Sal, C: Las Cabañas, D: Los Timones

Posteriormente se realizó un análisis por centroides para observar cómo se comportaban las playas mensualmente, observándose que no hay ninguna relación entre los meses, siendo diferente la comunidad de cada playa para los diferentes meses de muestreo. Al correlacionar la matriz de abundancia de organismos con la precipitación mensual para la región en estudio, ninguna playa tuvo resultados significativos (Tabla I).

Tabla I. Correlaciones (coeficiente de correlación de Spearman) entre la densidad de grupos taxonómicos y la precipitación mensual para el área de estudio

	Precipitación
Valle Seco	-0,171
Agua Sal	-0,087
Las Cabañas	0,194
Los Timones	-0.175

Comparando estos resultados con los obtenidos en diversos estudios a nivel comunitario en zonas templadas (Colman y Seagrove 1955, Sorbe 1989, San Vicente y Sorbe 1993, Munilla y Corrales 1995, Munilla *et al.* 1998, Lock *et al*. 1999, San Vicente y Sorbe 2000), donde se ha estudiado principalmente el suprabentos de la zona litoral, se observa que si bien en muchos casos los crustáceos, en este caso anfípodos y decápodos, son los principales componentes del suprabentos al igual que lo aquí reportado, también en este estudio los ctenóforos fueron uno de los grupos con mayor abundancia, siendo responsables de la disimilitud entre varias playas. Esto es un resultado relevante ya que no han sido reportados ctenóforos como componentes principales de una comunidad suprabentónica.

Finalmente, se puede concluir que la comunidad suprabentónica de la región de Barlovento es muy variable tanto espacial como temporalmente, no presentando esta variación temporal ninguna relación con los periodos de lluvia y sequía que determinan el clima para la región de estudio.

Bibliografía

Cartes, J.E.; V. Papiol; A. Palanques; J. Guillén y M. Demestre. 2007. Dynamics of suprabenthos off the Ebro Delta (Catalan Sea: western Mediterranean): Spatial 13 and temporal patterns and relationships with environmental factors. Estuarine, Coastal and Shelf Science 75: 501-515.

Colman, J.S. y F. Seagrove. 1955. The tidal plankton over Stoupe Beck Sands, Robin Hood's Bay (Yorkshire, North Riding). Journal of Animal Ecology 24: 445-462.

Ligas, A.; P. Sartor, M. Sartini, A.Vannucci, S. De Ranieri y J. Cartes. 2007. Hyperbenthic Mysidae Haworth, 1825 (Peracarida, Mysida) from the continental shelf of the Northern Adriatic Sea. Crustaceana 80 (8): 969-977.

Lock, K.; B. Beyst y J. Mees. 1999. Circadiel patterns in the tidal plankton of a sandy beach in Zeebrugge (Belgium). Belgian Journal of Zoology 129: 339-352.

Mees, J. y M. B. Jones. 1997. The hyperbenthos. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review 35: 221-255.

Munilla, T. y M. Corrales. 1995. Suprabentos de la playa de Rosas (Gerona, Mediterráneo occidental). Orsis 10: 83-90.

Munilla, T.; M. Corrales y C. San Vicente. 1998. Suprabenthic assemblages from Catalan beaches: zoological groups. Orsis 13: 67-7.

San Vicente, C. and J. C. Sorbe. 1993. Estudio comparado del suprabentos de una playa catalana y otra vasca. Metodología y resultados preliminares. En: Estudios del bentos marino (1-4 Octubre, 1991. Mar Menor, Murcia, España). A. Pérez Ruzafa y C. Marcos Diego (eds.). Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía 11: 299-304.

San Vicente, C. y J.C. Sorbe. 2000. Temporal changes in the structure of the suprabenthic community from Hendaya beach (southern Bay of Biscay): A comparison with a northwestern Mediterranean beach community. Boletín Instituto Español de Oceanografía 17 (1 y 2): 107-120.

Sorbe, J.C. 1989. Estructural evolution of two suprabenthic soft-bottom communities of the South Gascogne continental shelf. Topics in marine Biology. Ros, J.D. (ED) Scientia Marina 53 (2-3): 335-342.

Comunidades bentónicas semi-profundas del Canal de Menorca (Islas Baleares): Bionomía, Cartografía y Conservación

Jordi Grinyó[a], Josep-Maria Gili[a], Andrea Gori[a], Stefano Ambroso[a], Carlos Dominguez-Carrió[a], Teresa Madurell[a], Susana Requena Moreno[a], Ariadna Purroy Albet[a], Claudio Lo Iacono[b], Martina Coppari[c]

El Canal de Menorca será una de las áreas marinas protegidas de aguas españolas que se declararán en el marco de la Red Natura 2000. Los motivos de su designación se basan en su singularidad pero también en su estado de conservación comparado con otras zonas similares del Mediterráneo. Un paso esencial para la presentación de la propuesta de área marina protegida es el estudio de las comunidades bentónicas.

Para llevar a cabo este estudio se han realizado cuatro campañas oceanográficas a bordo del B/O García del Cid en el marco del proyecto LIFE+INDEMARES. El paso previo al estudio de las comunidades ha sido la confección de una batimetría detallada de la zona, de un estudio de la naturaleza del sustrato mediante la combinación de diferentes técnicas (análisis de imagen, análisis granulométrico, análisis litológico, interpretación de datos batimétricos y de backscatter). El estudio de las comunidades biológicas se ha llevado a cabo mediante prospección con vehículos operados por control remoto (ROV) y submarinos tripulados equipados con cámaras de vídeo. Mediante muestreos selectivos realizados con el ROV y el sumergible, así como mediante el uso de la draga de arrastre Rauschert, se han recolectado organismos que han permitido la validación e identificaciones de las especies dominantes en los transectos de vídeo.

El análisis de los videos se ha hecho con técnicas de análisis cuantitativa de imágenes, y los datos se han tratado mediantes técnicas de análisis espacial. En total se han hecho 20 transectos entre 90 y 370 metros de profundidad, cubriendo 7.997 m^2 (aproximadamente).

Las principales comunidades bentónicas semi-profundas del Canal de Menorca son diferentes entre el sector sudeste y el sector noroeste. Un hecho destacado es la presencia del cañón submarino de Son Bou en la zona sudeste, siendo este una estructura geomorfológica que condiciona mucho las comunidades de la zona. Cerca del cañón y a sus alrededores se encuentra una comunidad dominada por antipatarios (*Antipathella subpinata*), por alcyonáceos (*Eunicella sp., Paramuricea clavata*, *Callogorgia verticillata* y *Nidalia studeri*) y esponjas (*Phakellia ventilabrum* o *Poecillastra compressa)*. En la zona noreste se encuentran comunidades dominadas por crinoideos de la especie *Leptometra phalangium* y otras organismos como el penatuláceo, *Funiculina quadrangularis.* La zona noroeste esta dominada por alcyonáceos como *Viminella flagellum, Callogorgia verticillata, Eunicella sp.*, esponjas como *Poecillastra compressa* y antipatarios como *Leiopathes glaberrima*.

Una de las principales conclusiones del estudio es la observación de la elevada diversidad de hábitats y riqueza de especies en una zona relativamente delimitada, con algunas asociaciones o comunidades desconocidas hasta la actualidad en el Mediterráneo. Diferentes factores como son la escasa incidencia de la actividad pesquera en algunos sectores del canal han favorecido la conservación de unos fondos marinos de gran diversidad y al mismo tiempo de una gran originalidad, hechos que justifican por si solos la declaración de área marina protegida.

[a] *Departament de Biologia Marina, Institut de Ciències del Mar (CMIMA-CSIC), 08003 Barcelona (grinyo@icm.csic.es)*
[b] *Unitat de Tecnologia Marina (UTM-CSIC), 08003 Barcelona*
[c] *Institut de Ciències i Tecnologies Ambietals (ICTA), Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Cerdanyola del Vallés*

Comunidades bentónicas de la plataforma continental del Cap de Creus: composición, diversidad, estructura espacial y estado de conservación

Carlos Dominguez-Carrió[a], Josep-Maria Gili[a] , Mikel Zabala[b], Andrea Gori[a], Stefano Ambroso[a], Jordi Grinyó[a], Teresa Madurell[a], Susana Requena Moreno[a], Ariadna Purroy Albet[a], Claudio Lo Iacono[c]

La plataforma continental y el cañón submarino del Cap de Creus pasarán a formar parte de la Red Natura 2000 como una de las áreas marina protegidas más importantes de la Península Ibérica. Su designación se basa en gran medida por la gran productividad que presenta la zona, dadas sus características fisicas y geográficas, así como la gran riqueza de comunidades y especies que se ha encontrado bajo sus aguas. Un paso esencial para la presentación de la propuesta de área marina protegida es el estudio de las comunidades bentónicas. Para llevar a cabo este estudio se han realizado tres campañas oceanográficas a bordo del B/O García del Cid en el marco del proyecto LIF+INDEMARES. El paso previo al estudio de las comunidades ha sido la confección de una batimetría detallada de la zona y de un estudio de la naturaleza del sustrato mediante la combinación de diferentes técnicas (análisis de imagen, análisis granulométrico, análisis litológico, interpretación de datos batimétricos y de backscatter). El estudio de las comunidades biológicas se ha llevado a cabo mediante prospección con vehículos operados por control remoto (ROV) y submarinos tripulados equipados con cámaras de vídeo. Mediante muestreos selectivos realizados con el ROV y el sumergible, así como mediante el uso de la draga de arrastre Rauschert, se han recolectado organismos que han permitido la validación de las identificaciones de las especies dominantes en los transectos de vídeo.

El análisis de los vídeos se ha hecho con técnicas de análisis cuantitativo de imágenes y los datos se han tratado mediantes técnicas de análisis espacial. Más de 30 transectos de ROV fueron desarrollados frente las costas del Cap de Creus en profundidades entre los 80 y los 140 m, cubriendo distancias de más de 18 km lineares, equivalentes a una superficie analizada de hasta 6 km^2. El análisis cuantitativo de los videos nos ha permitido conocer cuál es la distribución espacial y el estado de conservación de las poblaciones de las especies más importantes que habitan en la plataforma continental, aportando así los primeros datos cuantitativos de densidad y distribución de las principales especies de la megafauna.

Los análisis multidimensionales desarrollados han revelado la presencia de un número elevado de comunidades bentónicas en un área relativamente pequeña y castigada fuertemente por las actividades pesqueras. El tamaño de grano del sustrato, así como la distribución del esfuerzo pesquero, parecen ser los dos factores principales que condicionan la distribución de estas comunidades en el área de estudio. Las zonas que presentan sustratos duros (roca aflorante o subaflorante) se ven dominadas por esponjas de la especie *Desmacidon fruticosum* y gorgonias del género *Eunicella*, con elevados valores de fauna asociada. En zonas donde el sustrato se encuentra dominado por restos bioclásticos de gran tamaño mezclados entre bloques de piedra, los equinodermos de las especies *Echinus acutus, Cidaris cidaris* y *Holothuria* sp., así como ceriantarios de la especie *Cerianthus membranaceus*, se vuelven dominantes. A medida que el sedimento se vuelve más fino vamos encontrando zonas dominadas por pennatuláceos, mayoritariamente de las especies *Pteroeides spinosum* y *Pennatula rubra*, que desarrollan poblaciones con densidades localmente muy elevadas de hasta 10 ind/m^2. En ciertas zonas muy específicas de la plataforma se han podido observar grandes agregaciones de equinodermos, donde cabría destacar las formadas por el crinoideo *Leptometra phalangium* o aquellas agregaciones masivas formadas por ofiuras de la especie *Ophiothrix quinquemaculata*. En zonas donde el sedimento se vuelve mucho más fino, siendo las arenas y los fangos dominantes, podemos encontrar poblaciones del pennatuláceo *Funiculina quadrangularis*, en densidades relativamente bajas y siempre acompañado por otras especies de pennatuláceos mucho más comunes en el resto de la plataforma.

Los resultados aquí presentados deben de ser considerados como un paso inicial de un estudio más amplio, cuyo objetivo principal es el de producir un detallado análisis de la estructura de comunidades para la zona delimitada por el proyecto INDEMARES en la plataforma continental del Cap de Creus.

[a] *Departament de Biologia Marina, Institut de Ciències del Mar (CMIMA-CSIC), 08003 Barcelona (cdominguez@icm.csic.es)*
[b] *Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, 08028 Barcelona*
[c] *Unitat de Tecnologia Marina (UTM-CSIC), 08003 Barcelona*

Adaptación y comportamiento en cautividad de los invertebrados marinos procedentes del descarte

Elia Vallejo[a], Alfredo García-de-Vinuesa[a], Pilar Sánchez[a], Monsterrat Demestre[a]

El proyecto VIBAM (Programa de Recerca i Conservació, Zoo Barcelona) tiene como objetivo estudiar los diferentes mecanismos de adaptación y comportamiento de los invertebrados marinos en cautividad, para conocer más a fondo la problemática que la pesca de arrastre ocasiona sobre estos invertebrados bentónicos procedentes del descarte.

Este estudio combina la investigación con la divulgación.

A partir de estudios previos de supervivencia de invertebrados procedentes del descarte (López *et al*., 2003, Wassenberg, 1993), se han aplicado diferentes metodologías en acuarios experimentales a organismos procedentes del descarte para conseguir condiciones óptimas en cautividad. Los resultados de estas investigaciones permiten avanzar en la tarea divulgativa de exposición en acuarios de la fauna autóctona de los fondos mediterráneos.

Los invertebrados marinos utilizados en el estudio, se han obtenido mediante campañas experimentales, a lo largo del 2012, a bordo de dos arrastreros del puerto de Palamós, cubriendo rangos de profundidad entre 50 y 400m. Los ejemplares seleccionados se trasladaron a los tanques de la Zona de Acuarios Experimental (ZAE), del Instituto de Ciencias del Mar (ICM.-CSIC) de Barcelona.

Experimentos realizados:

1. Adaptación al medio y a la alimentación.

Se analizan distintas fases experimentales para obtener los parámetros de *situación de bienestar* máximo en organismos en acuarios.

1.1 Organismos sésiles

Durante 3 meses, en un tanque experimental de 700 litros de capacidad se colocaron 3 tipos distintos de sustrato: arena, fango y piedras. Posteriormente se introdujeron organismos sésiles, cnidarios y ascidias, a los que se les proporcionaba distintos tipos de alimento y se analizaba la abertura de los pólipos y de los sifones respectivamente, en relación al sustrato y al alimento. La secuencia del *tipo de alimento* era semanal: lunes: liquido compuesto de rotíferos, copépodos y microalgas; martes: sin alimento; miércoles: artemia; jueves: sin alimento, viernes: artemia y el fin de semana, sin alimento.

Los resultados muestran que las ascidias tienen los porcentajes máximos de abertura de sifones en el sustrato *tipo fango* y para ambos *tipo de alimento*: liquido 86% y artemia 71%. Los porcentajes más bajos se obtuvieron con el sustrato *tipo arena* y para ambos *tipo de alimento*: liquido 57% y artemia 43%

En el caso de los cnidarios el porcentaje más elevado de abertura de pólipos se obtuvo en el sustrato *tipo fango* y en el *tipo arena*, y con *tipo sin alimento* después del día *tipo liquido*, siendo en ambos del 79%, mientras que el más bajo, 21%, fue en sustrato *tipo piedras* y con *tipo sin alimento* después del día *tipo líquido*.

Comparando los porcentajes obtenidos de sifones abiertos para las ascidias en los 3 tipos de sustratos, el *tipo día sin alimento* después de alimento *tipo artemia* son muy parecidos al día que se da alimento *tipo artemia*, mientras que con el alimento *tipo líquido*, el día de después, con *tipo sin alimento*, presenta unos porcentajes más bajos. En el caso de los cnidarios, se puede observar como el día *tipo sin alimento* después de alimento *tipo artemia* obtiene porcentajes más elevados que el día *tipo artemia*, mientras que para el alimento *tipo liquido*, el día de después con *tipo sin alimento*, presenta unos porcentajes más bajos. Esto muestra que el alimento *tipo líquido* es más fácil de filtrar para ambos organismos lo que les proporcionaría una mayor situación de bienestar, siendo el alimento *tipo artemia* más difícil de capturar.

1.2 Organismos móviles

En otro tanque experimental de 700L, se colocaron también 3 tipos distintos de sustrato: arena, fango y piedras. En este caso se introdujeron organismos móviles, seis especies de crustáceos, *Liocarcinus depurator, Dardanus arrosor, Pagurus prideauxi, Medorippe lanata, Parthenope macrochelos* y *Monodaeus couchii*, a los que se les proporcionaba como alimento mejillones, variándolo semanalmente en los diferentes sustratos (tabla 1) y se analizaba la elección de sustrato de cada individuo.

Tabla 1. Secuencia de alimentación semanal para el experimento de los organismos móviles.

Semana	Arena	Fango	Piedras
A	Mejillones	Mejillones	Mejillones
B	Mejillones	-	-
C	-	Mejillones	-
D	-	-	Mejillones
E	-	-	-

Liocarcinus depurator, durante las 5 semanas del experimento, se ha encontrado enterrado en la arena el 100%. Para *Medorippe lanata,* se han dado un 92% en fango y para *Parthenope macrochelos* el 84% en las piedras. *Monodaeus couchii* se ha encontrado la mayoría de los días, 88%, en la red, escondido entre las bandejas.

[a] *Instituto de Ciencias Del Mar (ICM-CSIC) Passeig Marítim de la Barceloneta, 37/49 08003 Barcelona, España (vallejo@icm.csic.es)*

Según los resultados, para estas 4 especies la alimentación no influye en la elección del sustrato. Su comportamiento muestra que eligen el sustrato que mejor se adapte a sus necesidades de camuflaje para conseguir máxima supervivencia. Los dos ermitaños, se han movido por todos los sustratos, coincidiendo muchas veces sus porcentajes mas altos con el alimento en ese sustrato, para *Dardanus arrosor* el 80% en la arena, coincidiendo con la semana B donde el alimento se encontraba en este sustrato *y* para *Pagurus prideauxi* se han dado un 60% en arena en la semana B y en fango la semana C. Por el hecho de habitar en una concha la protección del sustrato en acuarios no parece tan necesario para su supervivencia como en el caso de los otros crustáceos.

2. Competencia entre crustáceos y equinodermos.

Con este experimento se analizan las interacciones biológicas entre estos dos grupos de organismos móviles mantenidos en acuarios.

En un tanque de 1500L se coloco una bandeja de 40*30*10cm con arena y se liberaron ocho crustáceos de la especie *Dardanus arrosor* y cuatro estrellas de la especie *Astropecten aranciacus*. Posteriormente, en un tanque de 50L, sin arena se introdujo un individuo de cada especie. En ambos tanques, todos los lunes, miércoles y viernes se les alimentaba con mejillones.

En el tanque de 1500L, al cabo de 3 días una de las estrellas *Astropecten aranciacus* fue devorada en su totalidad por los *Dardanus arrosor*. Otra de ellas se encontró solo con 3 brazos y 4 días después solo estaba el cuerpo. Las otras 2 estaban sin daños enterradas en la arena.

En el tanque de 50L, al cabo de 1 mes, a *Astropecten aranciacus* le quedaban solo 2 brazos.

Para conseguir que ambos individuos puedan convivir juntos en cautividad es necesario que el acuario contenga arena para que *Astropecten aranciacus* pueda esconderse y protegerse de los ataques de los *Dardanus arrosor*. Estos resultados se corresponden con los encontrados en otros estudios que muestran comportamientos depredadores entre organismos procedentes del descarte (López *et al*., 2003). Los resultados observados en estos experimentos ponen en evidencia determinadas necesidades de los invertebrados bentónicos estudiados para que puedan alcanzar el bienestar máximo esperado en acuarios de exposición al público.

Comunidades de macrofauna presentes en intermareales arenosos de Andalucia occidental. Estructura y composición

Mª José Reyes-Martínez[a], Mª Carmen Ruiz-Delgado[a], J.Emilio Sánchez-Moyano[b], Francisco José García-García[a]

Las playas arenosas son zonas de interacción entre el medio terrestre y el medio marino; consecuentemente son ambientes muy dinámicos, determinados primariamente por la interacción de arena, olas y mareas. Estudios recientes en todo el mundo han mostrado que estos ecosistemas presentan una gran heterogeneidad y diversidad de organismos, muchos de los cuales tienen elevada importancia tanto ecológica como económicamente.

En España, los estudios sobre ecología de playas arenosas se han realizado principalmente en el norte de la península. Sin embargo en Andalucía, caracterizada por presentar un litoral de más de 1000 km donde acontecen, sobre todo en su vertiente atlántica, una gran cantidad de playas arenosas, el conocimiento sobre la diversidad biológica de estos ecosistemas es escaso e insuficiente.

Por ende, el objetivo principal del presente trabajo será determinar tanto la composición como la estructura de las comunidades de macrofauna presentes en intermareales arenosos de Andalucía Occidental. Para ello, se seleccionaron 13 playas comprendidas entre Isla Canela (Huelva) y Tarifa (Cádiz) donde, además de las muestras faunísticas se tomaron diferentes datos para caracterizar las playas tanto física (granulometría, contenido en materia en orgánica, porcentaje de humedad, pendiente,…) como morfodinámicamente. El diseño muestral consistió en delimitar un área perpendicular a la línea de costa de 100 metros de anchura, donde se establecieron 6 transectos al azar divididos cada uno en 10 niveles equidistantes. En cada uno de estos niveles se tomó una muestra, obteniéndose un total de 60 muestras y una superficie total muestreada de de 3 m2 por playa de estudio.

En cada una de los intermareales se realizaran análisis univariantes, con el fin de determinar la riqueza y la diversidad de especies presentes, y análisis multivariantes, que determinen si existen diferencias en la estructura de la comunidad de las distintas zonas de estudio y en su caso, definir cuáles son las especies responsables de esas diferencias. Por otro lado, también se realizan análisis cuyo objetivo sea mostrar posibles relaciones entre las características ambientales de las playas y su comunidad macrofaunal.

Este trabajo forma parte del proyecto “Estructura de las comunidades y zonación de la macrofauna en playas arenosas de Andalucía Occidental. Efecto de gradientes de presión causados por la actividad humana sobre la macrofauna”, con referencia HUM-4717, financiado por la Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa de la Junta de Andalucía y englobado en el Programa de Incentivos a Proyectos de Investigación de Excelencia de las Universidades y Organismos de Investigación de Andalucía.



Figura 1. Localización de las playas de estudio

[a] *Dpto. Sistemas Físicos, Químicos y Naturales, Facultad Ciencias Experimentales, Universidad Pablo de Olavide, Carretera de Utrera Km 1, 41013 Sevilla (mjreymar@upo.es).*
[b] *Dpto. Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla. Avd. Reina Mercedes 6, 41012 Sevilla.*

Efecto de los factores físicos y geográficos sobre la macrofauna en playas arenosas del Océano Atlántico

Francisco José García-García[a] , Mª José Reyes-Martínez[a], Mª Carmen Ruiz-Delgado[a], J. Emilio Sánchez-Moyano[b], Valeria Gomes Veloso[c]

Las playas arenosas han sido clasificadas a partir de las interacciones entre factores físicos y biológicos. De forma general, se ha establecido la existencia de un incremento de la riqueza específica y densidad de individuos desde playas reflectivas a disipativas (McLachlan *et al*., 1981). Las comunidades de macrofauna en playas arenosas han sido estudiadas principalmente a partir de datos de riqueza y abundancia de las especies presentes. Sin embargo, el empleo de categorías taxonómicas inferiores, como es la de especie, trae consigo la dificultad de realizar comparaciones entre playas localizadas en regiones geográficas muy distantes, debido a la limitación ocasionada por la propia distribución de las especies. Debido a esto, el empleo de las especies no permite comparar áreas muy distantes geográficamente y discernir cómo los factores físicos ejercen sobre la macrofauna. En este sentido el uso de categorías taxonómicas superiores (ej. Familia) puede resultar de ayuda al eliminar barreras geográficas ya que en su mayoría presentan una distribución anfiatlántica o incluso más amplia.

El empleo de grupos funcionales en vez de los taxonómicos también contribuye a simplificar la complejidad de las comunidades y alcanzar ideas más claras sobre la estructura y función de los sistemas cuando las listas taxonómicas son muy extensas y muy dispares. Así, en ocasiones se emplean los grupos tróficos para conocer la estructura y modelos de distribución de la macrofauna.

En el presente trabajo se analiza la comunidad de macrofauna en playas situadas en área geográficas pertenecientes a diferentes ecorregiones del Atlántico, con el fin de determinar si las variaciones que se aprecian en las comunidades se hayan estar afectadas por la localización geográfica independientemente del estado físico o morfodinámico de ellas.

Se comparan las comunidades macrofaunales de playas arenosas del Atlántico con diferentes características morfodinámicas, desde playas disipativas hasta reflectivas y desde playas expuestas hasta protegidas. A partir de la clasificación establecida por Spalding *et al*. (2007), las playas analizadas se localizan en las Provincias *Lusitanica, Tropical Southwesterm Atlantic* y *Warm Temperate Southwestern Atlantic*. Los datos empleados proceden de observaciones personales de los autores y de los tomados a partir de bibliografía.

Para los análisis biológicos se ha considerado la riqueza específica, la densidad referida al porcentaje del número de individuos de cada Familia por metro cuadrado y el índice trófico (Paiva, 1993; Pinedo *et al.*, 1997) y factores ambientales de tamaño medio de grano, inclinación, parámetro Dean, latitud y longitud.

A partir de los resultados obtenidos se observa que, con independencia del tipo de datos biológicos utilizados y de las características físicas de las playas, éstas tienden a mantenerse agrupadas por regiones geográficas.

Este trabajo forma parte del proyecto, con referencia HUM-4717, financiado por la Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa de la Junta de Andalucía y englobado en el Programa de Incentivos a Proyectos de Investigación de Excelencia de las Universidades y Organismos de Investigación de Andalucía y del proyecto con referencia PHB-2008-0132 del Programa Hispano-Brasileño de Cooperación Interuniversitaria.

Bibliografía

McLachlan, A., Woodridge, T. & Dye, AH, 1981. The ecology of sandy beaches in southern Africa. S. Afr. J. Zool., 16: 219-231.

Paiva, P.C. 1993. Trophic structure of a shelf polychaete taxocoenosis in southern Brazil. Cah. Biol. Mar., 35: 39-55.

Pinedo, S., Sardá, R. & Martín, D. 1997. Comparative study of the trophic structure of the soft bottom assemblages in the Bay of Blanes (Western Mediterranean Sea). Bull. Mar. Sci., 60: 529-543.

Spalding, M.D., Fox, H.E., Allen, G.R., Davidson, N., Ferdaña, Z.A., Finlayson, M., Halpern, B.S., Jorge, M.A., Lombana, A., Lourie, S.A., Martin, K.D., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C.A. & Robertson, J. 2007. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of coastal and shelf areas. BioScience, 57 (7): 573-583.

[a] *Dpto. Sistemas Físicos, Químicos y Naturales, Facultad Ciencias Experimentales, Universidad Pablo de Olavide, Carretera de Utrera Km 1, 41013 Sevilla (fjgargar@upo.es).*
[b] *Dpto. Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla. Avd. Reina Mercedes 6, 41012 Sevilla.*
[c] *Laboratorio Ecologia Bentica, UNIRIO Rio Janeiro, Brasil*

Submarine habitat images around El Hierro Volcano

Marcos González-Porto[a], Bruno Almón[a], Ana García-Alegre[b], Alberto Brito[c], Francisco Sánchez[b], Pablo Martín-Sosa[a]

During October 2011 an eruptive process began at southern El Hierro, next to a Marine Reserve. This is the youngest Canary Island. Between October and November 10 dives were conducted aboard O/V Ramon Margalef, capturing images with the ROV "Liropus 2000" and Photogrammetric Sled "Politolana" around the eruption.

There was no imaging of living organisms in two of the dives. The sampled depth range was from 200 to 1.000 meters, and variable sampling duration of 7 minutes to 2 hours. The videos were viewed second by second, taking note of the presence of organisms and the moment they appeared. Taxonomic identification of organisms was performed down to the lower level that could be reached.

Lithistid sponge communities dominated by *Neophrissospongia nolitangere* along with the cnidarians *Viminella flagellum* and *Coenosmilia fecunda* have been observed, typical of areas dominated by sediment-clogged rocky bottoms off the Macaronesian region and gorgonian *Callogorgia verticillata* and the antipatharian *Stychopathes* spp facies in areas with clean rock bottoms.

[a] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias (marcos.gonzalez@ca.ieo.es)*
[b] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Santander*
[c] *Biodiversidad, Ecología Marina y Conservación. Universidad de La Laguna, Departamento de Biología Animal*

Los antipatarios (Cnidaria, Anthozoa, Antipatharia) de los fondos batiales de Galicia (NW Península Ibérica): *Habitus*, hábitat, distribución espacial y batimétrica

L. Barrio[a,b], V. Urgorri[a,b], M.P. Señaris[a,b], L. Pedrouzo[a,b], M.C. Cobo[a,b], M.T. Losada[b], M. Candás[b] & G. Díaz-Agras[b]

Los antipatarios, conocidos como corales negros, son un grupo de antozoos coloniales que forman parte de los arrecifes de coral de aguas frías. Estos antozooarios presentan un eje esquelético córneo de antipatina provisto de espinas de diferente morfología y distribución, y pólipos de pequeño tamaño con seis tentáculos sencillos, seis mesenterios primarios y ninguno, cuatro o seis mesenterios secundarios. Son organismos bentónicos presentes en las cuencas oceánicas desde 100 hasta 8600 m. de profundidad (FRANCE *ET AL.*, 2007; ROBERTS *ET AL.*, 2009).

Durante las campañas oceanográficas de la USC: DIVA-Artabria I (2002 y 2003), Vertidos (2004), A Selva 08 (2008), DIVA-Artabria II (2008 y 2009) y ForSaGal 09 (2009) se muestrearon los fondos profundos batiales y abisales adyacentes a la costa de Galicia. Esta zona presenta, en el norte, un talud continental muy abrupto, mientras que en el noroeste la inclinación es más suave, alcanzando ambos taludes los 5000 m de profundidad en la planicie abisal del Golfo de Vizcaya. En el oeste se extiende hasta 3000 m en el Paso de Galicia, zona que lo separa de la montaña submarina del Banco de Galicia, cuya cumbre está a 614 m de profundidad, en la que sus laderas enlazan con las planicies abisales adyacentes: al norte la planicie abisal del Golfo de Vizcaya que alcanza 5000 m de profundidad y al oeste la Planicie Abisal Ibérica llegando hasta 5400 m de profundidad. Al noroeste del Banco de Galicia hay una pequeña montaña, el Banco Fisterra, circundada por el paso del Theta Gap que comunica ambas planicies a través de un salto batimétrico de 400 m de profundidad. En todos estos fondos prospectados se recolectaron muestras con antipatarios únicamente en los fondos batiales (200-4000 m de profundidad) mediante el uso de las dragas: Agassiz Trawl (AT), de roca rectangular (DRR), de roca circular (DCR) y rectangular de naturalista (DRN). Debido al uso de estas dragas de arrastre algunos antipatarios llegan mezclados con piedras y sedimento en el copo, presentando algún grado de deterioro, fundamentalmente en los pólipos, por lo que los ejemplares presentados en esta comunicación son aquellos cuyo cenénquima se encuentra en buen estado de conservación.

[a] *Estación de Bioloxía Mariña da Graña, Universidade de Santiago de Compostela, Rúa da Ribeira 1, A Graña, Ferrol, España. (lucia.barrio@usc.es)*

[b] *Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela. Rúa Lope Gómez de Marzoa, s/n. Campus Sur 15872 Santiago de Compostela, España.*

De las muestras estudiadas se identificaron un total de 97 ejemplares (BRITO & OCAÑA, 2004; BROOK, 1889; MOLODTSOVA & PASTERNAK, 2005; OPRESKO, 1972, 2002). Estos antipatarios corresponden a tres familias distintas (Antipathidae Ehrenberg, 1834; Leiopathidae Haeckel, 1896 y Schizopathidae (Brook, 1889)) y cuatro especies: *Stichopathes gracilis* Gray, 1857; *Leiopathes glaberrima* (Esper, 1788); *Bathypathes patula* Brook, 1889 y *Parantipathes hirondelle* Molodtsova, 2006. La especie más abundante es *Stichopathes gracilis* con 74 ejemplares comprendidos entre 614 y 2121 m de profundidad, seguida de *Parantipathes hirondelle* con 11 ejemplares de profundidades entre 312 y 972 m. A continuación se encuentra *Leiopathes glaberrima* con 10 ejemplares comprendidos entre 581 y 2121 m de profundidad y, por último, *Bathypathes patula* con 2 ejemplares de profundidades de 614 y 960 m respectivamente. El sustrato más común en todas las especies es el compuesto por nódulos polimetálicos y piedras, aunque también hay muestras de arena e incluso fango, por lo que la variabilidad es muy amplia.

Con el fin de ampliar los conocimientos que existen de este grupo de cnidarios en el sistema profundo de Galicia, en esta comunicación se presenta el *habitus* de las especies estudiadas, el hábitat en el que fueron recolectadas, y la distribución espacial y batimétrica en los fondos batiales de Galicia.

Bibliografía

BRITO, A. & OCAÑA, O. (2004). Corales de las Islas Canarias. Antozoos con esqueleto de los fondos litorales y profundos. Universidad de La Laguna. La Laguna. 477 pp.

BROOK, G. (1889). Report on the Antipatharia collected by H.M.S. Challenger during the years 1873-76. Report on the Scientific Results of the The Voyage of H.M.S. Challenger, Zoology, 32(80). Edinburg: 1-222.

FRANCE, S.C., BRUGLER, M. & OPRESKO, D.M. (2007). Order Antipatharia. In: The Phylum Cnidaria: A review of phylogenetic patterns and diversity 300 years after Linnaeus. M. Daly, M. Brugler, P. Cartwright, A.G. Collins, M.E. Dawson, D.G. Fautin, S.C. France, C.S. McFadden, D.M. Opresko, E. Rodriguez, S.R. Romano, and J.L. Stake. Zootaxa, 1668: 136-138.

MOLODTSOVA, T.N. & PASTERNAK, F.A. (2005). Redescription of Parantipathes euantha (Pasternak, 1958) (Anthozoa: Antipatharia) from Kurile-Kamchatka Trench. Invertebrate Zoology, 2(2): 169-179.

OPRESKO, D.M. (1972). Redescriptions of antipatharians described by L.F. Pourtalès. Bulletin of Marine Science, 22(4): 950-1017.

OPRESKO, D.M. (2002). Revision of the Antipatharia (Cnidaria: Anthozoa). Part II. Schizopathidae. Zoologische Mededelingen Leiden, 76(22): 411-442.

ROBERTS, J.M., WHEELER, A., FREIWALD, A. & CAIRNS, S.D. (2009). Cold-water corals. The biology and geology of deep-sea coral habitats. Cambridge University Press. Cambridge. 334 pp.

Agradecimientos

Esta publicación es una contribución a los proyectos: PGIDT01PXI20008PR, PGIDIT05PXIC20001P, PGIDIT07PXB000120PR, A Selva-08 y ForSaGal-09 de la D.X. de I+D+i de la Xunta de Galicia y del VEM2003-20070-C04-04, CGL2004-22429-E y CTM2004-00740 del Ministerio de Educación y Ciencia, realizados por la Estación de Bioloxía Mariña da Graña de la USC.

Assemblages structure of deep-water subrabenthos and its importance in the diet of the nectobenthonic organisms in two fishing areas in the Balearic Islands (NW Mediterranean)

Edurne Blanco[a], Maria Valls[a], Asvin P.Torres[a], Alicia Herrera[b], Carmen Barberá[a], Patricia Reglero[a]

The suprabenthos comprises all bottom-dependent swimming animals (adults and larvae) that occupy the water layer immediately adjacent to the sea bottom. These organisms can play an important role in the diet of demersal megafauna. In this study we describe the assemblage structure of the suprabenthos and their contribution to the diet of several demersal fish species. During two oceanographic cruises carried out in winter 2009 and summer 2010, samples of suprabenthos, nectobenthos and the abiotic characteristics of the deep water were collected in two fishing areas of Mallorca (Balearic Islands, NW Mediterranean), Cabrera (S) and Sóller (NW), at three different depths: 250, 650 and 850 m. Stomachs content of the most abundant fishes were analysed by prey's frecuency of occurrence (%F) and numerical composition (%N). In general fish larvae, ostracoda, prejuvenil fish larvae, amphipoda and euphauseacea densities were higher in winter and in the area of Sóller. Depth was the main factor marking dissimilarities between samples, especially in the case of samples of 250 m, whereas the samples of 650 and 850m were very similar. The community structure also changed between southern and westerns locations, showing different pattern of taxonomic groups dominance. These patterns could be related to the characteristics of the deep water masses. Suprabenthic organisms appeared in most of the stomachs analysed comprising the major part in the diet of the 9 species of the nectobenthos that was studied (*Lepidorhombus boscii*, *Lophius budegassa*, *Merluccius merluccius, Etmopterus spinax, Conger conger, Phycis blennoides, Galeus melastomus y Micromesistius poutassou*). Fish and decapoda were the most important prey group in the stomach contents, followed by euphausiacea, isopoda, cephalopoda and mysidacea. However, the preference of preys was not related with their densities in the environment. Selectivity of the predator may be related with others characteristics of suprabenthic organism (nutritional value, capacity to escape, behavior, etc), playing an important role driving the interactions among suprabenthos and demersal fish food webs.

[a] *Spanish Institute of Oceanography. Centre Oceanogràfic de les Balears. Moll de Ponent s/n, 07015 Palma, Spain (edurne.blanco@ba.ieo.es)*
[b] *Institute of Oceanography and Global Change. Biological Oceanography Group. Universidad de las Palmas de Gran Canaria, Spain*

Estructura trófica de la macrofauna bentónica de sustratos blandos del Banco de Galicia (Océano Atlántico, NO Península Ibérica)

Antía Lourido[a], Santiago Parra[a], Juan Fernández[a], Carmen Vázquez[a], Alberto Serrano[b]

Durante el 2010 y el 2011 se llevaron a cabo dos campañas oceanográficas en el Banco de Galicia, una montaña submarina localizada al noroeste de la Península Ibérica, con el objetivo de identificar espacios de valor para la Red Natura 2000. Estas campañas multidisciplinares, llevadas a cabo bajo el proyecto LIFE+ INDEMARES en los mares españoles, incluyeron el estudio de las comunidades bentónicas asentadas en los fondos blandos de esta montaña submarina.

Se muestrearon un total de 28 estaciones distribuídas por todo el banco (Fig. 1). Los sedimentos y las comunidades infaunales fueron muestreados con una draga box corer que presentaba una superficie de muestreo de 0.09m^2. Se recogió además una muestra adicional de sedimento en cada estación para el estudio de su granulometría y contenido orgánico. Las muestras para el estudio faunístico se tamizaron a bordo a través de un tamiz con una luz de malla de 0.5 mm. El material retenido en el tamiz se fijó con formol neutralizado con tetraborato sódico, al cual se le había añadido previamente cloruro magnésico para el anestesiado de los organismos y Rosa de Bengala para facilitar la separación de los mismos en el laboratorio.

La estructura trófica de la macroinfauna bentónica fue analizada agrupando las especies en cinco grupos tróficos: carnívoros (C), depositívoros de superficie (DS), depositívoros de subsuperficie (DSS), suspensívoros (S) y el grupo "Otros" (omnívoros, herbívoros y carroñeros). Los DS fueron el grupo trófico más abundante en la zona de estudio, seguidos por los C y el grupo "Otros". S y DSS presentaron menores valores de dominancia que los grupos anteriormente mencionados (Fig. 2).

Al dividir las estaciones muestreadas en tres rangos batimétricos se observó que los DS dominaron numéricamente a todas las profundidades (Fig. 3). Entre 500-1000 metros de profundidad los DS se vieron seguidos en abundancia por C y S, siendo los DSS y el grupo "Otros" los grupos minoritarios; entre 1000-1500m, y a >1500m de profundidad, los C y el grupo "Otros" siguieron en abundancia a los DS, presentando un número menor de ejemplares los DSS y S.

En cuanto a la preferencia de cada grupo trófico por un tipo sedimentario concreto, se observó que el grupo "Otros", C, S y DSS mostraron sus mayores abundancias en las arenas medias del Banco de Galicia, mientras que los DS fueron más abundantes en las arenas finas.

A partir de la abundancia de los grupos tróficos, diversos análisis multivariantes fueron realizados para estudiar su correlación con las variables ambientales. El análisis BIO-ENV concluyó que la combinación de la profundidad y la mediana fueron los factores ambientales que mejor explicaron la distribución de los grupos tróficos en la zona estudiada. Respecto a la abundancia de los grupos faunísticos, los poliquetos fueron los más abundantes dentro de los DS, de los DSS, de los C y del grupo "Otros", mientras que los equinodermos fueron el grupo faunístico dominante de los S (Fig. 4).

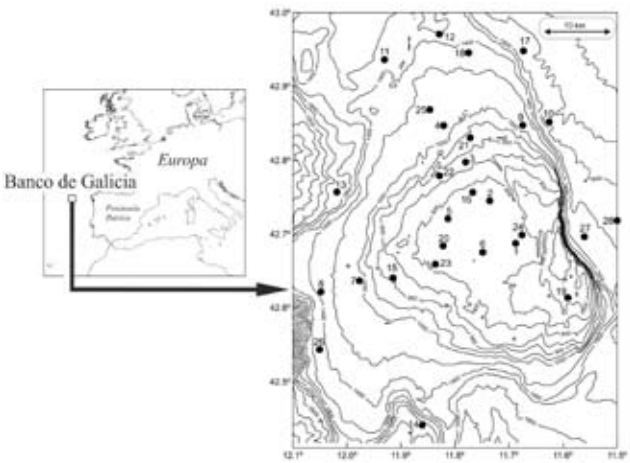


Figura 1. Localización de la zona de estudio y de las estaciones de muestreo

[a]*Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de A Coruña. Spain. (Email:antia.lourido@co.ieo.es)*
[b]*Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de Santander. Spain.*

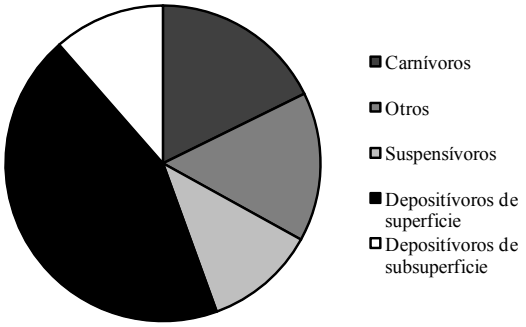


Figura 2. Abundancia (%) de los principales grupos tróficos en el Banco de Galicia.

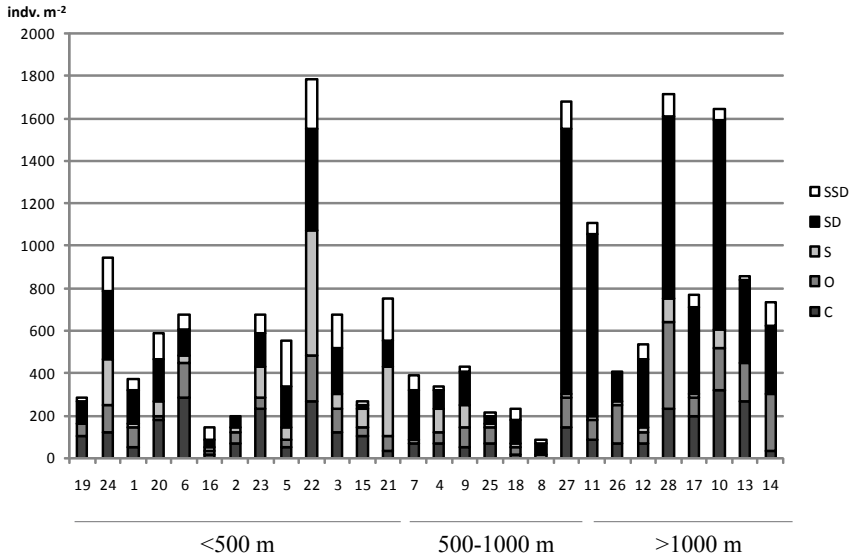


Figura 3. Abundancia absoluta (ind. /m^2) de los grupos tróficos macroinfaunales considerados en las estaciones muestreadas en el banco de Galicia, ordenadas en función de su profundidad.

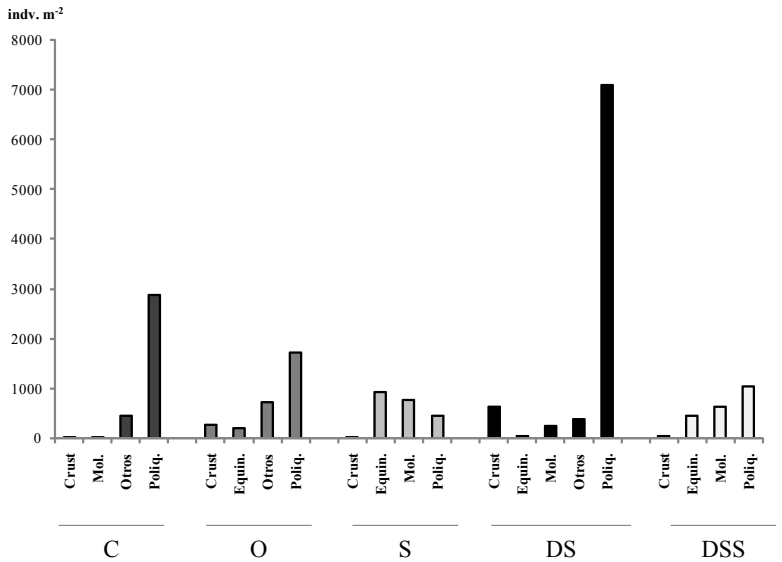


Figura 4. Abundancia absoluta (ind. /m^2) de cada grupo faunístico dentro de los grupos tróficos considerados en este estudio.

Epibionthic assemblages on the spines of two cidaroid species: *Cidaris cidaris* (Linnaeus, 1758) and *Stylocidaris affinis* (Philippi, 1845)

José Manuel González-Irusta[a], Marcos González-Porto[b], Cristina Boza[b], Pablo Martín-Sosa[b]

Sea urchins are one of the most abundant invertebrates groups on the deep-sea bottoms of the Canary Islands. Urchins not only increase habitat richness with their own diversity but they are the carrier of several epibionts inhabiting on their spines as well. The LIFE + project INDEMARES pretends to improve marine habitats knowledge to create a Spanish net of marine protected areas which include a good representation of the Spanish marine biodiversity (www.indemares.es).

With this purpose, the importance of urchins epibionts in the total biodiversity of the 'Banco de la Concepción' seamount was studied. The importance of Urchins on the deep-sea biodiversity has been already observed by Linse *et al* (2008). These authors investigated the importance of Cidaroids and their epibionts on the total biodiversity of the Scotia Arc and they demonstrated that these urchins constituted 38% of the total macrofaunal richness in the trawls they were present. 'Banco de la Concepción' seamount has a great urchins richness (12 different species have identified until now) but only two species carry epibionts; *Cidaris cidaris* (Linnaeus, 1758) and *Stylocidaris affinis* (Philippi, 1845) (Figure 1). These species have a clear niche separation; *S. affinis* is only abundant in the top, in depths ranges between 200 to 350 m, whereas *C. cidaris* is present in a more widely depth range (between 250 to 1000 m) but is most frequent under the 350 m depth. Both species were examined for epifaunal colonists; 20 C. cidaris and 143 S. affinis were analyzed for attached macrofauna using a binocular microscope. The colonists found were extracted and preserved in alcohol and later identified to the lowest possible taxonomic level (in most cases species level). *Cidaris cidaris* showed higher epibiontic richness than *S. affinis* in spite of the lower number of analyzed specimens. The spines of *C. cidaris* showed 12 different species of epibionts, whereas in the *S. affinis* spines (thinner than the *C. cidaris* spines) only 5 different species were found. These values agreed with other works on the cidaroids epibionts (Keanmerer, 2008; Linse *et al*, 2008) which found between 1 to 20 different epibiont species on the cidaroids spines. Furthermore, the epibionts biomass was also significantly different between both species. *Cidaris cidaris* had a mean epibionts biomass of 3.19 ±1.33 g whereas *S. affinis* showed mean values of only 0.38 ± 0.064 g.



Figure 1. Aboral view of *Stylocidaris affinis* (left picture) and *Cidaris cidaris* (right picture) sampled in the INDEMARES surveys. In the right picture is clearly appreciably the presence of several epibionts cirripeds on the *C. cidaris* spines.

References

Keammerer, H. (2008).Epifaunal organisms on spines of two deep sea urchins, *Cidaris blakei* and *Stylocidaris lineata*. Oregon Institute of Marine Biology.

Linse, K.; Walker, L. & Barnes, D. (2008). Biodiversity of echinoids and their epibionts around the Scotia Arc, Antarctica. Antarctic Science, 20, 227-244

[a] *C/ Meléndez Pelayo, 16, 7° D. Castrourdiales (Cantabria, Spain) (gonzalezirusta@gmail.com)*

[b] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias*

Análisis comparativo de las comunidades de macrofauna asociadas al material arribado en playas arenosas de climas subtropicales y templados

Mª Carmen Ruiz-Delgado[a], Ilana Azevedo Sallorenzo[d], Rodrigo Aluizio[e], Mª José Reyes-Martínez[a], Valeria Gomes Veloso[c], Carlos Alberto Borzone[e], J. Emilio Sánchez-Moyano[b], Francisco José García-García[a]

Las playas arenosas forman una interfase dinámica entre los ecosistemas marinos y terrestres, donde se produce un importante flujo de material orgánico e inorgánico, vivo y muerto de un sistema a otro, denominado subsidio trófico. Las playas arenosas expuestas son un claro ejemplo de ecosistemas subsidiados, ya que debido a la baja productividad primaria de las mismas, la macrofauna que allí habita depende casi exclusivamente del arribo de alimento desde otros sistemas, que incluye, fitoplancton, macrófitos, fanerógamas, y en algunos casos, material muerto de origen animal. Las diferencias entre las playas en relación con la composición y biomasa de los materiales arrastrados depende de muchos factores, entre ellos la proximidad de bancos de algas o praderas de fanerógamas, de arrecifes de coral y de las propias características morfodinámicas de las playas. Durante el período de emersión, dichos materiales sufren procesos de fragmentación, descomposición y remineralización debido tanto a factores físicos como biológicos. Así, los organismos identificados como responsables del procesamiento de dicho material son bacteria, meiofauna y macrofauna, que colonizan los detritos en un proceso de sucesión ecológica. Entre la macrofauna se encuentran anfípodos talítridos, isópodos oniscoídeos e insectos tenebriónidos y estafilínidos y larvas de dípteros que habitan los niveles superiores del intermareal. La falta de información sobre la importancia ecológica de los materiales arribados para las comunidades macrofaunales que habitan las playas arenosas, ha permitido una retirada indiscriminada de los mismos, lo cual podría influir en el subsidio trófico de este sistema y por tanto en la estructura y composición de las comunidades macrofaunales que lo habitan.

[a] Dpto. Sistemas Físicos, Químicos y Naturales, Facultad Ciencias Experimentales, Universidad Pablo de Olavide, Carretera de Utrera Km 1, 41013 Sevilla (mcruidel@upo.es).
[b] Dpto. Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla. Avd. Reina Mercedes 6, 41012 Sevilla.
[c] Centro de Ciencias Biologicas e da Saude, Universidade Federal do Estado do Río de Janeiro, Av. Pasteur, 458, Urca, 22290-240 - Río de Janeiro, Brasil
[d] Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Av. Beira Mar, s/n. Pontal do Sul, 83255-000 - Pontal do Parana, Brasil
[e] Universidade Federal Fluminense, Río de Janeiro, Brasil

Para comprender y evaluar los posibles impactos de la retirada del material arribado de las playas, es necesario conocer los procesos ecológicos naturales y el uso de estos recursos por parte de los organismos. Este estudio pretende evaluar cuestiones básicas aún poco investigadas: conocer las diferencias en la cantidad y composición de detrito en diferentes tipos de playas; conocer las diferencias en la composición faunística en relación con la composición del material arribado y por último conocer si los grupos faunísticos son los mismos entre áreas geográficas diferentes, es decir, si son equivalentes ecológicos. Para responder a estas cuestiones, se seleccionaron diferentes tipos morfodinámicos de playas ubicadas en una misma región geográfica y en diferentes latitudes. Se seleccionaron playas de Brasil, situadas en el estado de Río de Janeiro (Barra do Una y Grumari) y de Paraná (Brasília y Coroazinha) y playas del suroeste de España (Peginas y Levante), las cuales fueron muestreadas en las respectivas estaciones de verano e invierno. Para la caracterización de la macrofauna asociada al material arribado se utilizó un cilindro de PVC de 15 cm de diámetro interno y 24,5 cm de altura, enterrado a 10 cm de profundidad. Las replicas fueron distribuidas en función de las líneas de detrito existentes en el momento del muestreo, sobre las cuales se establecieron 3 transectos de un metro de longitud separados 5 metros entre sí. En cada línea fueron se tomaron 3 replicas por transecto, totalizando un área muestral de 0,32 m^2. La composición y abundancia en peso seco del detrito presente en cada muestra también fue determinada.

Las líneas de detrito estuvieron presentes en todas las playas analizadas. En las playas de Río de Janeiro y España se observaron dos líneas, mientras que en las playas de Paraná solo se observó una línea. Las líneas de detrito de las playas Barra da Una, Coroazinha y Brasilia estaban compuestas principalmente por macroalgas, así como las playas de Peginas y Levante en la costa española. En cambio en la playa de Grumari, el detrito estaba compuesto en su mayoria por restos animales, siendo pequeña la contribución de algas. La fauna asociada a las líneas de detrito de las playas estudiadas estaba compuesta por anfípodos, isópodos e insectos. La familia Talitridae (Amphipoda) estuvo presente en todas las playas analizadas, siendo extremadamente abundante en las playas de Barra do Una, Coroazinha, Brasilia y Levante, llegando a representar más del 50% de la abundancia relativa. Entre los grupos de isopódos, la familia Cirolanidae, también ocurrió en la mayoría de las playas, siendo poco abundante en la playa de Peginas, en la cual la familia Sphaeromatidae presentó mayor contribución. De forma general los insectos fueron poco abundantes

en las playas de Río de Janerio y Paraná. En cambio en las playas españolas se detectó una mayor contribución de las familias de coleópteros (Tenebrionidae, Histeridae y Staphilinidae) y dípteros (Ephydridae y Canacidae), siendo especialmente importante su contribución (cerca del 60% de la abundancia relativa) en la playa de Peginas. Los resultados muestran que tanto especies marinas como terrestres utilizan el material arribado, influyendo la composición de dicho material en los grupos macrofaunísticos que habitan dicho material en los diferentes tipos de playas; en cambio independientemente de la morfodinámica y de la latitud de las playas estudiadas, existen especies equivalentes, entre las que destacan las pertenecientes a la familia Talitridae, que además se consideran bioindicadora de perturbaciones. Según estos resultados, la retirada de material arribado de las playas arenosas podría tener un impacto directo sobre las poblaciones de estas especies, así como sobre los predadores superiores marinos y terrestres que depredan en varios niveles de esta cadena trófica.

Molluscan assemblages associated with photophilous algae in the Alboran Sea (western Mediterranean Sea)

Javier Urra[a], Ángel Mateo[a], Pablo Marina[a], Carmen Salas[a], Serge Gofas[a], José L. Rueda[a,b]

Introduction

Vegetated habitats are highly productive systems harbouring rich associated faunal communities (Christie *et al*. 2009). Factors structuring these dense and diverse communities are, among others, habitat complexity, food availability, sediment stability and predator-prey relationships (Graham Lewis III 1984; Orth *et al*. 1984). Photophilous algae meadows are one of the most widespread types of vegetated bottoms in the Mediterranean Sea, with the amphi-Atlantic brown algae *Stypocaulon scoparium* as one of the dominant and common species in shallow waters of southern Spain (Ballesteros & Pinedo 2004).

Molluscs are one of the best represented and dominant taxa within the faunistic communities inhabiting macroalgae meadows, and are considered an important food source for higher trophic levels (Edgar 1983; Christie *et al*. 2009). Little attention has been paid to communities associated with photophilous algae meadows of the Alboran Sea (western Mediterranean Sea) (Sánchez Moyano *et al*. 2000), which is considered a hot-spot area for Mediterranean and European biodiversity (Coll *et al*. 2010).

The aims of this research are therefore (1) to study the composition and structure of the molluscan assemblage associated with photophilous algae meadows in the Alboran Sea; (2) to characterize and compare the molluscan assemblages associated with the different strata (algal fronds and sediment under fronds); (3) to analyse the seasonal variation of molluscan assemblages in each strata (algal frond *vs* sediment); and (4) to assess the influence of biotic (i.e. algal biomass, Chl *a*) and/or abiotic (i.e. seawater temperature, sediment characteristics) variables on the seasonal dynamics of the molluscan assemblage.

Material and methods

The study area is located between "Punta de Calaburras" (36º30.4´N 04º38.3´W) and "Calahonda" (36º29´N 04º44.3´W) (southern Spain), and within the Site of Community Importance "Calahonda" (Natura 2000). The community of photophilous algae was sampled in two sites, near the lighthouse of Calaburras and off the "Riviera de Calahonda" (7 km to the west) and in different seasons including July, November 2007, January and April 2008.

Faunistic samples were collected using Scuba-diving equipment. The distinct bionomic strata were sampled separately, first collecting the algal fronds within a 50 x 50 cm quadrat and enclosed them within <0.5 mm mesh bags, then the underlying substratum using an air-lift sampler with a <0.5 mm mesh bag. Five replicate samples were collected per site, stratum and season, resulting in a total of 40 samples, from which molluscs were separated and identified. Seawater temperatures and the concentration of Chlorophyll *a* were taken along several days in order to study the influence of these variables on the molluscan assemblages. Samples of sediment were also taken in order to estimate the percentage of organic matter. Macroalgae collected were also identified and quantified in order to study the influence of their characteristics (e.g. wet and dry weight, volume) on the molluscan assemblages.

Several ecological indices were calculated for the characterization of the molluscan assemblages at different times of the year, site and strata (sediment vs algae). Statistical differences of seasonal values of environmental variables, macroalgae characteristics and ecological indices were tested with a two-factor ANOVA, while one-factor ANOVA analyses were carried out for testing statistical differences in values of ecological indices according to season or strata (sediment vs. algae) within each location. Multivariate methods using the Bray-Curtis similarity index were used in order to identify similarities/dissimilarities according to the different factors (site, season, strata) in the composition and structure of the molluscan assemblage. The relationships between faunistic variables and environmental or macroalgae related variables were determined by the Pearson correlation and also contrasted by using the BIOENV analysis.

Results

A total of 193 molluscan species were identified, with gastropods dominating in terms of number of species and abundance. Twenty-two species displayed dominance values higher than 1%, with *Nodulus contortus* as the top dominant species (21.65%D), followed by *Bittium reticulatum*, *Musculus costulatus* and *Rissoa guerinii* (Figure 1). The bulk of dominant species on the algae and the sediment was quite similar in Calaburras and Calahonda, with the rissoid *Rissoa gerinii* and the mytilid *Musculus costulatus* dominating the algal stratum, and *Nodulus contortus* and *Bittium*

[a]*Departamento de Biología Animal, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos s/n, 29071 Málaga, Spain (biologiamarina@uma.es)*
[b]*Centro Oceanográfico de Málaga, Instituto Español de Oceanografía, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola (Málaga), Spain*

reticulatum dominating the sediment stratum in both sites.

The species richness and abundance of the sediment assemblage was significantly higher than that of the algae (Kruskal-Wallis; $p<0.001$). On the sediment, S was maximal in summer and autumn, whereas on the algal fronds it was maximal in summer (one-factor ANOVA; $p<0.001$). Abundance displayed a similar pattern, with maximum values in summer. The evenness (J´) was similar in sediment and algal strata, with maxima in spring, summer and autumn.

The Shannon-Wiener diversity index (H´) was significantly higher on the sediment than on the algae, with maximum values in spring and summer.

Samples displayed groupings according to the type of stratum (sediment vs algae) based on both qualitative (presence/absence of species) and quantitive data (fouth root transformed abudance data) and according to ANOSIM analyses. Regarding quantitative data, the species that contributed to these inter-stratum differences were related to the lower abundance on: (1) the sediment of *Eatonina fulgida*, *Rissoa similis*, *M. costulatus* or *Flexopecten flexuosus* among others, and on (2) the algae of *N. contortus*, *Retusa truncatula*, *Diplodonta eddystonia* or *Kurtiella bidentata* among others.

Faunistic variables displayed the highest correlations with seawater temperature (T), concentration of Chl *a* (Chl *a*), percentage of organic matter and parameters of the dominant macroalgae *S. scoparium* (dry weight, height, etc.).

Discussion

This study has shown that a rich molluscan fauna inhabits photophilous macroalgal meadows in southern Spain as found in other macroalgal meadows in the Strait of Gibraltar (Sánchez-Moyano *et al*. 2000) or in other types of habitats in the studied area (Urra *et al*., 2011; Urra *et al*. 2012). Its geographical location, in the confluence point of Mediterranean and Atlantic fauna, together with its oceanographic characteristics promotes a high invertebrate biodiversity (García Raso *et al*. 2010). The assemblage is remarkable by the presence of some subtropical African species, such as the bivalves *Ungulina cuneata* or *Modiolus lulat* with their only european populations in this area, enhancing the faunistic richness of this strecth of coastline.

Gastropods were the dominant group in the molluscan assemblage, as observed in other macroalgal meadows (Sánchez-Moyano *et al*. 2000; Rueda & Salas 2003), with some species only found as juvenile forms, mainly bivalves, probably indicating a preferred habitat for breeding and for settlement and development of larvae of many species, including those from surrounding habitats (Poulicek 1985). The higher number of species on the sediment could be related to an increase of different micro-habitats.

The molluscan assemblage displayed similar seasonal changes than those of other macroalgal meadows (Sánchez-Moyano *et al*. 2000; Rueda & Salas 2003), with a high influence of dominant species (*N. contortus*, *B. reticulatum, R. guerinii* and *Musculus costulatus*) in the values of ecological indexes. On the contrary, maximum values of diversity during summer may be related to high abundance and species richness. Extrinsic factors related to the canopy stratum such as algal biomass, play an important role in the abundance of some dominant epifaunal grazers, which has been attributed to a higher availability of microhabitats and feeding strategies, but also to reproductive cycles of the species (Sánchez-Moyano *et al*. 2000; Rueda & Salas 2003).

Acknowledgements

This work was supported by the Junta de Andalucía "Consejería de Medio Ambiente" (reference 807/46.2284) and RNM-0141 Research Group from the University of Malaga "Posidonia Sur".

References

Ballesteros, E., S. Pinedo, 2004. Los bosques de algas pardas y rojas. In: Luque ÁA y Templado J. (Coords.) *Praderas y bosques marinos de Andalucía*, pp. 199-222. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 336 pp.

Christie, H., K.M. Norderhaug, S. Fredriksen, 2009. Macrophytes as habitat for fauna. Marine Ecology Progress Series, 396: 221-233.

Coll, M., C. Piroddi, J. Steenbeek, K. Kaschner, F. Ben Rais Lasram, *et al*., 2010. The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns and Threats. PloS ONE 5(8): e11842. doi: 10.1371/journal.pone.0011842

Edgar GJ. 1983. The ecology of South-East Tasmanian phytal animal communities. I. Spatial organization on a local scale. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 70: 129-157.

García Raso, J.E., S. Gofas, C. Salas Casanova, M.E. Manjón-Cabeza, J. Urra, J.E. García Muñoz, 2010. El mar más rico de Europa: Biodiversidad del litoral occidental de Málaga entre Calaburras y Calahonda. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente, Sevilla, 138 pp.

Graham Lewis III, F. 1984. Distribution of macrobenthic crustaceans associated with *Thalassia*, *Halodule* and bare sand substrata. Marine Ecology Progress Series, 19: 101-113.

Orth, R.J., K.L. Heck Jr., J. van Montfrans, 1984. Faunal communities in seagrass beds: A review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. Estuaries, 7 (4A): 339-350.

Poulicek, M., 1985. Les mollusques des biocénoses à algues photophiles en Méditerranée: II. Analyse du peuplement. Cahiers Biologie Marine, 26: 127-136.

Rueda, J.L., C. Salas, 2003. Seasonal variation of a molluscan assemblage living in a *Caulerpa prolifera* meadow within the inner Bay of Cádiz (SW Spain). Estuarine, Coast and Shelf Science, 57: 909-918.

Sánchez-Moyano, J.E., F.J. Estacio, E.M. García-Adiego, J.C. García-Gómez, 2000. The molluscan epifauna of the alga *Halopteris scoparia* in southern Spain as a bioindicator of coastal environmental conditions. Journal of Molluscan Studies, 66: 431-448.

Urra, J., S. Gofas, J.L. Rueda, P. Marina, 2011. Molluscan assemblages in littoral soft bottoms of the Alboran Sea (Western Mediterranean Sea). Marine Biology Research 7: 27-42.

Urra, J., J.L. Rueda, S. Gofas, P. Marina, C. Salas, 2012. A species-rich molluscan assemblage in a coralligenous bottom of the Alboran Sea (Southwestern Mediterranean): Intra-anual changes and ecological considerations. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 92 (4): 665-677.

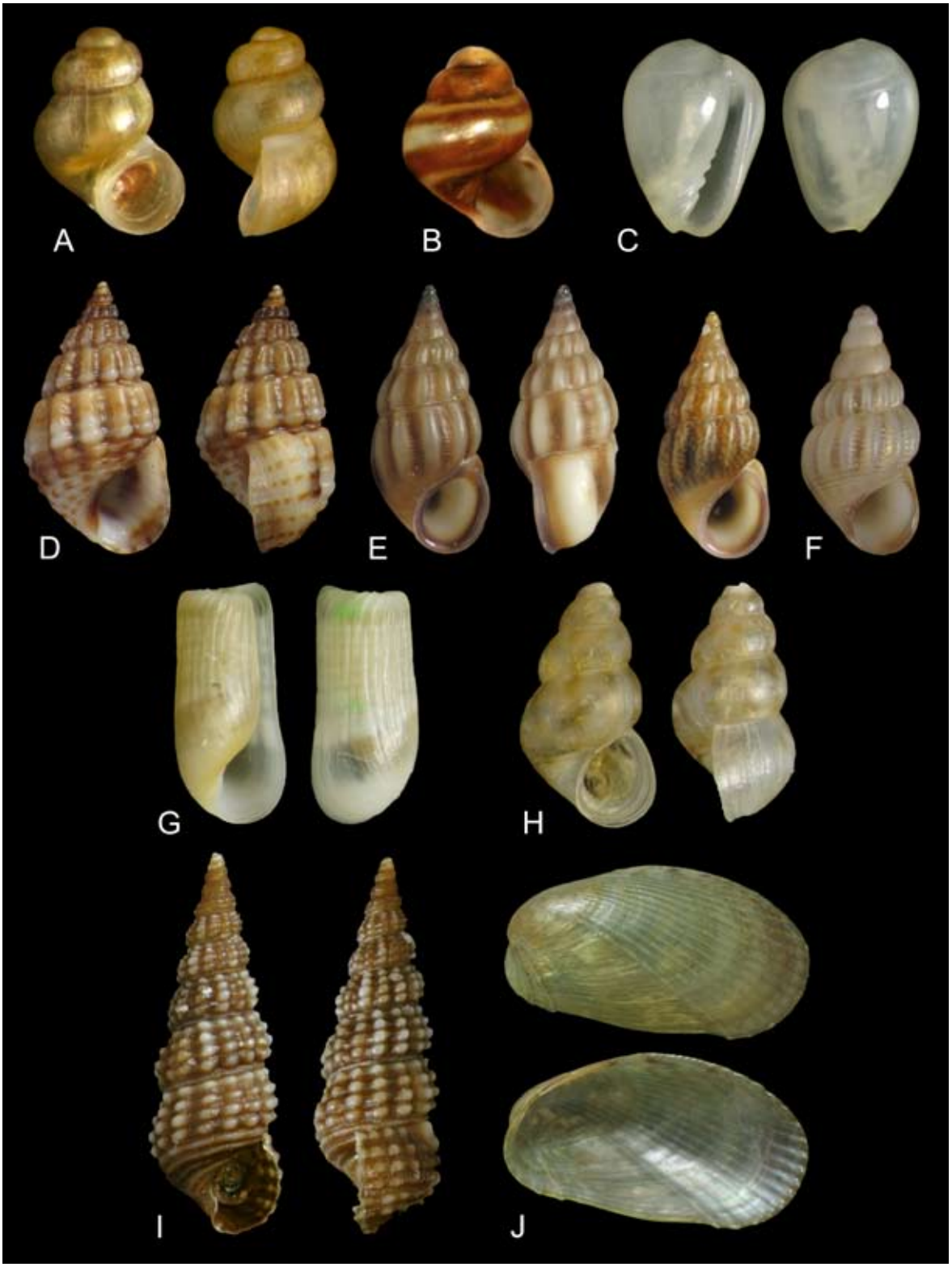


Figure 1. Characteristic molluscan species associated with photophilous algal meadows in the north-western Alboran Sea: A, *Nodulus contortus* (Jeffreys, 1856) (2.5 mm); B, *Eatonina fulgida* (Adams J., 1797) (1.8 mm); C, *Gibberula philippii* (Monterosato, 1878) (3.1 mm); D, *Alvania montagui* (Payraudeau, 1826) (4.5 mm); E, *Rissoa guerinii* Récluz, 1843 (5.1 mm; 4.7 mm); F, *Rissoa similis* Scacchi, 1836 (2.8 mm); G, *Retusa truncatula* (Bruguière, 1792) (2.3 mm); H, *Setia amabilis* (Locard, 1886) (1.8 mm); I, *Bittium reticulatum* (da Costa, 1778) (4.9 mm); J, *Musculus costulatus* (Risso, 1826) (8 mm).

Shallow-water polychaete communities associated to mammal bones: preliminary results

Maria Bas[a], Sergi Taboada[a], Rafael Sardá[b], Conxita Avila[a]

Marine benthic invertebrate communities associated to mammal bones have lately captured a great deal of scientific attention. Although the total contribution of these bones to the oceans is relatively low, the occurrence of these substrates in the benthos represents a long lasting microhabitat in both space and time; a kind of island extremely rich in organic content capable to promote the occurrence of a diverse and abundant invertebrate fauna (Smith & Baco 2003; Smith 2006). After the accidental discovery of the first invertebrate communities associated to deep-water whale-falls in the eastern Pacific (Smith *et al.* 1989), a series of studies have followed investigating different aspects on the biology, ecology, taxonomy, and phylogeny of the invertebrate fauna associated with natural and experimentally implanted whale carcasses (see Baco & Smith 2003; Smith & Baco 2003; Smith 2006). Apart from whale remains, other substrates such as pig and cattle bones have also been investigated (Kitazato & Shirayama 1996; Jones *et al.* 2008; Anderson 2010).

Once the flesh from carcasses is consumed by scavengers, sulphophilic chemoautotrophic bacteria rule these particular ecosystems (Treude *et al*. 2009) making the organic matter retained in the bones available for different macrofaunal invertebrates. Most of these invertebrates are opportunistic species that thrive in the low oxygen conditions and tolerate elevated sulfide concentrations occurring in and around the bones (Smith & Baco 2003). Polychaete annelids dominate these assemblages, exploiting the feeding resources that bones offer (*e.g.* filamentous sulphophilic bacteria; Wiklund *et al*. 2009), and are also provided shelter by the bone crevices and cavities in the trabecular matrix. Of particular note is the family Dorvilleidae, and especially for some members of the genus *Ophryotrocha*, which constitute one of the most diverse groups among polychaetes associated with whale-falls (*e.g.* Wiklund *et al*. 2009).

Except for a comprehensive work conducted by Bennet *et al*. (1994) in a deep-water whale carcass, very little is known about the faunal community structure of the invertebrates that these substrates host. This is particularly true for shallow-water environments, where almost nothing is known about the dynamics of these communities. In order to characterize the invertebrate fauna associated to shallow-water mammal bones we experimentally deployed mammal bones from three different species (minke whale, pig and cow) on sandy sediments in the North-Western Mediterranean Sea. Here we present the preliminary results after the study of the polychaete fauna associated to these bones for a whole year period.

According to our preliminary results, during the first two samplings (first half of the year) all the bones presented a similar polychaete composition. Members of the genus *Ophryotrocha* (various morphotypes) were the most represented ones in terms of abundance, followed by two different, still unidentified, species of Nereididae. The presence of *Ophryotrocha* and nereids during the first half of the year is correlated with the occurrence of filamentous bacterial mats that were observed in different parts of the bones. Apart from *Ophryotrocha* and nereids, other groups of polychaetes were also represented; among them, different members of the families Capitellidae, Syllidae, Glyceridae, Chrysopetalidae, Phyllodocidae, Cirratulidae, and Terebellidae. Significant differences, both in abundance and diversity, were observed between experiments and controls. All through the year, controls presented a typical species composition for a medium size grain sand and low organic content community.

Our preliminary results obtained after the analysis of Mediterranean polychaete communities associated to shallow-water mammal bones show that these communities significantly differ from controls. Bones provide shelter to different polychaetes some of which are known to be opportunistic (*e.g. Ophryotrocha*). Associative relationships between *Ophryotrocha* members and mammal bones have already been reported in other areas (Wiklund *et al*. 2009), and seem to be related to the presence of filamentous bacterial mats, suggested to be an important food resource for some opportunistic polychaetes.

Apart from providing food, mammal bones provide shelter to a number of invertebrates that appear to thrive inside the trabecular matrix. Actually, most of the organisms were collected from the bones after some days of observation, when oxygen concentration was low in the aquaria were bones were placed. This reinforces the believing that hidden communities to the naked eye inhabit mammal bones.

As far as we know, our results are the first to describe shallow-water polychaete communities associated to mammal bones from the Mediterranean Sea. Furthermore, most of the works dealing

[a]*Universitat de Barcelona, Facultat de Biologia, Departament de Biologia Animal, Avda. Diagonal 643, Barcelona 08028, Spain. (mbaslpez@gmail.com)*
[b]*Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC), Departament d'Ecologia Marina, Accés a la Cala Sant Francesc 14, Blanes 17300, Spain.*

with invertebrate communities associated to mammal bones have been conducted using whale bones naturally or experimentally deployed in the deep-water benthos. Bennet *et al*. (1994) also described the faunal community structure from whale remains in the deep Pacific Ocean. However, since deep-water benthic conditions are very different from shallow-water (*e.g.* water temperature, erosive processes) comparisons need to be done carefully.

References

Anderson GS (2010) Decomposition and invertebrate colonization of cadavers in Coastal Marine Environments. In: Amendt J, Goff ML, Campobasso CP, Grassberger M (Eds.), *Current Concepts in Forensic Entomology*. Springer Netherlands, pp. 223–272.

Baco AR & Smith CR (2003) High species richness in deep-sea chemoautotrophic whale skeleton communities. *Marine Ecology Progress Series* 260:109–114.

Bennett BA, Smith CR, Glaser B, Maybaum HL (1994) Faunal community structure of a chemoautotrophic assemblage on whale bones in the deep northeast Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 108:205–223.

Kitazato H & Shirayama Y (1996) Rapid creation of a reduced environment and an early stage of a chemosynthetic community on cattle bones at the deep-sea bottom in Sagami Bay, Central Japan: An experimental approach to test the stepping-stone hypothesis for chemosynthetic community dispersion. *Vie et Milieu* 46:1–5.

Jones WJ, Johnson SB, Rouse GW, Vrijenhoek RC (2008) Marine worms (genus *Osedax*) colonize cow bones. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 275:387–391.

Smith CR (2006) Bigger is better: the role of whales as detritus in marine ecosystems. In: Estes JA, DeMaster DP, Brownell Jr RL, Doak DF, Williams TM (Eds.), *Whales, Whaling and Ocean Ecosystems*. University of California Press, Berkeley, CA, USA, pp. 286–301.

Smith CR & Baco AR (2003) Ecology of whale falls at the deep-sea floor. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 41:311–354.

Smith CR, Kukert H, Wheatcroft RA, Jumars PA, Deming JW (1989) Vent fauna on whale remains. *Nature* 341:27–28.

Treude T, Smith CR, Wenzhöfer F, Carney E, Bernardino AF, Hannides AK, Krüger M, Boetius A (2009) Biogeochemistry of a deep-sea whale fall: sulfate reduction, sulfide efflux and methanogenesis. *Marine Ecology Progress Series* 382:1–21.

Wiklund H, Glover AG, Dahlgren TG (2009) Three new species of *Ophryotrocha* (Annelida: Dorvilleidae) from a whale-fall in the North-East Atlantic. *Zootaxa* 2228:43–56.

Chemosymbiotic species associated with mud breccia sediments from mud volcanoes within Spanish waters (Gulf of Cadiz)

José L. Rueda[a], Emilio González-García[a], Javier Urra[b], Tatiana Oporto[c], Serge Gofas[b], Enrique García-Raso[b], Nieves López-González[a], Luis M. Fernández-Salas[a], Victor Díaz del Río[a]

Cold seeps and mud volcanoes are seafloor manifestations of vertically migrating sedimentary fluids, representing heterogeneous environments that are widely distributed in different continental margins worldwide (Milkov, 2000). In the European continental margin, geological and biological aspects of cold seeps and mud volcanoes have been studied during the last decades in both the Mediterranean Sea (e.g. Anaximander Field) and the Atlantic Ocean (e.g. Tasyo Field) (Vanreusel *et al*., 2009; Olu-Le Roy *et al*., 2004). The Gulf of Cadiz represents an area of extensive seepage activity in the Atlantic Ocean, with the presence of ca. 50 mud volcanoes located in Spanish, Portuguese and Moroccan waters (200-4000 m depth) (Medialdea *et al*., 2009; León *et al*., 2012). Recent studies have revealed the presence of endosymbiont-bearing chemosymbiotic fauna, mainly frenulate polychaetes (e.g. *Siboglinum, Lamellibrachia*) and bivalves (e.g. *Thyasira, Acharax*) in mud volcanoes of the Moroccan (e.g. El Arraiche Field, western Moroccan Field) and Portuguese Margins (e.g. Captain Arutyunov, Carlos Ribeiro, Bonjardim and Porto) (Vanreusel *et al*., 2009; Oliver *et al*., 2011). Nevertheless, information on the presence of these communities is absent for those mud volcanoes located in Spanish waters of the Gulf of Cádiz. This is particularly of interest due to the high spatial and temporal heterogeneity of cold seeps and mud volcanoes, which result in strong differences in their habitats and associated communities, such as summit vs flanks within a mud volcano, or anoxic sediments vs cold water corals substrates (Cordes *et al*., 2010; Rueda *et al*., submitted). Information on the distribution of cold seep communities and their species is also of importance for improving the knowledge on distribution of these uncommon fauna and the conservation strategies of their populations within European waters.

Samples were collected in different areas (summit, flanks, depression, adjacent bottoms) of eleven mud volcanoes located within Spanish waters (Albolote, Gazul, Anastasya, Tarsis, Pipoca, Chica 1 & 2, Hespérides, Almazán, St Petesburg and Aveiro), from 300 to 1,100 m water depth, during the INDEMARES/CHICA 0610, 0211 and 0412 surveys. This mud volcano field is exposed to the highly saline (36.1-36.9‰) and warm (ca. 13ºC) Mediterranean Outflow Water (MOW) that forms a strong bottom current flowing towards the W and NW above the less saline (34.9-35.2‰) and cold (3-8ºC) North Atlantic Deep Water (NADW) (Nelson *et al.,* 1999). Sampling was carried out using different methods such as box-corer (BC) (ca. 0.09 m^2 of sampling area, n=82), benthic dredge (DA) (ca. 300 m^2, n=56) and beam-trawl (BT) (ca. 2000 m^2, n=40) on board R/V Emma Bardan, Cornide de Saavedra and Ramón Margalef. Sediments collected with the box-corer (generally down to 0.20 meters below seafloor) were sectioned at 5 cm intervals and sieved (0.5 mm) in order to study the vertical distribution of some of these species. Measurements of pH and Eh along the sediment column were performed on board every 5 cm by means of pHenomenal portable pH- and Eh-meter before sub-sampling. Grain size analysis was done by dry sieving (from > 2 to 0.063 mm) and Sedigraph III 5120 (< 0.063 mm) in the laboratory. Material collected with the benthic dredge was sieved on a sieve column of 10, 5 and 1 mm mesh sizes. Large specimens were generally sorted just after sampling on board and small size individuals were separated from the sediment in the laboratory using stereo microscopes. Individuals were preserved in 70% Ethanol, 10% Formaldehide, 2.5% Glutaraldehyde or dry for the case of shell remains. The material collected has been deposited in the reference collection of Centro Oceanográfico de Málaga from Instituto Español de Oceanografía and also in the collection of Departamento de Biología Animal from the University of Málaga.

Frenulate polychaetes are the top dominant group in some MV (Hespérides, Aveiro) and represented by a complex of species that are difficult to be identified morphologically, therefore requiring genetic methods (Hilario *et al*., 2010) (Fig. 1). These thread-like worms occur in anoxic reduced sediments, displaying their highest densities in Hespérides and Aveiro (> 1000 indiv. m^{-2}) and the lowest (< 100 indiv . m^{-2}) in Gazul, Pipoca and Tarsis. Non-chemosymbiotic polychaetes also occur in these reduced sediments such as capitellids, cirratulids and chaetopterids.

Molluscs are the most diverse group associated with mud breccia sediments, with the presence of five species of chemosymbiotic bivalves, including three species that were collected alive such as *Lucinoma asapheus*, *Solemya (Petrasma) elarraichensis* and *Acharax gadirae*, and two only represented by shell remains (*Bathymodiolus* sp., *Isorropodon* sp.) (Fig. 1). The

[a] *Centro Oceanográfico de Málaga, Instituto Español de Oceanografía, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola (Málaga), Spain (Email: jose.rueda@ma.ieo.es)*
[b] *Departamento de Biología Animal, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos s/n, 29071 Málaga, Spain*
[c] *Universidad de Cádiz, Campus Río S. Pedro Avda. República Saharaui s/n, 11510 Puerto Real (Cádiz), Spain.*

lucinid *L. asapheus* displayed living populations at the summit of Anastasya MV (461 m) in anoxic mud breccia sediment (Eh values down to -388mV), with scattered organic matter spots and a strong sulphide smell. Shell remains were also collected at Albolote MV, Gazul MV, Anastasya MV, Pipoca MV and Almazán MV. The solemyid *S. elarraichensis* was collected at the summit of Anastasya MV, Almazán MV (829 m), Hespérides MV complex (723m) and St Petesburg MV (850m). In most cases, sediments were composed of anoxic mud breccia, with strong sulphide smell and containing burrows made by decapods of the genus *Calliax*. Living individuals of the solemyid *Acharax gadirae* were only collected in Aveiro MV (1069 m), in hemipelagic muddy sand and mud breccia at deeper intervals. Shell remains were also collected in different areas (seafloor depression, flanks and summit) of this MV. Other chemosymbiotic bivalves were only represented by shell remains, including the mytilid *Bathymodiolus* sp. and *Isorropodon* sp. (Almazán MV). Non-chemosymbiotic molluscs also inhabited mud breccia sediments, including the bivalves *Abra longicallus, Kelliella abyssicola* and *Thyasira biplicata* and the gastropods *Bittium watsoni, Colus jeffreysianus* and *Granulina minusculina*, among others.

The decapod *Calliax* sp. was only collected at the summits of Anastasya, Pipoca and Tarsis MV. In Anastasya MV, this thalassinid has a patchy distribution with variable densities in anoxic muddy sediments (Fig. 1). This decapod inhabits burrows that seem covered by bacterial mats. In Pipoca MV, this species is less abundant and occurs at the 0.1-0.15 mbsf level, but the lowest densities were registered in Tarsis MV.

Other typical species from bathyal mud bottoms were also found on mud breccia sediments of these MV such as the pennatulaceans *Kophobelemnon stelliferum* and *Funiculina quadrangularis* on Anastasya MV or the octocorals *Isidella elongata* and *Radicipes* sp. and the sponges *Pheronema carpenteri* and *Thenea muricata* on Aveiro MV. On authigenic carbonates, other non-symbiont bearing species also occurs such as the corals *Madrepora oculata* and *Lophelia pertusa* or the sponges *Petrosia* sp. and *Asconema setubalense* on Gazul MV. All these species increase the biodiversity of fauna inhabiting mud breccia bottoms and adjacent ones within the summits of the studied MV.

Further detailed data on sediment characteristics, densities and vertical distribution of fauna and sediment variables will be given at the panel presented.

A total of 8 mud volcanoes (MV) displayed chemosymbiotic species that may benefit from the presence of sediments enriched in hydrocarbon fluids (mainly methane). The top dominant group is that of the frenulate polychates (*Siboglinum* spp.) that displayed different densities at different mud volcanoes and even within the summit of each mud volcano, probably as a result of different geochemical settings and bathymetry as found in MV of the Moroccan and Portuguese Margin (Hilário *et al*. 2010). These pogonophorans seem to display a high number of species in the Gulf of Cádiz and represent dominant invertebrates of cold seep communities (Vanreusel *et al*., 2009).

Five chemosymbiotic bivalves (collected alive or shell remains) have been found in 7 MV. The least frequent species was *Lucinoma asapheus*, which is restricted to Anastasya MV, although shell remains were found in other 5 MV. This species was only found previously in one MV of El Arraiche field (Morocco), displaying a low frequency of occurrence (Oliver *et al.,* 2011). Our record is the first one for European waters, extending the bathymetric range. The presence of remains of this lucinid in other MV may indicate that the species could be more frequent than previously thought or that previous seepage conditions favoured that species in those MV. The solemyid *Solemya elarraichensis* seems to be the most widespread chemosymbiotic bivalve in MVs of the Moroccan Margin as well as in those of the Spanish Margin (4 out of 11 MV). Oliver *et al*. (2011) found this species in 8 of 25 MVs studied in the Moroccan Margin, at depths between 358 and 1115 m, and our records represent the first ones for European waters. The solemyid *A. gadirae* represents the second most widespread chemosymbiotic bivalve in the Gulf of Cádiz, according to Oliver *et al*. (2011) and our record is the first one for the Spanish margin but not for European waters, since the species was previously reported for MV of the deep water field within the Portuguese margin (e.g. Porto, Carlos Ribero and Captain Arutyunov MV). Finally, shell remains of *Bathymodiolus* and *Isorropodon* were the least frequent in mud volcanoes of the Spanish margin as found by other authors in other mud volcanoes (Cosel, 2002; Génio *et al*., 2008; Oliver *et al*., 2011).

Regarding thalassinid decapods, a new genus and species had been recently described, *Vulcanocalliax arutyunovi*, living in deep-sea chemoautotrophic communities from Gulf of Cadiz (Captain Arutyunov MV) at 1327-1339 m (Dworschak & Cunha, 2007). Our specimens are also associated with mud breccia sediments of mud volcanoes located at shallower depths (450-560 m) and belong to genus *Calliax* since they have not exopod in the Mxp3 (well develop in *Vulcanocalliax*, rudimentary in *Bathycalliax*) and have exopodal uropod with lateral notch (without in *Bathycalliax*).

Acknowledgements

We would like to thank the help of the Captains and all the crews of R/V Emma Bardán, R/V Cornide de Saavedra and R/V Ramón Margalef as well as other colleagues during the sampling cruises INDEMARES/CHICA 0610, 0211, 0412 respectively. This study was supported by the INDEMARES/CHICA Project, EC contract INDEMARES-LIFE+ (07/NAT/E/000732) and FEDER funding assigned to equipment of R/V Cornide de Saavedra (FICTS-2010-01) and to construction of R/V Ramón Margalef (FICTS-2011-03-01).

References

Cordes, E.K., Cunha, M.R., Galéron, J., Mora, C., Olu-Le Roy, K., Sibuet, M., Van Gaever, S., Vanreusel, A. & Levin, L.A., 2010. The influence of geological, geochemical, and biogenic habitat heterogeneity on seep biodiversity. *Marine Ecology. An Evolutionary Perspective,* 31: 51-65.

Cosel, R. von, 2002. A new species of bathymodioline mussel (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) from Mauritania (West Africa), with comments on the genus *Bathymodiolus* Kenk & Wilson, 1985. *Zoosystema*, 24 (2): 259-271.

Dworshak P., Cunha M.R. (2007) A new subfamily, Vulcanocalliacinae

n. subfam., for *Vulcanocalliax arutyunovi* n.gen., n.sp. from a mud volcano in the Gulf of Cadiz (Crustacea, Decapoda, Callianassidae). *Zootaxa.* 1460, 35-46.

Génio, L., Johnson, S.B., Vrijenhoek, R.C., Cunha, M.R., Tyler, P.A., Kiel, S. & Little, C.T.S., 2008. New Record of "*Bathymodiolus*" *mauritanicus* Cosel 2002 from the Gulf of Cádiz (NE Atlantic) mud volcanoes. *Journal of Shellfish Research,* 27: 53-61.

Hilário, A., Johnson, S.B., Cunha, M.R. & Vrijenhoek, R.C., 2010. High diversity of frenulates (Polychaeta: Siboglinidae) in the Gulf of Cádiz mud volcanoes: A DNA taxonomy analysis. *Deep Sea Research I*, 57: 143-150.

León, R., Somoza, L., Medialdea, T., Vázquez, J.T., González, F.J., López-González, N., Casas, D., Mata, M.P., Fernández-Puga, M.C., Giménez-Moreno, C.J. & Díaz-del-Río, V., 2012. New discoveries of mud volcanoes on the Moroccan Atlantic continental margin (Gulf of Cádiz): morpho-structural characterization. *Geo-Marine Letters*

Medialdea, T., Somoza, L., Pinheiro, L.M., Fernández-Puga, M.C., Vázquez, J.T., León, R., Ivanov, M.K., Magalhaes, V., Díaz-del-Río, V. & Vegas, R., 2009. Tectonics and mud volcano development in the Gulf of Cádiz. *Marine Geology*, 261: 48-63.

Milkov, A.V., 2000. Worldwide distribution of submarine mud volcanoes and associated gas hydrates. *Marine Geology*, 167:29–42.

Nelson, C.H., Baraza, J., Maldonado, A., Rodero, J., Escutia, C. & Barber, J.H. Jr, 1999. Influence of the Atlantic inflow and Mediterranean outflow currents on late Quaternary sedimentary facies of the Gulf of Cadiz continental margin. *Marine Geology*, 155, 99-129.

Oliver, G., Rodrigues, C.F. & Cunha, M.R., 2011. Chemosymbiotic bivalves from the mud volcanoes of the Gulf of Cadiz, NE Atlantic, with descriptions of new species of Solemyidae, Lucinidae and Vesicomyidae. *ZooKeys*, 113: 1-38.

Olu-Le Roy, K., Sibuet, M., Fiala-Médioni, A., Gofas, S., Salas, C., Mariotti, A., Foucher, J.P. & Woodside, J., 2004. Cold seep communities in the deep eastern Mediterranean Sea: composition, symbiosis and spatial distribution on mud volcanoes. *Deep Sea Research I*, 51: 1915-1936.

Rueda, J.L., Fernández-Zambrano, A., González-García, E., Farias, C., Gil, J., López-González, N., López, F. & Díaz-del-Río, V., submitted. Spatial differences of macrofaunal assemblages between a mud volcano and its adjacent bottoms within the Gulf of Cadiz (southwestern Spain). *Deep Sea Research I.*

Vanreusel, A., Andersen, A.C., Boetius, A., Connelly, D., Cunha, M.R., Decker, C., Heeschen, K., Hilario, A., Kormas, K.A., Maigniem, L., Olu, K., Pachiadaki, M., Ritt, B., Rodrigues, C., Sarrazin, J., Tyler, P., Van Gaever, S., Vanneste, H., 2009. Biodiversity of Cold seep ecosystems along the European margins. *Oceanography,* 22: 118-135.

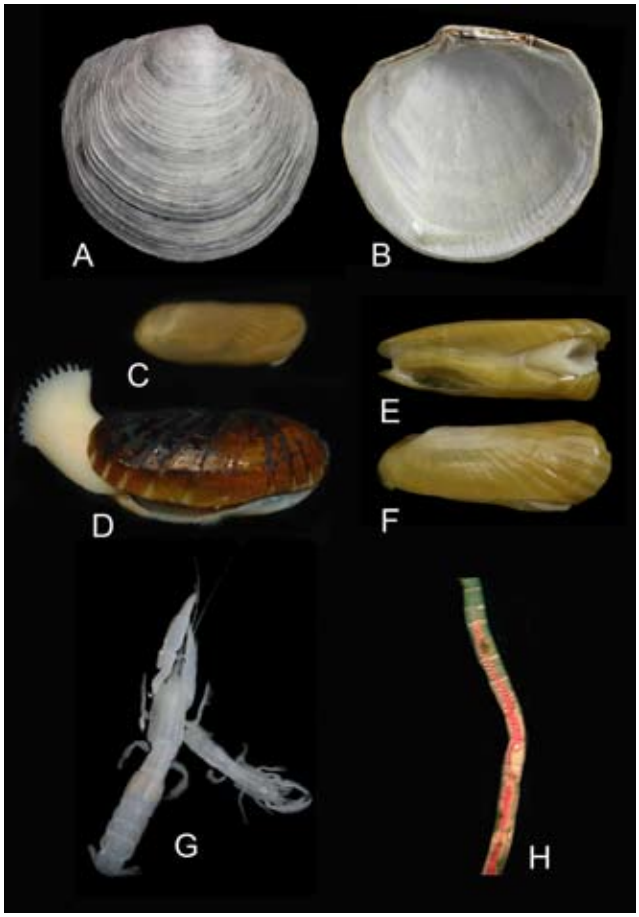


Figure 1. Invertebrates species associated with mud breccia bottoms from mud volcanoes (MV) within Spanish waters. (A, B) *Lucinoma asapheus*; (C,D) *Solemya elarraichensis*; (E, F) *Acharax gadirae*; (G) *Calliax* sp.; (H) Lateral view of a frenulate polychaete species (*Siboglinum* sp.1) displaying the single corkscrew-shaped *spiral* tentacle, tube diameter 0.6 mm.

Diversity and distribution of the Cyclorhagid kinorhynchs (Kinorhyncha) along the Spanish coasts

María Herranz [a], Nuria Sánchez [a], Jesús Benito [a] & Fernando Pardos [a]

Kinorhyncha is a phylum of ecdysozoan meiobenthic organisms less than 1 mm in length and found exclusively in marine or estuarine sediments (Higgins 1988). The phylum comprises two orders being the Cyclorhagida the biggest one with 17 genus. The studies of kinorhynchs from the Iberian Peninsula are scarce. Kinorhynchs have been reported in different studies, mainly ecological, as a group, but with no detailed descriptions nor identifications to the genus or species level. The intensive sampling along the Iberian coasts reported herein has revealed a high cyclorhagid kinorhynch biodiversity. This report brings up to date the presence and distribution of already described species providing for the first time a catalogue of cyclorhagid kinorhynch species in the area.

Material for the present study was acquired through numerous collecting campaigns in the period 1990 to 2011. Samples were collected with either a Higgins Meiobenthic Dredge (Higgins 1964c, 1988; Pardos *et al*. 1998) or a cylindrical collecting tool (15 cm diameter and 40 cm length) attached to the fisheries bottom trawl (GªOrdóñez *et al*. 2008). Kinorhynchs were extracted from the sediment using the "bubbling and blot" procedure (see Higgins 1988; Sørensen and Pardos 2008), fixed in 7% formaline and stained with Rose Bengal to facilitate sorting. The specimens were observed and photographed using an Olympus BX51 microscope equipped with differential interference optics and an Olympus DP70 camera. Selected specimens were dehydrated through a graded series of ethanol, transferred to acetone, critical point dried, mounted on aluminum stubs and sputter coated with gold for observation and photography with a JEOL JSM 6400 field emission scanning electron microscope.

The sampled localities along the Iberian coasts can be grouped into 13 areas, eight along the Atlantic coasts and five along the Mediterranean coasts: País Vasco, Cantabria, East Asturias, West Asturias, North Galicia, South Galicia, Gulf of Cádiz, Algeciras, Granada, Almería, Murcia, Valencia and Gerona.

[a] Dpto. Zoología y Antropología Física, Facultad de Biología, Universidad Complutense de Madrid, C/ José Antonio Novais 2, 28040 Madrid, Spain. (mariaherranz@bio.ucm.es)

Physicochemical data for sediment samples are not homogeneous and sometimes unavailable because samples were taken through a long period (1990-2012) and under very different circumstances. In terms of sediment granulometry subjective data on sediment grain size and nature were grouped into 8 categories often used in meiofaunal studies (Table 2).

Diversity. Eighteen cyclorhagid species accommodated in eight different genera (*Antygomonas, Campyloderes, Centroderes, Condyloderes, Dracoderes, Echinoderes, Meristoderes* and *Semnoderes*) were recorded (Herranz *et al.* 2012; Sørensen *et al.* 2012) (Table 1); five of these genera represent new contributions to the Iberian fauna (Table 1).

This study has revealed high cyclorhagid kinorhynch diversity along the Iberian coasts, reporting half of the 17 known genera within the order cyclorhagida. Both Atlantic and Mediterranean coasts show localities with high diversity of genera and species. Although the number of species in Atlantic areas is higher than in Mediterranean ones, an ANOVA test ($p=0.89$) shows that there are no significative differences between both seas regarding species diversity. This conclusion should be interpreted with caution, for the sampling effort is still biased towards the Atlantic localities. We would expect that future sampling campaigns in the Mediterranean will balance these results and show a different picture.

Distribution. With a rough analysis, the 18 species reported above can be distributed as follows (see Fig. 1 for detailed locations): 2 exclusively Mediterranean species: *Antygomonas incomitata*, *Meristoderes macracanthus*, 7 species only found in Atlantic waters: *Antygomonas* sp. 1, *Condyloderes* sp. 1, *Dracoderes gallaicus*, *Echinoderes kristenseni*, *E. neospinosus*, *E. parrai*, *E. worthingi*, 8 species present in both seas: *Campyloderes* cf. *vanhoeffeni*, *Centroderes spinosus*, *E. cantabricus*, *E. dujardinii*, *E. hispanicus*, *E. isabelae*, *Echinoderes* sp. 1, *Echinoderes* sp. 2, *Semnoderes armiger*.

The distribution of species by depth is shown in Table 2. Seven species of several genera appeared in deep (>100 m) Cantabric areas (Atlantic), four of them were also reported from shallower localities; the remaining three were found only in waters deeper than 100 m. It is tempting to attribute these last three species a preference for deeper waters. However, this apparent relationship may be an artifact derived from sampling design; future sampling campaigns in deeper waters would be needed to confirm these results. Remaining depth ranges matched with those in previous studies (Sheremetevskij 1974; GªOrdóñez *et al*. 2008; Sørensen & Pardos 2008; Sørensen *et al*. 2009; Sánchez *et al*. 2011, Herranz *et al*. 2012; Sørensen *et al*. 2012).

Sediment. As stated above, no standard analytical granulometric

tests could be applied to all sediment samples, and therefore only subjective categories could be established. Nevertheless, some sediment preferences or affinities of the kinorhynch taxa included in the study can be inferred. Several species showed no preference for any kind of sediment, appearing almost ubiquitously. These are *Echinoderes cantabricus*, *E. dujardinii*, *E. hispanicus*, *Echinoderes* sp. 1. Additional species with a similar but not as marked tendency are *E. worthingi*, *Semnoderes armiger*. Although appearing in several kinds of sediment, *Echinoderes* sp. 2, seemed to prefer coarse sediments, whereas *Meristoderes macracanthus*, *E. isabelae* appeared to prefer medium grain sizes. Finally, several species occurred exclusively in a single sediment type. The two reported species of *Antygomonas* only appeared in sandy or coarse sediments, and *Dracoderes gallaicus* seem to live only in fine or very fine mud.

References

GªOrdóñez, D., Pardos, F. & Benito, J. (2008). Three new Echinoderes (Kinorhyncha, Cyclorhagida) from North Spain, with new evolutionary aspects in the genus. Zoologischer Anzeiger, 247: 95-111.

Herranz, M., Thormar, J., Benito, J., Sánchez, N. & Pardos, F. (2012). Meristoderes gen. nov., a new kinorhynch genus, with the description of two new species and their implications for echinoderid phylogeny (Kinorhyncha: Cyclorhagida, Echinoderidae). Zoologischer Anzeiger, doi:10.1016/j.jcz.2011.08.004.

Higgins, R.P. (1964c). A method for meiobenthic invertebrate collection. American Zoologist, 4: 291.

Higgins, R.P. (1988). Kinorhyncha. In: Higgins R.P., Thiel H. (eds.), Introduction to the Study of Meiofauna. Smithsonian Institution Press. Washington DC, pp. 328-331.

Sánchez, N., Pardos, F., Herranz, M. & Benito, J. (2011). Pycnophyes dolichurus sp. nov. and P. aulacodes sp. nov. (Kinorhyncha, Homalorhagida, Pycnophyidae), two new kinorhynchs from Spain with a reevaluation of homalorhagid taxonomic characters. Helgoland Marine Research, 65: 319-334.

Sánchez-Tocino, L., Tierno de Figueroa J.M., López-Rodríguez M.J. & Liébanas G. (2011). First record of Echinoderes dujardinii Claparède, 1863 (Kinorhyncha, Cyclorhagida) in Iberian Peninsula coast waters. Zoologica Baetica, 22: 179-184.

Sheremetevskij, A.M. (1974). Kinorhynchs of the Black Sea. Zoologichesky Zhurnal, 53:974-987.

Sørensen, M.V., Heiner, I. & Hansen, J.G. (2009). A comparative morphological study of the kinorhynch genera Antygomonas and Semnoderes (Kinorhyncha: Cyclorhagida). Helgoland Marine Research, 63: 129–147.

Sørensen, M.V., Herranz, M., Rho, H.S., Min, W.G., Yamasaki, H., Sánchez, N. & Pardos, F. (2012). On the genus Dracoderes Higgins & Shirayama, 1990 (Kinorhyncha: Cyclorhagida) with a redescription of its type species, D. abei, and a description of a new species from Spain. Marine Biology Research.

Sørensen, M.V. & Pardos, F. (2008). Kinorhynch systematics and biology – an introduction to the study of kinorhynchs, inclusive identification keys to the genera. Meiofauna Marine, 16: 21-73.

Pardos, F., Higgins, R.P. & Benito, J. (1998). Two New Echinoderes (Kinorhyncha, Cyclorhagida) from Spain, Including a Reevaluation of Kinorhynch Taxonomic Characters. Zoologischer Anzeiger, 237: 195-208.

Table 1. Diversity and distribution of the phylum Kinorhyncha along the Iberian Peninsula including data published before the present study. Species are marked as new citation for the Mediterranean Sea or the Atlantic Ocean and as new citation for the Iberian Peninsula. Abbreviations: Atl, new citation for the Atlantic Ocean; Med, new citation for the Mediterranean Sea; Ib. P., new citation for the Iberian Peninsula; * this study.

Genus	Species	Locality	Reference	Med	Atl	Ib. P.
Antygomonas	*A. incomitata*	Gerona	*			X
	A. sp.1	South Galicia	*		X	X
Campyloderes	*C.* cf. *vanhoeffeni*	Algeciras	*	X		X
		Murcia	*			
		Valencia	*			
Centroderes	*C. spinosus*	País Vasco	*			X
		Cantabria	*			
		East Asturias	*			
		West Asturias	*			
		Algeciras	*			
		Gerona	*			
Condyloderes	*C.* sp.1	Cantabria	*		X	X
		East Asturias	*			
Dracoderes	*D. gallaicus*	South Galicia	Sørensen *et al.* 2012			
		Algeciras	Sørensen *et al.* 2012			
Echinoderes	*E. cantabricus*	Cantabria	Pardos *et al.*, 1998	X		
		North Galicia	*			
		South Galicia	*			
		Gulf of Cádiz	*			
		Algeciras	*			
		Granada	*			
		Almería	*			
		Murcia	*			
	E. dujardinii	South Galicia	*			
		Algeciras	*			
		Granada	Sánchez-Tocino *et al.* 2011			
		Valencia	*			
		Murcia	*			
	E. hispanicus	Cantabria	Pardos *et al.* 1998	X		
		North Galicia	*			
		South Galicia	*			
		Gulf of Cádiz	*			
		Algeciras	*			
		Granada	*			
		Almería	*			
		Murcia	*			
		Gerona	*			
	E. isabelae	País Vasco	GªOrdóñez *et al.* 2008	X		
		Cantabria	GªOrdóñez *et al.* 2008			
		East Asturias	GªOrdóñez *et al.* 2008			
		West Asturias	GªOrdóñez *et al.* 2008			
		Gerona	*			
	E. kristenseni	South Galicia	*			X
	E. neospinosus	País Vasco	GªOrdóñez *et al.* 2008			
		Cantabria	GªOrdóñez *et al.* 2008			
		East Asturias	GªOrdóñez *et al.* 2008			
		West Asturias	GªOrdóñez *et al.* 2008			
	E. parrai	East Asturias	GªOrdóñez *et al.* 2008			
		West Asturias	GªOrdóñez *et al.* 2008			
	E. worthingi	North Galicia	*			X
		Gulf of Cádiz	*			
	E. sp.1	West Asturias	*	X	X	X
		South Galicia	*			
		Granada	*			
		Valencia	*			
		Gerona	*			
	E. sp.2	Algeciras	*	X	X	X
		Granada	*			
Meristoderes	*M. macracanthus*	Gerona	Herranz *et al.* 2012			
Semnoderes	*S. armiger*	País Vasco	*			X
		Cantabria	*			
		East Asturias	*			
		West Asturias	*			
		Valencia	*			
		Gerona	*			

Table 2. Relationship between species occurrence and sediment type in this study. Sediment type is arranged into 8 categories by grain size, from largest (Maërl) to smallest (Fine mud).

Species	Maërl	Shell gravel	Coarse sand	Fine sand	Muddy sand	Sandy mud	Mud	Fine mud
Antygomonas incomitata				X				
Antygomonas sp. 1	X	X	X	X				
Campyloderes cf. *vanhoeffeni*			X	X				
Centroderes spinosus			X		X			
Condyloderes sp. 1					X			
Dracoderes gallaicus							X	X
Echinoderes cantabricus		X	X	X		X	X	X
Echinoderes dujardinii		X	X			X	X	
Echinoderes hispanicus		X	X	X	X	X	X	X
Echinoderes isabelae				X	X			
Echinoderes kristenseni	X							
Echinoderes neospinosus					X			
Echinoderes parrai					X			
Echinoderes worthingi		X	X				X	
Echinoderes sp. 1			X	X	X		X	
Echinoderes sp. 2		X	X	X				
Meristoderes macracanthus				X	X			
Semnoderes armiger			X		X		X	

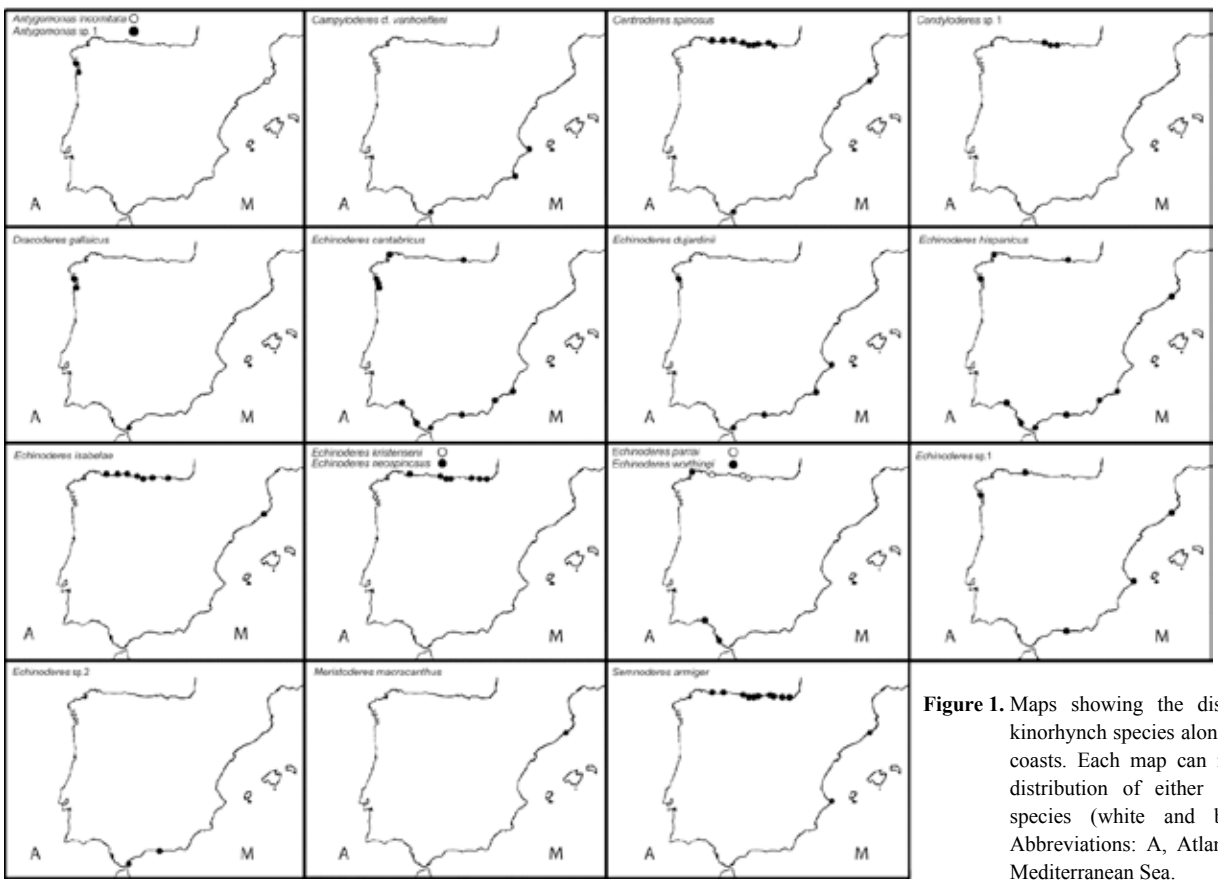


Figure 1. Maps showing the distribution of kinorhynch species along the Iberian coasts. Each map can illustrate the distribution of either one or two species (white and black dots). Abbreviations: A, Atlantic Sea. M, Mediterranean Sea.

Antifouling activity in three common benthic species of the Mediterranean Sea

Carlos Angulo-Preckler[1], Francesc Oliva[2], Conxita Avila[1]

Marine organisms are always under an intense pressure for space, light and food, and while living under these constant threats, they also have to deal with avoiding the settlement of larvae, diatoms, bacteria and algal cells. In the case of sessile species (sponges, algae, corals, bryozoans...), they must also compete for the substrate. Therefore, during their evolution, they have developed a wide range of defensive mechanisms to ensure survival, including behavioral strategies, as well as physical and chemical properties. In fact, otherwise, after about 2-3 weeks, the biofilm would cover them, followed by the establishment of macroscopic organisms.

In this study, we aim at developing a method to measure the *in situ* antifouling ability of certain natural products present in selected marine organisms. We performed chemical extractions of three benthic species, separating for each of them the lipophilic fraction (nonpolar) from the hydrophilic fraction (polar). In this pilot study, the antifouling activity of the crude extracts was measured for three common and abundant benthic species in Mediterranean waters (two sponges, *Ircinia fasciculata* and *Chondrosia reniformis,* and the alga *Codium bursa*), chosen because the different fouling characteristics observed by the authors in the field.

For about a month (a lunar cycle) these extracts, diluted in Phytagel and poured into Petri dishes, were placed on acrylic structures, and were submerged in the waters of the Costa Brava (Blanes, Girona). Once removed from water, the coverage was measured on each plate in order to evaluate the potential antifouling of each species. To assess the fouling activity, three pictures of each plate were taken, and the percent coverage was evaluated using a grid method (differentiating between squares completely covered, half covered and non covered).

Chondrosia reniformis (MT04) exhibits higher antifouling activity (both in its ethereal fraction as in its butanolic one), followed by *Ircinia fasciculata* (MT05) that only exhibits activity in its butanolic fraction, while the alga *Codium bursa* (MT03) does not present any activity (see Figure 1). Our results were in agreement with our *in situ* observations. Thus, we aim to apply this method now in other species and other geographical areas.

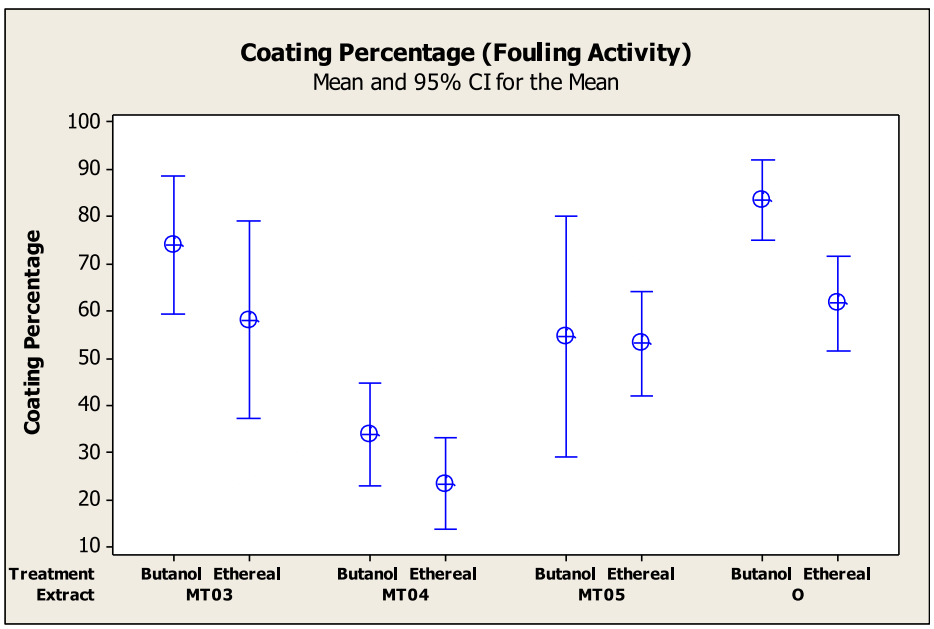


Figure 1. Mean and confidence intervals for the mean of every treatment and extract; extract 'O' means no extract)

[1]. *Dept. of Animal Biology (Invertebrates). Faculty of Biology, University of Barcelona (carlospreckler@hotmail.com)*
[2]. *Dept. of Statistics, Faculty of Biology, University of Barcelona.*

Estudios endofaunales y sedimentológicos en el banco de Porcupine (NE Atlántico): primeros resultados

Santiago Parra[a], Joaquín Valencia[a], Antía Lourido[a], Juan Fernández[a], Mari Carmen Vázquez[a], Francisco Velasco[b] y Francisco Baldó[c]

Se presentan algunos de los resultados preliminares obtenidos sobre el estudio de las comunidades infaunales y las características sedimentológicas de la serie anual de campañas PORCUPINE. Dichas campañas fueron realizadas durante los meses de septiembre y octubre de los años 2006, 2008, 2009, 2010 y 2011 por el Instituto Español de Oceanografía a bordo del B/O Vizconde de Eza, dentro del proyecto de investigación ERDEM. Esta serie de campañas tienen como objetivo fundamental la obtención de índices de abundancia de la fauna bentónica y demersal del banco de Porcupine, al oeste de Irlanda, con especial atención a las especies comerciales explotadas por la flota española en el área (merluza, rapes, gallos y cigala).

Para este estudio se han analizado los sedimentos de las muestras recogidas mediante un colector de red acoplado arte de pesca de arrastre tipo Baca - GAV 39/52 durante las campañas de prospección pesquera PORCUPINE 2006-2011. Complementariamente, se han estudiado los sedimentos de 20 estaciones muestreadas a bordo mediante una *box corer* tipo *Ulsner* de 0,065 m^2 de área de muestreo. Dicho muestreador también ha sido utilizado para el estudio de las comunidades infaunales de zonas seleccionadas del banco, donde las características del fondo, la climatología o la programación de la campaña lo permitían. Las muestras para el estudio faunístico se tamizaron a bordo con una luz malla de 0,5 mm y el material recogido en el tamiz se fijó con formol al 8% neutralizado con bórax, al que se le había añadido Rosa de Bengala para facilitar la separación de los organismos en el laboratorio. También se recogieron muestras para estimar el contenido orgánico del sedimento y realizar el análisis granulométrico. Una vez en el laboratorio, el análisis granulométrico del sedimento se realizó siguiendo el método recomendado por Buchanan (1984), que consiste en una combinación de tamizado en seco de la fracción gruesa (> 62 µm) y de sedimentación a 20 ºC de la fracción fina (< 62 µm) en columna de agua destilada. El contenido de materia orgánica del sedimento se calculó como la pérdida porcentual en peso por calcinación de la muestra a 500 ºC durante 24 horas, después de secarla a 100 ºC durante el mismo tiempo.

De una forma global, los sedimentos de la mayoría de las estaciones muestreadas en la zona de estudio están formados principalmente por arenas, entre finas y muy finas, excepto en las zonas profundas del sector sureste, donde existen grandes zonas de fangos de elevado contenido orgánico y elevado coeficiente de selección. En la zona norte, alrededor de la zona de menor batimetría, nos encontramos los sedimentos arenosos más gruesos, con el menor contenido orgánico y de selección moderada (Fig. 1).



Figura 1. Tipos sedimentarios (%) en cada una de las estaciones muestreadas

Desde un punto de vista global, las comunidades endofaunales de del banco de Porcupine están caracterizadas por la dominancia del grupo faunístico de los poliquetos (63,9%), representados principalmente por las familias Owenidae, Spionidae y Paraonidae. Le siguen en número el grupo de los moluscos (16,09%), dominado por la familia Kelliidae, que llega a alcanzar máximos de abundancia de hasta 7520 ind·m^{-2}. Los grupos que están peor representados en la comunidad son los crustáceos (7,9%), los equinodermos (6,3%) y los "otros" (sipuncúlidos, nemertinos, etc.), siendo este último el grupo peor representado (5,1%; Fig. 2).

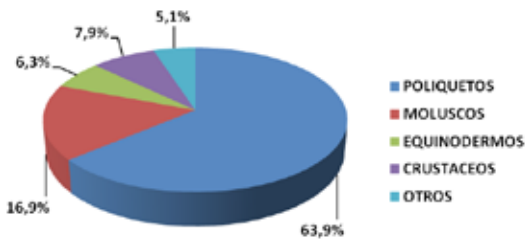


Figura 2. Abundancia total infaunal (%) de los diferentes grupos faunísticos.

[a] *Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de A Coruña, Spain. (santiago.parra@co.ieo.es)*
[b] *Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de Santander, Spain.*
[c] *Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de Cádiz, Spain.*

Comunidades macroinfaunales de los volcanes de fango del Golfo de Cádiz (NE Atlántico Ibérico): resultados preliminares

Candela Pérez[a], Santiago Parra[b], Joaquín Valencia[b], Mari Carmen Vázquez[b], Juan Fernández[b], Antía Lourido[b], Juan Gil[c] y Carlos Farias[c]

Introducción

Este estudio se ha llevado a cabo a partir de una serie de muestras obtenidas en los volcanes de fango del sistema diapírico del Guadalquivir (SDG) del Golfo de Cádiz durante la campaña oceanográfica ARSA 0307, organizada por el Instituto Español de Oceanografía. Se muestrearon un total de cinco estaciones, en un rango de profundidad de 490 a 717 m. El principal objetivo del presente trabajo es realizar una descripción preliminar de las comunidades infaunales que habitan en dichos ambientes, alcanzando el nivel taxonómico de familia. Como resultado de este trabajo, obtuvimos que el grupo faunístico de los poliquetos ha sido el más abundante en todas las estaciones muestreadas, alcanzando en todas ellas valores superiores al 50% de la abundancia total infaunal. Los siguientes grupos en abundancia han sido los crustáceos, dominados por los anfípodos, y el grupo denominado "otros". Los moluscos y equinodermos son los representantes infaunales que presentan los valores de abundancia más bajos. Tras el análisis multivariante realizado, no se han encontrado agrupaciones definidas entre las distintas estaciones estudiadas.

Las emisiones de gases, desde el sedimento hacia la superficie del fondo oceánico, son descubrimientos geomorfológicos relativamente recientes en el margen continental ibérico. Estas emisiones producen unas estructuras submarinas características que consisten en costras de sedimentos consolidados y en formaciones columnares de hasta 4 metros de altura. Encontramos este tipo de estructuras en las Islas Baleares, en el Mar de Alborán, en el Golfo de Cádiz y en las rías de Galicia (Mata *et al.*, 2009). El Golfo de Cádiz es una de las áreas de mayor interés en este tipo de estructuras, bien sea por su magnitud o por su extensión, así como por las comunidades faunísticas asociadas que se están encontrando sobre ellas. Hasta el momento, desde el punto de vista geomorfológico, en la zona de estudio se han descrito columnas o pilares carbonatados, pockmarks y volcanes de fango (Mata *et al.*, 2009). El objetivo principal de este trabajo es realizar una descripción preliminar espacial de la abundancia y composición de la comunidad infaunal, a nivel taxonómico de familia, en el SDG del Golfo de Cádiz.

Material y métodos

Durante la campaña ARSA 0307, se han muestreado un total de 10 estaciones para el estudio de las comunidades infaunales y de distintas características sedimentológicas (granulometría y contenido orgánico). Están situadas en la zona del SDG en un rango de profundidad comprendido entre 490 y 717 m. Para este estudio, se ha utilizado como muestreador una draga *box corer* tipo *Ulsner* con una superficie de muestreo de 0,065 m^2. Las muestras para el estudio faunístico se tamizaron a bordo con una luz malla de 0,5 mm y el material recogido en el tamiz se fijó con formol al 8% neutralizado con bórax, al que se le había añadido Rosa de Bengala para facilitar la separación de los organismos en el laboratorio. También se recogieron muestras para estimar el contenido orgánico del sedimento y realizar el análisis granulométrico. Una vez en el laboratorio, el análisis granulométrico del sedimento se realizó siguiendo el método recomendado por Buchanan (1984), que consiste en una combinación de tamizado en seco de la fracción gruesa (> 62 μm) y de sedimentación a 20 ºC de la fracción fina (< 62 μm) en columna de agua destilada. El contenido de materia orgánica del sedimento se calculó como la pérdida porcentual en peso por calcinación de la muestra a 500 ºC durante 24 horas, después de secarla a 100 ºC durante el mismo tiempo.

Las asociaciones faunísticas han sido determinadas a partir de técnicas multivariantes no paramétricas descritas por Field *et al.*, (1982). La matriz de similitud entre estaciones se preparó mediante el coeficiente de similitud de Bray-Curtis después de haber aplicado la transformación de raíz cuarta sobre la abundancia de cada familia. La ordenación de las estaciones se hizo mediante Non-Metric Multidimensional Scaling (MDS). La relación potencial entre la distribución de la fauna en el área de los volcanes de fango y las variables ambientales estimadas ha sido estudiada usando el procedimiento BIO-ENV y el Análisis Canónico de Correspondencia (CCA; Ter Braak, 1988). Todas las variables expresadas en porcentajes fueron previamente transformadas por el log (χ +1), para ser normalizadas.

Resultados

En cuanto al sedimento observamos principalmente dos tipos sedimentarios: las estaciones fangosas, situadas en las cumbres de

[a] *C/ María Antonia Dans, 1, 1ºD, 15379 Curtis, A Coruña, Spain*
[b] *Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de A Coruña, Spain. (santiago.parra@co.ieo.es)*
[c] *Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de Cádiz, Spain.*

los volcanes, y las estaciones dominadas por arena muy fina. En la figura 1 se observan los tipos sedimentarios obtenidos (%) en cada una de las estaciones muestreadas para el presente estudio. En otros trabajos realizados a profundidades similares, se ha observado que el contenido en fango presenta una relación directa con la profundidad, aumentando a medida que aumenta la profundidad (Cartes *et al.*, 2007). En nuestro estudio no observamos esta correlación, lo que puede estar relacionado con la propia naturaleza de los volcanes de fango, ya que dichas estructuras constan en su composición con una capa de sedimentos fangosos, denominada brecha fangosa, procedente de zonas profundas, siendo este el material semilíquido que se expulsa al exterior (Martín-Puertas *et al.*, 2006). Por otro lado, estas estaciones son también las de mayor contenido en gravas (> 500 µm), que también está relacionado con el tipo de estructura geomorfológica, ya que la brecha fangosa está compuesta mayoritariamente por una matriz de grano fino asociada con gas metano y partículas sólidas que arrastra en su ascenso (Martín-Puertas *et al.*, 2006).

Una vez realizado el análisis faunístico completo de todas las muestras infaunales, se ha obtenido un total de 4401 individuos clasificados. En el caso del grupo de los poliquetos, del de los moluscos y de algunos crustáceos (anfípodos), el nivel taxonómico alcanzado en la identificación ha sido hasta el nivel de familia, mientras que para el grupo de los equinodermos y el grupo de los "otros" sólo se ha llegado a nivel de grupo. De las cinco estaciones muestreadas son tres las que presentan mayor abundancia, alcanzándose el valor máximo de abundancia total infaunal de 1549 ind·m^{-2}. En todas las estaciones la comunidad infaunal está dominada por el grupo de los poliquetos (50-80 %; Figura 2).

Discusión

En cuanto a los resultados obtenidos cabe citar que las comunidades de las tres zonas estudiadas estaban dominadas por el grupo de los poliquetos: la mayoría de estudios realizados sobre la abundancia infaunal a estas profundidades corroboran estos datos (Cunha *et al.*, 2011, Flach y Heip, 1996a; Flach y de Bruin, 1999; Blake y Hilbig, 1994; Mamouridis *et al.*, 2011). En otros estudios realizados a profundidades menores, los poliquetos siguen siendo el grupo dominante de la comunidad infaunal (Serrano *et al.*, 2006; Parra *et al.*, 2005; Parra *et al.*, 2007).

Por lo general, la abundancia suele presentar una relación indirecta con la profundidad siendo las estaciones más someras las que presenten mayores valores de abundancia (Mamouridis *et al.*, 2011; Flach y Heip, 1996a; Flach y de Bruin, 1999) sin embargo, en nuestro estudio la abundancia varía en función de cada estación sin presentar ningún tipo de relación con la profundidad o con otros parámetros. Los valores de abundancia infaunal total alcanzados en este estudio varían entre los 322 y los 1549 ind·m^{-2}. Los valores de abundancia registrados por Cunha *et al.*, (2011) en una estación muestreada en el cañón submarino de Nazaret a una profundidad similar a la nuestra (897 m) coinciden con los valores obtenidos en dos estaciones de nuestro estudio (A-1 y A-8). Mamouridis *et al.*, (2011) también encuentran una abundancia total infaunal similar a la encontrada por nosotros en las estaciones situadas a mayor profundidad. Por otro lado, otros trabajos realizados a un rango de profundidad similar a las de nuestro estudio presentan valores de abundancia total mucho más elevados (Flach y Heip, 1996a y b; Blake y Hilbig, 1994).

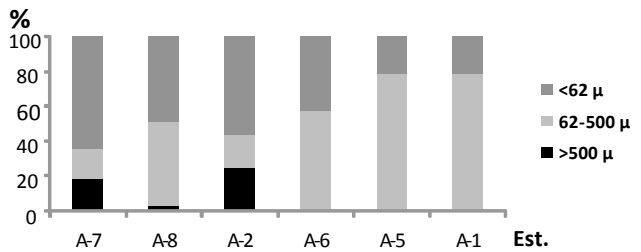


Figura 1. Tipos sedimentarios (%) en cada una de las estaciones muestreadas

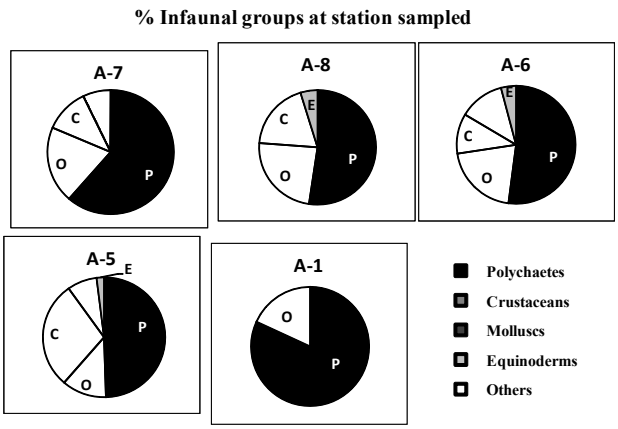


Figura 2. Abundancia total infaunal (%) de los diferentes grupos faunísticos en cada una de las estaciones muestreadas

Bibliografía

Blake, J.A. y B. Hilbig. 1994. Dense infaunal assemblages on the continental slope off Cape Hatteras, North Carolina. *Deep-sea Research II*, 41 (4-6): 875-899.

Cartes, J.E., A. Serrano, F. Velasco, S. Parra y F. Sánchez. 2007. Community structure and dynamics of deep-water assemblages from Le Danois Bank (Cantabrian Sea, NE Atlantic): Influence of environmental variables and food availability. *Progress in Oceanography*, 75: 797-816.

Cunha, R.M., G.L.J. Paterson, T. Amaro, S. Blackbird, H.C. de Stigter, C. Ferreira, A. Glover, A. Hilárii, K. Kiriakoulakis, L. Nealova, A. Ravara, C.F. Rodrigues, Á. Tiago y D.S.M. Billet. 2011. Biodiversity of macrofaunal assemblages from three Portuguese submarine canyons (NE Atlantic), *Deep-Sea Research II*, doi: 10.1016/j.dsr2.2011.04.007.

Field, J.G., K.R. Clarke y R.M Warwick. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 8: 37-52.

Flach, E. y W. de Bruin. 1999. Diversity patterns in macrobenthos across a continental slope in the NE Atlantic. *Journal of Sea Research*, 42: 303-323.

Flach, E. y C. Heip. 1996a. Seasonal variations in faunal distribution and activity across the continental slope of the Goban Spur Area (NE Atlantic). *Journal of Sea Research*, 36 (3-4): 203-215.

Flach, E. y C. Heip. 1996b. Vertical distribution of macrozoobenthos within the sediment on the continental slope of the Goban Spur Area (NE Atlantic). *Marine Ecology Progress Series*, 141: 55-66.

Mamouridis, V., J.E. Cartes, S. Parra, E. Fanelli y J.I. Saiz Salinas. 2011. A temporal analysis on the dynamics of deep-sea macrofauna: Influence of environmental variability off Catalonia coasts (western Mediterranean). *Deep-sea Research I*, 58: 323-337.

Martin-Puertas, C., M.C. Fernández-Puga, M.P. Mata, J.T. Vázquez-Garrido, V. Díaz del Río y L. Somoza. 2006. Naturaleza de la brecha fangosa de volcanes de fango del Golfo de Cádiz: sistema diapírico del Guadalquivir y zona Tasyo. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 19 (3-4): 257-270.

Mata, M.P., M.C. Fernández y F.J. Pérez-Outeiral. 2009. 1180 Estructuras submarinas producidas por el escape de gases. En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 61p.

Parra, S., I. Frutos, A. Serrano, F. Sánchez, I. Preciado y F. Velasco. 2005. The impact of the Prestige oil spill on the infaunal and hyperbenthic communities of the Continental Shelf off Atlantic NW Iberian waters. *ICES Benthos Ecology Working Group*. Copenhagen, Denmark, April 2005.

Parra, S., I. Frutos y J. Valencia. 2007. Final report on the effects of the Prestige oil spill on continental shelf macroinfauna (Galicia, NW Spain). *ICES Benthos Ecology Working Group*. Wilhelmshaven, Germany, April 2007.

Serrano, A., F. Sánchez, I. Preciado, S. Parra y I. Frutos. 2006. Spatial and temporal changes in benthic communities of the Galician continental shelf after the Prestige oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 315-331.

Papel de los cefalópodos en las redes tróficas demersales del mar levantino-catalán

Miguel Vivas Salvador, Encarnación García Rodríguez, Ángel Fernández González, Cristina Bultó Estébanez, Antonio Gómez Cócera, Ester Herrera Martínez, Javier Delgado Alcaraz, Antonio Esteban Acón

Se ha estudiado el papel que como presa desempeña el grupo de los cefalópodos en las redes tróficas demersales del mar levantino-catalán. Aunque es bien conocido su papel como depredador dentro de las redes tróficas marinas, en las aguas levantino catalanas se ha estudiado insuficientemente la forma en que otras especies explotan este grupo cómo recurso trófico, de modo en que mejore el conocimiento de la estructura de estos ecosistemas y del movimiento de energía en el interior de sus redes tróficas.

El material biológico necesario para llevar a cabo el estudio procedió de la campaña científica de evaluación de recursos demersales MEDITS[1] a lo largo de la costa levantino-catalana durante las primaveras del 2011 y 2012. Se realizaron un total de 172 lances (Figura 1), que fueron agrupados en cinco diferentes estratos de profundidad. El arte utilizado (GOC73[2,3]), presentaba 16 metros de abertura horizontal y 3 de vertical, con una malla de copo de 20 mm. Se estudió el contenido estomacal de un total de 3664 estómagos pertenecientes a 25 especies representantes de los diferentes niveles de las redes tróficas demersales. En cada pez, una vez tallado, sexado y establecido su estado de madurez, se analizó su contenido estomacal identificando hasta el nivel taxonómico más bajo posible, calculándose a bordo su repleción por medio de un trofómetro[4].

Con el fin de cuantificar la explotación de los cefalópodos como recurso trófico por cada una de las diferentes especies estudiadas, se emplearon el índice de frecuencia de ocurrencia (F)[5], definido como el porcentaje de estómagos que contenían cefalópodos en relación con el número de estómagos con repleción, y el índice volumétrico (V)[6], definido como el porcentaje en volumen de los cefalópodos respecto del volumen total. Del mismo modo se estableció para las principales especies depredadas la relación entre el tamaño del manto y el del pico, de forma que a través de estas estructuras duras y mediante un estudio de regresión, pudo establecerse la talla de los ejemplares que eran depredados.

En la Tabla 1 se muestra la frecuencia de ocurrencia y el índice volumétrico de cefalópodos para cada una de las especies estudiadas. De ellas, tan sólo tres especies; *Chelidonichthys lastoviza*, *Coelorhinchus coelorhinchus* y *Phycis blenoides*, no incluyeron a los cefalópodos en su dieta. Por el contrario, los valores más altos para estos índices se dieron en *Chelidonichthys cuculus*, *Lophius piscatorius* y las tres especies de elasmobranquios estudiados. En la Tabla 2 se muestra el índice volumétrico para cada uno de los cuatro órdenes de cefalópodos presentes en la zona de estudio.

Se encontraron un total de 15 especies (Tabla 3), siendo *E. cirrhosa* y *E. moschata* las únicas representantes de los octópodos. Las especies más abundantes en los estómagos estudiados fueron *Abralia veranyi, Rondeletiola minor*, *Sepietta oweniana* e *Illex coindetii*. Para estas especies se estableció una relación lineal entre tamaño de manto y tamaño de pico a partir de ejemplares capturados en la campaña (Figura 2). La distribución de tallas de los ejemplares depredados para estas cuatro especies aparece en la Figura 3.

Se ha estudiado la importancia que los cefalópodos tienen como recurso trófico en las redes tróficas demersales del mar levantino-catalán. De entre las 25 especies estudiadas, representantes de los distintos niveles tróficos presentes, tan sólo tres de ellas no incluyeron a los cefalópodos en su dieta. Para el conjunto de ellas, los cefalópodos constituyeron el 8.9% de la dieta, expresado como porcentaje del volumen total de lo ingerido (Figura 4). Sin embargo, se detectaron diferencias en las estrategias alimentarias en las diferentes especies estudiadas; Mientras especies como *Ch. cuculus*, *M. surmuletus, S.cabrilla*, *T. draco* o *T. minutus* se han especializado en sepiólidos, *L. piscatorius* o *M. merluccius* en sepiidos, especies como *M. poutassou* o los tres elasmobranquios estudiados, muestran una clara preferencia por los teutoideos. El grupo de los octópodos no es explotado como recurso trófico.

Los resultados obtenidos muestran que, con la excepción de los octópodos, los cefalópodos constituyen un grupo trófico a tener en cuenta en las redes tróficas demersales de las aguas levantino-catalanas. Se ha encontrado un grado alto de especialización entre las diferentes especies estudiadas, diferenciándose según explotan uno u otro de los tres órdenes de cefalópodos decápodos presentes en estas aguas.

Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia
(E-mail: miguel.vivas@mu.ieo.es)

Bibliografía

[1]Bertrand J.A., L. Gil de Sola, C. Papaconstantinou, G. Relini and A. Souplet. (2002) The general specifications of the MEDITS surveys. Sci. Mar. 66 (Suppl. 2): 9-17.

[2]Fiorentini L., P.-Y. Dremière, I. Leonori, A. Sala and V. Palumbo (1999) Efficiency of the bottom trawl used for the Mediterranean international trawl survey (MEDITS). Aquat. Living Resour. 12(3): 187-205.

[3]Dremiere P.-Y.,L. Fiorentini, G. Cosimi, I. Leonori, A. Sala and A. Spagnolo (1999) Escapement from the main body of the bottom trawl used for the Mediterranean international trawl survey (MEDITS). Aquat. Living. Resour. 12(3): 207.217.

[4]Olaso I. (1990) Distribución y abundancia del megabentos invertebrado en fondos de la plataforma cantábrica. Publ. Espec. Inst. Esp.Oceanogr. 5: 128 pp.

[5]Dunn, D. R. (1954) The feeding habits of some of the fishes and some members of the bottom fauna of Llyn Tegid (Bala Lake), Merionethshire. J. Anim. Ecol. 23.

[6]Hunt, P. C. and Jones, J. W. (1972) The food of brown trout in Llyn Alaw, Anglesey, North Wales. J. Fish Biol. 4,333-352.

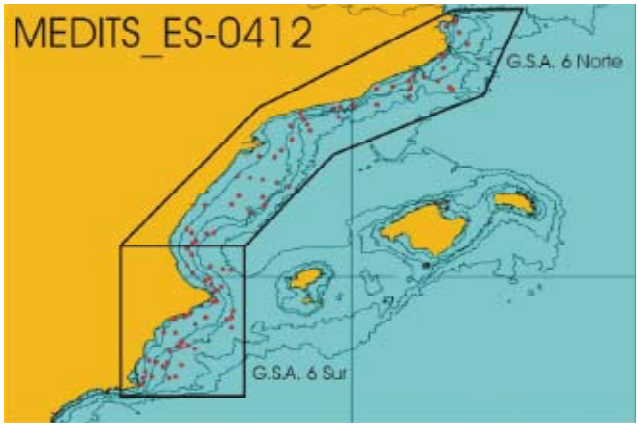


Figura 1. Área de estudio. Los puntos rojos representan los lances realizados

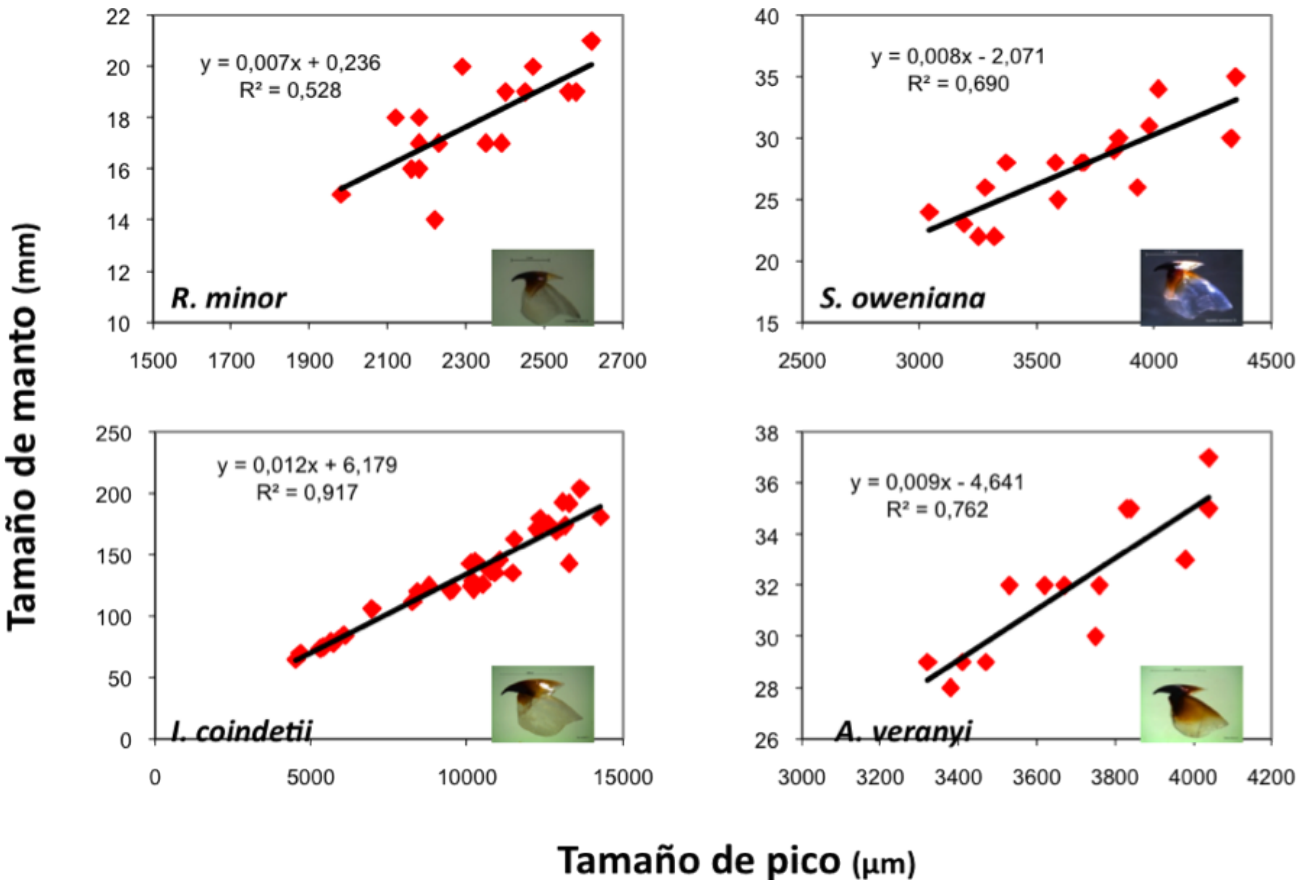


Figura 2. Relación lineal entre tamaño de pico y tamaño de manto para las cuatro especies más abundantes en los estómagos de las especies estudiadas

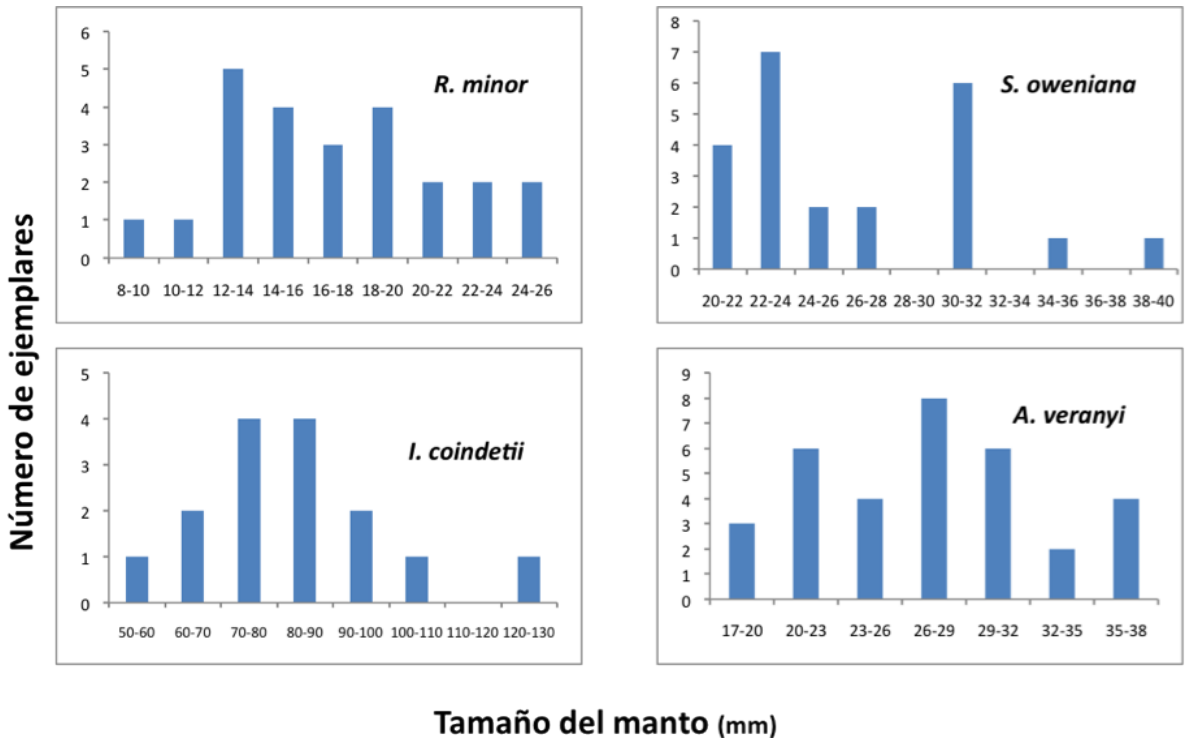


Figura 3. Distribución de tallas de los ejemplares depredados para las 4 especies más abundantes en los estómagos.

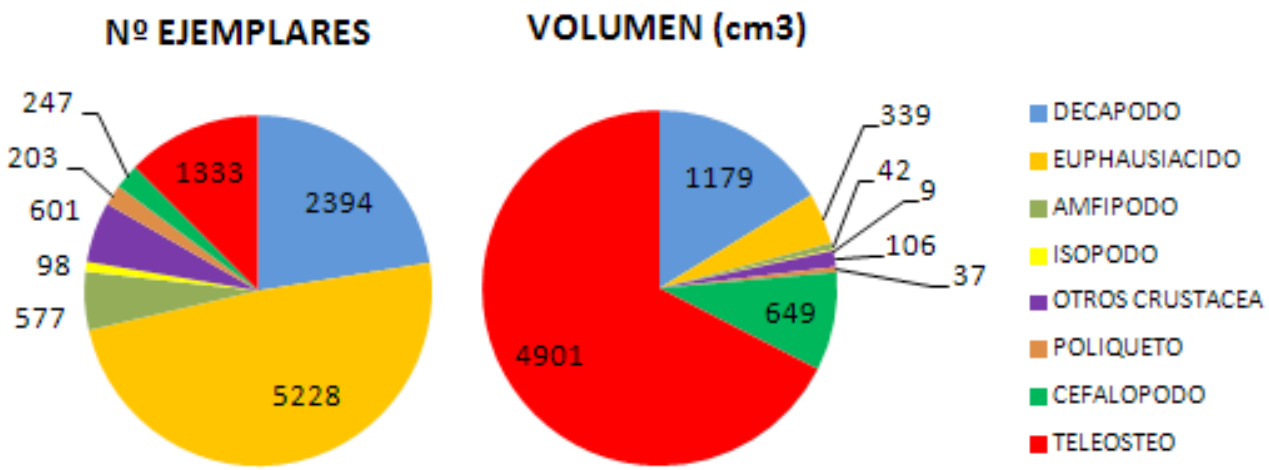


Figura 4. Porcentaje expresado como número de ejemplares y volumen, de los diferentes grupos taxonómicos encontrados en los estómagos. Aquellas categorías con menos de un 1% de presencia no fueron tenidas en cuenta en el estudio.

Tabla 1. Especies utilizadas en el estudio y número de estómagos válidos (no regurgitados) por especie. Se expresa la frecuencia de ocurrencia (%F) y el índice volumétrico (%V) de los cefalópodos para el total de los estómagos que presentaban contenido.
*Scorpaena sp agrupa las especies *S. notata*, *S. elongata*, *S. scrofa* y *S. porcus*.

ESPECIE	NÚMERO	%F	%V
Chelidonichthys cuculus	25	36.0	35.3
Chelidonichthys lastoviza	40	0.0	0.0
Citharus linguatula	27	5.6	18.5
Coelorhinchus coelorhinchus	27	0.0	0.0
Conger conger	76	3.4	0.7
Etmopterus spinax	7	33.3	3.2
Galeus melastomus	224	31.4	18.0
Helicolenus dactilopterus	195	1.4	0.7
Lepidorhombus boscii	153	1.7	0.1
Lophius budegassa	543	2.2	1.3
Lophius piscatorius	66	13.5	44.5
Merluccius merluccius	762	3.4	5.6
Micromesistius poutassou	245	1.9	2.4
Mullus surmuletus	208	2.6	2.9
Pagellus erytrinus	216	6.2	18.0
Phycis blenoides	43	0.0	0.0
*Scorpaena sp**	62	7.0	17.3
Scyliorhynus canicula	372	16.5	15.1
Serranus cabrilla	45	6.1	15.4
Trachinus draco	87	3.7	12.7
Trisopterus minutus	59	1.8	2.8
Zeus faber	182	0.9	0.5

Tabla 2. Índice volumétrico (%V) para cada uno de los órdenes de cefalópodos presentes en el área de estudio. No se han tenido en cuenta aquellos ejemplares que no se han podido identificar como pertenecientes a alguno de estos órdenes.

ESPECIE	O. SEPIIDA	O. SEPIOLIDA	O. TEUTHIDA	O. OCTOPODA
Chelidonychtis cuculus		35.3		
Citharus linguatula			18.5	
Conger conger			0.7	
Etmopterus spinax			3.2	
Galeus melastomus		5.1	11.2	
Helicolenus dactilopterus		0.7		
Lepidorhombus boscii		0.1		
Lophius budegassa	0.04	0.03	0.8	
Lophius piscatorius	44.4			0.1
Merluccius merluccius	3.7	1.9		
Micromesistius poutassou			2.4	
Mullus surmuletus		2.7		
Pagellus erytrinus	6.2	9.1		
Scorpaena sp		14.3		
Scyliorhynus canicula	0.2	3.4	10.6	
Serranus cabrilla		15.4		
Trachinus draco		12.7		
Trisopterus minutus		2.8		
Zeus faber		0.2	0.3	

Tabla 3. Especies encontradas en los estómagos analizados, con el número de ejemplares y las tallas mínima y máxima que presentaban.

ESPECIE	Nº EJEMPLARES	TALLA MIN	TALLA MAX
Sepia officinalis	6	110	158
Sepia elegans	6	26	57
sepia orbignyana	1	40	40
Rondeletiola minor	30	9	25
Sepietta oweniana	25	20	38
Alloteuthis sp.	1	43	43
Abraliopsis sp.	1	30	30
Abralia veranyi	42	17	36
Ancistroteuthis lichtensteinii	1	88	88
Histioteuthis sp.	16	12	84
Illex coindetii	19	53	125
Todaropsis eblanae	2	169	169
Chiroteuthis sp.	2	-	-
Eledone cirrhosa	2	108	108
Eledone moschata	1	-	-

Una nueva aproximación a la gestión de la biodiversidad del Mediterráneo: conectividad entre hábitats de la plataforma continental

Josep-Maria Gili[a], Carlos Dominguez-Carrió[a], Jordi Grinyó[a], Teresa Madurell[a], Andrea Gori[a], Ariadna Purroy Albet[a], Stefano Ambroso[a], Georgios Tsounis[b], Sergio Rossi[c], Covadonga Orejas[d], Susana Requena Moreno[a], Enrique Isla[a], Pablo J López-González[e]

Nuestra comprensión de los procesos ecológicos marinos de los hábitats bentónicos se origina en su mayoría de la investigación realizada en la zona inter y submareal, hasta unos 50 metros profundidad. La disponibilidad de tecnología avanzada (ROV, sumergibles) y el creciente interés por el mar profundo ha dado lugar a abundantes estudios sobre los hábitats a profundidades de más de 150m. Por el contrario, existe un vacío de conocimiento sobre la zona costera más impactada sobretodo por la pesca de arrastre, comprendida entre los 50 y los 200 metros de profundidad en la plataforma continental.

Los ecosistemas marinos que encontramos a lo largo de la plataforma continental del Mediterráneo muestran una complejidad de hábitats y una diversidad asociada similar a la que podemos encontrar en los arrecifes de coral tropicales, debido en gran parte a la presencia de especies bio-constructoras que aportan complejidad estructural al sistema. Sin embargo, sabemos muy poco sobre la ecología de las comunidades que habitan en las plataformas continentales. La investigación reciente de las comunidades de plataforma que encuentran refugio del impacto humano en los cañones submarinos, revela hábitats de la plataforma sorprendentemente ricos con un alto grado de endemismo. Estas primeras observaciones indican que estos *hotspots* de biodiversidad marina podrían desempeñar un papel importante como rutas de migración y como zonas de cría, es decir como importantes corredores que favorezcan la diversidad genética y la productividad pesquera. Los corredores biológicos son una fenómeno bien estudiado en los ecosistemas terrestres, y su restitución es una poderosa herramienta para la conservación y gestión del flujo genético entre poblaciones aisladas.

La falta de conocimiento sobre el papel de los corredores biológicos que vinculan aguas costeras poco profundas con los ecosistemas de profundidad requiere buscar un enfoque interdisciplinario donde la tecnología y los conocimientos tradicionales se combinen en los campos de la ecología, la taxonomía, la fisiología, la genética, la biogeoquímica y los aspectos socioeconómicos. Este enfoque, proporcionará sin duda una base sólida para la gestión de los hábitats que se distribuyen a lo largo de las costas del Mediterráneo, ya que la correcta gestión por parte de las administraciones depende de un conocimiento exhaustivo de la ecología de estas comunidades.

[a] *Departament de Biologia Marina, Institut de Ciències del Mar (CMIMA-CSIC) 08003 Barcelona (gili@icm.csic.es)*
[b] *Dirección actual: Department of Ecology, Leibniz Center for Tropical Marine Ecology, 28359 Bremen, Germany*
[c] *Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Cerdanyola del Vallés*
[d] *Instituto Español de Oceanografia (IEO), Centro Oceanográfico de Santander, 39004 Santander*
[e] *Departamento de Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, 41012 Sevilla*

The impact of Alqueva dam on the ecological networks of Guadiana estuary salt marsh areas

Renata Gonçalves[a], Radhouan Ben-Hamadou[b], Natasa Atanasova[c], Mateja Škerjanec[d], Maria Alexandra Chícharo[e], Luís Chícharo[f]

Salt marshes are known to play a trophic and nursery role for many aquatic species which depend, for more a less long periods of their life cycle, on the intense primary productivity and refuge provided by those areas. Ecotonal zone at the interface between salt marsh and open water has long been suspected of harboring high concentrations of aquatic organisms. Accordingly, the lower Guadiana is recognized as an important ecosystem, providing habitat for many species, which find conditions within salt marshes suitable for their development. Unfortunately, salt marshes have been subject to high pressures, both from natural and anthropogenic origin. Dams are listed as one of the main anthropogenic pressures in Portuguese estuaries and the Guadiana is no exception. Dams are mainly regulated for economics purposes (i.e. hydroelectric power generation, irrigation, freshwater supply) causing decrease in the volumes of freshwater discharged into estuaries. Seasonal patterns of freshwater input of dammed rivers may differ considerably from the expected natural pattern. Consequently, floodplains that are essential to many aquatic organisms may be detached from the river, and marsh environments can dry out. As a result, the vegetation structure of the natural vegetation may change from water-tolerant species to more arid varieties. Similarly, many of the organisms that are characteristic of seasonally flooded environments may disappear.

The objective of this work is to develop an efficient method for assessing the changes on the lower pelagic food web structure and function in the salt marsh area of the Guadiana estuary before and after Alqueva dam construction (largest artificial lake in Europe). The comparative work was based on collections of nutrients, phytoplankton, zooplankton, fish larvae and jellyfish. Sampling campaigns were performed on a season basis (every three months) during two distinct hydrological years (pre- dam, 2000-2001 and post- dam, 2010-2011). Each time we sampled two distinct points, one inside a salt marsh creek and the other on the main channel of the estuary. A hybrid modeling approach (integrating Machine Learning and Mechanistic modeling approaches) is used to investigate the ecological network of lower pelagic food web.

Results revealed a decline in nutrients concentration, phytoplankton, zooplankton and fish larvae abundances for all seasons except spring in 2010-2011. Inversely, jellyfish species were more abundant during the sampled year after dam construction. Ecological network analysis showed that decrease on nutrient availability and increase of coastal waters influence on the estuary shifted the estuarine food web from one that was phytoplankton-based to one that is detritus based. This trophic shift produced a decline in population structure complexity and abundance of some of the resident fishes and those using the estuary as nursery. It is evident that the regulated freshwater release resulted in significant changes on the pelagic communities structure of the Guadiana estuary salt marshes.

Results from the achieved food web model are expected to provide relevant information to decision-makers, particularly those responsible for dam discharges regulation, in determining future management actions to efficiently protect and improve the quality of downstream Guadiana ecosystems, essential for the long term conservation of many estuarine-dependent organisms, namely important commercial fish species.

[a] University of Algarve / Centre of Marine Sciences (CCMAR), Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal (rgoncalves@ualg.pt).
[b] University of Algarve / Centre of Marine Sciences (CCMAR), Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal (bhamadou@ualg.pt).
[c] Centre for Marine and Environmental Research (CIMA), Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal (natanasova@ualg.pt).
[d] Faculty of Civil and Geodetic Engineering, University of Ljubljana, Ljubljana, Slovenia
[e] University of Algarve / Centre of Marine Sciences (CCMAR), Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal (mchichar@ualg.pt).
[f] University of Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro / International Centre For Coastal Ecohydrology, Solar do Capitão Mor, EN125, Horta das Figuras, 8000-518 Faro, Portugal (lchichar@ualg.pt).

Differences on population structure, dynamics and production of E. marinus populations from 3 different estuaries presenting a gradient of environmental pressure: Minho (low-impacted), Mondego (medium-impacted) and Ave (highly-impacted)

I. Martins, E. Constantino, N. Leite, A. Guerra

Introduction

Echinogammarus marinus (Leach, 1815), a strongly euryhaline gammarid amphipod, able to support long emersion periods (Pinkster and Broodbakker, 1980), is extremely well adapted to life in estuaries. The species distribution extends from Norway to Portugal, having the Mondego estuary as the southernmost limit (Maren, 1975; Marques and Nogueira, 1991).

E. marinus occurs in close association with *Fucus vesiculosus* (Phaeophyta), a brown macroalgae, which constitutes an eulittoral belt on hard substrates. *E. marinus* is typically found underneath *Fucus*, in association with muddy deposits and also with the presence of green macroalgae, being less common on clean sands (Maren, 1975).

For example, in the Mondego estuary *E. marinus* is the most abundant species in hard substrate intertidal communities (Marques *et al*., 1993). It constitutes an important prey for upper trophic levels, namely for birds (Múrias *et al*., 1996, 1997), therefore playing an important role in the trophic web energy transfers.

Objectives

The present study aims at detecting the differences on population structure, dynamics and production of *Echinogammarus marinus* populations from 3 different estuaries presenting a gradient of environmental pressure: Minho (low-impacted), Mondego (medium-impacted) and Ave (highly-impacted).

3) Material and Methods

Study sites:

Mondego River:

Located between 40º08'10''N, 8º50'51''W, the Mondego River estuary includes as major sources of contamination a mercantile harbor, urban and industrial wastewaters, and discharges from aquaculture farms and intensive agriculture areas, responsible for an ongoing eutrophication process (Ferreira *et al*., 2003; Guerreiro and Pereira, 2002).

The Mondego estuary consists of two arms, north and south, that become separated by an island at the estuarine upstream area, at about 7 km from the sea, joining again near the mouth. The two arms of the estuary present very different hydrographical characteristics. The north arm is deeper (5 to 10 m during high tide, tidal range about 2 to 3 m), while the south arm (2 to 4 m deep, during high tide) is almost silted up in the upstream areas, which causes the freshwater of the river to flow essentially by the north arm. The water circulation in the south arm is mostly due to tides and to the relatively small freshwater input of a tributary, the Pranto River, which is artificially controlled by a sluice, located at 3 Km from the confluence with the south arm of the estuary.

Ave River:

Located between 41º20'49''N, 8º4'34''W, the Ave River estuary has like major sources of contamination products related to the textile sector, followed by leather tanning, rubber manufacture and plastic production (Guerreiro and Pereira, 2002; Soares *et al*., 1999). The textile sector is the most important activity and absorbs more than 70% of all people employed in industry. Leather tanning, rubber manufacture and plastic production are also significant.

Minho River:

Located between 41º53'27''N, 8º49'29''W, the Minho River estuary has about 35 Km long and comprises an area of 2 Km^2 of salt marshes (Ferreira *et al*., 2003). The Minho estuary is a very shallow system (Moreno *et al*., 2005), with a mean depth of 2.6 m (Freitas *et al*., 2009) and characterized as a mesotidal and partially mixed system, although during periods of high river flow, it tends towards a salt wedge estuary (Sousa *et al*., 2005).

Field program

Because of the existence of different environmental conditions at the 3 different estuaries, *E. marinus* individuals were sampled at three sampling stations in each one of the studied estuaries. Sampling was performed during low tide, which facilitated the access to the sampling sites. Three replicates, corresponding to areas occupied by *Fucus* sp were taken randomly each time at each sampling station.

Each replicate was obtained by scraping the rocky surface where the *Fucus* sp. (Phaeophyta) was attached. *Fucus* sp. was collected into labelled plastic bags and immediately washed after

IMAR - CMA, Institute of Marine Research – Marine and Environmental Research Centre , Department of Life Sciences, University of Coimbra, Apartado 3046, 3001-401 Coimbra, Portugal (emanuel.constantino@gmail.com)

arrival at laboratory At the field, , the superficial 1 cm sediment layer around the rocks, under the fronds of algae, was also taken to ensure that all amphipods on the sampled area were collected. Since the sampled surface was irregular the area was estimated by photo. The sediment parts of the samples were preserved in 4 % buffered formalin, and later sieved in the laboratory through a 0.5 mm mesh size bag. Given the size of newly hatched juveniles, this mesh size retains all individuals. After separation, amphipods were kept in 70% ethanol for posterior analysis.

At each sampling date and at retention pools in each site, salinity, temperature, dissolved oxygen, pH were determined, whereas water samples were collected for posterior determination of dissolved nitrites, nitrates, and phosphates in the water column.. Sediment samples were also collected to estimate the organic matter content of the sediment.

Laboratory procedures

After initial selection, all *E. marinus* individuals were counted sexed, and the cephalic length (CL) was measured to the nearest 0.02 mm. The determination of sex was based on the presence or absence of oostegites and/or broods (females), and of genital papillae (males). Animals without these features were considered to be juveniles. Nonbrooding females were examined for the presence or absence of setae on the oostegites and classified as mature or resting females. If broods were present, eggs were counted, to estimate fecundity, measured and examined to determine the development stage. Five stages were considered, taking into account the criteria described in Skadsheim (1982) adapted by Marques and Nogueira (1991), respectively: A, newly laid eggs, spherical grouped and resembling a gelatinous mass; B, eggs well separated, oblong internally homogeneous; C, embryo comma-shape with vestigial pereopods already visible; D, constriction of the comma clearly visible, appendages segmented and looking slender, eyes visible, cephalotorax orange-red; E, hatched and free juveniles (these may stay some days in the brood pouch). Due to some difficulties in distinguishing stages A and B, data regarding these two stages were pooled in an AB stage. Since eggs become oval in shape during development, an average of their length and width was taken as measurement of their size.

Results

Results indicate that *E. marinus* density and biomass show higher values in the Mondego estuary, followed by the Minho estuary and finally the Ave estuary.

The low values of density and biomass presented by *E. marinus* populations at the Ave estuary must be related with the strong environmental impacts of this system, particularly, at the most disturbed sampling station (Estaleiro), where frequent fuel residuals are observed at *Fucus* sp. fronds and sediment. Interestingly, the sampling station that shows higher abundance of *E. marinus* at the Ave estuary is a station located at the outer most part of the estuary, with strong marine influence and characterized by beach-type sediment with very low organic matter content.

At Minho estuary, *E. marinus* individuals are found at all sampling stations from the estuary mouth until a saltmarsh upstream area. Nevertheless, during autumn and winter months, the sampling station located closest to the estuary mouth (Embocadura) tends to present the highest densities of *E. marinus* individuals.

In accordance with previous studies (Marques and Nogueira, 1991; Maranhão, 2001) all sampling stations from the Mondego estuary exhibit high densities and biomass of *E. marinus*, including the station with potential high environmental impacts, situated at a deactivated shipyard (Doca).

Discussion

Our results indicate that *E. marinus* populations are able to live in close association with *Fucus* sp. associated to diverse types of substrates, from fine sediments organic matter rich to coarser substrates with low organic matter content.

In addition, our results also suggest that the abundance, dynamics and production of this amphipod species is influenced by environmental contamination, which seems to be related with the low density and biomass values of *E. marinus* populations from the Ave estuary. However, besides contamination and pollution, other environmental stressors seem to control the abundance of *E. marinus* at estuarine areas. This is in accordance with the finding that *E.marinus* populations present clearly higher density and biomass values in Mondego compared to Minho, although the latter is considered a more preserved system than the former. However, on a year basis, the average salinity in the Mondego estuary is higher than in Minho estuary, which will favor *E. marinus*, a truly euryhaline species, strongly affected by salinity decrease (Maranhão and Marques, 2003).

References

Guerreiro, N., Pereira, P.B., 2002. Poluição e Qualidade da Água Instituto da Água, Lisboa, Portugal.

Ferreira, J.G., Simas, T., Nobre, A., Silva, M.C., Shifferegger, K., Lencart-Silva, J., 2003. Identification of Sensitive Areas and Vulnerable Zones in Transitional and Coastal Portuguese Systemsd Application of the United States National Estuarine Eutrophication Assessment to the Minho, Lima, Douro, Ria de Aveiro, Mondego, Tagus, Sado, Mira, Ria Formosa and Guadiana Systems. Instituto da Água and Institute of Marine Research, Lisboa, Portugal.

Freitas, V., Costa-Dias, S., Campos, J., Bio, A., Santos, P., Antunes, C., 2009. Patterns in abundance and distribution of juvenile flounder Platichthys flesus, in Minho estuary (NW Iberian Peninsula). Aquatic Ecology 43 (4), 1143e1153.

Maren M.J., Some notes on the intertidal gammarids (Crustacea, Amphipoda) from the Atlantic coast of the Iberian Peninsula, Beaufortia 23 (1975) 153–168.

Maren M.J., The biology of *Chaetogammarus marinus* (Leach) and *Eulimnogammarus obtusatus* (Dahl), with some notes on other intertidal gammarid species (Crustacea, Amphipoda), Bijdr. Dierk. 45 (1975) 204–224.

Marques J.C., Nogueira A., Life cycle, population dynamics and production of *Echinogammarus marinu*s (Leach) (Amphipoda) in the Mondego estuary (Portugal), Oceanol Acta 11 (1991) 213–223.

Marques J.C., Rodrigues L.B., Nogueira A., Intertidal macrobenthic communities structure in the Mondego estuary (Western Portugal): Reference situation, Vie Milieu 43 (1993) 177–187. Maranhão, P, Bengala, N, Pardal, M.A., Marques, J.C. The influence of environmental factors on the population dynamics, reproductive biology and productivity of *Echinogammarus marinus* Leach

(Amphipoda, Gammaridae) in the Mondego estuary (Portugal). Acta Oecologica 22 (2001) 139-152.

Maranhão, P, Marques, J.C. The influence of temperature and salinity on the duration of embryonic development, fecundity and growth of the amphipod *Echinogammarus marinus* Leach (Gammaridae). Acta Oecologica 24 (2003) 5-13.

Moreno, J., Fatela, F., Andrade, C., Cascalho, J., Moreno, F., Drago, T., 2005. Living foraminiferal assemblages from the Minho and Coura estuaries (Northern Portugal): a stressfull environment. Thalassas 21 (1), 17 e 28.

Múrias T., Cabral J.A., Marques J.C., Goss-Custard J.D., Short-term effects of intertidal macroalgal blooms on the macrohabitat selection and feeding behaviour of waders in the Mondego estuary (West Portugal), Estuar. Coast. Shelf Sci. 43 (1996) 677–688.

Múrias T., Cabral J.A., Lopes R., Marques J.C., Low-water use of the Mondego estuary (West Portugal) by waders (Charadrii), Ardeola 44 (1997) 79–91.

Pinkster S., Broodbakker N.W., The influence of environmental factors on distribution and reproductive success of *Eulimnogammarus obtusatus* (Dahl, 1938) and other estuarine gammarids, Crustaceana 6 (1980) 225–241.

Skadsheim A., The ecology of intertidal amphipods in the Oslofjord. The life cycles of *Chaetogammarus marinus* e *C.stoerensis*, Mar. Ecol. 3 (1982) 213–224.

Soares, H.M.V.M., Boaventura, R.A.R., Machado, A.A.S.C., Esteves da Silva, J.C.G., 1999. Sediments as monitors of heavy metal contamination in the Ave river basin (Portugal): multivariate analysis of data. Environmental Pollution 105, 311 e 323.

Sousa, R., Guilhermino, L., Antunes, C., 2005. Molluscan fauna in the freshwater tidal area of river Minho estuary, NWof Iberian Peninsula. Annales de Limnologie 41, 141 e 147.

Exploring patterns of variation of amphipod assemblages at multiple spatial scales: natural variability versus coastal aquaculture effect

Victoria Fernandez-Gonzalez[a], Elena Martinez-Garcia[a], Felipe Aguado-Giménez[b], Joan Ignasi Gairin[c], Pablo Sanchez-Jerez[a]

Abstract

Monitoring programs and studies of environmental impact are established to evaluate and quantify environmental changes that occur in the marine environment due to human driven disturbances. Their objectives are to identify the effects and establish corrective actions to minimize them. A relevant point in this context is to know ecological processes that determine distributional patterns of the organisms, so that natural spatial and temporal variation can be estimated and scales in which they vary can be detected. In aquaculture, the development of sampling protocols and environmental monitoring plans must be based on appropriate spatial and temporal scales allowing a correct interpretation of the differences of disturbed and control areas.

A 5-factor design survey was carried out to examine the spatial distribution at different spatial scales of amphipods assemblages and sedimentary variables in soft bottoms adjacent to coastal aquaculture installations. The design included a distance gradient from fish farm cages to a reference area, in two different seasons at three spatial scales of regions (North, Central and South of Western Mediterranean, separated 100´s km), localities (separated by several km) and sites (separated 10´s meters).

Results obtained with multivariate PERMANOVA detected significant differences in the main factor Distance (p=0.0108), however, significant interactions between smaller scales, represented by random factors, and main factors were also detected. Natural variability of sediment variables showed the highest values at the scales of sites and locality, while the greatest component of variation of amphipod assemblage occurred among replicates. Regarding the influence of coastal aquaculture, the highest variability of the environmental variables was observed at locality scale, among fish farms. However, the variability of amphipod assemblages at this level was lower than reference values. The dbRDA analysis did not detect any gradient of aquaculture influence, in contrast there was a separation of the localities based on the grain size distribution of the sediment. The results of muddy, sandy and mixed localities analyzed separately revealed an aquaculture gradient related to different variables depending on the sediment type. Thus, the separation of each gradient was related to total free sulphides in sandy localities or to total organic carbon and δN15 in muddy bottoms.

Aquaculture monitoring programs should consider that the degree of influence of each installation depends on management features, (total fish production, feeding method and feed used), and local environmental characteristics (i.e. water depth, hydrodynamism and sediment type). Moreover, the magnitude of any effect differs among fish farms, making it difficult to generalize the patterns of affection by coastal aquaculture. Additionally, the remarkable small and medium scale variability of amphipod assemblages and sediment features make it necessary the use of robust design of sampling protocols with high replication at several spatial scales for a better understanding of ecological processes and for assessing impact or restoration plans.

This kind of protocols would enhance the sustainability of aquaculture industry through a proper detection of its influence over the environment.

[a] *UA. Dep. de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. Ap. C 99, E- 03080, Alicante (email: victoria.fernandez@ua.es)*
[b] *IMIDA. E. Acuicultura Marina. Puerto de San Pedro del Pinatar. 30740. Murcia*
[c] *IRTA Investigación y tecnología agroalimentaria. Ctra. De Poblenou Km 5.5 43540 Sant Carles de la Rápita, Tarragona*

Transitional and freshwater bioassessments: one site - two perspectives

João M. Neto[a], Maria João Feio[a], Heliana Teixeira[a], Sónia R.Q. Serra[a], Joana Patrício[a], A. Raquel Calapez[a], João N. Franco[b], Emanuel Constantino[a]

Although a consistent advance is evident for scientific knowledge on benthic macroinvertebrate communities living in marine, estuarine and freshwater areas, the existing data are not exactly the same for these aquatic zones. Even with similar scientific objectives, the research teams working on these different areas use different sampling strategies and so collect different data, which result also in different perceptions of the macrobenthic communities. It doesn't mean the communities are different, they are looking like that also due to differences found along the sampling and analytical process they undergo. The lower part of big rivers and the upper part of transitional waters constitute the contact study zone between two important research areas (rivers and coastal areas). Due to the used protocols, differences found for macrobenthic communities inhabiting the contact zone may be considered as artifacts, and the apparent discontinuity observed in there by the different research teams should be considered with care. The knowledge provided by both scientific fields should be merged for a better understanding of structure and functions found in the contact area community.

To clarify the uncertainty about those areas, macrobenthic samples were collected in the contact zone of the Mondego (central Portugal), following simultaneously the protocols used by river and coastal benthologists. About 77% of the total identified taxa were present in samples treated by the river team, meanwhile 55% were present in samples analyzed by the coastal and transitional waters team. Only 32% of the taxa were found in common by both teams. From the common taxa, about 33% of them were present in more than 1/3 of the samples, for both teams. The difference found on taxonomic composition (Ephemeroptera & Trichoptera, and Gastropoda contributed each with 22 % for total diversity in river samples but were not collected by coastal water methods; Crustacea contributed more to total diversity in samples from coastal teams than for rivers) may be due to the habitats surveyed by each team and differences on identification procedures. These results are in line with recent concerns created by the WFD. Harmonization along aquatic systems should be ensured, namely for the same BQE (e.g. macroinvertebrates) in different water categories.

1) IMAR-Institute of Marine Research, Dep. Life Sciences, University of Coimbra, Coimbra,(email: jneto@ci.uc.pt)
2) CIIMAR, Rua dos Bragas 269, 4450-123 Porto, Portugal

Assessing the health status under European directives in the Basque Country: from estuaries to offshore waters

Angel Borja[a*], Juan Bald, María J. Belzunce, Javier Franco, Ibon Galparsoro, Joxe Mikel Garmendia, Joana Larreta, Iratxe Mentxaka, Iñigo Muxika, Iñaki Quincoces, Marta Revilla, J. Germán Rodríguez, Marina Santurtún, Oihana Solaun, Ainhize Uriarte, Victoriano Valencia, Izaskun Zorita

Taking into account the increasing human pressures on aquatic systems (Halpern *et al.,* 2008), the European Commission wants to reduce their impacts. Hence, two European directives (the Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EC) and the Marine Strategy Framework Directive (MSFD, 2008/58/EC) establish a framework, within which Member States shall take the necessary measures to achieve or maintain Good Ecological Status (GES) and Good Environmental Status (GEnS), in estuarine/coastal waters and offshore waters, respectively. This should be achieved by the years 2015 and 2020, respectively.

Both MSFD and the WFD rely on our ability to determine what is 'good status', described in narrative terms in both directives (i.e. Annex 5 normative definitions in the WFD and Annex 1 descriptors in MSFD). These definitions then have to be supported by a scientific justification (Mee *et al*., 2008). The concept of environmental status is more global than the ecological status and takes into account the structure and functioning (where the latter by definition includes processes) of the marine ecosystems together with natural physiographic, geographic and climatic factors, as well as physical and chemical conditions including those resulting from human activities in the area concerned (Borja *et al.,* 2010).

Considering the experience gained through the implementation of the WFD, over the past decade (Hering *et al*., 2010), we discuss here how that experience could benefit the implementation of the MSFD; in particular, in the context of setting the GEnS criteria. The implementation of these directives should be aimed at the conservation of the marine ecosystems. Such an approach should include the declaration of marine protected areas and should address all human activities that have an impact on the marine environment, throughout an integrated ecosystem-based approach (EBA), in the case of GEnS (Browman *et al*., 2004).

In the WFD the assessment of ecological status is based upon five biological quality elements (BQE: phytoplankton, macroalgae, angiosperms, macroinvertebrates and fishes), together with hydromorphological and physico-chemical quality elements, with the BQE being especially important (Table 1). In turn, the MSFD uses 11 qualitative descriptors (Table 1), and several task groups have worked during 2009 and 2010 to select adequate indicators to be used in the assessment of each descriptor. Subsequently, the European Commission has selected a set of indicators which could be taken into account in the final environmental status assessment (Cardoso *et al.,* 2010; European Commission, 2010).

A complete monitoring of marine waters and an adequate set of data are needed to assess the status under these two directives. In the Basque Country (Bay of Biscay), work has been undertaken during the past 25-30 years, monitoring estuarine, coastal and offshore marine waters within the framework of European, national and regional projects. A synthesis of methods and components sampled, which have included human pressures, oceanographic conditions, pollutants, phyto- and zooplankton, benthos, fishes, mammals and seabirds, can be consulted in Borja and Collins (2004). The WFD monitoring network, from the Basque Water Agency, started in 1995 within Basque estuaries and along the coast (Borja *et al.,* 2004, 2009); in addition, one offshore site is sampled since 2002, and two more since 2006 (see locations in Figure 1, and a detailed description in http://www.uragentzia.euskadi.net/u81-0003/es/contenidos/informe_estudio/red_costa/es_red_agua/2010.html). Samples for the determination of physico-chemical variables, pollutants (in waters and sediments), together with phytoplankton and benthic communities, are collected regularly and on a long-term basis (for details on the methods, see Borja *et al.,* 2004, 2009; Tueros *et al.,* 2009). This information permits the assessment of most of the indicators and BQEs in both directives.

In the case of the WFD an assessment method was proposed for the Basque Country by Borja *et al*. (2004, 2009). Recently, Borja *et al.* (2011) have proposed an approach to assess the status under the MSFD. This contribution presents an integration of the assessment done in estuaries, coasts and offshore waters, within the framework of the WFD and the MSFD, discussing the relationships between the human pressures and the corresponding status.

[a]Marine Research Division, AZTI-Tecnalia Foundation, Herrera Kaia, Portualdea, z/g, 20110 Pasaia (Spain), Tel: +34 946574000, Fax: +34 946572555, (aborja@azti.es)*

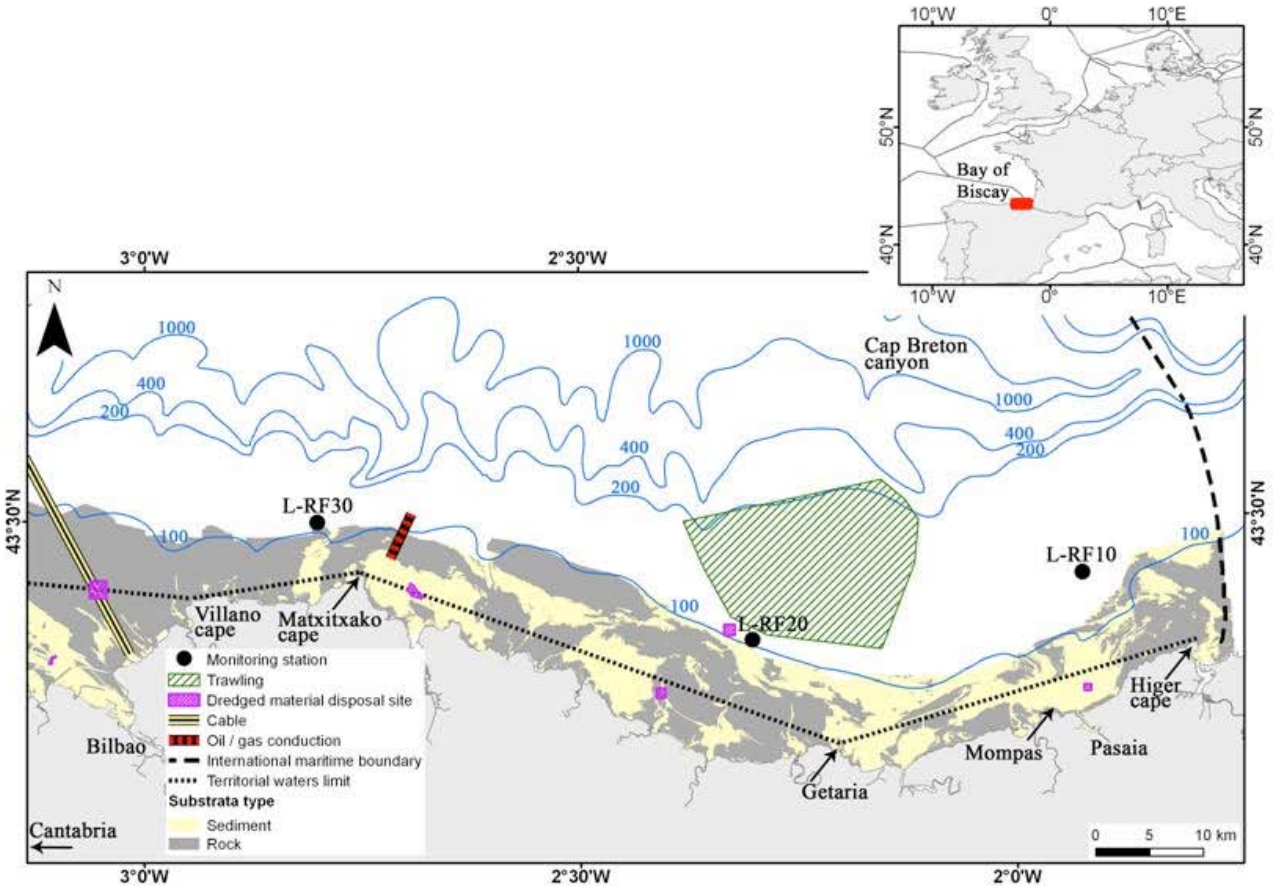


Figure 1. Area of study, within the southeastern part of the Bay of Biscay. The territorial waters limit and the international maritime boundary are highlighted, together with 3 sampling locations on the continental shelf and the main human pressures within the area.

Table 1. Main issues addressed by the Water Framework Directive (WFD) and the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) (Modified from Borja *et al.,* 2010).

Main issues	WFD	MSFD
Spatial application	Estuaries & coasts (baseline + 1 nm)	From baseline to 200 nm
Main definitions	Ecological status	Environmental status
Levels of status	High, Good, Mod, Poor, Bad	Good, Not Good
Good status achieved by	2015	2020
Elements (WFD) or qualitative descriptors (MSFD) to be used in assessing the ecological or environmental status	Chemical Physico-chemical Hydromorphological Phytoplankton Macroalgae Phanerogams Macroinvertebrates Fishes (only in transitional waters)	1- Biodiversity 2- Non-indigenous species 3- Exploited fish and shellfish 4- Food webs 5- Human-induced eutrophication 6- Sea-floor integrity 7- Hydrographical conditions 8- Contaminants 9- Contaminants in fish 10- Marine litter 11- Introduction of energy/noise
Ecological differences	Integration of each element 'One out, all out' principle Bottom-up approach	Ecological integrity Ecosystem-based approach Top-down approach

References

Borja, A., M. Collins, 2004. Oceanography and Marine Environment of the Basque Country. Elsevier Oceanography Series, 70: 616.

Borja, A., J. Franco, V. Valencia, J. Bald, I. Muxika, M.J. Belzunce, O. Solaun, 2004. Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque Country (northern Spain): a methodological approach. Marine Pollution Bulletin, 48: 209-218.

Borja, A., J. Bald, J. Franco, J. Larreta, I. Muxika, M. Revilla, J.G. Rodríguez, O. Solaun, A. Uriarte, V. Valencia, 2009. Using multiple ecosystem components in assessing ecological status in Spanish (Basque Country) Atlantic marine waters. Marine Pollution Bulletin, 59(1-3): 54-64.

Borja, A., M. Elliott, J. Carstensen, A.-S. Heiskanen, W. van de Bund, 2010. Marine management – towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. Marine Pollution Bulletin, 60: 2175-2186.

Borja, Á., I. Galparsoro, X. Irigoien, A. Iriondo, I. Menchaca, I. Muxika, M. Pascual, I. Quincoces, M. Revilla, J. Germán Rodríguez, M. Santurtún, O. Solaun, A. Uriarte, V. Valencia, I. Zorita, 2011. Implementation of the European Marine Strategy Framework Directive: A methodological approach for the assessment of environmental status, from the Basque Country (Bay of Biscay). Marine Pollution Bulletin, 62: 889-904.

Browman, H.I., K.I. Stergiou, P.M. Cury, R. Hilborn, S. Jennings, H.K. Lotze, P.M. Mace, S. Murawski, D. Pauly, M. Sissenwine, D. Zeller, 2004. Perspectives on ecosystem-based approaches to the management of marine resources. Marine Ecology Progress Series, 274: 269-303.

Cardoso, A.C., S. Cochrane, H. Doemer, J.G. Ferreira, F. Galgani, C. Hagebro, G. Hanke, N. Hoepffner, P.D. Keizer, R. Law, S. Olenin, G.J. Piet, J. Rice, S.I. Rogers, F. Swartenbroux, M.L. Tasker, W. van de Bund, 2010. Scientific support to the European Commission on the Marine Strategy Framework Directive. Management Group Report. EUR 24336 EN – Joint Research Centre, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities: 57 pp.

European Commission, 2010. Commission Decision of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters (notified under document C(2010) 5956)(2010/477/EU). Official Journal of the European Union, L232: 14-24.

Halpern, B.S., S. Walbridge, K.A. Selkoe, C.V. Kappel, F. Micheli, C. D'Agrosa, J.F. Bruno, K.S. Casey, C. Ebert, H.E. Fox, R. Fujita, D. Heinemann, H.S. Lenihan, E.M.P. Madin, M.T. Perry, E.R. Selig, M. Spalding, R. Steneck, R. Watson, 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. Science, 319: 948-952.

Hering, D., A. Borja, J. Carstensen, L. Carvalho, M. Elliott, C.K. Feld, A.S. Heiskanen, R.K. Johnson, J. Moe, D. Pont, A.L. Solheim, W. van de Bund, 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. Science of the Total Environment, 408: 4007-4019.

Mee, L.D., R.L. Jefferson, D.d.A. Laffoley, M. Elliott, 2008. How good is good? Human values and Europe's proposed Marine Strategy Directive. Marine Pollution Bulletin, 56: 187-204.

Tueros, I., Á. Borja, J. Larreta, J.G. Rodríguez, V. Valencia, E. Millán, 2009. Integrating long-term water and sediment pollution data, in assessing chemical status within the European Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin, 58: 1389-1400.

Morirás en Chafarinas: el drama de la gorgonia gigante *Ellisella paraplexauroides*

Manuel Maldonado[a], María López-Acosta[a], Luis Sánchez-Tocino[b]

La gorgonia gigante *Ellisella paraplexauroides* es probablemente el invertebrado marino más grande del Mediterráneo y el único representante de su género en aguas europeas. Se trata de una especie de aguas profundas, raramente presente en el infralitoral superior, cuya biología y ecología permanecen prácticamente desconocidas, a pesar de ser un organismo altamente emblemático. En este estudio se investiga una población singular, establecida en aguas relativamente someras de las Islas Chafarinas, en una zona catalogada como Lugar de Interés Comunitario (LIC) y, por tanto, con actividad pesquera restringida. Nuestro estudio proporciona los primeros datos poblacionales sobre aspectos de ecología, demografía y estado de conservación. La densidad poblacional promedio es de 0,5 colonias m^{-2} (con un máximo de 5 col. m^{-2}), el volumen promedio de una colonia es 48 ml (máximo 511 ml), la biomasa en peso seco 75 g (máximo 804 g), su altura 76 cm (máximo 167 cm) y el número de ramas terminales de 16 (máximo 72). Los estudios morfométricos revelan un rápido crecimiento inicial en altura con escasa formación de ramas, incrementándose la tasa de ramificación y engrosamiento de las ramas sólo cuando las colonias alcanzan 60-80 cm de altura. La distribución poblacional de tamaños indica que el reclutamiento de juveniles es entre moderado y bajo. En contraste, se ha detectado una elevada mortalidad que afecta a adultos y juveniles. Dentro del área de distribución de la población, se identificaron tres zonas de actividad pesquera artesanal furtiva, a pesar de que se trata de una zona LIC: zona A, con intensa actividad furtiva mediante trasmallo, currícan y, ocasionalmente, arrastre; zona B, con un nivel intermedio de presión pesquera; zona C, con moderada actividad pesquera. Las gorgonias de las zona A y B (con nivel de furtivismo intenso e intermedio, respectivamente) muestran gran cantidad de restos de artes de pesca enredados en sus ramas, causando numerosas lesiones y un elevado grado de epibiosis en las colonias. La incidencia de la mortalidad se incrementa de modo directamente proporcional a la intensidad de la pesca furtiva. En la zona con mayor presión pesquera, alrededor de la mitad (44,6%) del total de las colonias contabilizadas han muerto y aproximadamente el 82% de las que sobreviven, muestran importantes lesiones y notables cargas de epibiontes, que amenazan la viabilidad de las colonias a medio plazo. En la zona C, de mínimo furtivismo, se contabilizó un impacto de la mortalidad de sólo el 10% por unidad de área, es decir, una gorgonia muerta por cada nueve vivas. El grueso de la mortalidad detectada deriva claramente de la actividad pesquera (particularmente del uso de trasmallos), porque durante los tres años de estudio no se han detectado signos de enfermedades epidémicas en la población. Se ha documentado depredación sobre la gorgonia por parte de una población local de ejemplares de gran tamaño (> 50 cm) del poliqueto *Hermodice carunculata*, pero las lesiones causadas sobre las colonias afectan sólo al cenosarco de las puntas de las ramas y se regeneran con gran facilidad, sin afectar a la viabilidad de las colonias. Se sospecha que la población de *Ellisella paraplexauroides* estudiada es una reliquia Mediterránea única, fruto de colonizaciones de origen mauritano-senegalense durante periodos interglaciales del Pleistoceno. La actual falta de efectividad en la regulación de la actividad pesquera en la zona está causando un dramático declive en esta singular población, con serio riesgo de exterminio a medio plazo.

[a] *Departamento de Ecología Marina, Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC) (maldonado@ceab.csic.es)*
[b] *Departamento de Biologia Animal, Universidad de Granada*

Variability in the Stress-On-Stress (SOS) response in native mussels (*M. galloprovincialis*) from Biscay Bay

Patricia V. Fernández, Urtzi Izagirre, Ionan Marigómez

Monitoring tools have been developed for the assessment of contaminated coastal areas, including the use of sentinel species in which biomarkers have been applied. Particularly, mussels are used as bioindicators and as sentinels; they accumulate pollutants and undergo biological responses reflecting exposure and biological effects of pollutants (molecular, cell and tissue level biomarkers; bioassays). The individual level biomarker Stress-On-Stress (SOS) response has been used since 1991 as a general indicator of the health status in mussels. Presently, the natural variability in SOS response (temperature, individual size, tidal regime) and the variability in the responsiveness to cadmium exposure were investigated under laboratory conditions. First, mussels SOS response was determined at different chamber (room) temperatures (18, 22, 26 and 20 °C). Second, the SOS response of mussels of 6 different sizes was determined at 18°C. Finally, SOS response was determined in mussels from several sites and intertidal levels in localities with different levels of pollution in the Basque Country (Mundaka: relatively unpolluted; and Arriluze: polluted). LT50 and LT90 (lethal times with a 50 % and a 90 % mortality, respectively) values were calculated. The LT50 values decreased at increasing temperatures (LT50 (30 °C) = 1 d; vs. LT50 (18 ºC) = 7 d). Thus, the efficiency of the SOS response assay could be improved by increasing the testing temperature-in-air (enhanced mortality); which might contribute to reduce the time needed for experimentation. On the other hand, it is conceivable that the time to survive in air of mussels also depends on their size (age). However, we did not find differences in LT50 values between mussels of different size classes. In contrast, LT90 was higher in the smallest mussels from Arriluze than in the large ones. Previous studies by other authors also stated that small mussels exhibit higher tolerance to air exposure than large individuals. There were not differences in LT50 between mussels collected from different intertidal zones. Unexpectedly, regardless of their size, mussels from Arriluze survived for longer than those from Mundaka. This aspect deserves future research efforts since it was expected that mussels from the polluted site would survive less than those from the less polluted one. However, it is likely that Arriluze mussels, which are subjected to chronic pollution, might present some adaptive strategy that renders them more resistant than expected to additional sources of stress. The results obtained after the SOS response assay were compared with cell and tissue-level biomarkers (e.g. Lysosomal Membrane Stability) after exposure of mussels from Mundaka to Cd (0.005, 0.05 and 0.5 mg Cd/l seawater) under controlled laboratory conditions. In conclusion, regardless the mussel size and the intertidal level where the mussels are collected, the cost-efficiency of the SOS response assay can be improved by conducting the assay at high chamber temperatures (e.g., 26-30ºC) and by using LT90 values instead of LT50 values.

Cell Biol in Environ Toxicol Res Grp, Res Ctr For Experimental Marine Biology and Biotechnology (PIE-UPV/EHU), Zoology & Cell Biology Dept., Fac. Science & Technology, Univ. Basque Country, P.O. BOX 644, E-48080 Bilbo, Basque Country. (e-mail contact: urtzi.izagirre@ehu.es)

References

Bayne, B.L. 1989. Measuring the biological effect of pollution: the mussel watch approach. Water Sci. Technol. 21: 1089-1100.

Goldberg. 1975. The Mussel Watch – A first step in global marine monitoring. Mar. Poll. Bull.. 6: 111–113.

Kadhim, M.A. 1990. Methodologies for monitoring the genetic effects of mutagens and carcinogens accumulated in the body of marine mussels. Rev. Aquat. Sci., 2: 83-107.

McCarthy, J.F.and L.R. Shugart. 1990. Biological markers of environmental contamination. In: Biomarkers of Environmental Contamination (edited by McCarthy, J.F. and L.R. Shugart) pp 3-14. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Smaal, AC, Wagenwoort, A. Hemelraad, J and L. Akkerman. 1991. Response to stress of mussels (*Mytilus edulis*) exposed in Dutch tidal waters. Comp. Biochem. Physiol. 100C, 197-200.

Pampanin, D.M., Volpato, E., Marangon, I. and C. Nasci. 2005. Physiological measurements from native and transplanted mussel (*Mytilus galloprovincialis*) in the canals of Venice. Survival in air and condition index. Comp. Biochem. Physiol. Part A Mol. Integr. Physiol. 140: 41–52.

Sukhotin, A.A., Lajus D.L. and P.A. Lesin. 2003. Influence of age and size on pumping activity and stress resistance in the marine bivalve *Mytilus edulis* L. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 284 : 129-144.

Thomas, R.E., Harris, P.M. and S.D. Rice. 1999. Survival in air *of Mytilus trossulus* following long-term exposure to spilled Exxon Valdez crude oil in Prince Williams sound. Comp. Biochem. Physiol. 122C: 147–152.

Veldhuizen-Tsoerkan, M.B., D. A. Holwerda, A. M. T. de Bont, A. C. Smaal and D. I. Zandee. 1991a. A field study on stress indices in the sea mussel,Mytilus edulis: Application of the "stress approach" in biomonitoring. Archives of Environmental Contamination And Toxicology. 21(4): 497-504.

Veldhuizen-Tsoerkan, M.B., D. A. Holwerda and D. I. Zandee. 1991b. Anoxic survival time and metabolic parameters as stress indices in sea mussels exposed to cadmium or polychlorinated biphenyls. Archives of Environmental Contamination And Toxicology. 20 (2): 259-265.

Viarengo, A., Canesi, L., Pertica, M.,Mancinelli,G.,Accomando,R., Smaal,A.C. and M. Orunesu. 1995. Stress on stress response: a simple monitoring tool in the assessment of general stress syndrome in mussels. Mar. Environ. Res. 39: 245–248.

Widdows, J., P. Donkin, S.V. Evans, D.S. Page and P.N. Salkeld. 1995. Sublethal biological effects and chemical monitoring of Sullom Voe (Shetland) using mussels *(Mytilus edulis)*. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh. 103B: 99–112.

Impactos del desarrollo del litoral asociado al turismo en los arrecifes de coral de Bonaire

Los arrecifes de coral son los ecosistemas marinos más biodiversos, que además ofrecen numerosos bienes y servicios. Sin embargo, la alta vulnerabilidad de estos ecosistemas a perturbaciones antropogénicas y naturales han dado lugar a su degradación. En este estudio se analizan los impactos a largo plazo del desarrollo del litoral asociado al turismo en los arrecifes de coral de Bonaire (Caribe), y sus implicaciones para la industria del buceo.

Con el fin de caracterizar las condiciones de los arrecifes, se realizaron muestreos del bentos en 48 puntos de buceo. Por otra parte, se identificaron y caracterizaron las variables asociadas al desarrollo del litoral. Mediante análisis estadístico se estudiaron las relaciones entre las condiciones de los arrecifes y las variables relacionadas con el desarrollo.

Los arrecifes de coral próximos a hoteles y zonas de mayor intensidad de desarrollo, y con exposición más larga a dicho desarrollo, presentan condiciones significativamente inferiores a las de los arrecifes alejados de las zonas del litoral desarrolladas. Los buceadores responden a estas condiciones, realizando inmersiones en lugares alejados del desarrollo turístico.

Los resultados de este estudio resaltan la estrecha relación entre lo que sucede en tierra y el mar, poniendo en evidencia la necesidad de un cambio radical en la planificación y desarrollo del litoral.

The use of easy measurable variables in the sediment to assess impact in marine sediments affected by organic wastes (1978-2010)

F. Xavier Niell, Raquel Carmona and Miriam Ruiz.

The assessment of impact in sediments is feasible fitting easy measurable variables like organic matter content, chlorophyllic pool pigments and elementary analysis of C and N. From these data several indexes reveal clearly the quality of the sediment in terms of potential primary production and flow of energy and organic matter degradability in sedimentary microecosystems. The sampling campaigns carried out since 1978 in Placeres (Pontevedra, Spain) allow to compare data after several improvements in the environmental management, and to compare the current state of the system with values obtained in other sites non affected by pulp-mill factories wastes. Data have been used to perform an useful model to assess impact of the organic wastes on sediments, to be applied easily and expressed as percentage of disruption related to the control reference system.

Keywords: Sedimentary ecosystems, Chlorophyll *a,* C/N, organic matter, dilution-diffusion functions, impact assessment

Department of Ecology. Faculty of Sciences. Campus de Teatinos. University of Málaga 29071. Málaga, Spain

The background metal levels determination in bivalves - quality assessment of the European Water Framework

Oihana Solaun[a], José Germán Rodríguez[a], Ángel Borja[a], Javier Franco[a], Joana Larreta[a] and Victoriano Valencia[a]

The term "background level" has received several definitions; in environmental studies it is used to refer to pre-industrial levels or natural levels, from pristine areas (see review of Reimann and Garrett (2005)). At a European scale, within the context of the Water Framework Directive (WFD; Directive 2000/60/EC (EC, 2000)) and the Marine Strategy Framework Directive (MSFD; Directive 2008/56/EC (EC, 2008)), the determination of natural background levels in marine habitats, as a relative measure to distinguish between natural concentrations and anthropogenically-influenced concentrations, is highly relevant. These background levels have to be determined regionally since previous studies have found natural regional variability due to the underlying geological differences (e.g., Carballeira *et al.*, 2000).

For the coast of the Basque Country (northern Spain, SE Bay of Biscay), regional background levels of metals in waters (Tueros *et al.*, 2008) and sediments (Belzunce *et al.*, 2004; Cearreta *et al.*, 2000; Rodriguez *et al.*, 2006) have been previously determined. Moreover, 'high/good' status boundaries for ecological status assessment, according to the WFD, have been established. Although a previous study focused upon background determination in biota, (e.g., molluscs (Borja *et al.*, 2004)), neither status boundaries nor seasonal variation of metal concentrations mentioned by Franco *et al*. (2002) were considered.

Thus, the main objective of this contribution is to determine background levels of metals in molluscs of the Basque Country coast, considering seasonal variability, to use them in the quality status assessment, within the WFD.

The basis for this study was the statistical analysis of data of metals in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) and oysters (*Crassostrea gigas*) compiled from monitoring programmes undertaken along the Basque coast, between 1990 and 2008 (Figure 1). For this analysis, a heuristic method described by Reimann and Garrett (2005), based upon graphical inspection and using statistical and graphical representations, was adapted and used.

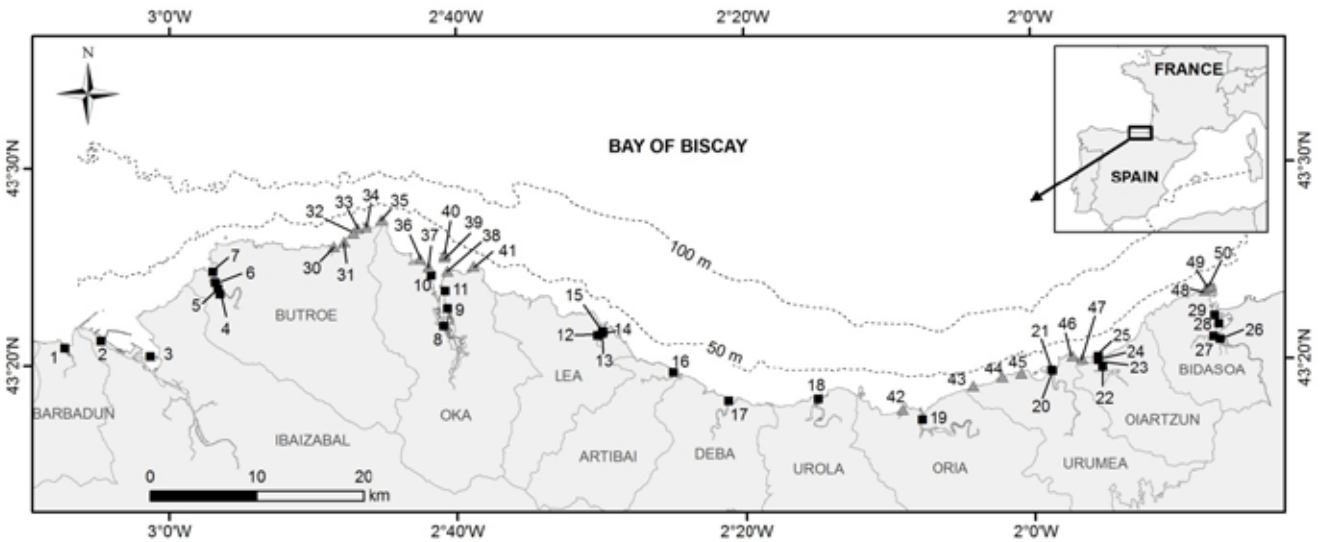


Figure 1. Location of estuarine (squares) and coastal (triangles) sampling sites, within the Basque Country.

[a]*Marine Research Division, AZTI-Tecnalia Foundation, Herrera Kaia, Portualdea, z/g, 20110 Pasaia (Spain), Tel: +34 946574000, Fax: +34 946572555, (osolaun@azti.es)*

The approach adopted permits the removal of data from polluted areas (Reimann *et al.*, 2005). For background levels determination, data from almost all estuarine sampling sites have been rejected for, at least, one of the considered metals in one of the considered species. However, only coastal sites close to areas that have received, during many years, untreated urban and industrial wastewater, have been removed. It has to borne in mind that Basque estuaries are liable to be subjected to significant anthropogenic pressures, such as water or sediment pollution, while human pressure is lower in the coastal area (Borja *et al.*, 2006).

Results showed different metal background ranges throughout the year for both, mussels and oysters (Table 1). The main reason for this seasonal variation could be related to the physiological cycle of the molluscs. On the other hand, higher background levels were determined for Ag, Cu and Zn in oyster, relative to mussel. This is due to the fact that metal bioaccumulation in mollusc differs between metals and species (e.g., Kimbrough *et al.*, 2008; Luoma and Rainbow, 2005).

Values corresponding to the upper limit of the background range (i.e., value of the upper whisker of the box-plot) are proposed as the 'high/good' status boundary, according to the WFD, for ecological status assessment.

Table 1. Statistical descriptors of the metal background concentrations (mg kg^{-1}, dry weight) in mussels and oysters from the Basque coast.

Species	Metal	Data range	Lower whisker	Median	Upper whisker	P95
Mussel	Ag	**30/05 - 6/09**	0.04	0.30	0.75	1.75
		20/09 - 12/12	0.03	0.06	0.12	0.20
	Cd	**14/12 - 21/05**	0.03	0.62	1.69	1.65
		22/05 - 15/06	0.36	0.87	2.00	1.96
		18/06 - 29/09	0.02	0.60	1.67	1.53
		10/10 - 11/12	0.03	0.78	2.15	2.29
	Cr	**2/01 - 16/12**	0.02	2.21	6.40	5.33
	Cu	**1/12 - 23/06**	1.56	12.25	24.80	24.80
		6/07 - 29/11	2.07	9.33	18.19	21.14
	Hg	**19/11 - 25/08**	0.02	0.19	1.13	0.86
		27/08 - 18/11	0.02	0.13	0.42	0.63
	Ni	**5/12 - 15/01**	0.01	7.53	17.20	17.20
		30/01 - 4/12	0.11	1.84	7.53	6.93
	Pb	**19/11 - 6/07**	0.04	4.47	15.16	13.32
		8/08 - 18/11	0.03	2.47	9.01	9.01
	Zn	**25/05 - 6/05**	24	364	893	866
		8/05 - 23/05	50	142	1037	836
Oyster	Ag	**9/01 - 21/12**	0.01	3.71	16.26	15.74
	Cd	**9/01 - 29/12**	0.01	0.90	2.06	1.87
	Cr	**3/01 - 20/12**	0.01	1.70	4.73	4.03
	Cu	**11/12 - 30/10**	0.19	262	590	571
		2/11 - 4/12	17.6	391	1253	1055
	Hg	**19/11 - 28/02**	0.10	0.35	1.65	1.25
		25/04 - 16/11	0.02	0.15	0.53	0.82
	Ni	**15/01 - 29/11**	0.01	1.51	5.81	5.81
	Pb	**9/01 - 20/12**	0.03	2.51	7.85	7.23
	Zn	**30/05 - 3/05**	52	2536	6077	6672
		5/05 - 29/05	46	357	5072	4271

References

Belzunce, M.J., Solaun, O., González-Oreja, J.A., Millán, E., Pérez, V., 2004. Contaminants in sediments, in: Borja, A., Collins, M. (Eds.), Oceanography and Marine Environment of the Basque Country, Oceanography Series, 70. Elsevier, Amsterdam, pp. 283-315.

Borja, A., Solaun, O., Franco, J., Pérez, V., 2004. Biomonitoring of heavy metals and organic compounds, at the tissue-organism level., in: Borja, A., Collins, M. (Eds.), Oceanography and Marine Environment of the Basque Country. Oceanography Series, 70. Elsevier, Amsterdam, pp. 319-333.

Borja, A., Galparsoro, I., Solaun, O., Muxika, I., Tello, E.M., Uriarte, A., Valencia, V., 2006. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. Estuar Coast Shelf Sci. 66, 84-96.

Carballeira, A., Carral, E., Puente, X., Villares, R., 2000. Regional-scale monitoring of coastal contamination. Nutrients and heavy metals in estuarine sediments and organisms on the coast of Galicia (northwest Spain). Int J Environ Pollut. 13, 534–572.

Cearreta, A., Irabien, M.J., Leorri, E., Yusta, I., Croudace, I.W., Cundy, A.B., 2000. Recent Anthropogenic Impacts on the Bilbao Estuary, Northern Spain: Geochemical and Microfaunal Evidence. Estuar Coast Shelf Sci. 50, 571-592.

Ec, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy.

Ec, 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and the Council, of 17 June 2008, establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive).

Franco, J., Borja, A., Solaun, O., Pérez, V., 2002. Heavy metals in molluscs from the Basque Coast (Northern Spain): results from an 11-year monitoring programme. Mar Pollut Bull. 44, 973-976.

Kimbrough, K.L., Johnson, W.E., Lauenstein, G.G., Christensen, J.D., Apeti, D.A., 2008. An Assessment of Two Decades of Contaminant Monitoring in the Nation's Coastal Zone. Silver Spring, MD. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 74. 105 pp.

Luoma, S.N., Rainbow, P.S., 2005. Why is metal bioaccumulation so variable? Biodynamics as a unifying concept. Environ Sci Tech. 39, 1921-1931.

Reimann, C., Filzmoser, P., Garrett, R.G., 2005. Background and threshold: critical comparison of methods of determination. Sci Total Environ. 346, 1-16.

Reimann, C., Garrett, R.G., 2005. Geochemical background - concept and reality. Sci Total Environ. 350, 12–27.

Rodriguez, J.G., Tueros, I., Borja, A., Belzunce, M.J., Franco, J., Solaun, O., Valencia, V., Zuazo, A., 2006. Maximum likelihood mixture estimation to determine metal background values in estuarine and coastal sediments within the European Water Framework Directive. Sci Total Environ. 370, 278-293.

Tueros, I., Rodríguez, J.G., Borja, A., Solaun, O., Valencia, V., Millán, E., 2008. Dissolved metal background levels in marine waters, for the assessment of the physico-chemical status, within the European Water Framework Directive. Sci Total Environ. 407, 40-52.

Analysis of morphological characteristics of rhodoliths as indicator of habitat complexity and fishing effects

Carmen Barbera[a], Natalia Comalada[b], Sergi Joher[b], Maria Valls[a], Marta Díaz-Valdés[a], Joan Moranta[a]

Rhodoliths are unattached coralline red algae that roll on the seafloor and adopt spherical and/or branching morphologies. At high densities, these free-living algae form rhodolith or maërl beds, which constitute communities of high diversity in Mediterranean Sea which can be severally damaged by fishing activities. In the present study, we analyzed the morphological characteristics of rhodoliths as potential indicators of habitat complexity and fishing disturbance caused by bottom trawling.

The study was carrying out in Menorca Channel, where maërl beds cover more than 50% of continental platform between 50-100 m depth. Changes in rhodoliths morphology and size structure were tested analyzing the relationships with habitat complexity, comparing habitats with different structure (sand, maërl beds and soft algae beds) and comparing locations with different level of fishing pressure. Epibenthonic algae were sampled using a beam trawl of 2m width. A subsample of approximately 100 randomly chosen rhodoliths was photographed, identified and classified in different morphotypes. Measures of these rhodoliths (length of axes, diameter, perimeter, area, aspect and roundness) were obtained applying image analysis. Fishing pressure in maërl beds was defined from satellite-based Vessel Monitoring System data, defined as percentage of trawled area per year in the selected locations.

Morphotypes composition was notably different between habitats but was not significantly different between the different levels of trawling intensity in maërl beds. Size and morphological parameters were different between habitats and locations with different trawling effort, but only for the most abundant species, *Spongites fruticulosus* and *Lithotamnium coralloides.* Diverse factors may affect the growth rate and morphology of the maërl species: light, nutrients, temperature, hydrodynamic, and species composition. The results of the present study showed that changes in size and morphology of deep-water rhodoliths in this area are better explained by the current velocity, depth and rhodoliths coverage more than the trawling intensity. However, the results also suggest that the reduction of the complexity of size and morphologic structure could be related with the incipient effects of fishing intensity in an area where the fishing impact were not detected by changes in algal biomass and mega-faunal species composition.

[1]*Instituto Español de Oceanografía, Centre Oceanogràfic de les Balears, Moll de Ponent s/n, 07015 Palma, (carmen.barbera@ba.ieo.es).*
[2]*Universitat de Girona, Departament de Ciències Ambientals. Facultat de Ciències, Campus Montilivi, 17071 Girona*

Development of a Bayesian Networks based method for assessing the status of hard bottom substrata biota

José Germán Rodríguez[a*], Jose Antonio Fernandes[b], Joxe Mikel Garmendia[a], Iñigo Muxika[a], Angel Borja[a]

The responses of hard-bottom biota to a plethora of pressures have been studied world-wide. This has allowed the development of methodologies and indices that allow evaluating the ecological status of hard-bottom benthic communities, e.g.: Rhodophyta/phaeophyta mean ratio index (Cormaci *et al*., 1985); Ecological Evaluation Index (EEI) (Orfanidis *et al*., 2001; Orfanidis *et al*., 2003); CAR-LIT (Ballesteros *et al*., 2007); BENTHOS (Pinedo *et al*., 2007); TWo-stage INdex (TWIN) (Marchini and Occhipinti-Ambrogi, 2007); Reduced species list (RSL) index (Wells *et al*., 2007); Quality of rocky bottoms (CFR) index (Juanes *et al*., 2008); Ecological Evaluation Index continuous (EEI-c) (Orfanidis *et al*., 2011); Benthic Index for Rocky Shore (BIRS) (Orlando-Bonaca *et al*., 2012) or Rocky Intertidal Community Quality Index (RICQI) (Diez *et al*., 2012). Most of these indices/ methodologies are based upon the macroalgae, without taking into account macrofaunal communities. Hence, few attempts have been made to develop an index for assessing the quality of hard substratum fauna (see Hiscock *et al*., 2005 and Diez *et al*., 2012). However, rocky invertebrate assemblages are capable of detecting environmental effects,.although their validity as marine ecosystem indicators is extensively acknowledged (Clarke and Warwick, 1994; Hiscock *et al*., 2005; 2006; Rogers and Greenaway, 2005; Hiscock and Tyler-Walters, 2006). In spite of this observation, gathering the evidence necessary to distinguish between various degrees of community alteration, to establish an ecological status classification compliant with the Water Framework Directive (WFD), is a challenging task. In this way, the simultaneous use of both flora and fauna may be more appropriate, in determining the ecological status of hard substrata; which could better correlate with a disturbance gradient (Hiscock *et al*., 2005; Goodsell *et al*., 2009).

Most of the above mentioned methodologies are based upon the knowledge of the relationships between biota and pressures (both natural and anthropogenic). However, the interactions between biota and different pressures are complex and often non-linear, making it difficult to produce robust predictions (e.g., Fernandes *et al*., 2010). 'Machine-learning' techniques (in particular, supervised classification methods) have been proposed as useful tools, to overcome such difficulties (e.g, Fernandes *et al*., 2010). The novelty of the present research is based upon the well-known fact that structural parameters of biota are related to the degree of pressures and, therefore they can predict the quality, but taking into account that the relationships between biota and pressures are complex. Here, the 'machine-learning' techniques (in particular, supervised classification methods) have been applied for identifying a set of biological elements that can predict the variability in the status of the biota, trying to develop a new approach in assessing the ecological status, within the WFD, in hard-bottom substrata.

A total of 288 samples were taken into account (Figure 1). Data were classified in the following shore levels: (i) Supralittoral fringe (intertidal area, only covered by water in extreme high water at spring tides); (ii) Midlittoral zone (intertidal area, subjected to daily tides); (iii) Infralittoral fringe (intertidal area, only discovered in extreme low water at spring tides); (iv) Subtidal zone, 5-15 m water depth; and (v) Subtidal zone, >15m water depth.

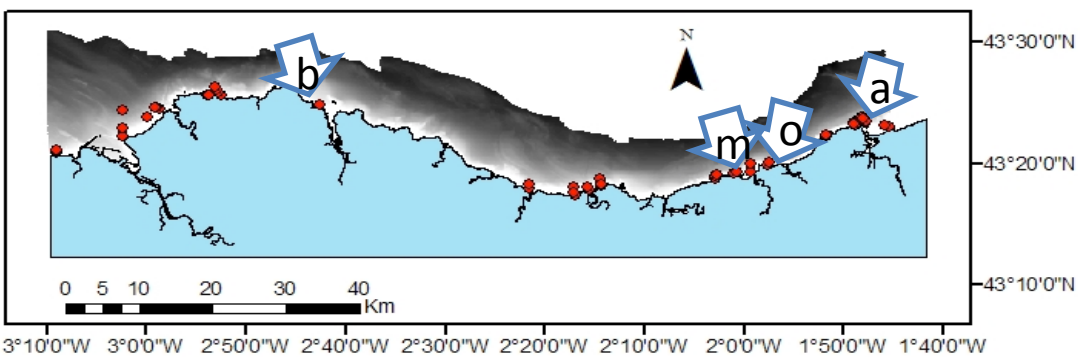


Figure 1. Study sites, showing all locations sampled. Red points indicate sampling sites. Key for sewage outfalls: a - Atalerreka, o - Oiartzun, m -Mompas-Pasaia, b -Bermeo.

[a] *Marine Research Division, AZTI-Tecnalia Foundation, Herrera Kaia, Portualdea, z/g, 20110 Pasaia (Spain), Tel: +34 946574000, Fax: +34 946572555, (* grodriguez@azti.es)*
[b] *School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich Research Park, NR4 7TJ Norwich, (UK), Tel: +44 (0) 1603456161, (j.fernandes@uea.ac.uk)*

The Bayesian Network models were fitted in three steps: 1) The predictor variables were discretized into levels (less than x, more than x) using the Fayyad and Irani's Multi-Interval Discretization (MID) method (Fayyad and Irani, 1993). It searches, in each predictor, for a set of cut-off points that reduces the response variable uncertainty measured in terms of entropy and conditional entropy (Information Theory based). 2) Hall's multivariate Correlation-based Feature subset Selection (CFS) method (Hall and Smith, 1997) was used to select the predictive factors. CFS is based upon an intuitive formulation, the assumption that a good subset of factors is one that is highly correlated with the response variable and, at the same time, the predictive factors have low correlation between them. 3) A naive Bayes model was fitted (Minsky, 1961; Duda *et al*., 2001). Naive Bayes is one of the simplest Bayesian Networks Classifiers (Larrañaga *et al*., 2005). The Naive Bayes is a probabilistic model, which assumes that, given the class variable, all of the factors are independent. This assumption implies that a naive Bayes classifier requires the specification of a small number of parameters. This leads to robust models and parameter estimation when sparse training is data available.

Bayesian models were built for predicting the status of macroalgae, macrofauna, and macroalgae+macrofauna, within hard bottom areas of the Basque coast from the parameters described in Table 1. The number of statuses that can be predicted varied from two ('high-good' and 'moderate-poor') to four ('high', 'good', 'moderate' and 'poor') depending upon the shore level and the biota included (i.e. macroalgae, macrofauna or macroalgae+macrofauna). The accuracy of the models differs between shore levels and the biota included.

Table 1. Parameters derived from biotic data (based upon biomass). Key: S - number of taxa, d - richness (Margalef), Jbis - Pielou's eveness, Brillouin - H(log2) - Shannon-Wiener diversity index (H'), Lambda - Simpson's Lambda, 1-Lambda - Simpson's 1-Lambda, Lambda Bis - Simpson's Lambda', 1-Lambda Bis - Simpson's 1-Lambda', N10 - Hill's N10, N10Bis - Hill's N10', N21 - Hill's N21, N21Bis - Hill's N21', Delta - Taxonomic diversity, Delta* - Taxonomic distinctness, Delta+ - Average Taxonomic distinctness (Presence/Absence), sDelta+ - Total taxonomic distinctness (Presence/Absence), Lambda+ - Variation in taxonomic distinctness (Presence/Absence), Phi+ - Average Phylogenetic diversity averaged over number of species in sample, sPhi+ - Total Phylogenetic diversity.

	S	**d**	**JBis**	**Brillouin**	**H(log2)**	**Lambda**	**1-Lambda**	**Lambda Bis**	**1-Lambda Bis**	**N10**	**N10Bis**	**N21**	**N21Bis**	**Delta**	**Delta***	**Delta+**	**sDelta+**	**Lambda+**	**Phi+**	**sPhi+**
All taxa	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
All taxa without Nematoda, Platyhelminthes, Foraminifera and Copepoda	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
Animalia	YX	N	YX	N	YX	YX	YX	N	N	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
Animalia without Nematoda, Platyhelminthes, Foraminifera and Copepoda	YX	N	YX	N	YX	YX	YX	N	N	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
Arthropoda without Copepoda	N	N	N	N	YX	N	N	N	N	N	N	N	N	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
Porifera	YX	N	N	N	YX	N	N	N	N	N	N	N	N	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
Mollusca	YX	N	N	N	YX	YX	YX	N	N	YX	N	YX	N	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
Cnidaria	YX	N	N	N	YX	N	N	N	N	N	N	N	N	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
Bryozoa	YX	N	N	N	YX	N	N	N	N	N	N	N	N	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
Polychaeta	YX	N	N	N	YX	N	N	N	N	N	N	N	N	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
Plantae, Bacteria and Chromista	YX	N	N	N	YX	N	N	N	N	N	N	N	N	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
Plantae	YX	N	N	N	YX	N	N	N	N	N	N	N	N	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
Chromista	YX	N	N	N	YX	N	N	N	N	N	N	N	N	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
Bacteria	YX	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	YX	YX
Chlorophyta	YX	N	N	N	YX	N	N	N	N	N	N	N	N	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
Rhodophyta	YX	N	N	N	YX	N	N	N	N	N	N	N	N	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX
Florideophyceae	YX	N	N	N	YX	N	N	N	N	N	N	N	N	YX	YX	YX	YX	YX	YX	YX

The models were validated in areas from Portugal and Denmark, but coherent results were not find. This suggests that the Bayesian models developed in this study can be useful only for the Basque Country area. This can be due to the fact that the pressure taken into account in the Basque coast is related mainly to outfalls. Additionally, biogeographical differences in taxonomic composition (or differential responses to pollution) can be also responsible for the lack of response in Portugal and Denmark. Finally, differences in sampling strategy can also have influence on the approach.

Nevertheless, we have found that it is possible to build Bayesian models which are able to predict the ecological status in hard-bottom substrata. Therefore, in those countries with a high number of data, obtained with homogenous sampling methods, Bayesian models could be applied. However, this approach can imply difficulties in the intercalibration procedures required within the WFD, since it is possible that the Bayesian models can be useful only for a specific area and not applicable to other. This can be due to the lack of sufficient heterogeneity within a specific area to make it general enough. The methodology will benefit when more heterogeneous data is available (*i.e.*, data from different areas).

References

Ballesteros E, Torras X, Pinedo S, García M, Mangialajo L, De Torres M. 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin 55(1-6):172-180.

Clarke KR, Warwick RM. 1994. Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, UK.

Cormaci M, Furnari G, Giaccone G, Colonna P, Mannino AM. 1985. Metodo sinecologico per la valutazione degli aporti inquinanti nella rada di Augusta (Siracusa). Bollettino Accademia Gioenia Scienze Naturalli 18:829–850.

Diez I, Bustamante M, Santolaria A, Tajadura J, Muguerza N, Borja A, Muxika I, Saiz-Salinas JI, Gorostiaga JM. 2012. Development of a tool for assessing the ecological quality status of intertidal coastal rocky assemblages, within Atlantic Iberian coasts. Ecological Indicators 12(1):58-71.

Duda RO, Hart PE, Stork DG. 2001. Pattern Classification. Second Edition ed. New York: Wiley.

Fayyad UM, Irani KB. 1993. Multi-interval discretization of continuous-valued attributes for classification learning. (pp.). ,Inc. IJCAI-93: Proceedings of the 13th International Joint Conference on Artificial Intelligence: Morgan Kaufmann Publishers. p 1022–1027.

Fernandes JA, Irigoien X, Goikoetxea N, Lozano JA, Inza I, Perez A, Bode A. 2010. Fish recruitment prediction, using robust supervised classification methods. Ecological Modelling 221(2):338-352.

Goodsell PJ, Underwood AJ, Chapman MG. 2009. Evidence necessary for taxa to be reliable indicators of environmental conditions or impacts. Marine Pollution Bulletin 58(3):323-331.

Hall MA, Smith LA. 1997. Feature subset selection: A correlation based filter approach. Proceedings of the Fourth International Conferenceon Neural Information Processing and Intelligent Information Systems. p 855–858.

Hiscock K, Smith A, Jenkins S, Sewell J, Hawkins S. 2005. Development of a hard substratum Benthic invertebrate Water Framework Directive compliant classification tool. Report to the Environment Agency and the Joint Nature Conservation Committee from the Marine Biological Association Plymouth: Marine Biological Association JNCC. Contract F90-01-790:54 pp + annexes.

Hiscock K, Tyler-Walters H. 2006. Assessing the sensitivity of seabed species and biotopes - the Marine Life Information Network (MarLIN). Hydrobiologia 555:309-320.

Juanes JA, Guinda X, Puente A, Revilla JA. 2008. Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. Ecological Indicators 8(4):351-359.

Larrañaga P, Calvo B, Santana R, Bielza C, Galdiano J, Inza I, Lozano JA. 2005. Machine learning in bioinformatics. Briefings in Bioinformatics 7(1):86-112.

Marchini A, Occhipinti-Ambrogi A. 2007. TWIN: a TWo-stage INdex to evaluate ecological quality status in lagoon environments by means of hard bottom zoobenthos. Chemistry and Ecology 23(6):455 - 469.

Minsky M. 1961. Steps toward artificial intelligenc. Trans Inst Radio Eng 49:8-30.

Orfanidis S, Panayotidis P, Stamatis N. 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. Mediterranean Marine Science 2(2):45-65.

Orfanidis S, Panayotidis P, Stamatis N. 2003. An insight to the Ecological Evaluation Index (EEI). Ecological Indicators 3(1):27-33.

Orfanidis S, Panayotidis P, Ugland KI. 2011. Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. Mediterranean Marine Science 12(1):199-231.

Orlando-Bonaca M, Mavric B, Urbanic G. 2012. Development of a new index for the assessment of hydromorphological alterations of the Mediterranean rocky shore. Ecological Indicators 12(1):26-36.

Pinedo S, García M, Satta MP, De Torres M, Ballesteros E. 2007. Rocky-shore communities as indicators of water quality: a case study in the Northwestern Mediterranean. Marine Pollution Bulletin 55(1-6):126-135.

Rogers SI, Greenaway B. 2005. A UK perspective on the development of marine ecosystem indicators. Marine Pollution Bulletin 50(1):9-19.

Wells E, Wilkinson M, Wood P, Scanlan C. 2007. The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin 55(1-6):151-161.

Pinna Nobilis as a proxy to good environmental status: stable isotope signatures under a gradient of eutrophication and protection

Salud Deudero[a], Carme Alomar[a]

Pinna nobilis is an endangered large bivalve mollusc endemic to the Mediterranean. It is a fast growing organism: during the first two years it has a high growth rate and can measure up to 65 cm long in years 12-15. This bivalve lives one-third buried in soft substrata, usually in seagrass meadows, and is an efficient filter feeder, assimilating both carbon and nitrogen derived compounds in its tissues, especially in muscle tissues, from its food sources. The fan mussel is therefore a good bioindicator of water quality and hence of the inhabiting area. ^{13}C and ^{15}N isotopic signatures of muscle tissues were used to demonstrate isotopic variation amongst *P.nobilis* individuals sampled inside three marine protected areas (Santa María, Dragonera and Espardell) and outside protected areas (Magaluf, Andratx and Esponja) of the Balearic Islands, western Mediterranean. Samples of *P.nobilis* were obtained throughout 2011 from Santa María, Magaluf and Andratx sites and published data of isotopic signatures of *P.nobilis* muscles tissues from Dragonera, Espardell and Esponja sites (Cabanellas-Reboredo . 2009) were incorporated into this study. Further on, nutrients concentration values from the sampling sites were also quantified. A statistical analysis based on a permutational analysis of variance (PERMANOVA) was carried out to study significant differences between isotopic signatures values of individuals from the six studied sites. Individuals sampled outside marine protected areas have higher ^{13}C and ^{15}N isotopic signals in their muscle tissues than those inside these areas. *P.nobilis* individuals from Magaluf had the highest mean carbon and nitrogen isotopic values, -18,63 ± 0,17‰ and 5,77 ± 0,23‰ respectively while individuals sampled inside the National Park of Cabrera, Santa Maria site, had the lowest mean carbon and nitrogen isotopic values, -19,35 ± 0,44‰ and 3,01 ± 0,25‰ respectively. Environmental differences such as light intensity, nutrient concentrations and species composition affect $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ values of primary producers in a region, so populations from different geographic locations show dissimilar isotopic signatures, even if they have similar diets. Organisms living in areas with high nutrient loads and no fisheries protection present higher isotopic signatures reflecting a more anthropogenic environment. This study can be used to reflect the importance of filter feeder bivalves such as *P.nobilis* as good bioaccumulators, giving us information about the surrounding environmental conditions and therefore helping to asses the good environmental status of littoral ecosystems.

[a]*InstitutoEspañol de Oceanografía. Centre Oceanogràfic de les Balears. Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, Spain. (email:c.alomar@ba.ieo.es)*

Development of innovative tools for understanding marine biodiversity and assessing good environmental status: the EU project DEVOTES

Angel Borja[a*]

The Marine Strategy Framework Directive (MSFD) was issued in 2008, by the European Parliament and the European Council, for "establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy" (Marine Strategy Framework Directive; MSFD, 2008/56/EC). Member States (MSs) therefore join together in their commitment to protect, preserve and, where practicable, restore the quality of the marine environment across Europe. The MSFD requires MSs to take the necessary measures to achieve or maintain Good Environmental Status (GES) in the marine environment, by the year 2020 at the latest.

The MSFD states that "in view of the dynamic nature of marine ecosystems and their natural variability, and given that the pressures and impacts on them may vary with the evolvement of different patterns of human activity and the impact of climate change, it is essential to recognise that the determination of good environmental status may have to be adapted over time". Further, the same section states: "Accordingly, it is appropriate that programmes of measures for the protection and management of the marine environment be flexible and adaptive and take account of scientific and technological developments".

To assess GES, the MSFD requires the study of 11 descriptors (D), of which biological diversity is the first (Figure 1; Cochrane *et al.,* 2010). GES is defined as regarding the structure, functioning and processes of marine ecosystems, together with natural physiographic, geographic and climatic factors, and physical and chemical conditions including those derived from human activities. However, it is recognised that the dynamic interactions of human activities within ecosystems, which also are undergoing climate-driven changes, still are only partly understood. GES is further described in narrative terms (Borja *et al.,* 2010; Cardoso *et al.,* 2010) and its scientific basis outlined in Mee *et al.* (2008). This concept of environmental status, within the MSFD, therefore is a challenging issue and provides multiple opportunities for European marine research, in order to support the ecosystem-based approach to environmental management, which the MSs have undertaken to implement (Borja, 2006).

Biodiversity (D1), as a central MSFD descriptor, is one of the key factors which support ecosystem resilience and the sustainable provisioning of goods and services, which in turn contribute to the performance of economic systems and human well-being (Holmlund and Hammer 1999; Worm *et al.,* 2006; Costanza *et al.,* 2007). Many indicators of biodiversity exist, most are mutually complementary, and representing different aspects of the multidimensional concept of biodiversity. However, to be informative at a societal level, biodiversity indicators need to be combined within integrated monitoring, modeling and decision-making frameworks (Vačkář *et al.,* 2012). Indicators of biodiversity should be used to translate biodiversity loss and degradation directly into policy responses. Regulatory policies based on such integrated knowledge-based mechanisms directly empower those who implement them to manage the risks of human exploitation of biodiversity and the environment in general, and to minimise the degradation of available ecosystem services.

A set of assessment criteria has been appointed for each of the MSFD descriptors for GES, and a further set of indicators has been developed for each of the criteria. In order for this assessment system to be applied to the issues outlined above, a conceptualisation of how the MSFD descriptors, criteria and indicators operate, at the various scales, and how they feed into management, is essential.

The implementation of the MSFD must benefit from experience gained via the RSCs and Water Framework Directive (Hering *et al.,* 2010). Each of the four European Regional Seas has some unique characteristics and is governed by their own RSC (i.e. OSPAR, HELCOM, Barcelona and Bucharest). These RSCs have started to implement ecosystem health assessments, based upon the principles of the MSFD (HELCOM, 2010a; OSPAR Commission, 2010). Additionally, international institutions have also implemented working groups on some descriptors (ICES, 2011) and different biodiversity and sustainability indicators are being developed by international networks (i.e. Canada Healthy Oceans Network, CHONe: http://chone.marinebiodiversity.ca/). Furthermore, EU member states, following the guidelines of the MSFD, are also conducting an initial assessment of the environmental status of the marine waters, which should be ready to the EC by July 2012. Nonetheless, a common issue has been raised throughout this process: the need for consistent harmonized approaches and principles in setting the GES criteria and targets across the four European Regional Seas.

For a better understanding of these concepts, recently a FP7 project, called DEVOTES (DEVelopment Of innovative Tools for understanding marine biodiversity and assessing good Environmental Status) has been approved by the European Commission. The overall goal of DEVOTES is to better understand the relationships between pressures from human activities and climatic influences and their effects on marine

[a]*Marine Research Division, AZTI-Tecnalia Foundation, Herrera Kaia, Portualdea, z/g, 20110 Pasaia (Spain), Tel: +34 946574000, Fax: +34 946572555, (* aborja@azti.es)*

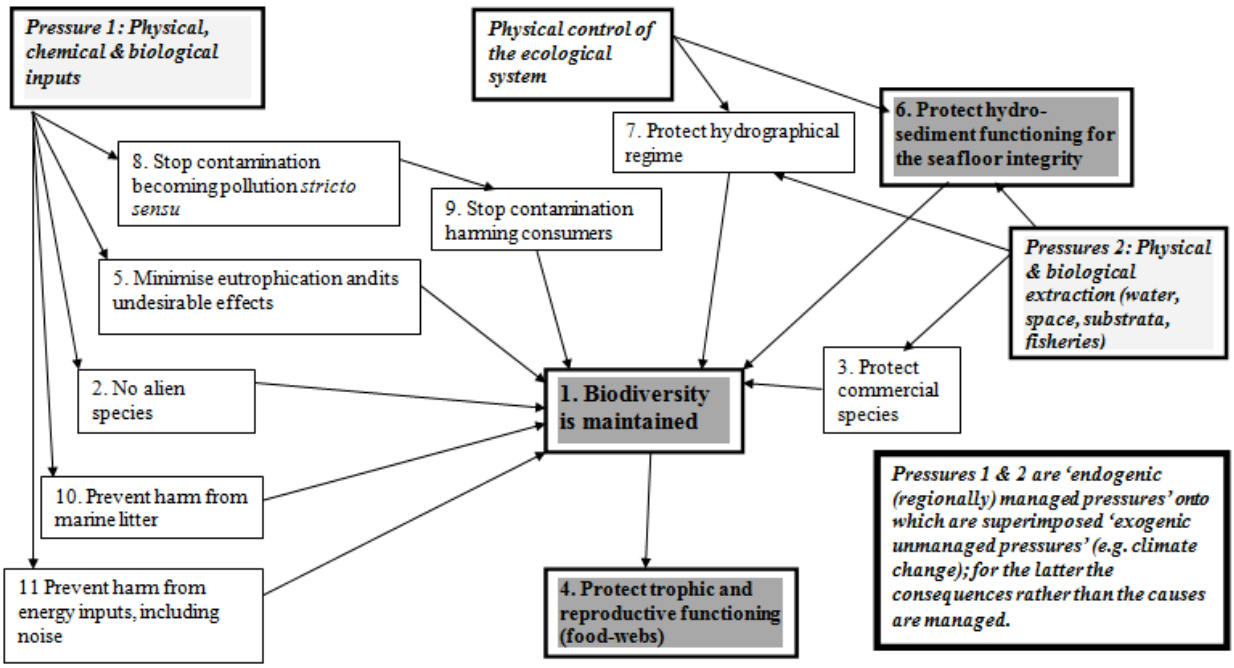


Figure 1. A conceptual model showing interlinks between managed and unmanaged pressures and the 11 qualitative descriptors covered by the MSFD (Borja *et al.,* 2010). Boxes with light grey shading are pressures, and boxes with dark grey shading are the descriptors investigated in DEVOTES (1, 4 and 6), indicators of marine biodiversity or relate closely to impacts of human activities and climatic influences on biodiversity.

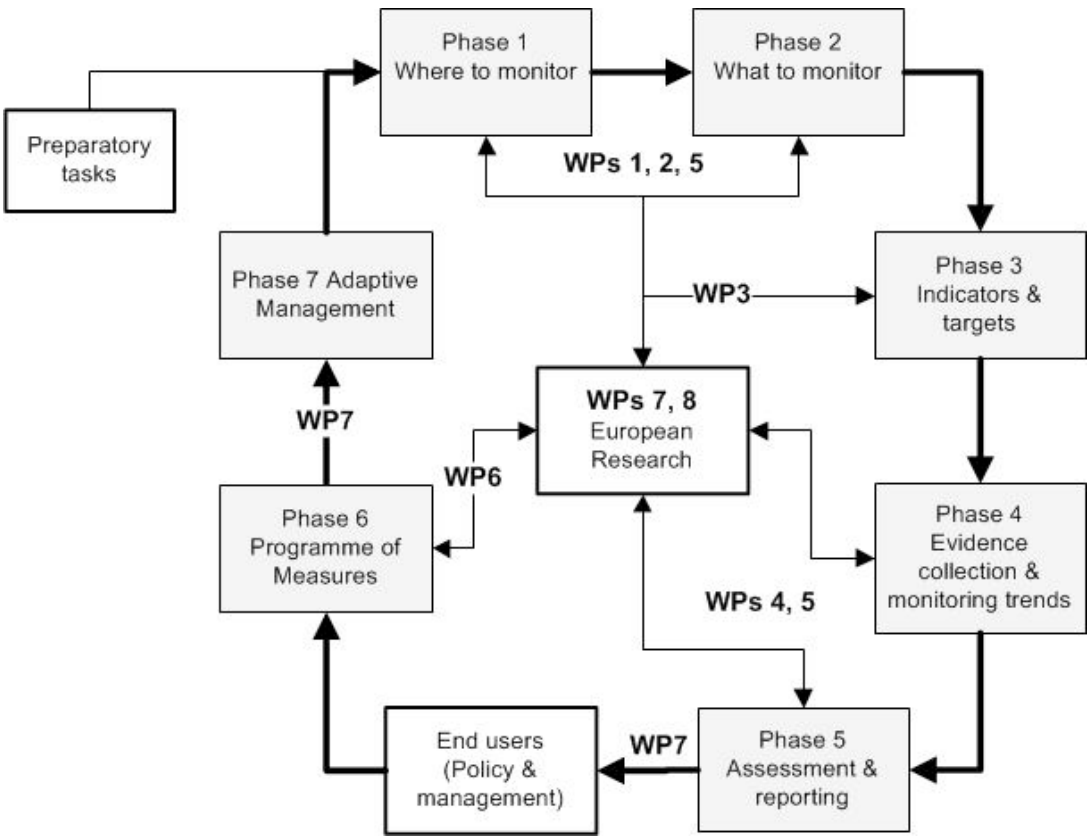


Figure 2. A conceptual model showing interlinks between the phases to be covered when implementing the MSFD and the European research, together with the Work Packages (WP) proposed in DEVOTES (Modified from Descriptor 1 report, Cochrane *et al.,* 2010).

ecosystems, including biological diversity, in order to support the ecosystem based management and fully achieve GES of marine waters. This will be undertaken in a harmonized way for the four regions identified in the MSFD, by testing and validating approved indicators, developing new ones when necessary, using modelling tools for the assessment of biodiversity, developing new monitoring tools and establishing an integrated way of assessing the environmental status of biodiversity and related descriptors (i.e. food-webs and seafloor integrity).

To build the DEVOTES concept and its system of Work Packages (WP) described below, we considered the cyclical phases of a monitoring and adaptive management programme, such as that conceptualised during the development of D1 for Biodiversity (Figure 2). Hence, considering the abovementioned framework the following five key objectives for DEVOTES have been established:

(i) Improve our understanding of the impact of human activities (cumulative, synergistic, antagonistic) and climate change on marine biodiversity, using long-term biodiversity and human pressures data from the 4 EU Regional Seas, both in pelagic and benthic environments (in WP1: 'Human pressures and climate change'). This will identify the barriers and bottlenecks (socio-economic and legislative) that prevent GES from being achieved (in WP2: 'Socio-economic implications of GES') (for links with the MSFD implementation, see Figure 2).

(ii) Test the relevant indicators listed in EC (2010) and currently being compiled by the RSCs, and develop new, innovative ones to assess biodiversity at several ecological scales (species, habitats, ecosystems), including functional diversity, metagenomic and metagenetic analyses and approaches; test the relevant level of integration of the indicators to produce a holistic assessment of biodiversity (in WP3: 'Indicator testing and development') (for links with the MSFD implementation, see Figure 2), in a harmonized way throughout the 4 regional seas.

(iii) Develop, test and validate innovative integrative modelling (e.g. statistical, conceptual) and monitoring tools to further improve our understanding of ecosystem and biodiversity changes in space and time, applying both traditional sampling and autonomous data acquisition devices (in WP 4: 'Innovative modelling tools' and WP5: 'Innovative monitoring techniques'). Such tools are required by statutory bodies, Small and Medium Enterprises (SMEs) and marine research institutes to monitor and assess biodiversity. These tools will improve our capacity to provide assessments and where possible predictive advice and strengthen the knowledge base necessary to effect sustainable management of seas and oceans resources. We will propose and demonstrate the pros and cons of innovative monitoring systems capable of efficiently and effectively providing data for many biodiversity parameters (including those used in non-EU countries), to be used as indicators of GES, and, finally, for integration into a unique and holistic assessment (in WP6: 'Integrative assessment'; for links with the MSFD implementation, see Figure 2). It is important that, as far as possible, the methodologies developed are "platform independent", i.e. they are sufficiently robust to be applied to data from multiple sources and still produce consistent and comparable results. This will prevent assessments from neighbouring areas having very different outcomes due mainly to different methods of assessment.

(iv) Implement cost-effective indicators, monitoring and assessment strategies, which should enable uniform applicability across EU Regional Seas (in WP5) (for links with the MSFD implementation, see Figure 2), which will serve as operational tools for managers and policy makers, with a view to reduce pressures through actions.

(v) Propose and disseminate strategies and measures for ecosystems' adaptive management (related to EA), with consultation of MSs. These strategies will include the active role of industry and relevant stakeholders (including non-EU states) and an economic assessment of the consequences of the management practices proposed by DEVOTES (in WPs 2 and 6, but also in WP7: 'Outreach, stakeholder engagement and product dissemination') (for links with the MSFD implementation, see Figure 2). These actions will promote EU-wide harmonisation in the environmental status classification of the marine waters in the four regions for a coherent implementation by all MSs.

This contribution will present the main tasks to be developed within the DEVOTES project.

References

Borja, A., 2006. The new European Marine Strategy Directive: Difficulties, opportunities, and challenges. Marine Pollution Bulletin, 52: 239-242.

Borja, Á., M. Elliott, J. Carstensen, A.-S. Heiskanen, W. van de Bund, 2010. Marine management - Towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. Marine Pollution Bulletin, 60: 2175-2186.

Cardoso, A.C., S. Cochrane, H. Doemer, J.G. Ferreira, F. Galgani, C. Hagebro, G. Hanke, N. Hoepffner, P.D. Keizer, R. Law, S. Olenin, G.J. Piet, J. Rice, S.I. Rogers, F. Swartenbroux, M.L. Tasker, W. van de Bund, 2010. Scientific support to the European Commission on the Marine Strategy Framework Directive. Management Group Report. EUR 24336 EN – Joint Research Centre, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities: 57 pp.

Cochrane, S.K.J., D.W. Connor, P. Nilsson, I. Mitchell, J. Reker, J. Franco, V. Valavanis, S. Moncheva, J. Ekebom, K. Nygaard, R. Serrao Santos, I. Naberhaus, T. Packeiser, W. van de Bund, A.C. Cardoso, 2010. Marine Strategy Framework Directive – Task Group 1 Report Biological Diversity. EUR 24337 EN – Joint Research Centre, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities: 110 pp.

Costanza, R., B. Fisher, K. Mulder, S. Liu, T. Christopher, 2007. Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production. Ecological Economics, 61: 478-491.

European Commission, 2010. Commission Decision of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters (notified under document C(2010) 5956)(2010/477/EU). Official Journal of the European Union, L232: 12-24.

HELCOM, 2010a. Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003–2007: HELCOM Initial Holistic Assessment. Baltic Sea Environmental Proceedings, 122: 68 pp.

Hering, D., A. Borja, J. Carstensen, L. Carvalho, M. Elliott, C. K. Feld, A.-S. Heiskanen, R.K. Johnson, J. Moe, D. Pont, A.L. Solheim, W. van de Bund, 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. Science of The Total Environment, 408: 4007-4019.

Holmlund, C.M, Hammer, M., 1999. Ecosystem services generated by fish

populations. Ecological Economics 29: 253–268
ICES, 2011. Report of the Working Group on Biodiversity Science (WGBIODIV), 21– 25 February 2011, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2011/SSGEF:02. 94 pp.
Mee, L.D., R.L. Jefferson, D. d. A. Laffoley, M. Elliott, 2008. How good is good? Human values and Europe's proposed Marine Strategy Directive. Marine Pollution Bulletin, 56: 187-204.
OSPAR.Commission, 2010. Quality Status Report 2010. OSPAR Commission, London: 176 pp.
Vačkář, D., B. ten Brink, J. Loh, J.E.M. Baillie, B. Reyers, 2012. Review of multispecies indices for monitoring human impacts on biodiversity. Ecological Indicators, 17: 58-67.
Worm, B., E.B. Barbier, N. Beaumont, J.E. Duffy, C. Folke, B.S. Halpern, J.B.C. Jackson, H.K. Lotze, F. Micheli, S.R. Palumbi, E. Sala, K.A. Selkoe, J.J. Stachowicz, R. Watson, 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. Science, 314: 787-790.

Comparison of the RSL and CARLIT indices for macroalgae in the Gibraltar Strait and western Alboran Sea (Southern Spain)

Ricardo Bermejo[a], Juan J. Vergara[a], Ignacio Hernández[a]

According to the Water Framework Directive (WFD) macrophytes are one of the Biological Quality Elements (BQE) proposed to assess the ecological status of coastal water bodies. Several indices based on composition and abundance of aquatic flora have been developed to assess the ecological status. To develop these indices within the WFD, biogeographical and ecological differences that appear along European coast have been considered. In this sense, European coasts were divided into different eco-regions. Moreover, the coasts in each region were classified according to environmental characteristics to delimit different types. Intercalibration exercises has been implemented for each region and type to ensure comparability among different methodologies and to guarantee that all methods provide equivalent quality assessments for the same level of anthropogenic pressure. In this sense, intercalibration exercises have been carried out between all indices of a particular eco-region and type. In this work we aimed to compare and intercalibrate two indices based on macrophytes of coastal waters that has been proposed for two different and adjoining eco-regions: the RSL (Reduced Species List) in the Atlantic eco-region and the CARLIT (Cartography of littoral and upper sublittoral communities) in the Mediterranean. Both indices have been applied in the Gibraltar Strait and western Alboran Sea, a coastal zone that is a transitional region between the Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea. In addition, very different conditions can be found in this zone, from high (Algeciras Bay) to almost negligible anthropogenic pressures ("El Estrecho" Natural Park). Both methodologies were applied in nine sites. Anthropogenic pressures were estimated according to the methodologies proposed by North Atlantic and Mediterranean Geographic Inter-calibration Groups. Both indices were sensitive to anthropogenic pressures, yielding significant correlations to anthropogenic pressure score systems. Furthermore, EQR (Ecological Quality Ratio) rendered by the two indices were significantly correlated. However RSL index showed systematically lower EQR values than CARLIT. These results are in accordance to the recommendations given by the intercalibration group in the North Atlantic Geographical ecoregion, which proposed to modify the boundaries of the RSL index in Andalusia to avoid an underestimation of the final EQR values. Nevertheless, some concerns about a possible overestimation of the CARLIT index must be considered in advance.

[a] *Departamento de Biología, Área de Ecología, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, 11510 Puerto Real, Cádiz, Spain (ricardo.bermejo@uca.es)*

Aproximación a las actividades humanas en la zona costera de la isla de Gran Canaria (España)

Rubén Ramírez Cañada[a], Cristina Gibert Bosque[b]

Las zonas costeras constituyen áreas de transición entre el medio terrestre y el marino. Éstas se consideran territorios únicos por sus valores ecológicos, económicos, sociales y culturales (MMA, 2005). Los humanos, atraídos por estos valores, han escogido dichas zonas para residir. Así, por ejemplo, la población europea es de media un 10 % superior en las zonas costeras, llegando incluso al 50 % en algunos países (EEA, 2006). En este sentido, la accesibilidad de las zonas costeras al hombre las ha hecho susceptibles a una amplia variedad de impactos desde tiempos prehistóricos (Thompson *et al*., 2002). La mayoría de los impactos son localizados, asociados a áreas densamente pobladas que muestran una alta diversidad de actividades de recreo y de recolección de alimentos. En las Islas Canarias, los humanos, tanto los residentes como los turistas, usan intensamente las zonas costeras para actividades recreativas tales como el paseo, el baño, la práctica de deportes acuáticos… y actividades extractivas como la pesca o el marisqueo. En este último caso, se sabe que la recolección de organismos en la zona costera ocurre desde épocas prehispánicas (p. ej. Cabrera 2001). Conocer qué actividades se llevan a cabo en la zona costera y cuántas personas están involucradas en ellas es de vital importancia para una correcta gestión de dicha zona, así como para la conservación de las especies explotadas. No existen datos previos sobre estos aspectos para el Archipiélago Canario ni, en concreto, para la isla de Gran Canaria. Por tanto, el principal objetivo de este trabajo fue identificar las actividades realizadas en la zona costera de la citada isla y el número de personas que participaban en ellas.

Este estudio fue llevado a cabo en la isla de Gran Canaria, donde se seleccionaron dos tramos de costa (Fig. 1); el primer tramo (La Isleta) estaba situado en la costa de Las Palmas de Gran Canaria y el segundo (Telde) estaba situado en la costa de Telde (Fig. 1). Dichos tramos se seleccionaron por ofrecer diferentes tipos de costa (p. ej. costa baja, acantilados, playas, etc.) lo que, *a priori,* favorecía la realización de diferentes actividades por parte de los humanos. Sus características ambientales de nubosidad, viento y oleaje fueron diferentes debido a su posición y orientación. En el tramo de La Isleta fue mayor la nubosidad pero menor la exposición al viento y a las olas, mientras que en el tramo de Telde se mostró el patrón contrario. La longitud aproximada de ambos tramos de costa fue de 2.500 m en la Isleta y de 3.300 m en Telde. Para la recolección de los datos un muestreador realizó cada tramo a pie y utilizó prismáticos cuando fue necesario. Se realizaron un total 12 muestreos (6 en cada tramo de costa) entre en los meses de julio y octubre de 2011. Los muestreos se llevaron a cabo durante la marea baja, seleccionando tanto mareas de mañana y de tarde, como días normales de semana (de lunes a viernes) y días de fin de semana (sábado y domingo). Se anotaron datos ambientales como la nubosidad (Despejado = 0-10 %; Parcialmente nublado = 10-50 %; Mayormente nublado = 50-90 %; Cubierto = > 90 %), el oleaje (según escala Douglas) y el viento (según escala Beaufort). Para el viento, también se consultaron los datos de la Agencia Estatal de Meteorología (http://www.aemet.es). Las actividades humanas fueron clasificadas en 4 categorías: (1) Pesca, (2) Marisqueo, (3) Ocio y (4) Actividades acuáticas. Cada categoría se subdividió a su vez en subcategorías, que fueron respectivamente las siguientes: técnicas de pesca como (1) boya, (2) plomo y (3) otros (p. ej. rapala); organismos recolectados por los humanos como (1) lapas (*Patella* spp.; incluye la recolección de burgados ─ *Osilinus* spp. y la cañadilla ─ *Stramonita haemastoma*), (2) pulpo (*Octopus vulgaris*), (3) carnada de vieja (*Xantho* spp.), (4) otros (p. ej. ermitaños─ *Clibanarius* spp., camarones de charco ─ *Palaemon* spp., etc.); actividades de ocio como (1) pasear, (2) tomar el sol, (3) fotografía y (4) otros (p. ej. baño); actividades realizadas en el mar como (1) pesca submarina, (2) snorkel, (3) surf-bodyboard, (4) pesca de barco y (5) otros (p.ej. fondeo, moto de agua, etc.). Se anotó el número de personas (o embarcaciones) para cada categoría y subcategoría. Se utilizó la prueba de chi-cuadrado (X^2) para contrastar si existía alguna relación entre la distribución de frecuencias de personas para las categorías de actividad humana y las siguientes combinaciones de comparación: mañana-tarde, día normal-fin de semana y La Isleta-Telde. Igualmente se contrastó dicha relación pero para las subcategorías consideradas. Para comprobar si existía alguna asociación entre las condiciones ambientales estudiadas y la frecuencia de personas para las categorías de actividad humana se utilizó el coeficiente de correlación no paramétrico de Spearman.

La distribución de frecuencias de personas para las categorías de actividad humana fue significativamente diferente según el momento del día ($X^2 = 13.89$, g.l.= 3, $p < 0.01$) y el lugar ($X^2 = 16.33$, g.l.= 3, $p < 0.01$). Así, la frecuencia de personas fue mayor por la tarde y en Telde, pero los incrementos variaron de una actividad a otra (Fig. 2). Del mismo modo, la distribución de frecuencias de personas varió significativamente entre un día normal de la semana y un día de fin de semana, aunque con un

[a] *Centro de Investigación en Biodiversidad y Gestión Ambiental, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (mailrubenramirez@yahoo.es)*
[b] *Telde, España.*



Figura 1. Imágenes en donde se indica la posición y se muestran las localidades analizadas (1: La Isleta, 2: Telde) en la isla de Gran Canaria.

nivel de significación más bajo (X^2 = 8.13, g.l.= 3, $p < 0.05$); el número de personas aumentó notablemente durante el fin de semana, pero no lo hizo en todas las actividades (Fig. 2). No se encontraron diferencias significativas para la distribución de frecuencias de personas para las subcategorías consideradas entre el momento del día, el día de la semana o el lugar. Por tanto, los resultados obtenidos se presentaron de manera conjunta para las dos localidades en la figura 3. Se registró un valor medio para la relación nº de cañas/nº de personas algo inferior a uno (0.88). Por otro lado, las condiciones ambientales y la frecuencia humana por actividad humana mostraron una notable asociación. En Telde, el oleaje y el viento influyeron negativamente en la realización de la pesca, el marisqueo y el ocio, mientras que lo hizo positivamente en el desarrollo de actividades acuáticas; la nubosidad mostró el patrón contrario (Tabla 1). Mayoritariamente, el oleaje y el viento también afectaron negativamente a la pesca, el marisqueo y el ocio en la Isleta (Tabla 1); dichos factores mostraron una asociación positiva con el desarrollo de actividades acuáticas. La nubosidad se relacionó de manera positiva con todas las categorías (Tabla 1). Son mayoría las asociaciones de magnitud moderada (0.3-0.7), pero destacan las de magnitud intensa (> 0.7) entre el oleaje y el marisqueo en ambas localidades y el viento y el marisqueo en Telde (Tabla 1). De manera concreta, la nubosidad se relacionó negativamente con el viento y el oleaje (r = -0.5) en Telde, y sólo con el oleaje (r = -0.44) en La Isleta.

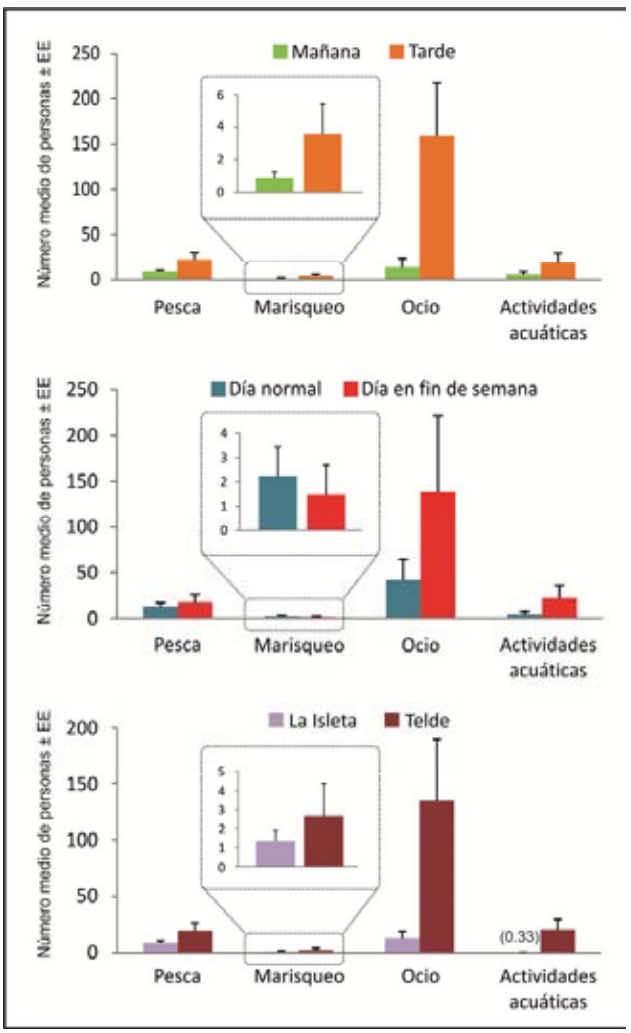


Figura 2. Número medio de personas por categoría de actividad humana para las tres comparaciones realizadas en el estudio (mañana-tarde, día normal-día de fin de semana y La Isleta-Telde).

Localidad	Actividad humana	Nubosidad	Oleaje	Viento
Telde	Pesca	0.62	-0.61	-0.63
	Marisqueo	0.59	-0.93	-0.89
	Ocio	0.35	-0.26	-0.31
	Actividades acuáticas	-0.24	0.44	0.34
La Isleta	Pesca	0.13	-0.19	-0.58
	Marisqueo	0.54	-0.81	0.19
	Ocio	0.40	0	-0.74
	Actividades acuáticas	0.20	0.44	0.28

Tabla 1. Resultados del coeficiente de correlación de Spearman entre las condiciones ambientales y la frecuencia de personas para cada una de las categorías de actividad humana.

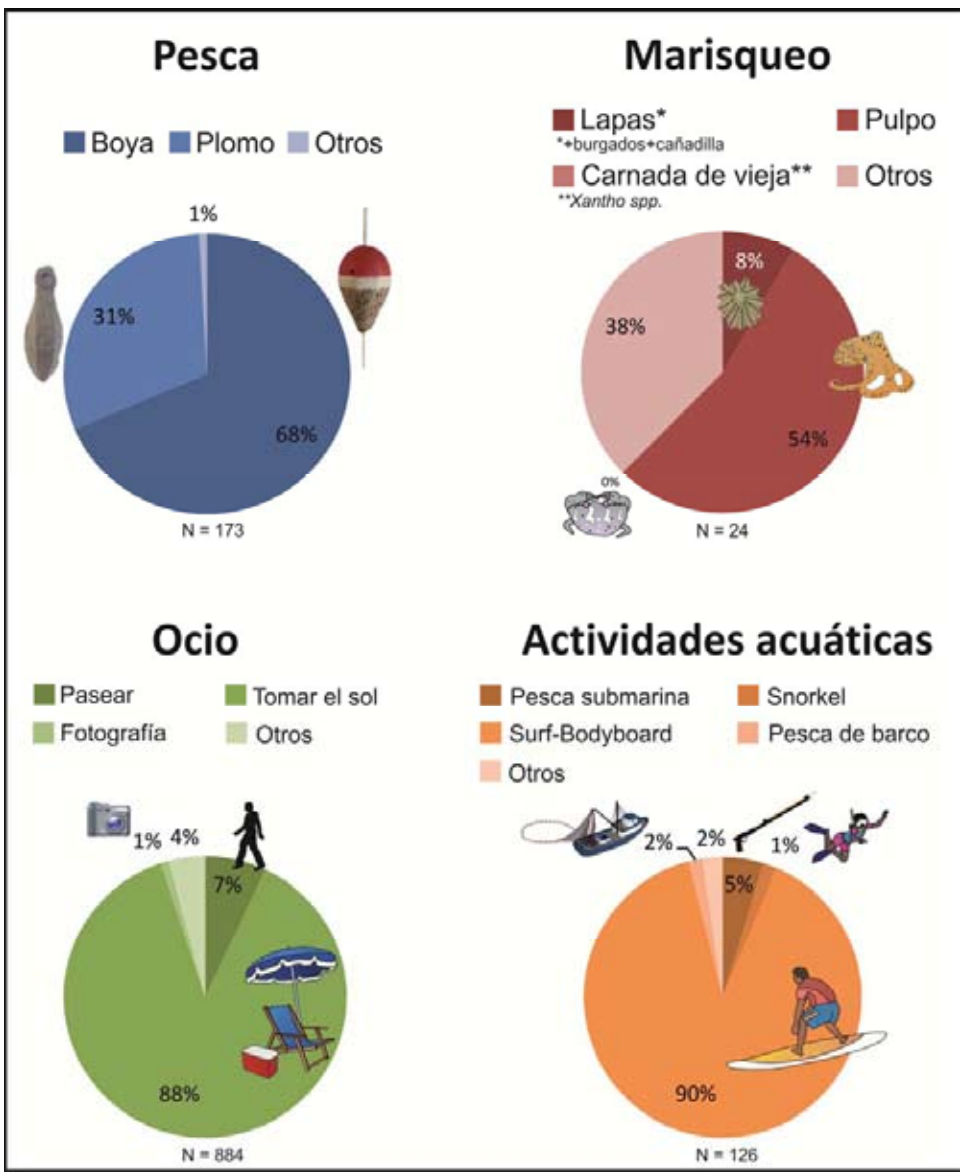


Figura 3. Esquema ilustrativo del porcentaje de personas para las diferentes subcategorías consideradas. N indica el número total de personas consideradas.

Los resultados de este estudio muestran que los humanos realizan actividades en la zona costera de Gran Canaria continuamente, pero lo hacen mayoritariamente en determinados momentos del día, días de la semana y localidades. Las actividades se llevaron a cabo preferentemente por la tarde en vez de por la mañana, lo que pudo estar relacionado con dos factores: (1) horario de las mareas y (2) horario laboral. Los muestreos se realizaron en función de las mareas, las cuales fueron en su mayoría antes de las 9.00 a.m. Además, de manera general, la población trabaja y/o estudia en horario de mañana, realizando otro tipo de actividades por la tarde. En cuanto al día de la semana en el cual se desarrollan las actividades, se registró una mayor frecuencia de personas durante los fines de semana, excepto para la realización del marisqueo. Nuevamente, la jornada laboral parece estar relacionada con este resultado. Los días de fin de semana son, principalmente, los días de descanso de la población de sus actividades cotidianas y, por tanto, cuando realizan otro tipo de actividades. La obtención de una mayor proporción de personas realizando marisqueo durante los días normales de la semana pudo responder a diversos factores, tales como: (1) que el marisqueo sea ya una actividad más lucrativa que de ocio o (2) evitar la competencia con otros mariscadores y/o pasar desapercibido ante los agentes de la autoridad. Por otro lado, las diferencias que se han encontrado entre Telde y La Isleta pudieron deberse a: (1) accesibilidad a la zona costera, (2) disponibilidad de playas y (3) diferencias en las condiciones climáticas. A la costa de Telde se puede acceder fácilmente a pie o en vehículo, mientras que ambos métodos están reducidos para acceder a La Isleta. Por ejemplo, el acceso para vehículos en esta última localidad consiste en un camino de tierra en mal estado de conservación, limitado principalmente a coches todoterrreno. Asimismo, el tramo del litoral analizado en Telde incluía 3 playas de arena, las cuales atrajeron a un mayor número de usuarios. En la Isleta, en cambio, no existieron playas de arena. Más aún, la diferencia en las condiciones climáticas como la nubosidad (mayor en La Isleta), el oleaje y el viento (ambas mayores en Telde) favorecieron o perjudicaron la práctica de algunas actividades. En este sentido, los resultados obtenidos demuestran que existe una estrecha relación entre las condiciones climáticas y la realización de actividades en la zona costera. No obstante, éstas no afectaron por igual en ambas localidades. La práctica de la pesca, por ejemplo, se vio limitada con una mayor intensidad en Telde debido al oleaje y al viento. El efecto del oleaje sobre el marisqueo fue bastante claro en ambas localidades, ya que esta actividad se realiza en la zona baja de la costa. El viento, sin embargo, no fue un factor que impidió el desarrollo del marisqueo en La Isleta. El efecto positivo del oleaje y el viento sobre las actividades acuáticas pudo estar favorecido por la dominancia del surf-bodyboard dentro de dicha categoría. La presencia de nubosidad estaba relacionada con un tiempo en el que el viento y el oleaje eran de menor intensidad (mayor evidencia en Telde); esto explicaría su relación positiva con casi todas las categorías de actividades (p. ej. pesca, marisqueo, etc.) en ambas localidades, excepto, concretamente, con las actividades acuáticas en Telde.

Existieron otros resultados sobre las diferentes subcategorías consideradas que son importantes discutir. En relación a la pesca, destaca la preferencia por el uso de la boya como técnica de pesca, lo cual nos puede orientar acerca de qué especies de peces o tipo de ellos están siendo preferentemente capturados. Se registró, además, una presión pesquera menor a una caña por pescador; las personas que no pescaban realizaban otras actividades como preparar el engodo o actividades de ocio (p. ej. tomar el sol). En cuanto al marisqueo, resalta que la recolección de pulpos es mucho más frecuente que la de lapas, a pesar de la importancia que posee esta última (p. ej. Ramírez *et al. 2009*). Sin embargo, no se observó recolección de carnada de vieja (*Xantho* spp.) ya que los pedregales (lugar donde se recolecta dicha carnada) no existieron en Telde y fueron muy reducidos en la Isleta. En particular, el número de datos sobre marisqueo fueron escasos, por lo que habría que llevar a cabo trabajos más extensos sobre la materia. Por último, entre las actividades acuáticas, se observó el desarrollo de la pesca submarina en Telde, en donde no está permitida dicha actividad.

Bibliografía

Cabrera J. C. 2001. Poblamiento e impacto aborigen. 241-245 pp. En: Fernández-Palacios J. M. y Martín J. (Dir.). Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación. Turquesa. Santa Cruz de Tenerife. 474 pp.

Thompson R. C., Crowe T. P. & Hawkins S. J. 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. Environmental Conservation, 29: 168-191.

MMA. 2005. Hacia una Gestión Sostenible del Litoral Español. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, 59 pp.

EEA. 2006. The changing faces of Europe's coastal áreas. Report nº 6. Copenhagen, 107 pp.

Ramírez R., Tuya F. & Haroun R. J. 2009. Efectos potenciales del marisqueo sobre moluscos gasterópodos de interés comercial (*Osilinus* spp. y Patella spp.) en el Archipiélago Canario. Revista de Biología Marina y Oceanografía, 44 (3): 703-714.

Evaluation of marine phytoplankton toxicity by application of sea urchin (*Paracentrotus lividus*) and *Artemia* sp. bioassays

Eva Aylagas[a] * Iratxe Menchaca[a], Aitor Laza-Martínez[b], Sergio Seoane[b], Javier Franco[a]

Over the last decades, incidence of toxic blooms of marine phytoplankton has apparently been increasing along the coastal waters worldwide (GEOHAB 2001). From an ecological point of view, the toxin production by the microalgae represents the causative agent of mass mortalities of marine vertebrates or invertebrates (Simonini *et al*. 2011). The threaten of natural marine toxins is represented by bioaccumulation along the food chains with cascading effects through the whole ecosystem (Faimali *et al*. 2012) and also by the accumulation in shellfish or finfish causing a variety of illnesses in humans (GEOHAB 2001).

Alexandrium minutum is a dinoflagellate agent of harmul algal bloom that produces paralytic shellfish poisons and can affect copepod, shellfish and other marine organisms (Zhenxing *et al*. 2006) . *Prymnesium parvum* is an haptophyte frequently reported from coastal waters around the world. Its blooms have been associated with massive fish mortalities resulting in negative impacts on the marine ecosystem and large economic loses for commercial aquaculture (Johansson and Graneli 1999).

This work aims at contributing to improve our knowledge about the toxicity of *A. minutum* and *P. parvum* by using the 48-h embryo–larval toxicity test of the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Garmendia *et al*. 2009) and the 24-hours test with the brine shrimp *Artemia salina* (Artoxkit, 1990). Embryos of sea urchin and nauplii larvae of the brine shrimps were incubated with cultured algae and algae extracts in order to verify endotoxins and exotoxins presence. Following Beiras *et al.* (2001), EC_{50} probit analysis and NOEC/LOEC values were calculated in order to compare the sensitivity of both invertebrate marine organisms. *Isochrysis galbana* was used as a negative control and Sodium Dodecyl Sulfate as a toxic reference.

Based on our preliminary results, EC_{50} comparison analysis suggests sensitivity differences between sea-urchin embryo development and brine shrimp survival toxicity test. Therefore, the use of different organizational biological levels seems suitable tool for *A. minutum* and *P. parvum* toxicity assessment.

The present work is part of a Master Thesis in Biodiversity and Ecosystem´s Management Master from the University of the Basque Country (UPV/EHU) and it is a collaboration between AZTI-Tecnalia Foundation and the Department of Plant Biology and Ecology of the UPV/EHU.

References

Artoxkit, M., 1990. *Artemia* toxicity screening test for estuarine and marine waters. Standard operational procedure, Creasel, Deinze, Belgium.

Beiras, R., Vazquez, E., Bellas, J., Fernández, N., Macho, G., Mariño, J.C., Casas, L. 2001. Sea-urchin embryo bioassay for *in situ* evaluation of the biological quality of coastal seawater. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 52: 29-32.

Faimali, M., Giussani, V., Piazza, V., Garaventa, F., Corrà, C., Asnaghi, V., Privitera, D., Gallus, L., Cattaneo-Vietti, R. and Mangialajo, L., Chiantore, M. 2012. Toxic effects of harmful benthic dinoflagellate *Ostreopsis ovata* on invertebrate and vertebrate marine organisms. Marine environmental research, 76, pp.97-107.

GEOHAB. 2001. Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms, Science Plan. Gilbert, P. and Pitcher, G. (eds), SCOR and IOC, Baltimore and Paris, 86 pp.

Garmendia, J.M., Menchaca, I., Belzunce, M.J., Revilla, M. 2009. Protocolo del test de toxicidad de sedimentos marinos con larvas del erizo de mar *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816). Revista de Investigación Marina. 11:25.

Johansson, N., Graneli, E. 1999. Influence of different nutrient conditions on cell density, chemical composition and toxicity of *Prymnesium parvum* (Haptophyta) in semi-continuous cultures. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 239, pp.243-258.

Simonini, R., Orlandi, M., Abbate, M. 2011. Is the toxic dinoflagellate *Ostreopsis* cf. *ovata* harmful to Mediterranean benthic invertebrates? Evidences from ecotoxicological tests with the polychaete *Dinophilus gyrociliatus*. Marine environmental research, 72(4), pp.230-3.

Zhenxing, W., Yinglin, Z., Mingyuan, Z., Zongling, W., Dan, W. 2006. Effects of toxic *Alexandrium* species on the survival and feeding rates of brine shrimp, *Artemia salina*. Acta Ecologica Sinica, 26(12), pp.3942-3947.

[a]*Marine Research Division, AZTI-Tecnalia Foundation, Herrera Kaia, Portualdea, z/g, 20110 Pasaia (Spain), Tel: +34 946574000, Fax: +34 946572555, (*eaylagas@azti.es)*

[b]*Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad del País Vasco, Apdo 644, 48080 Bilbao, Spain*

Monitoring of subtidal mollusc assemblages in a highly urbanized environment: the Ría de Ferrol (Galicia, NW Iberian Peninsula)

Juan Moreira[a], Guillermo Díaz-Agras[b], María Candás[b], Ramiro Tato[b], Celia Besteiro[b] & Victoriano Urgorri[b,c]

Benthic assemblages show seasonal patterns in the composition and abundance of taxa. Those depend on such factors as hydrodynamism, granulometric composition and food availability, and biotic interactions (e.g. predation, competition) as well. Anthropogenic activities also affect benthic assemblages, often in a negative way. For example, dredging, fishing, sewage disposal and urbanization of the shoreline result in many cases in loss and degradation of habitats, reducing biodiversity and facilitating the spread of invasive species. Construction of artificial structures mostly related to harbours, shipyards or industrial facilities (e.g. seawalls, breakwaters, jetties) are responsible for alterations in local hydrodynamics, which in many cases result in changes of sedimentation rates, siltation and organic enrichment, and, finally, in perturbations of the benthic assemblage (e.g. impoverishment in diversity, dominance of opportunistic species).

The Galician rías (NW Iberian Peninsula) are highly productive environments due to their peculiar geography and hydrodynamic regimes, which result in strong upwellings and therefore in a high primary production. Because of that and the variety of benthic habitats present there, the rías support a high biodiversity. This is, however, threatened by the growing concentration of human population on their shorelines, which are getting more and more urbanized. Among the Galician rías, the Ría de Ferrol is one of the most altered by human activities, particularly due the construction of the extensive jetty of the outer harbour. This jetty extends along half of the ría's mouth and was expected to affect significantly its hydrodynamic patterns. In fact, this ría was characterized by strong tidal currents that resulted in a high water renewal. Many areas of the outer part of the ría corresponded to bottoms mostly composed by coarse sandy fractions; nowadays, those sediments sheltered by the aforementioned jetty turned to muddy sand or mud.

Starting in 2007, several subtidal sites corresponding to sandy sediments located nearby the harbour jetty are being monitored by the Marine Biological Station of A Graña (Univ. of Santiago de Compostela). This was done to test the hypothesis of whether changes in sedimentary conditions (i.e. siltation) related to alteration of currents would affect the composition of the benthic assemblage. Special attention was paid to the study of the molluscan fauna because of their utility as bioindicators of the conditions of the benthic environment.

Sampling was done monthly at two subtidal sites (8-12 m depth) corresponding to medium-fine sand and fine sand sediment respectively. Five replicates samples were taken by means of a van Veen grab thus sampling a surface of 0.28 m^2 each month. Granulometric features and organic matter content of the sediment was also analyzed and related to the seasonal variations of the mollusc assemblage.

From November 2007 to November 2008, there were no significant changes in median grain-size and no increase in the silt/clay content was detected; values of the latter were, however, slightly higher in the site closer to the jetty. Organic matter content was usually moderate (<3%). Bivalves were the most diverse and numerically dominant taxa, constituting usually 75-90% of the total mollusc abundance. *Thracia papyracea*, *Moerella donacina* and *Mysella bidentata* were present during all the sampling period and constituted more than 80% of the abundance. Gastropods were mostly represented by carnivorous taxa, such as *Euspira pulchella*, *Bela nebula* and some retusid species. The temporal dynamics of the assemblage showed a strong seasonal pattern; samples from late summer and early autumn were significantly different from those of winter-spring and were characterized by high abundance of the dominant bivalve species.

In general, results have shown that the benthic fauna of the studied sites has not been affected to date by the construction of the harbour jetty; this contrasts with that observed in the nearest sediments to the jetty. Composition and temporal patterns of the molluscan fauna were similar to those observed in non-altered areas of other Galician rias, such as the Ensenada de Baiona. Nevertheless, long-term studies are needed to assess whether other alterations in the ria ecosystem related to the jetty presence may affect directly or indirectly the benthic assemblage in the near future.

[a] *Departamento de Biología (Zoología), Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid, Cantoblanco, E-28049 Madrid, Spain (juan.moreira@uam.es)*
[b] *Estación de Bioloxía Mariña da Graña, Universidade de Santiago de Compostela, Rúa da Ribeira 1, A Graña, Ferrol E-15590, Spain*
[c] *Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física e Instituto de Acuicultura, Universidade de Santiago de Compostela, Campus Sur, 15782 Santiago de Compostela*

Increased antioxidant response and capability to produce ROS in hemocytes of *Pinna nobilis* L. under anthropogenic pressure

Antoni Sureda[a], Antonino Natalotto[b], Elvira Álvarez[c], Salud Deudero[d]

The exposure of bivalves to pollutants results in oxidative stress throughout the formation of reactive oxygen species (ROS), which can produce deleterious effects on biomolecules and cell damage. Organisms have developed a complex antioxidant mechanism in order to detoxify ROS and to protect molecular targets against oxidative injury. The measurement of the antioxidant response and/or the presence of oxidative damage -DNA and protein oxidation, lipid peroxidation- are potential biomarkers to evidence the effects associated to contaminants and also to eutrophication in marine organisms. The fan mussel *Pinna nobilis* L. is the largest endemic bivalve in the Mediterranean Sea under strict protection. *P. nobilis* appears in coastal areas between 0.5 and 60 m depths, mostly in soft-sediments overgrown by seagrass meadows of *Posidonia oceanica* or *Cymodocea nodosa*. The population of *P. nobilis* has been greatly reduced during the last decades as a result of recreational and commercial fishing for food, the use of its shell for decorative purposes, and incidental killing by trawling and anchoring. Nowadays, *P. nobilis* is under strict protection and all forms of deliberate capture or killing them are prohibited (Council directive 92/43/EEC). Hemocytes play an essential role in cellular immune defense and detoxification processes of bivalves. Hemocytes were suggested to be sensitive to variations of several factors such as temperature, salinity, nutrients and toxicants, reflecting the physiological status of bivalves and their adaptation to the environment. The present work aims to determine the antioxidant enzyme response, markers of oxidative damage and reactive oxygen species production in hemocytes of *Pinna nobilis* under anthropogenic pressure.

Pinna nobilis (20 individuals) were collected from several locations along Mallorca waters during May-June 2011 attending to different degree of human impact. The first station was located in a marine protected area off Cabrera Archipelago National Park (Western Mediterranean), located 9 km southeast of Mallorca island and was considered as a clean non-polluted area. The second set of stations because of the low *P. nobilis* densities, the difficulties to find large specimens and in order to minimize the impact in their populations were collected in two sites (Magalluf and Port d'Andratx) with similar characteristics and individuals were considered as human impacted. Hemolymph was withdrawn from the posterior abductor muscle of each individual into a 1-mL hypodermic syringe. The cell fraction was obtained by centrifugation at 900 x g at 4ºC for 10 min. After centrifugation hemocytes were resuspended in the initial volume with PBS and freshly used for ROS production assay or frozen at -70ºC for biochemical assays.

No significant differences were evidenced in *Pinna nobilis* shell length and shell width collected in Cabrera and Magalluf-Andratx stations. The ten individuals from Cabrera station were measured with a mean length of 40.6±3.2 cm and a mean width of 16.9±1.4 cm. For the second station, ten individuals were measured with a mean length of 39.0±3.0 cm and a mean width of 16.3±1.0 cm. Specimens collected in the impacted areas showed increased activities of antioxidant enzymes –catalase, superoxide dismutase, glutathione peroxidase and glutathione reductase-, and myeloperoxidase activity and reduced glutathione levels. No differences in oxidative damage markers –malondialdehyde and carbonyl index- were evidenced between the pristine and polluted areas. Hemocytes from the polluted area presented increased capability to generate ROS and nitrite/nitrate when activated with PMA and zymosan.

The present work provides evidence of the anthropogenic impact on hemocytes of the marine fan mussel *Pinna nobilis* supported by the increased biomarkers of oxidative stress. All antioxidant enzymes from *P. nobilis* sampled in Magalluf presented higher activities indicating a more stressful environment in the impacted area. However, markers of oxidative damage in lipids and proteins did not reported evidence of cellular damage suggesting that the increased antioxidant system was enough to avoid oxidative alterations in biological structures. The increased GSH in hemocytes from the polluted area is probably a response of cells to maintain their redox status in the adequate range. Hemocytes obtained from Magalluf seemed to be primed for the oxidative burst as evidenced by the increased capability to produce ROS when activated. When NO is generated in biological fluids by the action of nitric oxide synthases (NOS), it rapidly combines with oxygen to form the nitrogen oxides nitrite and nitrate. The nitrite and nitrate accumulation was significantly higher in Magalluf reinforcing the idea that pollution induced a preactivation state in hemocytes of P. nobilis.In conclusion, *Pinna* nobilis hemocytes are clearly affected by the anthropogenic impact. Haemocyes responds to pollution with an antioxidant response capable to avoid oxidative damage to lipids and proteins. Hemocytes from the pollute site are also primed for the oxidative burst as evidenced with zymosan and PMA activation.

[a] *Grup de Nutrició Comunitària i Estrès Oxidatiu (IUNICS), Departament de Biologia Fonamental i Ciències de la Salut, Universitat de les Illes Balears, 07122 Palma de Mallorca, Spain (Antoni.sureda@uib.es).*
[b] *Department Animal Biology and Marine Ecology, University of Messina, Viale Stagno D'Alcontres 31, 98166 Messina, Italy (antoninonatalotto@gmail.com).*
[c] *Unitat de medi Marítim Millora Agraria S.A., Conselleria d'Agricultura Medi Ambient i Territori. Direcció General de Medi Rural i Marí C/ Foners, 10 07006 Palma de Mallorca, Spain (ealvarez@milloraagraria.cat).*
[d] *Centro Oceanográfico de Baleares, Instituto Español de Oceanografía, Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, Spain (salud.deudero@ba.ieo.es).*

Heavy metal contamination of the discharge areas of the main drainage basins of Lisbon in the Tagus estuary, Portugal

Gilda Silva[a], Bernardo Duarte[a], José Lino Costa[a,b], João Paulo Medeiros[a], Carla Azeda[a], Erica Sá[a], Inês Metelo[c], Maria José Costa[a,b] and Isabel Caçador[a,d]

In the city of Lisbon, the existing three discharge areas of drainage basins (Alcântara, Chelas and Beirolas) drain directly onto the Tagus estuary (Portugal) as did an untreated effluent (Terreiro do Paço) that was closed in 2011 and is now connected to the Alcântara discharges. To understand if these discharges could interact with the water metal concentrations and/or be an additional source of heavy metal contaminations to the surrounding environment sampling took place during September of 2011, collecting both sediments and water samples, and dissolved oxygen and pH were measured in situ. In three of the sites (Alcântara, Terreiro do Paço and Chelas) three samples were taken near the discharge outfall (impact stations) and four further away (control stations), while in Beirolas, four treatment and nine control stations were analysed. Samples were spaced 50 m starting from the effluent outfall in the impact stations and from the estuarine margin in control stations. Concentration of lead, chromium, nickel, copper, zinc, cobalt and cadmium were quantified in suspended particulate matter and dissolved in the water column. In bottom sediments, the concentration of heavy metals were also analysed as well as the total organic content. Additionally total chlorophyll (as productivity indicator) and ammonium (as possible contamination source) in the water column were also determined. To investigate differences in the total metal content in sediments, a Metal Pollution Index (MPI) was used. MPI did not revealed differences between treatment and control stations indicating that the effluents may not be a significant source of heavy metals to the environment. However, significant differences were found for sites revealing that Chelas had the lower contamination of heavy metals and Alcântara and Beirolas had the highest contents leading to believe that the sediments could have others sources or previous accumulated contaminations. It was also found that stations closer to the margin had higher contaminations indicating that a possible source could be the drainage from terrestrial grounds. Multivariate analysis revealed that the heavy metal contamination could have different sources in the different sites studied and are related to the form in which the heavy metals are available. The uppermost area (Beirolas) revealed that the main source of heavy metals derived from the accumulation in sediments while the downstream sites were more associated with contamination derived from the water column. In Alcântara, with higher contaminations of heavy metals in the suspended particulate matter and higher values of ammonium in the water column, some influence of the sewage discharges onto the environment seem more visible in the stations closest to the discharges outfall than those further away. On the other hand, in Terreiro do Paço, where the heavy metals dissolved in the water are higher, contamination could probably due to circulatory patterns of heavy metals in the estuary although some previous accumulated contamination could not be ruled out. Corroborating the MPI data, in Chelas sediment contamination was low although some contamination could be associated to availability of heavy metals in suspended particulate matter. In general, it does not seem that the discharges of the major drainage basin of the city of Lisbon could be an important source of heavy metal contamination to the environment. Instead, the discharges into the river seem to interact with the dissolved metal concentrations, leading to the establishment of bounds between metal ions and the introduced particulate organic matter (POM) due to the high chemical affinity between both metals and POM.

[a] *Centro de Oceanografia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal (gcsilva@fc.ul.pt)*
[b] *Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal*
[c] *Câmara Municipal de Lisboa, Direcção Municipal de Ambiente Urbano, Departamento de Ambiente e Espaço Público, Av. 24 de Julho, 171 C, 1399-021 Lisboa, Portugal*
[d] *Departamento de Biologia Vegetal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal*

Do mollusc assemblages differ among seawalls and natural rocky shores in the highly urbanized Ría de Ferrol?

Guillermo Díaz-Agras[a], Xandro García-Regueira[a], Marcos Abad[a], Juan Moreira[b] & Victoriano Urgorri[a]

In the last decades, the concentration of human population in coastal areas is having a significant impact on marine habitats and biodiversity. Among other factors, increasing urbanization of the shoreline usually results in fragmentation and destruction of natural habitats and loss of biodiversity. Alternatively, proliferation of new landscape features such as seawalls, breakwaters and pilings may add a novel habitat. Their possible value to sustain marine life has, however, been scarcely assessed in many parts of the world in spite of being a matter of global concern. In some cases, the addition of such structures to the coastline may contribute to increase local biodiversity. This occurs, for instance, when hard substrata are artificially provided to areas mostly dominated by soft substrata; this allows the establishment of, at least, some sessile and mobile epifaunal taxa such as mussels, macroalgae or limpets. Besides, when this is done on natural hard substrata, it is necessary to assess whether these new habitats might support similar assemblages and populations of organisms; otherwise, there is a risk of becoming sinks for propagules supplied by populations established in patches of natural habitat, or directly of resulting in the loss of biodiversity.

The Galician rias (NW Iberian Peninsula) constitute a particular kind of embayment whose peculiar orography and hydrodynamic features allows a high primary production, which has translated in a high economic importance. Not surprisingly, most of the human population of the region concentrates there and subsequent increase of commercial, fishing and industrial activities has demanded the construction of a variety of supporting infrastructures such as shipyards, docks, jetties, etc. This is particularly common at the Ría de Ferrol where, in addition, many patches of the coastline are protected by seawalls, which are usually made up of the natural rock in the area, i.e. granite. Preliminary observations pointed out that those seawalls support a number of taxa including several mobile mollusc species. It is, however, not known whether those assemblages differ from those present on natural rocky shores. Therefore, to test hypotheses about differences in the composition, abundance and frequency of occurrence of mollusc taxa on intertidal natural and artificial habitats, several seawalls and rocky shores were sampled in the Ría de Ferrol.

[a] *Estación de Bioloxía Mariña da Graña, Universidade de Santiago de Compostela, Rúa da Ribeira 1, A Graña, Ferrol E-15590, Spain (guillermo.diaz@usc.es)*
[b] *Departamento de Biología (Zoología), Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid, Cantoblanco, E-28049 Madrid, Spain*

Sampling was done in four intertidal stations located in the middle channel of the Ría de Ferrol; the shoreline there has extensive vertical seawalls interspersed with horizontal rocky shores suitable for the intended sampling. Inner and outer areas of the ria were not sampled because they lacked adequate rocky shores and/or seawalls. Sampling was done in four different seasons (from summer 2008 to spring 2009) to test whether patterns would be consistent across a temporal scale. At each station, two seawalls and two rocky shores were sampled. On each location (seawall or rocky shore), three heights representing different assemblages were chosen: highshore (3-3.5 m; upper level of distribution of barnacles -mostly *Chthamalus* spp.-), midshore (2-2.5 m; most of the space covered by barnacles) and lowshore (1.5-2 m; *Mytilus galloprovincialis* belt); heights varied slightly depending on the place. Molluscs were not sampled in the macroalgae-dominated assemblage below 1.5 m because this level was not available for each habitat at all locations. All stations were located in the semi-exposed zone of the Ría de Ferrol and apparently experienced similar wave-wash due to the intense maritime traffic. Two sites, about 5 m long and separated by 5-10 m were selected at each tidal level on each seawall and rocky shore. Five replicate quadrats (20 x 20 cm each) were randomly positioned in each site but always placed at least 10 cm away from crevices or similar features of the substratum. Quadrats within the same site were separated about 50 cm. In each quadrat, any mobile mollusc was identified and specimens of each taxon counted.

In general, there were no consistent differences in composition of mollusc assemblages among natural rocky shores and seawalls; significant differences were generally found at the level of sites within locations or among locations within the same habitat. This contrasts with work done elsewhere which points out that differences are found at high- and midshore levels (Chapman & Bulleri, 2003; Bulleri *et al*., 2005). Similarly, differences in abundance of common species were mostly detected at the scale of sites and scarcely between habitats; when the latter were found those were not consistent among locations or seasons. Differences between the two habitats were, however, detected when frequencies of occurrence of taxa were compared (i.e. number of quadrats in which each species was present in each habitat across all locations). Thus, two different patterns were found: some species were more common on seawalls than on rocky shores at high- and/or midshore (*Patella vulgata*, *Gibbula umbilicalis*) or mid-lowshore (*Nucella lapillus*) while the opposite pattern was found for some snails at high-midshore (*Littorina saxatilis*) and mid-lowshore (*Osilinus lineatus*, *Littorina littorea*); those were also consistent across seasons for the same tidal level.

This suggests that these patterns might be related to differences in availability and/or use of microhabitat(s) as shown in previous work (Chapman, 2003). Further experimental work will be needed to test models explaining these results, which is currently being done.

References:

Bulleri, F., Chapman, M.G., Underwood, A.J. 2005. Intertidal assemblages on seawalls and vertical rocky shores in Sydney Harbour, Australia. *Austral Ecol*. 30: 655-667.

Chapman, M.G. 2003. Paucity of mobile species on constructed seawalls: effects of urbanization on biodiversity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 264: 21-29.

Chapman, M.G., Bulleri, F. 2003. Intertidal seawalls – new features of landscape in intertidal environments. *Landsc. Urban. Plan.* 62: 159-172.

Effects of the anthropogenic activities on gills of *Pinna nobilis* using oxidative stress biomarkers

Antoni Sureda[a], Antonino Natalotto[b,c], Elvira Álvarez[d], Alessia D'Agata[b], Maria Maisano[b], Angela Mauceri[b], Salud Deudero[e]

Aquatic organisms are exposed to anthropogenic contaminants that may strongly affect their performance and survival. The periodical oxygen deficiency in coastal areas can induce the production of an excess of reactive oxygen species (ROS). An increase in the formation of ROS and/or a reduced function of the physiological antioxidant defence systems results in oxidative damage to cellular biomolecules. *Pinna nobilis* is the largest endemic bivalve in the Mediterranean Sea, appearing in coastal areas between 0.5 and 60 m depth. *P. nobilis* is under strict protection and all forms of deliberate capture or killing them are prohibited (EEC, 1992). This study aims to estimate the effects of the anthropogenic activities on gills of *Pinna nobilis* through environmental stress biomarkers (nNOS, HIf-1 alfa), determination of antioxidant enzyme response (Cat, Sod, Gpx, Gr) and biomarkers of oxidative damage (MDA). In bivalve molluscs, the gills are an organ highly exposed to environmental factors due to their large surface and their involvement in gas exchange and feeding. The nitrogen monoxide (NO) belongs to the family of free radicals. The production of NO takes place in a reaction catalyzed at the level of several tissues by different isoforms of a monooxygenase known as NOS (nitric oxide synthase). The enzyme has three known isoforms: nNOS, neuronal tissue constitutive enzyme, eNOS, constitutive of vascular endothelial cells and iNOS, an enzyme inducible by cytokines in the liver and activated macrophages. In the nervous system, NO plays multiple roles such as neurotransmitter, is also involved in sensory processes, in synaptogenesis, and in the synaptic plasticity. NO also participates as a molecular mediator of the non-specific immune response against bacterial infections in invertebrates. It is we established that pollution stimulates the gene expression of this enzyme. Furthermore, NO regulates the activity of many transcription factors such as HIF-1α. The neuroepithelial cells, distributed along the axis of the gills and lamellar filaments in the vertebrates, play an important role in oxygen chemoreception and modulate a variety of responses such as oxygen tension in the arteries in response to hypoxia. The HIF-1α is the key gene in hypoxia signalling, being activated under hypoxic stress. In conditions of normoxia, the HIF-1α is not expressed, degraded and kept inactive; on the contrary, when the oxygen tension is reduced HIF-1α is expressed and enters in the cellular nucleus. The hypoxia is characterized by the production of ROS in the cells. The production of ROS and the oxidative stress associated have been recognized as major players in the mediation of a great number of diseases caused by lack or excess of oxygen. An oxidative stress situation occurs when the balance between antioxidants and oxidants is altered and the redox equilibrium is disturbed, resulting in overproduction of free radicals. The relationship between the production of ROS, the several levels of oxygenation and the pathological state of the organism is very complex. The redox homeostasis is subjected to displacement due to an overabundance of factors such as disease states, deficiency or excess of oxygen, infection, inflammation and oxidative damage. The defence systems known to oppose the formation of oxygen radicals are divided in enzymatic antioxidants such as superoxide dismutase (SOD), catalase (CAT) and glutathione peroxidase (GPX); and in non-enzymatic antioxidants (such as vitamin E, ascorbic acid and reduced glutathione). The activity of these enzymes is revealed, therefore, as useful biomarkers for assessing the quality status of aquatic environments. For this study, 20 individuals of bivalve *Pinna nobilis* were collected during May-June 2011 in 2 stations with different degree of human impact; the first station located in the Magalluf bay (Mallorca, Esp) along Mallorca Island coasts is considered as a polluted site and the second station in Cabrera Archipelago National Park, (BI, Esp) is considered as a clean non polluted area. The fan mussels were sampled at 8-10 m depth by SCUBA diving, measured and dissected on board in order to remove gills. A portion was frozen in liquid nitrogen for biochemical assays and another portion was stored in paraformaldehyde for histomorphological and immunohistochemical analysis. Histological sections were mounted on glass slides and stained with haematoxylin/eosin to visualize typical morphological features. The morphological staining revealed in individuals of *Pinna nobilis* sampled at Cabrera a regular morphology in the gills with filaments and well organized lamellae, while there were evidenced distinct alterations in the epithelium of gills from the organisms sampled in Magalluf, where it was possible to see thickening and thinning of the lamellar apices close to the filament. The gills of individuals, collected in the waters of Magalluf when analyzed by indirect

[a] *Grup de Nutrició Comunitària i Estrès Oxidatiu (IUNICS), Departament de Biologia Fonamental i Ciències de la Salut, Universitat de les Illes Balears, 07122 Palma de Mallorca, Spain (Antoni.sureda@uib.es).*
[b] *Department Animal Biology and Marine Ecology, University of Messina, Viale Stagno D'Alcontres 31, 98166 Messina, Italy (anatalotto@gmail.com).*
[c] *Doctorate in "Biology and Cellular Biotechnologies", University of Messina, (anatalotto@gmail.com).*
[d] *Unitat de medi Marítim Millora Agraria S.A., Conselleria d'Agricultura Medi Ambient i Territori. Direcció General de Medi Rural i Marí C/ Foners, 10 07006 Palma de Mallorca, Spain (ealvarez@milloraagraria.cat).*
[e] *Centro Oceanográfico de Baleares, Instituto Español de Oceanografía, Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, Spain (salud.deudero@ba.ieo.es).*

immunofluorescence using antibody anti-nNOS, showed a rather intense immunopositivity in the cells and in the haemocytes of the gill lamellae, compared to those from the reserve of Cabrera. The epithelium of gills from organisms collected to Magalluf showed a greater number of HIF-1α immunopositive haemocytes and cells to respect to what was observed in the gills of the individuals sampled at the control site. All antioxidants CAT, SOD, GPx, GR and GST measured as markers of oxidative stress in gills showed higher activities in Magalluf station respect to the Cabrera. MDA concentration in gills, as a marker of lipid peroxidation, was also increased in the specimens sampled in Magalluf bay. The results suggest that the intense production of vasoactive substances, such as NO found in connective fibbers of gills, may be a local reaction to hypoxia. Due to environmental stress, there is a greater induction of the nNOS, in the nervous elements and in the neuroendocrine-type cells that it can be correlated with the modulation of the chemiosensorial mechanisms for the oxygen and the osmotic control, as it has emerged from the presence of numerous HIF-1α immunopositive cells in the samples from the polluted site. The presences of nNOS and the transcription factor HIF-1α represent adaptive and protective mechanisms. Among the biological assays useful for the assessment of environmental quality, NO is therefore a useful biomarker in providing early information on the presence of environmental changes. We can conclude that human activity induces a biological stress in the fan mussel *Pinna nobilis* which was further highlighted by an increase in the antioxidant enzyme activities and in the lipid peroxidation.

A temporal study of the macroinfauna of the beach most affected by the Prestige oil-spill (O Rostro, NW Spain)

Juan Junoy[a,b], Ruben Bernardo-Madrid[a], Carolina Castellanos[a], Rodrigo Riera[c], José M. Viéitez[a]

Exposed beaches are considered poor habitats where wave action and sediment instability limit the development of biological assemblages, with low productivity compared with other coastal environments (McLachlan, 1983). In temperate latitudes, supralittoral levels of beaches are usually occupied by an assemblage constituted by semi-terrestrial amphipods, isopods and insects that are linked to the food supply from algal wrack and the tidal organic material. Intertidal levels are usually occupied by marine amphipods, isopods and polychaetes.

Oil-spills are considered one of the most important environmental disasters on coastal areas and particularly, the "Prestige" oil-spill (autumn 2002 to spring 2003) was particularly harmful due to its magnitude. An important scientific effort was done in intertidal beaches and estuaries affected by the oil-spill, with special emphasis on macroinfaunal assemblages (Junoy *et al*. 2005; de la Huz *et al.* 2005; Puente *et al*. 2008, 2009). Medium and long-term studies are suitable to discern between the rates of natural and/or anthropogenic disturbances, however, these studies are scarce on sandy beaches.

In the present study, a before-after environmental study was conducted in O Rostro beach (42º58´N- 9º15´W, Figure 1), the most affected beach by the "Prestige" oil-spill and pristinely characterized by low macroinfaunal abundances and diversity (Junoy *et al*. 2005; Lastra *et al*. 2006). The morphodynamic of the beach is well known after the monitoring plan and studies developed with occasion of the "Prestige" catastrophe (Bernabeu *et al*. 2006; CEPRECO, 2006; González *et al*. 2009).

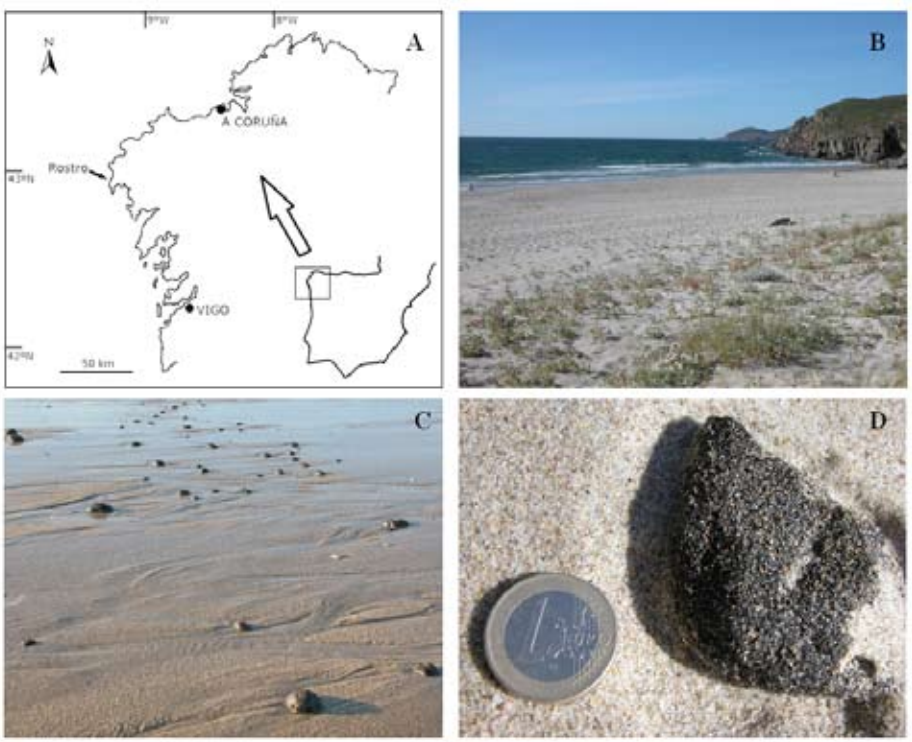


Figure 1. A) Location of the O Rostro beach; B) Photo of the north end of the O Rostro beach at high tide on May 2003; C) Tar balls (15-30 cm diameter) observed at the intertidal on first campaign (May 2003); D) Small pellets still present at O Rostro beach at the last campaign (May 2007).

[a]*Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad de Alcalá, E-28871 Alcalá de Henares, Spain*
[b] *Instituto Franklin-UAH, Colegio de Trinitarios, C /Trinidad 1, E-28801 Alcalá de Henares, Spain (juan.junoy@uah.es)*
[c]*Centro de Investigaciones Medioambientales del Atlántico (CIMA SL), Arzobispo Elías Yanes 44, E-38206 La Laguna, Tenerife, Canary Islands, Spain*

This beach was sampled in six sampling campaigns: before oil-spill (September 1995), six months after the oil-spill (May 2003) and after, in yearly campaigns (May 2004, May 2005, May 2006 and May 2007). Big tar balls (15-30 cm diameter) were obvious on the sediment in May 2003 (Fig. 1c); moreover small pellets about 1-2 cm were collected at the end of the sampling period, in May 2007 (Fig. 1d). In each sampling campaign 6 transects were extended from above the drift line (supralittoral level) to below the swash line. Beach division was based on Salvat's zonation scheme (Salvat, 1964, 1967) adding an extra supralittoral level (Pollock & Hummon, 1971): (1) 2 m above the drift line, (2) drift line, (3) retention, tidal level (3-2 m); (4) resurgence, tidal level 2-1 m, and (5) saturation, tidal level 1-0 m. At each level six 0.05 m^2 replicates (1 m apart each other) were taken and sieved through a 1 mm sieve, it is extensively used in former studies in the Galician beaches because of their sediment grain size. The residue was preserved in 7% formalin; the macroinfauna was later sorted from the sediments, identified, and counted. At each level, one yearly sediment sample was collected for grain size analysis and organic matter content.

Multivariate analyses of sample data were performed using PERMANOVA (Anderson 2001) and SIMPER (Clarke, 1993). Furthermore a level and a yearly analysis were studied by cluster and CAP (Anderson & Robinson 2003, Anderson & Willis 2003). PERMANOVA was used to study the differences between the yearly and spatial-temporal variation, it was performed in a 2 factors model design. The factors employed in the model were level and year, both were considered as fixed and crossed. Permutation of residuals under a reduced model was the permutation method chosen by 9999 permutations; moreover Monte Carlo test was used. The samples were studied through main test and pair-wise test. Further subsequent one-way SIMPER analyses were done on the fauna matrix to check the fauna variables which note the differences among the samples with significant results from PERMANOVA pair-wise test. Canonical discriminant analyses were performed through CAP analyses to check the differences among the different years for each level.

The dominant sedimentary type was medium sands (0.2-0.5 mm diameter) throughout the study period in both tidal levels (supralittoral and intertidal). Gravel and, silt and clay are scarce (< 1.3%). Organic matter content was characterized by low values (< 1.2%). Beach index (BI) ranged from 2.23 (2004) to 2.61 (2005). Dean´s parameter (Ω) estimated at the sampling times (May) ranging from 3.2 (2007) to 3.8 (2004). However, the beach slope (1/x) varied largely in O Rostro beach, from 21.85 (2004) to 48 (2006). These observations are in concordance with the data of CEPRECO (2006) and González *et al*. (2009). These authors noted that the modal state of the beach corresponds with the Rhytmic Bar and Beach; however the beach exhibits a great temporal distribution of morphodynamic states, from Transversal Bar and Rip to Longhsore Bar and Trough.

The overall macroinfaunal abundances varied largely throughout the study period, ranging from 74 ind (2005) to 423 ind (2007). These differences were mainly due to the abundance variations of crustaceans, the dominant taxonomic group (Table 1, Figure 2). Species richness remained with slight variations throughout the study period, with the exception of 2003 campaign, six months after the spill that showed the lowest richness (5 taxa). Supralittoral levels were characterized by low macroinfaunal abundances throughout the study period, ranging from 25 ind (2005) to 166 ind (2007). The most abundant taxa were Oligochaeta (114 ind), the isopod *Tylos europaeus* (158 ind) and the talitrid amphipods *Talitrus saltator* (174 ind) and *Talorchestia brito* (77 ind). The remaining species were scarce (< 20 ind). Intertidal levels varied largely throughout the study period, ranging from only one specimen six months after the spill (2003) to a maximum of 291 before it (1995). The most abundant species were the isopods *Eurydice naylori* (257 ind) and *E. pulchra* (247 ind), and the amphipod *Pontocrates arenarius* (256 ind), followed by the mysid *Gastrosaccus roscoffensis* (89 ind).

Table 1. Mean abundances (± SE) of macroinfaunal species from O Rostro beach throughout the study period. * Data kindly provided by Dr. Mariano Lastra, Universidad de Vigo.

Species	1995*		2003		2004		2005		2006		2007	
	Supra-	Inter-	Supra-	Inter-	Supra-	Inter-	Supra-	Inter-	Supra-	Inter-	Supra-	Inter-
Spio martinensis	0	1 ± 1.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	2 ± 2.8	0	0.5 ± 0.7	0	32 ± 38.1	0	2.5 ± 3.5	0	16.5 ± 23.3	0	2.5 ± 3.5	0
Pontocrates arenarius	0	0	0	0.5 ± 0.7	0	26.5 ± 33.2	0	42 ± 28.2	0	26.5 ± 33.2	0	42 ± 28.2
Talitrus saltator	3.5 ± 0.7	0	0	0	18 ± 19.7	0	58.5 ± 82.7	0	6.5 ± 9.1	0	58.5 ± 82.7	0
Talorchestia brito	11 ± 0	0	0	0	0	0	13.5 ± 6.3	0	4 ± 5.6	0	13.5 ± 6.3	0
Talorchestia deshayesii	7 ± 0	0	0	0	0.5 ± 0.7	0	0.5 ± 0.7	0	0	0	0.5 ± 0.7	0
Eurydice affinis	0	0.5 ± 0.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eurydice naylori	0	0	0	0	0	1 ± 1.4	0	37 ± 31.1	0	1 ± 1.4	0	37 ± 31.1
Eurydice pulchra	0	119.5 ± 169	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tylos europaeus	8.5 ± 2.1	0	47 ± 66.4	0	1 ± 1.4	0	3.5 ± 4.9	0	14.5 ± 19.0	0	3.5 ± 4.9	0
Gastrosaccus roscoffensis	0	14 ± 19.8	0	0	0	0.5 ± 0.7	0	8.5 ± 0.7	0	0.5 ± 0.7	0	8.5 ± 0.7
Cafius xantholoma	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5 ± 0.7	0	0	0
Hypocaccus dimidiatus	0	0	1 ±1.4	0	0	0	0	0	1.5 ± 2.1	0	0	0
Coccinelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5 ± 0.7	0	0	0
Tabanidae	4 ± 5.6	0	0.5 ± 0.7	0	0	0	2 ± 2.8	0	0	0	2 ± 2.8	0
Diptera sp	2 ± 2.8	0	0	0	0	0	2.5 ± 2.1	0	0	0	2.5 ± 2.1	0
Aracnea	0.5 ± 0.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carinomidae	0	0	0	0	0	1 ± 1.4	0	0	0	1 ± 1.4	0	0

In 2003, post oil-spill conditions, macroinfaunal assemblages were only represented by only one intertidal specimen of the amphipod *Pontocrates arenarius* and four supralittoral taxa: Oligochaeta, the tabanidae (Diptera) larvae, the coleopteran *Hypocaccus dimidiatus maritimus* and the isopod *Tylos europaeus*. *T. europaeus* dominated overwhelmingly (94 ind. 94.94% overall abundance). To lesser extent, some differences can be discerned between before (1995) and after oil-spill (2003 onwards). In 1995, some species were well-represented (the amphipod *Talorchestia deshayesii*, Diptera sp. and the polychaete *Scolelepis squamata*) and posteriorly their densities abruptly decreased or even disappear after the oil-spill episode. In contrast, several species were important components of macroinfauna assemblages during recent campaigns (2006-2007) (*Talitrus saltator* and *Pontocrates arenarius*). Discrepancies with the *Eurydice* species collected, *E. pulchra* in 1995 and *E. naylori* after the spill, are related with the description in 1997 of the latter species (Jones & Pierpoint, 1997).

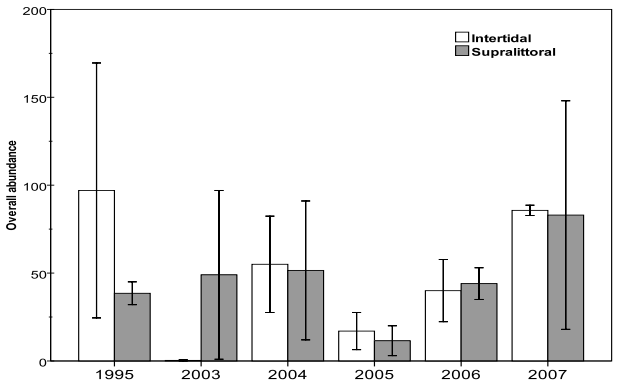


Figure 2. Overall macroinfaunal abundances (± SE) in intertidal and supralittoral stations throughout the study period (oil-spill: winter 2002).

Pair-wise test from PERMANOVA showed that the years 1995, 2004, 2006 and 2007 didn't have significant differences between them in reference to richness and abundances, in contrast the years 2003 and 2005 which had noticeable differences with the rest of years. Cluster analysis presented an aggregation of the two years with less abundance, 2003 (six month after the spill) and 2005, moreover to highlight a different behaviour between intertidal and supralittoral levels (Fig.3)

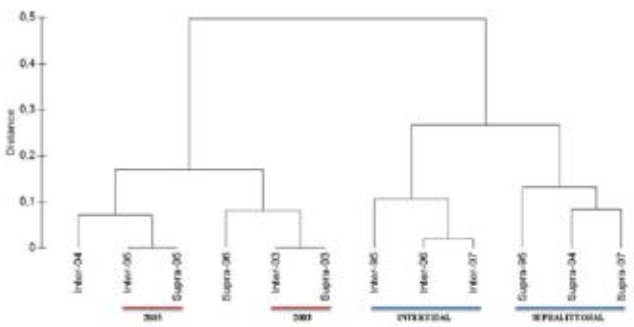


Figure 3. Cluster analysis of levels (Supra: supralittoral; Inter: intertidal) and years (95: 1995; 03... 07: 2003... 2007).

A specific abundance study through CAP, subsequently to the oil spill, revealed a difference between years in the first canonical axe: i) 2003 ii) 2005 and iii) 2004, 2006 and 2007. The second canonical axe shows the difference between the two levels, supralittoral and mediolittoral, except for the first sampling campaign, 2003 (Fig. 4)

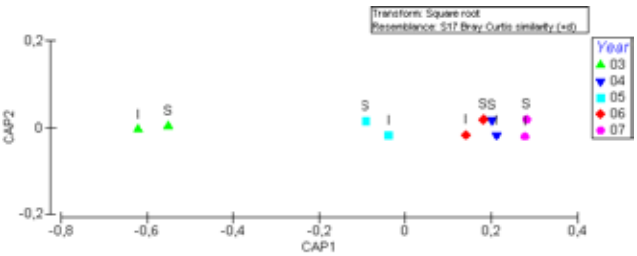


Fig.ure4. CAP analysis. S: supralittoral levels; I: intertidal levels; year 2003 (left) and 2005 are separated from 2004, 2006 and 2007.

The main problem for the assessment of the ecological effects of the "Prestige" oil spill was the lack of the baseline studies in many of the ecosystems affected. Fortunately, the former data (1995) from Galician beaches make possible to compare data from before and six months after the oil-spill (2003). In this context, a long-term spatial analysis with many beaches sampled has proved to be useful to detect the general impact in an 11 short term before-after analyses (De la Huz *et al*. 2005; Junoy *et al*. 2005). A reduction of macroinfaunal abundances and species richness was encountered six months after the spill. These shifts were particularly accentuated in scarce species, represented by low abundances at the studied beaches, which were eliminated. These authors showed changes in macroinfaunal composition in the intertidal and supralittoral zones. In supralittoral, macroinfaunal variations consisted of the disappearance of insects, and in some cases, a sharp increase of oligochaetes. This increase was related with the oil deposit at upper beach levels. Talitrid amphipods and the isopod *Tylos europaeus* showed a clear reduction in their assemblages. In the intertidal, they observed a marked decrease of polychaetes (*Scolelepis*) and isopods abundances (*Eurydice*) and the increase of abundances of the amphipod *Pontocrates arenarius*. The "Prestige" oil-spill did not markedly affect macroinfaunal diversity and richness (De la Huz *et al*. 2005; Serrano *et al*. 2006; Puente . 2009), like occurred in other oil-spills (Kingston . 1995; Feder & Blanchard 1998; Fukuyama . 1998).

However, an expected macrofaunal recovery was observed but within natural variability. In contrast, a significant effect was observed in other spills (Pielou 1975; Gómez-Gesteira . 2003). Other accident oil-spills enhanced the abundance of opportunistic species, mainly polychaetes, and a sharp decrease of sensitive species, mainly amphipods (Gómez-Gesteira & Dauvin 2000, 2005; Peterson 2001). This smaller effect of the oil-spill could be explained by the physico-chemical characteristics of the oil, season of the spill (winter), rough seas, sea temperature and quick removal of oil from most of the beaches (de la Huz . 2005; Junoy . 2005). The present study extends the beach macroinfaunal comparison to five years after the oil-spill, and the results are in

contrast with the previous studies on Galician beaches. At short-time study, O Rostro beach suffer a reduction in macroinfaunal abundance and species number (1995 *vs* 2003, six months after the spill). Significant differences were found according to abundance and richness along the 2003-2007 periods. Ecological studies on interannual variations are scarce in Spanish coasts, and are crucial to determine the temporal variations of the macroinfaunal assemblages. Ganning . (1984) showed the importance to conduct studies in order to define natural variability in the ecosystems; this is particularly noticeable in intertidal exposed sandy beaches where constant ecological variations occur throughout the year (McLachlan & Brown 2006).

Green & Montagna (1996) showed that natural disturbances have possibly hindered the identification of the generalised effects of oil-related activities on macrofauna assemblages. Thus, the responses of opportunists to natural and anthropogenic disturbances are not easily distinguishable (Clark 1982; Spies 1987). One possible explanation for the present data is that the oil-spill changed macrofaunal assemblages in the short-term (weeks or even months) but a mobile sandflat is recovered very quickly as expected. Thus, a naturally highly mobile and variable environment makes rather difficult the detection of anthropogenic stress. Moreover, it has been observed that the temporal response of faunal impoverishment and the peak of opportunistic species are still driven mainly by the presence or absence of natural disturbances.

References

Anderson MJ (2005) PERMANOVA: A FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand, 24 pp.

Anderson MJ, Robinson J (2003). Generalized discriminant analysis based on distances. *Australian & New Zealand Journal of Statistics* 45:301-318

Anderson MJ, Willis TJ (2003). Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. Ecology 84: 511-525

Bernabeu AM, Nuez de la Fuente N, Rey D, Rubio B, Vilas F, Medina R, González ME (2006) Beach morphodynamics forcements in oiled shorelines: Coupled physical and chemical processes during and after fuel burial. Mar Poll Bull 52: 1156-1168.

Centro para la Prevención y Lucha contra la contaminación marítima y del litoral (CEPRECO) (2006) Contaminación de las playas por derrame de hidrocarburos: influencia de la dinmámica marina. Ministerio de la Presidencia, Madrid, 130 pp.

Clark RB (1982) The long-term effect of oil pollution on marine populations, communities and ecosystems: some questions. Phil Trans R Soc London B 297: 185-192.

Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in communitystructure. Aust. J. Ecol. 18, 117–143.

De la Huz R, Lastra M, Junoy J, Castellanos C, Viéitez JM (2005) Biological impacts of oil pollution and cleaning in the intertidal zone of exposed sandy beaches: preliminary study of the "Prestige" oil spill. Est Coast Shelf Sci 65, 19-29.

Feder HM, Blanchard A (1998) The deep benthos of Prince William Sound, Alaska, sixteen months after the *Exxon Valdez* Oil Spill. Mar Poll Bull 36:118-130.

Fukuyama AK, Shigenaka G, VanBlaricom GR (1998) Oil spill impacts and the biological basis for response guidance: an applied synthesis of research on three subarctic intertidal communities. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 125,

Ganning B, Reish DJ, Straughan D (1984) Recovery and restoration of rocky shores, sandy beaches, tidal flats, and shallow subtidal bottoms impacted by oil-spills. In: Cairns, J.Jr., Buikema, A.L.Jr. (Eds.). Restoration of habitats impacted by oil spills. Arbor Science book, Sydney, pp. 7-36.

Gómez-Gesteira JL, Dauvin JC (2000) Amphipods are good bioindicators of the impact

of oil-spills on soft-bottom macrobenthic communities. Mar Poll Bull 40: 1017-1027.

Gómez-Gesteira JL, Dauvin JC (2005) Impact of the Aegean Sea oil spill on the subtidal fine sand macrobenthic community of the Ares-Betanzos Ría (Northwest Spain). Mar Env Res 60: 289–316

Gómez-Gesteira JL, Dauvin JC, Salvande-Fraga M (2003) Taxonomic level for assessing oil-spill effects on soft-bottom sublittoral benthic communities. Mar Poll Bull 46: 562-572.

González M, Medina R, Bernabeu AM, Novóa X (2009) Influence of beach morphodynamics in the deep burial of fuel in beaches. J Coast Res 25: 799-818.

Green RH, Montagna P (1996) Implications for monitoring study designs and interpretation of results. Canad J Fish Aquat Sci 53: 2629-2636.

Jones DA, Pierpoint CJ (1997) Ecology and taxonomy of the genus *Eurydice* (Isopoda: Cirolanidae) from sand beaches on the Iberian peninsula. J Mar Biol Ass Uk 77, 55–76.Junoy J, Castellanos C, Viéitez JM, de la Huz, R, Lastra M (2005) The macroinfauna of the Galician sandy beaches (NW Spain) affected by the *Prestige* oil-spill. Mar Poll Bull 50, 526-536.

Kingston PF, Dixon IMT, Hamilton S, Moore DC (1995) The impact of the Brauer oilspill on the macrobenthic infauna of the sediments off the Shetland islands. Mar Poll Bull 30: 445-459.

Lastra M, de la Huz R, Sánchez-Mata AG, Rodil IF, Aerts K, Beloso S, López J (2006) Ecology of exposed sandy beaches in northern Spain: Environmental factors controlling macrofauna communities. J Sea Res 55: 128-140.

McLachlan A (1983) Sandy beach ecology. A review. In: McLachlan, A., Erasmus T., (eds). Sandy beaches as ecosystems. Junk, The Hague, The Netherlands: 321-380.

McLachlan A, Brown AC (2006) The ecology of sandy shores. 2nd edition. Academic Press, California, USA.

Peterson CH (2001) The "Exxon Valdez" oil spill in Alaska: acute, indirect and chronic effects on the ecosystem. Adv Mar Biol 39: 1-103.

Pielou EC (1975) Ecological diversity. Wiley, New York.

Puente A, Juanes JA, Calderón G, Echavarri-Erasun B, García A, García-Castrillo G (2009) Medium-term assessment of the effects of the Prestige oil spill on estuarine benthic communities in Cantabria (Northen Spain, Bay of Biscay). Mar Poll Bull 58, 487-495.

Puente A, Juanes JA, García A, Álvarez C, Revilla JA, Carranza I (2008) Ecological assessment of soft bottom benthic communiteis in northern Spanish estuaries. Ecol ind 8, 373-388.

Salvat B (1964) Les conditions hydrodynamiques interstitielles des sediments meubles intertidaux et la repartition verticale de la faune endogee. Comp Rend Hebdom Séanc Acad Sci 259, 1575-1964.

Salvat B (1967) La macrofaune carcinologique endogée des sédiments muebles intertidaux (Tanaidacea, Isopodes et Amphipodes), ethologie, bionomie et cycle biologique. Mém MusNation Hist Natur, Ser A, Zoologie XLV, pp. 1-275.

Serrano A, Sánchez F, Preciado I, Parra S, Frutos I (2006) Spatial and temporal changes in benthic communities of the Galician continental shelf after the Prestige oil spill. Mar Poll Bull 53: 315-331.

Spies RB (1987) The biological effects of petroleum hydrocarbons in the sea: assessments from the field and microcosms. In: Boesch D.F., Rabalais, N.N., (eds.) Long-term environmental effects of offshore oil and gas development. Elsevier Applied Science, London, 411-467.

Impactos del buceo recreativo sobre las poblaciones de la ascidia solitaria *Halocynthia papillosa* (Linnaeus, 1767) en el Mediterráneo español.

Daril de la Nuez Hernández[a], Aitor Forcada[a], Carlos Valle[a], José Miguel González Correa[a] y Yolanda Fernández Torquemada[a]

Halocynthia papillosa (Linnaeus, 1767) ha sido catalogada como especie sensible e indicadora del impacto del buceo en los ecosistemas marinos mediterráneos. Efectos como la resuspensión de sedimentos o el contacto físico directo por parte de los buceadores, pueden afectar sensiblemente a las poblaciones de esta especie, sensible a este tipo de perturbaciones. El objetivo de este estudio fue evaluar el impacto del buceo en áreas protegidas y no protegidas, sobre las poblaciones de la ascidia solitaria *H. papillosa*, especie bioindicadora abundante en el coralígeno de las costas de Alicante y Murcia, en el Mediterráneo español. Se planteó un diseño de muestreo balanceado, con cinco factores de variación con dos niveles cada uno, tres fijos (Tiempo: antes y después del verano, época principal de buceo; Protección: áreas protegidas y no protegidas; e Impacto: con buceo y sin buceo) y dos aleatorios (Localidad y Sitio). Las variables medidas y analizadas fueron la abundancia media, las tallas media y máxima de los individuos y el nivel de exposición. Se realizaron ANOVAs multifactoriales y las técnicas de análisis multivariantes MDS y PERMANOVA para detectar y evaluar las posibles diferencias entre los niveles de los factores establecidos. La abundancia tendió a ser mayor en los lugares donde no se bucea. Después de la presión de la campaña estival, aumentó la abundancia en los sitios donde no hubo actividad de buceo, mientras que en los que sí se buceó, disminuyó respecto a antes de comenzar la temporada alta. Respecto a la talla media, la talla máxima y el nivel de exposición, las diferencias significativas fueron encontradas entre las Localidades y los Sitios muestreados en algunas de las variables, mostrando una elevada heterogeneidad espacial. El análisis PERMANOVA mostró diferencias significativas entre las Localidades y los Sitios para el conjunto de las variables seleccionadas. Según nuestros resultados, esta especie muestra una mayor presencia en zonas con menor presión por parte de la actividad de buceo deportivo. Sin embargo, la elevada heterogeneidad espacial observada y la falta de diferencias significativas en algunos de los resultados, recomiendan la utilización conjunta de otros indicadores para poder realizar una adecuada evaluación del impacto del buceo recreativo.

[a] *Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante (carlos.valle@ua.es).*

Development of histological and molecular tools to characterize endocrine disruption effects on thicklip grey mullet (*Chelon labrosus*) populations from the Basque Coast.

Cristina Bizarro [a], Miren P. Cajaraville [a], Maren Ortiz-Zarragoitia [a]

Introduction

The Marine Strategy Framework Directive (2008/56/CE) is the first EU binding law designed to make a significant contribution to the preservation, protection and restoration of marine ecosystems, including pollution reduction and minimization. The Directive aims at achieving good environmental status in the EU marine waters by 2020 at the latest. According to the Directive, EU Member States should undertake a series of steps to progressively achieve this good environmental status which should ensure the maintenance of ecologically healthy, clean and productive seas as well as reduce adverse human impacts on marine ecosystems. Each Member State has to work to implement measures both at the national and regional scale. The MSFD also recognizes the precautionary principle and requests the application of an ecosystem-based approach to the management of human activities in order to minimize their impacts on the marine ecosystems. Traditionally, water quality monitoring actions have focused on physical and chemical measurements. It is widely recognised that the use of other indicators, in addition and complimentary to traditional chemical and physical water quality monitoring techniques, can greatly enhance the assessment and management of aquatic ecosystems. Consequently, biological monitoring, or biomonitoring, is an important tool in assessing the condition of aquatic ecosystems (Cajaraville ., 2000; Viarengo ., 2007). The use of biomarkers within environmental biomonitoring programs has gathered importance in environmental risk assessment and has been recommended by many international organizations and governmental agencies. In recent years numerous biomarkers have been developed and applied to assess the biological effects and responses of organisms after exposure to pollutants (Cajaraville ., 2000; Galloway ., 2004). Biomarkers are considered measurements carried out on body fluids, cells, or tissues that indicate in biochemical or cellular terms the presence of contaminants (exposure biomarkers) or the magnitude of the host response (effect biomarkers or biomarkers of stress) (McCarthy and Shugart, 1990; Livingstone ., 2000). Because biomarkers can be used as early warning signals to predict changes at higher levels of biological organization, i.e., population, community or ecosystems, they could be defined as short-term indicators of long-term biological effects (Cajaraville ., 2000; Viarengo ., 2007).

The chemical compounds known as endocrine disruptors (ED) and environmental factors linked to climatic change (such as temperature elevation or hypoxia) may alter the functions of the endocrine system and consequently cause adverse health effects to an organism, its progeny or (sub)populations (EEA, 1997; Devlin & Nagahama, 2002). EDs alter reproduction and development by changing hormonal homeostasis, altering genes related to reproduction or interacting with hormonal signals (Crews ., 2000). Such changes can be harmful not only for the health of the concerned individual, but also modify their reproductive capacity significantly reducing the viability of affected populations, even resulting in their disappearance (WHO/IPCS, 2002). The main source of EDs is of human origin and their presence in the aquatic environment is well documented (Langston ., 2005). EDs tend to accumulate in sediments but also in exposed organisms, reaching high bioaccumulation levels (van der Oost ., 2003). Different factors such as stages of development and species sensitivity, nutritional health, age, genetics and season may play different roles in the effects of these chemicals. This makes it difficult to distinguish between direct and indirect effects and primary versus secondary effects of exposure to EDs (Devlin and Nagahama, 2002; WHO/IPCS, 2002). The EU Water Framework Directive (WFD, 2000/60) provides a list of 33 priority chemicals that pose a significant risk to the aquatic environment, some of which are classified as EDs: they include nonylphenol, some PAHs, bisphenol-A, and tributyltin. Several cases of endocrine disruption have been described in aquatic organisms, especially in species that inhabit continental waters with high pollutant burdens. Among EDs, xenoestrogens constitute a particular class of endocrine disruptors with the ability to mimic natural estrogens and have received special attention (WHO/IPCS, 2002; Goksøyr ., 2003). Xenoestrogens in fish, both in laboratory and in the field, cause abnormal gonad development (Jobling ., 1996, 1998; Gimeno ., 1996), alterations in sex steroid titres (Folmar ., 1996), retarded sexual maturity, alteration of the ovaric cycles, lower eclosion rate of eggs, apparition of intersex individuals, sex change inductions and total reproduction blockage (Matthiessen, 2003; Piferrer, F., 2001). Xenoestrogens may elicit effects through a number of divergent pathways including direct binding and activation of the estrogen receptor (er), binding to other nuclear receptors which interact with an estrogen response element (ere), and through other receptor and/or signal transduction pathways such as

[a] *CBET Research Group, UPV/EHU, Basque Country, Spain (maren.ortiz@ehu.es)*

retinoid-x-receptor, rxr (Gillesby and Zacharewski, 1998; Arukwe and Goksøyr, 2003). Both er and rxr belong to a structurally related family of proteins called the nuclear receptor superfamily whose main function is as a DNA-binding transcription factor that regulates gene expression. These are concretely ligand-activated transcription factors that after being activated by binding to a hormone, form homodimers or heterodimers. These then bind to response elements in regulatory regions of target genes in the DNA (Melamed ., 1996; Jisa and Jungbauer, 2003) and affect transcription of specific genes implicated in fundamental biological processes (Keller ., 1995).

In fish, the best described process of feminization is the production of vitellogenin (VTG) in males and immature organisms (Arukwe and Goksøyr, 2003). VTG is a large phospholipoglycoprotein, precursor for the formation of the yolk, synthesized in the liver of adult oviparous females under the regulation of estrogenic hormones. VTG synthesis in males and juveniles is therefore used as a specific biomarker of xenoestrogen exposure in environmental monitoring programs (OECD 2001; WHO/IPCS, 2002). Organizations such as OECD and ICES include VTG as a marker of exposure to xenoestrogenic compounds in fish stocks (ICES, 2005). Expression patterns of different p450 genes, such as cyp19 aromatases, are sensitive to xenoestrogens, and could affect the normal development and metabolism of exposed organisms (Williams ., 1998; Trant ., 2001; Ortiz-Zarragoitia ., 2006). cyp19 aromatase genes are responsible for the synthesis of steroid hormones, converting androgens like testosterone into estrogens like estradiol (E2) (Williams ., 1998). Among aromatases two different cyp19 genes have been found in many teleost fishes. These genes encode two structurally and functionally different aromatase isoforms: cyp19a1 and cyp19a2. Cyp19a1 is preferentially expressed in the ovary, while cyp19a2 is expressed mostly in the brain. Cyp19 aromatases play an important role in sex differentiation and determination in fish (Trant ., 2001; Devlin and Nagahama, 2002). The OECD has proposed the measurement of steroidogenic activity pathway as a potential marker of endocrine disruption (OECD, 2009).

Recent studies conducted by our group in the Biosphere Reserve of Urdaibai have described the presence of thicklip grey mullet *Chelon labrosus* with intersex gonads (testis ova). Males and immature individuals, captured downstream of the wastewater treatment plant of Gernika, showed elevated levels of plasma VTG, that correlated with high levels of nonylphenol metabolites in bile (Puy-Azurmendi ., in press). No further works have reported the presence and effects of EDs on the South Bay of Biscay. Thus, the aim of the present work was to develop and apply a battery of biological tools based on the biomarker approach to monitor the presence of ED effects on mullets from different estuaries of the Basque Coast (South East Bay of Biscay). Selected biomarkers were plasma levels of VTG, transcription levels of genes associated with gametogenesis and reproduction such as vtg, er, rxr and cyp19a1 and a2 aromatases. For the detection of intersex fish a detailed histopathological study of the gonads was carried out in mullets. Mugilids are used worldwide as sentinel organism of coastal pollution. Biomarkers of exposure and effect have been applied in mullets, together with contaminant bioaccumulation studies and endocrine disruption works (Orbea ., 2002; Ferreira ., 2005; Fossi ., 2005; Puy-Azurmendi ., in press). However, little is known about their reproduction and gametogenic cycle in the Basque Coast. Therefore a two year study was completed in order to characterize the gametogenic cyle in mullets from the Basque Coast and to select the most appropriate seasonal period for the study of endocrine disruption effects.

Materials and methods

Mullets were collected from seven estuaries of the Basque coast, showing different pollution loads. Mullets from Arriluze and Plentzia were collected in May 2010, from Gernika in both May 2010 and 2012, from Santurtzi, Ondarroa and Deba in May 2012. The mullet population from Pasaia was selected for a more detailed study, in order to characterize the gametogenic cycle of mullets in the Basque Coast. This population showed individuals present all along the year and easy to capture facilities. This population was sampled in May 2010 and monthly from September 2010 to September 2011 and bimonthly from September 2011 to July 2012. At each sampling point and time 12-30 mullets were collected by fishing rod and immediately processed. Mullets were anesthetized in a saturated solution of MS-222, following the accepted legislation rules for animal experimentation. Length (cm) and weight (gr) of each organism was recorded. From each fish, samples of blood, liver, brain, gonad and bile were collected as follows. Blood samples (approximately 1 mL per fish) were extracted in heparinized syringes and immediately centrifuged for plasma separation. Plasma was transferred to a cryotube, frozen in liquid nitrogen and stored at -80ºC. Liver and gonads were dissected out and weighted in order to calculate the gonadosomatic (GSI) and hepatosomatic (LSI) indexes. A piece of each was placed on neutral buffered formalin for histopathological studies and another piece cut on small fragments and placed on RNAlater for gene expression studies. Brain was sliced on small size fragments and embedded on RNAlater for gene expression assays. Finally, a sample of bile was collected from each fish and directly frozen on liquid nitrogen for the detection of ED metabolites. Histopathological study was focused on the detection of gamete alterations, such as intersex gonads. Gene expression assays measured the transcription levels of vtg, er, rxr and cyp19a1 and cyp19a2 by TaqMan assay. VTG levels in fish plasma were quantified by a specific ELISA. Bile metabolites, such as estrogenic hormones (natural and synthetic), alkylphenols, bisphenol A and phthalates, were isolated by solid phase extraction and calculated by gas chromatography-mass spectrometry.

Results and discussion

Mullets collected in Pasaia from September 2010 to September 2011 showed that gametogenesis started at the end of summer and proceeded during autumn. Mature gonads were observed at the end of autumn and spawning occurred during winter months. Post-spawning gonads were identified during spring-early summer months. No significant differences were detected in gamete development between male and female mullets, but males got gonad maturity slightly earlier than females. Accordingly, GSI values

resembled the same trend described for gametogenesis in both male and female mullets (Figure 1). LSI values also followed the same trend showed for GSI in females, but not in males (Figure 1).

Transcription levels of *cyp19a1*, *er* and *rxr* in the gonads

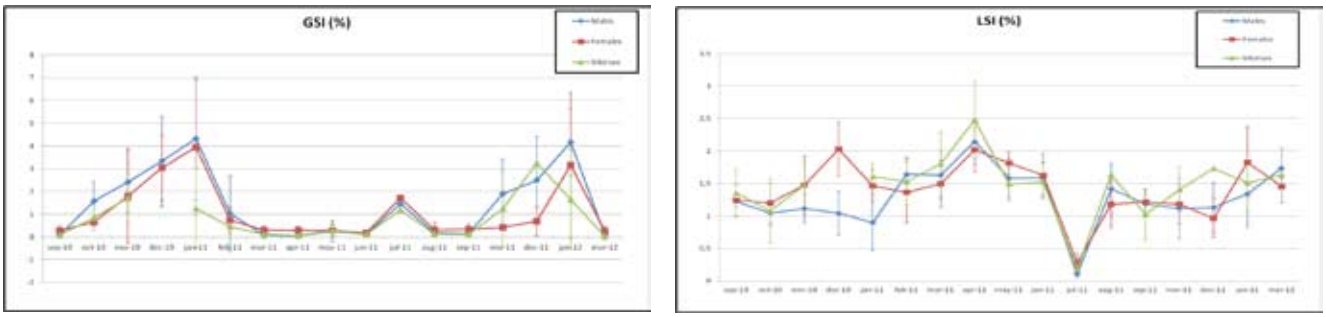


Figure 1. Left: gonadosomatic index (GSI). Right: Hepatosomatic index (LSI). Both organosomatic indexes show values for male, female and intersex mullets collected in Pasaia harbor from September 2010 to March 2012 completing two reproduction cycles.

of female mullets followed the same trend described for gametogenesis, being lower in spring-summer months (post-spawning gonads) and increasing during autumn (gametogenesis) to drop again in winter at mature stage. Accordingly, vitellogenin plasma protein levels and transcription levels in the liver also increased in female fish during autumn months peaking in winter. No such trends were observed in the case of male mullets. *rxr* expression levels in male gonads decreased as gonad got maturity. Transcription of *er* in the liver of female mullets showed a similar trend as the one described in gonad, with high transcription levels at vitellogenesis (late autumn-early winter) and low at spawning and post-spawning stages (spring-summer). In male mullets, *er* transcription in the liver was overall low except in March 2011. Transcription of *er* and *rxr* in the brain of studied mullets did not show significant differences between genders. Transcription of *cyp19a2* in the brain of female mullets decreased during gametogeneis (autumn) and the lowest values were calculated at mature-spawning time (winter months). Male mullets showed the opposite trend from brain *cyp19a2* expression levels. Transcription was high during mature gonad and low at gametogenic gonad.

During the whole sampling period, with the exception of December 2010, intersex mullets were detected (up to 26% of total analyzed mulletd in November 2010). These organisms showed histologically male gonad tissue containing interspersed free oocytes. These oocytes were always at previtellogenic-stage, while the surrounding testis tissue changed according to the gametogenic stages observed for non-affected males at each sampling month. Intersex mullets showed *cyp19a1* expression levels in the gonads between values calculated for male and female mullets, but a similar trend to that described for female mullets could be suggested. Highest *cyp19a1* expression levels in intersex fish were measured during autumn-winter months (September-January) and lower values at spring months (March-May). Intersex mullets showed a similar trend to that observed in female mullet gonads for *er* transcription, with up-regulation between September and November, followed by a drop in expression levels in January. High expression levels were measured again in May. No significant changes were detected for *rxr* expression levels in the gonads of intersex mullets. Intersex mullets also showed measurable vitellogenin levels in their plasma. No significant differences on transcript abundance of *er* and *rxr* in the liver and brain were observed in intersex mullets when comparing to male mullets. However, *cyp19a2* expression levels in brain were elevated in intersex fish all along the study.

Regarding population specific responses, preliminary data from Arriluze, Gernika, Plentzia and Pasaia in May 2010 showed that mullets inhabiting the estuaries of the Basque Country are exposed to EDs, confirming the first results obtained in 2007 by Puy-Azurmendi . (in press). Intersex gonads were observed in mullets from Gernika (2 out of 14 mullets) and Pasaia (1 out of 10). As described above, these mullets showed previtellogenic oocytes surrounded by testicular tissue. Almost all analyzed male mullets contained measurable levels of VTG in plasma. Males from Gernika and Plentzia showed very high plasma VTG levels in comparison to male fish from Arriluze and Pasaia. VTG plasma levels measured in male mullets from Plentzia were at the same level of VTG plasma levels obtained for female fish. *cyp19a2* expression levels in the brain were elevated in male mullets from Pasaia and Plentzia in comparison to values recorded in the brain of male fish from Arriluze and Gernika. Furthermore, gonad *er* transcription levels were high in male fish from Pasaia. Bile metabolite analysis confirmed the uptake of EDs by mullets from selected populations. Mullets from Arriluze and Gernika contained high levels of alkylphenols and bisphenol A, in Plentzia they were enriched on alkylphenols and synthetic estrogenic hormones, and in Pasaia the most detected metabolites were bisphenol A and synthetic estrogenic hormones.

Conclusions

Overall, all these data indicate the presence of endocrine disruption effects in mullet populations from the Basque Country. The battery of biomarkers applied in the present study has been demonstrated as a valuable tool for the assessment of endocrine disruption in estuarine fish. Based on the recommendations for the implementation of a biomonitoring program proposed by the European Water Directive Framework and the Marine Strategy Framework Directive and in order to characterize the presence and effects of EDs in the Basque coast, we suggest the development

of a survey using mullets as sentinels. These biomonitoring can be divided in a two tier approach. In a first step, rapid and cost-effective procedures such as gonad histopathology, measurement of organosomatic indexes and detection of plasma VTG levels, are suggested. In a second step more mechanistic tools can be applied such as quantification of transcription levels of genes associated with reproduction and development in fish tissues, accompanied by bile metabolite analysis, with the aim of establishing the causes of detected alterations.

Acknowledgements

Work funded by Basque Water Agency (URA 10/02, URA 11/03, URA 12/04); Basque Government throught grant to consolidated research groups (GIC07/26-IT-393-07) and UPV/EHU (UFI 11/37). C.B. is recipient of a pre-doctoral fellowship from the UPV/EHU.

Referentes

Arukwe, A., Goksøyr, A. 2003. Eggshell and egg yolk proteins in fish: hepatic protein for the next generation: oogenetic, population, and evolutionary implications of endocrine disruption. Comp Hepatol 2: 4.

Cajaraville, M.P., Bebianno, M.J., Blasco, J., Porte, C., Sarasquete, C., Viarengo, A. 2000. The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach. Sci Total Environ 247: 295-311.

Crews, D,. Wilinghan, E., Skipper, J.K. 2000. Endocrine disruptors: present issues, future directions. Quarterly Rev Biol 75: 243 – 269.

Devlin, R.H., Nagahama, Y. 2002. Sex determination and sex differentiation in fish: an overview of genetic, physiological, and environmental influences. Aquaculture 208: 191 – 364

European Environmental Agency (EEA). 1997.

Environmental Agreements: Environmental Effectiveness. Environmental Issue Series No. 3,vol. 1–2. Copenhagen.

Ferreira, M., Moradas-Ferreira, P., Reis-Henriques, M.A. 2005. Oxidative stress biomarkers in two resident species, mullet (Mugil cephalus) and flounder (Platichthysflesus), from a polluted site in River Douro Estuary, Portugal. Aquat Toxicol 69: 347 –357.

Folmar, L.C., Denslow, N.D., Rao, V., Chow, M., Crain, D.A., Enblom, J., Marcino, J., Guillette, L.K. 1996. Vitellogenin induction and reduced serum testosterone concentrations in feral male carp (Cyprinus carpio) captured near a major metropolitan sewage treatment plant. Environ Health Perspect 104: 1096 – 1101.

Fossi, M.C., Mauceri, A., Leonzio, C., Ancora, E., Minniti, F., Maisano, M., Lo Cascio, P., Ferrando, S. and Fasulo, S. 2005. Stress factors in the gills of Liza aurata (Perciformes, Mugilidae) living in polluted environments. It J Zool 72(4):2 85 - 292.

Galloway, T.S., Brown, J.R., Browne, M.A., Dissanayake, A., Lowe, D., Depledge, M.H. 2004. A multibiomarker approach to environmental assessment. Environ. Sci Technol 38: 1723-1731.

Gillesby, B.E., Zacharewski, T.R. 1998. Exoestrogens: mechanisms of action and strategies for identification and assessment. Environ Toxicol Chem 17: 3 – 14.

Gimeno, S., Gerritsen, A., Bowner, T., Komen, H. 1996. Feminization of male carp. Nature 384: 221 – 222.

Goksøyr, A., Arukwe, A., Larsson, J., Cajaraville, M.P., Hauser, L., Nilsen, B.M., Lowe, D., Matthiessen, P. 2003. Chapter 5: Molecular/cellular processes and the impact on reproduction. In: Lawrence AJ, Hemingway KL (eds) Effects of Pollution on Fish. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK, p 179 - 220.

ICES. International Council for Exploration of the Sea.2005. http://www.ices.dk/iceswork/asc/2005/index.asp

Jisa, E., Jungbauer, A. 2003. Kinetic analysis of estrogen receptor homo- and heterodimerization in vitro. J Steroid Biochem Mol Biol 84: 141 – 148.

Jobling, S., Nolan, M., Tyler, C.R., Brighty, G., Sumpter, J.P. 1998. Widespread sexual disruption in wild fish. Environ. Sci Technol 32: 2498 – 2506.

Jobling, S., Sheahan, D.A., Osborne, J.A., Matthiessen, P., Sumpter, J.P. 1996. Inhibition of testicular growth in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. Environ Toxicol Chem 15: 194 – 202.

Keller, H., Givel, F., Perroud, M., Wahli, W. 1995. Signaling cross-talk between peroxisome proliferators-activated receptor/retinoid X receptor and estrogen receptor through estrogen response elements. Mol Endocrinol 9: 794 – 804.

Langston, W.J., Burt, G.R., Chesman, B.S., Vane, C.H. 2005. Partioning, bioavailability and effects of oestrogens and xeno-oestrogens in the aquatic environment. J Mar Biol Ass UK 85: 1 – 31.

Livingstone, D.R., Chipman, J.K., Lowe, D.M., Minier, C., Mitchelmore, C.L., Moore, M.N., Peters, L.D., Pipe, R.K. 2000. Development of biomarkers to detect the effects of organic pollution on aquatic invertebrates: recent molecular, genotoxic, cellular and immunological studies on the common mussel (Mytilus edulis L.) Int J Environ Pollut 13: 56-19.

Matthiessen, P. 2003. Endocrine disruption in marine fish. Pure Appl Chem 75: 2249 – 2261.

McCarthy, J.F., Shugart, L.R. 1990. Biological markers of environmental contamination. In: McCarthy, J.F., Shugart, LR. (eds) Biomarkers of environmental contamination. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, p. 3 - 16.

Melamed, M., Arnold, S.F., Notides, A.C., Sasson, S. 1996. Kinetic analysis of the interaction of human estrogen receptor with an estrogen response element. J. Steroid. Biochem. Mol Biol 57: 153 – 159.

OECD. Organisation for Economic Co-operation and Development. 2001. www.oecd.org

OECD. Organisation for Economic Co-operation and Development. 2009. www.oecd.org

Orbea, A., Ortiz-Zarragoitia, M., Solé, M., Porte, C., Cajaraville, M.P. 2002. Antioxidant enzymes and peroxisome proliferation in relation to contaminant body burdens of PAHs and PCBs in bivalve molluscs, crabs, and fish from the Urdaibai and Plentzia estuaries (Bay of Biscay). Aquat Toxicol 58:75-98.

Ortiz-Zarragoitia, M., Trant, J.M., Cajaraville, M.P. 2006. Effects of dibutylphthalate and ethynylestradiol on liver peroxisomes, reproduction, and development of zebrafish (Danio rerio). Environ.Toxicol Chem 25: 2394-404.

Piferrer, F. 2001. Endocrine sex control strategies for the feminization of teleost fish. Aquaculture 197: 229-281.

Puy-Azurmendi, E., Ortiz-Zarragoitia, M., Villagrasa, M., Kuster, M., Aragón, P., Atienza, J., Puchades, R., Maquieira, A., Domínguez, C., López de Alda, M., Fernandes, D., Porte, C., Bayona, J.M., Barceló, D., Cajaraville, M.P. Submitted. Exposure and effects of endocrine disruptors in thicklip grey mullet (Chelon labrosus) from the Urdaibai Biosphere Reserve (Bay of Biscay). Sci. Total Environ. (in press).

Trant, J.M., Gavasso, S., Ackers, J., Chung, B.C., Place, A.R. 2001. Developmental expression of cytochrome P450 aromatase genes (CYP19a and CYP19b) in zebrafish fry (Danio rerio). J. Exp. Zool 290: 475 – 483.

Van der Oost, R., Beyer, J., Vermeulen, N.P.E. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. Environ. Toxicol. Pharmacol 13: 57-149.

Viarengo, A., Lowe, D., Bolognessi, C., Fabbri, E., Koehler, A. 2007. The use of biomarkers in biomonitoring: A 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms. Comp. Biochem. Physiol., Part C 146 (2007) 281–300.

WHO/IPCS. 2002. Global assessment of the state-of-the-science of endocrine disruptors. In: Damstra, T., Barlow, S., Bergman, A., Kavlock, R., Van der Kraak, G. (eds) World Health Organization (WHO/IPCS/EDC/02.2).

Williams, D.E., Lech, J.J., Buhler, D.R. 1998. Xenobiotics and xenoestrogens in fish: modulators of cytochrome P450 and carcinogenesis. Mut. Res. 399: 179 -192.

Comunidades bentónico-demersales en caladeros de los volcanes de fango del golfo de Cádiz: Caracterización y actividad pesquera

Emilio González-García[a], José L. Rueda[a], Carlos Farias[b], Juan Gil[b], Gerardo Bruque[a], Enrique García Raso[c], Luis M. Fernández-Salas[a], Victor Díaz del Río[a]

El Golfo de Cádiz representa una zona de convergencia de placas litósfericas, donde se han localizado unos cincuenta volcanes de fango, que representan estructuras submarinas formadas por las emisiones de fluidos ricos en hidrocarburos procedentes de la desgasificación de los sedimentos del subsuelo marino (Díaz del Río ., 2006). Estas estructuras, junto a las depresiones submarinas, las dorsales diapíricas, los canales y sedimentos contorníticos y los montículos carbonatados aumentan la variabilidad geomorfológica y ambiental del fondo marino del Golfo de Cádiz y, por tanto, pueden tener cierta implicación en el incremento de la biodiversidad en la zona (Judd y Hovland, 2007, Mata ., 2009). En general, se tiene poco conocimiento sobre las variables implicadas en los patrones de distribución de hábitats y comunidades bentónico-demersales asociadas a los caladeros situados sobre los volcanes de fango del golfo de Cádiz, pero la profundidad, el grado de actividad de los volcanes, el esfuerzo pesquero y los tipos de sustrato (fango, chimeneas y enlosados, restos de corales, etc.) son factores importantes a tener en cuenta, al igual que se ha observado en otras zonas del mundo.

La actividad humana sobre el medio marino está provocando cambios, con efectos negativos, en hábitats y comunidades asociadas, representando una de las principales amenazas para la biodiversidad marina. En este sentido, hay que centrar la atención en los ecosistemas marinos vulnerables (VMEs) (FAO, 2009) y en los daños provocados por la actividad pesquera de arrastre de fondo que es particularmente importante en zonas de arrecifes de corales de aguas frías o en praderas de fanerógamas marinas, entre otros muchos tipos de hábitats. Debido a la situación geográfica del Golfo de Cádiz, donde confluyen especies del Mar Mediterráneo, del Océano Atlántico Norte, de la costa africana, de especies anfiatlánticas o de especies endémicas (ejemplos para moluscos en Gofas ., 2011; Rueda ., 2011), el estudio tanto de las comunidades como de sus hábitats, es importante a la hora de caracterizarlas y poder evaluar el posible impacto de la acción pesquera sobre éstas. En el caso del golfo de Cádiz, existe una importante actividad pesquera de arrastre de cigala (*Nephrops norvegicus*), merluza (*Merluccius merluccius*) y de gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), entre otras especies (Sobrino ., 1994; Ramos ., 1996), y sería interesante y novedoso realizar un seguimiento de esta actividad pesquera mediante datos de posicionamiento VMS ("*vessel monitoring system*") de los barcos que faenan en la zona para así poder evaluar su influencia en los patrones de distribución de las diferentes especies, comerciales o formadoras de hábitats.

Este estudio es parte del proyecto LIFE + INDEMARES/ CHICA, cuyo objetivo es estudiar y caracterizar los hábitats y sus comunidades bentónico-demersales en diferentes áreas del Golfo de Cádiz, incluyendo los volcanes de fango y sus fondos adyacentes. Estos volcanes de fango se encuentran a diferentes profundidades, incluyendo algunos someros (300-400 m) (Albolote y Gazul) y otros situados a profundidades medias (500-600 m) (zona del Triángulo y Chica). Tanto la zona del volcán Gazul (más cercano a la costa) como la del Triángulo (volcanes Anastasya, Tarsis y Pipoca) representan importantes caladeros de especies comerciales (cigala, gamba blanca, merluza, etc.), y por tanto están sometidas a una fuerte presión pesquera por parte de las flotas de arrastre (Ramos ., 1996). En este sentido es de alta importancia localizar y caracterizar las comunidades bentónico-demersales para una mejor conservación y protección de aquellas zonas más sensibles a los impactos antropogénicos dentro del Golfo de Cádiz y contribuyendo a una mejor gestión sostenible de sus recursos, en línea con la Directiva Marco de la Estrategia Marina.

El área de estudio se encuentra en aguas españolas del Golfo de Cádiz, entre los 350 y los 700 m, en el talud superior y medio, próximo a la dorsal diapírica del Guadalquivir, (Somoza ., 2003) donde se localizan diferentes volcanes de fango (Albolote, Gazul, Anastasya, Tarsis, Pipoca, Chica) que, junto con los fondos contorníticos y las características hidrográficas del área, promueven una alta variabilidad ambiental (Fernández-Salas ., 2012).

En la campaña oceanográfica INDEMARES CHICA-0211, realizada a bordo del B/O Cornide de Saavedra (Instituto Español de Oceanografía), se recolectaron muestras faunísticas mediante el arte de arrastre de tipo "Baca 40/60", el cual es ampliamente utilizado en las campañas españolas del Grupo de Trabajo Internacional *Botton Trawl Survey* (IBTS WG) del Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES/CIEM). Se realizaron un total de 12 lances con una duración de 60 minutos por lance. La velocidad de arrastre fue de 3 nudos con una longitud media recorrida de 5.260 m, siendo su abertura horizontal entre 17 y 18 m. Los datos de abundancia y de biomasa de cada lance fueron estandarizados a un área de 1 Km^2 , para así realizar comparaciones entre las distintas zonas muestreadas. En todos los lances, las especies capturadas fueron separadas e identificadas hasta el nivel taxonómico más bajo, anotándose su abundancia y biomasa. La caracterización de las comunidades bentónico-demersales se llevó

a Centro Oceanográfico de Málaga, Instituto Español de Oceanografía, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola (Málaga), Spain (Email: melo.gonzalez@ma.ieo.es)
b Centro Oceanográfico de Cádiz, Instituto Español de Oceanografía, Puerto Pesquero, Muelle de Levante s/n, 11006 Cádiz
c Departamento de Biología Animal, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos s/n, 29071 Málaga, Spain

a cabo de acuerdo con: i) Riqueza específica (S), ii) Abundancia (N), iii) Índice de dominancia (D), iv) Índice de equitatividad (J) y v) Índice de Shannon-Wiener (H´). El estudio de similitud entre las comunidades faunísticas se realizó usando datos cuantitativos (raíz cuarta de las matrices de abundancia y biomasa) y el índice de Bray-Curtis, así como técnicas de ordenación y clasificación. Las comparaciones entre grupos de muestras se realizaron con el ANOSIM estableciéndose factores como zona y la profundidad de los lances. Estos análisis se realizaron mediante el software PRIMER v6.

Las interacciones entre las actividades pesqueras y las comunidades bentónico-demersales se han podido realizar usando los datos de VMS ("*vessel monitoring system*"), facilitados por la Secretaría General del Mar. El Sistema de Vigilancia de Buques (VMS) se utiliza en la pesca comercial y toma datos de identidad del buque, fecha (día, mes y año), hora (hora y minutos UTC en la que se haya determinado la posición del buque), latitud, longitud, rumbo, velocidad actual y si está realizando actividad pesquera o no. Este sistema registró, en el período entre 2000 a 2011, un total de 154 embarcaciones en el área de estudio de las cuales un 83% del total realizaron pescas con el arte de arrastre de fondo, la cual ha sido la técnica de pesca elegida para este estudio. Para identificar los registros de VMS que se correspondían a arrastres en la zona se tuvo en cuenta la velocidad del barco (hasta 3 nudos y medio) y su posición geográfica aprovechándose, de este modo, un 70% de los 251.841 registros analizados.

En las muestras recolectadas con el arte de arrastre de tipo baca se han capturado un total de 148 especies, siendo los peces el grupo más diverso (54 spp.), seguido de crustáceos (44 spp.), moluscos y equinodermos (15 spp.), cnidarios (11 spp.) y poríferos (9 spp.). En relación con la abundancia, el 41,63% de las especies son crustáceos, seguido de peces (35,86%), equinodermos (20,33%), moluscos (1,32%) y, finalmente, los cnidarios y poríferos (menor del 1%).

La abundancia y riqueza específica fué alta en la zona de los volcanes Gazul y Chica y bajos en Anastasya (Fig. 1). La biomasa mostró una tendencia similar con valores altos en zonas con escasa actividad de pesca de arrastre, como son los alrededores de los volcanes Gazul, Chica y Tarsis/Pipoca, mientras que las de baja biomasa se localizan en zonas adyacentes al volcán Anastasya o la zona externa al campo de volcanes, donde se da a su vez una alta actividad de pesca de arrastre (Fig. 2). La diversidad de Shannon-Wiener (H') y la equirrepartición mostraron patrones muy similares siendo altos en todas las zonas estudiadas, excepto en la zona de Chica.

Las especies comerciales dominantes son la bacaladilla (*Micromesistius poutassou*) con alta abundancia en Gazul, la merluza (*M. merluccius*) con alta abundancia en la zona externa al campo de volcanes, Anastasya, Gazul y Chica, la cigala (*N. norvegicus*) con alta abundancia en Gazul, Anastasya y Chica, y la gamba (*P. longirostris*) con alta abundancia en Gazul, Anastasya, dentro del triangulo y su zona externa. Otros crustáceos de importancia pesquera (*Aristaeomorpha foliacea, Aristeus antennatus*) mostraron sus mayores abundancias en la zona dentro del triángulo, Tarsis/Pipoca y Chica.

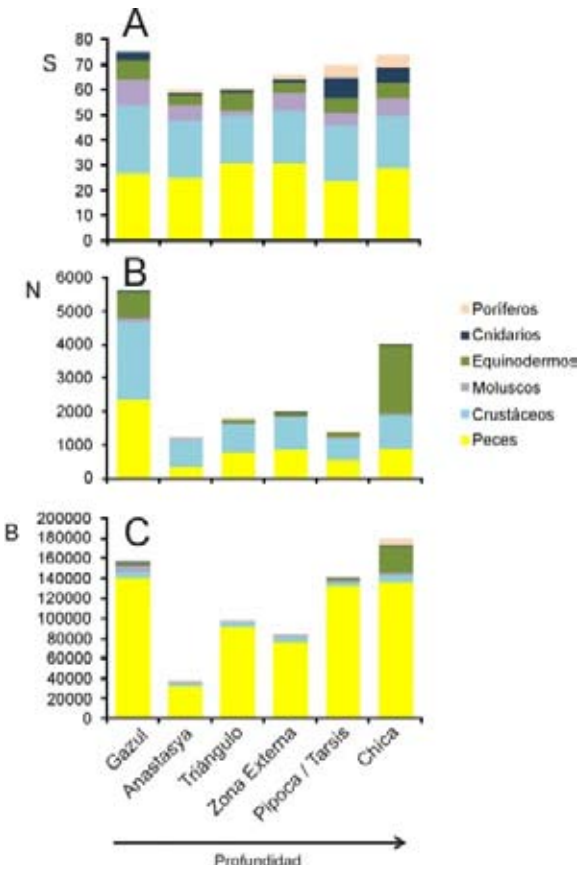


Figura 1. A) Número de especies; B) abundancia (individuos); C) Biomasa (gramos) total en relación a diferentes grupos faunísticos y zonas

Los análisis multivariantes (Cluster, MDS) mostraron una ordenación de las muestras en relación a la profundidad y también a las diferentes zonas, con 3 agrupaciones de muestras que presentaban diferencias significativas en relación a la profundidad y las diferentes zonas de estudio (ANOSIM, $p<0,001$). Estas agrupaciones se corresponden con muestras de Gazul (zona de menor profundidad), lances de Anastasya, Triángulo y Zona Exterior (estrato entre 500-600 m.) y lances de la zona de Chica y Pipoca/Tarsis (estrato > 600 m.), presentando estos últimos una mayor variabilidad (Figura 2).

En las muestras estudiadas se han hallado un total de 148 especies bentónico-demersales, un número similar al hallado a profundidades y esfuerzos de muestreo similares en el Mar de Alborán (Abad ., 2007) o la zona del Cachucho (Le Danois Bank) (Sánchez ., 2008), usando el mismo método de muestreo. Uno de los factores influyentes en la composición faunística es la ubicación geográfica del Golfo de Cádiz, lo cual se traduce en la presencia de especies con una distribución cosmopolita (*Chaulodius sloani*, *Argyropelecus hemigymnus*, *Funiculina quadrangularis*, *Parapenaeus longirostris, Aristaeomorpha foliacea, Aristeus antennatus*), otras cuya distribución principal se sitúa en el Atlántico Norte y en el Mar Mediterráneo (*Micromesistius*

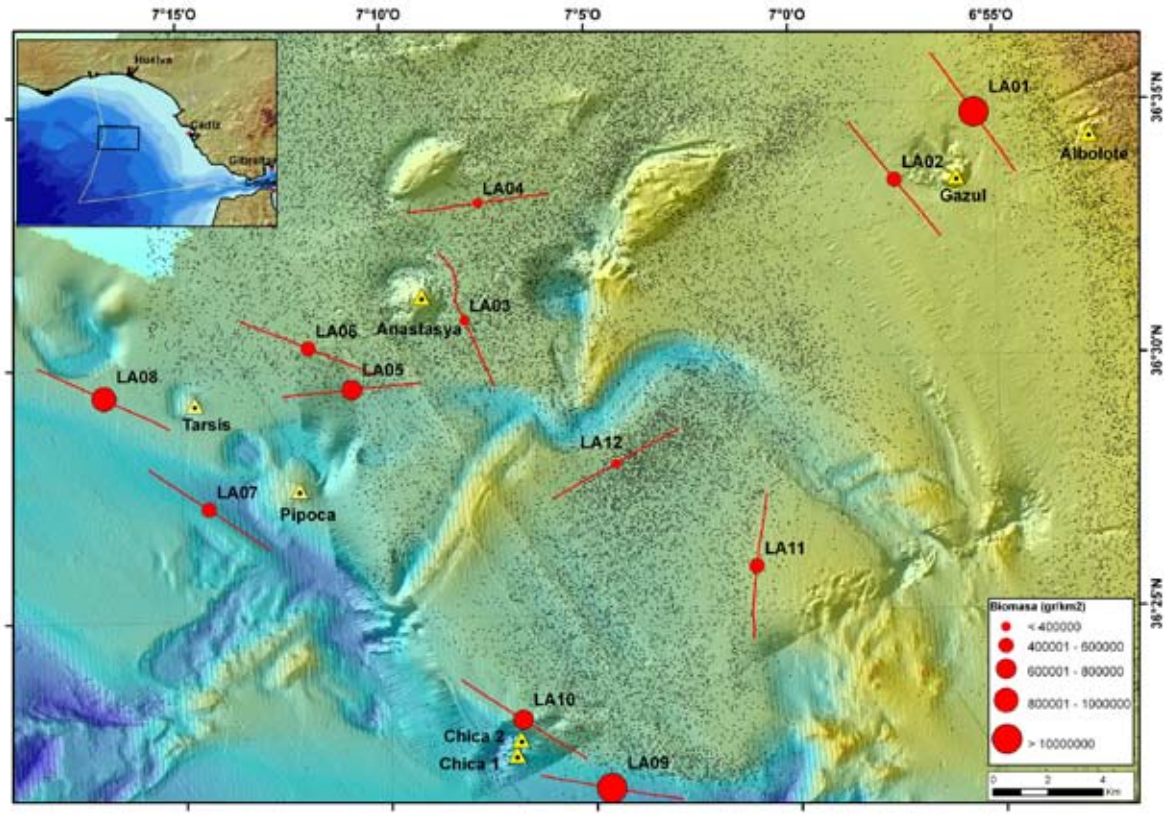


Figura 2. Localización de muestreos lineales realizados con arte de arrastre de tipo "Baca 40/60", biomasa capturada (círculos rojos) y localizaciones VMS de la flota de arrastre entre 2000 y 2011 (puntos pequeños grisáceos).

poutassou, *Merluccius merluccius*, *Galeus melastomus*, *Phycis blennoides*, *Nephrops norvegicus*), especies endémicas del Golfo de Cádiz y del Mar de Alborán como *Galeus atlanticus* o el bivalvo *Limopsis angusta*, especies propias del Mar Mediterráneo (*Plesionika gigliolii*) o especies tropicales anfiatlánticas como el asteroideo *Hacelia superba* (Rueda ., 2011). Algunas de estas especies son importantes desde el punto de vista comercial, por lo que el estudio, tanto de estas comunidades como de su hábitat, es importante a la hora de evaluar el posible impacto de la acción pesquera y así poder establecer medidas de gestión.

La biomasa y riqueza específica fué alta en la zona del volcán Gazul (300-400 m profundidad), la cual está cercana al borde de la plataforma, presentando especies dominantes de peces bentopelágicos y organismos filtradores que son indicadores de masas de aguas con una alta productividad (ej. *M. poutassou, Leptometra* spp.) (Colloca ., 2004; Abad ., 2007). Ello podría ser el resultado de una menor influencia de la corriente cálida y salina del agua mediterránea profunda en esta zona del talud superior, a diferencia de otras zonas algo más profundas (ej. El Laberinto) (Fernández-Salas ., 2012).

En la Zona Externa y la zona del Triángulo, la composición faunística y las especies dominantes (*Chimaera monstrosa*, *Galeus melastomus*, *Etmopterus spinax, Nezumia aequalis*) son muy parecidas entre sí y características de este rango de profundidad (zona de transición de 500 a 600 m) (Abad ., 2007; Sánchez ., 2008). Este estrato se favorece por presentar características de transición entre los distintos estratos (< 500 m. y > 600 m.) (Carney, 2005), y la menor variabilidad espacial de la fauna podría deberse a una mayor similitud sedimentológica con fondos de tipo fangoso, la influencia del agua Mediterránea profunda o a una mayor actividad de la flota arrastrera en esta zona, en la cual abundan especies comerciales como *M. merluccius, Lophius budegassa, N. norvergicus* o la gamba *P. longirostris*. De hecho, la presión pesquera representa un factor de gran importancia en la distribución espacial de las comunidades bentónico-demersales (Koslow , 2001), siendo alta en la zona del Triángulo y Anastasya. Ello seguramente tiene repercusiones negativas en los hábitats presentes en algunas de estas zonas (ej. Anastasya), como son las comunidades de pennatuláceos y megafauna excavadora, o la comunidad de especies quimiosintéticas ligadas a emisiones de gases y que son endémicas del Golfo de Cádiz.

En la zona de los volcanes Pipoca/Tarsis y Chica (> 600 m. de profundidad), aparecen especies propias de la zona de transición, pero también poblaciones de elasmobranquios de gran tamaño (ej. *Centrophorus granulosus* o *Dalatias licha*), que son típicos de estratos más profundos y que muestran una baja abundancia, baja tasa de natalidad y una edad reproductiva tardía, lo cual les hace ser particularmente vulnerables a la sobreexplotación pesquera. Estas poblaciones seguramente se ven favorecidas en este estrato de profundidad por la presencia de canales contorníticos excavados

por la acción de la salida de agua profunda del Mediterráneo (Fernández-Salas ., 2012), que posiblemente presentan una mayor disponibilidad de alimento para especies de gran tamaño y por una menor actividad pesquera de arrastre y, por tanto, de baja destrucción de hábitats y de especies de lento crecimiento.

Agradecimientos

Este estudio está cofinanciado por la Unión Europea y se encuadra en el subproyecto "Chimeneas de Cádiz", dentro del proyecto LIFE + INDEMARES "*Inventario y designación de la Red Natura 2000 en áreas marinas del Estado español*" coordinado por la Fundación Biodiversidad. Queremos agradecer la ayuda prestada por todos los componentes del equipo científico que participó en la campaña INDEMARES/CHICA 0211 así como a la tripulación y al capitán del B/O Cornide de Saavedra, en el cual se ha empleado equipamiento del programa FEDER FICTS-2010-01. También agradecer a la Secretaría General del Mar por facilitar datos de la actividad pesquera (cajas azules) en la zona de estudio.

Bibliografía

Abad, E., Preciado, I., Serrano, A., Baro, J (2007) Demersal and epibenthic assemblages of trawlable grounds in the northern Aloboran Sea (Western Mediterranean) *Scientia Marina* 71 (3): 513-524.

Carney, R.S. (2005) Zonation of deep biota on continental margins. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 43: 211-278.

Colloca, F., Carpentieri, P., Balestri, E., Ardizzone, G.D. (2004) A critical hábitat for Mediterranean Fish Resources: shelf-break areas with *Leptometra phalangium* (Echinodermata: Crinoidea). *Marine Biology* 145: 1129-1142.

Díaz-del-Río, V., Fernández-Salas, L. M., Gil, J., Ramos, F., Jiménez, M.P. (2006) *Los valores naturales del Golfo de Cádiz relacionados con los escapes de gas y los montículos carbonatados*. Informe interno Instituto Español de Oceanográfia, Madrid. 68 pp.

FAO, 2009. International Guidelines for the Management of Deep-sea Fisheries in the High Seas, FAO, Rome, 73 pp.

Fernández-Salas, L.M., Sánchez Leal, R.F., Rueda, J.L., López-González, N., González-García, E., López-Rodríguez, F.J., Bruque, G., Vázquez, J.T., Díaz-del-Río, V. (2012) Interacción entre las masas de agua, los relieves submarinos y la distribución de especies bentónicas en el talud continental del Golfo de Cádiz. VII Congreso Geológico de España, Julio 2012, Oviedo (España).

Gofas, S., Moreno, D., Salas, C. (2011) Moluscos Marinos de Andalucía I-II. Málaga: Servicio de Publicaciones e Intercambio Científico, Universidad de Málaga

Judd, A., Hovland, M. (2007) *Seabed Fluid Flow: The impact on Geology, Biology and the Marine Environment*. Cambridge University Press, Cambridge, 475 pp.

Koslow, J.A., Gowlett-Holmes, K., Lowry, J.K., O´Hara, T., Poore, G.C.B., Williams, A. (2001) Seamount benthic macrofauna off southern Tasmania: community structure and impacts of trawling. Marine Ecology Progress Series. Vol. 213: 111-125.

Mata, M.P., Fernández-Puga, M.C., Pérez-Outeiral, F.J. (2009) *1180 Estructuras submarinas producidas por el escape de gases. EN: VV.AA., Bases ecólogicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 61 pp.

Ramos, F., Sobrino, I., Jiménez, M.P. (1996) *Cartografía temática de los caladeros de la flota de arrastre en el Golfo de Cádiz.* Informe técnico 45/96. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía.

Rueda, J.L., Gil, J., González-García, E., Farias, C., López-González, N., Díaz-Del-Río, V. (2011) First record of *Hacelia superba* (Echinodermata: Asteroidea) on the European continental margin. *Marine Biodiversity Records*. Published online.

Sánchez, F., Serrano, A., Parra, S., Ballesteros, M., Cartes, J.E. (2008) Habitat characteristics as determinant of the structure and spatial distribution of epibenthic and demersal communities of Le Danois Bank (Cantabrian Sea, N. Spain). *Journal of Marine Systems* 72: 64-86.

Sobrino, I., Jiménez, M.P., Ramos, F., Baro, J. (1994) *Descripción de las pesquerías demersales de la región suratlántica española*. Informes técnicos del Instituto Español de Oceanografía 151: 1-79.

Somoza, L., Díaz-del-Río, V., León, R., Ivanov, M., Fernández-Puga, M.C., Gardner, J.M., Hernández-Molina, F.J., Pinheiro, L.M., Rodero, J., Lobato, A., Maestro, A., Vázquez, J.T., Medialdea, T., Fernández-Salas, L.M. (2003) Seabed morphology and hydrocarbon seepage in the Gulf of Cádiz mud volcano area: Acoustic imagery, multibeam and ultra-high resolution seismic data. *Marine Geology* 196: 153-175.

Anfípodos asociados al fouling de las instalaciones de acuicultura en el Mediterráneo Occidental

Victoria Fernandez-Gonzalez, Pablo Sanchez-Jerez

Los avances en la construcción e instalación de jaulas flotantes para la acuicultura intensiva, han permitido la expansión de este sector en zonas costeras, llegando a ser el principal método de producción en el Mediterráneo. La instalación de estas estructuras, en zonas relativamente profundas y expuestas, durante un largo periodo de tiempo, ha supuesto la creación de una gran cantidad de hábitat artificial disponible en pleno mar abierto.

Diferentes especies son capaces de colonizar estas estructuras de forma que, redes, cabos y boyas son rápidamente cubiertos por comunidades de fouling, dominadas principalmente por bivalvos, hidrozoos y algas. Los anfípodos, tanto gammáridos como caprélidos, tienen la capacidad de colonizar estas instalaciones, alcanzando grandes densidades de población, superiores en muchas ocasiones, a las encontradas en otras comunidades naturales cercanas.

Los objetivos de este estudio fueron: en primer lugar, identificar la composición de especies del poblamiento de anfípodos asociados a las comunidades de fouling en jaulas de acuicultura; en segundo lugar, determinar la consistencia espacial de este poblamiento a una escala de 100´s de kilómetros, y por último, profundizar en el conocimiento de las relaciones ecológicas y tróficas que estos establecen con el medio.

El poblamiento de anfípodos fue muestreado cualitativamente mediante raspados, prestando especial atención a los principales hábitats presentes en la instalación: comunidades de mejillón, algas e hidrozoos. Las muestras fueron tomadas de siete instalaciones dedicadas al engorde de dorada (*Sparus aurata*) y lubina (*Dicentrarchus labrax*), localizadas a lo largo de la costa mediterránea española, desde Andalucía hasta Cataluña.

Los resultados obtenidos reflejan una composición de especies similar en todas las localidades. Las especies más abundantes fueron: *Elasmopus rapax*, *Jassa marmorata*, *Ericthonius brasiliensis*, *Caprella equilibra* y varias especies del género *Stenothoe*. Por otro lado, otras especies sólo aparecieron puntualmente en ciertas instalaciones, como *Caprella grandimana* en Salobreña o *Caprella dilatata* en Alicante.

Aunque la composición de especies asociada al fouling fue similar entre las diferentes instalaciones, dentro de cada una de ellas se apreciaron diferencias en función del hábitat muestreado. Así, en el caso de Alicante, la especie más importante en la comunidad formada por mejillón fue *E. rapax*, mientras que *Stenothoe tergestina* lo fue en la dominada por algas. Por otro lado, los caprélidos *C. equilibra* y *C. dilatata* se vieron beneficiados por la presencia de hidrozoos.

Las especies presentes en las jaulas de acuicultura se caracterizan por ser especies cosmopolitas y resistentes a contaminantes, que también suelen encontrarse en zonas como puertos y plataformas petrolíferas. Sin embargo, las densidades de población observadas para algunas de estas especies en las jaulas de acuicultura son muy superiores a aquellas que se desarrollan en otras comunidades de fouling.

En general, la composición del poblamiento de anfípodos asociados al fouling de las instalaciones de acuicultura fue consistente a lo largo de la costa mediterránea española. Dentro de cada instalación, las especies dominantes cambiaron dependiendo del hábitat estudiado, sugiriendo una relación de éstos con sus requerimientos ambientales.

[a] UA. Dep. de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. Ap. C 99, E- 03080, Alicante (email: victoria.fernandez@ua.es)

Evaluación del efecto del buceo deportivo sobre el briozoo *Myriapora truncata* (Pallas, 1766) mediante análisis de imagen

Daril de la Nuez Hernández[a], Carlos Valle[a], Aitor Forcada[a], José Miguel González Correa[a] y Yolanda Fernández Torquemada[a]

El buceo deportivo es una actividad recreativa en expansión constante en el Mediterráneo, pero los efectos de esta actividad en sus ecosistemas marinos han sido relativamente poco estudiados. El briozoo *Myriapora truncata* (Pallas, 1766) es una especie con un frágil esqueleto calcáreo, fácilmente identificable y muy abundante en el Mediterráneo español, características que la convierten en una potencial especie indicadora de este tipo de impacto. En este trabajo se evaluó el impacto del buceo en áreas protegidas y en áreas son protección, sobre las poblaciones de *Myriapora truncata*. Se planteó un diseño de muestreo balanceado, con cinco factores de variación con dos niveles cada uno, tres fijos (Tiempo: antes y después del verano, época principal de buceo; Protección: áreas protegidas y no protegidas; e Impacto: con buceo y sin buceo) y dos aleatorios (Localidad y Sitio). Dado que existe una elevada heterogeneidad espacial y una amplia distribución en el recubrimiento de briozoos, un estudio detallado de la distribución de estos organismos y la detección estadística de diferencias entre los tratamientos resulta complicada si el nivel de réplicas es muy bajo, o la muestra tiene una superficie muy pequeña. Por lo tanto, se procedió a aplicar una metodología de muestreo mediante fotografía submarina para aumentar la superficie estudiada y permitiendo así el aumento en el número de réplicas. Se fotografiaron todas las colonias de briozoos presentes en cada réplica, y posteriormente se gestionaron mediante el programa de tratamiento de imagen Image-J. Las variables medidas y analizadas fueron el número de colonias, el área media de las colonias, el área máxima, el área total, el perímetro medio y total de las colonias, así como su nivel de agregación y de exposición. Se realizaron ANOVAs multifactoriales y las técnicas de análisis multivariantes MDS y PERMANOVA para detectar y evaluar los posibles efectos de los factores establecidos. Se observó que en las zonas donde se bucea, el número de colonias de briozoos fue menor que en aquellas donde no se practica esta actividad, aunque dicha tendencia no fue significativa. El área media de las colonias sólo mostró diferencias significativas entre las áreas protegidas y no protegidas, siendo mayor en estas últimas, mientras que el área máxima y la total tendieron a ser mayores en las zonas donde no hay impacto del buceo. Se observó una tendencia similar para el perímetro total, mientras que no estuvo muy clara para el perímetro medio, que tuvo un comportamiento variable. Respecto al nivel de exposición se observó que, después del verano, las colonias se encontraban en sitios menos expuestos en los lugares donde se bucea con intensidad. El nivel de agregación no mostró diferencias en ningún caso. PERMANOVA mostró, para el efecto conjunto de las variables, que existen diferencias significativas entre los lugares con diferente intensidad de buceo. Estos resultados muestran que el buceo con equipo autónomo afecta en alguna medida a las poblaciones de esta especie, por lo que futuros estudios podrían considerarla como una posible especie indicadora del impacto de esta actividad deportiva.

[a] *Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante (carlos.valle@ua.es)*

Application of passive samplers and biomonitors to assess the contamination due to organic compounds in the Oiartzun estuary waters (South-eastern Bay of Biscay)

Laura Rodríguez Ruiz, María Jesus Belzunce Segarra, Joana Larreta, Natalia Montero, Javier Franco

In the last decades more than 250.000 man-made new chemical compounds have been found in the marine environment. Special interest in organic compounds is growing due to their ecological effects in marine and riverine biota. Most of these compounds are classified as Persistent Organic Pollutants (POPs) by OSPAR convention, UNEP and Stockholm Convention. Environmental quality and its management programs requirements are established by the Water Framework Directive (WFD 2000/60/EC), and allowed concentrations of these organic compounds have been fixed for the following years. Measuring organic compounds in water is not a simple task. Their concentrations in water are very variable and usually at trace levels. For this reason, spot water sampling is not appropriate, as huge amount of water should be sampled and analysed, carrying expensive and long processes. In last years, passive sampling techniques have appeared as an alternative to solve these problems and to give response to the European legislation. These techniques allow measuring labile dissolved concentrations of pollutants in water, mimicking biota uptake. Passive samplers are simple, low cost, can be deployed for long time periods, large volume of water is sampled, time-weighted average concentrations are provided and they are less sensitive to disturbances and more reproducible than biomonitors.

The area of study is the Oiartzun estuary, in the South-eastern Bay of Biscay. This estuary is an altered area surrounded by human and industrial settlements (agriculture, farms, shipyards, metallurgy, paper mill, textile...). Due to these activities this estuary has suffered high contamination for many decades, causing the deterioration of its waters and consequently the impoverishment of the biological communities. This study shows the application of the Silicone Rubber passive sampler in the Oiartzun estuary for measuring Poly Chlorinated Biphenyl Compounds (PCB) and Poly Aromatic Hydrocarbons (PAH) in comparison with the concentration of these compounds in the tissues of transplanted mussels.

The Silicone rubber sampler consists in small sheets (5.5x9.0cm) of special silicone (AlteSil ™ Altec Products Ltd (UK), 0.5 x 600 x 600mm, translucent, 60 Shore A) deployed in a stainless steel frame. The silicone rubber sheets are pre-treated in the laboratory to eliminate oligomer traces with a Soxhlet process during 96 hours, using acetylacetate as solvent. After eliminating the solvent and soaking the sheets with methanol [1], silicone rubber sheets were spiked under constant shaking in methanol with a selection of Performance Reference Compounds (PRC) (from AccuStandard, Inc.) in order to get an *in situ* calibration [2]. Two sampling sites with different contamination level were selected in the Oiartzun estuary to deploy the samplers. One was located in a semi-enclosed basin characterised as a highly polluted area (Herrera Kaia) and another one was located in a cleaner area in a mooring for small boats (Pasaia San Pedro). At each sampling point two silicone rubber samplers (used as replicates) and a mussel net (with 50 individuals) were deployed at 2 m depth during one month. Each sampler consisted in 6 silicone sheets. Mussels (*M. galloprovincialis*) were collected in a clean area and transplanted to the sampling sites after being depurated for 24 hours in the laboratory. Afterwards, the condition index (CI) was calculated in a subsample (10 individuals).. Blanks at each station consisted on controls not deployed but used to assess any potential contamination of the samplers during preparation, to determine PRC initial concentrations before exposure, and to calculate the limits of detection (LOD) and quantitation (LOQ). Mussels control sample was used as well to analyse the organic compounds at initial time (t=0). After exposure, each sampler was extracted, concentrated, cleaned-up and analysed by GC-MS. Mussels were measured for CI calculations and prepared for their analysis by GC-MS.

The results of the organic compounds uptake by silicone rubber and by biota will be compared.

[1] T. P. Rusina, F. Smedes, J. Klanova, K. Booij, and I. Holoubek, "Polymer selection for passive sampling: a comparison of critical properties", Chemosphere, vol. 68, no. 7, pp. 1344-51, Jul. 2007.

[2] K. Booij, F. Smedes, and E. M. van Weerlee, "Spiking of performance reference compounds in low density polyethylene and silicone passive water samplers", Chemosphere, vol. 46, no. 8, pp. 1157-61, Mar. 2002.

AZTI-Tecnalia, Marine Research Division, Herrera Kaia, Portualdea s/n, 20110 Pasaia, Spain (lrodriguez@azti.es)

How many genotypes in a sole individual? Extent of chimerism in natural sponge populations

Leire Garate[a], Andrea Blanquer[b,c], Maria-J Uriz[a]

Chimeric individuals have been recently reported in natural populations of the encrusting Mediterranean sponge *Scopalina lophyropoda* (Blanquer & Uriz 2011). In order to ascertain the extent of chimerism in this species, i.e. the number of multi-locus genotypes (MLGs) that may be present in a sole individual, and the minimum size of a single chimeric partner, we performed a sampling along a transversal transect (obtaining the major possible number of samples) in two large individuals of the species. Given that genetic conflict, in the areas where different genotypes interact has often been reported, we wanted to know whether more than one genotype (MLG) occurred in the intersection zones between MLGs. A total of 95 samples were collected and screened for eight microsatellite loci. Results showed up to five different MLGs in each individual. Confluence areas between MLGs were detected, with up to four alleles per locus within a sample, and without any apparent physical barriers for cell exchange among MLGs. The pattern of MLG distribution found within the target individuals supports the hypothesis of chimera formation by successive fusion of settlers and/or adults, more than development of larvae within the chimeric individual. The minimum size detected for a single MLG corresponded to the sampling area (ca. 2cm^2). Since no genetic conflict occurred between chimera partners, sponge chimerism challenges the paradigm on the evolutionary benefits of intra-genetic homogeneous individuals, and several ecological advantages can be envisaged for chimeric sponges: larger and more competent individuals; higher number alleles in the gamete pool of small populations; higher individual plasticity to encompass environmental changes thanks to differential fitness and mortality risks of the several genotypes. Moreover, a small gap in the time of reproduction between intra-individual MLGs might result in a larger period of gamete production as a whole and consequently in an improvement of the fertilization chance.

[a] *Centre d'Estudis Avançats de Blanes CEAB-CSIC, aces cala St Francesc 14 17300 Blanes, Girona (lgarate@ceab.csic.es)*
[b] *UPMC Université Paris 06, Observatoire Océanologique, F-66650, Banyuls/Mer, France*
[c] *CNRS, FRE 3350, Laboratoire d'Écogéochimie des Environnements Benthiques (LECOB), Observatoire Océanologique, F-66650, Banyuls/Mer, France*

References

Blanquer A, Uriz MJ (2011) ''Living Together Apart'': The Hidden Genetic Diversity of Sponge Populations. Mol. Biol. Evol. 28(9):2435– 2438.

Identificación de megalopas de cangrejos (Decapoda: Brachyura) de la Península Ibérica mediante código de barras de ADN

Elena Marco-Herrero[a], Pere Abelló[b], Pilar Drake[a], J.E. García Raso[c], J. Ignacio González-Gordillo[d], Guillermo Guerao[e], Ferran Palero[f], Antonio Rodríguez[a] y José A. Cuesta[a]

La correcta identificación de las larvas planctónicas de los malacostráceos decápodos es fundamental para la realización de estudios sobre la biodiversidad de este importante grupo de artrópodos marinos, así como para la comprensión de procesos relacionados con la dinámica de poblaciones, periodos de reclutamiento, mecanismos de dispersión o funcionamiento de las redes tróficas. Sin embargo, existen grandes diferencias entre la morfología, el comportamiento y el hábitat de larvas y adultos, lo que supone un inconveniente a la hora de identificar los estados larvarios colectados en el plancton, ya que a menudo falta información morfológica que relacione los distintos estadios larvarios planctónicos con la especie a la que pertenecen.

De las 140 especies de braquiuros ibéricos conocidas sólo se dispone de descripciones fiables de sus estadios larvarios, basadas principalmente en cultivos realizados en laboratorio, para el 41 % de las especies, siendo menos frecuente (65 especies) la descripción del último estadio larvario, denominado megalopa. La megalopa representa la transición entre las fases planctónica y bentónica, es por tanto una fase larvaria muy importante en el ciclo de vida de los braquiuros. La finalidad del presente estudio es la identificación de megalopas obtenidas del plancton mediante su código de barras genético, en concreto secuencias parciales de ADN mitocondrial de dos marcadores, los genes 16S y Cox1. Hasta el momento se han obtenido las secuencias del 65% de las especies de braquiuros de la Peninsula Ibérica lo que ha permitido la identificación de las megalopas de 26 especies, de las que de 7 se desconocía su morfología (*Afropinnotheres monodi*, *Derilambrus angulifrons*, *Ergasticus clouei*, *Macropodia czernjwaskii*, *Polybius vernalis*, *Polybius zariquieyi* y *Sirpus zariquieyi*) y 19 fueron previamente descritas en base a cultivos en laboratorio. De las primeras se han realizado las descripciones detalladas de su morfología, y del resto se han comparado con las descripciones previas. Las megalopas de *Rhithropanopeus harrisii*, *Dyspanopeus sayi* y *Percnon gibbesi* se han redescrito a la vista de lo incompleto, en base a criterios actuales, de las descripciones existentes. Hasta la fecha sólo existen 2 claves para la identificación de megalopas, una para especies atlánticas (Ingle, 1992) y otra para especies mediterráneas (Pessani *et al*., 2004). Entre ambas se pueden identificar las megalopas de 57 especies de la Península Ibérica. Las nuevas descripciones y redescripciones obtenidas en el presente proyecto, junto a las ya existentes, nos permiten en el momento actual elaborar una clave ilustrada para la identificación rápida y precisa de 74 megalopas en base a caracteres morfológicos externos.

Referencias

Ingle, R. W. (1992) *Larval stages of northeastern Atlantic crabs: An illustrated key* (Vol. 1st edition), Chapman & Hall (London & New York), 363 pp.

Pessani, D., Tirelli, T. & Flagella, S. (2004) Key for the identification of Mediterranean brachyuran megalopae. *Mediterranean Marine Science*, 5/2: 53-64.

Estudio financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (MICIIN) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER): Proyectos CGL2009-11225, CTM2005-00024, y beca FPI.

[a] *Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía, CSIC. Avda. República Saharaui, 2, 11519 Puerto Real, Cádiz.(elena.marco@icman.csic.es)*
[b] *Institut de Ciéncies del Mar, CSIC. Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona.*
[c] *Departamento de Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos s/n, 29071 Málaga.*
[d] *CACYTMAR, Laboratorio de Invertebrados Marinos, Universidad de Cádiz, 11510 Puerto Real, Cádiz.*
[e] *IRTA, Unitat de Cultius Experimentals, Ctra. Poble Nou Km 5,5, 43540 Sant Carles de la Ràpita, Tarragona.*
[f] *Unitat Mixta Genòmica i Salut CSISP-UV, Institut Cavanilles Universitat de Valencia, C/Catedrático Jose Beltran 2, 46980 Paterna, Spain*

Diversidad y origen de las especies del género *Ophiothrix* (Ophiuroidea, Echinodermata) en Europa

Rocío Pérez-Portela[a], Xavier Turon[a]

Las especies europeas del género *Ophiothrix*, tradicionalmente asignadas a *O. fragilis* y *O. quinquemaculata*, son importantes componentes de los ecosistemas intermareales y submareales rocosos así como del bentos profundo. La especie *O. fragilis* fue descrita como una especie de distribución amplia, abundante desde el intermareal y submareal profundo del norte de Europa, donde crea densas agregaciones, hasta el mar Mediterráneo. *O. quinquemaculata*, por el contrario, se describió como una especie endémica del Mediterráneo, solo presente a profundidades superiores a los 50 m, donde crea densas agregaciones de cientos de individuos. Sin embargo, a pesar de su abundancia y distribución, su estatus como especies diferentes es todavía controvertido. Según las descripciones de ambas especies éstas presentan una gran variabilidad morfológica y solapamiento de caracteres, que hace, en muchos casos, imposible la discriminación entre ellas y dificulta los estudios sobre su biología. Los escasos datos moleculares disponibles hasta el presente estudio, demostraron la existencia de dos linajes genéticos que no correspondían con las dos especies hasta ahora reconocidas. Para clarificar el estatus taxonómico, la distribución y el origen de cada una de las especies del género *Ophiothrix* de Europa, en nuestro trabajo se usaron tanto datos morfológicos como moleculares, basados en secuencias de los genes mitocondriales Citocromo oxidasa subunidad I (COI) y 16S, de 219 especímenes recolectados en 13 localidades diferentes. Entre las localidades analizadas se incluyeron tanto poblaciones Atlánticas como Mediterráneas (ver Figura 1).

Los árboles de filogenia obtenidos para ambos genes junto con los datos morfológicos fueron consistentes con la existencia de dos linajes genéticos, atribuibles a dos especies distintas que no se corresponden con las entidades taxonómicas reconocidas tradicionalmente (Figura 2). Todas aquellas muestras recolectadas de las poblaciones del noroeste Atlántico y un individuo de una localidad profunda del Mediterráneo se agruparon dentro del linaje aquí llamado *Ophiothrix fragilis*. Aquellos especímenes pertenecientes a localidades más al sur del Atlántico y del submareal somero del Mediterráneo formaron parte del linaje llamado *Ophiothrix* sp. Sin embargo, hay áreas donde la distribución de ambas especies se solapa, como el intermareal de Ferrol, en Galicia, y una localidad mediterránea profunda (60 m).

La datación a partir de los datos moleculares nos permitió inferir que la divergencia entre de ambas especies de *Ophiothrix* ocurrió durante la transición del Mio-Plioceno, hace aproximadamente 4,8 - 7,5 millones de años. Durante este periodo las oscilaciones del nivel del mar provocaron el cierre de los mayores corredores marinos de Europa como el Canal de la Mancha. La hipótesis que se plantea en este estudio es que las poblaciones de *Ophiothrix* del norte de Europa y norte de las Islas Británicas quedaron aisladas de las del sur durante este periodo geológico, favoreciéndose la adaptación a aguas más frías y profundas de las poblaciones del norte, y a condiciones más cálidas y someras de las poblaciones al sur del Canal de la Mancha, en ese momento completamente emergido. En estas condiciones de aislamiento genético entre ambas zonas se pudo producir un proceso de especiación por vicariancia. Durante la posterior recuperación del nivel del mar y las principales corrientes marinas, se produjo contacto secundario entre las dos especies recién formadas, así como la colonización del mar Mediterráneo tras la crisis de salinidad del Mioceno. La especie del norte de Europa, pre-adaptada a aguas frías y profundas colonizó el intermareal y submareal del norte de Europa, así como el submareal profundo del mar Mediterráneo. Por tanto, la especie que actualmente encontramos en el intermareal y submareal profundo del norte de Europa, descrita como *O. fragilis*, es la misma que habita en profundidad en el Mediterráneo. La especie, aquí nombrada como *Ophiothrix* sp., adaptada a aguas más cálidas y someras, es la que actualmente domina el intermareal y submareal somero del sur de la Península Ibérica y el mar Mediterráneo.

[a] *Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC),C/ Accés a la Cala St. Francesc 14, 17300 Blanes (Girona), España, (perezportela@ceab.csic.es)*

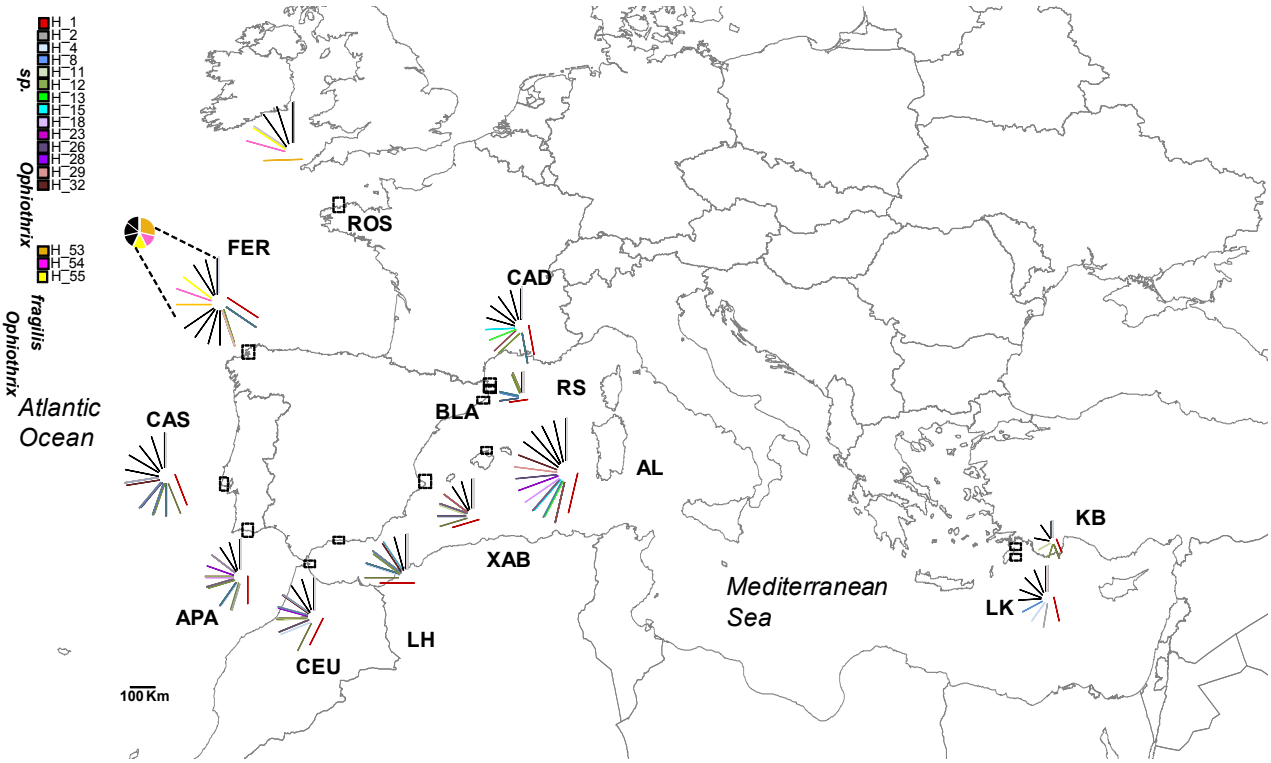


Figura 1. Localidades de muestreo de *Ophiothrix* spp. Los diagramas circulares representan la frecuencia de haplotipos del gen 16S. Las fracciones negras representan haplotipos privados.
ROS: Roscoff; FER: Ferrol; CAS: Cascais; APA: Armação de Pera; CEU: Ceuta; LH: La Herradura; XAB: Xàbea; AL: Alcúdia; BLA: Blanes; RS: Roses; CAD; Cadaqués, LK: Ladiko (Creta); KB: Kalytea Bay (Rodas).

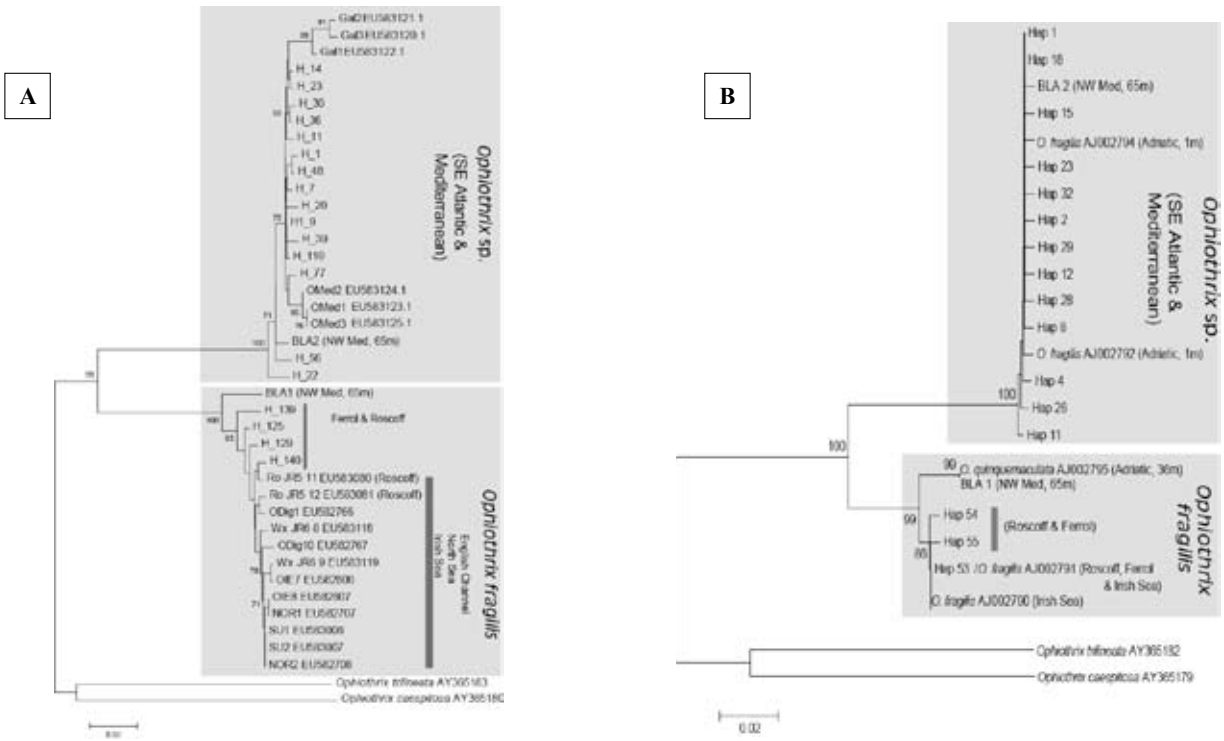


Figura 2. Árboles de filogenia de *Ophiothrix* spp. A) Árbol basado en secuencias del gen COI. Incluye algunas secuencias de Genbank de localidades del norte Europa (Ro: Roscoff; ODig: Sur de Inglaterra; Wx: Canal de la Mancha; OIE: Isle of Man- Inglaterra; NOR: Noruega; SU: Suecia; OMed: Mediterráneo, Gal: Galicia) y B) Árbol basado en secuencias del gen 16S que incluye algunas secuencias de Genbank

Relaciones filogenéticas del género *Thunnus* basadas en el genoma mitocondrial

Urtzi Laconcha[a, b], Haritz Jimenez[a], Mikel Iriondo[a], Pablo Markaide[a], María Jesús Sanz-Martín[a], Carmen Manzano[a], Haritz Arrizabalaga[b], Andone Estonba[a]

El género *Thunnus* comprende 8 especies, todas ellas con alto interés comercial. Cinco de las especies figuran en las categorías de "especie amenazada" o "casi amenazada" de la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), lo que hace imprescindible una gestión sostenible de las pesquerías asociadas a las especies de túnidos. Para ello resulta vital aumentar el conocimiento sobre la biología de este género, y la definición y delimitación de poblaciones y stocks mediante herramientas genéticas son una información clave en este sentido.

El origen monofilético del género *Thunnus* está sustentado tanto por datos morfológicos como por análisis genéticos. No obstante, no existe consenso a la hora de definir la relación filogenética entre las especies de túnidos. Así por ejemplo, la división del género en dos subgéneros (*Thunnus* y *Neothunnus*), basada en características morfológicas, no se ve reflejada en todos los análisis genéticos. Mediante el presente trabajo se ha tratado de profundizar en el conocimiento de las relaciones filogenéticas entre las diferentes especies, así como en la estructura poblacional del Atún blanco (*Thunnus alalunga*) en todo su rango de distribución.

Para ello se ha secuenciado la región control del ADN mitocondrial en 160 individuos y cinco genes del ADN mitocondrial (5000 pb) en 38 individuos de Atún blanco, distribuidos en las regiones oceánicas donde se encuentra presente la especie. Las secuencias obtenidas han sido analizadas junto a secuencias mitocondriales disponibles en la base de datos GenBank, con el propósito de establecer las relaciones taxonómicas entre todas las especies del género.

Los resultados obtenidos muestran que las secuencias forman clusters claramente diferenciados por especie (Fig.1). Por otro lado, en el Atún blanco se han identificado los dos haplogrupos descritos por Viñas (2004). Se ha detectado un patrón geográfico asociado a la proporción de cada uno de estos dos haplogrupos, siendo el haplogrupo A más frecuente en el Mediterráneo y en el Atlántico que en el Pacífico y en el Índico (Fig. 2). Finalmente, se constatan procesos de introgresión descritos previamente por otros autores entre el Atún blanco y el Atún rojo del Atlántico (*Thunnus thynnus*) y entre el Atún blanco y el Atún rojo del Pacífico (*Thunnus orientalis*), y se observan posibles introgresiones hasta ahora no descritas en el género *Thunnus*, entre el Rabil (*Thunnus albacares*) y el Atún blanco, y entre el Rabil y el Atún rojo del Atlántico.

[a] *Antropologia Fisikoa eta Animalien Fisiologia Saila, Zientzia eta Teknologia Fakultatea, Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV/EHU), PO Box 48080, Bilbao, Spain.(ulaconcha@azti.es)*
[b] *AZTI Tecnalia. Herrera Kaia Portualdea z/g. 20110 Pasaia, Gipuzkoa, Spain*

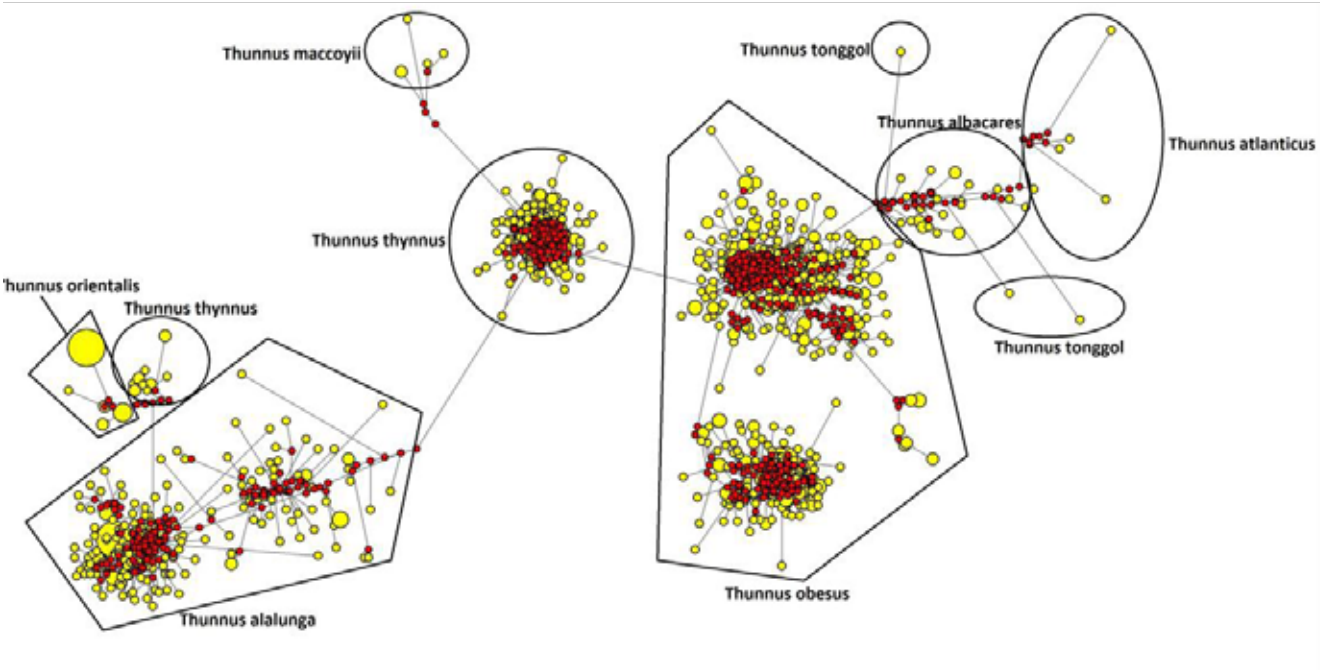


Figure 1: Descripción gráfica de las relaciones filogenéticas dentro del género *Thunnus* basada en 344 pb de la región control del ADN mitocondrial.

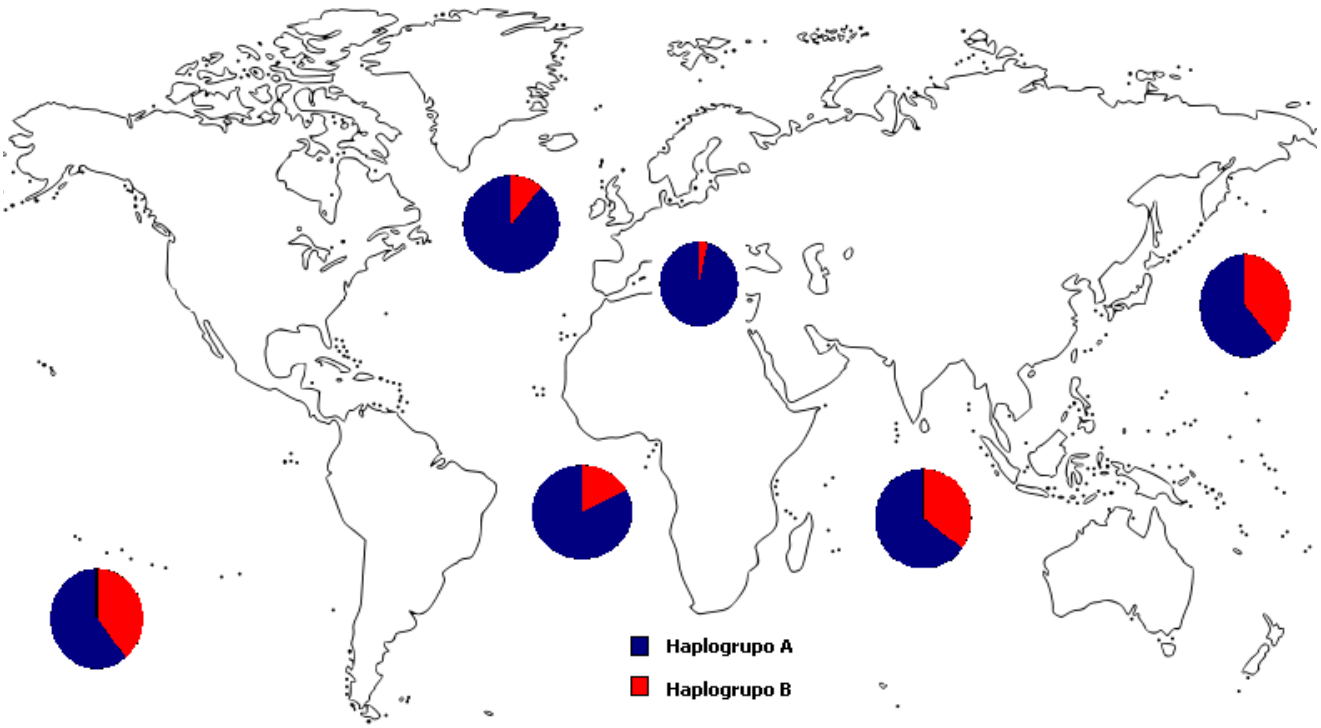


Figure 2: Proporción de cada uno de los haplogrupos A y B en los puntos de muestreo del Atún Blanco.

The mating genes: what determines dominance?

C. Schunter[a,b,c], S. Vollmer[c], E. Macpherson[a], M. Pascual[b]

Social dominance in many species is important for reproductive success of males. For fish, especially due to external fertilization, it is not as apparent what traits lead to social dominance of an individual and if being the dominant leads to a higher reproductive success. In the black-faced blenny (*Tripterygion delaisi*) during the reproductive season some males change colour and invest in nest making and defence whereas the sneaker males does not seem to change phenotypically and 'sneak' in when the females lay eggs in the nest. Using a novel method called RNAseq we were able to look at differential gene expression in the brain between dominant males, sneaker males and females to study the genetic basis of the plastic changes throughout the reproductive period. In this study, RNAseq has proven a very useful tool for the analysis of ecological and evolutionary questions for complete non-model species without a genome and we were able to reconstruct all previously suggested candidate genes for social dominance. Surprisingly, more genes were significantly expressed at different levels between the two male phenotypes than between males and females. This would suggest that phenotypic plasticity is a more important factor in differential gene expression than sexual dimorphism. The genes that were differentially expressed for the dominant male were mostly related to cytoskeletal rearrangement, signalling and energy production indicating the drastic change in behaviour and phenotype. On the other hand, some overexpressed genes in the sneaker male were associated with spermatogenesis and in combination with an increased gonad size in sneaker males it is probable that the sneaker male invests more energy in sperm production. In the future, it would be interesting to determine the actual reproductive success of each male phenotype to relate the differentially expressed genes to the general fitness of each mating strategy.

[a] *Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC), Car. Acc. Cala St. Francesc 14, Blanes, 17300 Girona, Spain*
[b] *Dept. Genètica, Univ. Barcelona, 08028 Barcelona, Spain*
[c] *Marine Science Center, Northeastenn University, 360 Huntington Avenue, Boston, MA, USA.*

Protocolo no letal para la obtención de muestras de tejido (para estudios genéticos) en la lapa amenazada *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae)

Javier Guallart[a], Iván Acevedo[a], Marta Calvo[a] Annie Machordom[a]

La lapa ferruginosa (*Patella ferruginea*) es una de las especies de invertebrados más amenazadas del mar Mediterráneo, incluida en el Catálogo Español de Especies Amenazadas como "en peligro de extinción". La Estrategia para la conservación de esta especie en España incluye entre las directrices de conservación la caracterización genética y el estudio del flujo genético entre las distintas poblaciones existentes en la actualidad. Este tipo de trabajos reviste una gran importancia para la especie, no solo como un conocimiento científico básico, sino como una herramienta para la toma de decisiones dirigidas a su conservación. Determinar el grado de conectividad o aislamiento genético entre las poblaciones de diferentes enclaves resulta fundamental para decidir el origen de los ejemplares utilizados en vistas a una eventual repoblación o reintroducción de la especie. Por otra parte, tras llevar a cabo éstas intervenciones, a medio plazo resultaría de gran interés evaluar la suficiencia reproductiva de cada una de estas poblaciones o la existencia de un aporte o flujo de larvas de su entorno, aspectos que pueden evaluarse mediante técnicas moleculares.

La realización de este tipo de estudios genéticos en general requiere la obtención de una muestra de tejido en un determinado número de ejemplares en una serie de poblaciones. En otras especies de invertebrados generalmente la toma de muestras supone la captura y sacrificio de los ejemplares. Sin embargo este planteamiento resulta totalmente desaconsejable en una especie gravemente amenazada.

Se plantea aquí un protocolo de trabajo que tiene como objetivo obtener muestras de tejido en *Patella ferruginea* de volumen suficiente para realizar estudios genéticos pero que suponga una mortalidad mínima para los ejemplares. Se ha ensayado esta metodología en las islas Chafarinas, donde se localiza una población natural que, por su abundancia y renovación regular mediante el reclutamiento anual, posibilita llevar a cabo este tipo de experiencias.

El protocolo de trabajo que se plantea incide en dos aspectos: método para la captura y devolución de los ejemplares al medio natural y zona donde realizar la extracción de tejido. Este protocolo puede resumirse en los siguientes puntos:

1. La captura de los ejemplares de ejemplares debe realizarse siempre cuando éstos están desplazándose fuera de su "huella" (*home-scar*). Esto tiene lugar preferentemente cuando los ejemplares son batidos por el oleaje y con marea alta (Guallart y Acevedo, 2006)

2. Se debe tener particular cuidado en no dañar el pie al separarlos: si están desplazándose sobre una grieta, en ocasiones es posible capturarlos con la mano; en la mayor parte de ocasiones, se debe utilizar un cuchillo de punta roma, haciendo palanca suave y ejerciendo presión con la punta al avanzar sobre el sustrato, nunca sobre el lateral del pie del ejemplar.

3. Se debe registrar la posición y orientación en el sustrato al ejemplar en el momento de la captura, para ser devuelto después exactamente en su ubicación original.

4. La obtención de la muestra de tejido debe tomarse del borde del manto del ejemplar, realizando un corte limpio mediante un bisturí. En general resulta suficiente extraer una muestra de menos de 10 mm³ o de 10 mg. Algunos autores han llevado a cabo la obtención de este tipo de muestras en *P. ferruginea* no en el manto sino directamente en la masa muscular del pie (e.g. Casu *et al.,* 2012). Sin embargo no hemos considerado aconsejable este procedimiento, pues la herida causada en el pie puede dificultar la adherencia posterior al sustrato de los ejemplares y, en definitiva, comprometer su supervivencia.

5. El proceso de la manipulación debe ser rápido: desde la separación del sustrato hasta su devolución debe transcurrir el menor tiempo posible, en lo posible menos de 5 minutos.

En noviembre de 2010 se obtuvo muestras de tejido siguiendo este procedimiento en 28 ejemplares de *P. ferruginea*, de un rango de talla entre 41,0 y 89,2 mm DM (diámetro máximo de la concha) y promedio (± desviación estándar) de 67,2 ± 13,6 mm DM. Con el fin de realizar un seguimiento de su supervivencia y en el marco de otros trabajos experimentales se llevó a cabo un marcaje de los ejemplares, adhiriendo sobre la concha piezas de plástico de colores, numeradas, mediante el uso de un adhesivo plástico de secado rápido de cianocrilato. En junio de 2011, unos 8 meses más tarde, se pudieron localizar en el litoral 26 de estos ejemplares. Esto supone una supervivencia del 92,9% de los ejemplares a los que se aplicó esta técnica. Ésta pudiera ser incluso superior si se considera que los 2 ejemplares que no se hallaron pudieran haber desaparecido por causas naturales (e.g. depredadores) o haber perdido la marca a la vez que haber cambiado la huella, lo cual habría imposibilitado su identificación.

[a] *Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC) (javier.guallart@uv.es, iacevedo@mncn.csic.es, mcalvo@mncn.csic.es, annie@mncn.csic.es)*

Se plantea por lo tanto que el protocolo aquí expuesto sea considerado el más recomendable para la obtención de muestras de tejido, para su uso en estudios genéticos o con otros fines, en ejemplares de esta especie protegida.

Referencias

Casu, M., G. A. Rivera-Ingraham, P. Cossu, T. Lai, D. Sanna, G.L. Dedola, R. Sussarellu, G. Sella, B. Cristo, M. Curini-Galletti, J.C. García-Gómez y F. Espinosa, 2012. Patterns of spatial genetic structuring in the endangered limpet *Patella ferruginea*: implications for the conservation of a Mediterranean endemic. *Genetica*, 139, 1293–1308.

Guallart, J. e I. Acevedo, 2006. Observaciones sobre la biología de la lapa *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae) en las Islas Chafarinas. En: *Libro de Resúmenes XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina, Barcelona.*

Genetic characterization of *Symbiodinium* sp. Clade B from the Mediterranean alien coral *Oculina patagonica*

Pilar Casado-Amezúa[a], Annie Machordom[a]

The genus *Symbiodinium* is diverse and many scleractinian corals are relatively flexible in the type(s) of algal they contain, although one type is usually dominant in any given species and environment. In general, each clade includes a diversity of genetic "types" that exhibit distinctive biogeographical, ecological and host- specific patterns and are usually differenced by different molecular techniques (ITS, rRNA sequencing, DGGE etc).

At the moment, only the Temperate A clade has been described at different cnidarians species in the Mediterranean Sea. The lonely species that has been found as hosting a different clade is the sea anemone *Bunodeopsis strumosa*, an endemic Mediterranean species of ancient tropical origin, frequently found in lagoons with variable temperature and salinity, which hosts *Symbiodinium* Clade B.

Oculina patagonica is a scleractinian species that has been cited as a Mediterranean alien species. In this study and with the use of LSU markers, it is showed that the alien coral *O. patagonica*, host *Symbiodinium* clade B supported by Bayesian, Maximum Parsimony (MP) and Maximum Likelihood analyses (ML) (Bayesian posterior probabilities 1; Bootstrap ML and MP values 100%). A more in detail study with the use of ITS *Symbiodinium* specific markers, approximates the clade of the species to B2, but with less than 95% bootstrap probabilities under the ML and MP analyses, and less than 70 posterior probabilities under the Bayesian analysis. Therefore it could be possible that, even though there is the chance of this symbiont belonging to Clade B2, some modifications were fixed since the divergence and isolation of this variant in the Mediterranean Sea.

[a] *Museo Nacional de Ciencias Naturales (MNCN-CSIC). C/ José Gutiérrez Abascal 2. 28006. Madrid. Spain.*
(p.casadoamezua@gmail.com)

Genética de poblaciones de esponjas. Como afecta el número y el tipo de microsatélites utilizados a los resultados obtenidos

Janina Gonzalez[a] , Gemma Agell[a] , Maria J. Uriz[a]

Los marcadores moleculares mitocondriales, usados para los estudios de genética de poblaciones de numerosos invertebrados, no son útiles en esponjas porque están altamente conservados y no presentan la variación intra-específica necesaria que permite detectar la diferenciación y la estructura genéticas de las poblaciones (Duran 2004, Uriz & Turon 2012). Esto obliga al diseño y uso de marcadores hipervariables como los microsatélites, que son específicos (Blanquer . 2005; Agell . 2012). En este estudio, mediante la secuenciación de una parte del genoma de la esponja *Hemimycale columella* (Demospongiae: Poecilosclerida), hemos diseñado un conjunto de 18 microsatélites (9 perfectos y 9 imperfectos) y los hemos genotipado en dos poblaciones de la especie, separadas una distancia de 2 Kms. El estudio analiza como cambian los descriptores genéticos de las poblaciones (número de alelos, frecuencia alélica, tamaño efectivo, diferenciación genética, etc) en función del número y del tipo de microsatélites usados. El objetivo es proponer un número de marcadores microsatélites mínimo, teniendo también en cuenta su polimorfismo, que garantice resultados fiables en los estudios de diferenciación genética y conectividad de poblaciones de esponjas.

Bibliografía

G. Agell, J. Frotscher, M. Guardiola, M. Pascual and M.J. Uriz (2012). Conservation Genetics Resources, 4, 2: 403-405.

A. Blanquer, M.J. Uriz and M. Pascual (2005). Polymorphic microsatellite loci isolated from the marine sponge *Scopalina lophyropoda* (Demospongiae: Halichondrida). Molecular Ecology Notes, 5**:** 466–468.

S. Duran, M. Pascual, X. Turon (2004). Low levels of genetic variation in mtDNA sequences over the western Mediterranean and Atlantic range of the sponge *Crambe crambe* (Poecilosclerida). Marine Biology, 144: 31–35.

M.J. Uriz & X. Turon (2012). Sponge ecology in the molecular Era. Advances in Marine Biology, 61: 345-410. Elsevier Ltd.

[a] *Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC).Accés a la Cala St Francesc, 14. 17300 Blanes*

Development of a molecular tool for the reliable identification of European anchovy (*Engraulis encrasicolus*) DNA traces

Aitor Albaina[a], Iratxe Zarraonaindia[a,b] and Andone Estonba[a]

A species-specific TaqMan real-time Polymerase Chain Reaction (PCR) based assay targeting a mitochondrial DNA cytochrome *b* gene region of the European anchovy (*Engraulis encrasicolus*) was developed. Even minute traces of *E. encrasicolus* DNA could be detected by this method denoting its extremely high sensitivity. Inter- and intra-species specificity was successfully tested by testing the assay on DNA extracted from European anchovies covering the species´ whole distributional area as well as on several other species (mainly Clupeidae) including other genus *Engraulis* species as well as more genetically distant species. The application of this assay can give insights into the traceability of *E. encrasicolus* fishery products as well as in the ecology of this economically important species. In this sense, previous studies of predation on anchovy eggs and larvae have used visual examination of stomach contents but this is time consuming and may under-estimate true predation levels as remains may become unidentifiable due to digestion. Molecular based tools for detecting the presence of prey tissue in predator stomachs and scat are becoming increasingly used in marine ecology and provide an alternative or complementary approach to visual identification (e.g. Symondson . 2002). Previous studies applying TaqMan assays have shown that this is a viable method for detecting predation on early life stages of fishes in the field (e.g. Albaina . 2012). In 2010 we sampled *E. encrasicolus* eggs and larvae along with a set of potential predators (including a variety of fish and macrozooplankton taxa) at several locations in the Bay of Biscay during the spawning season of *E. encrasicolus*. We have applied the European anchovy specific TaqMan assay to identify predators on this species´ early life stages and to give insights into the impact of natural mortality on the recovery of European anchovy stock after the 2005 fishery collapse. The preliminary results of this study will be presented in the conference.

References

Symondson, W.O.C., 2002. Molecular identification of prey in predator diets. Molecular Ecology 11, 627–641.

Albaina, A., Taylor M.I., Fox C.J., 2012. Molecular detection of plaice remains in the stomachs of potential predators on a flatfish nursery ground. Marine Ecology Progress Series 444, 223–238.

[a] *Antropologia Fisikoa eta Animalien Fisiologia Saila, Zientzia eta Teknologia Fakultatea, Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV/EHU), PO Box 48080, Bilbao, Spain. (aitoralbaina@hotmail.com)*

[b] *Present address: Argonne National Laboratory, 9700 South Cass Avenue, Argonne, IL 60439, U.S.A*

Microsatellite DNA markers disclose albacore (*Thunnus alalunga*) worldwide genetic structure

Iratxe Montes[a], Mikel Iriondo[a], Carmen Manzano[a], Haritz Arrizabalaga[b], Elisa Jiménez[c], Miguel Ángel Pardo[c], Nicolas Goñi[b], Carys Ann Davies[d] and Andone Estonba[a]

One of the most common problems in fisheries is the definition of management units. Albacore (*Thunnus alalunga*) is an important species for commercial fisheries. Its population structure is still partially unknown; however, on the basis of fisheries data, tagging experiments and morpho-ecological studies, six management units are currently accepted for this species. The main objective of the present study was to define genetic entities within *T. alalunga* and, based on it, discuss the appropriateness of current management units. With this purpose, 13 microsatellite loci were applied to 551 albacore samples worldwide and the population genetic structure was assessed. Most relevant mismatches depict (1) Atlantic and Indian Ocean samples genetically indistinguishablility, (2) slight differentiation within the Pacific Ocean, and (3) two genetically differentiated populations in the Mediterranean Sea. Thus, this study provides genetic information to clarify albacore population delimitation through an evolutionary perspective, which is a key factor to reach the demanded sustainable management of the resource.

[a] *Dpt. of Genetics, Physical Anthropology and Animal Phisyology, Faculty of Science and Technology, University of Basque Country (UPV/EHU), Leioa, Spain (iratxe.montes@ehu.es)*
[b] *AZTI Tecnalia, Marine Research Unit, Pasaia, Spain*
[c] *AZTI Tecnalia, Food Research Unit, Derio, Spain*
[d] *Commercial Fisheries Research Group, Dpt. of Life Sciences, Galway Mayo Institute of Technology (GMIT), Galway, Ireland*

Sobre *Schizotricha discovery* sp. nov. (Cnidaria, Hydrozoa), una nueva especie de hidrozoo antártico en el Arco de Scotia

Joan Josep Soto Ángel[a], Álvaro Luis Peña Cantero[a]

El género *Schizotricha* engloba un total de 18 especies descritas hasta la fecha, constituyendo uno de los géneros de hidrozoos bentónicos más diversificados y característicos de aguas antárticas. De las especies conocidas, 14 (78 %) se distribuyen únicamente en aguas antárticas-subantárticas, de las cuales 12 (86 %) son endémicas de la región antártica, mientras que las dos restantes (14 %) se encuentran además en las aguas subantárticas de la Patagonia (*Schizotricha multifurcata*) y de las Islas Kerguélen (*Schizotricha unifurcata*). Sorprendentemente, tres especies se encuentran restringidas a un único grupo de islas dentro de la región del Arco de Scotia (*S. heteromera* en las Islas Sandwich del Sur, y *S. jaederholmi* y *S. southgeorgiae* en Georgia del Sur), fenómeno asimismo observable en representantes de otros géneros de hidrozoos antárticos tales como *Oswaldella* y *Staurotheca*, hecho que suma interés a esta ya de por sí interesante región biogeográfica.

En este sentido, el estudio faunístico del abundante material procedente de la campaña alemana ANT XIX/5 realizada a bordo del *RV Polarstern* en la región del Arco de Scotia, ha permitido el hallazgo de numerosas especies de hidrozoos poco frecuentes y de otras nuevas para la ciencia. Tal es el caso de *Schizotricha discovery* sp. nov., presente en varias muestras, todas ellas relegadas a la región del banco Discovery, lugar que no había sido previamente estudiado por lo que a los hidrozoos respecta.

En la presente contribución se describe e ilustra esta nueva especie de hidrozoo antártico para la ciencia. Asimismo, se incluye una discusión sobre su posición sistemática para con otras especies afines y se proporcionan datos sobre su autoecología y distribución geográfica.

[a] *Biodiversitat i Evolució de Cnidaris. Insitut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva. Universitat de València (joan.soto@uv.es).*

Especies de *Staurotheca* Allman, 1888 (Cnidaria, Hydrozoa, Sertulariidae) del Mar de Weddell recogidas por diversas expediciones alemanas a la Antártida

Joan Josep Soto Ángel[a], Álvaro Luis Peña Cantero[a]

Un total de nueve especies del género *Staurotheca* han sido identificadas mediante el estudio del material procedente de las campañas oceanográficas alemanas ANT XV/3, ANT XVII/3 y ANT XXI/2, llevadas a cabo con el *RV Polarstern* en el extremo oriental del Mar de Weddell (Antártida). Las nueve especies representan un 36 % del total de los 25 representantes del género conocidos a nivel mundial, y un 65 % de las 14 especies citadas en la Antártida continental, hecho que remarca la gran riqueza específica del Mar de Weddell. Este contingente alcanza el 75 % si se consideran las 12 especies citadas previamente en dicho mar. El presente estudio ha permitido, además, actualizar el catálogo de especies del Mar de Weddell, incorporando *Staurotheca undosiparietina* como una nueva cita para la región estudiada.

Las especies dominantes en abundancia relativa han sido *Staurotheca frigida*, *S. glomulosa* y *S. nonscripta*, con 10 registros (20 %) cada una, seguidas por *S. polasterni* con siete registros (14 %). Dado el gran porte de algunas colonias, se han observado hasta seis especies de hidrozoos epibiontes en una misma colonia de *S. glomulosa*, cinco en *S. frigida*, cuatro en *S. polasterni*, y tres en *S. nonscripta*. Respecto a otros grupos faunísticos, destaca la gran abundancia de fauna vágil, como caprélidos, ofiuras y poliquetos en especies con morfología glomulosa (e.g. *Staurotheca frigida* y *S. glomulosa*), mientras que las especies con colonias erectas (e.g. *Staurotheca pachyclada* y *S. polasterni*) albergan una mayor cantidad de fauna sésil, como los cirrípedos torácicos.

Respecto a la autoecología de las especies inventariadas, se ha obtenido nueva y valiosa información respecto a la fenología reproductiva y los grupos batimétricos de las especies inventariadas, incrementado el rango batimétrico conocido previamente para *Staurotheca frigida*. El estudio de los patrones biogeográficos señala a las especies de distribución circumantártica como el grupo dominante con cinco representantes (56 %), seguido de las especies presentes en la región magallánica y la Antártida occidental, y las presentes en el área subantártica de Kerguélen y la Antártida, ambas agrupaciones con dos representantes (22 %) cada una.

[a] *Biodiversitat i Evolució de Cnidaris. Insitut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva. Universitat de València (joan.soto@uv.es).*

Escleractinias (Cnidaria: Anthozoa: Scleractinia) obtenidas en las campañas INDEMARES 2010-2011 en el Cañón de Avilés (Golfo de Vizcaya, Atlántico NE)

Álvaro Altuna

La fauna de escleractinias del Atlántico nororiental es una de las mejor conocidas (Zibrowius, 1980; Cairns, 2007). En el Golfo de Vizcaya y áreas limítrofes la biodiversidad es elevada, en particular en el sector que Zibrowius (1980) denominó '*Sud du Golfe de Gascogne* (I)' (45ºN-43ºN), en el que admitió 34 especies (ver asimismo Cairns & Chapmann, 2001). Desde su monografía, se han hallado o verificado en este sector 7 especies litorales nuevas (ver Altuna, 1994a, b). Sin embargo, sólo *Fungiacyathus fragilis* y *Enallopsammia marenzelleri* se han añadido a su inventario de la fauna batial (Altuna, 1995; Louzao *et al*., 2010), a pesar de estudios posteriores de importancia (p.ej., Zibrowius, 1985; Reveillaud *et al*., 2008). Ello avala un buen conocimiento de la biodiversidad del Dominio Bentónico Profundo (+ 200 m de profundidad), y la dificultad que encierra añadir nuevas especies. La fauna actualmente conocida en este sector cuenta, por tanto, con 43 especies. Aceptando el criterio de Cairns (2007) de considerar como corales de aguas profundas a aquellos que habitan por debajo de los 50 m de profundidad, sólo hay cuatro especies de las 43 que no alcanzan esa cota.

En los años 2010 y 2011, se muestrearon el Cañón de Avilés y el Banco de Galicia en el marco del proyecto INDEMARES (Instituto Español de Oceanografía, IEO Santander), cuyo objetivo es el inventario y estudio de áreas de interés biológico para la conservación (Sánchez Delgado & Serrano, 2010; Serrano, 2011). Ambos son enclaves con alta biodiversidad, limitada presión pesquera y, al menos en el Banco de Galicia, una gran producción biológica (Sánchez 2009; Sánchez Delgado & Serrano, 2010). En las dos zonas hay arrecifes de aguas frías, cuya protección en el Banco de Galicia ya ha sido sugerida (Duineveld *et al*., 2004). La importancia de estas formaciones como potenciadoras de la biodiversidad es notoria (Cocito, 2004).

Los estudios previos sobre escleractinias en estas dos zonas se ciñen principalmente al Cañón de Avilés (Álvarez-Claudio, 1994; Louzao *et al*., 2010, proyecto COCACE). Si bien durante la expedición SEAMOUNT 1 (1987) se dragó en el Banco de Galicia, los resultados no han sido publicados a pesar de haberse obtenido una significativa cantidad de especies (Zibrowius, com. pers. 04/2012). Aunque hay algunas citas previas recientes de especies constructoras (Duinevald *et al*., 2004; Schröder-Ritzrau *et al*., 2005), no hay trabajos faunísticos específicos publicados que aborden su fauna. No obstante, hay un estudio en evaluación editorial en el que se citan 12 especies (Altuna, 2012, proyecto ECOMARG, enviado).

En el presente artículo se estudian las muestras obtenidas en el sistema del Cañón de Avilés, describiéndose e ilustrándose las de mayor interés. La metodología de muestreo y las artes empleadas se detallan en Acosta Yepes & Sánchez Delgado (2010), Sánchez Delgado & Serrano (2010) y Serrano (2011). Las muestras se fijaron a bordo en etanol de 70º, al objeto de efectuar análisis genéticos posteriores.

Se han identificado 27 especies de escleractinias en 47 estaciones situadas entre 55–2291 m de profundidad (Tablas 1, 2). Una pequeña cantidad de ejemplares ha quedado sin identificar por su deficiente estado o por tratarse de juveniles. Aunque sean todos corales ya conocidos en el Atlántico nororiental, el número de las identificadas hasta especie es importante e infrecuente. Así por ejemplo, durante las campañas BIOGAS e INCAL en numerosas estaciones del norte y sur del Golfo de Vizcaya en un amplio rango batimétrico, Zibrowius (1985) identificó 17. Hay que señalar, que la fauna conocida del Golfo de Vizcaya y zonas próximas en un área geográfica comprendida entre los 42º N a 48º30□N y 10º W constaba, hasta la elaboración del presente estudio, de 44 especies. En esta cifra se incluyen las siete exclusivas del litoral y la plataforma (Altuna, 1994b, 1995, 2010).

La estación con más especies ha sido la DR03 con ocho (de tres, sólo ejemplares muertos), habiendo asimismo dos estaciones con siete (P-2010, Tabla 1). Entre estas dos últimas es destacable la V03 (P-2011), por su profundidad (1473 m), y porque seis de las especies son formas propias de fondos blandos, con esqueletos de morfologías variadas adaptadas a la vida libre (discoidales, pateladas, flabeliformes, trocoides). En ella se han obtenido, además, dos de las especies más interesantes de las campañas.

Deltocyathus eccentricus, *Flabellum chunii* y *Eguchipsammia gaditana* son especies nuevas para el Golfo de Vizcaya y las citas más septentrionales, aunque sólo de la primera de ellas se han hallado ejemplares vivos (Figura 1). *F. chunii* presenta corrosión por *Lumbrineris* como suele ser habitual en otras zonas geográficas (Figura 1-13). También se han obtenido ejemplares de *Aulocyathus atlanticus*, *Fungiacyathus fragilis* y *Monomyces pygmaea*, corales muy raros en el Golfo de Vizcaya e infrecuentemente citados.

Veintiuna especies son de hábito solitario (78 %) y seis son coloniales (22 %), una de ellas de vida libre (*Eguchipsammia gaditana*). A su vez, 10 son propias de fondos blandos y 17 de

INSUB, Museo de Okendo, Apdo. 3033, Donostia-San Sebastián (alvaro.altuna@telefonica.net)

fondos duros. Entre éstas, al menos 5 utilizan corales constructores como sustrato (*Aulocyathus atlanticus*, *Caryophyllia calveri*, *C. sarsiae*, *Desmophyllum cristagalli*, *Balanophyllia thalassae*). Se han hallado las tres principales especies con actividad constructora en el Golfo de Vizcaya (*Lophelia pertusa*, *Madrepora oculata*, *Solenosmilia variabilis*). La actividad constructora en algunas estaciones es significativa. *L. pertusa*, *M. oculata* (ambas con 21 estaciones), y *D. cristagalli* (18 estaciones), han sido las especies más ampliamente repartidas y abundantes. *D. cristagalli* se asocia habitualmente a esas dos especies constructoras en el Atlántico nororiental, y las tres coexistían en 11 estaciones entre 649-1228 m de profundidad (Tabla 1). A su vez, *L. pertusa* y *M. oculata* coexistían en otras 5 estaciones entre 342-790 m. Once especies se han encontrado sólo en una estación. Al margen de las dos especies constructoras mencionadas y *D. cristagalli*, *S. variabilis* es localmente abundante.

El margen batimétrico más amplio corresponde a *Desmophyllum cristagalli* (1740 m, Tabla 2 B). La mayoría de especies han sido obtenidas dentro de los rangos batimétricos conocidos para el Golfo de Vizcaya y zonas próximas, aunque hay datos novedosos (Tabla 2). Diez especies se han encontrado fuera de su rango previo conocido, ya sea en aguas más someras (2 especies), más profundas (6), o en ambas (2).

La biodiversidad de escleractinias en el Cañón de Avilés es alta. Álvarez Claudio (1994) y Louzao *et al*. (2010) citan 17 especies en la zona, tres de las cuales no se han obtenido en las campañas INDEMARES (*Caryophyllia cyathus*, *Enallopsammia marenzelleri*, *Stenocyathus vermiformis*). Por tanto, en el sistema del cañón se conocen 30 especies de escleractinias, una cifra muy elevada en relación con las que son conocidas en el conjunto del Golfo de Vizcaya.

Con el hallazgo de tres nuevas especies, la fauna del sector meridional del Golfo de Vizcaya pasa a ser una de las de mayor biodiversidad en el Atlántico NE (incluido el Mediterráneo), con 46 especies citadas. Sólo es superada por Azores (55) y Madeira (48) entre los 17 sectores propuestos por Zibrowius (1980).

El autor agradece a Javier Cristobo, Pilar Ríos, Paco Sánchez, Alberto Serrano y Helmut Zibrowius su colaboración en este trabajo. El proyecto INDEMARES-LIFE ha sido financiado por la Comunidad Económica Europea, contrato (07/NAT/E/000732).

Bibliografía

Acosta Yepes, J. & Sánchez Delgado, F. (2010) *INDEMARES 0410. Plan de campaña*. Gobierno de España, Ministerio de Ciencia e Innovación, 11 pp.

Altuna (Prados), A. (1994a) Observaciones biogeográficas sobre los cnidarios bentónicos de la costa vasca. *Kobie*, 22, 41–57.

Altuna (Prados), A. (1994b) El orden Scleractinia (Cnidaria, Anthoza) en la costa vasca; consideraciones generales y especies litorales. *Kobie*, 22, 67–82.

Altuna, A. (1995) El orden Scleractinia (Cnidaria, Anthozoa) en la costa vasca (Golfo de Vizcaya); especies batiales de la fosa de Capbretón. *Munibe*, 47, 85–96.

Altuna, A. (2010) *Listado de los cnidarios bentónicos (phylum Cnidaria) del Golfo de Vizcaya y zonas próximas (Atlántico NE) (42º N a 48º30'N y 10º W)*. Proyecto Fauna Ibérica, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, 27 pp. http://www.fauna-iberica.mncn.csic.es/faunaib/altuna7.pdf.

Altuna, A. (2012, enviado 16/05/2012) Scleractinian corals (Cnidaria: Anthozoa) collected from the north and north-western Iberian bathyal (Spain, north-eastern Atlantic) in the ECOMARG 2003, 2008 and 2009 expeditions. *Zootaxa*.

Álvarez Claudio, C. (1994) Deep-water Scleractinia (Cnidaria: Anthozoa) from southern Biscay Bay. *Cahiers Biologie Marine*, 35, 461–469.

Cairns, S.D., 2007. Deep-water corals: an overview with special reference to diversity and distribution of deep-water scleractinian corals. *Bulletin of Marine Science*, 81, 311–322.

Cairns, S. D. & Chapman, R. E. (2001). Biogeographicc affinities of the North Atlantic deep-water Scleractinia. En: Willison, J.H.M., Hall, J., Gass, S.E., Kenchington, E.L.R., Butler, M. & Doherty, P. (Ed.) *Proceedings of the First International Symposium on Deep-sea Corals*, Halifax, 30–57.

Cocito, S. (2004) Bioconstruction and biodiversity: their mutual influence. *Scientia Marina*, 68, (Suppl. 1), 137–144.

Duinevald, G.C.A., Lavaleye, M.S.S. & Berghuis, E.M. (2004) Particle flux and food supply to a seamount cold water community (Galicia Bank, NW Spain). *Marine Ecology Progress Series*, 277, 13–23.

Louzao, M., Anadón, N., Arrontes, J., Álvarez-Claudio, C., Fuente, M., Ocharán, F., Anadón, A. & Acuña, J.L. (2010) Historical macrobenthic community assemblages in the Avilés Canyon, N Iberian Shelf: baseline biodiversity information for a marine protected area. *Journal of Marine Sytems*, 80, 47–56.

Reveillaud, J., Freiwald, A., Van Rooij, D., Le Guilloux, E., Altuna, A., Foubert, A., Vanreusel, A., Olu-le Roy, K & Henriet, J.P. (2008) The distribution of scleractinian corals in the Bay of Biscay, NE Atlantic. *Facies*, 54, 317–331.

Sánchez, F. (2009) *ECOMARG 09. Plan de Campaña. Proyecto ECOMARG-3. Seguimiento del AMP del "Cachucho" e identificación de ecosistemas relevantes en las plataformas de Galicia y Mar Cantábrico*. Gobierno de España, Ministerio de Ciencia e Innovación, Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino, 15 pp.

Sánchez Delgado, F. & Serrano, A. (2010) *INDEMARES 0710. Plan de campaña*. Gobierno de España, Ministerio de Ciencia e Innovación, 18 pp.

Schröder-Ritzrau, A., Freiwald, A. & Mangini, A. (2005) U/Th dating of deep-water corals from the eastern North Atlantic and the western Mediterranean Sea. En: Freiwald A, Roberts J.M. (eds), *Cold-water corals and ecosystems*, Springer Heidelberg, pp. 157–172.

Serrano, A. (2011) *INDEMARES 0711. Plan de campaña*. Gobierno de España, Ministerio de Ciencia e Innovación, 17 pp.

Zibrowius, H. (1980) Les Scléractiniaires de la Méditerranée et de l'Atlantique nord-oriental. *Mémoires de l'Institut Océanographique, Monaco*, 11, 1–284, pls. 1–107.

Zibrowius, H. (1985) Scleractiniaires. En: Laubier, L. & Monniot, C. (Ed.), *Peuplements profonds du Golfe de Gascogne*. Ifremer, Brest, 311–324.

Tabla 1. INDEMARES 2010-2011, Cañón de Avilés. Estaciones en las que se han obtenido escleractinias. P-, primavera; V-, verano. +) Presencia de material no identificable (juvenil, fragmentos), o no disponible para el autor. Sólo se han contabilizado las muestras identificadas hasta especie.

Estación	Campaña	Coordenadas	Fecha	Prof. (m)	Nº sp.
DR03	P-2010	43º56.7060'N-05º49.5960'W	23.04.2010	893	8+
DR04	P-2010	43º55.9480'N-05º45.7270'W	26.04.2010	700	7
DR05	P-2010	43º56.0810'N-05º46.0650'W	28.04.2010	688	2
DR06	P-2010	43º56.0440'N-05º46.1390'W	28.04.2010	790	2
DR07	P-2010	43º46.2510'N-06º11.0020'W	01.05.2010	1150	2+
DR08	P-2010	43º47.0180'N-06º11.7330'W	02.05.2010	844	3
DR11	P-2010	43º44.7390'N-06º10.6090'W	03.05.2010	636	2
DR12	P-2010	43º51.8340'N-06º25.9510'W	05.05.2010	828	5+
DR15	P-2010	43º51.4720'N-06º15.7340'W	06.05.2010	1660	5
DR16	P-2010	43º57.4800'N-06º10.4850'W	06.05.2010	1818	1
DR17	P-2010	43º56.2220'N-06º27.0100'W	07.05.2010	1476	2
DR18	P-2010	43º59.7810'N-05º34.7600'W	08.05.2010	767	4+
DR19	P-2010	43º57.5700'N- 6º36.1030'W	09.05.2010	533	+
DR21	P-2010	44º01.6790'N-06º32.9310'W	10.05.2010	1744	1
DR22	P-2010	44º05.4660'N-05º24.8050'W	11.05.2011	2291	4+
DR23	P-2010	44º02.2780'N-05º55.9300'W	12.05.2010	1706	1
DR24	P-2010	44º01.9540'N-05º54.8040'W	12.05.2010	1533	4+
DR01	V-2010	43º46.793'N-006º10.481'W	29.07.2010	810	+
DR03	V-2010	43º48.890'N-06º01.007'W	29.07.2010	143	1+
DR04	V-2010	43º46.463'N-05º59.000'W	30.07.2010	128	2
DR05	V-2010	43º46.132'N-05º59.621'W	30.07.2010	128	+
DR06	V-2010	43º45.128'N-06º09.207'W	31.07.2010	649	3
DR08	V-2010	43º45.314'N-06º11.184'W	01.08.2010	800	4
DR09	V-2010	43º44.789'N-06º11.239'W	01.08.2010	626	1
DR10	V-2010	43º43.898'N-06º05.981'W	01.08.2010	342	2
DR12	V-2010	43º43.600'N-06º08.685'W	02.08.2010	843	3
DR13	V-2010	43º58.306'N-05º47.212'W	03.08.2010	769	2+
DR14	V-2010	44º01.394'N-005º42.383'W	03.08.2010	772	+
DR15	V-2010	43º59.354'N-05º48.541'W	04.08.2010	1228	4+
DR16	V-2010	44º01.509'N-05º42.898'W	05.08.2010	928	1
DR01	P-2011	43º46.249'N-05º55.594'W	02.05.2011	103	1
DR03	P-2011	43º55.118'N-05º45.950'W	03.05.2011	776	5+
DR04	P-2011	43º59.584'N-05º43.915'W	04.05.2011	593	3+
DR05	P-2011	43º59.376'N-05º46.649'W	04.05.2011	908	6+
DR06	P-2011	43º56.199'N-05º35.501'W	05.05.2011	462	2
DR07	P-2011	43º52.662'N-05º54.436'W	06.05.2011	551	4
DR08	P-2011	43º39.475'N-06º03.491'W	07.05.2011	55	1
DR09	P-2011	43º40.254'N-06º04.622'W	07.05.2011	86	+
G01	P-2011	43º50.305'N-06º11.882'W	11.05.2011	361	2
G02	P-2011	43º54.971'N-06º15.253'W	12.05.2011	1051	1
G03	P-2011	43º57,869'N-06º28,112'W	13.05.2011	1464	3
G04	P-2011	43º57.613'N-05º45.771'W	14.05.2011	535	2
G06	P-2011	44º01.030'N-05º27.579'W	17.05.2011	1244	3
G07	P-2011	43º58.801'N-05º28.763'W	19.05.2011	990	4+
V02	P-2011	43º54.982'N-06º14.752'W	12.05.2011	1008	1
V03	P-2011	43º57.710'N-06º28.048'W	13.05.2011	1473	7
V07	P-2011	43º58.752'N-05º28.606'W	19.05.2011	984	1

Tabla 2. INDEMARES 2010-2011, Cañón de Avilés. Especies identificadas en las campañas. A) Márgenes batimétricos (m) observados en las campañas. B) Diferencia (m) entre la mayor y menor profundidad observadas. C) Rango batimétrico (m) previo conocido en el Golfo de Vizcaya y zonas próximas. D) Estaciones en las que se ha obtenido cada especie (entre paréntesis, total de estaciones). P-, primavera; V-, verano. Contabilizados ejemplares vivos y muertos. *) Hallazgo fuera del rango batimétrico previo conocido

Especie	A	B	C	D
O. Scleractinia Bourne, 1900				
S.O. Fungiina Verrill, 1865				
Fungiacyathus fragilis G.O Sars, 1872	1744*	—	910–944	P-2010: DR21 (1)
S.O. Faviina Vaughan & Wells, 1943				
Madrepora oculata L., 1758	342–1660	1318	200–1710	P-2010: DR03, DR04, DR05, DR06, DR08, DR12, DR15—V-2010: DR06, DR08, DR10, DR12, DR13, DR15, DR16—P-2011: DR03, DR04, DR05, G01, G04, G06, G07 (21)
S.O. Caryophylliina Vaughan & Wells, 1943				
Aulocyathus atlanticus Zibrowius, 1980	893	—	575–900	P-2010: DR03 (1)
Caryophyllia abyssorum Duncan, 1873	893–984	91	600–1340	P-2010: DR03—P-2011: V07 (2)
Caryophyllia atlantica (Duncan, 1873)	1533*	—	1107–1465	P-2010: DR24 (1)
Caryophyllia calveri Duncan, 1873	462–828	366	200–1050	P-2010: DR04, DR12—P-2011: DR03, DR06 (4)
Caryophyllia sarsiae Zibrowius, 1974	700–1533*	833	880–1100	P-2010: DR03, DR04, DR12, DR24—V-2010: DR08—P-2011: DR03, DR05 (7)
Caryophyllia seguenzae Duncan, 1873	1473	—	825–2100	P-2011: V03 (1)
Caryophyllia smithii Stokes & Broderip, 1828	893*	—	0–812	2010: DR03 (1)
Deltocyathus eccentricus Cairns, 1979	1473	—	—	P-2011: V03 (1)
Deltocyathus moseleyi Cairns, 1979	593–908	315	532–1372	P-2010: DR03, DR04—P-2011: DR04, DR05 (4)
Desmophyllum cristagalli M. Edwards & Haime, 1848	551–2291	1740	73–2310	P-2010: DR03, DR04, DR07, DR08, DR11, DR12, DR18, DR22—V-2010 : DR06, DR08, DR09, DR12, DR13, DR15—P-2011: DR03, DR05, DR07, G07 (18)
Flabellum alabastrum Moseley, 1873	1473–1660	187	800–2177	P-2010: DR15—P-2011: V03 (2)
Flabellum chunii Marenzeller, 1904	1473	—	—	P-2011: V03 (1)
Javania cailleti (Duchassaing & Michelotti, 1864)	1476-2291*	815	915–2150	P-2010: DR15, DR16, DR17, DR22 (4)
Lophelia pertusa (L., 1758)	342–1473*	1131	260–1420	P-2010: DR03, DR04, DR05, DR06, DR07, DR08, DR12—V-2010: DR06, DR08, DR10, DR12, DR15—P-2011: DR03, DR05, DR07, G01, G02, G03, G04, G07, V03 (21)
Monomyces pygmaea (Risso, 1826)	55*	—	60–80	P-2011: DR08 (1)
Paracyathus pulchellus (Philippi, 1842)	128	—	73–425 (?)	V-2010: DR04 (1)
Premocyathus cornuformis (Pourtalès, 1868)	1008	—	700–2360	P-2011: V02 (1)
Solenosmilia variabilis Duncan, 1873	767–2291*	1524	676–2034	P-2010: DR15, DR17, DR18, DR22, DR23, DR24—P-2011: G03 (7)
Stephanocyathus moseleyanus (Sclater, 1886)	1244-1473	229	867–1900	P-2011: G03, G06, V03 (3)
Stephanocyathus nobilis (Moseley, 1873)	1473-1533*	60	1490–2170	P-2010: DR24—P-2011: V03 (2)
Vaughanella concinna Gravier, 1915	908–1660	752	540–2170	P-2010: DR15—P-2011: DR05 (2)
S.O. Dendrophylliina Vaughan & Wells, 1943				
Balanophyllia thalassae Zibrowius, 1980	462–767	305	380–1150	P-2010: DR04, DR18—P-2011: DR04, DR06, DR07 (5)
Dendrophyllia cornigera (Lamarck, 1816)	103–551	448	30–620	V-2010: DR03 —P-2011: DR01, DR07 (3)
Eguchipsammia gaditana (Duncan, 1873)	767	—	—	P-2010: DR18 (1)
Enallopsammia rostrata (Pourtalès, 1878)	990–2291*	1301	915–1980	P-2010: DR22—V-2010: DR15—P-2011: G06, G07 (4)

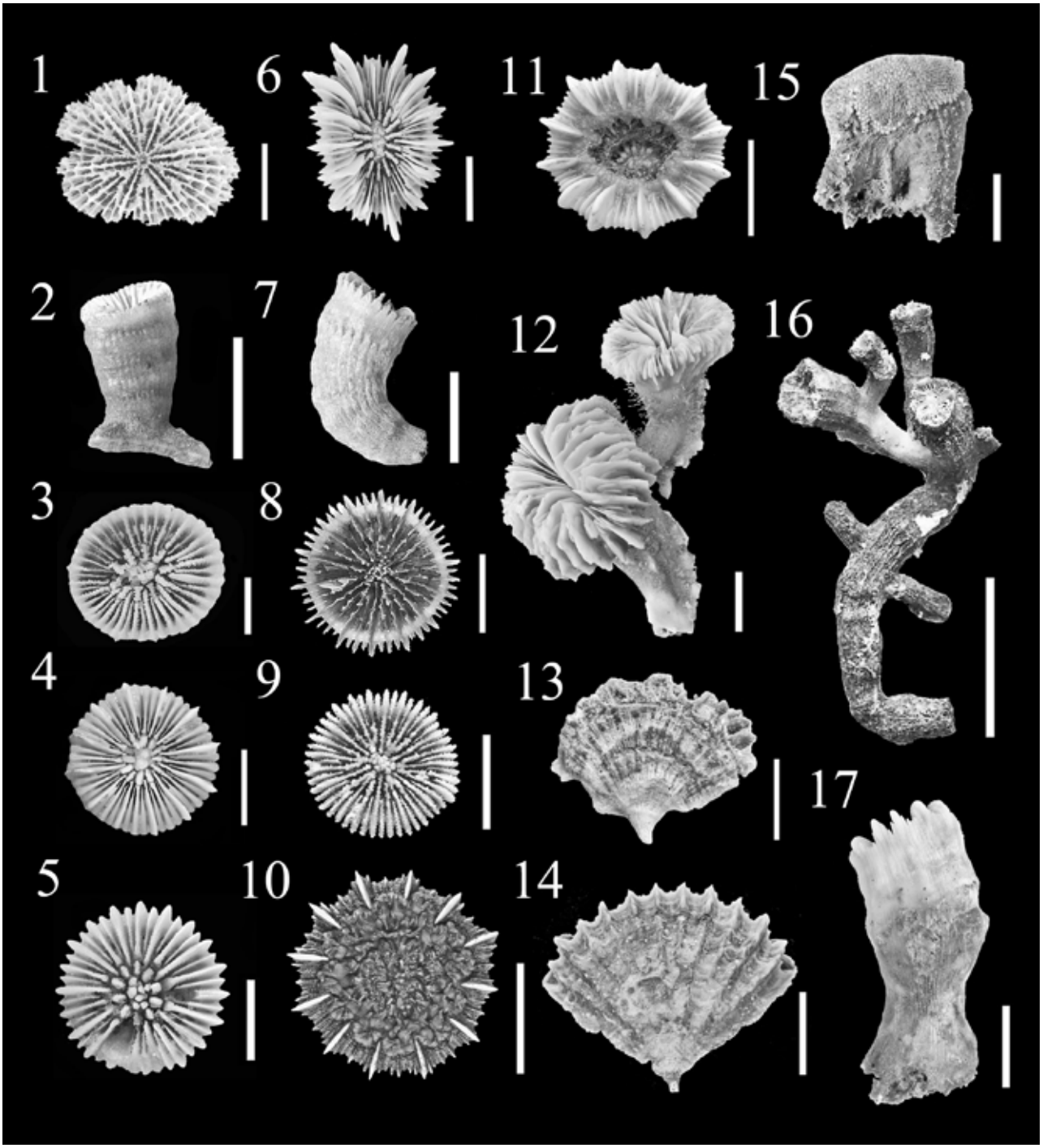


Figura 1. 1) *Fungiacyathus fragilis* G.O. Sars, 1872, Stn. DR21 (P-2010). 2) *Aulocyathus atlanticus* Zibrowius, 1980, Stn. DR03 (P-2010). 3) *Caryophyllia calveri* Duncan, 1873, Stn. DR04 (P-2010). 4) *Caryophyllia sarsiae* Zibrowius, 1974, Stn. DR03 (P-2010). 5) *Caryophyllia abyssorum* Duncan, 1873, Stn. DR03 (P-2010). 6) *Caryophyllia atlantica* (Duncan, 1873), Stn. DR24 (P-2010). 7) *Premocyathus cornuformis* (Pourtalès, 1868), Stn. V02 (P-2011). 8) *Deltocyathus eccentricus* Cairns, 1979, Stn. V03 (P-2011). 9) *Deltocyathus moseleyi* Cairns, 1979, Stn. DR04 (P-2011). 10) *Stephanocyathus moseleyanus* (Sclater, 1886), Stn. G06 (P-2011). 11) *Vaughanella concinna* Gravier, 1915, Stn. DR05 (P-2011). 12) *Desmophyllum cristagalli* Milne Edwards & Haime, 1848, Stn. DR22 (P-2010). 13) *Flabellum chunii* Marenzeller, 1904, Stn. V03 (P-2011). 14) *Flabellum alabastrum* Moseley, 1873, Stn. DR15 (P-2010). 15) *Monomyces pygmaea* (Risso, 1826), Stn. DR08 (P-2011). 16) *Eguchipsammia gaditana* (Duncan, 1873), Stn. DR18 (P-2010). 17) *Balanophyllia thalassae* Zibrowius, 1980, Stn. DR07 (P-2011). Escalas: 1, 2, 4, 6, 9, 13 = 1.0 cm; 3, 5, 8, 15= 0.5 cm; 7= 0.8 cm; 10= 2.5 cm; 11, 16, 17= 1.5 cm; 12, 14= 2.0 cm. P-, primavera; V-, verano.

Cnidaria Anthozoa from three Seamounts in Canary Islands

Marcos González-Porto[a], Alberto Brito[b], Cristina Boza[a], Pablo Martín-Sosa[a]

INDEMARES oceanographic surveys were carried aboard O/V Emma Bardán and Miguel Oliver in 2010 and 2011 on three seamounts in the Canary Islands archipelago. The main objectives of this study are to know the distribution, abundance and biomass of benthic fauna.

104 sets were made with two samplers, benthic dredge and beam trawl, between 60 and 1597 m depth, of 5 and 15 minutes length, respectively. These have yielded a comprehensive overview on the distribution and biodiversity of mollusks and echinoderms off 'Amanay' and 'El Banquete', seamounts located near the island of Fuerteventura, and 'Banco de la Concepción', northeast of the island of Lanzarote. In each station total invertebrates catch were separated to specific level, counted and weighted.

The Phylum Mollusca and Echinodermata are two of the groups at greatest biodiversity and abundance in benthic community. Total biomass collected from the Phylum Mollusca is of 2 952 g, a total of 783 individuals. The 55% of the abundance belonging to Bivalvia, 31% Gastropoda, 12% Polyplacophora, 2% Scaphopoda, and 1% Cephalopoda and Solenogastres together. 57% of biomass is due to the group of gastropods and 34% to bivalves, being these the two more prominent groups. Moreover, the phylum Echinodermata is represented by the Class Echinoidea (54% abundance), Ophiuroidea (24%), Crinoidea (8%), Asteroidea (4%) and Holothuroidea (1%), being the class Echinoidea that with the highest biomass (92%).

[a] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias (marcos.gonzalez@ca.ieo.es)*
[b] *Biodiversidad, Ecología Marina y Conservación. Universidad de La Laguna, Departamento de Biología Animal*

Diversity and distribution of sea pens (Cnidaria: Anthozoa: Pennatulacea) of the Flemish Cap, Flemish Pass and Grand Banks of Newfoundland (Northwest Atlantic Ocean)

Álvaro Altuna[a], Francisco Javier Murillo[b]

The diversity, distribution, and depth ranges of sea pens (O. Pennatulacea) of the Flemish Cap, Flemish Pass and the Grand Banks of Newfoundland (Northwest Atlantic Ocean) is described based on Spanish/EU bottom trawl groundfish surveys. These were carried out by the Instituto Español de Oceanografía (IEO) on board the *RV Vizconde de Eza* between May and August 2007 (Figure 1).

A total number of 381 valid hauls between 40 and 1500 m depth were studied: 177 for the Flemish Cap, 94 for the Flemish Pass and 110 for the Grand Banks. Eleven species of sea pens belonging to eight families were collected between 169 and 1370 m depth (Table 1). The species richness found was higher in the Flemish Cap (11 species) than in the Flemish Pass and the Grand Banks of Newfoundland (7 species). *Anthoptilum grandiflorum* was the most common species in the three areas followed by *Halipteris finmarchica* and *Funiculina quadrangularis*. *A. grandiflorum* is also the species with the widest depth range (1170 m).

The record of *Halipteris* cf. *christii* in the top of the Flemish Cap, between 169 and 290 m depth, is remarkable as it is a species unknown in Canadian waters. The deep Flemish Pass (around 1000 m depth), which separates the Flemish Cap from the Grand Banks, and the mix of different currents in the area, could explain this record.

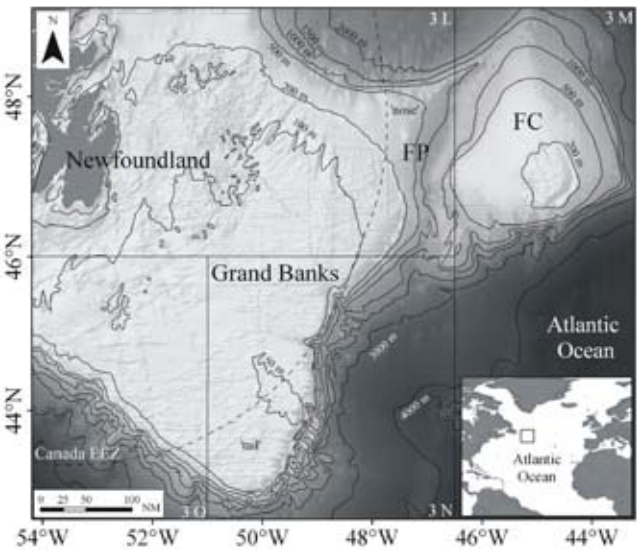


Figure 1. Map of the study area on the eastern Canadian continental shelf and slope (NAFO Divisions 3LMNO). FC, Flemish Cap; FP, Flemish Pass.

[a] *INSUB, Museo de Okendo, Zemoria, 12, Apartado 3223, 20013 Donostia-San Sebastián, Spain. E-mail: (alvaro.altuna@telefonica.net)*
[b] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Vigo, Programa de Pesquerías Lejanas, Apartado 1552. 36280 Vigo, Spain.*

Table 1. List of species, depth interval, depth range, and number of hauls in which each species was collected in the three sampling zones. FC, Flemish Cap (177 hauls), FP, Flemish Pass (94 hauls), GB, Grand Banks (110 hauls). Total of valid hauls in the three zones, 381. Depth range is the difference in meters between the shallowest and the deepest records.

Species	**Depth interval (m)**	**Depth range (m)**		**Nº of hauls (%)**		
			FC	FP	GB	Total
Order Pennatulacea Verrill, 1865						
Suborden Sessiliflorae Kükenthal, 1915						
Family Kophobelemnidae Gray, 1860						
Kophobelemnon stelliferum (Müller, 1776)	657–1258	601	11 (6.21)	0	0	11 (2.88)
Family Anthoptilidae Kölliker, 1880						
Anthoptilum grandiflorum (Verrill, 1879)	200–1370	1170	78 (44.07)	23 (24.21)	12 (10.91)	113 (29.58)
Family Funiculinidae Gray, 1870						
Funiculina quadrangularis (Pallas, 1766)	324–1258	934	40 (22.60)	5 (5.26)	6 (5.45)	51 (13.35)
Family Protoptilidae Kölliker, 1872						
Distichoptilum gracile Verrill, 1882	727–1171	444	2 (2.11)	2 (1.13)	1 (0.91)	5 (1.31)
Protoptilum carpenteri Kölliker, 1872	973	—	1 (0.56)	0	0	1 (0.26)
Family Umbellulidae Kölliker, 1880						
Umbellula lindahli Kölliker, 1874	402–1370	968	31 (17.51)	1 (1.05)	1 (0.91)	33 (8.64)
Suborden Subselliflorae Kükenthal, 1915						
Family Halipteridae Williams, 1995						
Halipteris cf. *christii* (Koren & Danielssen, 1848)	169–290	121	14 (7.91)	0	0	14 (3.66)
Halipteris finmarchica (M. Sars, 1851)	320–1370	1050	39 (22.03)	13 (13.68)	3 (2.73)	55 (14.40)
Family Virgulariidae Verrill, 1868						
Virgularia cf. *mirabilis* (Müller, 1776)	1343	—	1 (0.56)	0	0	1 (0.26)
Family Pennatulidae Ehrenberg, 1834						
Pennatula aculeata Danielssen, 1860	302–1214	912	24 (13.56)	11 (11.58)	5 (4.55)	40 (10.47)
Pennatula grandis Ehrenberg, 1834	324–1246	922	11 (6.21)	7 (7.37)	6 (5.45)	24 (6.28)

Esponjas batiales del Banco de Galicia (NW Península Ibérica)

Pilar Rios[a], Javier Cristobo[a,b], Alberto Serrano[c]

El Banco de Galicia es un monte submarino de origen no volcánico. El régimen compresivo que afecta a la Península Ibérica ha generado en esta región un levantamiento generalizado del propio Banco y su entorno, más pronunciado hacia los flancos norte y noroeste (Druet , 2009). Su cima se encuentra a 615 m de profundidad, llegando a más de 4000 m en su vertiente más profunda.

Las comunidades de poríferos en la zona batial (1000-4000m de profundidad), constituyen un importante grupo de invertebrados, teniendo un claro papel en el acoplamiento bento-pelágico, así como siendo zona de refugio y de reproducción para diferentes especies de invertebrados.

Durante el verano del 2010 se llevó a cabo la campaña INDEMARES Banco de Galicia 0710, a bordo del B/O Thalassa. Los poríferos proceden del estudio de las comunidades de hábitats rocosos realizado mediante draga de roca (16 estaciones /7 batiales: DR02-DR08-DR09-DR10-DR13-DR15-DR16), así como las comunidades bentónicas y demersales de fondos sedimentarios mediante Beam trawl (12 estaciones/3 batiales: V2-V4-V8) y GOC-73 (17 estaciones/3 batiales: G2-G4-G16).

En este contexto se han recogido 213 ejemplares de esponjas en 8 de las estaciones enumeradas anteriormente (5 en fondos rocosos y 3 en fondos sedimentarios).

La mayoría de los ejemplares (40%) son epibiontes principalmente de diferentes especies de Scleractinias, aunque también hay especies epibiontes del bivalvo *Bathiarca nodulosa* y del octocoral *Acanella* sp. Asimismo hay esponjas de revestimiento sobre rocas (25%), masivas (30%) y perforantes (5%).

Se han identificado más de 40 especies de esponjas, la mayoría de las cuales son de la clase Demospongiae (88%), frente a las de la clase Hexactinellida (12%), presentes en las estaciones más profundas, siendo las especies más frecuentes *Aphrocallistes beatrix*, *Periphragella lusitanica* y *Asconema setubalense*.

Dentro de las demosponjas, las más abundantes son las del Orden Astrophorida (45%) con especies de los géneros *Calthropella*, *Erylus*, *Geodia*, *Characella*, *Poecillastra*, *Thenea* y *Vulcanella* entre otras.

Las Poecilosclerida (abundancia 27%) son las que presentan una mayor biodiversidad habiendo sido identificados 11 géneros diferentes hasta la fecha; *Iophon*, *Eurypon*, *Plocamione*, *Rhabderemia*, *Acanthancora*, *Hymedesmia*, *Melonanchora*, *Chondrocladia*, *Desmacella*, *Hamacantha*, y *Latrunculia*.

Los demás ejemplares pertenecen a los ordenes Hadromerida (10%), Halichondrida (9%), Haplosclerida (4%), Lithistida (3%) y Spirophorida (1%) y Verongida (1%).

Bibliografía

Druet, M., J. Acosta, M. Gómez-Ballesteros, A. Serrano and F. Sánchez, 2009. Preliminary study of the Galicia Bank seafloor (west Iberia continental margin) for the vulnerable ecosystem exploration. 6º Simposio sobre el Margen Ibérico Atlántico- MIA 09, Oviedo Dic 2009.

[a] *Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Gijón, C/ Príncipe de Asturias 70 bis, 33212 Gijón, Asturias, España.* *cristobo@gi.ieo.es*
[b] *Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, Madrid, España*
[c] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Santander, Promontorio de San Martín s/n, 39080, Santander, España.*

Cryptic species, cryptic larvae: the case of the Mediterranean marine sponge S. blanensis

Andrea Blanquer, Maria-J Uriz

Scopalina blanensis is a recently described cryptic species, which had long been misidentified with *Scopalina lophyropoda* (Blanquer & Uriz 2007, 2008). Both species were formally described only after molecular confirmation of their taxonomical status. The two species are sympatric and show contrasting ecological strategies. While *S. lophyropoda* shows a maximum growth in summer, *S. blanensis* collapses in summer and restarts growing in Autumn-Winter (Blanquer . 2008). The period of larval release partially overlaps in *S. lophyropoda* and *S. blanensis*, but larvae of both species differ slightly in size and colour. In order to assess whether they have ultrastructure differences, larvae of *S. blanensis* were collected in late August at the Blanes littoral and examined through transmission electron microscopy (TEM). Larval ultrastructure features were compared with those of larvae of the sibling species *S. lophyropoda* (Uriz . 2008), and of the congeneric *Scopalina ruetzleri*, also previously described (Rützler . 2003). To our knowledge, this is the first time that larval morphology of a cryptic sponge species has been studied. Some characteristics such as poor larval density in the inner zone, high amounts of lipid content and uniformly ciliated peripheral layer are shared by *S. lophyropoda* (Uriz . 2008) and by *S. ruetzleri* (Rützler . 2003). Thus, *S. blanensis* and *S. lophyropoda* are also cryptic in their larval stages.

References

Blanquer A, Uriz MJ, Agell G (2008) Hidden biodiversity in the shallow Mediterranean. Adjusting life dynamics to share substrate by cryptic sponge species living in sympatry. Mar Ecol Prog Ser, 371: 109-115

Blanquer A, Uriz MJ (2008) "A posteriori" searching for phenotypic characters to describe new cryptic species of sponges revealed by molecular markers (Scopalina: Dictyonellidae). Inv Syst, 22: 489-502

Blanquer A, Uriz MJ (2007) Cryptic speciation in marine sponges evidenced by mitochondrial and nuclear genes: A phylogenetic approach. Mol Phyl Evol, 45: 392-397

Rützler K, van Soest, RWM, Alvarez B (2003) *Svenzeai zeai*, a Caribbean reef sponge with giant larva, and *Scopalina ruetzleri*: a comparative fine-structural approach to classification (Demospongiae, Halichondrida, Dictyonellidae). Inv Biol 122, 203–222

Uriz MJ, Turon X, Mariani S (2008) Ultrastructure and dispersal potential of sponge larvae: tufted versus evenly ciliated parenchymellae. Mar Ecol 29, 280-297

Centre d'Estudis Avançats de Blanes CEAB-CSIC, aces cala St Francesc 14 17300 Blanes, Girona

Long-distance dispersal, low connectivity and molecular evidence of a new cryptic species in the obligate rafter *Caprella andreae* Mayer, 1890 (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae)

M. Pilar Cabezas Rodríguez[a], Carlos Navarro Barranco[a], Macarena Ros Clemente[a], José Manuel Guerra García[a]

A good insight into the dispersal capability of marine organisms is of major importance for a more informed understanding about the ecology and evolution of these species. During a sampling survey along the Andalusian coast, several specimens of the brooding cosmopolitan caprellid *Caprella andreae* Mayer, 1890, together with other fouling marine invertebrates, were discovered on a drifting rope in 150 metres off the coast of El Morche, Málaga (36º44'15''N, 3º59'38''W). So, this study provides the first record of *C. andreae* in southern Mediterranean Spain. This discovery prompted us to analyse the DNA sequence diversity of mitochondrial and nuclear markers of 52 specimens of *C. andreae* collected in different types of susbtrata, in seven locations across the North Atlantic and the Mediterranean regions, in search of patterns of genetic variation that could inform us about the role of both oceanic currents and behavioural traits on the dispersal capabilities and connectivity of this small crustacean rafter.

Caprella andreae is the only obligate rafter of the suborder Caprellidea, and has been reported to attach not only to floating objects such as ropes or driftwoods but also to turtle carapaces (*Caretta caretta* and *Chelonia mydas*). The strong genetic differentiation with non-shared mtDNA haplotypes between populations found in this study may be indicative that *C. andreae* is quite faithful to the substrata on which it settles, and reproduce on it probably more than one generation. In addition, *C. andreae* populations from turtles displayed higher haplotype and nucleotide diversities than those collected from floating objects (woods and rope). Floating objects have a high unpredictability of subsequent encounters with other drifting items, and exchange between rafts does not occur very frequently. In contrast, the complex life history of the turtles with ontogenetically onset migration, repeated movements between foraging, breeding and nesting areas increase the probability of getting in contact, thus increasing exchange between their epibionts and contributing to higher haplotype and nucleotide diversities. On the other hand, substrata of biotic origin have a high food value for organisms, whereas abiotic substrata have no food. Moreover, both posterior region and crevices in *Caretta caretta* carapace provide a suitable area for attachment of epibionts, with reduced water flow and, therefore, less physical stress. Accordingly, all characteristics previous mentioned, the presence of highly branched algae on carapace turtle as well as the higher longevity of sea turtles, indicate that turtle carapaces can provide better conditions than floating objects to increase the probability of survival for *C. andreae*. The presence of highly differentiated haplotypes in the same turtle population and the higher genetic diversity in these locations, are indicative that the turtles host different *C. andreae* populations. Therefore, it can be hypothesised that *C. andreae* is quite faithful to its substrata, and populations may migrate to turtle carapaces when they have the chance, remaining on them, thus promoting high genetic diversities and population differentiation. If these occur, then rafting on floating objects would be sporadic and ocean current patterns would not be the most important factor shaping patterns of connectivity and population structure in this species, but behavioural traits would be. Furthermore, the results of this study also suggest that specimens identified as *C. andreae* most probably represent different species. Molecular phylogenetic analyses revealed the existence of a cryptic species whose estimates of genetic divergence are higher than those estimated between *C. andreae* and other congeneric species (e.g. *Caprella dilatata* and *Caprella penantis*). Discovery of cryptic species among widely distributed small marine invertebrates is quite common and, in this case, prompts for a more detailed phylogenetic analysis and taxonomic revision of genus *Caprella*.

[a] *Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012, Sevilla, España (pilarcabezas@us.es)*

A new bathyal benthic *Leucothoe* (Crustacea: Amphipoda: Leucothoidae) from the Le Danois Bank ('El Cachucho' Spanish MPA), Cantabrian Sea

Inmaculada Frutos[a, b], Jean Claude Sorbe[c]

Within the ECOMARG project, two multidisciplinary surveys were carried out at the Le Danois Bank (ECOMARG 03 in October 2003 and ECOMARG 04 in April 2004). The suprabenthic fauna was sampled during daytime with a sled equipped with superimposed nets (0.5 mm mesh size; 0–50 and 50–100 cm near-bottom water layers), an opening-closing system activated by contact with the sea floor and a TSK flowmeter for estimations of haul lengths and corresponding bottom areas. In the material collected during these surveys, an amphipod belonging to family Leucothoidae was identified as new to science. This new *Leucothoe* can be distinguished from all others deep congeners of the ERMS area (*L. atosi*, Mid Atlantic Ridge; *L. lilljeborgi*, NE Atlantic and Mediterranean; *L. rostrata*, Azores; *L. spinicarpa*, NE Atlantic; *L. spinulosa*, off Arguin Bank; *L. uschakovi*, Greenland and Norwegian Seas) by the peculiar structure of its eyes. Although clearly visible in freshly captured specimens (each as a rounded and whitish-pigmented spot), the eyes become hardly visible in preserved specimens, just marked by more than 10 scattered translucent ocelli arranged in a circular area. The following characters have also an important diagnostic value: antenna 1 with minute accessory flagellum, coxae 1–3 with 2 serrations on posterodistal margin, posterodistal corner of epimeron 3 produced, bifid, with one seta between blunt lobes, telson apex pointed and without accessory teeth. Within its known distributional area, this new *Leucothoe* seems to be a strict inhabitant of fine sands from the top of the bank (486–574 m; sediment particles 62–500 µm: 61.06–84.31%; sediment organic content: 2.55–3.50%), where near-bottom temperatures and salinities range between 10°9–11°C and 35.6, respectively. All specimens were collected in the 0–50 cm near-bottom water layer, indicative of their poor swimming abilities and epibenthic behaviour. Their observed abundances ranged between 2.4 and 28.6 ind./100 m^2. Leucothoids are often reported as commensal inhabitants of sponges. The presence of the cup-shaped *Asconema setubalense* at the Le Danois Bank (up to 1 m height above bottom) suggests that this sponge could be the best host candidate for commensalism, offering to this whitish amphipod a cryptic lifestyle inside its whitish cup.

[a] *Instituto Español de Oceanografía, C.O. Santander, P. Box 240, 39080 Santander, Spain (inma.frutos@st.ieo.es)*
[b] *Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares, Spain*
[c] *Station Marine, UMR 5805 (CNRS / UB1), 2 rue Jolyet, 33120 Arcachon, France (jc.sorbe@epoc.u-bordeaux1.fr)*

A new mesopelagic *Eusirus* (Crustacea: Amphipoda: Eusiridae) from the southern Bay of Biscay (NE Atlantic Ocean)

Junkal Peña Othaitz[a], Jean Claude Sorbe[b]

During surveys of the deep suprabenthic communities from the southern Bay of Biscay (ESSAIS, ECOFER, OXYBENT and SEDICAN cruises in 1989-2001), many hauls were carried out at different stations (depth range: 148-1099 m) located on the southern margin of the Cap Ferret canyon and within the Capbreton canyon. The suprabenthic fauna was sampled with a sled equipped with 4 nets (0.5 mm mesh size - 10-40, 45-75, 80-110, 115-145 cm near-bottom water layers), a mechanical opening-closing system activated by contact with the sea floor and TSK flowmeters used for the estimation of haul lengths and bottom areas sampled during each haul. In the material collected during these surveys, an amphipod belonging to family Eusiridae was identified as new to science. This new *Eusirus* can be distinguished from the other deep congeners of the Bay of Biscay *E. biscayensis* Bonnier, 1896, *E. leptocarpus* Sars, 1893 and *E. longipes* Boeck, 1861 by the following morphological characters: absence of eyes, rostrum highly deflexed reaching half length of article 1 of antennal peduncle, accessory flagellum as long as 4 proximal articles of main flagellum, merus of pereopods 5-7 with long acute process on distal posterior corner, smooth posterior margin of epimeral plate 3, telson cleft (0.23x telson length). The new *Eusirus* was sampled between 370 and 1099 m, on softbottoms (muddy sand and mud) under the influence the Mediterranean Overflow Water characterized by a temperature and salinity maximum (9.8°C and 35.75, respectively) and an oxygen minimum at a depth of ca. 1000 m. According to its nearbottom distribution, this species seems to be less related to the sea floor than the other suprabenthic amphipods simultaneously collected by the sled and its actual vertical distribution is probably more extended in the water column (mesopelagic amphipod). A maximum abundance of 57.6 ind./100 m^2 was registered at station E' of the Capbreton canyon (10-145 cm water layer; 785 m depth; June 1999) where it co-occurred with *E. longipes*, contributing to 30.9% of total amphipod abundance and 19.6% of total suprabenthic fauna in this sample.

[a] *Avda Tolosa 70, 20008 Donostia, Universidad del País Vasco, Spain (junkal.othaitz@ehu.es)*
[b] *Station Marine, UMR 5805 (CNRS / UB1), 2 rue Jolyet, 33120 Arcachon, France (jc.sorbe@epoc.u-bordeaux1.fr)*

Deep suprabenthic amphipods from the Bellingshausen Sea, Southern Ocean - BENTART 2006 cruise

Jean Claude Sorbe[a], Antonio Jimeno[b]

During the austral summer BENTART 2006 cruise in the Bellingshausen Sea (Fig. 1), 12 stations along the pack-ice margin were sampled with a suprabenthic sledge (3 superimposed nets; 10–50 (A), 55–95 (B) and 100–140 (C) cm near-bottom water layers; 0.5 mm mesh size), at depths ranging from 431 to 3280 m. The material collected (mainly peracarid crustaceans) with this device was sorted on board into major taxonomical groups. On the whole, amphipods (numerically dominant at 9 stations) represented 50.4% of the total of individuals. They were classified on board at family level: Gammaridea: 25 families; Corophiidea: 5 families; Hyperiidea: 3 families. Three groups of stations were discriminated by the multivariate analysis carried out on these taxa (number of individuals in the 10–50 cm near-bottom water layer): group A (9 stations; mean abundance: 90.9 ± 91.1 ind./100 m^2; dominant taxa: Lysianassoidea, Synopiidae and Melphidippidae), group B (2 stations; mean abundance: 56.2 ± 78.0 ind./100 m^2; dominant taxa: Eusiridae and Stegocephalidae) and the deepest station of the survey (2.0 ind./100 m^2; only represented by 3 taxa: Lysianassoidea, Oedicerotidae and Pardaliscidae). Until now, amphipods from only stations TS27, TS29, TS31, TS33 and TS34 (located along a transect between the pack-ice and Peter I Island) were studied at genus/species level. The 2518 individuals examined (81.1% from station TS34) belong to 28 families, a minimum of 45 genera and a minimum of 76 species (some of them new to science or not yet fully identified). Lysianassidae is the most specious family (4 *Tryphosella*, 2 *Cheirimedon*, 2 *Lepidepecreum*, 1 *Hippomedon* and 1 *Orchomenella*), followed by Synopiidae (2 *Syrrhoe* and 5 *Syrrhoites*). The numerically dominant species are the Melphidippiidae *Melphidippella antarctica* (22.5% of total number of individuals), the Lysianassidae *Lepidepecreum urometacarinatum* (17.6%) and a Synopiidae belonging to genus *Syrrhoites* (4.6%), probably new to science. As usually observed elsewhere, the amphipod fauna was concentrated close to the bottom in most stations. For instance, in the case of station TS34, the number of individuals collected in the water layers A, B, and C was 85.7%, 9.9% and 4.4% of total abundance, respectively.

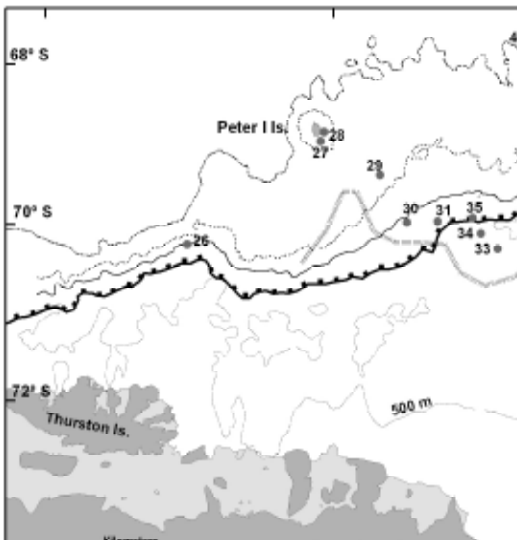


Figure 1. Geographical location of the 12 stations sampled with a suprabenthic sled in the Bellingshausen Sea during BENTART 2006 cruise.

[a] *Station Marine, UMR 5805 (CNRS / UB1), 2 rue Jolyet, 33120 Arcachon, France (jc.sorbe@epoc.u-bordeaux1.fr)*
[b] *Universitat de Barcelona, Facultad de Biología, Praga, 13 5° 1ª, 08024 Barcelona, Spain (antojimeno@gmail.com)*

First results of taxonomic and ecologic studies on Copepoda Harpacticoida communities from the Ría de Ferrol (NW Iberian Peninsula)

María Candás[a], Pedro Martínez Arbizu[b], Victoriano Urgorri[a,c], Celia Besteiro[a,c], Juan Moreira[d], Marcos Abad[a], Xela Cunha[a]

The coast of Galicia (NW Spain) is characterised by the presence of *rías*, which are fluvial valleys flooded by the sea, with variable length, depth and width. The Ría de Ferrol harbours one of the largest biological diversity among the galician *rías* because of its particular hydrodynamics and sedimentary conditions. This *ría* is a fully marine environment, with salinities between 32 and 35 ‰. It is 15 km long and comprises an area of 25 km^2, with maximum depths of about 35-40 m. Its macrobenthic fauna has been studied along the last 30 years and it is well-known. As for meiofauna, some researches have been carried out (Besteiro, 1986; Besteiro & Urgorri, 1987a, b; Besteiro & Planelles, 1988; Besteiro *et al*., 1990; Urgorri *et al*., 1991; Eugênio, 2008), but none of them were focused on Copepoda Harpacticoida. This fact has given rise to a joint research project of the Estación de Bioloxía Mariña da Graña, Universidade de Santiago de Compostela (Galicia, Spain) and the Deutsches Zentrum für Marine Biodiversitätsforschung, Forschungsinstitut Senckenberg (Germany), in order to study the subtidal soft-bottom meiofauna, paying special attention to Copepoda Harpacticoida.

The order Harpacticoida is one of the ten orders of the subclass Copepoda, and represent the inmense majority of meiobenthic copepod species (Higgins & Thiel, 1988). Harpacticoida are ubiquitous in marine soft-sediments and generally the second most abundant meiobenthic taxon after the Nematoda (Higgins & Thiel, 1988; Huys & Boxshall, 1991; Huys *et al.*, 1996; Coull, 1999; Giere, 2009). Harpacticoids can inhabit multiple habitat types, showing a high level of habitat specificity and adaptations to their environment, which is reflected in a high diversity of body forms (Higgings & Thiel, 1988; Huys & Boxshall, 1991; Giere, 2009).

In this communication, the results on abundance and diversity of six families of Copepoda Harpacticoida found in the Ría de Ferrol are presented. Moreover, faunal data are also related to abiotic features of the sediment and surrounding water.

[a]*Estación de Bioloxía Mariña da Graña, Universidade de Santiago de Compostela. Rúa da Ribeira 1-4. E-15590, A Graña, Ferrol, España.* maria.candas@usc.es
[b]*Deutsches Zentrum für Marine Biodiversitätsforschung (DZMB), Forschungsinstitut Senckenberg. Südstrand 44. D-26382, Wilhelmshaven. Alemania.*
[c]*Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Rúa Lope Gómez de Marzoa s/n, Campus Sur. E-15872, Santiago de Compostela, España.*
[d]*Departamento de Biología (Zoología), Universidad Autónoma de Madrid. E-28049, Cantoblanco, Madrid, España.*

During May and June 2006 samples were collected by means of SCUBA diving. Eight stations were chosen along the Ría (figure 1, marked with black spots). Four of these stations were sandy (Z1-Z4), and the other were muddy (Z5-Z8). They covered a range of depths and different conditions of salinity and pollution levels. In each station, three sampling sites 50 meters away from each other were selected (e.g. Z1M1, Z1M2, Z1M3,...). Therefore, 24 sites were sampled in total.

A corer made of transparent methacrylate was specially designed for this study. This corer is 6 cm diameter and 10 cm long. The corer was pushed into the sediment till a depth of 5 cm, also retaining a 5 cm sample of the water which was in contact with the sediment.

In each sampling site, two corers were taken: one for faunal studies, and the other one for determination of the abiotic parameters of the sediment: physicochemical (temperature, conductivity, salinity, redox potential, pH, oxygen content) and sedimentological (granulometric analysis, organic matter content and carbonate content). Moreover, water samples were taken in each sampling site with a 500 cc plastic bucket with hermetic lid, to determine physicochemical parameters (temperature, conductivity, salinity, redox potential, pH, oxygen content). Also, in each sampling site, coordinates, depth and underwater temperature were determined *in situ*.

In the laboratory, all samples were preserved in 4% buffered formaldehyde solution, and stained with Bengal Rose. The fixed sandy samples (Z1-Z4) were rinsed with fresh water, and decanted three times in small portions over a 40-µm mesh sieve. The fixed muddy samples (Z5-Z8) were washed through a 40-µm mesh sieve with fresh water; meiofauna was extracted from mud by centrifugation with a coloidal silica polymer (Levasil) as flotation medium and kaolin to cover heavier particles (Heiner & Neuhaus, 2007). The centrifugation was repeated three times at 4000 rpm for 6 min, respectively. After each centrifugation, the floating matter was decanted and rinsed with fresh water.

In total, 8965 specimens belonging to 19 families (plus a group called Harpacticoida indet.) were found. About 75% of them were adults (6732 specimens), and 25% were juveniles (copepodids, 2233 specimens). Copepodids were not identified, and disregarded in the analysis.

At this moment 2754 specimens, belonging to six families (Ancorabolidae, Cletodidae, Laophontidae, Miraciidae, Normanellidae and Tetragonicipitidae) and 62 species (table 1), have been identified.

A matrix of abundance of species is constructed, and the following univariate parameters are determined: total abundance

(N), number of species (S), Pielou's index (J) and Shannon-Wiener's diversity index (H', $\log_2$). Moreover, multivariate analyses are made to compare sampling stations and sampling sites according to the abundances of the different families and species, and to the presence and absence of each species. PRIMER v6 program is used to make these multivariate analyses. Bray-Curtis index is used to build a similarity matrix of sampling sites. From this matrix, an MDS ordination and a classification dendrogram are made. Also, the BIOENV procedure is made from this matrix, and it is used to compare sampling stations and sampling sites according to: 1) the abundance of families and species, and abiotic variables of sediment and water; and 2) the presence and absence of the species, and abiotic variables. The BIOENV procedure shows which abiotic variables have a best correlation with the abundance and distribution of the Harpacticoida in the sampling sites.

References

Besteiro, C. (1986). *Fauna mesopsámmica de las "arenas de Amphioxus" de la Ría de Ferrol*. Tesis doctoral. Universidade de Santiago de Compostela.

Besteiro, C. & Planelles, P. (1988). Foraminíferos bentónicos de un fondo de "arena de Amphioxus" en la Ría de Ferrol (Galicia). *Thalassas*, 7: 65-72.

Besteiro, C. & Urgorri, V. (1987a). Contribución al conocimiento de la fauna mesopsámmica de las "arenas de Amphioxus" en Galicia. *Thalassas*, 5 (1): 91-95.

Besteiro, C. & Urgorri, V. (1987b). Estudio del sedimento de un fondo de "arena de Amphioxus" en la Ría de Ferrol (Galicia). *Actas VIII Reunión Bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural,* 29-36.

Besteiro, C., Urgorri, V. & Parapar, J. (1990). Estratificación vertical y variación temporal de la fauna mesopsámmica de "arenas de amphioxus" en la Ría de Ferrol (Galicia, NW España). *Thalassas*, 8: 107-115.

Coull, B. (1999). Role of meiofauna in estuarine soft-bottoms habitats. *Australian Journal of Ecology*, 24: 327-343.

Eugênio, W. S. (2008). *La meiofauna intermareal de sustratos blandos de la Ría de Ferrol*. Tesis doctoral. Universidade de Santiago de Compostela.

Giere, O. (2009). *Meiobenthology. The microscopic motile fauna of aquatic sediments*. 2ª Edición. Springer. 527 pp.

Heiner, I. & Neuhaus. B. (2007). Loricifera from the deep sea at the Galápagos Spreading Center, with a description of *Spinoloricus turbatio* gen. et sp. nov. (Nanaloricidae). *Helgoland Marine Research*, 61: 167-182.

Higgings, R. P. & Thiel, H. (1988). *Introduction to the study of meiofauna*. Smithsonian Institution Press. 487 pp.

Huys, R. & Boxshall, G. A. (1991). *Copepod Evolution*. The Ray Society. 468 pp.

Huys, R., Gee, J. M., Moore, C. G. & Hamond, R. (1996). *Synopses of the British Fauna (New Series). Marine and Brackish water harpacticoid copepods.* Vols I y II. Otto Koeltz Science Publishers. 1-896 y 897-1682 pp.

Urgorri, V., Cobo, F. & Besteiro, C. (1991). *Pseudovermis artabrensis* (Nudibranchia: Aeolidoidea), a new species from Galicia, Spain. *Journal of Molluscan Studies*, 57: 189-197.

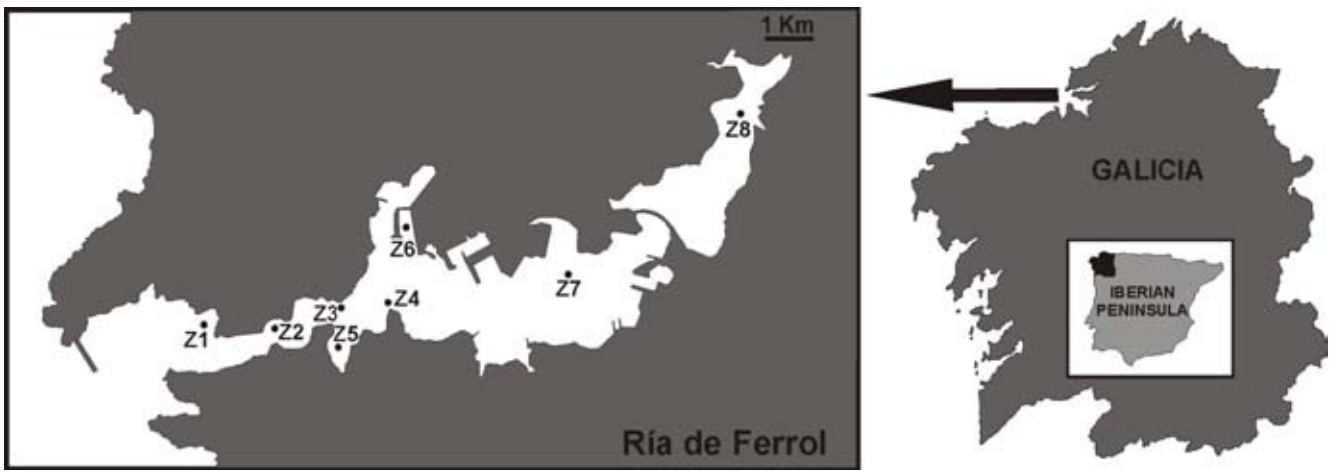


Figure 1. Sampling location. Sampling stations are indicated with black spots.

Table 1. List of harpacticoid species identified.

Family	Species
Ancorabolidae	*Laophontodes hamatus*
Cletodidae	*Acrenhydrosoma karlingii*
Cletodidae	*Acrenhydrosoma* sp.
Cletodidae	*Cletodes endopodita*
Cletodidae	*Cletodes limicola*
Cletodidae	*Cletodes smirnovi*
Cletodidae	*Cletodes* sp. 1
Cletodidae	*Cletodes* sp. 2
Cletodidae	*Cletodes* sp. 3
Cletodidae	*Cletodes tenuipes*
Cletodidae	*Enhydrosoma caeni*
Cletodidae	*Enhydrosoma curticauda*
Cletodidae	*Enhydrosoma gariene*
Cletodidae	*Enhydrosoma propinquum*
Cletodidae	*Enhydrosoma sarsi*
Cletodidae	*Enhydrosoma* sp.
Cletodidae	*Enhydrosomella monardi*
Cletodidae	*Enhydrosomella* sp.
Cletodidae	*Spinapecruris curvirostris*
Cletodidae	*Stylicletodes longicaudatus*
Cletodidae	Cletodidae indet.
Laophontidae	*Asellopsis hispida*
Laophontidae	*Heterolaophonte stroemi*
Laophontidae	*Heterolaophonte* sp.
Laophontidae	*Laophonte parvula*
Laophontidae	*Paralaophonte majae*
Laophontidae	*Paralaophonte zimmeri*
Laophontidae	*Paronychocamptus nanus*
Laophontidae	*Platychelipus* cf *laophontoides*
Miraciidae	*Amonardia normani*
Miraciidae	*Amphiascoides* cf *littoralis*
Miraciidae	*Amphiascoides* sp. 1
Miraciidae	*Amphiascoides* sp. 2
Miraciidae	*Amphiascoides* sp. 3
Miraciidae	*Amphiascus* sp.
Miraciidae	*Bulbamphiascus denticulatus*
Miraciidae	*Bulbamphiascus imus*
Miraciidae	*Bulbamphiascus* sp. 1
Miraciidae	*Bulbamphiascus* sp. 2
Miraciidae	*Bulbamphiascus* sp. 3
Miraciidae	*Bulbamphiascus* sp. 4
Miraciidae	*Bulbamphiascus* sp. 5
Miraciidae	*Bulbamphiascus* sp. 6
Miraciidae	*Haloschizopera* sp.
Miraciidae	*Paramphiascella* sp. 1
Miraciidae	*Paramphiascella* sp. 2
Miraciidae	*Robertgurneya* sp.
Miraciidae	*Schizopera* sp.
Miraciidae	*Stenhelia* sp.
Miraciidae	*Typhlamphiascus brevicornis*
Miraciidae	*Typhlamphiascus* cf *lamellifer*
Miraciidae	*Typhlamphiascus confusus*
Miraciidae	*Typhlamphiascus typhloides*
Miraciidae	*Typhlamphiascus* sp. 1
Miraciidae	*Typhlamphiascus* sp. 2
Miraciidae	*Typhlamphiascus* sp. 3
Miraciidae	*Typhlamphiascus* sp. 4
Normanellidae	*Normanella dubia*
Normanellidae	*Normanella mucronata*
Normanellidae	*Normanella paratenuifurca*
Normanellidae	*Normanella sarsi*
Tetragonicipitidae	*Phyllopodopsyllus bradyi*

Two new deep suprabenthic mysids (Crustacea: Mysida) from seamounts in the northern Iberian waters (NE Atlantic Ocean)

Inmaculada Frutos[a,b], Carlos San Vicente[c], Joan Cartes[d], Jean Claude Sorbe[e]

Within the ECOMARG (www.ecomarg.net) and INDEMARES LIFE+ (www.indemares.es) projects, two multidisciplinary surveys were carried out at the Le Danois Bank ("El Cachucho" Spanish MPA) in October 2003 (ECOMARG 03) and April 2004 (ECOMARG 04), and at the Galicia Bank in July 2010 (INDEMARES BANGAL 0710) and 2011 (INDEMARES BANGAL 0711). At both sites, benthic and demersal fauna was collected during daytime by different near-bottom sampling gears: mainly a GOC73 otter trawl (20 mm mesh size), a beam trawl (10 mm of mesh size at codend) and a suprabenthic sled (0.5 mm mesh size).

At the Le Danois Bank, a total of 9 stations were studied (depth range: 486–1062 m). On the total suprabenthic fauna collected (38210 individuals; 303 species) 8.9% were mysids belonging to 22 species. In this mysid material, two females ascribed to genus *Mysidopsis* (Mysida: Leptomysinae) were recorded at only one station (station E04-TS2; ECOMARG 04, 828 m depth). Their distinguishing features were the antennal scale (entire), the eyestalk (without finger-like papilla), the telson (entire) and the armature of their lateral margins (distal half armed with 19–20 cuspidate setae increasing in size towards apex) and the armature of their uropodal endopods (34–36 short cuspidate setae along inner margin). *Mysidopsis* sp.A is the fourth species of this genus to be discovered in Atlantic and Mediterranean European waters after *M. didelphys* (Norman, 1863), *M. angusta* Sars, 1864 and *M. gibbosa* Sars, 1864. *Mysidopsis* sp.A is a very rare species (0.3 ind./100 m^2 at station E04-TS02), strict suprabenthic inhabitant of upper bathyal bottoms and may be endemic of the Le Danois Bank (?), in contrast to the other European *Mysidopsis* species known to occur more abundantly in inner shelf areas.

At the Galicia Bank, 20 stations located from 684 to 1764 m depth were sampled. On the total near-bottom fauna collected with the three devices, a new mysid ascribed to genus *Petalophthalmus* (Mysida: Petalophthalmidae) was recorded at 4 stations during INDEMARES BANGAL 0711 (depth range: 1565–1726 m). This new mysid was sampled on the southeastern flank of the bank (station 10, otter trawl: 3 females, beam trawl: 2 females; station 8, beam trawl: 2 males and 3 females) and on its northwestern flank (station 2, suprabenthic sled: 1 specimen; station 9, suprabenthic sled: 1 specimen). These specimens share all *Petalophthalmus* diagnostic features: the antennular peduncle (long and slender), the mandibular palp (powerful, long and prehensile), the maxillipeds (strong, ischium with prominent lobes), the uropodal exopod (2-segmented) and the telson (quadrangular and emarginate). *Petalophthalmus* sp.A is the sixth species of the genus to be discovered after *P. armiger* Willemoes-Suhm, 1875, *P. oculatus* Illig, 1906, *P. caribbeanus* Tattersall, 1968, *P. macrops* Tchindonova & Vereshchaka, 1991 and *P. liui* Wang, 1998. It can be distinguished from the only European species *P. armiger* by the absence of rostrum and the presence of a papilla on the inner dorsal margin of the eyes. According to our environmental data, *Petalophthalmus* sp.A lives over muddy bathyal bottoms of the Galicia Bank (endemic species?) with a near-bottom distribution around this seamount.

[a] *Instituto Español de Oceanografía, C.O. Santander, P. Box 240, 39080 Santander, Spain (inma.frutos@st.ieo.es)*

[b] *Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares, Spain*

[c] *C/ Nou 8, 43839 Creixell, Tarragona, Spain.*

[d] *Instituto de Ciencias del Mar, CSIC. Paseo Marítimo de la Barceloneta, 37–49, 08003 Barcelona, Spain*

[e] *Station Marine, UMR 5805 (CNRS / UB1), 2 rue Jolyet, 33120 Arcachon, France*

Diversity of Lumbrineridae (Polychaeta) along the Portuguese continental shelf (NE Atlantic) with the description of four new species

Roberto Martins [a], Luís F. Carrera-Parra [b], Victor Quintino [a], Ana Maria Rodrigues [a]

The diversity of Lumbrineridae (Polychaeta) was assessed from 222 sampling sites collected in the entire Portuguese continental shelf. A total of 1943 Lumbrinerids were identified belonging to the species *Abyssoninoe hibernica* (McIntosh, 1903)*, Lumbrinerides amoureuxi* Miura, 1981*, Lumbrineriopsis paradoxa* (de Saint-Joseph, 1888), *Lumbrineris futilis* Kinberg, 1865, *Lumbrineris latreilli* Audouin & Milne Edwars, 1834, *Ninoe armoricana* Glémarec, 1968 and *Scoletoma fragilis* (Müller, 1766). Additionally, **four new species** were recorded: three in the genus *Lumbrineris* de Blainville, 1828 and one in the genus *Gallardoneris* Carrera-Parra, 2006. *Gallardoneris ibericus* **sp. nov.** is the first record of this genus in the Atlantic Ocean and it is easily recognized by the presence of composite multidentate hooded hooks with short blade (up to chaetiger 9), prechaetal lobes larger than the postchaetal lobes in the posterior parapodia, MIII edentate and MIV edentate plate, with whitish central area. *Lumbrineris lusitanicus* **sp. nov.** has MIII arcuate, unidentate followed by a knob, MIV unidentate with a pointed tooth, composite multidentate hooded hooks with short blade and digitiform wide basally postchaetal lobes in the anterior parapodia. *Lumbrineris pinaster* **sp. nov.** has auricular postchaetal lobes in the anterior parapodia, composite multidentate hooded hooks with long blade, and simple multidentate hooded hooks with short and long hood. *Lumbrineris luciliae* **sp. nov.** has digitiform wide basally postchaetal lobes in anterior parapodia, composite multidentate hooded hooks with short blade, simple multidentate hooded hooks with short hood, preacicular hook twice as big as postacicular hook, and strongly curved yellow aciculae. Both *Lumbrineris pinaster* **sp. nov.** and *Lumbrineris luciliae* **sp. nov.** are characterized by having an arcuate, unidentate MIII and MIV unidentate with well-developed plate. The multivariate analysis based on morphological characteristics validates the separation of the four new species. A taxonomic key to Lumbrinerid species from Iberian waters is included.

Key words: Western Iberia, Portugal, Lumbrinerids, first record, taxonomic key.

[a] *Departamento de Biologia & CESAM, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal (roberto@ua.pt).*
[b] *El Colegio de la Frontera Sur, Departamento de Ecología Acuática, Ave. Centenario Km 5.5, Chetumal, Q. Roo, 77014, México.*

La familia Maldanidae Malmgren, 1867 (Annelida, Polychaeta) en el ámbito ibero-balear: listado actualizado, Clave taxonómica y distribución geográfica

Mustapha El Haddad[ab*], Romana Capaccioni-Azzati[b], y A. Manuel García-Carrascosa[b]

Los Maldánidos son poliquetos, delgados, cilíndricos, con parapodios reducidos a pequeñas crestas. Los segmentos medios son muy alargados, a lo que alude el nombre de "gusanos bambú" con que se conocen los miembros de esta familia. El tamaño de los adultos varía entre 3 mm hasta más de 200 mm de longitud presentando generalmente un número fijo de segmentos.

Los Maldánidos son tubícolas y habitan tubos membranosos, cilíndricos, cubiertos por una capa de fango o arena; algunos "tubos" se presentan como simples madrigueras consolidadas. Los miembros de esta familia pueden encontrarse desde las zonas polares hasta las tropicales y habitan normalmente sustratos blandos desde el intermareal hasta profundidades abisales. Son comunes en los fondos blandos de la plataforma continental, también se localizan en praderas de fanerógamas y entre macroalgas. Algunos Maldánidos (p. ej., *Petaloproctus socialis*) forman densas agregaciones.

La familia Maldanidae cuenta actualmente con 8 subfamilias: Euclymeninae, Lumbriclymeninae, Maldaninae, Nicomachinae, Rhodininae, Clymenurinae, Notoproctinae y Boguinae. Representadas todas ellas en la fauna ibérica, excepto la última.

En el marco del proyecto "Fauna Ibérica: Anélidos Poliquetos V" se han catalogado hasta la fecha 33 especies pertenecientes a 20 géneros. En el presente trabajo se aportan claves para la identificación taxonómica (subfamilias, géneros y especies) y se incluye asimismo la distribución geográfica de cada una de las especies tanto a nivel regional como mundial.

[a] *OCEANSNELL, S.L. – Consultoría Ambiental Marina. Parque Tecnológico, Avda. Benjamín Franklín, 12, 46980 Paterna, Valencia (España) ▪Tel (+34) 961994253 ▪ Fax (+34) 961994220*
[b] *Laboratorio de Biología Marina, Facultad de Ciencias Biológicas, Universitat de Valencia, C/ Dr. Moliner, 50. Burjassot 46100 (Valencia)*
[*] *mustapha.haddad@oceansnell.com*

Nuevos registros de poliquetos para el golfo de Bizkaia y el océano Atlántico

Julián Martínez[a], Idoia Adarraga[a]

En los últimos años, el número de investigaciones oceanográficas llevadas a cabo en la costa vasca ha experimentado un notable incremento. Como resultado, el grado de conocimiento de la flora y fauna que habitan sus fondos ha aumentado sustancialmente. Si bien esto es generalizable al conjunto de los grupos marinos, es especialmente aplicable a la fauna de anélidos poliquetos.

La diversidad de este grupo faunístico en el País Vasco es relativamente bien conocida. Alrededor de 700 especies han sido inventariadas a lo largo de los múltiples estudios oceanográficos llevados a cabo en esta región geográfica, la mayor parte en las últimas tres décadas (Aguirrezabalaga, 1984, 2004; Aguirrezabalaga & Ceberio, 2003, 2005a, b, 2006; Aguirrezabalaga & Carrera-Parra, 2006; Aguirrezabalaga & Gil, 2008, 2009; Aguirrezabalaga *et al*., 1984, 1985, 1986, 1992, 1999, 2000, 2001, 2002; Martínez & Adarraga, 2001a, b, 2003, 2005, 2006; Martínez *et al*., 2005, 2006a, b, 2007a, b, 2008; Núñez *et al*., 2000; San Martín *et al*., 1996). Por su puesto, aún queda trabajo por hacer, con lo que este número seguirá aumentando con toda probabilidad en los próximos años, gracias al abundante material procedente de campañas recientemente emprendidas, las que vendrán en un futuro, así como de la re-examinación de diverso material conservado de campañas anteriores que fue, en su momento, insuficientemente clasificado.

En el presente trabajo mostramos precisamente tres de las últimas especies identificadas que suponen además nuevos registros para el océano Atlántico y/o golfo de Bizkaia, todas ellas recolectadas en muestras de fondos circalitorales de la costa vasca. El material examinado procede de diversas campañas oceanográficas llevadas a cabo por el Centro Tecnológico AZTI-TECNALIA y los propios autores del trabajo. Para cada especie, se aporta información relativa a su morfología, ecología y distribución geográfica, complementada con fotografías (que serán incluidas en el póster) de los tres taxones objeto del trabajo.

Los especimenes fueron recogidos en mayo de 2005, abril de 2006, abril de 2010 y octubre de 2011 en fondos blandos localizados en diversos puntos de la plataforma continental vasca, a unas profundidades comprendidas entre 70 y 125 m. Todas las muestras proceden de diversas campañas oceanográficas llevadas a cabo por AZTI-TECNALIA y los autores de este trabajo. Para la colecta de las muestras se emplearon (en función de las características de las campañas) dos tipos de dragas: una Van Veen y una Shipeck de 0,1 m^2 y 0.04 m^2 de superficie efectiva, respectivamente. El material obtenido en cada uno de los dragados se hizo pasar a través de un tamiz de 1 mm de luz de malla para la selección de la macrofauna. La fracción retenida se introdujo en recipientes de plástico, fijando las muestras en formaldehído al 5 % en agua de mar. En el laboratorio se tiñeron las muestras con rosa de bengala durante un periodo de 24 h, procediéndose a continuación a la separación e identificación taxonómica, utilizándose a tal efecto lupas binoculares y microscopios ópticos. Una porción del sedimento se guardó para su posterior caracterización físico-química.

En el congreso, se incluirán descripciones morfológicas y fotografías de cada una de las especies.

Familia SPIONIDAE Grube, 1850
Género *Paraprionospio* Caullery, 1914
Paraprionospio coora Wilson, 1990

Material examinado: 1 ejemplar, Deba-Zumaia estación L-REF-20 (43º 24´ N, 02º 18´ W), fango, 107 m, 15/04/2010.

Observaciones taxonómicas: Las características morfológicas de los ejemplares recogidos en la costa vasca coinciden bien con las descripciones de *P. coora* procedentes de Australia (Wilson, 1990) y Japón (Yokoyama, 2007). Si bien, se han señalado algunas diferencias entre los especímenes de ambas regiones geográficas no se consideran, por el momento, taxonómicamente significativas (Yokoyama, 2007). Precisamente, estas diferencias también fueron observadas en nuestro ejemplar. El número de dientes apicales en los ganchos neuropodiales varían entre 2 y cuatro (únicamente 2 en la descripción original de Wilson). Además las bolsas interparapodiales no fueron observadas. Esta variación en el número de dientes apicales de los ganchos, así como la presencia/ausencia de bolsas interparapodiales ha sido también reflejada en especímenes recolectados en Australia, Japón, China, Corea y Mar Mediterráneo (Yokoyama, 2007; Yokoyama & Choi, 2010; Yokoyama *et al*., 2010); por lo cual, estos autores sugieren que dichos caracteres no deben ser utilizados en la discriminación de las especies del género.

Ecología: Esta especie habita en fondos blandos someros y circalitorales, preferentemente en fango y arena fangosa (Yokoyama *et al*, 2010). En Corea ha sido señalada en áreas estuarinas y en zonas ambientalmente degradas como puertos, fondos influenciados por vertidos de emisarios submarinos, derrames de petróleo, áreas de vertidos circalitorales, etc.

[a]*S.C. INSUB. Okendo Museoa, Zemoria 2, P.K. 3223, Donostia 20013 (julido@euskalnet.net)*

(Yokoyama & Choi, 2010). En la costa vasca ha sido obtenida a 107 m de profundidad en una estación caracterizada por un contenido en fangos de 48,7% y de materia orgánica de 2,5%. La fauna acompañante más característica ha correspondido a los poliquetos: *Paradiopatra calliopae* Arvanitidis & Koukouras, 1997*, Prionospio fallax* Söderstrom, 1920*, Spiophanes kroeyeri* Grube, 1860 *Monticellina dorsobranchialis* (Kirkegaard, 1959)*, Chaetozone* cf. *setosa* Malmgren, 1867 *Galathowenia oculata* (Zachs, 1923) y *Terebellides stroemi* Sars, 1835; el *anfípodo Harpinia antennaria* Meinert, 1890; y el bivalvo *Thyasira flexuosa* (Montagu, 1803).

Distribución geográfica: Océano Pacífico: costas occidentales de Japón (Yokoyama, 2007), Mar Amarillo, Mar de China (Tamai, 1981, Zhou *et al*, 2008), Corea (Yokoyama & Choi, 2010); Nuevo Gales del Sur hasta Tasmania en Australia (Wilson, 1990); Mar Mediterráneo (Yokoyama *et al*., 2010); Océano Atlántico: costa vasca (golfo de Bizkaia). Esta es la primera ocasión que se cita la especie para los fondos del océano Atlántico.

Familia FLABELLIGERIDAE Saint-Joseph, 1894
Género *Diplocirrus* Haase, 1915
Diplocirrus stopbowitzi Darbyshire & Mackie, 2009

Material examinado: 1 ejemplar, Bakio, estación Ba7 (43º 29,300´ N, 02º 47,875´ W), arena gruesa, 90 m, 182/04/2006; 2 ejemplares, Bermeo, estación Be5 (43º 28,945´ N, 02º 41,444´ W), arena gruesa, 91 m, 18/04/2006; 7 ejemplares, Elantxobe, estación E6 (43º 30,800´ N, 02º 38,833´ W), arena gruesa, 117 m, 18/04/2006; 3 ejemplares, Armintza, estación CB (43º 28,347´ N, 02º 54,325´ W), gravas, 79 m, 05/10/2011; 1 ejemplar, Armintza, estación B-15 (43º 27,923´ N, 02º 52,794´ W), arena gruesa, 70 m, 05/10/2011; 1 ejemplar, Armintza, estación B-26 (43º 28,470´ N, 02º 52,061´ W), arens gruesa, 83 m, 05/10/2011; 7 ejemplares, Armintza, estación B-27 (43º 28,578´ N, 02º 52,448´ W), gravas, 89 m, 05/10/2011.

Observaciones taxonómicas: De todas las especies conocidas del género *Diplocirrus*, *D. stopbowitzi* recuerda mucho a *D. capensis* Day, 1961 especie originaria de Sudáfrica y *D. kudenovi* Salazar-Vallejo & Buzhinskaqja, 2011 de México por la falta de incrustaciones de granos de arena en su cuerpo y la ausencia de gonóporos ventrales. *D. stopbowitzi* se diferencia claramente de ambas por su menor número de sedas por fascículo y la gran longitud de las articulaciones de sus sedas; más específicamente de *D. capensis* por la forma hemisférica de sus papilas en lugar de alargadas; y de *D. kudenovi* por la falta de "jaula cefálica".

Hasta el presente estudio, la única especie descrita en el golfo de Bizkaia había sido *D. glaucus* (Malmgren, 1867), especie muy común en los sedimentos infralitorales y circalitorales de las costas europeas. Esta especie se distingue fácilmente de *D. stopbowitzi*, entre otros aspectos, por tener una "jaula cefálica" más o menos desarrollada, sedimento adherido a su cuerpo, grupos de papilas alrededor de las sedas y un mayor número de sedas por parápodo.

Ecología: Las referencias bibliográficas la sitúan en fondos constituidos por gravas y arenas gruesas entre 38 y 112 m de profundidad (Darbyshire & Mackie, 2009). En la costa vasca, todos los ejemplares han sido obtenidos sedimentos con granulometría similar, bajos contenidos en materia orgánica (1,00-2,7%) y a profundidades comprendidas entre 70 y 117.m. La fauna acompañante más abundante ha correspondido a los poliquetos: *Pisione remota* (Southern, 1914), *Sphaerosyllis bulbosa* Southern, 1914, *Glycera lapidum* Quatrefages, 1865, *Mediomastus fragilis* Rasmussen, 1973 y *Polycirrus* sp.; el bivalvo *Timoclea ovata* (Pennant, 1777) y la ofiura *Amphipholis squamata* (Chiaje, 1828).

Distribución geográfica: Océano Atlántico: Mar de Irlanda (Darbyshire & Mackie, 2009) y costa vasca (Golfo de Bizkaia). Esta es la primera ocasión que se referencia la especie para el golfo de Bizkaia y la península Ibérica.

Familia Scalibregmatidae Malmgren, 1867
Género *Axiokebuita* Pocklington and Fournier, 1987
*Axiokebuita minuta (*Hartman, 1967)

Material examinado: 3 ejemplares, Hondarribia, estación J-10 (43º 28,373´ N, 01º 51,900´ W), arena fangosa, 119 m, 19/05/2005.

Observaciones taxonómicas: A día de hoy, alrededor de 55 especies distribuidas en 15 géneros de la familia Scalibregamatidae son consideradas válidas (Rouse, 2001). De ellos, *Axiokebuita* constituye el último género erigido de la familia. Pocklington & Fournier (1987) establecieron este género para *A. millsi*, una nueva especie recolectada en el talud continental de las costas orientales de Canada, proponiendo de paso incluir *Kebuita minuta* (otra especie previamente descrita en las Islas Orcadas del Sur, Antártida) en el nuevo género.

La sistemática de *Axiokebuita* ha sido recientemente revisada por Parapar *et al*. (2011). Hasta entonces, el género estaba únicamente representada por las dos especies anteriormente citadas: *A. minuta* (Hartman, 1967) y *A. millsi* Pocklington & Fournier, 1987. En dicha revisión se examinó material tipo de ambas especies y abundantes ejemplares procedentes de distantes áreas geográficas como: Islandia, noroeste de la península Ibérica, fuentes hidrotermales del Pacífico y fondos profundos de la península Antártica y se llega a la conclusión de que no existen diferencias apreciables entre ambas especies. Los aspectos iniciales en las que se basaron la separación de ambos taxones (distribución de los cirros ventrales, presencia/ausencia de lamela globular notopodial y estructura del pigidio, como más relevantes) no fueron observados. Consecuentemente, dichos autores consideraron *Axiokebuita* como un género monoespecífico y a la especie *A. millsi* sinónima de *A. minuta*.

Las características de nuestros ejemplares coinciden con la re-descripción de la especie realizada por Parapar *et al*. (2011). Los tres especímenes tienen la característica lamela globular notopodial, cirros ventrales puntiagudos a lo largo del cuerpo, dos cojinetes distales en el pigidio tapizados de papilas cónicas, dos tipos de sedas capilares en ambas ramas parapodiales y carecen de las sedas furcadas típicas de la familia.

Ecología: Hasta la realización del presente trabajo, esta especie había sido recolectada en entornos profundos como: fondos del talud continental, llanuras abisales y fuentes hidrotermales. El rango batimétrico abarca desde 300 hasta 3697 m de profundidad

(Hartman, 1978; Parapar *et al*., 2011). En el golfo de Bizkaia*, A. minuta* ha sido obtenida en una estación localizada en la plataforma continental de la costa de Gipuzkoa a 119 m de profundidad. El sedimento poseía un contenido en fangos de 10,64% y un 2,18% de materia orgánica. Entre la fauna acompañante más destacada señalaremos a los poliquetos: *Nephtys hombergii* Savigny, 1818, *Prionopio ehlersi* Fauvel, 1928, *P. fallax* Söderstrom, 1920, *G. oculata*, y *T. stroemi*; el anfípodo *Ampelisca spinifer* Reid, 1951 y el gasterópodo *Turritella communis* Risso, 1826.

Distribución geográfica: Océano Glaciar Antártico: Mar de Escocia, Mar de Weddel, Mar de Bellinghausen, Mar de Ross, diversas zonas al este de la península Antártica (Hartman, 1967, 1978; Parapar *et al*., 2011). Océano Pacífico: fuentes hidrotermales en el noreste y sureste (Blake & Hilbig, 1990; Parapar *et al*., 2011). Océano Atlántico: este de Canada, suroeste de Islandia, fiordos norruegos, noroeste de Galicia (España) (Pocklington & Fournier, 1987; Persson & Pleijel, 2005; Parapar *et al*., 2011) y costa vasca (golfo de Bizkaia). Nuestros ejemplares constituyen la primera referencia para el golfo de Bizkaia y marcan el límite batimétrico superficial de la especie.

Aunque la explicación de la presencia de estas especies en nuestra costa no está del todo clara, su origen geográfico nos lleva a pensar en distintas causas.

P. coora es una especie originaria de las costas pacíficas de Australia y del sudeste asiático que recientemente ha extendido su rango geográfico al Mediterráneo; concretamente al Puerto de Valencia en España (Redondo & San Martín, 1997, como *P. pinnata*) y diversas zonas del Mar Egeo y Mar Marrmara en Turquía (Yokoyama *et al.,* 2010). Las características de las masas que bañan dichas áreas tropicales o subtropicales, unido a su considerable separación geográfica nos llevan a sugerir que *P. coora* podría tratarse de otra especie exótica más que ha llegado a nuestra costa. En este sentido, debemos señalar que en los últimos años hemos registrado un número considerable de especies exóticas procedentes de áreas subtropicales y cálidas (Martínez & Adarraga, 2005, 2006; Adarraga & Martínez, 2011, 2012.). Las peculiaridades biogeográficas de la costa vasca, resumidas en un mayor calentamiento estival de las masas de agua que bañan la costa vasca respecto a las zonas adyacentes, han permitido la existencia y aclimatación de un buen número de especies de tendencia meridional (Fischer-Piette, 1938; Ibáñez, 1978, 1985 y 1989). En cuanto a la vía de entrada, en ausencia de zonas de cultivos marinos próximos a la zona donde la especie ha sido recolectada, la hipótesis más probable sería a través del agua de lastre de algún buque. Precisamente, por este mismo mecanismo, se han registrado invasiones de poliquetos espionidos en diversas regiones del mundo (Bastrop *et al.,* 1997; Chu *et al.,* 2007; Çinar *et al.,* 2005; Dagli & Çinar, 2009), incluida la costa vasca (Martínez *et al*., 2006).

El caso de los otros dos poliquetos parece distinto. *D. stopbowitzi* es una especie de reciente descripción, procedente del Mar de Irlanda (Darbyshire & Mackie, 2009); un área geográfica relativamente próxima a la costa vasca. Las características de los fondos en las dos zonas son también similares (arenas gruesas circalitorales). Debido a ello, la explicación más plausible sería la de estar ante una especie propia del Atlántico Norte. El hecho de no haber más reseñas de la especie puede ser debido a una falta de muestreos, o bien, a errores en la identificación de los ejemplares. En este sentido, destacamos que hasta no hace mucho tiempo *Diplocirrus* era un género con apenas 7 especies identificadas; número que se ha visto duplicado en los tres últimos años gracias a dos trabajos de Darbyshire & Mackie (2009) y Salazar-Vallejo & Buzhinskaqja (2011), quedando el género actualmente representado por 13 especies.

Por otra parte, *A. minuta* es una especie citada en fondos profundos de todos los océanos del mundo a excepción del Indico. Por este motivo, algunos autores como Schüller & Ebbe (2007) la definen como potencialmente cosmopolita. Sin embargo, para otros como Parapar *et al*. (2011) se comportaría más bien como bipolar o antitropical, pudiendo aparecer a menores latitudes favorecidas por corrientes oceánicas profundas, tal y como ya ha sido señalado por Kirkegaard (1996) para otras especies batiales. A pesar de ello, tanto el descubrimiento de los ejemplares del noroeste de la península Ibérica como los del País Vasco sugieren, a nuestro juicio, una distribución mas bien cosmopolita. No obstante, tal y como sugiere Parapar *et al.* (2011) serían necesarios futuros estudios (especialmente a nivel molecular) para confirmar el carácter monotípico del género o segregar las diferenciar formas.

Bibliografía

Adarraga I. & Martínez J. (2011) First record of invasive of *Theora lubrica* (Mollusca: Bivalvia: Semelidae) in the Atlantic Ocean. *Marine Biodiversity Records,* Vol., 4: e100, 1-7.

Adarraga I. & Martínez J. (2012) First record of the invasive brackish water mytilid *Limnoperna securis* (Lamarck, 1819) in the Bay of Biscay. *Aquatic invasions,* 7(2): 171–180.

Aguirrezabalaga F. (1984) Contribución al estudio de anélidos poliquetos de la costa de Guipúzcoa. *Munibe,* 36: 119-130.

Aguirrezabalaga F. (2004) Aportaciones a la taxonomía y autoecología de la familia Paraonidae (Annelida, Polychaeta) de los fondos blandos sublitorales de la ensenada de Zarautz (Costa vasca, Golfo de Vizcaya). *Resúmenes del XIII Simposio Ibérico de Estudios del Bentos Marino. Las Palmas de Gran Canaria,* 21-24 de Septiembre de 2004.

Aguirrezabalaga F. & Ceberio A. (2003) Dorvilleidae (Polychaeta) from the Capbreton Canyon 8Bay of Biscay, NE Atlantic) with the description of *Pettiboneia sanmartini* sp. nov. *Cahiers de Biologie Marine*, 44: 41-48.

Aguirrezabalaga F. & Ceberio A. (2005) *Sphaerodoropis amoureuxi* and *S. stellifer*, two new species of Sphaeodoridae (Polychaeta) from the Capbreton Canyon (Bay of Biscay, NE Atlantic). *Cahiers de Biologie Marine*, 46: 9-20.

Aguirrezabalaga F. & Ceberio A. (2005) Spionidae (Annelida: Polychaeta) from the Capbreton Canyon (Bay of Biskay, NE Atlantic) with descriptions of a new genus and three new species. *Marine Biology Research*, 1: 267-280.

Aguirrezabalaga F. & Ceberio A. (2006) *Flabelligena gasgognensis* sp. nov. (Polychaeta: Acrocirridae), a new species from the Capbreton Canyon (Bay of Biskay, NE Atlantic). Oceanography of the Bay of Biskay. X. A. G. Morán, J. M. Rodríguez & P. Pettigas (eds.), *Scientia Marina* 70S1, 141-147 pp. Barcelona (Spain).

Aguirrezabalaga F. & Carrera-Parra L.F. (2006) Lumbrineridae (Polychaeta) from the Capbreton Canyon (Bay of Biskay, NE Atlantic) with the description of two new species. Scientific Advances in Polychaete Research. R. Sardá, G. San Martín, E. López, D. Martín & D. George (eds.), *Scientia Marina* 70S3, 17-25 pp. Barcelona (Spain).

Aguirrezabalaga F. & Gil J. (2008) Paraonidae (Annelida: Polychaeta) of the inlet of Zarautz (Basque Coast, Bay of Biscay), with new records

from the Atlantic and the Iberian coasts. *Cahiers de Biologie Marine*, 49: 37-57.

Aguirrezabalaga F. & Gil J. (2009) Paraonidae (Polychaeta) from the Capbreton Canyon (Bay of Biscay, NE Atlantic) with the description of eight new species. *Scientia Marina,* 73(4): 631-666.

Aguirrezabalaga F., Altuna A., Borja A., Feliú J., García–Carrascosa M., Romero A., San Vicente C., Torres J.A., Uriz M.J. & Ibáñez M. (1984) Contribución al conocimiento de la fauna marina de la costa vasca II. *Lurralde,* 7: 83-133.

Aguirrezabalaga F., Arrarás M.D., Arteche I., Romero A., Ruiz de Ocenda M.J., Torres J.A., Uriz M.J., Zabala M. & Ibáñez M. (1985) Contribución al conocimiento de la fauna marina de la costa vasca III. *Lurralde,* 8: 121-140.

Aguirrezabalaga F., Altuna A., Arrarás M.D., Miguel I., Romero A., Ruiz de Ocenda M.D., San Vicente C. & Ibáñez M. (1986) Contribución al conocimiento de la fauna marina de la costa vasca IV. *Lurralde,* 9: 133-158.

Aguirrezabalaga F., Ibáñez M. & Ros J. (1992) Taxocenosis anelidianas en el piso circalitoral de la Costa Vasca. *Actas del V Simposio Ibérico de Estudios del Bentos Marino. Puerto de la Cruz, Tenerife,* 22-27 de Septiembre de 1986. Tomo 2: 149-159.

Aguirrezabalaga F., San Martín G., Petersen, M.E. & Ceberio A. (1999) Presencia de *Disponetus gracilis* Hartman, 1965 (Polychaeta: Chrysopetalidae) en las costas europeas, Golfo de Vizcaya. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección de Biología)*, 95(3-4): 21-25

Aguirrezabalaga F., Gil J. & Viéitez M. (2000). Presencia de *Myriochele danielsseni* Hansen, 1879 (Polychaeta: Oweniidae) en las costas de la Península Ibérica. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección de Biología)*, 96(1-2): 57-68.

Aguirrezabalaga F., Ceberio A. & Fiege D. (2001) *Octomagelona bizkaiensis* (Polychaeta: Magelonidae) a new genus and species from the Capbreton Canyon (Bay of Biscay, north-east Atlantic). *Journal marine Biological Associations of the United Kingdom*, 81: 221-224.

Aguirrezabalaga F., Ceberio A. & Paxton H. (2002) Onuphidae (Polychaeta) from the Capbreton (Bay of Biskay, NE Atlantic), with the description of *Paradiopatra capbretonensis* sp. nov. *Steenstrupia*, 27(1): 19-28.

Bastrop R., Röhner M., Sturm-Bauer C. & Jürss K. (1997) Where did *Marenzelleria* spp. (Polychaeta: Spionidae) in Europe come from?. *Aquatic Ecology*, 31(2): 119-136.

Blake J.A. & Hilbig B. (1990) Polychaeta from the Vicinity of Deep-sea Hydrothermal Vents in the Eastern Pacific. II. New species and Records from the Juan de Fuca and Explorer Ridge Systems. *Pacific Science*, 44: 219-253.

Çinar M.E., Ergen Z., Dagli E. & Petersen M.E. (2005) Alien species of spionid polychaetes (*Streblospio gynobranchiata* and *Polydora cornuta*) in Izmir Bay, eastern Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Associations of the United Kingdom*, 85(4): 821-827.

Chu K.H., Tam P.F., Fung C.H. & Chen Q.C. (1997) A biological survey of ballast water in container ships entering Hong Kong. Hydrobiologia, 352: 201-206.

Dagli E. & Çinar M.E. (2009) Species of the subgenera *Aquilospio* and *Prionospio* (Polychaeta: Spionidae: *Prionospio*) from the southern coast of Turkey (Levantine Sea, eastern Mediterranean), with description of a new species and two new reports for the Mediterranean fauna. *Zootaxa*, 2275: 1-20.

Darbyshire T. & Mackie A.S.Y. (2009) Two new species of *Diplocirrus* (Polychaeta: Flabelligeridae) from the southern Irish Sea and South Africa. *Zoosymposia*, 2: 91-103.

Fischer-Piette E. (1938) Sur le caractère méridional du bios intercotidal du Golfe de Gascogne. *Compte Rendu Sommaire Des Seances De La Societe De Biogeogra phie*, 15(130): 61-65.

Hartman O. (1967) Polychaetous annelids collected by the USNS "Eltanin" and "Staten Island" cruises, chiefly from Antarctic seas. *Allan Hancock Monograhs on Marine Biology*, 2: 387 pp.

Hartman O. (1978) Polychaeta from the Weddell Sea Quadrant, Antarctica. *American Research Series, American Geophysical Union,* 26: 125-233.

Ibáñez M. (1978) Características biogeográficas de la costa vasca. *Lurralde,* 1: 121-127.

Ibáñez M. (1985) Consideraciones generales sobre los ecosistemas de sustrato duro intermareal de la costa vasca. *Lurralde*, 8: 105-112.

Ibáñez M. (1989) Implicaciones biogeográficas de la continentalización de la costa vasca. Lurralde, 12: 71-101.

Kirkegaard J.B. (1996) Bathyal and abyssal polychaetes (Sedentary species I). *Galathea Reports*, 17: 57-78.

Martínez J. & Adarraga I. (2001a) Distribución batimétrica de comunidades macrobentónicas de sustrato blando en la plataforma continental de Guipúzcoa (golfo de Vizcaya). 2001. *Boletin del Instituto Español de Oceanografía* 17 (1 y 2): 33-48.

Martínez J. & Adarraga I. (2001b) Nuevas citas de anélido poliquetos y de un anfípodo marino en la Península Ibérica. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural,* 96 (3-4): 137-150.

Martínez J. & Adarraga I. (2003) Estructura y evolución temporal de los sedimentos y de las comunidades bentónicas afectadas por los vertidos de un colector de aguas residuales en San Sebastián (Guipúzcoa) (golfo de Vizcaya). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 19(1-4): 345-370.

Martínez J. & Adarraga I. (2005) *Programa de Vigilancia y Control de Introducción de especies invasoras en los Ecosistemas Litorales de la Costa Vasca. 1. Costa de Gipuzkoa*. Sociedad Cultural de investigación submarina INSUB, 269 pp.

Martínez J. & Adarraga I. (2006) *Programa de Vigilancia y Control de Introducción de especies invasoras en los Ecosistemas Litorales de la Costa Vasca. 2. Costa de Bizkaia.* Sociedad Cultural de investigación submarina INSUB, 271 pp.

Martínez J. & Adarraga I. (2011) Primer registro de *Aberranta banyulensis* Mackie, Pleijel & Rouse, 2005 (Polychaeta, Aberrantidae) para el Océano Atlántico. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección de Biología)*, 105(1-4): 125-131.

Martínez J. & Adarraga I. (2012) Primer registro de *Laubieriopsis brevis* (Hartman, 1965) (Annelida: Fauveliopsidae) para la fauna de la península Ibérica (en prensa).

Martínez J., Adarraga I. & San Martin G. (2002) *Exogone (Exogone) mompasensis* (Polychaeta: Syllidae: Exogoninae), a new species from the Iberian Peninsula (Basque Country, Spain). *Proceedings of the Biological Society of Washington,* 115 (3): 676-680.

Martínez J., Adarraga I. & Ruiz J.M. (2005) *Proyecto Fauna Marina de los Invertebrados de la Costa Vasca: EUSKALBENTOS I. 1. Cartografía Bionómica de los Fondos Blandos Naturales de la Costa de Gipuzkoa: Caracterización de las Comunidades, Inventarios de Especies, Censos y Establecimiento de Bioindicadores de Calidad Ambiental.* Sociedad Cultural de investigación submarina INSUB, 182 pp.

Martínez J., López E. & Adarraga I. (2006) Nuevos datos del género *Boccardia* (Polychaeta: Spionidae) para las aguas atlánticas europeas. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 22(1-4): 53-64.

Martínez J., Adarraga I. & Ruiz J.M. (2006) *Proyecto Fauna Marina de los Invertebrados de la Costa Vasca: EUSKALBENTOS II. 2. Cartografía Bionómica de los Fondos Blandos Naturales de la Costa de Bizkaia: Caracterización de las Comunidades, Inventarios de Especies, Censos y Establecimiento de Bioindicadores de Calidad Ambiental.* Sociedad Cultural de investigación submarina INSUB, 179 pp.

Martínez J., Adarraga I. & Ruiz J.M. (2007a) *Proyecto Fauna Marina de los Invertebrados de la Costa Vasca: EUSKALBENTOS I. 1. Cartografía Bionómica de los Fondos del Margen Superior del Talud Continental de la Costa Vasca: Caracterización de las Comunidades, Inventarios de Especies, Censos y Establecimiento de Bioindicadores de Calidad Ambiental.* Sociedad Cultural de investigación submarina INSUB, 137 pp.

Martínez J., Adarraga I. & Ruiz J.M. (2007b) Tipificación de poblaciones bentónicas de los fondos blandos de la plataforma continental de Guipúzkoa (Sureste del golfo de Vizcaya). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 23(1-4): 85-110.

Martínez J., Aguirrezabalaga F. & Adarraga I. (2008) A new species of

Pisione (Annelida: Polychaeta: Pisionidae) from the circalittoral soft bottoms (SE Bay of Biscay, Basque Coast). *Cahiers de Biologie Marine*, 49: 283-294.

Núñez J., Aguirrezabalaga F. & Ceberio A. (2000) Species of Nereidae from the Capbreton Canyon (Bay of Biscay, Northeast Atlantic). *Bulletin of Marine Science*, 67(1): 25-37.

Parapar J., Gambi M.C. & Rouse G.W. (2011) A revision of the deep-sea genus *Axiokebuita* Pocklington and Fournier, (Annelida: Scalibregmatidae). *Italian Journal of Zoology*, DOI: 10.1080/11250003.2011.598350.

Persson J. & Pleijel F. (2005) On the phylogenetic relationships of *Axiokebuita*, *Travisia* and Scalibregmatidae (Polychaeta). *Zootaxa*, 998: 1-14.

Pocklington P. & Fournier J.A. (1987) *Axiokebuita millsi*, new genus, new species, (Polychaeta: Scalibregmatidae) from eastern Canada. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 7: 108-113.

Redondo M.S. & San Martín G. (1997) Anélidos poliquetos de la costa comprendida entre el cabo de San Antonio y el puerto de Valencia (Mediterráneo occidental). *Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía*, 23: 225-233.

Rouse G.W. (2001) Scalibregmatidae. In Rouse, G.W. & Pleijel F. (eds.), *Polychaetes*. Oxford University Pfress, Oxford: 67-69.

Salazar-Vallejo S. & Buzhinskaqja G. (2011) Revisión of *Diplocirrus* Haase, 1915, including *Bradiella* Rullier, 1965, and *Diversibranchius* Buzhinskaja, 1993 (Polychaeta, Flabelligeridae). *ZooKeys*, 106: 1-45.

San Martín G., Ceberio A. & Aguirrezabalaga F. (1996) *Exogone* species (Polychaeta: Syllidae: Exogoninae) from the Capbreton Canyon (Bay of Biscay, NE Atlantic) *Cahiers de Biologie Marine*, 37: 249-258.

Schüller M. & Ebbe B. (2007) Global distributional patterns of selected deep-sea Polychaeta (Annelida) from the Southern Ocean. *Deep-Sea Research II*, 54: 1737-1751.

Tamai K. (1981) Some morphological aspects and distributions of four types of *Paraprinospio* (Polychaeta: Spionidae) found from adjacents waters to western part of Japan. *Bulletin of the Nansei Regional Fisheries Research Laboratory*, 13: 41-58 (in Japanese with English abstract).

Wilson R.S. (1990) *Prionospio* and *Paraprionospio* (Polychaeta: Spionidae) from southern Australia. *Memoirs of the Museum of Victoria*, 50: 243-274.

Yokoyama H. (2007) A revision of the genus *Paraprionospio* (Polychaeta: Spionidae*). Zoological Journal of the Linnean Society*, 151(2): 253-284.

Yokoyama H. & Choi J.W. (2010) New Records of Three *Paraprionospio* Species (Polychaeta: Spionidae) from Korean Waters. *Ocean Science Journal*, 45: 55-61.

Yokoyama H., Dagli E. & Çinar M.E. (2010) First record of *Paraprionospio coora* Wilson, 1990 (Polychaeta: Spionidae) from the Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, (in press).

Zhou J., Yokoyama H. & Li X. (2008) New records of *Paraprionospio* (Annelida: Spionidae) from Chinese waters, with the description of a new species. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 121(3): 308-320.

El nemertino con el pijama de rayas, *Micrura dellechiajei* (Hubrecht, 1879): Una desconocida especie, nueva para la fauna española

Juan Junoy[a,b], Alfonso Herrera-Bachiller[a,b]

Los nemertinos no han sido nunca muy populares en los estudios bentónicos, siendo frecuente que aparezcan en los listados faunísticos determinados únicamente a nivel de filo, como Nemertea sp, Nemertini spp u otras variantes onomásticas. Esta falta de interés por su filiación específica se debe a las dificultades que entraña su determinación. Son animales frágiles, que se autotomizan con facilidad y que pierden muchas de sus características distintivas (coloración, conducta, tamaño y posición de los ojos, entre otros detalles anatómicos) en los líquidos conservantes. No es de extrañar de que a pesar de que son frecuentes en el medio marino, su estudio faunístico depare sorpresas continuas, como fueron los recientes hallazgos en las playas de Galicia de *Lineus acutifrons,* un siglo después de su descripción original (Puerta . 2010) o la descripción de una especie comensal en las ascidias, *Vieitezia luzmurubeae*, de curiosa conducta sexual (Junoy . 2010).

La especie sobre la que versa esta comunicación, *Micrura dellechiajei*, constituye otro caso de nemertino únicamente conocido en su localidad tipo, el golfo de Nápoles. Esta falta de citas es muy probable que se deba a las razones antes apuntadas, ya que hemos tenido ocasión de recolectar la especie en dos campañas oceanográficas realizadas en las aguas mediterráneas españolas, por lo que la especie no parece ser, ni mucho menos, rara.

Las primeras observaciones corresponden a Delle Chiaje (1841) que atribuyó sus ejemplares a especies ya conocidas en su tiempo. Es Hubrecht (1879) quien la eleva a la categoría de nueva especie con el nombre de *Cerebratulus dellechiajei*, señalando su presencia en las proximidades de Capri. Hubrecht (1879: 213-214) da cuenta de que los ejemplares poseen un corto apéndice caudal, numerosos ojos y variaciones de color. Precisamente estos cambios de coloración son representados en la monografía de los nemertinos del golfo de Nápoles de Bürger (1895: 646-648, Lámina 4), el primer autor que utiliza la denominación de *Micrura dellechiajei* con la que se conoce actualmente a la especie (Gibson 1995: 416).

[a]*Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad de Alcalá, E-28871 Alcalá de Henares, Spain*
[b]*Instituto Franklin,-UAH, Colegio de Trinitarios, C /Trinidad 1, E-28801 Alcalá de Henares, Spain (juan.junoy@uah.es)*

Los ejemplares estudiados provienen de las campañas oceanográficas CALMEN07 y CALMEN08 realizadas en el canal de Menorca en julio de 2007 y 2008 respectivamente, y de la ALBORÁN-INDEMARES, realizada en las proximidades de la isla de Alborán en septiembre de 2011. Las muestras en que apareció la especie se recogieron con la draga de roca y el bou de vara, a profundidades situadas entre los 61 y 101 metros (Figura 1).



Figura 1. Mapa del Mediterráneo occidental con la distribución de Micrura dellechiajei. Flecha: golfo de Nápoles, localidad tipo y únicas citas conocidas hasta este trabajo (Hubrech, 1879; Bürger, 1892, 1895). Estrellas: nuevas citas de la especie en el canal de Menorca y en el mar de Alborán.

Las últimas tendencias en el estudio de los nemertinos combinan el tradicional estudio histológico con las técnicas moleculares (e.g. Schwartz 2009, Puerta 2010; Junoy . 2010; Kajihara 2011). Para el estudio histológico de la especie, los ejemplares convenientemente anestesiados, fueron fijados en el líquido de Bouin, incluidos en parafina, seccionados (6 µm) y los cortes teñidos con la tinción triple de Mallory. Además, se estudiarán las secuencias de dos marcadores moleculares usados comúnmente en el estudios filogenéticos, el ADN mitocondrial de la citocromo oxidasa I (CO1) y el ARN ribosomal 28S (28S rRNA) .

Como puede apreciarse en los dibujos de Bürger (1985) y en las fotografías de los ejemplares recogidos en las aguas españolas (Figura 2), la especie muestra variaciones de color, desde formas muy oscuras como las recogidas en el canal de Menorca hasta formas cuya coloración es verde oliva o blanca, correspondientes al mar de Alborán. En todo caso el patrón de bandas longitudinales dorsales, que nos permite proponer el nombre común del nemertino con el pijama de rayas, se repite en los ejemplares. Esas bandas van alternando de forma simétrica con respecto a la línea media dorsal, que presenta generalmente un color anaranjado, perfilado

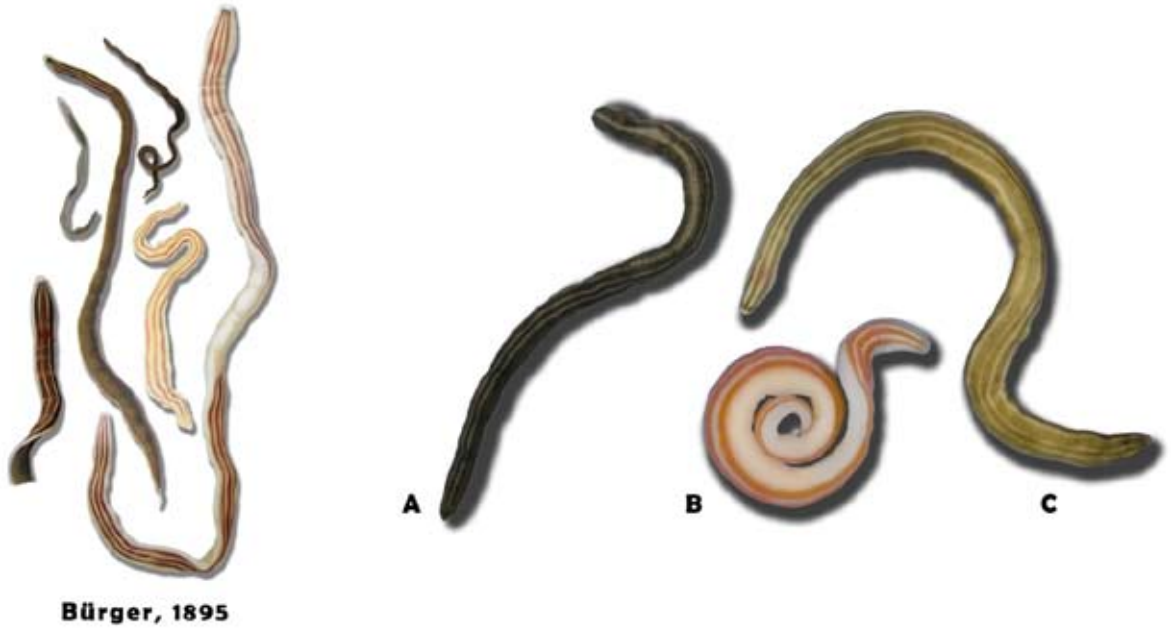


Figura 2. Variación cromática de *Micrura dellechiajei.* Izquierda: ejemplares representados por Bürger (1895), elaboración propia a partir de la lámina original. Derecha: fotografías de los ejemplares recogidos en el canal de Menorca (A) y el mar de Alborán (B y C).

de marrón oscuro. Si consideramos los ejemplares oscuros, presentan dorsalmente cuatro bandas longitudinales de color blanco; si consideramos el ejemplar blanco, dorsalmente presenta tres bandas longitudinales oscuras.

Si bien la especie, a pesar de sus variaciones cromáticas, es fácilmente reconocible, necesita una completa redescripción. La única información disponible sobre su anatomía interna proviene de Bürger (1895), siendo la filiación de esta especie dentro del género *Micrura*, al menos discutible.

De las casi quinientas especies de Pilidiophora, cuatro géneros han acaparado la mayor parte de las especies: *Cerebratulus*, *Lineus*, *Micrura* y *Baseodiscus* (Tabla 1). Los análisis cladísticos basados únicamente en caracteres morfológicos han sido ineficaces a la hora de establecer las relaciones filogenéticas entre los géneros de los Pilidiophora, mostrando una gran homoplasia (Schwartz and Norenburg 2001; Schwartz 2009). La inadecuada descripción de las especies es el problema sin resolver en la sistemática de los nemertinos. Los estudios moleculares (Sundberg y Saur 1998; Thollesson y Norenburg 2003; Strand . 2005; Andrade . 2012) mantienen básicamente la monofilia de los órdenes de los nemertinos, y del género *Baseodiscus*, pero también han demostrado que géneros poco definidos como *Lineus*, *Cerebratulus* y *Micrura*, no son monofiléticos.

A la espera que estudios posteriores permitan establecer la filiación de *Micrura dellechiajei*, hemos preferido seguir utilizando este nombre para nuestros ejemplares del Mediterráneo español.

Tabla 1. Número de especies de Pilidiophora en los géneros Baseodiscus, Cerebratulus, Lineus, Micrura, géneros que contienen más de una especie y géneros monotípicos

Taxa	Nº de especies	Porcentaje
Cerebratulus	126	26,3
Lineus	102	21,3
Micrura	55	11,5
Baseodiscus	41	8,5
Otros 14 géneros	81	16,9
Géneros monotípicos	73	15,2

Bibliografía

Andrade S.C.S., Strand M., Schwartz M., Chen H., Kajihara H., von Dohrenf J., Sun S., Junoy J., Thiel M., Norenburg J.L., Turbeville J. M., Giribet G., Sundberg P.2012. Disentangling ribbon worm relationships: multi-locus analysis supports traditional classification of the phylum Nemertea. Cladistics 28:141-159.

Bürger O.1895. Die Nemertinen des Golfes von Neapel und der angrenzenden Meeres-Abschnitte. Fauna und Flora des Golfes von Neapel 22: 1–743.

Delle Chiaje S. 1841. Descrizione e notomia degli animali invertebrati della Sicilia citeriore osservati vivi negli anni 1822 1830, Vol. 3, Molluschi, Acefali, Bracciopedi, Cirropedi, Crostacei, Anellosi (Napoli: C. Batelli), 142 pp.

Gibson R. 1995. Nemertean genera and species of the world: an annotated checklist of original names and description citations, synonyms, current taxonomic status, habitats and recorded zoogeographic distribution. J Nat Hist. 29:271–562

Hubrecht A.A.W. 1879, The genera of European nemerteans critically revised, with description of several new species, Notes from the Leyden Museum, 1, 193-232.

Kajihara H., Olympia M., Kobayashi N., Katoh T., Chen H-X Strand M, Sundberg P.2012, Systematics and phylogeny of the hoplonemertean genus Diplomma (Nemertea) based on molecular and morphological evidence. Zoological Journal of the Linnean Society, 161: 695–722.

Junoy J, Andrade S.C.S, Giribet G. 2010. Phylogenetic placement of a new hoplonemertean species commensal on ascidians. Invertebrate Systematics 24: 616-629.

Puerta P., Andrade S. C. S., Junoy, J. 2010. Redescription of Lineus acutifrons (Nemertea: Pilidiophora) and comments on its phylogenetic position. Journal of Natural History, 44: 2363-2378.

Schwartz M.L. 2009. Untying a Gordian knot of worms: systematics and taxonomy of the Pilidiophora (phylum Nemertea) from multiple data sets [PhD thesis]. [Washington D.C., USA]: George Washington University.

Schwartz M.L., Norenburg J.L. 2001. Can we infer heteronemertean phylogeny from available morphological data? Hydrobiologia 456:165–174.

Strand M., Hjelmgren A., Sundberg P. 2005. Genus Baseodiscus (Nemertea: Heteronemertea): molecular identification of a new species in a phylogenetic context. Journal of Natural History. 39:3785–3793.

Sundberg P., Saur M. 1998. Molecular phylogeny of some European heteronemertean (Nemertea) species and the monophyletic status of Riseriellus, Lineus, and Micrura. Molecular Phylogenetics and Evolution. 10: 271–280.

Thollesson M., Norenburg J.L. 2003. Ribbon worm relationships: a phylogeny of the phylum Nemertea. Proceedings of the Royal Society 270:407–415

Nuevos datos sobre *Falcidens vasconiensis*, Salvini-Plawen,1996 (Molusca, Caudofoveata) del NW de la Péninsula Ibérica

M.P. Señarís[a,b], O. García-Álvarez[b], V. Urgorri[a,b], L. Barrio[a,b], M.C. Cobo[a,b], L. Pedrouzo[a,b], M.T. Losada[a], G. Díaz-Agrasa & M. Candás[a]

Durante las campañas oceanográficas de la Universidade de Santiago de Compostela: DIVA-Artabria I (2002 y 2003), Vertidos (2004), A Selva 08 (2008) y DIVA-Artabria II (2008 y 2009), realizadas en los fondos batiales de Galicia, se recolectaron unos 1.000 ejemplares de caudofoveados, moluscos marinos vermiformes con el manto recubierto de escleritos y el pie reducido a un escudo pedio en torno a la boca. Se trata de animales poco abundantes que excavan galerías en los primeros centímetros de los sustratos blandos, entre 3 y 9.000 m de profundidad.

De este material, 7 ejemplares pertenecen a la especie *Falcidens vasconiensis* Salvini-Plawen, 1996, la única especie citada de la familia Chaetodermatidae en la Península Ibérica. La descripción original de *F. vasconiensis* fue realizada de un único ejemplar recolectado en el golfo de Vizcaya (Salvini-Plawen, 1996), posteriormente se añadieron nuevos datos a esta descripción debido al estudio de cinco especímenes procedentes también del golfo de Vizcaya y de tres ejemplares recogidos en las costa de Galicia (Salvini-Plawen, 1999, 2009). Con la investigación del nuevo material recolectado en las campañas mencionadas arriba se completa la descripción de la especie.

F. vasconiesis posee un cuerpo vermiforme con la parte posterior más estrecha, a modo de cola (Fig. 1). El escudo pedio no había sido descrito en trabajos anteriores debido a que la contracción de la parte anterior, ocasionada durante la fijación de los animales, impedía su observación (Salvini-Plawen, 1996). En los nuevos especímenes el escudo pedio se observa que se encuentra en posición postoral, es entero y posee dos flancos que rodean a la boca sin unirse preoralmente (Fig. 2).

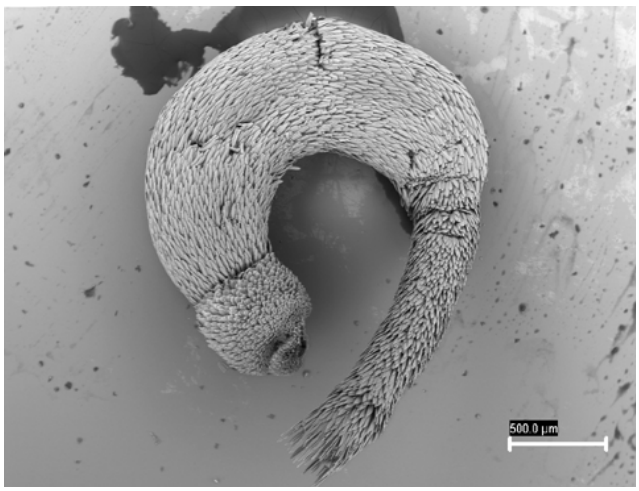


Figura 1. Fotografía al microscopio electrónico de barrido de *Falcidens vasconiensis.*

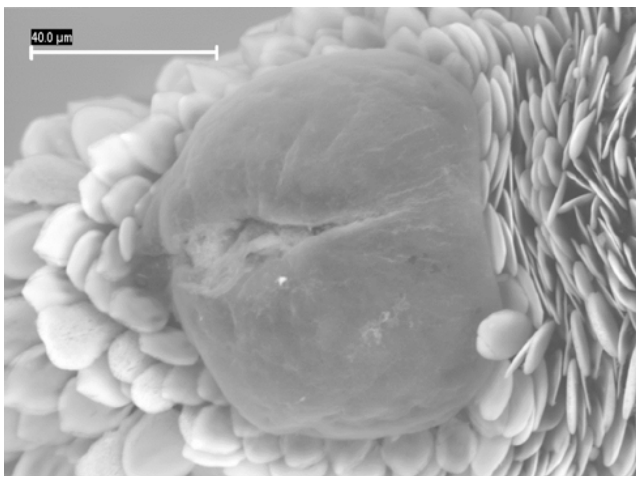


Figura 2. Fotografía en detalle del escudo pedio de *Falcidens vasconiensis.*

La rádula presenta la estructura típica del género con un par de dientes falciformes con la punta esclerotizada, una membrana radular modificada en una barra (Salvini-Plawen, 1996, 2009) y dos pares de soportes laterales de distinto tamaño acabados ambos en una punta esclerotizada (Salvini-Plawen, 1999). El estudio del nuevo material corrobora estos datos, si bien estas observaciones indican que la unión de los dientes con la membrana radular sucede muy en el interior de la misma donde los dientes están unidos por una sínfisis.

[a] *Estación de Bioloxia Mariña da Graña, Universidade de Santiago de Compostela, Rúa da Ribeira 1, A Graña, 15590 Ferrol, España.*
[b] *Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela. Rúa Lope Gómez de Marzoa, s/n. Campus sur 15872 Santiago de Compostela, España. (marcos.perez@usc.es)*

El carácter morfológico más significativo de las especies de esta familia es la morfología y disposición de los escleritos del manto a lo largo del cuerpo (Salvini-Plawen 1996, 1999). *F. vasconiensis* presenta en la parte anterior del cuerpo unos escleritos ovalados con dos surcos longitudinales que son muy característicos de la especie (Fig. 3a). En el resto del cuerpo la secuencia de escleritos está formada por escleritos lanceolados sin alas, algunos con una escotadura basal, que presentan una quilla media y una quilla lateral a cada lado más corta. En la borla, lleva espículas aciculares un poco aplanadas y de mayor longitud que las del resto del cuerpo. Los nuevos especímenes muestran en la parte anterior del cuerpo además de los típicos escleritos ovalados, escleritos con forma lanceolada (Fig. 3b) y escleritos en los cuales en el medio de los surcos longitudinales aparece una pequeña quilla. En el resto de las zonas del cuerpo se observan diferentes tipos de escleritos (Fig. 3c-e). En la zona del cuello presentan escleritos de forma sagitada con los bordes engrosados, una quilla media longitudinal desde parte proximal de la base hasta la zona distal de la hoja y una o dos quillas laterales más cortas que comienzan en la zona proximal prolongándose hasta la parte media del esclerito. En el tronco se encuentran los escleritos típicos ya descritos por Salvini-Plawen (1996, 1999), si bien éstos presentan el borde engrosado y el número de quillas laterales pueden ser de una a tres a cada lado de la quilla media, también pueden llevar unas alas en la base poco evidentes. En la cola, además de los escleritos del tronco anteriormente descritos, se pueden encontrar escleritos aciculares con una ornamentación variada: con quilla media, dos surcos longitudinales, un gran surco con pequeñas quillas que parten de la base o escleritos más o menos planos con pequeñas estrías que parten de la zona proximal en la base. En la borla se han observado escleritos aciculares aplanados que pueden presentar dos surcos longitudinales (Fig. 3e).

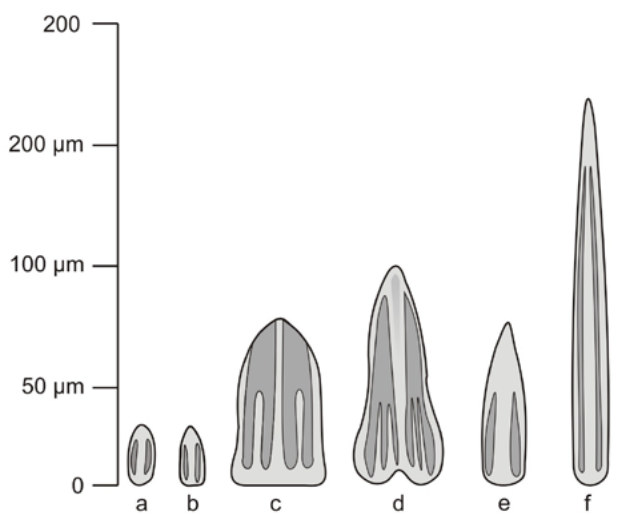


Fig 3. Diferentes tipos de escleritos de *Falcidens vasconiensis*

Agradecimientos

Esta comunicación es una contribución a los proyectos: PGIDT01PXI20008PR, PGIDIT05PXIC20001P, PGIDIT07PXB000120PR, A Selva-08 y ForSaGal-09 de la D.X. de I+D+i de la Xunta de Galicia y del VEM2003-20070-C04-04, CGL2004-22429-E y CTM2004-00740 del Ministerio de Educación y Ciencia, realizados por la Estación de Bioloxía Mariña da Graña de la USC.

Bibliografía

Salvini-Plawen, L.V. (1996). *Falcidens vasconiensis* spec. nov. (Mollusca, Caudofoveata) du plateau continental du golfe de Gascogne. *Bulletin de la SociŽtŽ Zoologique de France* 121(4): 339-345.

Salvini-Plawen, L.V. (1999). Caudofoveata (Mollusca) from off the northern coast of the Iberian Península. *Iberus*, 17(2):77-84

Salvini-Plawen, L.V. (2009). Geographical notes on Iberian Caudofoveata (Mollusca). *Iberus,* 27(2): 107-112.

Las especies de *runcina* Forbes & Hanley, 1851 (opisthobranchia: cephalaspidea) de la Península Ibérica

Miquel Correa Casablanca[a], Lluis Toll Salillas[a] & Manuel Ballesteros Vázquez[a*]

El grupo de los Runcinacea es un grupo de moluscos Opistobranquios del orden de los Cefalaspídeos caracterizados por su pequeño tamaño (pocos superan los 5-6 mm de longitud), la ausencia de concha en la mayoría de las especies, 1-3 hojas branquiales en la parte posterior derecha del manto y la reducción del número de dientes de su rádula. Actualmente, según Jörger . (2010) los Runcinacea son considerados un clado dentro de los Euopisthobranchia (Gastropoda: Heterobranchia: Eutyneura). Los Runcinacea, por su reducido tamaño y por su cripsis sobre las algas en que viven es un grupo del que se conocen pocos datos biológicos y del que posiblemente aumentará el número de especies conocidas en el futuro próximo

Del género *Runcina* Forbes & Hanley, 1851 se conocen en el mundo unas 36 especies. De éstas, una veintena se han descrito en los últimos 20 años y la mayoría de ellas en el océano Atlántico oriental o el mar Mediterráneo. Son especies muy locales y que están asociadas a determinadas especies de algas o fanerógamas marinas. Tienen desarrollo embrionario totalmente intracapsular, directo, y sin fase de véliger nadadora.

En las costas catalanas (NE, Spain) se ha desarrollado durante los años 2011 y 2012 un estudio destinado a conocer las poblaciones de *Runcina* presentes entre algas litorales y praderas de *Posidonia oceanica*. Para ello se recolectaron mediante inmersión con escafandra autónoma en diferentes puntos del litoral catalán, muestras de diferentes especies de algas (*Sphaerococcus coronopifolius, Stypocaulon scoparium, Corallina elongata* y otras) y rizomas y hojas de *Posidonia oceánica*. En el laboratorio, estas muestras se colocaron en pequeños acuarios con agua de mar y se esperó a que los ejemplares de *Runcina* ascendieran por la superficie de las paredes del acuario para localizarlos y capturarlos. Posteriormente, los ejemplares de Runcina fueron descritos en vivo, fotografiados, dibujados e identificados. También se ha estudiado la rádula y las placas gástricas de las principales especies. Hasta el momento han aparecido en las costas catalanas un total de 8 especies de *Runcina*: *R. coronata, R. capreensis, R. ferruginea, R. adriática, R. brenkoae, R. bahiensis, R. nivale* y *R. hansbecki*.

En el catálogo de los Opistobranquios ibéricos (Cervera, . 2004) aparecen citadas 14 especies de *Runcina*, de ellas 7 exclusivas de aguas de los archipiélagos de las Canarias, Madeira o Azores. Estos datos, unidos a los que se están empezando a conocer por nuestro estudio en las costas de Catalunya, tienden a indicar que son muy escasos los conocimientos que de este grupo de los Runcinacea se tiene en las costas peninsulares ibéricas y que es necesario desarrollar campañas de recolección específicas para ampliar los datos de presencia de especies, substratos predilectos de ellas, alimentación y reproducción.

En la presente comunicación se aportan los primeros datos inéditos del estudio sobre los Runcinacea del litoral catalán, se analizan las especies ibéricas del género y su distribución geográfica y se indican metodologías para ampliar su conocimienro.

Referencias bibliográficas

BALLESTEROS, M. & ORTEA, J.A. 1981. Nota sobre dos Opistobranquios del litoral catalán. *P. Dept. Zool. Barcelona, 6: 33-38.*

CERVERA, J.L. , GARCÍA-GÓMEZ J.C. & GARCÍA, F.J. 1991. The genus *Runcina* Forbes & Hanley, 1851 (Opisthobrachia: Cephalaspidea) in the Strait of Gibraltar, with the description of a new species from the Bay of Algeciras. *J. Moll. Stud., 57: 199-208.*

PRUVOT-FOL, A. 1953. Étude de quelques opisthobranches de la côte atlantique du Maroc et du Senegal. *Travaux de l´Institut Scientifique Chérifien de Zoologie* 5: 1-105

PRUVOT-FOL, A. 1954. Faune de France. *Vol 58, Opisthobranches.*

SCHMECKEL, L. & CAPELLATO, D. 2001. Contributions to the Runcinidae. I. Six new species of the genus *Runcina* (Opisthobranchia Cephalaspidea) in the Mediterranean. *Vie et Milieu, 51 (3): 141-160.*

SCHMECKEL, L. & CAPELLATO, D. 2002. Contributions to the Runcinidae. II. Three new species and comparative studies on five established species of *Runcina* (Opisthobranchia Cephalaspidea) in the Mediterranean. *Vie et Milieu,52 (2-3): 85-102.*

THOMPSTON, T.E. 1988. *Molluscs: Benthic opisthobranchs*. The Linnean Society of London

THOMPSON, T.E. 1980. New species of the bullomorph genus *Runcina* from the northern Adriatic sea. *J. Moll. Stud. 46: 154-157.*

VAYSSIÉRE. 1885. Recherches zoologiques et anatomiques sur les mollusques opistobranches du Golfe de Marseille. I. Tectibranches. *Annls. Mus. Hist. Nat. Marseille* 2 (3):1- 181

[a] *Departament Biologia Animal, Facultat Biologia, Universitat de Barcelona, Avda. Diagonal, 643, 08028 Barcelona*
[*] *mballesteros@ub.edu*

Mollusca and Echinodermata from three Seamounts in Canary Islands

Marcos González-Porto[a], Bruno Almón[a], José Manuel González-Irusta[b], Cristina Boza[a], Pablo Martín-Sosa[a]

INDEMARES oceanographic surveys were carried aboard O/V Emma Bardán and Miguel Oliver in 2010 and 2011 on three seamounts in the Canary Islands archipelago. The main objectives of this study are to know the distribution, abundance and biomass of benthic fauna.

104 sets were made with two samplers, benthic dredge and beam trawl, between 60 and 1597 m depth, of 5 and 15 minutes length, respectively. These have yielded a comprehensive overview on the distribution and biodiversity of mollusks and echinoderms off 'Amanay' and 'El Banquete', seamounts located near the island of Fuerteventura, and 'Banco de la Concepción', northeast of the island of Lanzarote. In each station total invertebrates catch were separated to specific level, counted and weighted.

The Phylum Mollusca and Echinodermata are two of the groups at greatest biodiversity and abundance in benthic community. Total biomass collected from the Phylum Mollusca is of 2 952 g, a total of 783 individuals. The 55% of the abundance belonging to Bivalvia, 31% Gastropoda, 12% Polyplacophora, 2% Scaphopoda and 1% Cephalopoda and Solenogastres together. 57% of biomass is due to the group of gastropods and 34% to bivalves, being these groups the two more prominent. Moreover, the phylum Echinodermata is represented by the Class Echinoidea (54% abundance), Ophiuroidea (24%), Crinoidea (8%), Asteroidea (4%) and Holothuroidea (1%), being the class Echinoidea that with the highest biomass (92%).

[a] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias (marcos.gonzalez@ca.ieo.es)*
[b] *C/ Meléndez Pelayo, 16, 7º D. Castrourdiales (Cantabria, Spain)*

Estatus taxonómico de dos especies de equinoideos presentes en Canarias: *Arbacia lixula* y *Arbaciella elegans*, ¿Quién es quién?

Cataisa López[a], Noemí Regales Pérez[b], Natalia Martín Carrillo[b], Miguel Solé Sabater[b], José Carlos Hernández[a] & Mariano Hernández[c] (Parasitología, Ecología y Genética)

Actualmente el estatus de los equinodermos en las Islas Canarias necesita una mayor revisión, debido a que muchas citas se basan en viejos trabajos y referencias indirectas, algunas especies podrían estar mal identificadas. Muchas especies están clasificadas atendiendo a características morfológicas y puesto que estas dependen del hábitat donde se encuentren, los errores en identificación en invertebrados marinos, y especialmente en sus estadios larvarios, son muy comunes. Entre los equinoideos presentes en Canarias se encuentra *Arbaciella elegans* (Mortensen, 1910), una especie de pequeño tamaño, generalmente menor a 10mm, que normalmente se encuentra bajo rocas, grietas y formaciones algales (Sala & Hergueta, 1994) y cuyo rango de distribución se limita al Este del Atlántico (Mortensen, 1935; Marques 1983; Hernández *et al.* 2005) y el Mar Mediterráneo (Paola Rinelli 1998, Stefano Aliani and Roberto Meloni 1999). A pesar de que es muy común, la validez de su género ha sido muy cuestionada por diversos autores que sugieren que en realidad se trata de los juveniles de otra especie también presente en Canarias, *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758) (Mortensen 1910, Mortensen 1935, Tommasi 1964). En un estudio de Régis (1982), basándose en la morfología de la espina, se demostró la validez del género comparando especies del Mediterráneo y del material tipo procedente de Gabon, Centro África. Sin embargo, recientes estudios genéticos realizados con ejemplares de Azores, muestran que *Arbaciella elegans* es en realidad, un estado ontogenético de *Arbacia lixula* (Kroh *et al.* 2011), aunque morfológicamente sí que difieren de la especie tipo descrita por Mortensen (1910). Debido a que parte del material utilizado fue recolectado en museos, dichas diferencias morfológicas podrían deberse simplemente al estado de conservación de las muestras, pero en el caso de que fueran reales, *Arbaciella elegans* sería realmente una especie diferente a *Arbacia lixula* cuya distribución no incluye Azores.

[a] *Biodiversidad, Ecología Marina y Conservación. Departamento de Biología Animal (Ciencias Marinas), Facultad de Biología, Universidad de La Laguna. Av. Francisco Sánchez s/n, 38206 La Laguna, Tenerife, islas Canarias, España (kattaissa@gmail.com)*
[b] *Grado de Biología en La Universidad de La Laguna*
[c] *Instituto de Enfermedades Tropicales y Salud Pública de Canarias (Departamento de Parasitología, Ecología y Genética)*

El objetivo de este estudio es corroborar la presencia de *Arbaciella elegans* en las Islas Canarias mediante técnicas moleculares, comparando secuencias del gen mitocondrial citocromo oxidasa de especímenes frescos catalogados como *Arbacia elegans* y como *Arbacia lixula.*

Un total de siete ejemplares de erizos procedentes de la costa sur de Tenerife fueron recolectados: cinco de ellos clasificados *a priori* como *Arbacia lixula* y dos clasificados *a priori* como *Arbaciella elegans.* El ADN total fue obtenido mediante extracción con fenol-cloroformo a partir de 100 mg de gonadas de los individuos de *A. lixula,* y de los ejemplares completos en el caso de *A. elegans*. Un fragmento de 603 pares de bases (pb) del extremo 5' del gen mitocondrial (COI) fue amplificado con una pareja de cebadores ligeramente modificados de los diseñados por Lessios *et al.* (2012). Para ello utilizamos el kit de amplificación Phire (Finnzymes) con el siguiente perfil térmico 98 °C 10" y 40 ciclos de 98 °C 10"; 54 °C 20" y 72 °C 20" con un paso de extensión final de 10' a 72 °C. Las eficiencias de la reacciones fueron valoradas mediante electroforesis en geles de agarosa. Los productos amplificados fueron purificados mediante el Kit de limpieza de productos de PCR GenAll y posteriormente secuenciados en el servicio de secuenciación (SEGAI) de la ULL. Las secuencias se interpretaron con el software MEGA 5 y posteriormente alineadas con el software CLUSTALW incluido en el mismo paquete. Nueve secuencias del GenBank, cuatro de la especie *A. lixula* de distintos puntos del Mediterráneo, 2 de la especie *A. punctulata* (Florida), dos de la especie *A. stellata* (Panamá y El Salvador) y una de la especie *Tetrapygus niger* (Chile), como grupo externo, fueron obtenidas del GenBank con el fin de estudiar la variación intra e interespecífica. A partir de la matriz de las distancias "p" (proporción de diferencias nucleotídicas) entre las secuencias y con la ayuda del software MEGA 5 construimos un árbol neighbor-joining (con 1000 réplicas de bootstrap) para la representación de las variaciones intra e interespecíficas.

Todas las secuencias de los ejemplares canarios analizados en este trabajo forman parte del clado *A. lixula* con un soporte estadísticamente significativo (100 %) y claramente diferenciado del clado *A. punctulata* (Fig.1). Las distancias p entre los ejemplares canarios tomadas como variación intraespecífica oscilan entre 0 y 0,7% con una media del 0,5%, valores semejantes a los obtenidos entre los ejemplares del Mediterráneo para esta misma especie (0,3-0,15% y una media de 0,7%). Las variaciones interespecíficas por el contrario y tal como se esperaban, oscilan entre una media de un 9% (*A. lixula-A. punctulata*) y un 12,7% (*A.*

punctulata-A. stellata), esto es un orden de magnitud mayor que las intraespecíficas.

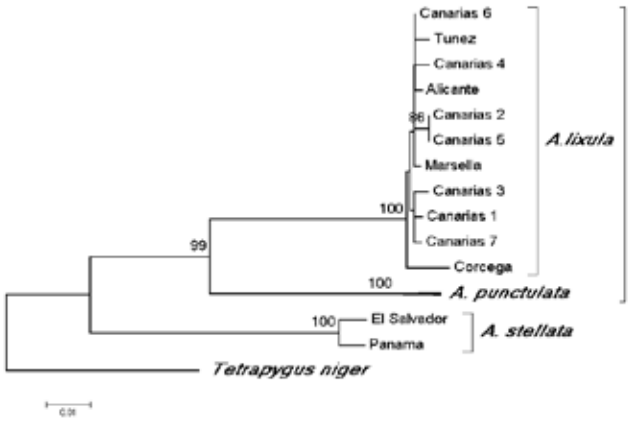


Figura 1. Árbol filogenético para un fragmento del *COI* mostrando las relaciones filogenéticas entre algunas especies del género *Arbacia*, así como la variación intra e interespecífica en este género.

Basándonos en los análisis moleculares presentados en este estudio podemos decir que *Arbaciella elegans* no está presente en el Archipiélago Canario. Las distancias genéticas entre las secuencias COI analizadas caen dentro del clado perteneciente a la especie *Arbacia lixula* determinado con individuos del Mediterráneo.

En un estudio de Hernández *et al*. (2005) se describe detalladamente las post-larvas y primeras fases juveniles de tres equinoideos presentes en Canarias entre los que se encuentra la especie *Arbacia lixula,* entonces descrito como *Arbaciella elegans.* Según este trabajo, en una fase inicial las púas se encuentran situadas en la periferia del caparazón, con forma lanceolada y en general de color violeta, aunque en ocasiones pueden aparecer rojizas. La coloración es marrón, con tonos ocres y verdes en la cara aboral y amarillo claro en la cara oral, coincidiendo con la descripción dada por Mortensen (1910). En una fase más avanzada las púas siguen manteniendo la forma de hoja característica, aunque más estilizadas y numerosas que en la fase anterior. La coloración es completamente negra con tonos ocres acercándose a la morfología y coloración que adquieren los individuos adultos de *A. lixula.* En la descripción llevada a cabo por Kroh *et al.* 2012 las características estructurales coincidían con las del material original pero diferían en la coloración, cosa que no ocurre con la descrita por Hernández *et al.* 2005, por lo que se plantea la validez de las muestras originales. Al tener las púas lanceoladas, las post-larvas y juveniles tienen menor capacidad defensiva frente a depredadores que otras especies presentes en Canarias, como *Diadema aff. antillarum* (Philippi, 1845) o *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816), encontrándose bajo rocas, grietas y formaciones algales (Sala & Hergueta, 1994), mientras que los adultos se encuentran en zonas más expuestas. Por tanto, podemos afirmar que *Arbaciella elegans* es en realidad la fase juvenil de *Arbacia lixula* y las grandes diferencia morfológicas entre ambas fases se explican por hábitat fraccionado entre juveniles y adultos.

Bibliografía

Hernández JC, Toledo K, Girard D, Clemente S, Cubero E, 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.

Kroh A, Madeira P & Haring E (2012). Species distributions: virtual or real – the case of *Arbaciella elegans* (Echinoidea: Arbaciidae) J Zoo Syst Evol Res doi 50(2), 99-105

Lessios, H., Lockhart, S., Collin, R., Sotil, G., Sánchez-Jerez, P., Zigler, K., Pérez, A., Garrido, M., Geyer, L., Bernardi, G., Vacquier, V., Haroun, R. & B. Kessing. (2012). Phylogeography and bindin evolution in Arbacia, a sea urchin genus with an unusual distribution. Mol. Ecol. 21, 130–144.

Marques VM (1983) Peuplements benthiques des Ac¸ores. I – Echinodermes. Arquivos Mus Bocage (A) 2:1–12.

Mortensen T (1910) Arbaciella elegans. Eine neue Echiniden-Gattungaus der Familie Arbaciidae. Mitt Naturhist Mus Hamburg 27(1909):327–334.

Mortensen T (1935) A Monograph of the Echinoidea. II Bothriocidaroida, Melonechinoida, Lepidocentroida, and Stirodonta. C. A. Reitzel & Oxford University Press, Copenhagen & London, 647 pp.

Paola Rinelli (1998) A synthesis of the echinoderm faura of the Tyrrhenian Sea.

Régis M-B (1982) Donne´es microstructurales et validité du genre Arbaciella Mrtsn (Echinodermata – Echinoidea). Mem Biol Mar Oceanogr 12:5–26.

Salas C, Hergueta E (1994) Early Growth Stages and Ecology of Arbaciella elegans Mortensen (Echinodermata, Echinoidea) in Southern Spain. Mar Ecol 15:255–265.

Stefano Aliani and Roberto Meloni (1999) Dispersal strategies of benthic species and water current variability in the Corsica Channel (Western Mediterranean). Sci Mar 63 (2): 137-145

Tommassi LR (1964) ObservaçÕes sôbre Equinóides do Brasil. Rev Brasil Biol 24:93–93.

New data about homalorhagid kinorhynchs (Kinorhyncha, Homalorhagida)

Nuria Sánchez[a], María Herranz[a], Jesús Benito[a] & Fernando Pardos[a]

Kinorhyncha is a phylum of ecdysozoan meiobenthic organisms less than 1 mm in length and found exclusively in marine or estuarine sediments, from coarse sand or shell gravel to very fine mud (Higgins 1988).

Homalorhagida is one of the orders belonging to the phylum Kinorhyncha. The first homalorhagid species reported in Spain was *Paracentrophyes quadridentatus* (Zelinka, 1928) from the Cantabrian coast (Sørensen . 2010). Two new homalorhagid species were described in 2011 by Sánchez . 2011: *Pycnophyes dolichurus* Sánchez ., 2011 and *Pycnophyes aulacodes* Sánchez ., 2011 from Galician waters, NW Spain; the second one being reported also from several Mediterranean localities. Two additional species were described recently: *Pycnophyes almansae* Sánchez . in press from several Atlantic and Mediterranean localities, and *Pycnophyes annulatus* Sánchez . in press from Cádiz Bay.

This study reveals a high homalorhagid biodiversity and shows the presence and distribution of already described species providing an updated catalogue of homalorhagid species in the Spanish coasts. Moreover, we contribute herein new information about the homalorhagid cuticular characters to improve the knowledge of this order.

The most material for the present study was acquired through numerous collecting campaigns in the period 1990 to 2011. Samples were collected using a cylindrical collecting tool or a Higgins Meiobenthic Dredge (Higgins 1964, 1988; Pardos . 1998; GªOrdóñez . 2008). Specimens were extracted from the sediment using the "bubbling and blot" procedure (see Higgins 1988; Sørensen and Pardos 2008), fixed in 7% formaline and stained with Rose Bengal to facilitate sorting.

11 species representing 3 genera and 2 families of homalorhagids were recorded along the Spanish coasts. All data are summarized by species and undescribed or new citation in Table 1 and Figure 1.

Regarding morphological characters, we found some special characters undescribed until now such as the midsternal plate-shaped (long/short, rounded/pointed), different types of scalids in the introvert and cuticular specializations throughout the whole trunk of the animal.

Diversity: eleven homalorhagid species have been found along the Iberian coast: one of the genus *Kinorhynchus* (genus new to the Iberian fauna), one of the genus *Paracentrophyes*, and nine *Pycnophyes* (one undescribed) (Sørensen *et al.* 2010; Sánchez *et al.* 2011) (Table 1).

Geographic distribution: the 11 species reported herein can be distributed as follows: 3 exclusively Mediterranean species: *Pycnophyes carinatus* Zelinka, 1928; *P. communis* Zelinka, 1908; and *Pycnophyes* sp. 1; 4 species only found in Atlantic waters: *Kinorhynchus* sp. 1, *Paracentrophyes quadridentatus*, *P. dolichurus* and *Pycnophyes annulatus*; and 4 species present in both seas: *P. zelinkaei* Southern, 1914; *P. aulacodes*, *P. dentatus* (Reinhard, 1881), and *Pycnophyes almansae*. It was tempting to think about the Strait of Gibraltar as a kind of natural limit between both seas, marking different environmental conditions that could be reflected by the species distribution. However, and regarding homaloragid distribution, the Strait of Gibraltar cannot be considered as a strong biogeographical limit.

Several species showed a wide distribution along Iberian coasts. *Pycnophyes dentatus*, a new record for Iberian fauna, becomes surprisingly a ubiquitous species, appearing in nearly all sampled localities. *Pycnophyes aulacodes* was found at all Galician localities (NW), Garrucha (SE), Denia (E) and Blanes (NE) (Sánchez . 2011) and now also in Almuñécar (S). On the contrary, the present study also shows species with an apparently more restricted distribution: *Kinorhynchus* sp. 1, *Pycnophyes dolichurus, Pycnophyes annulatus* and *Pycnophyes* sp. 1. The available ecological data are not conclusive enough to justify such isolation in terms of environmental preferences of the species. Moreover, our data show a wider distribution area of *Pycnophyes zelinkaei* through the Mediterranean Sea, as this species only was recorded at European Atlantic localities (United Kingdom and Ireland) until now (Southern 1914; McIntyre 1962). The present report of *P. carinatus* also extends its known distribution (Naples and Trieste) (Zelinka 1928), but is still restricted to Mediterranean waters. These four species are new to the Iberian fauna.

Depth: species found only in waters deeper than 100 m: *Paracentrophyes quadridentatus* (100-270 m). However, this species was reported from Naples only at 15 m depth (Zelinka 1928). Therefore, this species not seems to have preference for deeper waters. On the contrary, seven species were found only in more shallow waters (less than 50 m): *Kinorhynchus* sp. 1

[a]*Dpto. Zoología y Antropología Física, Facultad de Biología, Universidad Complutense de Madrid, C/ José Antonio Novais 2, 28040 Madrid, Spain.(nurisanc@bio.ucm.es)*

(15-17 m), *Pycnophyes almansae* (18-30 m), *Pycnophyes* sp. 1 (28-37 m), *P. carinatus* (18-37,5 m), *P. communis* (4-37,5 m), *P. dolichurus* (45 m), and *P. zelinkaei* (30-55,4 m). Except for the last one, the remaining species appear in range of depth similar than in previous studies, so their presence may be related to depth. Last, only two species were found in deep and shallow waters: *Pycnophyes aulacodes (*0-168 m) and *P. dentatus* (0-95 m). These both species have a wide range of depths and their presences are undoubtedly not related to depth only.

Sediment: no standard analytical granulometric tests could be applied to all sediment samples, and therefore only subjective categories could be established. Nevertheless, some sediment preferences or affinities of the homalorhagids can be inferred (Table 2).

Several species showed no preference for any kind of sediment: *Pycnophyes aulacodes, P. carinatus, P. communis* and *P. dentatus. Pycnophyes dolichurus*, *P. zelinkaei* and *Pycnophyes almansae* seem to prefer coarse sediments, whereas *Pycnophyes* sp. 1 seems to prefer medium grain sizes. Finally, two species occurred exclusively in fine or very fine mud: *Kinorhynchus* sp. 1 and *Pycnophyes annulatus*.

References

GªOrdóñez, D., Pardos, F. & Benito, J. (2008). Three new Echi¬noderes (Kinorhyncha, Cyclorhagida) from North Spain, with new evolutionary aspects in the genus. Zoologischer Anzeiger, 247: 95-111.

Higgins, R.P. (1964). A method for meiobenthic invertebrate collection. American Zoologist, 4: 29.1

Higgins, R.P. (1988). Kinorhyncha. In: Higgins R.P., Thiel H. (eds.), Introduction to the Study of Meiofauna. Smithsonian Institution Press. Washington DC, pp. 328-331.

Pardos, F., Higgins, R.P. & Benito, J. (1998). Two New Echi¬noderes (Kinorhyncha, Cyclorhagida) from Spain, Including a Reevaluation of Kinorhynch Taxonomic Characters. Zoologischer Anzeiger, 237: 195-208.

Sánchez, N., Pardos, F., Herranz, M. & Benito, J. (2011). Pycnophyes dolichurus sp. nov. and P. aulacodes sp. nov. (Kinorhyncha, Homalorhagida, Pycnophyidae), two new kinorhynchs from Spain with a reevaluation of homalorhagid taxonomic characters. Helgoland Marine Research, 65: 319-334.

Southern, R. (1914). Nemathelmia, Kinorhyncha and Chaetognatha. Part 54. In: Clare Island Survey, Proceedings of the Royal Irish Academy, 31: 1-80.

Sørensen, M.V., Pardos, F., Herranz, M. & Rho, H.S. (2010). New Data on the Genus Paracentrophyes (Homalorhagida, Kinorhyncha), with the Description of a New Species from the West Pacific. The Open Zoology Journal, 3:42-59.

Zelinka, K. (1908). Zur Anatomie der Echinoderen. Zoologischer Anzeiger 33:629-647.

Zelinka, K. (1928). Monographie der Echinodera. Verlag von Wil¬helm Engelmann. Leipzig.

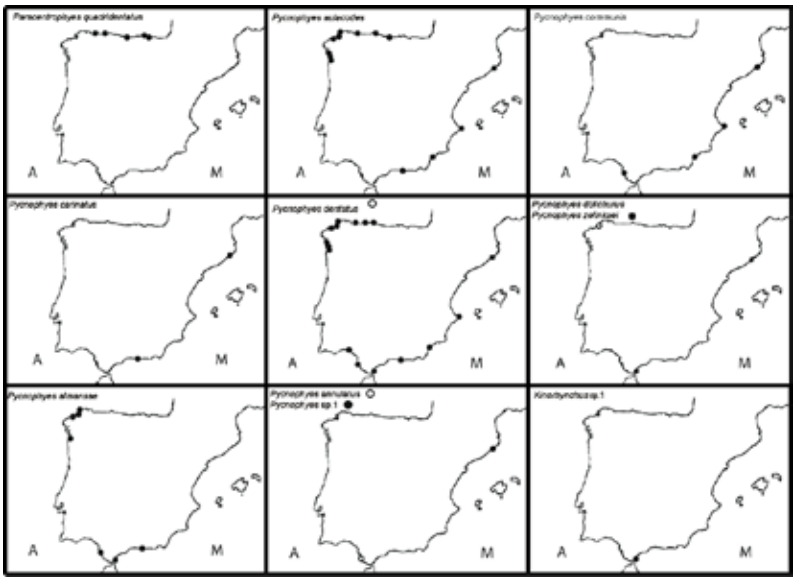


Figure 1. Maps showing the distribution of homalorhagid species along the Iberian coasts. Each map can illustrate the distribution of either one or two species (white and black dots). Abbreviations: A, Atlantic Sea. M, Mediterranean Sea.

Table 1. Diversity and distribution of the Homalorhagida Kinorhyncha along the Iberian Peninsula including data published before the present study. Abbreviations: Atl, new citation for the Atlantic Ocean; Med, new citation for the Mediterranean Sea; Sp., new citation for Spain, * this work.

Genus	Species	Locality	References	Med.	Atl.	Sp.
Paracentrophyes	*P. quadridentatus*	Bilbao	*			
		Cantabria	*			
		East Asturias	Sørensen *et al.* 2010			
		West Asturias	*			
Kinorhynchus	*K.* sp. 1.	Algeciras Bay	*		X	X
Pycnophyes	*P. aulacodes*	East Asturias	*			
		West Asturias	*			
		North Galicia	Sánchez *et al.* 2011			
		South Galicia	*			
		Granada	*			
		Almería	Sánchez *et al.* 2011			
		Alicante	Sánchez *et al.* 2011			
		Gerona	Sánchez *et al.* 2011			
	P. carinatus	Almuñécar Blanes	* *			X
	P. communis	Cádiz Bay Almería Alicante Gerona	* * * *			X
	P. dentatus	West Asturias	*			X
		North Galicia	*			
		Punta Umbría	*			
		Cádiz Bay	*			
		Algeciras Bay	*			
		Almuñécar	*			
		Almería	*			
		Alicante	*			
		Gerona	*			
	P. dolichurus	North Galicia	Sánchez *et al.* 2011			
	P. zelinkaei	Algeciras Bay Gerona	* *	X		X
	P. almansae	North Galicia	*	X	X	X
		Cádiz Bay Algeciras Bay	* *			
		Granada	*			
	P. annulatus	Gulf of Cádiz	*		X	X
	P. sp.1	Gerona	*	X		X

Table 2. Relationship between species occurrence and sediment type in this study. Sediment type is arranged into 8 categories by grain size, from largest (Maërl) to smallest (Fine mud).

Species	Maërl	Shell gravel	Coarse sand	Fine sand	Muddy sand	Sandy mud	Mud	Fine mud
Kinorhynchus sp. 1								X
Paracentrophyes quadridentatus					X			
Pycnophyes aulacodes			X	X	X		X	
Pycnophyes carinatus			X		X		X	
Pycnophyes communis			X	X	X		X	
Pycnophyes dentatus		X	X	X	X	X	X	X
Pycnophyes dolichurus			X	X				
Pycnophyes zelinkaei		X	X	X				
Pycnophyes almansae		X	X	X	X			
Pycnophyes annulatus							X	
Pycnophyes sp. 1				X	X			

Digeneans on the deep sea fish *Mora moro*: the complexity of the identification of *Lepidapedon* species

Sara Dallarés[a], Simona Georgieva[b], Maite Carrassón[a], Aneta Kostadinova[b], Ana Pérez-del-Olmo[a]

The deep sea morid *Mora moro* (Risso, 1810) is a bathypelagic species distributed in the Eastern Atlantic, Southern Pacific, Western Indian Ocean, and the Western Mediterranean. Although occasionally being found in shallow waters, it is most common at depths of 800 – 1400m. It is an active predator of decapod crustaceans, cephalopods and benthic fishes but can also feed on carrion. The parasite fauna of this species is poorly known worldwide and to the best of our knowledge no data exist from fish in the Mediterranean Sea. In a pilot study we collected a total of 68 individuals in 2010 – 2011 using a bottom trawl in the Western Mediterranean between Balearic Islands and Catalonian coast of Spain at depths between 1000 – 1400m. Fish were dissected and all metazoan parasites were collected according to a standardised protocol. Digeneans were stained, mounted in Canada balsam and measures were taken from drawings at high magnification. We have recovered in the digestive tract two morphs of lepocreadiid digeneans belonging to the genus *Lepidapedon* Stafford, 1904. This genus is characteristic for deep-sea gadiform fishes, reported mainly from the North Atlantic and Noth–East Pacific, and is thought to be the dominant digenean genus in deep–sea fishes. It is subdivided into several subgroups of species on the basis of the distribution of vitelline glands and the extent of the excretory vesicle. However this genus, as all lepocreadiids, forms an extremely complex and unclear group and more studies are needed. We carried out detailed examination of the morphology of the two morphs in association with new sequence data for partial (D1-D3) nuclear large subunit ribosomal RNA (lsrDNA) and partial mitochondrial nicotinamide adenine dinucleotide dehydrogenase subunit 1 (*nad1*) genes. Our results confirmed the identification of *Lepidapedon desclersae* Bray & Gibson, 1995 based on morphology and the existence of an yet undescribed species in *M. moro* in the Western Mediterranean. Despite the molecular evidence, the morphology of the individuals of *L. desclersae* from the Mediterranean *M. moro* do not agree with an important feature of this species, concerning the extent of vitelline follicles which reach more anteriorly to the external seminal vesicle (*vs* overlaping its posterior margin at the most in the original description of *L. desclersae*). The undescribed species found in *M. moro* appears to be morphologically close to *Lepidapedon guevarai* Lopez-Roman & Maillard, 1973 described from the phycid *Phycis blennoides* (Brünnich, 1768). However it shows a number of differences such as narrower body and pharynx and smaller oral sucker and ovary as well as more rounded eggs. It can also be distinguished from *L. guevarai* in the extent of the vitelline fields which reach as a maximum the anterior margin of the ventral sucker (*vs* extending up to the intestinal bifurcation in *L. guevarai*).

This study was supported by the Spanish Ministry of Science and Innovation (MICINN) project ANTROMARE (CTM2009-12214-C02-02) and by the Xarxa de Referència en Aqüicultura (XRAq) of the Generalitat of Catalonia.

[a] *Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia, Universitat Autònoma de Barcelona, Cerdanyola del Vallès, 08193 Barcelona, Spain. (email: ana.perez@uab.cat)*
[b] *Institute of Parasitology, Biology Centre of the Academy of Sciences of the Czech Republic, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Czech Republic*

Contribution to the knowledge of the deep-sea ichthyofauna of "El Hierro" by visual inspection

Bruno Almón[a], Jesús Manuel Falcón[a], Marcos González-Porto[a], José Francisco González[a], Francisco Sánchez[b], Ana García-Alegre[b], Sebastián Jiménez[a], Pablo Martín-Sosa[a]

The results of the underwater surveys conducted in "El Hierro" island (Canary Islands) during November and December of 2011, regarding to ichthyological fauna, aboard the O/V Ramón Margalef from the 'Instituto Español de Oceanografía', are shown here. Twelve dives were performed, half of them using "LIROPUS 2000" remotely operated vehicle and the rest with the "POLITOLANA" Photogrammetric sled. Bathymetric range including the total set of transects extends from the 150 to 1400 meters.

The images obtained were analyzed and processed, resulting in a series of sequences specific for each species. Species have been identified to the lowest level when possible, since in some cases, it was very risky to reach a specific level in the absence of a closer examination of the animals.

Some of the Families represented in this area are *Gempylidae, Synaphobranchidae, Halosauridae, Macrouridae, Centrophoridae, Neoscopelidae* and *Oreosomatidae* in deeper waters (under 400 meters) and *Trichuridae, Sebastidae, Muraenidae, Aulopidae* and *Caproidae* between 150 and 400 meters.

It should be noted between the results obtained, the finding of a species from Oreosomatidae never found before in Canary Islands waters, as well as some interesting facts about the behavior of the species living in their natural environment.

[a] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias (bruno.almon@ca.ieo.es)*
[b] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Santander*

New contributions to the Canary Islands ichthyofauna and confirmation of some unclear historical reports

Bruno Almón[a], Jesús Manuel Falcón[a], Marcos González-Porto[a], José Francisco González[a], Sebastián Jiménez[a], Pablo Martín-Sosa[a]

As a result of scientific surveys undertaken in recent years by the Oceanographic Center of Canary Islands (2009-2011), a great amount of information has been collected to contribute to the achievement of several projects objectives, as well as to increase general knowledge of ecological networks in Canary Islands waters.

Four species previously unknown to the Canary Islands region have been captured in the course of these scientific cruises and studied in the laboratory in order to confirm preliminary identifications made on board.

Blennius ocellaris, (Linnaeus, 1758) and *Trachinus pellegrini* (Cadenat, 1937) are more related to coastal areas, while *Merluccius polli* (Cadenat, 1950) and *Hymenocephalus gracilis* (Gilbert & Hubbs, 1920) inhabit deeper waters. These new records enrich the already extensive range of known ichthyofauna species in the Canary Islands area.

In the same way as the above, specimens of *Trachonurus sulcatus* (Goode & Bean, 1885), *Sphagemacrurus hirundo* (Collet, 1896) and *Rondeletia loricata* (Abe & Hotta, 1936) were also captured. In these cases, we have found some isolated reports referring to the Canary Islands, although the lack of associated information and subsequent reports for the species make them be considered somewhat anecdotal.

The recent location of these specimens in Canary Island waters comes to support, in the absence of further information and a long-term monitoring, the historical reports of the three species in the area.

[a] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias (bruno.almon@ca.ieo.es)*

Uso de los otolitos y de piezas esqueléticas bucales para la identificación de 6 especies de gadiformes mediterráneos

Lluís Gimeno Giménez[a], Manolo Juan Mota[a], Javier Guallart Furio[a]

La caracterización de restos esqueléticos de peces resulta de gran utilidad en estudios de ecología trófica de especies ictívoras y para las estimaciones de tamaño de sus presas. Así, a menudo las presas observadas en el estudio de contenidos estomacales en especies que ocupan eslabones altos de la cadena trófica son en gran medida peces, cefalópodos y crustáceos. Para el estudio de presas de la ictiofauna el mayor problema radica en la dificultad existente en la identificación de sus restos, ya que a menudo presentan un estado de digestión que dificulta su clasificación según los caracteres taxonómicos externos habituales. Los huesos de la cabeza de los peces tienen características adaptativas a nivel de especie y son de elevado valor taxonómico. En este trabajo se han utilizado para la identificación otolitos y restos esqueléticos de la región cefálica que, además de ser resistentes ante la digestión, poseen diferencias interespecíficas importantes. De este modo se comparan estas estructuras para 6 especies de gadiformes mediterráneos: *Merluccius merluccius* (Merluccidae), *Micromesistius poutasou* (Gadidae), *Molva dypterigia* (Lotidae), *Mora moro* (Moridae), *Phycis blennoides* y *Phycis phycis* (Phycidae).

Para la extracción de las piezas esqueléticas inicialmente se realizó una cocción suave mediante un horno microondas, se retiró la mayor parte de tejido carnoso y se mantuvo los restos durante 2-3 días en agua en un recipiente cerrado. Posteriormente se separaron cada una de las piezas, eliminando los restos de materia orgánica con ayuda de un cepillo. En algunas ocasiones se realizó una limpieza adicional mediante inmersión en una solución de hipoclorito de sodio. Las piezas se conservaron en etanol 70º.

Se han definido distintos parámetros biométricos de las piezas esqueléticas con el fin de realizar una comparación morfométrica entre las especies objeto de estudio y para establecer relaciones numéricas entre el tamaño de las piezas esqueléticas y la talla y peso de los ejemplares.

Los otolitos presentan claras diferencias entre las especies estudiadas siendo destacable *Mora moro* por sus otolitos piriformes. Las otras 5 especies poseen una morfología lanceloada, siendo más o menos alargados y oblongos, si bien se hallan diferencias específicas en cuanto a su contorno, a la morfología de diversas crestas sobre su superficie, en particular el sulcus.

Las premaxilas presentan asimismo diferencias específicas muy marcadas, que se centran tanto en el tamaño de los dientes como, sobre todo, en la morfología de los procesos ascendente, articular y postmaxilar y su tamaño y posición relativa dentro de esta pieza esquelética. *Phycis blennoides* y *Phycis phycis* destacan por presentar unos procesos proporcionalmente mayores mientras que *Merluccius merluccius* y *Micromesistius poutasou* poseen dientes grandes en una o dos filas frente al resto que muestra una agregación de dientes pequeños en hasta seis filas.

Las maxilas, de características muy similares a las premaxilas pero sin dentición en las especies objeto de estudio, poseen morfologías variables, sobre todo en lo referente al proceso externo, el interno y el caudal, así como en su tamaño y posición relativa. La especie más destacada es *Molva dypterigia*, pues posee forma característica y el proceso caudal ocupa aproximadamente el doble de tamaño que el proceso externo e interno juntos, mientras en el resto de especies la relación de tamaño entre ambos es semejante.

Los dentarios puede asimismo utilizarse para distinguir entre especies basándose en la morfología del proceso coronoides, la fosa meckeliana y en la proporción altura vs. longitud. Destacan las diferencias en *Molva dypterigia* por carecer de orificio mental y por presentar una relación longitud/altura > 4, mientras que el resto de especies es claramente inferior.

Una de las dificultades para la identificación de restos de peces en contenidos estomacales es que muchos de los restos se presentan como una mezcla de huesos y restos desarticulados, a menudo correspondiendo a la mezcla de varios ejemplares de distintas especies. En este sentido el hecho de poder realizar una identificación a partir de diferentes piezas esqueléticas (otolitos, dentario, maxila, premaxila) como se muestra en el presente estudio ofrece la posibilidad de corroborar la identificación de una presa mediante las características de varios elementos complementarios así como poder identificar en una mezcla heterogénea de restos presas de una o más especies.

[a]*Universidad Católica de Valencia (lluis.gimeno@mail.ucv.es)*

Spatial distribution and temporal trends (1989-2008) of soft-bottom marine benthic alien species in the Nervión estuary (Basque Country, N of Spain)

Izaskun Zorita[a], Oihana Solaun[a], Angel Borja[a], Javier Franco[a], Iñigo Muxika[a], Marta Pascual[a]

The introduction of alien species is a growing environmental issue world-wide since it represents one of the most important drivers of biodiversity loss. Scientific scenarios point to a dramatic increase in biological invasions and the situation is likely to get worse. For this reason, invasive species are under study in several European Strategies (COM 2008; EC 2008). The aim of the present study was to analyse the spatial distribution and temporal trends of soft-bottom marine benthic alien species collected during twenty years in the Nervión estuary, a heavily modified water body located in the south-eastern of the Bay of Biscay. The evaluation of soft-bottom marine benthic alien species was accomplished by using data of the Nervión estuary obtained from 1989 to 2008 in different projects carried out by AZTI-Tecnalia. For the evaluation, a total of 6.688 records were analysed and crossed against a list containing 217 alien species which was based on published data of alien marine species in waters from the Bay of Biscay (Eno *et al*., 1997; Martínez and Adarraga, 2006). Results indicated that, from a total of 742 species, 23 were identified as alien species, belonging to three different phyla: annelida, arthropoda and mollusca. The alien species with more cases recorded were the polychaete *Pseudopolydora paucibranchiata* and the amphipod *Monocorophium acherusicum*. It seems that the main pathway of introduction was linked to maritime transport activities (i.e. input of ballast water, biofouling, etc.) and that the intermediate part of the estuary, where historically the activities of the port of Bilbao were located, was colonized by these two opportunistic species. Although no temporal trends were observed, the presence and abundance of soft-bottom alien species became more evident since middle nineties, when the widening of the Bilbao Harbour started together with the improvement of the water quality that occurred mainly due to the biological treatment of the water treatment plant and the declining of industrial activities. Finally, as the alien species identified are not considered invasive, there is no evidence of great risk for native biodiversity to be threatened but it is desirable to monitor the presence of invasive alien species to prevent future introductions and impacts.

[a]AZTI-Tecnalia; Marine Research Division; Herrera Kaia, Portualdea s/n; 20110 Pasaia; Spain (izorita@azti.es)

References

Commission of the European Communities, 2008. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions towards an EU Strategy on invasive species. COM (2008) 789 final; SEC (2008) 2887, SEC(2008) 2886: 1-13.

Eno, N. C., Clark, R.A., Sanderson, W.G., 1997. Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK. 136 pp.

European Commission, 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and the Council of 17 June 2008 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Marine Environmental Policy (Marine Strategy Framework Directive). Official Journal of the European Union L164, 19-40.

Martínez, J., Adarraga, I., 2006. Programa de vigilancia y control de la introducción de especies invasoras en los ecosistemas litorales de la costa vasca. 1. Costa de Gipuzkoa, 2. Costa de Bizkaia. Dirección de Biodiversidad del Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco. 267 pp.

Phylogeography of the allochthonous calcareous sponge *Paraleucilla magna:* a cue for several introduction events along the Atlanto-Mediterranean European coasts?

M. Guardiola[a], J. Frotscher[b], M.J.Uriz[a]

The genus *Paraleucilla* had not representatives in the Atlanto-Mediterranean region until the last decade, when the species *Paraleucilla magna* appeared in Brazil (Klautau *et al*. 2004) and proliferated along the European Atlanto-Mediterranean coasts (Longo *et al*. 2007; Guardiola *et al*. 2012). *P. magna* shows a highly patchy distribution with dense populations in eutrophized areas such as sea farms, which points to aquaculture-related activities as the main introducing vector. The species has been recorded along the Spanish Mediterranean coasts, South Italy, Portugal, Azores, Madeira, and Brazil.

To establish the possible origin, colonization pathway, and introduction vector(s) of *Paraleucilla magna*, we studied the phylogeography, genetic structure and connectivity of ten Atlanto-Mediterranean populations by using nine microsatellite markers.

All populations were highly differentiated except those of the continental Portugal and South Spain, which were genetically connected. The genetic distances between pairs of populations were in general correlated with geographical distance. Some exceptional points, however, seem to reflect several introduction events.

References

Guardiola, M. Frotscher, J., Uriz, M.J. 2012. Genetic structure and differentiation at a short-time scale of the introduced calcarean sponge Paraluecilla magna to the western Mediterranean. Hydrobiologia 687:71-84

Klautau, M.L., Monteiro, LC. Borojevic, R. 2004. First occurrence of the genus *Paraleucilla* (Calcarea, Porifera in the Atlantic Ocean: *P. magna* sp. n. Zootaxa 710:1-8

Longo, C., Mastrotoraro, F. Corriero, G. 2007. Occurrence of Paraluecilla magna (Porifera, Calcarea) in the Mediterranean sea. JMBA United Kingdom 87:1749-1755

[a] Centre d'Estudis Avançats de Blanes, CEAB-CSIC, 14 Accés a la Cala St. Francesc Street, Blanes, Girona 17300, Spain (Iosune@ceab.csic.es)
b[2] Forschungsanstalt Geisenheim, Von-Lade-Straße 1 65366 Geisenheim, Germany

Catálogo de las especies exóticas marinas pertenecientes al macrozoobentos marino en el ámbito íbero Balear

Mustapha El Haddad*, Vicente Tasso Bermell, Josep Gilabert Carmona, Vicente Crespo López Carolina Assadi García.

Resumen:

La introducción de especies exóticas, además de ser una de las principales amenazas para la biodiversidad, puede causar impactos socio-económicos considerables. Por este motivo, el estudio de estas especies es fundamental para el proceso de su control. El presente trabajo es una contribución al conocimiento de las especies exóticas marinas perteneciente al macrozoobentos en el área íbero-balear. Para llevar a cabo este trabajo, se ha realizado una recopilación y estudio bibliográfico de diferentes fuentes científicas, incluyendo bases de datos, artículos, tesis doctorales y trabajos de investigación relacionados con este tema. De forma complementaria se han aportado observaciones propias realizadas *in situ*. Además de presentar el listado de estas especies se aporta información adicional que incluye: vector probable de introducción, origen, localización y distribución actual en el ámbito íbero balear, fecha probable de introducción y su estatus poblacional, así como su impacto potencial.

OCEANSNELL, S.L. – Consultoría Ambiental Marina.
Parque Tecnológico de Valencia. Avda. Benjamín Franklin, 12.
46980 Paterna, Valencia (España) ▪Tel (+34) 961994253 ▪ Fax (+34) 961994220
* *mustapha.haddad@oceansnell.com*

Spread of the invasive seaweed *Lophocladia lallemandii* on the bivalve *Pinna nobilis* in a Marine Protected Area

Maite Vázquez-Luis[a*], Gàlia Banach-Esteve[a], Elvira Alvarez[b] and Salud Deudero[a]

The introduction of species is recognized as a major driver of global change and the loss of biodiversity in ecosystems. The Mediterranean Sea is the most heavily invaded region in the world by introduced seaweeds. The fan mussel *Pinna nobilis* is the largest Mediterranean endemic bivalve and one of the biggest in the world, is a protected species whish is present in depths ranging from 0.5 to 60 m. In Cabrera National Park (Balearic Islands, NW Mediterranean) the population of *P. nobilis* is affected by the invasive macroalgae *L. lallemandii* and *C. racemosa*, however the scope of this invasion growing in *P. nobilis* population is unknown. Therefore the main aim of the present study was (i) to find out the extent of the invasion of *L. lallemandii* on *P. nobilis* population, and (ii) test if this invasion shows differences among depths. As results we found a total of 1095 *P. nobilis* individuals, 20.4% of them were dead individuals. *P. nobilis* is distributed in all seagrass meadows censed around the marine protected area. Densities of *P. nobilis* varied from 0 to 37.3 ind/100m^2. With respect to size distribution, individuals from a wide size range ranking from 2.2 to 30 cm in maximum width shell were detected with a unimodal distribution. Regarding epiphytism of the invasive species *L. lallemandii* and *C. racemosa* on *P. nobilis*, it highlights the high presence of *L. lallemandii* and the low presence of *C. racemosa*, being detected in 49.37% and 1.38% of the population of *P. nobilis* respectively. The incidence of *L. lallemandii* on *P. nobilis* population were significant higher at 20 m depth than at 10 m. We have also detected that values of biomass and volume of *L. lallemandi* at different depths showed similar pattern but with different values being higher both variables in deeper areas.

[a] *Instituto Español de Oceanografía. Centre Oceanogràfic de les Balears. Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, Spain.*
**Email: maite.vazquez@ba.ieo.es*
[b] *Govern de les Illes Balears. Direcció General de Medi Rural i Marí. C/ Foners, 10. 07006 Palma de Mallorca, Spain*

Photosynthetic acclimation of different species and lineages of the invasive genus Asparagopsis to different temperatures

Marianela Zanolla[a], Raquel Carmona[b], María Altamirano[a], Monia Flagella[a], Julio De la Rosa[c], Nikolaos Andreakis[d], Marcia Barbosa[e], Alison Sherwood[f]

Biological invasions are an important element of global change, and represent the second threat in order of importance for global biodiversity. Marine macroalgae are an important component of alien species, ranging between 10 and 40% of total species (Schaffelke *et al.* 2006).

It is known that climate change impacts on many ecological factors such as temperature, thereby directly affecting the invasive alien species, but also indirectly, by producing changes in host communities. In the case of macroalgae it has not been proven that climate change will facilitate the introduction and invasion of exotic species, but it is suspected to be so, since many macroalgae's biogeographic boundaries are determined by thermal limits involved in growth, reproduction and survival. Thermal acclimation may be a key performance of invasive species to cope with climate change and to exhibit some ecological advantage compared to native species.

The genus *Asparagopsis*, includes two species, *A. armata* and *A. taxiformis*, both considered as the ten most invasive species of macroalgae in the Mediterranean Sea. While *A. armata* is sgentically homogeneous throughout the oceans, *A. taxiformis* is a complex of four cryptic lineages, with different geographical distributions, with only one of them, the lineage two, being invasive.

In the present work we try to give light of the reasons for these different geographical distributions of the different species and lineages, as well as the invasive character of only one of them, hypothetically due to differences in photosynthetic acclimation capacities to different temperatures.

To achieve this goal we analysed different photosynthetic parameters (dark respiration, maximun net photosynthetic rate under light saturated condition, the compensation light intensity, the light saturation parameter, the photosynthetic efficiency and• the inhibition factor), estimated from photosynthesis irradiance curves, performed at five different temperatures (12, 15, 18, 22 and 26ºC) with tetrasporophytes of *A. armata*, and three different lineages of *A. taxiformis*, the invasive indo-pacific lineage 2 from two different geographical populations, the atlantic lineage 3, and the Hawaiian lineage 4.

Results showed that differences in photosynthetic plasticity between species and among lineages, may explain the different geographical distributions and the invasive behaviour of the indo-pacific lineage.

For *A. taxiformis*, in general the highest maximun net photosynthetic rate was estimated at the highest temperature, with quantitative differences between lineages. However in *A. armata* this parameter was highest at 22ºC. The hawaian lineage 4 exhibited no photosynthetic activity at the lowest temperature, with higher respiration rates compared to the other lineage and *A. armata*. Among the different lineages of *A. taxiformis*, the indo-pacific lineage 2 collected from invasive populations of Southern Spain, exhibited the highest photosynthetic activity at the lowest temperature, and in general exhibiting the wider thermal plasticity related with the other photosynthetic parameters. In general tropical lineages together with the invasive one, exhibited the highest photosynthetic rate at the highest temperature, which is in agreement with the temperature range at its native habitats.

Differences among lineages and between species in all the analysed photosynthetic parameters, will be discussed in detailed in the presentation, giving light to a hypothetical reason of the different geographical distributions of them, and the invasive character of only one of them, due to differences in thermal acclimation of the photosynthesis.

[a] Departamento de BiologíaVegetal (Botánica). Facultad de Ciencias. Universidad de (marianela@uma.es) Málaga. Campus de Teatinos s/n. 29071 Málaga. Spain.
[b] Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga. Campus de Teatinos s/n. 29071 Málaga. Spain
[c] Departamento de Botánica. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada. Campus de Fuentenueva. Avda. Severo Ochoa s/n.18071 Granada. Spain.
[d] Australian Institute of Marine Science, Townsville, Queensland, Australia.
[e] CIBIO - Universidad de Évora, Rua Dr. Joaquim Henrique da Fonseca, 7000-890 Évora (Portugal)
[f] Department of Botany, University of Hawaii,3190 Maile Way,Honolulu, Hawaii, 9 6822 (USA).

Exploring the response of phytoplankton biomass (chlorophyll-*a*) to climate forcing in the Basque coast (southeastern Bay of Biscay)

Marta Revilla, Ángel Borja, Almudena Fontán, Javier Franco, Manuel González, Victoriano Valencia

Phytoplankton account for approximately 50% of global primary production and form the trophic base of nearly all marine ecosystems, being fundamental in trophic energy transfer. Therefore, sustained declines in phytoplankton biomass would have important consequences for the abundance and diversity of marine organisms, and ultimately affect marine fisheries. Recent investigations have been focused on long-term trends in phytoplankton biomass or production, as this knowledge is essential for the management of marine resources. However, contrasting findings have been reported, both at global (Boyce *et al*., 2010; McQuatters-Gollop *et al*., 2011) and regional scales (Richardson and Schoeman, 2004; Bode *et al*., 2011). Possible reasons for this controversy are the bias introduced by the mathematical methods used for trend analyses (e.g. Mackas, 2011; Rykaczewski and Dunne, 2011) and site-specific differences in the environmental variables that influence phytoplankton dynamics (Revilla *et al*., 2010; Bode *et al*., 2011).

In the southeastern Bay of Biscay, data on chlorophyll-*a* concentration as a proxy for phytoplankton biomass have been collected since 1986 at a marine station named D2 (Figure 1). The station is located offshore (43º 27' N, 01º 55' W) near San Sebastian, at a water depth of 110 m. This site is considered to be non-impacted by anthropogenic influence, due to its distance from the main pollution sources on land (13.1 km). As such, it is suitable for exploring the phytoplankton response to climate forcing in the Basque coast.

At station D2, CTD and bottle samples were used to obtain vertical profiles of chlorophyll-*a*, together with other oceanographic variables such as temperature, salinity and nutrients. During the period 1986-2011, surveyed months and total number of surveys per year were variable (from 3 to 12). This produced on average 8 measurements per year (~200 data points). Time-series of the East Atlantic (EA) pattern, a climatic index, were obtained from http://www.cpc.noaa.gov/. Meteorological data recorded at the Igeldo Observatory (San Sebastián) were supplied by AEMET ("Agencia Estatal de Meteorología"). The North Atlantic Sea Surface Temperature (SST) averages were obtained from the NOAA ERSST.v2 (Extended reconstructed global SST data based on COADS data; http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/timeseries/AMO/) (Smith and Reynolds, 2004). Daily series of SST were obtained also from the Aquarium (Figure 1).

Time-series of chlorophyll-*a*, climatic and physico-chemical variables were analysed by the Kolmogorov-Zurbenko Adaptive (KZA) filter for detecting abrupt changes and trends, following the method described in González *et al*. (2011). The KZA method is based on an iterative moving average that adjusts the length of the window according to the rate of change of the process (see Zurbenko *et al*., 1996; Yang and Zurbenko, 2010).

Results indicate different changes in chlorophyll-*a* concentration at different depths in the water column. In 1996, a drop was observed in the surface waters (0-1 m), from approximately 0.75 to 0.55 µg l^{-1} (Figure 2). In contrast, the concentration averaged throughout the euphotic layer (roughly estimated as 0-50 m) presented an increase of similar magnitude in 2001, which accounts for approximately 25% of the initial phytoplankton biomass. The water-column-averaged chlorophyll-*a* (0-100 m) increased by about 10% in 2004.

These changes, observed in the phytoplankton biomass during the last 26 years, could be related to climatic factors. In this regard, the positive phase of the EA pattern has dominated during this period (Figure 3a). This involves, in the southeastern Bay of Biscay, warmer and drier winters, as well as an increase of downwelling events, caused by the southwesterly winds (Borja *et al.,* 2008).

For the Basque coast, it is hypothesized that the phytoplankton production could have increased in the photic layer, due to the more frequent occurrence of cloudless sky (Figure 3b). On the other hand, in surface waters and specially during summer the phytoplankton production would be negatively affected by the warming (Figure 3c, d, e) associated with the positive EA pattern, as it involves more stratification and, in consequence, less availability of nutrients in the surface layer. However, this would not decrease the magnitude of the sub-surface chlorophyll-*a* maximum; in contrast, a deeper location would have permitted a better access to nutrients. The sum of these processes in the water column would result in a slight increase in the integrated phytoplankton biomass during the last 26 years, in the offshore waters of the Basque coast.

AZTI-Tecnalia, Marine Research Division, Herrera Kaia Portualdea s/n, 20110 Pasaia, Spain; Tel.: +34 667 174 483; Fax: +34 946 572 555.
E-mail: mrevilla@azti.es

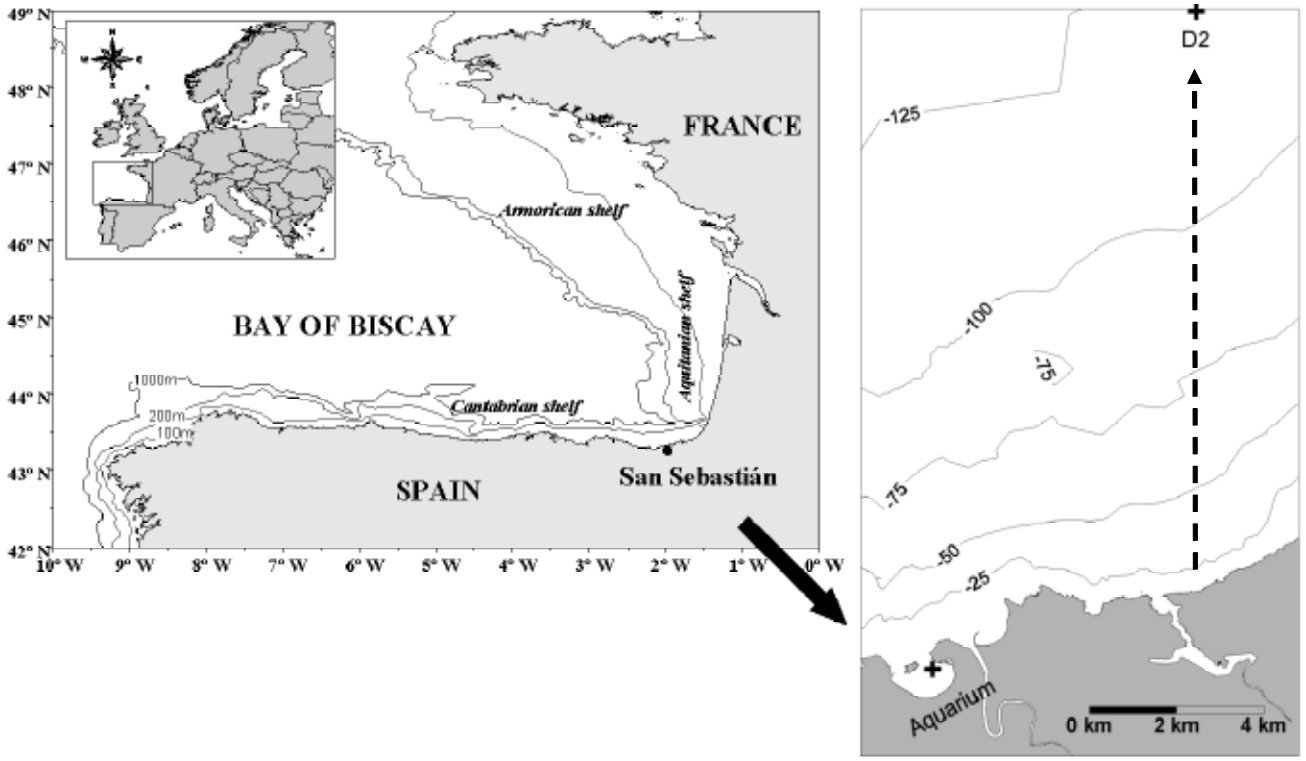


Figure 1. The offshore station D2, in the context of the Bay of Biscay. The location of the Aquarium of San Sebastián (where daily series of sea temperature are recorded since 1947) is also shown



Figure 2. Decadal variability of chlorophyll-*a* concentration at station D2 analyzed by KZA filter (5-year, 4 iterations). The black solid line represents surface waters (0-1 m), the dotted line represents the euphotic layer (0-50 m) and the grey line represents the whole water column (0-100 m).

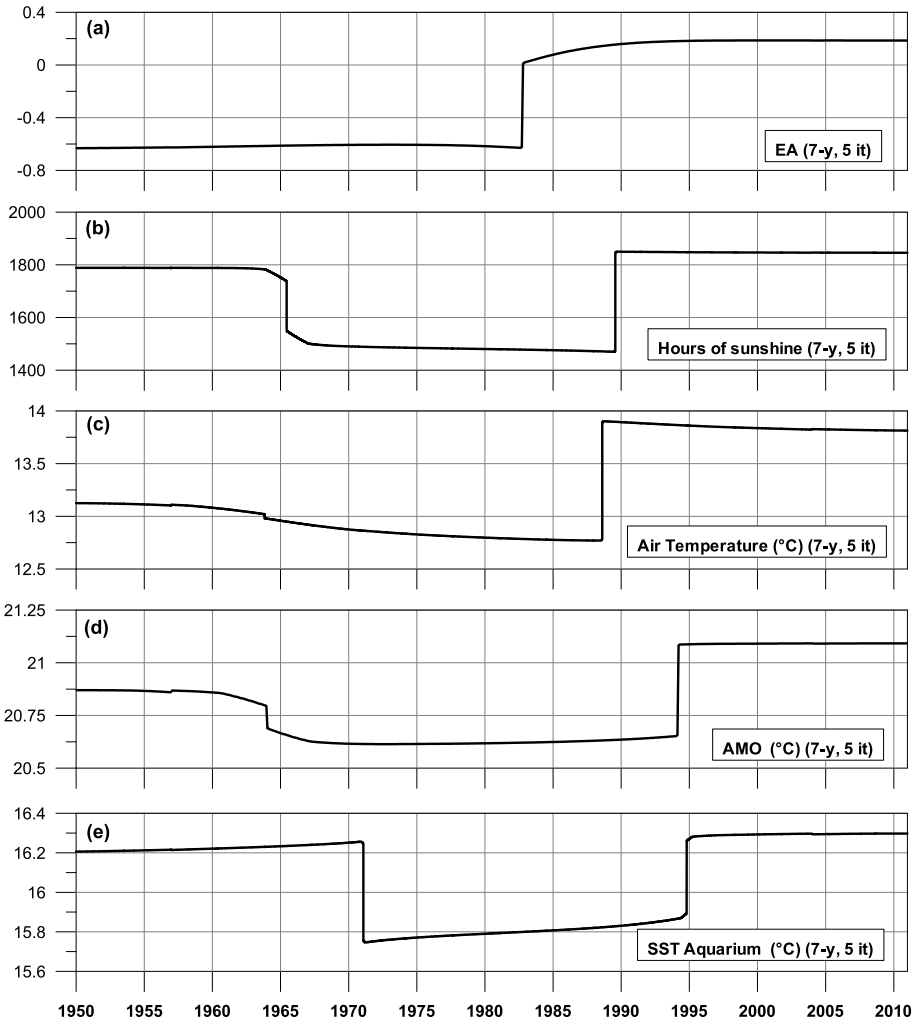


Figure 3. Long-term trends in environmental conditions obtained by KZA filter: (a) East Atlantic (EA) pattern (b) Cloudless (c) Air temperature (d) Sea Surface Temperature derived from the Atlantic Multidecadal Oscillation (AMO) (e) Sea Surface Temperature (SST) recorded at the Aquarium.

References

Bode, A., R. Anadón, X.A.G. Morán, E. Nogueira, E. Teira, M. Varela, 2011. Decadal variability in chlorophyll and primary production off NW Spain. Climate Research, 48: 293–305.

Borja, A., A. Fontán, J. Sáenz, V. Valencia, 2008. Climate, oceanography, and recruitment: the case of the Bay of Biscay anchovy (Engraulis encrasicolus). Fisheries Oceanography, 17(6): 477-493.

Boyce, D.G., M.R. Lewis, B. Worm, 2010. Global phytoplankton decline over the past century. Nature, 466: 591–596.

González, M., A. Fontán, G. Esnaola, M. Collins, 2011. Abrupt changes, multidecadal variability and long-term trends in sea surface temperature and sea level datasets within the southeastern Bay of Biscay. Journal of Marine Systems, doi:10.1016/j.jmarsys.2011.11.014.

Mackas, D.L. Does blending of chlorophyll data bias temporal trend? Nature, doi:10.1038/nature09951.

McQuatters-Gollop, A., P.C. Reid, M. Edwards, P.H. Burkill, C. Castellani, S. Batten, W. Gieskes, D. Beare, R.R. Bidigare, E. Head, R. Johnson, M. Kahru, J.A. Koslow, A. Pena, 2011. Is there a decline in marine phytoplankton? Nature, doi:10.1038/nature09950.

Revilla, M., Á. Borja, A. Fontán, J. Franco, M. González, V. Valencia, 2010. A two-decade record of surface chlorophyll "a" and temperature in offshore waters of the Basque country (southeastern Bay of Biscay). Revista de Investigación Marina, 17(2):14–20. http://www.azti.es/rim.

Richardson, A.J., D.S. Schoeman, 2004. Climate impact on plankton ecosystems in the Northeast Atlantic. Science, 305: 1609–1612.

Rykaczewski, R.R., J.P. Dunne, 2011. A measured look at ocean chlorophyll trends. Nature, doi:10.1038/nature09952.

Smith, T.M., R.W. Reynolds, 2004. Improved Extended Reconstruction of SST (1854-1997). Journal of Climate, 17: 2466–2477.

Yang, W. and Zurbenko, I., 2010. Nonstationarity. Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics: 107-115.

Zurbenko, I.G., Porter, P.S., Rao, S.T., Ku, J.Y., Gui, R. and Eskridge, R.E., 1996. Detecting discontinuities in time series of upper air data: development and demonstration of an adaptive filter technique. Journal of Climate, 9: 3548–3560.

Los fondos y arrecifes de *Cladocora caespitosa* en las Islas Columbretes, un patrimonio natural del Mediterráneo amenazado por el cambio global

Diego K. Kersting[a], Cristina Linares[a]

Cladocora caespitosa es el único coral endémico del Mediterráneo con zooxantelas simbiontes y con capacidad de formar arrecifes. En la actualidad las grandes bioconstrucciones de este coral se localizan en contadas zonas del Mediterráneo, siendo las más importantes, por el tamaño y área ocupada por las colonias, las bioconstrucciones de las Islas Columbretes (España, Mediterráneo NW) y Mljet (Croacia, Adriático). En las Islas Columbretes *Cladocora caespitosa* se concentra en la caldera volcánica sumergida de L'Illa Grossa (150.000 m^2). En esta bahía abierta al NE, que asegura cierta protección frente al oleaje y corrientes pero también un intercambio continuo de agua, *C. caespitosa* forma lechos de colonias y arrecifes de hasta 10 m^2 de superficie. Los resultados obtenidos mediante transectos de 50 x 1 m distribuidos homogéneamente por la bahía, muestran que la distribución espacial de *C. caespitosa*, entre 5 y 27 m, es agregada y fuertemente asociada a la morfología de fondo; siendo más abundantes las colonias en las zonas de mayor relieve, en busca de protección frente al hidrodinamismo. En las dos zonas de la bahía en las que este coral es más abundante, NW y SE, las colonias alcanzan superficies acumuladas de 240 m^2 y 910 m^2, respectivamente. Se estima que en la totalidad de la bahía la superficie acumulada que ocupan las colonias de *C. caespitosa* es de 2900 m^2. *C. caespitosa* presenta un crecimiento extremadamente lento, las tasas de crecimiento anual obtenidas en Columbretes, mediante el análisis de radiografías de coralitos y tinción con rojo de alizarina, rondan los 2,5 mm/año. Teniendo en cuenta estas tasas de crecimiento y el tamaño de las bioconstrucciones, se calcula que algunos de los arrecifes de Columbretes pueden alcanzar los 300 años de edad. En la actualidad, *C. caespitosa* se ve amenazada en Columbretes por los efectos del cambio global, principalmente por la ocurrencia de mortalidades recurrentes asociadas a la temperatura del agua de mar y por la presencia de algas invasoras. En Columbretes la primera mortalidad masiva de este coral se registró en 2003; en este evento se alcanzó un porcentaje de necrosis media del 25 %. Tras esta primera mortalidad los eventos se han ido repitiendo con menor intensidad y mostrando relación con las anomalías térmicas positivas. Por otra parte, desde 2006 las algas introducidas *Caulerpa racemosa* y *Lophocladia lallemandii* están presentes en la bahía de L'Illa Grossa, donde han llegado a ocupar las zonas en las que se concentran las colonias de *C. caespitosa*. Se ha podido constatar que *Caulerpa racemosa* no presenta crecimiento sobre las partes vivas de *C. caespitosa*, aunque sí lo hace sobre las superficies muertas de las colonias. De momento parece ser que ninguna de las dos algas invasoras tiene efectos letales sobre esta especie. Dada la singularidad y alto valor patrimonial de estas grandes bioconstrucciones y las amenazas a las que están expuestas, su protección y seguimiento son fundamentales para su correcta conservación.

[a] *Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona (diegokersting@gmail.com)*

Distribution patterns and shifts in abundance of rocky shore gastropods along a latitudinal gradient: A response to climate change

Marcos Rubal[a,b], Puri Veiga[a,b], Eva Cacabelos[c], Juan Moreira[d], Isabel Sousa-Pinto[a,b]

Climate change is widely recognized as a major threat to global biodiversity and this is expected to intensify over time. Previous studies have found significant shifts in the geographic distribution, abundance and reproduction periods of several intertidal taxa related to global warming (Mieszkowska *et al*., 2006; Mieszkowska *et al*., 2007; Hawkins *et al*., 2008). Intertidal organisms have proved to be good models for the study of the dynamic and processes at the range boundaries, because they are easy to manipulate and have almost linear geographic distribution (Sagarin and Gaines, 2002). Moreover, they live in the interface of land and sea and thus are subjected to the environmental conditions and changes of aquatic and aerial climatic regimens, frequently living in the limit of their physiological tolerances (Helmuth *et al*., 2006). The key aim of this study is to investigate how the global warming will modify the patterns of distribution and abundance of cold-water species (CWS) and warm-water species (WWS), along the Iberian Peninsula Atlantic coast. A set of WWS and CWS of intertidal gastropods, was defined before sampling as target species. A fully hierarchical sampling design was used to study the spatial distribution of these gastropods.

Results showed that the abundance and distribution of WWS *Gibbula umbilicalis*, *Osilinus lineatus*, *Melarhaphe neritoides*, and *Patella depressa*, have not suffered significant changes during the last decades, in contrast with the results found at their northern limit in the U.K. (Mieszkowska *et al*., 2006; Mieszkowska *et al*., 2007; Hawkins *et al*., 2008). On the other hand, CWS like *Nucella lapillus*, *Littorina littorea* and *Littorina saxatilis* seem to have experienced a reduction in their abundance and distribution range along the Atlantic coast of the Iberian Peninsula. This is especially remarkable for *L. littorea* that has almost disappeared from the exposed rocky shores of the western Iberian Peninsula. Finally, the sub-tropical pulmonate false limpet, *Siphonaria pectinata*, showed the inverse pattern than CWS, i.e. an increase of its distributional range to the north when compared to previous data. We found populations of *S. pectinata* in Moledo, about 185 km north from the locations studied by Nobre (1940).

In conclusion, the observed patterns of spatial distribution and abundance of the targeted gastropods along the Iberian Peninsula showed a reduction on the distributional range of CWS and an increase toward the north of the sub-tropical species *S. pectinata*.

References:

Hawkins SJ, Moore PJ, Burrows MT, Poloczanska E, Mieszkowska N, Herbert RJH, Jenkins SR, Thompson RC, Genner MJ, Southward AJ (2008) Complex interactions in a rapidly changing world: responses of rocky shore communities to recent climate change. *Climate Research*, 37: 123-133.

Helmuth B, Mieszkowska N, Moore P, Hawkins SJ (2006) Living on the edge of two changing worlds: forecasting the responses of rocky intertidal ecosystems to climate change. *The Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37: 373-404.

Mieszkowska N, Kendall MA, Hawkins SJ, Leaper R, Williamson P, Hardman-Mountford NJ, Southward AJ (2006) Changes in the range of some common rocky shore species in Britain – a response to climate change? *Hydrobiologia*, 555: 241-251.

Mieszkowska N, Hawkins SJ, Burrows MT, Kendall MA (2007) Long-term changes in the geographic distribution and population structures of *Osilinus lineatus* (Gastropoda: Trochidae) in Britain and Ireland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87: 537-545.

Nobre, A. (1940) Moluscos marinhos e das águas salobras. Companhia editora do Minho. Barcelos.

Sagarin RD, Gaines SD (2002) Geographical abundance distributions of coastal invertebrates: using one-dimensional ranges to test biogeographic hypotheses. *Journal of Biogeography*, 29: 985-997.

[a] *Laboratory of Coastal Biodiversity, Centre of Marine and Environmental Research (CIIMAR), University of Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123 Porto, Portugal (mrubal@ciimar.up.pt)*
[b] *Department of Biology, Faculty of Sciences, University of Porto, Rua do Campo Alegre s/n 4150-181 Porto, Portugal*
[c] *Centro Tecnológico del Mar-Fundación CETMAR, C/ Eduardo Cabello s/n, 36208, Vigo, Spain*
[d] *Departamento de Biología (Zoología), Universidad Autónoma de Madrid, Cantoblanco, E-28049 Madrid, Spain*

Seasonal variation of biological responses to gradual temperature raising in digestive gland of mussels

María Múgica[a,b], Urtzi Izagirre[a,b], Ionan Marigómez[a,b]

Marine ecosystems have been significantly affected by global warming during the last decades and its impact is expected to increase in the near future due to the current acceleration of warming. The consequences of temperature increase for biota may be very different depending on the season. In this context, the seasonal variability in biomarker responses to gradual temperature raising was investigated under controlled laboratory conditions in marine mussels, *Mytilus galloprovincialis*, collected from a reference site (Mundaka) in the Bay of Biscay in July and November 2009 and March 2010. At each season, mussels were kept in each own's seawater and acclimated to laboratory conditions at local seawater temperature (20ºC in July, 16ºC in November and 12ºC in March) for 5 d. In the 3 experimental sets, temperature was raised 1ºC per day for the first 8 d and then kept constant for the following 6 d. Cell and tissue level biomarkers were recorded in the digestive gland just before temperature increase started (t0) and at 1, 4, 8, 14 days during the experiment. Lysosomal enlargement, membrane stability, intracellular neutral lipid accumulation, cell type replacement, atrophy of the digestive diverticula and tissue integrity in digestive gland were measured and histology of gonad was assessed as supporting parameter. Increasing temperature accelerated gametogenic cycle; also significant lysosomal membrane destabilization and lysosomal enlargement were observed in summer and autumn, being more marked in summer. Furthermore, connective to diverticula ratio increased in summer and autumn. On the other hand, not quantifiable responses were observed in winter. In general, a gradual temperature increase of 8ºC provoked alterations at cell and tissue level biomarkers; and mussel response was different depending on the season, being more sensitive in summer.

Acknowledgements

Funded by Basque Government (ETORTEK2007 K-Egokitzen and Consolidated Res Grp Grant 2007-12).

Keywords: Biomarkers, Climate Change, *Mytilus galloprovincialis,*

[a] *Cell Biol in Environ Toxicol Res Grp, Zoology & Cell Biology Dept., Fac. Science & Technology, Univ. Basque Country, P.O. BOX 644, E-48080 Bilbo, Basque Country (ionan.marigomez@ehu.es)*

[b] *Res Ctr For Experimental Marine Biology and Biotechnology (PIE-UPV/EHU), Univ. Basque Country, Areatza z/g, E48620, Plentzia, Basque Country*

Preliminary assessment of European eel (*Anguilla anguilla*) stocks in north-eastern Spain: the role of introduced species

Alberto Maceda-Veiga[1], Emili García-Berthou[2], Frederic Casals[3], Nuno Caiola[4] & Adolfo de Sostoa[1]

The stocks of European eel (*Anguilla anguilla*) has strongly declined in last 30 years and this species is considered Critically Endangered based on UICN criterion. The recruitment of glass eels has declined from 1980, and since 2000 is at an historical low at just 1-5% of the pre-1980 levels, showing a 95 to 99% decline. This decline in recruitment will translate into a future decline in adult stock, at least for the coming two decades (ICES 2006). In 2007, CITES listed the species in Appendix II (this came into force in March 2009) and will require exporting states (Spain included) to have an export permit which can only be issued if the export will not be detrimental to the survival of the species. Also the European Commission has issued a Regulation requiring all member states to produce eel management plans, amongst other measures. These management plans were required to be in place by July 2009 and have the objective to permit the escapement to the sea of at least 40% of the silver eel biomass. Prior to the development of a management plan, it is crucial to make a diagnosis of the status of fish populations (i.e. population tendency) and to identify its main pressures. In the case of the European eel, the establishment of the reasons for its decline is not easy because the species range is so vast and the life cycle incorporates stages on sea and rivers, and a large migration to the Sargasso Sea. It is then difficult to determine which stage of the life cycle has been affected to cause the dramatic species decline. Common threats to native species and, in particular to species with high commercial value are habitat degradation (e.g. pollution), the introduction of exotic species (e.g. predators, trophic competitors, exotic diseases) and overfishing. The European eel is a catadromous species that, after reaching the Iberian coast, some specimens remain at the mouth of rivers whereas others swim upstream and live in freshwater up to reach sexual maturation and starting migration to Sargassos Sea. In this regard, Catalan rivers have a long history of anthropogenic perturbations that can strongly determine the life-cycle of eel (e.g. dams) and pollution. Additionally, this area is considered a hotspot of introduced fish species in where exotic species richness is over 60% of native freshwater fish species. The present study was performed based on 325 sampling sites surveyed covering the Mediterranean Sea coast from la Sènia to Fluvià Rivers. First, we present an evaluation of the population trends of European eel in the last 50 years in Catalonian rivers considering the historical range of the species, the range in 2002-2003 and the current range in 2010-2011. These changes in ranges were evaluated using a binomial test. Secondly, we analyzed the role of exotic and native fish communities with the presence of European eel in these waterbodies. Considering those sites under the potential distribution area of European eel (*Anguilla anguilla)*, fish assemblage was evaluated using an analyses of similarities (ANOSIM). Additionally, the average density of native and exotic species was compared between sites with and without European eel using a Wilcoxon's test. Spearman's bivariate correlations were also used to test the relationship between European eel density and the density of introduced and native species. Our results confirmed the recovery of European eel stocks in some basins. Lacking studying in depth the role of synergic effects with other anthropogenic impacts, our findings revealed that fish assemblage does not significantly change with European eel occurrence. The density of native and introduced species was higher in those sites with European eel compared to sites without eel. We also tested the potential effect of the presence of fish predators (e.g. black-bass, zander), but the relationship was also significantly positive with the presence of European eel. Therefore, it seems that the presence of introduced species is not crucial for the conservation of European eel populations at least in these Mediterranean streams of Iberia. Other factors such as dams, bioaccumulation of pollutants, overfishing and the incidence of disease may be caused a strongly impact and require further research.

Keywords: European eel, introduced species, population trends, fisheries, conservation.

[1] *Department of Animal Biology & Biodiversity Research Institute. Faculty of Biology. University of Barcelona, Catalonia, Spain. Email: albertomaceda@gmail.com (Alberto Maceda Veiga)*
[2] *Institute of Aquatic Ecology. University of Girona, Catalonia, Spain*
[3] *University of Lleida, Catalonia, Spain*
[4] *IRTA Aquatic Ecosystems. Catalonia, Spain*

Is *Caprella scaura* Templeton, 1836 displacing the native *C. equilibra* Say, 1818 along the Iberian Peninsula and Northern Africa?

Macarena Ros[a], José M. Guerra-García[a], Carlos Navarro-Barranco[a], M. Pilar Cabezas [a] and Maite Vázquez-Luis[b]

Caprella scaura Templeton 1836 is a native species to the western Indian Ocean. It was first described from Mauritius and later reported from several regions of the world. During the last decade, *C. scaura* spread out of the Adriatic Sea via ship fouling and aquaculture activities. In 2005, it was reported in the north-eastern coast of Spain and two years later the species was found in the Strait of Gibraltar and Canary Islands, indicating that it is probably invading the whole Mediterranean and the Atlantic coast of Spain. In order to assess the rapid expansion of *C. scaura* in its introduced range, we surveyed marine fouling communities associated with artificial hard substrata from 88 marinas along the whole Iberian Peninsula and North Africa. The study was conducted between June 2011 and July 2011. The results of this survey confirm an extensive distribution of *C. scaura* along the Mediterranean coast of Spain and offer additional evidence in support of recreational boating as an important vector for secondary spread. *C. scaura* was also found for the first time in the Moroccan coast and the center coast of Portugal. In the marinas where *C. scaura* was abundant the dominant native species found, *Caprella equilibra* Say, 1818 were absent, or present in very low abundances. Moreover, along the whole coast of the Iberian Peninsula we observed very little overlap in the distribution of the invasive caprellid *C. scaura* and the native *C. equilibra*. *C. scaura* dominates the more saline and warmer Mediterranean coast of Spain and *C. equilibra* the less saline and cooler Atlantic coast of the Iberian Peninsula. We have detected a clear overlap in the transitional area of the Strait of Gibraltar, including the southern coast of Spain and North Africa, characterized by a mixture of waters from the Mediterranean Sea and the Atlantic Ocean. Since both species were commonly found in the same substrata, the bryozoan *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758), it is likely that this pattern could be due to spatial competition and not only to environmental factors. Further studies are necessary to evaluate the possible impact of *C. scaura* on the native fauna and to understand the potential mechanism underlying the replacement of the native *C. equilibra* by *C. scaura* in the Mediterranean coast of Spain.

[a] *Laboratorio de Biología Marina, Dpto. Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda Reina Mercedes 6, 41012, Sevilla, Spain. Corresponding autor: Macarena Ros (mros@us.es)*
[b] *Instituto Español de Oceanografía., Centre Oceanogràfic de les Balears, Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, Spain.*

Genetic signature of a recent invasion: *Bursatella leachii* coming to Mar Menor coastal lagoon

Mercedes González-Wangüemert[a], Jorge Martínez Godino[a], Francisca Giménez Casalduero[b], Ester A. Serrão[a]

In the last years, biological invasions are being recognized as an important element of global change, following the observation of increasingly spectacular developments of alien species in various regions of the world. Since the opening of the Suez Canal in 1869, a large number of Indo West Pacific molluscs have entered the Mediterranean through the Canal and established permanent populations along its coasts.

Bursatella leachii (Blainville, 1817), is a circumtropical species, widespread along the temperate water of the Indo-Pacific and Atlantic Ocean, and nowadays common in the eastern Mediterranean (Zenetos *et al*. 2004). The first record from the Mediterranean Sea was found in Palestine (O'Donoghue and White, 1940) and successively recorded in Turkey (Swennen, 1961), Malta (Bebbington, 1970), Israel (Eales, 1970), Sicily (Piani, 1980), Tunisia (several records since 1982, Enzenross and Enzenross, 2001; Zakhama-Sraieb *et al*., 2009), Italy (Fasulo *et al*., 1984), Slovenia (Jaklin and Vio, 1989), Greece (Koutsoubas, 1992), Lebanon (collected by G. Bitar and H. Zibrowius, identification confirmed by J. Templado), Sardinia (collected by A. Olita, identification confirmed by J. Templado) and finally in Southern Spain (Izquierdo-Muñoz personal communication). This pattern of dispersal is typical of a Lessepsian species migration.

In the last four years, several population explosions of this species are occurring in Mar Menor coastal lagoon (SE Spain) with densities higher than 15 individuals per m2. We studied the genetic structure of *B. leachii'* inside the Mar Menor coastal lagoon using a mitochondrial marker (COI gene) to assess its genetic diversity, test for founder events (bottlenecks), and to improve the understanding of colonization/invasion events and dispersal patterns of this species. To reach these aims, we sampled 4 localities from Mar Menor covering all its distribution (Lo Pagán, San Javier, Los Narejos and Ciervo Island). Analysis of 70 individuals with COI mitochondrial gene sequences of 460-bp in length, detected only one haplotype. This result is surprising considering the 39 haplotypes detected in *Cerastoderma glaucum* (Vergara-Chen *et al*., in review) or the 32 haplotypes found in *Holothuria polii* (Vergara-Chen *et al*., 2010) using the same gene in the same Mar Menor populations. This genetic homogeneity can however be expected for a genetic bottleneck, caused by a founder event due to an introduction of a subsample of the original populations, followed by fast expansion inside Mar Menor. Considering the dates of collection and locations of our samples, it seems probable that the Mar Menor population of *B. leachii* represent a single invasion event by very few individuals of this simultaneous hermaphrodite species, or by many individuals but all sharing the same mitochondrial lineage, due to previous bottleneck events along the Mediterranean expansion. Our findings reaffirm the difficulty of predicting the potential for invasion success and adaptation of a new invader on the basis of its genetic diversity. Future studies using other mitochondrial and nuclear markers in *B. leachii* populations across the invaded range in the Mediterranean and from the native regions, will be need for a better understanding of its colonization patterns.

[a] *CCMAR, CIMAR-Laboratório Associado, Universidade do Algarve Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal (mwanguemert@ualg.pt)*
[b] *Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante, Campus de San Vicente de Raspeig, Ap. 99, E-03080. Alicante, España*

Molecular ecology and climate change: adaptive differentiation of *Cymodocea nodosa* populations through environmental clines

Mercedes González-Wangüemert[a], Fernando Cánovas[a], José Martínez Garrido[a], Ester A. Serrão[a]

The consequences of climate change include variations in the distribution ranges, bottlenecks and local extinctions. Increasingly, genetic evidence has been showing that adaptive and/or evolutionary responses can be produced at short temporal scales. Low genetic diversity can reduce the ability to respond to climatic stress at ecological and evolutionary temporal scales. Genetic diversity is expected to be particularly necessary for high adaptive potential in habitats with important environmental variability (temperature, salinity and irradiance), therefore improving the chances of population persistence along large temporal scales (Barret *et al*., 2007). The genetic structure and reproductive mode (clonal versus sexual) of habitat-structuring seagrasses, and therefore their population status, might be affected by extreme environmental variables linked to climatic change.

In this study, we assess the genetic diversity of *Cymodocea nodosa* populations distributed along the SE Spanish coast under different environmental conditions. Using 10 microsatellites, we distinguished and removed clonal copies before calculating diversity estimates. The clonal richness ranged from 15 (Lo Pagán) to 30 (Los Urrutias). We detected the highest genetic diversity in two populations, one of them located inside the Mar Menor coastal lagoon (Los Urrutias, H_E=0.57; allelic richness = 3.89) and the other one nearby Cabo de Palos - Islas Hormigas marine reserve in Cala Reona (H_E=0.52; allelic richness = 3.00). Most of the sampled localities showed significant deficit of heterozygotes reaching a maximum in Ciervo Island (F_{IS} = 0.32; $p<0.05$). Significant genetic differentiation was found among populations inside and outside Mar Menor and there was no correlation with geographic distances. The more isolated populations inside Mar Menor (Ciervo Island (IC) and Lo Pagán (LP)) had the highest genetic differentiation ($F_{ST}>0.40$; $p<0.05$) and the lowest estimated number of migrants per generation, which ranged from 0.86 to 10.14 in IC and from 1.05 to 8.07 in LP. A multivariate analysis explained more than 60% of observed genetic variance, differentiating four groups: first one including Bolnuevo, second one La Azohía and third one Cala Reona, all them open sea populations. The fourth group includes Los Cocedores populations in the Mediterranean Sea and all the populations from Mar Menor, which can be explained by the similarity of the environmental conditions under these meadows are growing: high irradiance during all year, high temperature variations due to the shallowness of the habitat and low hydrodynamic and swell.

[a] *CCMAR, CIMAR-Laboratório Associado, Universidade do Algarve, Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal (mwanguemert@ualg.pt)*

Physiological adaptation to Mediterranean waters of the native crab *Pachygrapsus marmoratus* and the invasive crab *Percnon gibbesi*

Silvia Tejada [a], Antonio Box [b], Salud Deudero [c], Antoni Sureda [b]

The rapidly accelerating human activities over the past century (trade, transport, tourism) have dramatically enhanced the spread of alien species. Invasive species often represent a potential risk to native organisms because they can highly compete with the resident species altering the normal population dynamics. The Mediterranean Sea is very sensitive to biological invasions with around 600 introduced species. The main vectors for invasions in the Mediterranean are the colonisation by Indian Ocean species, the so-called Lessepsian migrants which have been entering through the Suez channel, aquaculture and unintended transport. *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853), a small crab (Decapoda, Grapsidae) with a subtropical distribution, is one of the newcomers in the Mediterranean Sea. This species is associated with shallow rocky bottoms that have boulders where the crab can easily hide from predators when threatened and found algae for feeding. *Pachygrapsus marmoratus* is a native crab in the Mediterranean Sea that inhabits supralittoral crevices. We hypothesize that the absence of visual indicators of direct interaction and competence between *P. gibbesi* and *P. marmoratus* could be reinforced with biochemical analysis. The aim of the present study was to compare markers of oxidative stress in hepatopancreas and the carotenoids and vitamin E content in the carapace as indicators of the physiological habits of the crabs.

Samples of *P. gibbesi* and *P. marmoratus* were collected by apnea diving in Portals Vells (Mallorca, Balearic Islands, Western Mediterranean) in July 2009 at 0-1 meters depth. Both crabs' species were collected in a similar way and immediately carapace length (CL) was recorded. Crabs (n=14 for each species) were dissected out and tissues (hepatopancreas and carapace) were immediately frozen at -70ºC until further processing.

The size of crabs was similar with carapace width of 2.05 ± 0.18 cm for *P. gibbesi* and 2.12 ± 0.17 cm for *P. marmoratus* without significant statistical differences. The hepatopancreas was homogenised in five volumes (w/v) of 100 mM Tris–HCl buffer pH 7.5. Each homogenate was sonicated briefly (2–3 s) using ultrasonic processor and centrifuged at 9000 g at 4 °C for 15 min. After centrifugation, supernatants were collected and immediately used for biochemical assays. Carapace samples were extracted using n-hexane after deproteinization with ethanol containing 0.2% BHT. Vitamin E (-tocopherol) and carotenoid concentration were determined by HPLC in the n-hexane extract of carapace homogenates after drying in an N_2 current and dissolving in methanol.

Vitamin E levels in crab carapaces were significantly higher in *P. marmoratus* than in *P. gibbesi* (29% higher). All carotenoid concentrations, except the astaxanthin, were significantly higher in *P. gibbessi* (Lutein/Zeaxantin, 167% higher; Criptoxanthin, 76% higher; Lycopene, 36% higher; and -carotene, 112% higher). The results show that the range of concentrations varied in the analyzed samples, corresponding the higher value to vitamin E. The activities of catalase, glutathione peroxidase and glutathione reductase (Table 1) were significantly greater in *P. marmoratus* than in *P. gibessi* (49%, 31% and 173% respectively). No significant differences were evidenced for SOD activity. MDA concentration was higher in hepatopancreas of *P. gibbesi* when compared to *P. marmoratus* (38% higher).

The different carotenoid content and vitamin E in the two crab species could be directly related with their patterns of habitat and different lifestyle. As the native *P. marmoratus* lives in shallow areas more in contact with atmospheric oxygen the vitamin E content is higher to protect against oxygen oxidation. The invader *P. gibbesi* lives completely submerged in rocky boulders or sciaphile rocky bottoms covered by incrusting red coralline algae and consequently its carapaces present a similar chromatic pattern to the seabottom. *P. gibbesi* had a less activated antioxidant system as it was evidenced by the low antioxidant enzyme activities, although MDA was higher, in comparison with the crab *P. marmoratus*. These results could be explained by the fact that the alien species is a new inhabitant, having to cope with new environmental conditions, and its antioxidant system is not completely responding to the stress that a new place means, increasing the damage in lipids. In conclusion, according to the crabs' physiological responses, *P. gibbesi* does not seem to be a potential competitor for the native crab *P. marmoratus*, although exclusion of native crabs may occur in some areas.

[a] *Experimental Laboratory, Research Unit, Son Llàtzer Hospital, IUNICS, Ctra. Manacor km 4, CP 07198, Palma de Mallorca, Balearic Islands, Spain. E-mail: stejada@hsll.es*
[b] *Departament de Biologia Fonamental i Ciències de la Salut, Universitat de les Illes Balears, IUNICS, Ctra. Valldemossa, km 7.5, CP 07122 - Palma de Mallorca, Balearic Islands, Spain. E-mail: antoni.sureda@uib.es; boxtoni@yahoo.es*
[c] *Centro Oceanográfico de Baleares, Instituto Español de Oceanografia (IEO), P. O. Box 291, CP 07015, Palma de Mallorca, Balearic Islands, Spain. E-mail: salud.deudero@ba.ieo.es*

Evaluación del estado actual de la malacofauna exótica en la costa vasca

Idoia Adarraga[a], Julián Martínez[a]

Los moluscos marinos constituyen junto a los artrópodos y poliquetos la principal fracción de la macrofauna bentónica en la costa vasca, tanto desde el punto de vista numérico como de la biomasa. A pesar de ello, los estudios encaminados a conocer la diversidad real y la naturaleza de sus poblaciones son relativamente recientes. El primer censo general de especies marinas fue realizado por Borja a finales de los años 80 (Borja, 1987). En dicho trabajo se listan 382 especies distintas. Años más tarde, el mismo autor (Borja, 2001), completa el inventario con la incorporación de otras 28 especies. En dichos catálogos se proporciona una somera información sobre el tipo de hábitat, grado de rareza y localidades de la costa vasca en donde aparecen las diversas especies; pero no se aportan datos sobre el rango geográfico de su distribución.

Los continuos sucesos de invasiones biológicas que vienen ocurriendo en los últimos años (algunos con fatales consecuencias medioambientales), nos motivó a realizar en 2005 y 2006 dos estudios centrados en catalogar las especies invasoras presentes en las rías y costa de la C.A.P.V. Aunque para el caso de los moluscos, el carácter autóctono o foráneo de las poblaciones no fue contemplado en los inventarios de Borja, sus listados constituyeron un punto de partida muy útil para tratar de establecer o esclarecer los orígenes de este grupo faunístico.

A partir de dichos trabajos, el análisis de documentos bibliográficos y numerosas campañas de muestreos pudimos elaborar un primer listado de especies exóticas y criptogénicas. Dicho censo recoge 28 especies exóticas marinas y estuarinas para la costa vasca, la mayoría procedentes de áreas tropicales, subtropicales o de regiones templadas (Martínez & Adarraga, 2005, 2006).

Desde entonces, hemos tenido la oportunidad de analizar multitud de muestras recogidas a lo largo de todo el litoral vasco. Del mismo modo, hemos realizado decenas de salidas a la zona intermareal y recabado información de multitud de inmersiones con escafandra autónoma. Fruto de ello, se han constatado otras especies exóticas establecidas en nuestra costa (Adarraga & Martínez, 2011, 2012). De ellas, *Limnoperna securis* (Lamarck, 1819), *Theora lubrica* Gould, 1861 y *Musculista senhousia* (Benson in Cantor, 1842) están actualmente consideradas como tres de las especies invasoras más peligrosas de Europa (Balena *et al*., 2002; SEBI 2010). Del mismo modo hemos podido comprobar la persistencia u ausencia de ciertas especies.

En el trabajo que se presentará en el Simposio daremos a conocer el estado actual de la malacofauna exótica presente en los ambientes estuarinos y litorales costeros de las provincias de Bizkaia y Gipuzkoa.

El área de estudio incluye todo el tramo litoral costero de las provincias de Bizkaia y Gipuzkoa. El material analizado proviene de diversas fuentes. La mayor parte procede de trabajos de monitoreo ambiental efectuados por el Centro Tecnológico AZTI-TECNALIA para diversas Instituciones públicas y privadas. El resto se reparte en campañas personales efectuadas por los propios autores, Estudios Ambientales efectuados por la S.C. INSUB para Diputación Foral de Gipuzkoa e información proporcionada por los buceadores del club deportivo A.P.S.A.S. La metodología empleada, obviamente varía en función de la zona. En las áreas intermareales, se recorre la zona a pie en marea viva registrando las especies "a visu". Complementariamente, se toman muestras de rascados de diversas superficies en los diferentes horizontes vegetales y animales. En los sedimentos se toman muestras con un corer de 0,25 m^2 de superficie. El material recogido se fija con formaldehido al 4%. En el laboratorio las muestras se separan e identifican los ejemplares bajo una lupa binocular Olympus y un microscopio Zeiss. Las muestras de sedimento previamente se cuelan "in situ" a través de un tamiz de 1 mm de luz de malla. En las áreas submareales y circalitorales, las muestras se toman con una draga Van Veen de 0,1 m^2 de superficie efectiva y una draga Shipeck de 0,04 m^2. El material obtenido se tamiza a través de una malla de 1mm de luz y se procede de manera análoga a lo explicado para las áreas intermareales.

A fecha de hoy, el número de especies de moluscos marinos y/o estuarinos exóticos registrados en la C.A.P.V. es de 32. De este conjunto, las especies: *Tricolia speciosa* (von Mühlfeldt, 1824), *Alvania cimex* (Linnaeus, 1758), *Alvania hispidula* Monterosato, 1884, *Phalium saburon* (Bruguière, 1792), *Cabestana cutacea* (Linnaeus, 1767), *Orania fusulus* (Brocchi, 1814), *Sphaeronassa mutabilis* Linnaeus, 1758, *Cerithiopsis jeffreysi* Watson, 1885, *Pollia dorbignyi* (Payraudeau, 1826), *Raphitoma echinata* (Brocchi, 1814), *Turbonilla delicata* Monterosato, 1864,

[a] *S.C. INSUB. Okendo Museoa, Zemoria 2, P.K. 3223, Donostia 20013 (julido@euskalnet.net)*

Mangiliella bertrandi (Payraudeau, 1826), *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758 y *Bornia geoffroyi* (Payraudeau, 1826) han sido citadas hace más de 10 años y en una única ocasión.

Los gasterópodos: *Turritella turbona* Monterosato, 1877, *Monophorus perversus* (Linnaeus, 1758) y *Nucella lapillus* (Linnaeus, 1758); el nudibranquio *Armina maculata* Rafinesque, 1814; y el bivalvo *B. geoffroyi* han sido recolectadas en dos ocasiones. Los registros para las tres primeras especies son bastante antiguos. Las últimas referencias de *T. turbona* y *M. perversus* datan de 11 años; mientras que la de *N. lapillus* se remonta a 30 años. Por el contrario las colectas de *A. maculata y B. geoffroyi* son relativamente recientes (1996/2205 y 2005/2006, respectivamente).

A diferencia de las anteriores, los gasterópodos: *Rissoa decorata* Philippi, 1846, *Thais haemastoma* (Linnaeus, 1767) y *Cerithiopsis minima* (Brusina, 1864); y el bivalvo *Tellina compressa* Brocchi, 1814 son recolectadas de manera regular a lo largo de toda la costa vasca.

Ocho especies exóticas inventariadas están consideradas como especies invasoras muy agresivas. Éstas son: *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1840), *Urosalpinx cinerea* (Say, 1822), *Cyclope neritea* (Linnaeus, 1758), *Limnoperna securis,* Lamarck, 1819) *Musculista senhousia* (Benson in Cantor, 1842)*, Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793), *Theora lubrica* Gould, 1861 y *Tapes philippinarum* (Adamd & Reeve, 1852). De éstas, *M. senhousia*, *T. lubrica* y *L. securis*, parecen incrementar paulatinamente sus poblaciones, por lo que serán objeto de un tratamiento más completo en el póster que se presentará en el Simposio.

Bibliografía

Adarraga I. & Martínez J. (2011) First record of invasive of *Theora lubrica* (Mollusca: Bivalvia: Semelidae) in the Atlantic Ocean. *Marine Biodiversity Records,* Vol., 4: e100, 1-7.

Adarraga I. & Martínez J. (2012) First record of the invasive brackish water mytilid *Limnoperna securis* (Lamarck, 1819) in the Bay of Biscay. *Aquatic invasions,* 7(2): 171–180.

Balena G., Campani E., Coppini M. & Margelli A. (2002) Segnalazione dell´immigrante *Theora (Endopleura) lubrica* Gould, 1861 (Semelidae Stoliczka, 1870), con osservazioni sui rappresentanti Mediterranei della famiglia. *La Conchiglia* 302, 11-20.

Borja A. (1987) Catálogo de los moluscos marinos de la costa vasca. *Iberus*, 7(2): 211-223.

Borja A. & Muxika I. (2001) Actualización del catálogo de los moluscos marinos de la costa vasca, en campañas realizadas por AZTI. *Iberus,* 19(2):67-85.

Martínez J. & Adarraga I. (2005) *Programa de Vigilancia y Control de Introducción de especies invasoras en los Ecosistemas Litorales de la Costa Vasca. 1. Costa de Gipuzkoa*. Sociedad Cultural de investigación submarina INSUB, 269 pp.

Martínez J. & Adarraga I. (2006) *Programa de Vigilancia y Control de Introducción de especies invasoras en los Ecosistemas Litorales de la Costa Vasca. 2. Costa de Bizkaia.* Sociedad Cultural de investigación submarina INSUB, 271 pp.

SEBI (2010) -Streamlining European 2010 Biodiversity Indicatotrs. http://www.biodiversity-chm.eea.europa.eu/information/indicator/F1090245995/F1115192484/fol712457

Is invasive macroalgae *Lophocladia lallemandii* inducing changes in epiphyte community of endemic bivalve *Pinna nobilis*?

Gàlia Banach Esteve[a], Maite Vázquez Luis[a] and Salud Deudero[a]

Invasive species are one of the main factors that threat ecological communities. The red alga *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz is a recognized invader in marine ecosystems around the Mediterranean. The aim of the present study is to characterize the structure of the epiphytic native species of *Pinna nobilis* population in the Archipelago of Cabrera National Park (ACNP) among which *L. lallemandii* is attaining high colonization rates. The study is integrated in a protected area where it is least influenced by human activity, and consequently, less impacted by invasive macroalgae. Although we found that more than a half of the population of *P. nobilis* in Cabrera was epiphyted by *L. lallemandii*. The study was carried out monthly during eight months, from April to November 2011, according to the length size distribution of *P. nobilis* population census in the ACNP: 3 small (≤19 cm), 4 medium (19-38 cm) and 3 large (>38 cm). It has been quantified a total of three size ranges in a population with a high number of individuals. The community of native epiphytes on the shell of *P. nobilis* has high ecological importance because it is a centre of aggregation and contributes to increase the biotope complexity level. The results suggest that the presence of the invasive macroalgae *L. lallemandii* produce changes on the composition of the native species on the fan mussel *P. nobilis* individuals in the ACNP. Native species of *P. nobilis* denote a high variability in the number of species, species coverage and species richness. Diversity of native species declines over time with the presence of *L. lallemandii*.

[a] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Baleares, Muelle de Poniente s/n, 07015, Palma (Email: galia.banach@ba.ieo.es)*

Non-indigenous faunal species of subtidal hard benthic substrates in the "Abra de Bilbao" (N. Spain)

Francisco Javier Tajadura Martín, María Bustamante and José Ignacio Sáiz Salinas

Marine transportation and the associated ballast water exchange has been recognized as a mayor route of entrance of non indigenous species (NIS) (Hewitt and Campbell, 2007; Gollasch, 2007; Ruiz *et al*., 2000) that could led to ecological, economic and social consequences (Pimentel, 2005; Edresen *et al*., 2004; Davidson *et al*., 2009). NIS are now recognised as one of the most serious threats to the natural ecology of biological systems worldwide. This work analyses NIS abundance and diversity over a period of 15 years (1994-2009) at 9 subtidal localities in the internal and external areas of the "Abra of Bilbao" using visual estimates of the faunal species abundance in 50x50 quadrats. We considered as native species those who are known to be endemic to the Basque biogeographical region. Non-indigenous species included species introduced as a result of human activities. Criptogenic species comprise those whose identity as either native or non-indigenous remains ambiguous, while indeterminates species include taxa that could not be reliably identified to species level. In the study area, a total of 215 taxa were identified. NIS species reached higher cover values during two periods: 1994 and 1995 and, specially, in 2007-2009. Nevertheless, in the second period a decreasing tendency was detected. The evolution of the richness of NIS was variable from 1994 to 2004. However, it has risen gradually from 2005, reaching its maximum in 2009. Taking into account the different localities of the study area, the cover of NIS was low in general. In the localities affected by the freshwater discharge of the Nervion river, an slight decrease of the NIS cover was observed as it increases the distance of the river mouth increase. The richness in the different localities belonging to the artificial breakwater was lower than in the rest ot the study area.

References

Davidson, I.C., Brown, C.W., Sytsma, M.D., Ruiz, G.M., 2009. The role of containerships as transfer mechanisms of marine biofouling species. Biofouling 25 (7), 645–655.

Endresen, Ø., Behrens, H.L., Brynestad, S., Andersen, A.B., Skjong, R., 2004. Challenges in global ballast water management.

Marine Pollution Bulletin 48, 615–623. Final Report, Washington, DC, USA.

Gollasch, S., 2007. Is ballast water a major dispersal mechanism for marine organisms? In: Nentwig, W. (Ed.), Biological Invasions. Springer, Berlin. pp. 49–58.

Hewitt, C.L., Campbell, M.L., 2007. Mechanisms for the prevention of marine bioinvasions for better biosecurity. Marine Pollution Bulletin 55, 395–401.

Pimentel, D., 2005. Aquatic Nuisance Species in the New York State Canal and Hudson River Systems and the Great Lakes Basin: an Economic and Environmental Assessment. Environmental Management 35, 692–701.

Ruiz, G.M., Fofonoff, P.W., Carlton, J.T., Wonham, M.J., Hines, A.H., 2000. Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patters, processes and biases. Annual Review of Ecology and Systematics 31, 481–531.

University of the Basque Country. Department of Zoology and ACB. , P.O. Box 644, E- 48080 Bilbao (fj.tajadura@ehu.es)

Alimentación del ctenóforo invasor Mnemiopsis leidyi: predación sobre larvas de peces

Uxue Tilves[a], Macarena Marambio[a], Ana Sabatés[a] y Verónica Fuentes[a]

Mnemiopsis leidyi es una especie de ctenóforo nativo de la costa Atlántica de América (Purcell *et al.* 2001). Esta especie tiene una alta tolerancia a las condiciones ambientales, pudiendo habitar en aguas con temperaturas que varían de 0ºC a 32ºC y salinidades desde ≤ 2 a 38. Dada esta característica, *M.leidyi* ha sido capaz de invadir diferentes mares del mundo (Costello *et al.* 2012) y su presencia ha tenido un importante impacto negativo en los ecosistemas de algunas de las zonas invadidas. En estas áreas, se ha observado una reducción de la biomasa del zooplancton, cambios en su composición, e incluso el colapso de las pesquerías debido a su depredación sobre larvas y huevos de peces, tal como ocurrió en el Mar Negro (Shiganova, 1998; Shiganova & Bulgakova, 2000; Shiganova, 2005; Roohi *et al.*, 2008; Roohi *et al.*, 2010).

En julio del 2009 fue reportada por primera vez la presencia de *M. leidyi* a lo largo de la costa mediterránea española. Durante el verano del 2010 éste ctenóforo reapareció en el Delta del Ebro, esta vez sobreviviendo al invierno, lo que sugiere un establecimiento de la especie en la zona (Marambio *et al*. en preparación). Dadas las características de esta especie, es de gran interés la interacción que *M. leidyi* pueda tener sobre las poblaciones de peces costeros. Para ello, es necesario determinar las tasas de alimentación sobre larvas de peces. Con este objetivo, se han realizado una serie de experimentos con larvas de dos especies de peces, *Sparus aurata* y *Dicentrarchus labrax*. Se ha medido el tiempo de digestión de ambas presas bajo diferentes condiciones de temperatura y salinidad. Las condiciones han sido: 35; 37,7 y 38 de salinidad y en cada una de las salinidades 4 temperaturas: 12, 21, 25 y 28ºC, valores que se ajustan a las condiciones que se encuentran a lo largo del año en la costa Catalana.

Los resultados indican que el tiempo de digestión de *M. leidyi* puede variar entre 4 y 6 horas. Se observan diferencias entre ambas especies de peces, siendo el tiempo de digestión de *S. aurata* menor que el de *D. labrax*. También se observan diferencias entre las distintas condiciones experimentales. Así, el tiempo de digestión es menor a altas temperaturas y baja salinidad.

La información sobre los tiempos de digestión es esencial para poder inferir las tasas de alimentación de *M.leidyi* junto con la información de su dieta natural a partir del estudio de los contenidos estomacales. A su vez estos resultados constituyen los primeras datos sobre la interacción entre este gelatinoso y larvas de pez siendo además estas aproximaciones una importante contribución a los aspectos ecológicos de esta especie invasora en las costas Españolas.

[a] *Institut de Ciències del Mar-CSIC, Barcelona, España (tilves@icm.csic.es)*

The ECLIPSE project: Effects of CLImate change in Polar Shallow benthic Ecosystems

Verónica Fuentes[a], Covadonga Orejas[b], Ricardo Sahade[c], Marcos Tatián[c], Luciana Torres[c], Enrique Isla[a], Josep Maria Gili[a]

Antarctic marine benthic communities have been described as rich and diverse, presenting some unique features since they are dominated by suspension feeders and posses complex three-dimensional structures. It has been hypothesized that this particular structure of Antarctic communities could be due to the absence of hard skeleton predators; the limited action of sedimentation processes during glaciation-deglaciation periods and to the absence of riverine and aeolic input of sediments that can severely affect suspension feeders.

The current process of Global Warming, particularly in the Antarctic Peninsula, can threaten this image of diverse and unique communities. Changes in the environmental conditions of the Antarctic have been detected in the last decades, especially the Western Antarctic Peninsula (WAP) has been defined as a hot spot of global warming, with the highest surface air temperature increase in the southern hemisphere: 2,5 °C over the last 50 years, and among the highest in the world (mean warming trend of 0,6 ºC). The atmospheric warming trend seem to be still not transferred to the Antarctic marine environment since there is up to date no real evidence for a rise in coastal seawater temperature. However, the glaciers on the WAP and the nearby islands showed direct responses to the increase of air temperature, as the rapid retreat of glacier fronts, break-up and disintegration of ice shelves, and speed-up of inland ice masses. Two hundred twelve (87%) of the 244 marine glaciers and associated islands of the Antarctic Peninsula have shown overall retreat since 1953. Changes produced in coastal waters as result of the glacier retreatment are factors that strongly affect benthic and pelagic systems. In Potter Cove (King George Island, WAP), changes in the taxonomic composition of benthic communities has been detected, and those changes are been linked to increasing sediment rates originated by glacier retreat. The megabenthic communities show nowadays a shift to a community dominated by groups typical for soft bottoms, as infaunal filter feeders, predators, scavengers or necrophagous. This trend indicates the main role that air temperature increase and glacier melting could have in the benthic communities of Antarctic coastal ecosystems. Other consequence of glacier retreatment, are newly ice-free areas that make available new substrate for benthic organisms. Further, at Potter Cove the retreatment of the Fourcade glacier uncovered in 2003 a new island (which offer rocky substrate), as well new soft bottom sea floor extensions. Those "new" available substrates are being colonized by benthic organisms.

Potter Cove and other surrounding areas in Maxwell Bay offer an excellent opportunity to study, analyze and interpret not only the effects of glacier retreatment on established communities, but also the dynamics of colonization and succession processes in the ice-free new areas. At Potter Cove long-term data on environmental variables are available and the effects of glacier retreatment are being assessed in the frame of the international and interdisciplinary ESF Program IMCOAST.

In this context, the project **ECLIPSE** is contributing to improve the current knowledge of coastal Antarctic Ecosystems and Global Warming effects, addressing the investigation of the current biodiversity in coastal benthic Antarctic communities and evaluating the effect of glacier retreat, as consequence of climate change, in these communities.

[a] *Institut de Ciencies del Mar, Barcelona, España (vfuentes@icm.csic.es)*
[b] *Instituto Español de Oceanografía, Santander, España*
[c] *Universidad Nacional de Córdoba, Argentina*
[d] *Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas*

First evidence of an established population of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz 1865), in the Ebro River Delta (Spain, NW Mediterranean)

Macarena Marambio[a], Jennifer E. Purcell[b], Antonio Canepa[a], Alejandro Olariaga[a], Josep M. Gili[a] and Verónica Fuentes[a]

The American comb jelly *Mnemiopsis leidyi*, endemic from estuaries and coastal regions of the western Atlantic Ocean (Mianzan 1999), was introduced in the Black Sea in the early 1980's, probably via ballast water (Vinogradov *et al*. 1989), and expanded to almost all Eurasian waters within the last three decades (i.e., Sea of Azov, Sea of Marmara, Aegean Sea, Caspian Sea, North Sea, Baltic Sea, and the Mediterranean, including areas in both, the eastern and western basin). This ctenophore posses a strong physiological and ecological plasticity, and a prolific reproductive output among other characteristics, turning it in a potential invader in a wide range and variety of habitats (Purcell *et al*. 2001). Moreover, M. leidyi's invasions are followed with deep concern due to the association of this species with important and drastic reductions on the zooplankton and commercial fisheries communities in the Black Sea, where it was the major blame of an ecological and socio-economic disaster in the late 90's (reviewed in Dumont *et al*. 2004). Even though lately, there have been controversial opinions on Mnemiopsis effects, it is clear that a combination of the invasiveness of the species together with a disturbed recipient habitat, lack of predators, and favourable environmental local conditions, can triggered a very successful invasion event with irreversible effects in the invaded habitat.

The occurrence of this invasive species in the Spanish Mediterranean coast was first reported and genetically confirmed as M. leidyi in 2009 (Fuentes *et al*. 2009, 2010), when it spanned several and different locations. In spring of 2010, its presence was again detected in Spanish waters, but this time in a more specific location; the Alfacs Bay located in the southern edge of the Ebro River Delta, northeastern Spanish coast. Consequently, since 2010, an on-going monitoring and sampling programme has been taking place in diverse stations of the Alfacs Bay, including collection and analysis of specimens, and measurement of environmental variables like temperature and salinity.

Water conditions in the Alfacs Bay presented a temperature regime with a minimum of 10.1 °C in winter months, and reaching 30.1 °C in summer season (mean = 19.8 ± 7.3 °C). Water salinity ranged from 33.9 to 36.5 (mean = 35.6 ± 0.9 °C). All life-stages (i.e., tentaculate larvae, transitional larval-stage and lobate adults) were observed and collected during sampling. Tentaculate larvae presented a size range of 0.1 to 3.5 mm (mean = 1.5 ± 0.6 mm), transitional stages (4-10 mm) presented an average size of 6.5 mm (± 5.9 mm), and the largest collected individuals achieved 100-120 mm of total length (i.e., oral-aboral with lobes; average size 37 mm). The reproduction cycle followed a seasonal pattern, with successful reproduction starting in mid-September and continuing until May, with no reproduction observed during summer season (July-August). Peak of reproduction, in terms of larval output, occurs between winter and spring season (December-May) when the temperature is about 10-22 °C and salinity is the range of 34.5-36.5. The seasonal dynamics showed that adults dominate the population structure during summer and autumn, reaching in the latter its maximum densities of 227 individuals m-3 (1048g WW m-3). On the contrary, during winter and spring season, larvae, including tentaculate and transitional stages, comprised the main part of the population, with densities of 45 individuals m-3, although in autumn, when reproduction starts, larvae can be found in densities higher than 50 individuals m-3 in some points of the bay. The major diversity in size classes is observed in autumn, when the individuals that conform the population structure present sizes that range from 2.0 to 70.0 mm, and with a mean size of 35.0 mm.

Apparently, environmental conditions and dynamics of the Alfacs Bay are suitable for M. leidyi throughout the year, though, physical conditions in the study area are unlikely to constrain the ctenophore's successful establishment. Moreover, the Bay's situation and disturbance turns it in a more vulnerable system, and even a more appropriate habitat for the development of this species, and other, invasive species. Therefore, herein we present the first confirmed record of an allyear established living and sustainable population of this species not only in the Spanish coast, but also in the western Mediterranean basin, which might constitute the onset of this species' invasion in the area, and that may undoubtedly behave as a source population, at least for adjacent coastal areas.

[1] *Institut de Ciències del Mar, CSIC, P. Marítim de la Barceloneta, 37-49 08003 Barcelona, Spain. (marambio@icm.csic.es)*
[2] *Western Washington University, Shannon Point Marine Center, 1900 Shannon Point Road, Anacortes, WA 98221*

Mixed but not admixed: Post-border processes shaping populations of an introduced ascidian on natural and artificial substrates

Víctor Ordóñez[a], Marta Pascual[a], Marc Rius[b,c], Xavier Turon[c]

Following arrival to a new area (pre-border dispersal), post-border processes are responsible for the successful introduction of alien species in the sea. *Microcosmus squamiger* is a temperate ascidian originated from Australia which has been introduced worldwide. It can colonize and grow quickly in man-made artificial structures in harbours, marinas or breakwaters, but it can also establish itself in natural substrate, thus altering natural communities and becoming an ecological problem. The aim of the present work is to assess post-border processes in eight populations found on natural and artificial substrates between two large commercial ports in W Mediterranean (that could act as source points) by using microsatellite markers. A high diversity was found in all populations, with an overall deficit of heterozygotes. Autocorrelation analyses showed that there was no within-population genetic structure (at a scale of tens of m), as well as no significant differentiation in pairwise comparisons between populations (tens of Km apart). However, despite the lack of genetic differentiation, a significant isolation-by-distance pattern was found. The results point to a natural capacity for the stepping-stone dispersal of the species following patches of hard substrate, and no difference whatsoever could be substantiated between natural and artificial substrates, which could facilitate the colonization of wide stretches of coast. Thus, once arrived in a new area the species seems to be able to quickly expand to neighbouring localities. Two clusters of genetically differentiated individuals were detected that could be related to two known source areas for the worldwide expansion of the species. Individual assignment tests showed the coexistence of individuals of these two clusters in all populations but with little interbreeding among them since the frequency of admixed individuals was only 15%. The mechanism responsible for the maintenance of these different genetic pools is unknown, but it apparently does not compromise the colonization potential of the introduced populations. Overall, pre-border management seems the only workable way to tackle with the expansion of this species.

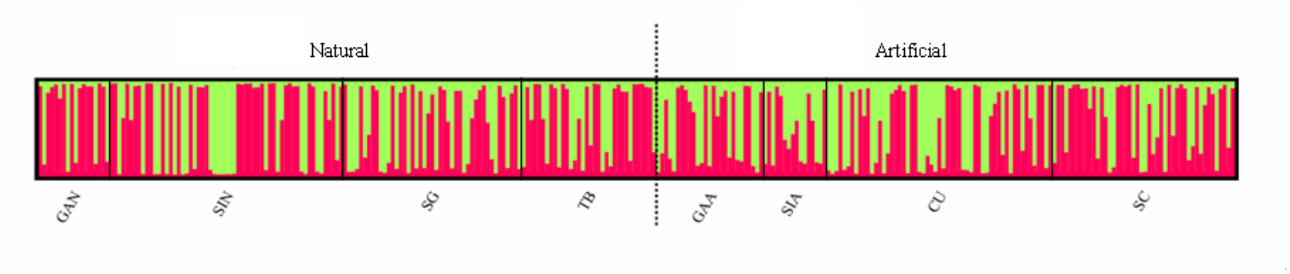


Figure 1. Population structure in the eight populations studied with the most likely number of clusters (k=2) inferred using a Bayesian clustering approach as implemented in the STRUCTURE program. Note the lack of structure related to locality or type of substratum, as well as the scarcity of admixed individuals. Codes for populations: Garraf-natural (GAN), Sitges-natural (SIN), El Roc de Sant Gaietà (SG), Torredembarra (TB), Garraf-artificial (GAA), Sitges-artificial (SIA), Cubelles (CU) and Segur de Calafell (SC)

[a] *Departament de Genètica, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain*
[b] *Department of Evolution and Ecology, University of California, Davis, USA*
[c] *Centre for Advanced Studies of Blanes (CEAB, CSIC), Blanes, Spain (xturon@ceab.csic.es)*

Tough adults, frail babies: sensitivity to abiotic factors across multiple life-history stages of widely introduced marine invertebrates

M. Carmen Pineda[a], Christopher D. McQuaid[b], Xavier Turon[c], Susanna López-Legentil[a], Víctor Ordóñez[d], Marc Rius[c,e]

Population persistence depends on the performance of both adults and offspring in their variable environments. Most studies analysing the influence of abiotic conditions on species performance have focussed on adults, while studies covering early life-history stages remain rare. We investigated the responses of early life-history stages of two widely introduced ascidians, *Styela plicata* and *Microcosmus squamiger*, to different abiotic stressors in two populations in South Africa. Stressors mimicked conditions in the habitats where both species occur and responses were related to genetic diversity (assessed with the *COI* gene) of the populations. Four developmental stages (egg fertilisation, larval development, settlement, metamorphosis) were studied after exposure to high temperature (30ºC), low salinities (26 and 22‰) and high copper concentrations (25, 50 and 100 µg/L). All treatments affected the development of both species, though responses differed with stage and stressor (Fig.1). Fertilisation and larval development were the most sensitive. Remarkably, most stressors effectively led to failure of development (fertilisation through metamorphosis). *S. plicata* was overall more resistant to copper, and some stages of *M. squamiger* to low salinities (Fig. 1). No relationship was found between parental genetic composition and responses to stressors. We conclude that successful development can be prevented at several life-history stages, so considering a single stage can result in misleading conclusions about species' abilities to tolerate stress. Moreover, we found that early life-history processes of these species cannot be completed under conditions prevailing where adults live. Given the short dispersal potential of many marine invertebrates, our results raise the questions of how populations in environmentally stressful situations are established and maintained.

[a] *Departament de Biologia Animal, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain (mcarmen.pineda@gmail.com)*
[b] *Department of Zoology and Entomology, Rhodes University, South Africa*
[c] *Centre for Advanced Studies of Blanes (CEAB, CSIC), Blanes, Spain*
[d] *Departament de Genètica, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Spain*
[e] *Department of Evolution and Ecology, University of California, Davis*

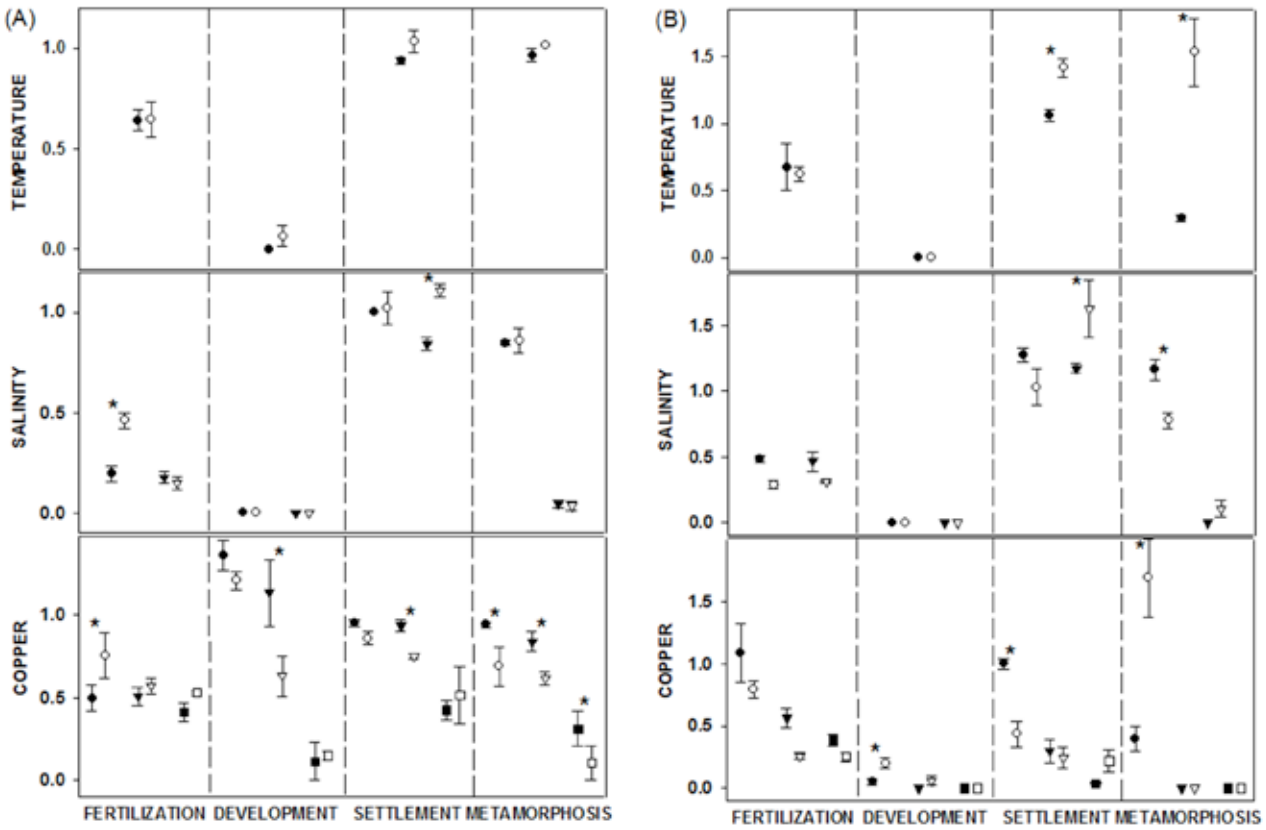


Figure 1. Success ratios (relative to controls) of each developmental stage of A) *S. plicata* and B) *M. squamiger*. Treatments include: temperature (30ºC), salinity (circles for 26‰ salinity, triangles for 22‰) and copper (circles for copper concentration of 25 µg/L, triangles for 50 µg/L and squares for 100 µg/L). Black symbols correspond to the population at Port Elizabeth, while white symbols correspond to the population at Knysna. Values are means ±standard errors. Asterisks indicate significant differences between locations.

The gooseneck barnacle (*Pollicipes pollicipes*) in the Basque Country (Northern Spain): facing the future of is management

Juan Bald* and Angel Borja

The gooseneck barnacle (*Pollicipes pollicipes*) is a highly exploited species in Spain and Portugal due to the great commercial demand and the high prices in the market (Bernard, 1988; Goldberg, 1984), resulting in the overexploitation of the stocks (Cunha and Weber, 2001). In the Basque Country, the status of the gooseneck barnacle populations shows clear symptoms of overexploitation with low densities and biomasses (Borja *et al.*, 2011). This fact demonstrates that the passive management of the resource (i.e. non-take capture and legal minimal length for capture), as it is done in the Basque Country, tends towards a progressive decline of the resource, as has been observed also in Canada (Jamieson *et al.*, 1999; Lessard *et al.*, 2003). On the other hand, the fisheries decline, in the sector of traditional small vessels in the Basque Country, has promoted the possibility of gooseneck barnacle exploitation, as a complement to their fishing activity (actually forbidden by fishery regulations), by means of the implementation of an exploitation management plan similar to those developed in other regions of Spain. Consequently, in 2009 the Fisheries Directorate of the Basque Country government entrusted to the Marine Research Division of AZTI-Tecnalia the development of a pilot management project. Its main objective was to validate the usefulness or not of the implementation of management plans for the sustainable exploitation of the gooseneck barnacle population, by the sector of small traditional vessels, as a measure to diversification and improvement of their incomes. Consequently, during 2009 a coastal area between Orio and Donostia (southeastern Bay of Biscay, Basque Country) was selected to develop the project and a first evaluation of the gooseneck barnacle biomass was undertaken. As in other areas of the Basque Country, the overexploitation of the resource was observed, due to illegal fishing activities. Then, prior to the proposal of any legal exploitation, a plan was proposed in order to allow the recovery of the population and to obtain a profitable biomass. An agreement with the fishermen's was obtained and on March 2010 the exploitation of the gooseneck barnacle in the pilot zone was forbidden for two years. In the summer of 2011, a second evaluation of the biomass was undertaken, in order to evaluate the success of the closure and a clear recovery of the resource was observed 16 month after the official closure. Anyway, as the population is not still completely recovered, the proposal of the project was: (i) to maintain the closure until the end of the second year (summer 2012); (ii) to undertake a third evaluation of the biomass in the study area during the summer 2012, in order to confirm the recovery observed in 2011; and (iii) depending of the results of the third evaluation, to allow the exploitation of the resource according to a management plan. During 2013 a fourth evaluation of the gooseneck barnacle biomass will be undertaken, in order to evaluate the impact of the fishing activity and the success of the proposed management plan. This will permit a sustainable exploitation of the resource and, then, there will be a possibility of extrapolate the acquired experience and the management model to the rest of gooseneck barnacle populations in the coastal zone of the Basque Country. This contribution present the results of the pilot project obtained between 2009 and 2012 and the proposal of management plan of the gooseneck barnacle populations that will be applied for the exploitation of this resource in the coastal zone of the Basque Country. References Bernard, F. R., 1988. Potential Fishery for the Gooseneck Barnacle *Pollicipes polymerus* (Sowerby, 1833) in British Columbia. *Fisheries Research,* **6**:287-298. Borja, A., P. Liria and J. Bald, 2011. *El Recurso Marisquero del Percebe (Pollicipes pollicipes) en la Costa Vasca: Relaciones con la Energía del Oleaje, entre 2002 y 2011.* Informe de AZTI-Tecnalia para el Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. 47 pp. Cunha, I. and M. Weber. 2001. Actividad reproductora del percebe Pollicipes pollicipes en el norte de Portugal. En: *Libro de resúmenes VII Congreso Nacional de Acuicultura*. D. G. d. P. y. A. G. d. Cantabria), editor (Ed.). Santander. 173-175 pp. Goldberg, H., 1984. Posibilidades de cultivo de percebe, *Pollicipes cornucopiae* Leach, en sistemas flotantes. *Inf.Téc.Inst.Esp.Oceanogr,*(19):13 pp. Jamieson, G. S., R. Lauzier and G. Gillespie, 1999. *Phase 1 Framework for Undertaking an Ecological Assessment of the Outer Coast Rocky Intertidal Zone*. Research Document 99/209 Fisheries and Oceans Canada. Canadian Stock Assessment Secretariat. Ottawa. 33 pp. Lessard, J., J. Osborne, R. Lauzier, G. Jamieson and R. Harbo, 2003. Applying local and scientific knowledge to the establishment of a sustainable fishery: the west coast Vancouver island goose barnacle fishery experience. Putting Fishers Knowledge to Work. H. Haggan,C. Brignall and L. Wood (Ed.). Fisheries Centre Research Report, University of British Columbia,Vancouver (Canada). **(11 (1))** 36-40 p.

[a] *Marine Research Division, AZTI-Tecnalia Foundation, Herrera Kaia, Portualdea, z/g, 20110 Pasaia (Spain), Tel: +34 946574000, Fax: +34 946572555, (*jbald@azti.es)*

La pesquería de erizo (*Loxechinus albus*) en Chile

Nancy Barahona T

Las pesquerías bentónicas explotadas en Chile registraron el año 2010 un volumen igual a 476.470 toneladas, las que estuvieron conformadas por más de 50 recursos, que se pueden agrupar en 8 grupos taxonómicos, constituyendo el grupo de equinodermos equinoideos que lo conforma el erizo *Loxechinus albus* una contribución de un 6,8% al volumen total, 33.046 toneladas. Esta especie destaca entre otros recursos bentónicos por: i) constituir junto a la almeja (*Venus antiqua*) y la luga roja (*Gigartina skottbergii*) el primer recurso bentónico que se explota en régimen de libre acceso bajo un plan de manejo en las regiones del sur de Chile, constituida en términos administrativos por las regiones de Los Lagos (X Región) y de Aysén (XI Región) y que permite la operación de los pescadores en la zona contigua; ii) contribuir con más del 50% de las capturas mundiales de equinodermos; iii) participar un alto número de embarcaciones y pescadores en su explotación y iv) aportar después de las algas con el mayor volumen de desembarque a nivel nacional.

Como resultado de una crisis del sector pesquero artesanal que explota las pesquerías bentónicas en el sur de Chile en el año 2001 se instauró el "Plan de Manejo de las Pesquerías Bentónicas de la Zona Contigua, X y XI regiones" (PMZC) (Moreno *et al*., 2006). Este plan fue implementado en la zona de los archipiélagos del Sur de Chile (entre 41º y 46º S), asociado a una de las flotas pesqueras artesanales más importantes del país (aprox 5.000 pescadores) (Molinet *et al*., 2008). Uno de los desafíos del PMZC fue poder implementar un plan de manejo que considerara la participación de los usuarios en la toma de decisiones y en un contexto de desarrollo sostenible (Hilborn *et al*., 2005; Parma *et al*., 2006).

El objetivo del presente trabajo fue describir y analizar la pesquería de erizo en un contexto mundial y nacional, con énfasis en el desarrollo y aplicación del plan de manejo en las regiones administrativas de Los Lagos y de Aysèn, luego de una década de ocurrido el conflicto, con el fin de contribuir con esta experiencia a otros grupos de trabajo que requieran implementar planes de manejo similares.

Instituto de Fomento Pesquero (nancy.barahona@ifop.cl)

Sea urchin (*Paracentrotus lividus*) biomass assessment in the Basque Country (Northern, Spain): the key for an exploitation management design

Iratxe Menchaca[a*], Juan Bald[a]

In recent years, the increasing of the sea urchin *Paracentrotus lividus* commercial harvesting has prompted a worldwide population decline due to poor resource exploitation management plans and inability of policy-makers to act (Barnes *et al*., 2002; Pais *et al*., 2007). Thus, the decline of natural populations of this species could generate changes in the ecological balances, compromising the survival of populations (Guidetti *et al.,* 2004). In the Basque Country (Northern, Spain), some industrial initiatives in the fishery and commercialisation of *P. lividus* roe have been raised for the first time since 2007. However, due to the fact that this resource has not been traditionally exploited in the Basque Country (in contrast with other coastal areas of Spain), there is no legal fishery framework either an management scenario for the sustainable exploitation of this specie. With a sea urchin population in quasi pristine conditions, we can thus consider that we are in the best position in order to avoid the disastrous effects on social, economic and ecologic conditions that the failure in the management of a fishery can derive. According to Maunder *et al.* (2006), a successful exploitation management plan lies in adequate resource scientific information to resource managers. With this purpose, sea urchin (*P. lividus*) population biomass in the Basque Country was assessed from 2007 to 2011 from 670 subtidal locations along the Basque coast. Field sampling consisted on a non-intrusive and non-destructive methodology, based on submarine photography, diving with automatic helmet. Pictures were analyzed by the J Image Software. Picture calibration consisted on relating the image analysis results with the weight and size from field sampled and laboratory measured specimens. From these biomimetic relation values, the following population parameters were calculated: (i) the fulfillment percentage of the legal catching size, (ii) the total and exploitable density, (iii) the total and exploitable biomass and the (iv) the total exploitable stock. Based on our preliminary results, an adaptive management plan at small scale has been designed, which includes: (i) the best sustainable areas for sea urchin exploitation along the Basque coast; (ii) relevant exploitation regulations specifying the fishing periods, the minimum harvestable size and the catch per day per fisherman as well as the fishing areas; (iii) a monitoring program for real status resource assessment, once the fishery has been allowed. In this sense, our study constitutes an appropriate assessment tool for the future management scenario of the sea urchin *P. lividus* fishery in the Basque Country. References Barnes D.K.A., E.Verling, A.C. Crook, I. Davidson, M. O'Mahoney, 2002. Local population disappearance follows (20 yr after) cycle collapse in a pivotal ecological species. Marine Ecology Progress Series 226: 311–313. Guidetti, P., A. Terlizzi, F., Boero, 2004. Effects of the edible sea urchin, *Paracentrotus lividus*, fishery along the Apulian rocky coast (SE Italy, Mediterranean Sea). Fisheries Research 66: 287-297. Maunder, M. N., J. R. Sibert, A. Fonteneau, J. Hampton, P. Kleiber, S. J. Harley, 2006. Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities. ICES Journal of Marine Science, 63 (8): 1373-1385. Pais, A., L. A. Chessa, S. Serra, A. Ruiu, G. Meloni, Y. Donno, 2007. The impact of commercial and recreational harvesting for *Paracentrotus lividus* on shallow rocky reef sea urchin communities in North-western Sardinia, Italy. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 73 (3-4): 589-597.

[a] *Marine Research Division, AZTI-Tecnalia Foundation, Herrera Kaia, Portualdea, z/g, 20110 Pasaia (Spain), Tel: +34 946574000, Fax: +34 946572555, (*imenchaca@azti.es)*

La necesaria reforma de la Política Pesquera Comunitaria (The necessary reform of the EU Fisheries Policy)

Xabier Ezeizabarrena

Resumen:

Dentro del complejo marco global, la nueva Política Pesquera Comunitaria precisa de reformas sustantivas en materia ambiental y de conservación de los recursos marinos. Es preciso garantizar un cumplimiento real de los acuerdos de pesca y de la normativa comunitaria que afecta al sector pesquero, procurando distinguir la pesca realizada con métodos y artes sostenibles de aquella cuyo desarrollo mantiene una razón exclusivamente económica.

Palabras clave:

Derecho Comunitario – Política Pesquera Comunitaria – Recursos Marinos – Pesquerías - Sostenibilidad

Introducción

Dentro del complejo marco global, la nueva Política Pesquera Comunitaria (PPC) precisa de reformas sustantivas en materia ambiental y de conservación de los recursos marinos. Es preciso garantizar un cumplimiento real de los acuerdos de pesca y de la normativa comunitaria que afecta al sector pesquero, procurando distinguir la pesca realizada con métodos y artes sostenibles de aquella cuyo desarrollo mantiene una razón exclusivamente económica.

Entre las cuestiones a abordar, con carácter general, se encuentra la problemática de las redes de deriva, el arrastre pelágico y la problemática del stock de anchoa. Al mismo tiempo, las cuotas de capturas de esta especie han llegado a ser objeto de curiosos intercambios entre Francia y Portugal en un trueque de poblaciones absolutamente lejanas y desligadas entre sí y en perjuicio de los pescadores de bajura que operan en el Golfo de Bizkaia. Adicionalmente, las cifras correspondientes al sector pesquero tradicional de cualquier Estado miembro se presentan siempre enmarcadas en los grandes resultados macroeconómicos de la pesca global, junto a la pesca industrial o de altura, cuya problemática poco o nada tiene que ver con la que sufre diariamente el sector pesquero tradicional o de bajura. La Política Pesquera Comunitaria debería reflexionar sobre estas cuestiones con anterioridad a la toma de decisiones estratégicas que garanticen el futuro de las distintas pesquerías en la Unión Europea.

Resulta necesario, por tanto, abordar estas y otras cuestiones, desde la perspectiva de la sostenibilidad de los recursos, del sector y desde la perspectiva social que representa una cultura y una forma de vida cuyos contornos requieren de nuevas aproximaciones políticas y jurídicas que nos acerquen a la sostenibilidad real y a la protección efectiva de los recursos marinos. A tal fin, la comunicación abordará las necesidades de reforma de la Política Pesquera Comunitaria vigente, tanto desde la perspectiva de los Tratados constitutivos de la Comunidad Europea y la Unión Europea, como desde el punto de vista de las reformas sectoriales a introducir en los Reglamentos y Directivas del sector. Todo ello guarda estrecha e importante relación con la difícil situación que vive el sector pesquero en el conjunto de Euskal Herria.

Política pesquera y conservación de los recursos

Mientras la flota cantábrica de bajura sigue sumida en una profunda crisis estructural, la Política Pesquera de la UE continúa sin diferenciar debidamente las problemáticas pesqueras de las distintas flotas en el contexto comunitario optando, hasta la fecha por pautas de reflexión incompletas que desdibujan cualquier aproximación de contenido social real al fenómeno pesquero en clave de sostenibilidad.

Un buen ejemplo de ello es el caso de la escasez de capturas de anchoa junto a la necesidad de establecer un cierre de la pesca de esta especie, los intercambios ilegales de cuotas entre Francia y Portugal o la proliferación, aún hoy, en aguas atlánticas de redes de deriva prohibidas formalmente desde enero de 2002. Todo ello, unido a cuestiones políticas y jurídicas de distinta naturaleza, ha derivado en la constatación de un hecho que los pescadores conocen a ciencia cierta: la existencia de límites en las pesquerías de nuestros océanos, tal y como sucede con todos y cada uno de los recursos naturales del planeta. Ello exige, una vez más, establecer o renovar los compromisos adquiridos en la materia para garantizar la sostenibilidad de los recursos marinos.

En este contexto, el principio de integración ambiental en las políticas comunitarias se ha fortalecido al integrarse la misma en el art. 6 del Tratado de la Comunidad Europea. Sin embargo, la política pesquera de la UE sigue sin integrar debidamente este principio fundamental en la política pesquera, cuyo análisis se mantiene casi como estrictamente económico.

El caso de la flota cantábrica de bajura es claramente sintomático sobre la situación de escasez de recursos que se vive en el Golfo de Bizkaia. Además del paulatino descenso de los

Abogado. Doctor en Derecho (UPV/EHU) Pza. de Nafarroa Behera, 3 20001 Donostia Tel: +34 690620746 Email: xabi.ezeiza@icagi.net http://www.ezeizabarrena.eu

stocks y las capturas, el sector debe enfrentarse a factores externos que distorsionan la gestión sostenible de los recursos marinos. Para hacer frente a este fenómeno, la participación del sector en el complicado fenómeno comunitario constituye una necesidad inaplazable. El Derecho Internacional, mientras tanto, se muestra impotente para lograr la ejecución de sus dictados, a pesar de sus notables avances retóricos en materia de protección de los mares y sus recursos.

En el plano de la UE, vienen siendo habituales las Sentencias del Tribunal de Justicia de la Comunidad Europea (TJCE) que constatan la violación, más o menos sistemática, del Derecho Europeo vigente. Entre otras, la Sentencia del TJCE de 12-7-2005[1] puede y debe marcar un antes y un después en el nuevo dibujo de la Política Pesquera Comunitaria. En ella, por ejemplo, se demuestra que los inspectores comprobaron la presencia de peces de talla inferior a la permitida en cada una de las seis misiones que realizaron. En particular, constataron la existencia de un mercado de merluzas de talla inferior a la permitida, que se ofrecían, en contra de las normas de comercialización establecidas en el Reglamento nº 2406/96. Por tanto, la sentencia llega a confirmar la existencia, en este caso en Francia,

"de una práctica de venta de peces de talla inferior a la permitida sin que exista una intervención eficaz de las autoridades nacionales competentes, práctica que es tan constante y general que puede poner en grave peligro, por su efecto acumulativo, los objetivos del régimen comunitario de conservación y de gestión de los recursos pesqueros".

Además, *"la similitud y la reiteración de las situaciones constatadas en todos los informes permiten considerar que estos casos sólo pueden deberse a la insuficiencia estructural de las medidas aplicadas por las autoridades francesas y, por ende, a un incumplimiento de la obligación de realizar controles efectivos, proporcionados y disuasorios que la normativa comunitaria impone a dichas autoridades"*. Ello supone, con toda claridad, la violación del art. 228 del Tratado de la Comunidad Europea por parte de Francia, *"al no garantizar un control de las actividades pesqueras conforme con las exigencias previstas en las disposiciones comunitarias"*.

El TJCE considera, con carácter general, que la obligación de los Estados miembros de velar por que las infracciones de la normativa comunitaria sean objeto de sanciones efectivas, proporcionadas y disuasorias reviste una importancia esencial en el ámbito de la pesca. En efecto, si las autoridades competentes de un Estado miembro se abstuvieran sistemáticamente de ejercitar acciones de esta índole contra los responsables de dichas infracciones, correrían grave peligro tanto la conservación y la gestión de los recursos pesqueros como la ejecución uniforme de la política pesquera común.

El propio TJCE sostiene, igualmente, algunas de las claves fundamentales de la gestión de los recursos naturales en aguas comunitarias:

"uno de los elementos clave de la política pesquera común consiste en la explotación racional y responsable de los recursos acuáticos de forma sostenible, en condiciones económicas y sociales apropiadas. En este contexto, la protección de los juveniles resulta determinante para la recuperación de las poblaciones. Por tanto, la inobservancia de las medidas técnicas de conservación previstas por la política común, en especial las exigencias en materia de talla mínima de los peces, constituye una grave amenaza para la conservación de determinadas especies y de determinados caladeros y pone en peligro la consecución del objetivo esencial de la política pesquera común".

La importancia de la citada Sentencia del TJCE es notoria en cuanto a los argumentos jurídicos antedichos, así como en lo que respecta a la ejemplaridad del fallo desde el punto de vista político y económico:

"1) Declarar que la República Francesa no ha adoptado todas las medidas necesarias para la ejecución de la sentencia de 11 de junio de 1991, Comisión/Francia (C-64/88) y, por tanto, ha incumplido las obligaciones que le incumben en virtud del artículo 228 CE

- *al no garantizar el control de las actividades pesqueras de conformidad con las exigencias de la disposiciones comunitarias, y*
- *al no garantizar la incoación de procedimientos, de conformidad con las exigencias previstas en las disposiciones comunitarias, por las infracciones a la normativa de las actividades pesqueras.*

2) Condenar a la República Francesa a pagar a la Comisión de las Comunidades Europeas, en la cuenta «Recursos propios de la Comunidad Europea», una multa coercitiva de 57.761.250 euros por cada período de seis meses, a contar desde la fecha de la presente sentencia, al final del cual aún no se haya ejecutado plenamente la sentencia de 11 de junio de 1991, Comisión/ Francia, antes citada.

3) Condenar a la República Francesa a pagar a la Comisión de las Comunidades Europeas, en la cuenta «Recursos propios de la Comunidad Europea», una suma a tanto alzado de 20.000.000 euros.

4) Condenar en costas a la República Francesa".

En suma, los criterios normativos y jurisprudenciales en esta materia aparecen bastante claros, como consecuencia directa de los límites existentes en las pesquerías de todo el mundo. Otra cosa es que el cumplimiento real y efectivo de estos parámetros sigue estando pendiente en muchos contextos. Con ello, la política pesquera, sea cual sea su origen, debe decantarse por reafirmar la necesidad de cumplimiento de la normativa por parte de los Estados miembros y del sector pesquero en general. Ello requiere una visión sostenible y responsable de la explotación de las pesquerías en la UE, muy en la línea de cuanto se apunta en esta importante Sentencia del TJCE.

Este ejercicio de responsabilidad colectiva en la defensa de las pesquerías redundará, igualmente, en la protección de los derechos que necesariamente asisten a las comunidades pesqueras tradicionales sobre los recursos del mar. El fenómeno de la globalización económica no debiera encontrar apoyos jurídicos para el expolio de los océanos y, con él, el ahogo social de quienes necesitan del mar para subsistir.

[1] Sentencia del Tribunal de Justicia de la Comunidad Europea de 12-7-2005, en el asunto C-304/02.

Algunas propuestas para la necesaria reforma

Acceso equitativo a los recursos para la pesca de bajura y participación del sector

3.1.1. La nueva PPC debe facilitar a los pescadores de bajura y a las comunidades que dependen de esta actividad y del marisqueo, así como de la acuicultura de explotación comunitaria u otras explotaciones a pequeña escala, un trato justo en la asignación de los derechos de acceso a los recursos y a los servicios de apoyo, así como el acceso a la información y a los procesos de toma de decisiones que inciden en su vida y en su subsistencia.

3.1.2. Es necesario garantizar que los grupos más vulnerables del ámbito pesquero como las pequeñas comunidades que dependen de la pesca, las mujeres de las comunidades pesqueras y los pescadores y mariscadores autónomos de pesca artesanal, no se vean discriminados en la asignación de los derechos de acceso a los recursos, aplicando medidas destinadas a incorporar sus opiniones en los procesos de toma de decisiones del sector pesquero.

Sobre las definiciones de pesca artesanal o de bajura al nivel más adecuado

3.2.1. La PPC debe aportar por reconocer y respetar la naturaleza, la importancia, el potencial y la diversidad de la pesca de bajura y/o a pequeña escala. La definición de la pesca artesanal debe formularse y ejecutarse al nivel más adecuado, ya sea regional, nacional o local. A fin de delimitar el sector teniendo en cuenta las particularidades nacionales y/o regionales y sus aspectos técnicos (capacidad extractiva), medioambientales (selectividad, descartes, escaso impacto sobre los fondos marinos y/o especies no objetivo) y sociales (condiciones de trabajo, grado de equidad en la redistribución de los beneficios y grado de vinculación con las actividades en tierra firme y con el empleo local en el ámbito de las comunidades pesqueras). En todo ello la PPC debe considerar también la estructura jurídica y del control de las empresas pesqueras.

Reconocimiento de la pesca artesanal o de bajura

1. La nueva PPC debe reconocer y valorar la contribución del sector artesanal a la sostenibilidad social, económica y ambiental. En el caso vasco y en otros, la implicación de la bajura en la cultura y la identidad son hechos evidentes y dignos de protección y fomento.

2. Se debe valorar y respetar el papel de la mujer en la pesca y su contribución al sector pesquero y a la sociedad en general y reconocer su condición de agentes económicos, además de la importancia de las actividades sociales, culturales y económicas que desempeñan.

Derechos de las comunidades de pesca artesanal o de bajura

1. La PPC debe definir y defender los derechos de los pescadores de pequeña escala y de sus comunidades de acuerdo con el artículo 6.18 del Código de Conducta de la FAO para la Pesca Responsable y según sus especificidades y prioridades regionales en pie de igualdad con las restantes flotas, incorporándolos a la legislación.

2. La PPC debe evitar el uso de herramientas de gestión pesquera regidas por derechos donde los intereses individuales prevalezcan sobre los colectivos, especialmente aquellas que incorporan mecanismos de reparto basados en los mercados. La lógica de instrumentos como las cuotas individuales transferibles (CIT) resulta incompatible con la de la pesca artesanal o de bajura.

3. Se debe garantizar que la nueva PPC, los regímenes de cuotas y otros sistemas de gestión o artes de pesca limiten el descarte de especies y se asegure la selectividad.

Enfoque diferenciado a la pesca de pequeña artesanal o de bajura

1. Cada sector pesquero necesita un enfoque diferenciado de gestión que permita resolver sus propios problemas de regulación, de manera que si un sector necesita reducir su capacidad los demás no se vean obligados a perder oportunidades de pesca, de empleo u otros beneficios en otros sectores más sostenibles.

2. Se debe aplicar el principio de subsidiariedad en la gestión de la pesca artesanal, asegurando que los sistemas de gestión de la información y de toma decisiones incorporen y se guíen por el conocimiento, la experiencia local y buenas practicas basadas en la experiencia.

3. Es factible implantar planes de gestión y otras medidas de recuperación de los recursos como las áreas marinas protegidas de interés pesquero tomando como punto de partida las buenas prácticas[2] ya establecidas, partiendo de las demandas de los pescadores o mariscadoras locales de pequeña escala y sus comunidades, y garantizando la protección de sus derechos de acceso a los recursos. Tales medidas deben diseñarse de manera que sea posible su control biológico y social para poder medir su eficacia socioeconómica y biológica en el tiempo.

4. La nueva PPC debe apoyar el estudio de la excepción al principio de igualdad de acceso a los recursos comunes en la franja de las doce millas (y las otras áreas de pesca de la pesca artesanal), de modo que se puedan destinar exclusivamente a actividades pesqueras de pequeña escala, respetuosas con el medio ambiente, equitativas desde el punto de vista social y que contribuyan a la prosperidad económica y cultural de las comunidades locales.

---

[2] Entre las iniciativas destacables en este ámbito se encuentran las Prud´hommies (cofradías de pesca) del Mediterráneo francés, las reservas de interés pesquero de Lira y Cedeira en el Noroeste español, la Reserva Marina de Interés Pesquero de la Restinga – Mar de las Calmas, el Parque Nacional Marítimo de Iroise en la costa occidental de Francia, la pesquería selectiva para langostinos del Golfo de Bizkaia, y el Acuerdo de Pesca de Bajura del Canal de la Mancha entre Francia, Bélgica y el Reino Unido, o el Acuerdo de Nasas de Devon (Sur de Inglaterra).
La flota vasca de bajura ha venido abogando igualmente por esta posibilidad. Véanse las opiniones vertidas por la Corte Internacional de Arbitraje y Conciliación Ambiental en su Opinión Consultiva de 5-11-2001 sobre el posible establecimiento de reservas de pesca en el contexto de la UE. http://iceac.sarenet.es/

Medidas sociales y económicas complementarias

1. La nueva PPC debe facilitar el acceso a las subvenciones y demás medidas de apoyo al sector, como créditos o actividades de formación, a fin de que las actividades y operaciones de pequeña escala puedan renovar sus embarcaciones y equipos e incorporar nuevas tecnologías respetando la sostenibilidad medioambiental, económica y social.

2. Se debe tener en cuenta la vulnerabilidad y capacidad de resistencia de las comunidades pesqueras dentro del proceso de reforma, partiendo de evaluaciones de impacto detalladas y de perfiles específicos sobre la situación de las comunidades, cultivando y promoviendo alternativas e iniciativas de diversificación laboral reales, arraigadas en el contexto local y en las capacidades locales de cambio y de adaptación a un entorno variable.

3. La PPC ha de prestar especial atención al papel de la mujer en las comunidades pesqueras y velar por que las opciones alternativas de sustento no supongan una sobrecarga de trabajo ni de responsabilidades.

4. Teniendo en cuenta la enorme interdependencia que existe entre la política pesquera comunitaria y la política marítima, debería mantenerse y priorizarse:

- los derechos históricos de los pescadores para el acceso a los espacios y recursos costeros en el marco de la nueva política marítima integrada (PMI);
- el papel de los pescadores de bajura en la definición de tales políticas debe reafirmarse en el contexto de esta nueva gobernanza del litoral enfocada a garantizar la calidad del medio marino en la franja costera así como su biodiversidad.

Conclusiones

En resumen, la reforma de la Política Pesquera Comunitaria demanda una paulatina adaptación a las distintas realidades pesqueras que se manifiestan en el contexto de la UE. Entre ellas, destaca la dualidad de la situación vivida en el contexto del Golfo de Bizkaia por las flotas de bajura y altura. En cada uno de los casos la reflexión ambiental, social y económica han de estar presentes y profundizar en la sostenibilidad del sector en su conjunto.

Bibliografía

ALEGRET, Juan Luis. "Gobernabilidad, legitimidad y discurso científico: el papel de las ciencias sociales en la gestión de la pesca de bajura", Eusko Ikaskuntza, en *Zainak* nº 21, 2002.

ASTORKIZA, Kepa, DEL VALLE, Ikerne y ASTORKIZA, Inmaculada. "Posibilidades de pervivencia de la cogestión en las pesquerías de la UE: el caso de las flotas artesanales de la Comunidad Autónoma Vasca", Eusko Ikaskuntza, en *Zainak* nº 21, 2002.

DEERE, Carolyn. "International trade, conservation and sustainable development in the fisheries sector: conflict or compatibility", en *Ocean Yearbook 15*, International Ocean Institute, Canada-Chicago University Press, 2001.

EZEIZABARRENA, Xabier. "Problems and legal rules regarding to driftnets and Community Law", en *Ocean Yearbook 15*, International Ocean Institute, Canada-Chicago University Press, 2001.

EZEIZABARRENA, Xabier. "Europe and co-sovereignity", en *Oxford Magazine* nº 226, Oxford, May 2004.

EZEIZABARRENA, Xabier. "Política pesquera comunitaria y conservación de los recursos marinos", Eusko Ikaskuntza, en *Zainak* nº 25, 2003.

EZEIZABARRENA, Xabier. *El sector pesquero vasco ante la UE*, Puerto de Pasaia, 2006.

GARCÍA-ORELLÁN, R. y BEOBIDE, J. *Hombres de Terranova. La pesca del bacalao* 1926-2004, Puerto de Pasaia, 2004.

LABORDE, Serge. "Évolution des flottilles des pêches maritimes basques depuis les années 1950", Eusko Ikaskuntza, en *Zainak* nº 25, 2003.

MITXELENA, Anne Marie & BUI DIHN, Laurent, "La législation du droit de la pêche et son avenir dans la politique de l´Union Européenne", Eusko Ikaskuntza, en *Zainak* nº 21, 2002.

RUBIO-ARDANAZ, Juan Antonio. "Levantar la pesca", desplazamiento de técnicas tradicionales en el contexto del cambio en el modo de producción pesquero en el País Vasco", Eusko Ikaskuntza, en *Zainak* nº 21, 2002.

SACK, Karen & KNUDSEN, Anders, *Trade, Environment & Sustainable Development*, WSSD Edition, December, 2001.

SÁNCHEZ LAMELAS, Ana. *La ordenación jurídica de la pesca marítima*, Aranzadi, 2000.

WEERAMANTRY, C. G. "Achieving sustainable justice through international law", in Sustainable Justice- "Reconciling economic, social and environmental law", edited by Centre for International Sustainable Development Law, Martinus Nijhoff Publishers, Leiden-Boston, 2005.

Cómo diagnosticar la depredación del ser humano sobre un recurso pesquero con CPUE y PRCF. El caso de la dinámica poblacional del stock de Sierra, *Thyrsites atun* (Euphrasen, 1791), en Chile

Gonzalo Vázquez-Prada*

Introducción

"*Los objetivos a largo plazo para el manejo de pesquerías deberían tener en consideración estudios científicos sobre pesca y dinámica de poblaciones, así como los cambios climáticos que puedan afectar a los stocks*" (Cadima, 2003). La Sierra, o Barracuda, *Thyrsites atun* (Euphrasen, 1791) es un recurso pesquero neritopelágico que se desplaza en cardúmenes (Pequeño, 2000), formando parte de la pesca artesanal de Chile, al igual que la anchoveta *Engraulis ringens* (Jenyns, 1842) y la sardina común *Strangomera bentincki* (Norman, 1936), estas últimas de elevada importancia (datos http://www.sernapesca.cl) para los sectores de pesca artesanal, siendo integrantes de la misma cadena trófica dentro del uso de recursos tróficos de *T. atun* (De Jager, 1955, Movillo & Bahamonde, 1971), en estas y otras regiones del hemisferio Sur. Estas especies se capturan entre la I y la XII Región en las costas chilenas, entre Arica y Magallanes. Varios son los trabajos ictiológicos, así como ecológicos, basados en las capturas de organismos por parte de pesquerías, ya sean éstas industriales, semindustriales o artesanales (Blackburn, 1957; Mehl, 1969; Griffiths, 2003; Duarte *et al*., 2007) que han utilizado este depredador, recurso pesquero, como organismo de estudio; dado que la captura de una flota comercial puede ser también considerada como una muestra de la población (Gulland, 1983). A su vez, varios son los trabajos que han utilizado series de tiempo para explicar tendencias en biodiversidad (Dennis & Taper, 1994; Loh *et al*., 2005; Sibly *et al*., 2005) unidos a los posibles efectos del clima en la dinámica de la población (Bjørnstad & Grenfell, 2001), así como trabajos de la misma índole, fundamentados en series de tiempo que cuentan con datos atmosféricos (Knape & De Valpine, 2010); ya que el tiempo climático es uno de los factores más básicos que afectan las poblaciones (Stenseth *et al*., 2002). A su vez existen trabajos que analizaron comportamientos densodependientes de organismos gregarios (Nicholson, 1933; Ricker, 1954; Berryman & Turchin, 2001) y las relaciones tróficas expresadas en tasas de consumo de presas por parte de los depredadores y Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) según Griffiths (2002). Así mismo otros estudios sugieren que la dinámica de poblaciones de depredadores pueda estar sujeta a sincronía relativa, determinada por la fluctuación de la abundancia de las presas, estudiada mediante correlación cruzada (Ranta *et al*. 1995, Heino *et al*., 1997). Cabe destacar la existencia de varios trabajos realizados sobre capturas de *T. atun*, enfocados en un mayor conocimiento del funcionamiento de los stocks pesqueros de Sierra (Hurst & Bagley, 1989; O'Driscoll, 1998; Leach *et al*., 1999), así como los trabajos basados en stocks y reclutamientos de otras especies (Ferrada *et al*., 2002, Ricker, 1954). Nicholson (1933) realizó estudios importantes centrados en procesos densodependientes endógenos de otros organismos, él cual decía que debían de existir mecanismos compensatorios que limitasen su abundancia. Por otro lado el rol del clima como efecto exógeno que actúe sobre la abundancia y distribución de especies ha sido tema de estudio con anterioridad (Elton, 1924, Gause, 1931). Sin embargo, recientemente, se tiende a unificar factores exógenos y endógenos para el estudio del funcionamiento poblacional (Royama, 1992; Bjørnstad & Grenfell, 2001; Berryman, 2003; Turchin, 2003). El hecho de que sean más comunes las ingestas de peces pequeños por parte de estos depredadores (Pianka, 1982), y que la Sierra es, mayormente, predador de especies de peces pequeños, tales como la anchoveta y la sardina (De Jager, 1955; Movillo & Bahamonde, 1971; Duarte *et al*., 2007); y teniendo en cuenta que estudios sugieren que esta especie se alimenta de *Engraulis capensis* (Gilchrist, 1913) y *Sardinops sagax* (Jenyns, 1842) en aguas de Sudáfrica (Wickens *et al*., 1992); siendo que en Chile también se alimenta principalmente de peces pequeños que viven en cardúmenes como *E.ringens* y *S. bentincki* (Movillo & Bahamonde, 1971; Duarte *et al*., 2007); más que *E. ringens* es la presa más importante de *T. atun* en las zonas neríticas de Chile (Duarte *et al*., 2007), son argumentos que apoyan el presente estudio de las posibles relaciones existentes entre la Sierra y las dos especies presa de este depredador oceánico; incluida su posible depredación por parte de la pesca artesanal.

Se tuvo en cuenta la posible relación con el Índice de Oscilación Sur (SOI), como proxy de la temperatura de la superficie del mar (SST) (Allaby & Garratt, 2007) dado que el estudio abarca desde Arica a Magallanes, englobando el rango latitudinal de incidencia de SOI; y la fluctuación de la biomasa de las tres especies a partir CPUE como proxy de la abundancia (Shelton *et al*., 2001) tanto de Sierra como Anchoveta y Sardina común en nuestro estudio; ya que la abundancia puede ser calculada a partir de las capturas como sucede en otros estudios previos (Sigler, 2000). Se analizaron las fluctuaciones en la tasa de crecimiento (R), obtenida

* *Facultad de Ciencias. Universidad Austral de Chile, UACh. P.O. Box 567, Valdivia, Chile (gvpcruz@hotmail.com)*

según datos de CPUE, con una Función de Correlación Parcial de la tasa (PRCF) propuesta por Berryman y Turchin en 2001. El objetivo de este trabajo es encontrar un modelo que regule la dinámica poblacional de la sierra y que contenga posibles relaciones interespecíficas depredador-presa que expliquen la dinámica poblacional de *T. atun* en el stock chileno, utilizando las dos presas más abundantes de este depredador neritopelágico en las costas de Chile, a partir de las capturas de pesca artesanal como sistema de estudio, implementando en el modelo la depredación de la Sierra por parte del ser humano. Establecer el posible rol de SOI en la dinámica del stock de Sierra en Chile, si es que lo hubiere, y cotejar los resultados con lo sabido hasta ahora sobre la ecología de la Barracuda.

Material y métodos

Se analizaron datos provenientes del desembarque de pesca artesanal en Chile de Sierra, Anchoveta y Sardina, en toneladas métricas (Tm) por año en serie de tiempo comprendida entre 1998 y 2009, ambos años incluidos en el estudio. Se tomaron en cuenta a su vez los datos para el número de embarcaciones totales por año del tipo embarcación de pesca artesanal, dado que en la base de datos no se especifica el número de embarcaciones destinadas a la extracción exclusiva de *T. atun*. Se realizó un cálculo de CPUE por año de estudio: CPUE = Tm*Embarcación^{-1}. Las embarcaciones incluidas en este índice sólo fueron las de tipo pesca artesanal con lo que se homogeneizó la variabilidad entre las unidades de esfuerzo, factor que afecta al poder de la pesca (Gulland, 1983). A su vez se tomaron los datos del Índice de Oscilación del Sur (SOI) (http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/soi), como proxy del valor de la Temperatura de la Superficie del Mar (i.e. *Sea Surface Temperature*, SST); datos que se utilizaron para estudiar la posible relación entre esa variable independiente y la dinámica del stock pesquero de *T. atun* mediante PCRF propuesta formalmente por Berryman y Turchin en 2001; y utilizada anteriormente en el estudio de dinámica poblacional de insectos herbívoros por otros autores (Ylioja *et al*., 1999). CPUE se relaciona directamente con la abundancia (Shelton *et al*., 2001, Ye & Dennis, 2009); calculando así la tasa de crecimiento poblacional como el logaritmo natural de CPUE de cada año, dividido por el CPUE del año anterior. Posteriormente se analizaron posibles modelos de la dinámica poblacional de este recurso pesquero. Se evaluó el comportamiento en la dinámica del stock de Sierra utilizando el modelo logístico y los modelos que incluyen perturbaciones con efectos verticales y laterales propuestos por Royama en 1992**;** los cuales han sido llevados a estudio recientemente por otros autores en insectos gregarios (Estay *et al*., 2009,a y b). Los análisis fueron realizados con el software R 2.13.0 (hppt://www.r-project.org).

A su vez se realizó un análisis de correlación cruzada entre Anchoveta y Sierra, y entre Sardina y Sierra, tal y como se ha demostrado teóricamente por otros autores dentro del estudio de la dinámica poblacional para valorar la existencia de posibles casos de sincronía entre especies (Ranta *et al*. 1995; Ranta *et al*. 1997; Koeing 2002) que pudiera dar información sobre la posible relación de sincronía entre las fluctuaciones poblacionales, apoyando fehacientemente la posible existencia de relaciones interespecíficas tróficas. Estos análisis fueron realizados con el software PAST. Todos los desembarques provienen de pesca artesanal.

Resultados

Los resultados obtenidos a partir del análisis de correlación cruzada no presentaron valores estadísticamente significativos que avalen la existencia de una relación entre la abundancia de especies presa y predador que aporten información sobre un posible proceso de sincronía debida a relaciones tróficas entre las tres especies de ictiofauna estudiadas, tal y como se muestra en las tablas 1 y 2.

Para el análisis de la Función de Correlación Parcial de la Tasa se obtuvo un lag negativo en tiempo 1 definido por la banda de Barlett, lo que denota una dinámica de primer orden en el comportamiento poblacional de *T. atun*, tal y como puede observarse en la figura 1.

Tabla 1. Correlación cruzada entre Sierra y Anchoveta según CPUE.

Lag	**0**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
Correlación	-0,030	-0,144	0,278	0,399	0,075	0,745	0,425
p-valor	0,925	0,673	0,437	0,287	0,861	0,054	0,4
Lag	-1	-2	-3	-4	-5	-6	
Correlación	-0,278	-0,143	-0,493	-0,185	0,415	0,119	
p-valor	0,417	0,695	0,177	0,66	0,354	0,822	

Tabla 2. Correlación cruzada entre Sierra y Sardina según CPUE.

Lag	**0**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
Correlación	0,107	0,465	-0,376	0,387	-0,547	0,642	0,128
p-valor	0,740	0,150	0,284	0,303	0,161	0,120	0,808
Lag	-1	-2	-3	-4	-5	-6	
Correlación	0,188	0,059	-0,321	0,474	-0,666	-0,0004	
p-valor	0,580	0,871	0,400	0,236	0,103	0,999	

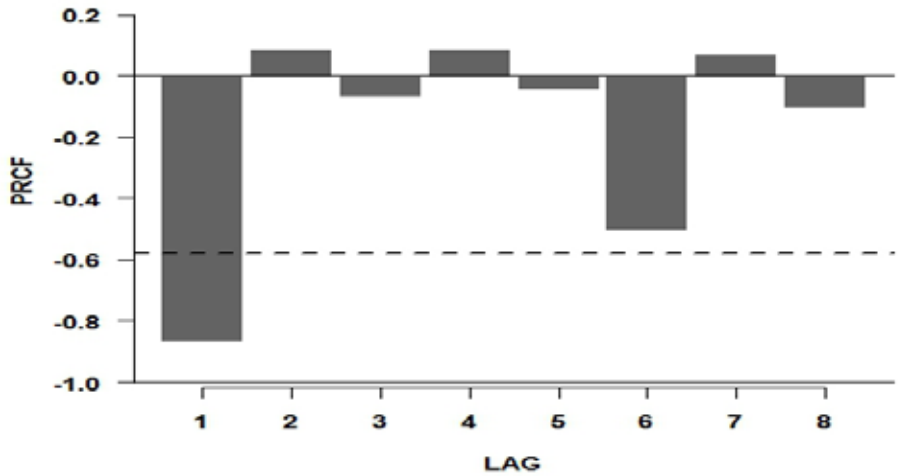


Figure 1. Análisis de la función de correlación parcial de la tasa (PRCF) de Sierra. La línea punteada hace referencia a la banda de Barlett.

Los modelos de dinámica poblacional estudiados se resumen en la tabla 3

Tabla 3. Modelos evaluados en el análisis y parámetros estimados para cada uno de ellos. CPUEt-1 son las Capturas Por Unidad de Esfuerzo en t-1, R es la tasa de crecimiento *per capita*, Rmáx es la tasa máxima de crecimiento *per capita*, TmS.emb y TmA.emb son las CPUE de Sardina y Anchoveta, respectivamente, en t-1. K es la capacidad de carga. Q es un factor no linear. C es una constante dada por el modelo y R^2 es el coeficiente de determinación múltiple. BIC es el valor del análisis de Criterio de Información Bayesiano.

Modelos dinámica T. atun	Rmáx	K	Q	C	R^2	BIC
$R=Rmax*(1-(CPUE_{t-1}/K)^{Q})$	0.7	0.055	2.25	-	0.777	3.353
$R=Rmax*(1-(CPUE_{t-1}/K)^{Q}+C*SOI)$	0.7	0.055	2.22	0.018	0.777	5.737
$R=Rmax*(1-(CPUE_{t-1}/K)^{Q}+C*TmS.emb)$	0.7	0.052	1.99	0.003	0.781	5.581
$R=Rmax*(1-(CPUE_{t-1}/K)^{Q}+C*TmA.emb)$	0.7	0.06	2.88	-0.006	0.798	4.661
$R=Rmax*(1-(CPUE_{t-1}/ C*TmA.emb)^{Q})$	0.7	-	0.62	1.34	0.17	17.85

Discusión

Los resultados sugieren un comportamiento densodependiente endógeno de retroalimentación negativa de la dinámica de Sierra en el stock chileno, explicado por el lag 1 encontrado en los análisis de PRCF. El modelo de crecimiento logístico propuesto por Ricker en 1954 explica un elevado porcentaje de la variabilidad de nuestros datos de serie de tiempo de capturas de los tres recursos pesqueros; siendo que la dinámica encontrada está más próxima a una dinámica interna de interacciones intraespecíficas del tipo competencia scramble (Lomnicki, 1988). Cabe destacar que no se obtuvieron resultados destacables que aporten información sobre posibles efectos horizontales y verticales en el modelo de dinámica poblacional de *T. atun* en los que estuvieran implicadas las dos especies de presa estudiadas y la propia temperatura de la superficie del mar, dando a entender que los datos atmosféricos no revelaron ninguna relación aparente entre SOI y la dinámica demográfica de *T. atun.* Cabe destacar que la fuerza típica de impactos atmosféricos sobre la dinámica de las poblaciones sigue siendo desconocida (Knape & De Valpine, 2010); y que el uso de índices como el SOI o la Oscilación Atlántico Norte (NAO) no son mejores predictores de la dinámica poblacional que las variables de meteorología local (Knape & De Valpine, 2010), si bien es cierto este estudio abarca una mayor escala espacial, incluyendo un amplio rango latitudinal Para calcular la tasa de crecimiento se utilizó CPUE como proxy de la abundancia, pese a que uno de los mayores problemas a la hora de estimar la abundancia proveniente de desembarques es la presencia de distintas cohortes (Gulland, 1983), sin embargo no se contó con clases de edades por tratarse de pesca artesanal y suponer que la depredación de la Sierra es similar a la estudiada en Sudáfrica en este ámbito pesquero (Crawford *et al*., 1990). Dado que la modalidad de pesca artesanal estudiada, al

igual que la practicada en Sudáfrica (Crawford *et al.*, 1990), puede sustraer del mar individuos sexualmente maduros y el hecho de no tener datos de cohortes, debido al tipo de extracción, repercute en la posibilidad de realizar análisis incorporando estratos de edades, lo que nos impidió estructurar nuestro modelo utilizando una Matriz de Leslie (Leslie, 1945) como se han tenido en cuenta en otros estudios de la dinámica de especies de ictiofauna oceánica (Horst, 1977; Mollet & Cailliet, 2002). El CPUE ha sido varias veces llevado a la controversia científica en varios trabajos, destacando el de Richards & Schnute (1986) en el que califican a CPUE como un índice pobre para el estudio de la abundancia, apoyado por su bajo poder de la pesca cuando se trata de diferentes tipos de embarcaciones y artes de pesca; sin embargo, en este estudio, el referente es la embarcación tipo pesca artesanal, asumiendo poca variabilidad en el esfuerzo de captura entre embarcaciones de las pesquerías chilenas de este tipo de pesca, sin tener en cuenta, eso sí, ningún error como afirmó Cadima en 2003. Aun así se reconoció hace algún tiempo que es posible que CPUE no refleje los cambios en la abundancia (Beverton & Holt, 1957), sin embargo, la relación entre el CPUE y la abundancia viene dada por la abundancia total en lugar de la abundancia de las cohortes individuales, según Shelton y colaboradores, quienes en 2001 afirmaron la validez de CPUE como índice para el estudio de dinámica de poblaciones. Cabe destacar que nuestros datos no pudieron ser analizados con CPUE integrado en un modelo lineal generalizado (GLM), sugerido por Ye y Dennis en 2009, por la falta de datos, por lo que se tiene en cuenta que el CPUE utilizado es un parámetro en bruto. Se tuvo en cuenta que pudo estar sobreestimándose la biomasa y subestimando la mortalidad por pesca como se sugiere con anterioridad en este tipo de estudios (Crecco & Overholtz, 1990). Los datos nos impidieron analizar la posible existencia de poblaciones de Sierra en el stock pesquero chileno, fenómeno estudiado en aguas africanas (Griffiths, 2003). Aun así nuestro estudio no cuenta con la representatividad total del tipo de individuos que forman las poblaciones de Sierra. A veces sucede que se cuestiona la validez de los datos de estudio procedentes de la pesca comercial (Gulland, 1983).

Antes de poder aplicar la teoría de dinámica de poblaciones a una situación particular, es necesario determinar en qué medida la población de peces y la pesquería puedan ser tratada como un sistema de unidades (Cadima, 2003). Se asumió la unidad de pesca como un único stock, pues, pese a la división Oceánica propuesta por Camus en 2001, ésta no se ve, a priori, relacionada con la distribución de la biomasa capturada. Si bien es cierto, las capturas se encontraron a lo largo de toda la costa chilena entre los 18º y 52º de latitud sur; razón que apoyaba la asunción de una única unidad de stock según los datos y lo propuesto por Gulland en 1983, dado que, si en una zona, especies son explotadas en los mismos caladeros con iguales artes, entonces, al menos, en las primeras etapas del análisis, cuando los datos son escasos, puede que sea permisible tratarlos como una sola unidad de población. Se asumió el concepto de stock proporcionado por Gulland en 1983, quien estableció que, para efectos de la ordenación pesquera, la definición de una *"unidad de stock"* es una cuestión operativa, es decir, que un grupo de organismos puede ser considerado como stock si se puede prescindir de las posibles diferencias dentro del grupo así como los intercambios con otros grupos pueden ser ignorados, sin que con ello resulten inválidas las conclusiones a que se llegue. Se pudiera pensar que la pesca artesanal sustenta sus capturas con otras especies (i.e. *Merlucius* spp.), compensando la falta de Sierra en determinados años. Sin embargo no se compensa la captura de *T. atun* con especies de merluza en sectores de pesca artesanal. Esta información fue precisada en entrevista con pescadores de la XIV Región de Los Ríos y la administración de FIPASUR. Se realizaron estudios de sincronía e introducción de abundancia de presas de sierra en los modelos poblacionales puestos a prueba, ya que existen trabajos que afirman la preferencia de Anchoveta y Sardina común en la dieta de *T. atun* (Movillo & Bahamonde, 1971); apoyado esto por el trabajo de Duarte y colaboradores (2007), los cuales observaron que el 99,9% de la dieta de la Sierra encontrada fuese *E. ringens* en un estudio realizado en Chile. Sin embargo en un trabajo anterior (Bahamonde, 1951) se encontró que el 63% del contenido estomacal de la Sierra eran Eufausidos, también en aguas chilenas; dieta encontrada en muestreo entre Enero de 1948 y Diciembre de 1949. Esto último ha sido estudiado en otras regiones, como Nueva Zelanda, donde la Sierra se alimenta de krill, *Nyctiphanes australis* (Mehl, 1969, Sars, 1883), cuando forma grandes agregaciones, con mayor frecuencia que los peces solitarios. (O'Driscoll, 1998) corroborando que los Eufausidos son parte importante en la dieta de peces, así como otros tipos de organismos marinos (Becker *et al*., 1991). Los datos sugieren que la dieta, y por lo tanto, la abundancia de ésta, no esté condicionando la dinámica poblacional de *T. atun*, más bien podrían condicionar su presencia. Es necesario tener en cuenta que la Sierra, por ser una especie de depredador grande tienda a aceptar una gama amplia de tamaños de presa (Pianka, 1982), lo que contrasta con las observaciones descritas en otros estudios (Duarte *et al*., 2007). Los datos utilizados engloban años enteros, incluyendo la variabilidad total de las fluctuaciones de la biomasa por año, a excepción del error, por provenir los datos de series de tiempo de pesquerías, con datos absolutos de biomasa capturada (Gulland, 1983).

A pesar de todo, los resultados coinciden, en parte, con lo propuesto por Nicholson en 1933 en que los ciclos de abundancia, como mecanismos de historia de vida, no dependen de los ciclos ambientales, pues la tendencia, en este caso, la dinámica del stock chileno de Sierra, pareció estar explicada, mayoritariamente, por un proceso de competencia scramble intraespecífica, coincidiendo en parte con los resultados de Petersson y Järvi en 2000 sobre la dinámica del crecimiento de población de *Salmo trutta*.

Los resultados obtenidos sugieren un comportamiento densodependiente de retroalimentanción negativa del stock chileno de Sierra y la existencia de una práctica sostenible llevada a cabo por las pesquerías artesanales de Chile, que no afectan como depredadores a su dinámica endógena. El consumo de determinadas especies por parte de *T. atun* viene dado por la presencia de esas mismas en el momento de la ingesta y no parece tener un rol importante en la dinámica de los stocks pesqueros estudiados en este trabajo; sólo se asegura la existencia de un amplio espectro de especies gregarias de las que se alimenta la Sierra. Los datos de este trabajo y análisis impidieron poder diferenciar sub-poblaciones y ciclos dentro del stock pesquero

chileno. Se estima interesante el uso de PRCF como primera aproximación al estudio de la situación de las poblaciones de recursos pesqueros y la influencia directa del ser humano sobre las dinámicas de éstas, a modo de observar la presión depredatoria que el hombre pueda ejercer en las distintas especies gregarias de ictiofauna marina recurso pesquero.

Referencias

Allaby, M. & R. Garratt. 2007. Encyclopedia of Weather and Climate, Revised Edition, 2-Volume Set (Facts on File Science Library).New York.768 pp.

Antenaza, J.T. 1970. Eufáusidos de la costa de Chile. Su rol en la economía del mar. Rev. Biol. Mar. Oceanog., 14 (2): 19-27

Bahamonde, N. 1951. Alimentación de la sierra (Thyrsites atun (Euphrasen) 1971. Investigaciones Zoológicas Chilenas, I (4):8-10

Baker, A.C., B.P. Boden & E. Brinton. 1991. A practical guide to the euphausiids of the World. Natural History Museum Publications. The Natural History Museum, London. 96 pp.

Berryman, A. 2003. On principles, laws and theory in population ecology. Oikos, 103: 695-701

Berryman, A. & P. Turchin. 2001. Identifying the density-dependent structure underlying ecological time series. Oikos, 92: 265-270

Beverton, R.J. & S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fish. Invest. Ser. II. Mar. Fish. G.B. Minist. Agric. Fish. Food, 19: 533

Bjørnstad, O.N. & B.T. Grenfell. 2001. Noisy clockwork: time series analysis of population fluctuations in animals. Science, 293: 638-643

Blackburn, M. 1957. The relation between the food of the australian barracouta, *Thyrsites atun* (Euphrasen), and recent fluctuations in the fisheries. Aust. J. Mar. Fresh. Res., 8 (1): 29-54

Blackburn, M. & P.E. Gartner. 1954. Populations of barracouta, *Thyrsites atun* (Euphrasen), in Australian Waters. Aust. J. Mar. Fresh. Res., 5 (3): 411-468

Cadima, E.L. 2003. Fish stock assessment manual. FAO Fisheries Technical Paper. No. 393. Rome. 161 pp.

Camus, P.A. 2001. Marine biogeography of continental Chile. Rev. Chil. Hist. Nat., 74: 587-617

Crawford, R.J.M., L.G. Underhill & J.D. Venter. 1990. Handline catches and stock identity of snoek *Thyrsites atun* off South Africa and Namibia. S. Afr. J. Marine Sci., 9(1): 95-99

Crecco, V. & W.J. Overholtz. 1990. Causes of density-dependent catchability for Georges Bank haddock *Melanogrammus aeglefinus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 47: 385-394

De Jager, B.D. 1955. The South African pilchard (*Sardinops ocellata*). The development of the snoek (*Thyrsites atun*) a fish predator of the pilchard. Invest. Rep. Div. Fish. S. Afr., 19: 1-11

Dennis, B. & M.L. Taper. 1994. Density dependence in time series observations of natural populations: Estimation and testing. Ecol. Monogr., 64: 205-224

Duarte, F., C.M. Ibáñez & J. Chong. 2007. Changes in mouth morphometrics as related to the diet of *Thyrsites atun* (Euphrasen, 1791) from south-central Chile. Rev. Chil. Hist. Nat., 80: 407-417

Elton, C. 1924. Periodic fluctuations in the numbers of animals: their causes and effects. J. Exp. Biol., 2: 119-163

Estay, S.A., M. Lima & R. Harrington. 2009. Climate mediated exogenous forcing and synchrony in populations of the oak aphid in the UK. Oikos, 118: 175-182

Estay, S.A., M. Lima & F.A. Labra. 2009. Predicting insect pest status under climate change scenarios: combining experimental data and population dynamics modeling. J. Appl. Entomol., 133: 491-499

Ferrada, S., K. Hernández, R. Montoya & R. Galleguillos. 2002. Estudio poblacional del recurso anchoveta (*Engraulis ringens* Jenyns, 1842) (Clupeiformes, Engraulidae), mediante análisis de ADN. Gayana, 66(2): 243-248

Gause, G. 1931. The influence of ecological factors on the size of population. Am. Nat., 65: 70-76

Griffiths, M.H. 2002. Life history of South African snoek, *Thyrsites atun* (Pisces: Gempylidae): a pelagic predator of the Benguela ecosystem. Fish. Bull., 100(4): 690-710

Griffiths, M.H. 2003. Stock structure of snoek *Thyrsites atun* in the Benguela: A new hypothesis. Afr. J. Mar. Sci., 25(1): 383-386

Gulland, J.A. 1969. Manual of methods for fish stock assessment. Part 1. Fish population analysis. FAO Man. Fish. Sci., 4: 154 pp.

Gulland, J.A. 1983. Fish Stock Assessment: A Manual of Basic Methods. Wiley Series on food and agriculture. Chichester, UK. 223 pp.

Heino. M., V. Kaitala, E. Ranta & J. Lindstorm. 1997 Synchronous dynamics and rates of extinction in spatially structured populations. *Proc. R. Soc. Lond. B., 264*: 481-486

Horst, T.H. 1977. Use of the Leslie matrix for assessing environmental impact with an example for a fish population. Trans. Am. Fish. Soc., 196: 253-257

Hurst, R.J. & N.W. Bagley. 1989. Movements and possible stock relationships of the New Zealand barracouta, *Thrysites atun,* from tag returns. New. Zea. J. Mar. Fres., 23: 105-111

Knape, J. & P. De Valpine. 2010. Effects of weather and climate on the dynamics of animal population time series. Proc. R. Soc. B., 278: 987-992

Koeng, W.D. 2002. Global Patterns of Environmental Synchrony and the Moran Effect. Ecography, 25(3): 283-288

Leach, B.F., J.M. Davidson, K, Fraser & A.J. Aanderson. 1999. Pre-European catches of barracouta, Thyrsites atun, at Long Beach and Shag River Mouth, Otago, New Zealand. Archaeofauna, 8:11-30

Leslie, P.H. 1945. On the Use of Matrices in Certain Population Mathematics. Biometrika 33:183-212

Loh, J, R.E. Green, T. Ricketts, J. Lamoreux, M. Jenkins, V. Kapos & J. Randers. 2005. The living Planet index: using species population time series to track trends in biodiversity. Philos. T. R. Soc. B., 360: 289-295

Lomnicki, A. 1988. Population ecology of individuals. Monographs in Population Biology 25, Princeton University Press, Princeton. 223 pp.

Mehl, A.P.J. 1969. Food of barracouta (Teleosti: Gempylidae) in eastern cook strait. New. Zea. J. Mar. Fres., 3: 389-394

Mollet H.F. & G.M. Cailliet. 2002. Comparative population demography of elasmobranchs using life history tables, Leslie matrices and stage-based matrix models. Mar. Freshwater. Res., 53(2): 503-515

Movillo, J. & N. Bahamonde. 1971. Contenido gástrico y relaciones tróficas de *Thyrsites atun* (Euphrasen) en San Antonio, Chile. Bol. Mus. Nac. Hist. Nat. 29: 289-338.

Nicholson, A.J. 1933. Supplement: the balance of animal populations. J. Anim. Ecol. 2: 131-178

O'Driscoll, R.L. 1998. Feeding and schooling behaviour of barracouta (*Thyrsites atun*) off Otago. New. Zea. J. Mar. Fres., 49:19-24

Pequeño, G. 2000. Delimitaciones y relaciones biogeografía de los peces del Pacífico suroriental. Estudios Oceanológicos 19:53-76

Petersson, E. & T Järvi. 2000. Both contest and scramble competition affect the growth performance of brown trout, *Salmo trutta*, parr of wild and of sea-ranched origins. Enviro. Biol. Fish., 59**:** 211-218

Pianka E.R. 1982. Ecología evolutiva. Segunda edición. Editorial Omega, Barcelona, España. 363 pp.

Ranta, E., V. Kaitala, J. Lindstrom & H. Linden. 1995. Synchrony in Population Dynamics. P. Roy. Soc. B.-Biol. Sci., 262: 113-118

Richards, J.L. & J.T. Schnute. 1986. An experimental and statistical approach to the question: is cpue an index of abundance? Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43(6): 1214-1227

Ricker, W.E. 1954. Stock and Recruitment. J.Fish. Res. Board Can., 11(5): 559-623

Royama, T. 1992. Analytical population dynamics. Chapman And Hall. London. 371pp.

Shelton, J.H., A.M. Ransom & D. Alistar. 2001. Is catch-per-unit-effort

proportional to abundance? Can. J. Fish. Aquat. Sci., 58: 1760-1772
Sibly, R.M., D. Barker, M.C. Denham, J. Hone & M. Pagel. 2005. On the Regulation of Populations of Mammals, Birds, Fish, and Insects. Science, 309: 607-610
Sigler, M.F. 2000. Abundance estimation and capture of sablefish (*Anaploma fimbria*) by longline gear. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1270–1283
Turchin P. 2003. Complex population dynamics: a theoretical/empirical synthesis. Monogr. Popul. Biol. *Princeton University Press*, Princeton, New Jersey, USA. 450pp
Wickens, P., D. Japp, P. Shelton, F. Kriel, P. Goosen, B. Rose, C. Augustyn, C. Bross, A. Penney & R. Krohn. 1992. Seals and fisheries in South Africa - Competition and conflict. S. Afr. J. Marine Sci., 12: 773-789
Ye, Y. & D. Dennis. 2009. How reliable are the abundance indices derived from commercial catch–effort standardization? Can. J. Fish. Aquat. Sci., 66: 1169-1178
Ylioja, T., H. Roininen, M.P. Ayres, M. Rousi & P.W. Price. 1999. Host-driven population dynamics in a herbivorous insect.Proc. Natl. Acad. Sci. USA 96:10735–10740

Offshore wind farms as FADs: a new methodological approach

Cristina González-Andrés*, Salud Deudero and Carmen Alomar

In the last decade, offshore wind farms (OWF) are among the leading candidates in the generation of renewable energy. The UK and Denmark are the countries with the highest number of turbines installed and operational, therefore, are the largest providers of offshore wind energy (the wind europan Association, 2011). Of the 53 wind farms operating in Europe in 2011 studies were performed in 18 wind farms. However there is a dearth of data about the interactions among offshore wind farms and marine biota. The effect "FAD" (fish aggregation device) is one of the effects of offshore windfarms on marine biota. Submerged part of the tower in the water column and the shadows cast by the blades of offshore wind mills act as large fish aggregation devices. At local level, this effect causes an alteration in the natural behavior of fish causing a redistribution of fish (Lindeboom 2011, Beman 2009). The main objective of this study was to develop an appropriate methodology for assessing aggregation effects and spatial distribution of fish species. As a result, a remote observation platform (ROP) was developed and proposes to address biological effects of OWF. The ROP is based on acoustic detection systems, visual detection systems and remote sensing systems integrated into a computer. From the computer they obtained echograms can be visualized detecting the presence of fish; moreover the camera provides the observation of species in real time. The ROP allows the study of fish behavior on ongoing basis and provides more realistic results. Thus, the ROP provides a methodology applicable under different scenarios to understand the behavior of the fish towards offshore wind farms and opens the possibility to create aggregations prediction models more adjusted to reality.

Instituto Español de Oceanografia. Centre Oceanogràfic de les Balears. Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, Spain.
**Email: cristina.gonzalez@ba.ieo.es*

Short term effect of selectivity change in a trawling fishery in the western Mediterranean

Mohamed Samy Kamal, Aitor Forcada, Jose Luis Sánchez Lizaso

Experimental studies have been conducted to assess the selectivity of square and diamond meshes in the codends, both in the Atlantic and the Mediterranean, using research vessels. However, very few studies have been able to verify their predictions with follow-up studies after a change in selectivity. We evaluate the consequences of inserting either a 40-mm square-mesh codend or a 50-mm diamond-mesh (instead of the traditionally 40-mm diamond-mesh codend) in commercial Spanish trawlers, comparing daily landings before and after the selectivity change.

This study was conducted from 2008 to 2011 in the trawl fishery of Alicante (southern-west Mediterranean Sea). To reduce variability and better understand the consequences of introducing the new meshes, the fishing activity was disaggregated into several métiers based on analysis of the species composition of the captures. For each métier were compared the landings of before and after the selectivity change in terms of quantity (yields) and economic profits for total catch and target species using ANOVA, and catch composition by means of PERMANOVA.

Four métiers were identified in the Alicante trawl fishery: european hake *Merluccius merluccius*, red mullet *Mullus* spp., red shrimp *Aristeus antennatus* and Norway lobster *Nephrops norvegicus*. In general, there were no significant differences in the catch or even in the economic revenue due to inserting the new mesh. However, the total catch of red shrimp métier and the catch of *Nephrops norvegicus* of the Norway lobster métier were significantly higher after the selectivity change. Regarding the catch composition, only the métier european hake showed slightly changes after the use of the new mesh, nevertheless this change was not statistically significant.

Taking into account these results, this study showed that the introduction of a 50 mm diamond or 40 mm square mesh codend in the trawl fishery of Alicante SW Mediterranean does not have a negative effect on short term as predicted by models, probably related with a higher performance of the new gear that may compensate the lower retention of smaller sizes.

Department of Marine Sciences and Applied Biology, University of Alicante. (mohamedsamy@ua.es)

Population dynamics and exploitation of four by-catch nekto-benthic species in the bottom trawl fishery of the Balearic Islands (western Mediterranean)

M. Teresa Farriols[a,b], Francesc Ordines[a], Beatriz Guijarro[a], Jordi Lleonart[c], Joan Moranta[d] and Enric Massutí[a]

The teleost fishes *Serranus cabrilla*, *Trachinus draco*, *Chelidonichthys lastoviza* and *Chelidonichthys cuculus are important by-catch species in the bottom trawl fishery developed along the continental shelf of the* Balearic Islands (Western Mediterranean). They constitute an important fraction of the mixed fish category commercialized as "Morralla", with annual landings averaging 110 tons in the last decade. The main biological parameters and a demographic analysis of these species are presented in this study. We have estimated the length-weight relationships, the growth parameters of the Von Bertalanffy equation, the spawning season, the length of first maturity, and the natural mortality of these species, as well as their bathymetric distribution and abundance. Samples and data used come from the monthly monitoring of the bottom trawl fishery (2008-2010) and the annual MEDITS survey in the study area (2001-2011), developed within the Data Collection Framework of the European Commission. Based on a steady state assumption, three years pseudo-cohorts (2008-2010) were created for each species by using catch data and fish length frequencies obtained by observers on board, and the annual official landings. Virtual Population Analysis (VPA) and Yield per Recruit models were carried out on these pseudo-cohorts using the estimated biological parameters in order to assess the exploitation level of the species. The state of the populations were also analyzed using fishery-independent indicators (based on MEDITS data) within the context of the Marine Strategy Framework Directive such as the range and pattern of distribution, the Conservation Status of Fish, and the evolution of abundance and biomass of the populations. Our results can contribute to the improvement of the biological knowledge of fish species poorly studied in the western Mediterranean and the assessment and management of the bottom trawl fishery in the area.

[a] *Instituto Español de Oceanografía, Centre Oceanogràfic de les Balears, Moll de Ponent s/n, 07015 Palma, Spain (mt.farriols@ba.ieo.es)*
[b] *Universitat de les Illes Balears, Departament de Biologia, Campus Universitari, 07071 Palma, Spain*
[c] *Institut de Ciències del Mar (CSIC), Passeig Marítim 37-49, 08003 Barcelona, Spain*
[d] *Instituto Español de Oceanografía, Centre Oceanogràfic de Balears, Estació d'Investigació Jaume Ferrer, P.O. Box 502, 07701 Maó, Spain*

Capturas accidentales de elasmobranquios en la pesca artesanal con trasmallo de las islas Canarias

José Carlos Mendoza[a], Carmelo Dorta[a], Alberto Brito[a] y José Carlos Hernández[a]

Las pesquerías artesanales o a pequeña escala representan aproximadamente una cuarta parte de las capturas de especies marinas a nivel mundial, contribuyendo aproximadamente a la mitad de los desembarques utilizados como alimento humano y dando empleo a un 90% de los pescadores de todo el mundo (FAO, 2003; McGoodwin, 1990). En las islas Canarias, el arte de pesca artesanal con redes de trasmallo tiene una larga tradición y una gran importancia socioeconómica. El arte del trasmallo está representado en algunas localidades del archipiélago, en las que se capturan una gran variedad de especies, entre las cuales, algunas presentan reconocidos problemas de gestión. La mayoría de estudios sobre la pesca accidental hacen referencia a artes de pesca como el arrastre o los palangres (Carbonell *et al*., 2003; Clarke *et al*., 2005; Coelho and Erzini, 2008; Megalofonou *et al*., 2005; Stobutzki *et al*., 2002). Escasos estudios son los que focalizan las capturas accidentales de los artes de trasmallo, y prácticamente se desconocen para el área suroeste de las aguas Europeas, como es el caso de Canarias. La pesca del *Mullus surmuletus,* como especie objetivo en el sureste de la isla de Tenerife, está asociada a la captura accidental de muchas otras especies de péces óseos y elasmobranquios. Además, la mayoría de elasmobranquios son grandes depredadores que se encuentran cerca o en lo más alto de las cadenas tróficas marinas, donde juegan un rol fundamental en las relaciones tróficas del ecosistema. Por todo ello, el presente estudio se centró en caracterizar la pesca del *M. surmuletus* con redes de trasmallo en el sureste de la isla de Tenerife, para evaluar los factores que influyen en la variabilidad de la especie objetivo y las capturas accidentales, con el fin de contribuir en la mejora de la gestión de la pesca artesanal y la reducción de la capturas accidentales (particularmente de los elasmobranquios).

Para ello, se realizaron 29 pescas experimentales durante 9 jornadas y 22 controles o muestreos de las descargas en los puestos de primera venta. Las pescas experimentales se llevaron a cabo por la misma embarcación, en diferentes localidades y con trasmallo de 50, 60 y 80 mm de luz de malla. Los controles de las descargas de diferentes embarcaciones se realizaron de forma aleatoria en los puestos de primera venta. Las especies desembarcadas en puerto se capturaron con redes de trasmallo de 50 o 60 mm de luz de malla. Se registró el número y peso de todos los individuos capturados, así como las tallas de la especie objetivo Los datos se analizaron mediante una ANOVA de dos vías con el programa estadístico PRIMER 6 & PERMANOVA+, tanto para las pescas experimentales como para los controles en el puesto de primera venta. Para las pescas experiementales, se trató de evaluar los efectos de los factores fijos luz de malla y caladero en las capturas del trasmallo (tanto para la especie objetivo como las capturas accidentales): abundancia especies, peso y capturas por unidad de esfuerzo (CPUE). Para el caso de los controles en los puestos de primera venta, se evaluó el efecto de la caladero y embarcación en la abundancia de capturas, peso y longitud de la especie objetivo y capturas accidentales. Además, se realizó un mismo análisis de la varianza que incluyó todas las capturas accidentales de esta pesquería artesanal.

Un total de 48 especies fueron identificadas (Tabla 1) donde *Mullus surmuletus, Pagellus acarne* y *Sparisoma cretense* fueron las capturas más frecuentes. La especie objetivo (*M. surmuletus*) representó el 41,86, 15,31 y 3,25 % del peso total para las redes de trasmallo experimentales con luces de malla de 50, 60 y 80 mm respectivamente (Fig 1). Las capturas accidentales estuvieron presentes con altos porcentajes, donde los elasmobranquios representaron el 67,84, 24,3 and 20,68% del peso total en los trasmallos con luces de malla de 80, 60 y 40 mm respectivamente. El análisis de la varianza de las pescas experimentales para la especie objetivo mostró una interacción significativa entre las diferentes luces de malla y la abundancia de las capturas, peso y CPUE (Tabla 2). En cambio, para las capturas accidentales de elasmobranquios no hubo diferencias significativas (Tabla 3). El ANOVA de los controles en el puesto de primera venta, para la especie objetivo, no mostró diferencias significativas para los factores embarcación y caladero (Tabla 4). Los resultados del análisis de todas las pescas accidentales de esta pesquería con trasmallo, mostró diferencias significativas entre la abundancia y las localidades de pesca (Tabla 5).

La selección de las tallas de la especie objetivo es mejor cuando incrementamos la luz de malla del arte, sin embargo hay una disminución de las capturas y la productividad disminuye gradualmente. Independientemente de la luz de malla utilizada, los elasmobranquios, además de otras especies, se capturan accidentalmente en todos los casos representando elevados

[a] *Biodiversidad, Ecología Marina, Conservación. Dpto. de Biología Animal (Ciencias Marinas). Facultad de Biología, Universidad de La Laguna. Tenerife, islas Canarias. (jcmendoza85@gmail.com)*

porcentajes de capturas totales. En conclusión, aunque las redes de trasmallo se consideran artes selectivas, no seleccionan bien las especies respecto a otras artes de su categoría como las redes de enmalle. Los resultados sugieren la aplicación de un enfoque preventivo que favorezca la explotación de las comunidades ícticas que implicaría, en todos los casos, una disminución gradual en el número de embarcaciones y un seguimiento exhaustivo de la pesquería. Estas medidas incluyen ensayos o experimentación de técnicas destinadas a reducir las capturas accidentales, tales como una reducción en el tiempo de pesca o el uso de trampas para la captura del *Mullus surmuletus* (Coelho *et al*, 2003;. Coelho y Erzini, 2008;. Bordalo-Machado *et al*, 2009).

Bibliografía

Bordalo-Machado, P. and I. Figueiredo. – 2009. The fishery for black scabbardfish (Aphanopus carbo Lowe, 1839) in the Portuguese continental slope. Rev. Fish Biol. Fish., 19: 49-67.

Carbonell, A., Alemany, F., Merella, P., Quetglas, A., Románc, E., 2003. The by-catch of sharks in the western Mediterranean (Balearic Islands) trawl fishery. Fish. Res. 6, 7–18.

Clarke, M.W., Borges, L., Officer, R.A., 2005. Comparisons of trawl and longline catches of deepwater elasmobranchs west and north of Ireland. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 35, 429–442.

Coelho, R., Erzini, K., Bentes, L., Correia, C., Lino, P.G., Monteiro, P., Ribeiro, J., Gonçalves, J.M.S., 2005. Semi-pelagic longline and trammel net elasmobranch catches in southern Portugal: catch composition, catch rates and discards. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 35, 531–537.

Coelho, R., Erzini, K., 2008. Effects of fishing methods on deep water shark species caught as by-catch off southern Portugal. Hydrobiologia 606, 187–193.

FAO, 2003. Strategies for Increasing the Sustainable Contribution of Small-scale Fisheries to Food Security and Poverty Alleviation. FAO, Rome, pp. 1–14.

McGoodwin, J.R., 1990. Crisis in the World's Fisheries: People, Problems and Policies. StanfordUniversity Press, Stanford, California, 235 pp.

Megalofonou, P., Yannopoulos, C., Damalas, D., De Metrio, G., Deflorio, M., de la Serna, J.M., Macias, D., 2005. Incidental catch and estimated discards of pelagic sharks from the swordfish and tuna fisheries in the Mediterranean Sea. Fish. Bull. 103, 620–634.

Stobutzki, I.C., Miller, M., Heales, D.S., Brewer, D.T., 2002. Sustainability of elasmobranch caught as bycatch in a tropical prawn (shrimp) trawl fishery. Fish. Bull. 100, 800–821.

Tabla 1. Capturas totales durante las pescas experimentales usando redes de trasmallo

Luz de malla	**Especie**			**Captura total**	
		número	**(%)**	**peso (g)**	**(%)**
50	*Abudefduf luridus*	3	0,63	216	0,37
50	*Aulostomus strigosus*	1	0,21	300	0,52
50	*Boops boops*	1	0,21	80	0,14
50	*Bothus podas*	3	0,63	180	0,31
50	*Chromis limbata*	11	2,34	549	0,94
50	*Diplodus vulgaris*	2	0,42	339	0,58
50	*Mullus surmuletus*	173	36,88	24.350	41,86
50	*Mustelus mustelus*	5	1,06	4.600	7,91
50	*Pagellus acarne*	78	16,63	6.320	10,87
50	*Pagellus erythrinus*	2	0,42	430	0,74
50	*Pagrus pagrus*	3	0,63	462	0,79
50	*Polymixia nobilis*	1	0,21	80	0,14
50	*Pomadasys incisus*	4	0,85	350	0,6
50	*Promethichthys prometheus*	1	0,21	300	0,52
50	*Pseudocaranx dentex*	2	0,42	2.200	3,78
50	*Sarpa salpa*	1	0,21	150	0,26
50	*Scorpaena canariensis*	1	0,21	34	0,06
50	*Scorpaena notata*	3	0,63	189	0,32

50	*Sepia officinalis*	4	0,85	842	1,45
50	*Serranus atricauda*	2	0,42	240	0,41
50	*Sparisoma cretense*	9	1,91	2.300	3,95
50	*Spondyliosoma cantharus*	1	0,21	150	0,26
50	*Squatina squatina*	1	0,21	10.830	18,62
50	*Stephanolepis hispidus*	3	0,63	266	0,46
50	*Synapturichthys kleini*	1	0,21	200	0,34
50	*Synodus saurus*	3	0,63	707	1,22
50	*Synodus synodus*	2	0,42	300	0,52
50	*Taeniura grabata*	1	0,21	1.200	2,06
60	*Bodianus scrofa*	1	0,21	250	0,98
60	*Boops boops*	7	1,49	578	2,27
60	*Bothus podas*	5	1,06	206	0,81
60	*Chelidonichthys l. lastoviza*	1	0,21	100	0,39
60	*Chromis limbata*	4	0,85	157	0,62
60	*Diplodus puntazzo*	1	0,21	104	0,41
60	*Diplodus sargus cadenati*	1	0,21	78	0,31
60	*Diplodus vulgaris*	3	0,63	581	2,28
60	*Lithognathus mormyrus*	1	0,21	200	0,78
60	*Mullus surmuletus*	22	4,69	3.907	15,31
60	*Mustelus mustelus*	4	0,85	6.200	24,3
60	*Pagellus acarne*	12	2,55	886	3,47
60	*Pagellus erythrinus*	5	1,06	1.459	5,72
60	*Pagrus auriga*	1	0,21	198	0,78
60	*Pagrus pagrus*	1	0,21	239	0,94
60	*Promethichthys prometheus*	2	0,42	400	1,57
60	*Pseudocaranx dentex*	1	0,21	90	0,35
60	*Sarpa salpa*	6	1,27	2.500	9,8
60	*Scorpaena canariensis*	2	0,42	331	1,3
60	*Scorpaena maderensis*	5	1,06	166	0,65
60	*Sepia officinalis*	5	1,06	954	3,74
60	*Sparisoma cretense*	10	2,13	2.700	10,58
60	*Sphyraena viridensis*	2	0,42	690	2,7
60	*Spondyliosoma cantharus*	2	0,42	202	0,79
60	*Stephanolepis hispidus*	3	0,63	222	0,87
60	*Synodus saurus*	4	0,85	1.339	5,25
60	*Synodus synodus*	1	0,21	179	0,7
60	*Trachinus radiatus*	3	0,63	599	2,35
80	*Balistes carolinensis*	2	0,42	1.100	4,47
80	*Boops boops*	9	1,91	800	3,25
80	*Bothus podas*	1	0,21	83	0,34
80	*Dasyatis pastinaca*	1	0,21	1.300	5,29
80	*Mullus surmuletus*	4	0,85	800	3,25
80	*Pagellus erythrinus*	1	0,21	100	0,41
80	*Sarpa salpa*	1	0,21	233	0,94
80	*Scorpaena scrofa*	1	0,21	1.600	0,95
80	*Sparisoma cretense*	3	0,63	273	6,51
80	*Squatina squatina*	1	0,21	10.000	40,67
80	*Synodus saurus*	4	0,85	1.700	6,91
80	Taeniura grabata	1	0,21	1.200	4,88
80	Torpedo marmorata	3	0,63	5.400	21,96

Tabla 2. Análisis de la varianza para la abundancia, peso y CPUE del *Mullus surmuletus* durante las pescas experimentales; m= malla; ca= caladero; Grupo 1 = 50 mm, grupo 2 = 60 mm, grupo 3 = 80 mm.

A. Abundancia	df	MS	Pseudo-F	P (perm)
m	2	821,22	5,8617	0,024
ca	2	73,07	0,52156	0,606
mxca	4	61,848	0,44146	0,7534
Res	18	140,1		
Total	26			
B. Peso				
m	2	1,4261E7	5,5768	0,0268
ca	2	1,1805E6	0,46163	0,6298
mxca	4	9,1385E5	0,35736	0,8216
Res	18	2,5572E6		
Total	26			
C.CPUE				
m	2	3,8337E6	6,0385	0,0266
ca	2	2,5034E5	0,39432	0,6662
mxca	4	2,3834E5	0,37541	0,8098
Res	18	6,3488E5		
Total	26			

Pairwise malla		
A. Abundancia		
Grupos	**t**	**P (perm)**
1, 2	2,3045	0,0424
1, 3	2,5334	0,0308
2, 3	2,3518	0,0378
B. Peso		
1, 2	2,2209	0,0544
1, 3	2,4966	0,0332
2, 3	2,2267	0,0416
C. CPUE		
1, 2	2,426	0,0362
1, 3	2,4966	0,0342
2, 3	0,83952	0,4258

Tabla 3. Análisis de la varianza para la abundancia, peso y CPUE de los elasmobranquios capturados durante las pescas experimentales. No hubo diferencias significativas en ningún caso ($p<0,05$)

A. Abundancia	df	MS	Pseudo-F	P (perm)
m	2	0,10278	4,195E-2	0,9648
ca	2	2,8426	1,1602	0,2871
mxca	4	0,10926	4,4596E-2	0,994
Res	18	2,45		
Total	26			
B. Peso				
m	2	5,4201E6	0,51737	0,5997
ca	2	8,293E6	0,7916	0,4735
mxca	4	1,2934E7	1,2346	0,3161
Res	18	1,0476E7		
Total	26			
C.CPUE				
m	2	40340	4,2562E-2	0,9642
ca	2	1,4447E6	1,5242	0,2306
mxca	4	53787	5,6749E-2	0,9938
Res	18	9,4781E5		
Total	26			

Tabla 4. Análisis de la varianza para la abundancia, peso y tamaño del *Mullus surmuletus* en las capturas totales con trasmallos de 50-60 mm (descargas en el puesto de primera venta) en función de la embarcación y el caladero.

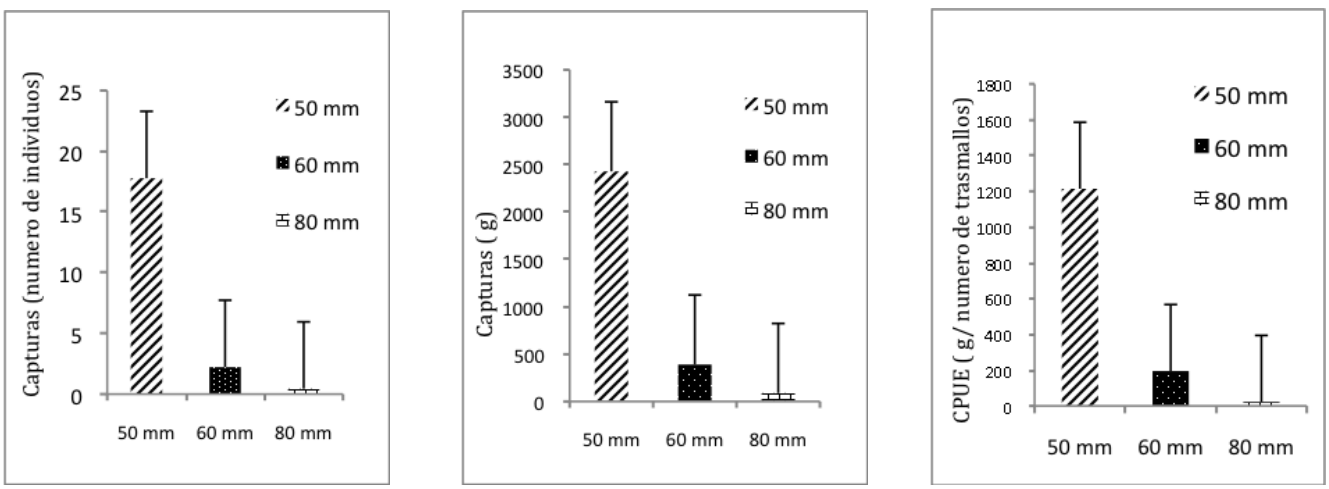
A. Abundancia	df	MS	Pseudo-F	P (perm)
b	3	4269,8	3,3815	0,065
ca	2	3546,5	2,8087	0,1014
bxca**	4	1158,8	0,9177	0,4764
Res	11	1262,7		
Total	20			
B. Weight				
b	3	6,7884E7	2,7814	0,1006
ca	2	8,2594E7	3,3841	0,074
bxca**	4	2,887E7	1,1829	0,3788
Res	11	2,4406E7		
Total	20			
C. Size				
b	3	0,43618	1,5748	0,2526
ca	2	0,77172	2,7863	0,099
bxca**	4	0,40037	1,4455	0,28
Res	11	0,27697		
Total	20			

Tabla 5. Análisis de la varianza para la abundancia, peso y CPUE de las capturas accidentales totales, dependiendo de la embarcación y del caladero.

A. Abundancia	df	MS	Pseudo-F	P (perm)
b	4	982,17	1,9427	0,256
ca	2	3503	4,6903	0,046
bxca**	5	491,49	0,65806	0,6234
Res	14	746,87		
Total	25			
B. Weight				
b	4	1,834E7	0,92336	0,5344
ca	2	5,0538E6	0,21955	0,8108
bxca**	5	1,9679E7	0,85488	0,5376
Res	14	2,3019E7		
Total	25			
C. Size				
b	4	8,7001E6	2,9588	0,1244
ca	2	2,2896E6	1,0216	0,3764
bxca**	5	2,9812E6	1,3301	0,3042
Res	14	2,2412E6		
Total	25			

Pairwise malla		
A. Abundancia		
Grupos	**t**	**P (perm)**
1, 2	2,9538	0,015
1, 3	5,411	0,0004
2, 3	0,84203	0,4322

Figura 1. Frecuencia de capturas de *Mullus surmuletus* para las 3 luces de malla de las pescas experimentales.



Deep-sea Chondrichthyes caught in an experimental fishing survey off the Canary Islands (NE Atlantic Ocean)

Mafalda Freitas[a], Ana Luísa Costa[a], João Delgado[b], S. Jiménez[c], J. A. González[c], Viriato Timóteo[b]

There is a long tradition in the deep-sea fishery of the bathypelagic black scabbard-fish, *Aphanopus carbo* and *A. intermedius*, in Portugal mainland and in the Archipelago of Madeira. In Madeira, this fishery is performed with drifting longlines, set between 800 and 1200 m of depth, on the slopes of the islands of the archipelago and nearby seamounts. This is one of the oldest known fisheries in the world targeting a deepwater resource.

In March 2009 an experimental survey to obtain indications about the abundance of black scabbard-fish and to access the by-catch of this type of fishery was carried out inside the Canary Island ZEE, in the framework of a fisheries agreement between Macaronesian archipelagos (Madeira, Azores and the Canaries).

Eleven species of Chondrichthyes were identified, belonging to 5 families: Pseudotriakidae, Centrophoridae, Etmopteridae, Somniosidae and Chimaeridae. For some of the species caught and due to its rarity, data regarding depth of occurrence, sexual matury and morphometry are given.

Several voucher specimens from all species caught were deposited as reference collections in the Natural History Museum of Funchal (MMF).

[a] *Estação de Biologia Marinha do Funchal/Museu Municipal do Funchal (História Natural), Cais do Carvão, Gorgulho, 9000-107 Funchal, Madeira, Portugal.* mafalda.freitas@cm-funchal.pt
[b] *Direcção de Serviços de Investigação das Pescas*
[c] *Departamento de Biología Pesquera, Instituto Canario de Ciencias Marinas.*

Ciclo vital, ecología y pesquería de dos especies simpátricas de calamar en el Mediterráneo Occidental

Iraia Uranga, Maria Valls, Antoni Quetglas

Los cefalópodos juegan un papel clave en los ecosistemas marinos, lo que se refleja por su importancia tanto en las redes tróficas como en el volúmen de desembarcos pesqueros mundiales (Piatkowski *et al*. 2001; FAO 2010). En el Mediterráneo coexisten dos especies de calamar simpátricas (Futuyma 2009), esto es, que conviven en la misma área geográfica y ocupan nichos ecológicos idénticos o similares: *Loligo vulgaris* Lamarck, 1798 y *L. forbesi* Steenstrup, 1856. Externamente estas dos especies son prácticamente idénticas y habitan exclusivamente a lo largo de la plataforma continental (Jereb and Roper 2010). Ambas especies tienen una elevada importancia comercial en el Mediterráneo, constituyendo un importante recurso pesquero, tanto de la flota de arrastre como artesanal (Jereb and Roper 2010).

El objetivo principal de este trabajo es analizar diferentes aspectos del ciclo vital, ecología y pesquería de estas dos especies simpátricas que nos permitan determinar las estrategias ecológicas que siguen cada una de ellas para evitar o minimizar la competencia interespecífica. Para ello se han analizado los siguientes aspectos: 1) biología (estructura poblacional, relaciones morfométricas, época de reproducción); 2) ecología (distribución batimétrica y espacial, variaciones intra e interanuales de abundancia y/o biomasa, relación de la abundancia y/o biomasa con parámetros ambientales); y 3) pesquería (series históricas de desembarco de las flotas de arrastre y artesanal). Además, actualmente se está analizando la dieta de ambas especies a partir de contenidos estomacales para determinar su grado de competencia y solapamiento (Valls *et al*., en preparación) que constituirá un trabajo complementario al que ahora se presenta.

El área de estudio del presente trabajo han sido las aguas del Mar Balear y los datos y muestras analizadas de ambas especies pertenecen a diferentes fuentes: 1) muestreos biológicos a partir de individuos procedentes de la flota comercial (2009-2010) y campañas científicas (2007-2010); 2) datos y muestras obtenidas en campañas científicas de arrastre de fondo a bordo de buques oceanográficos desarrolladas desde 2003 a 2011; y 3) estadísticas de desembarcos oficiales de la serie temporal 2000-2011 proporcionadas por las cofradías de pescadores. En el caso de los muestreos biológicos, se analizaron un total de 2818 individuos (1925 *L. vulgaris*, 893 *L. forbesi*), mientras que el número de estaciones de muestreo en campañas científicas ascendió a 499.

Los resultados mostraron que, si bien en el caso de *L. forbesi* no existen diferencias entre la estructura poblacional de machos y hembras, en *L. vulgaris* la talla modal de las hembras (19-20 cm ML) es claramente superior a la de los machos (12-15 cm ML). A pesar de esto, las tallas máximas de los machos son marcadamente superiores a la de las hembras en ambas especies. Morfológicamente se observa que a partir de los 20-25 cm ML, *L. forbesi* tiene, para las mismas tallas, pesos superiores a *L. vulgaris*. La talla de primera madurez difiere claramente entre sexos en *L. vulgaris* (18 y 9 cm ML para hembras y machos, respectivamente) pero no así en *L. forbesi* (20 y 18 cm ML, respectivamente). Aunque se observan individuos maduros a lo largo de todo el año, los índices reproductivos de *L. vulgaris* indican que existen dos picos principales de maduración en Febrero-Marzo y Septiembre-Octubre. En *L. forbesi* la reproducción tiene lugar exclusivamente entre Julio y Diciembre. Las dos especies muestran una clara segregación batimétrica, ya que *L. vulgaris* se encuentra básicamente por debajo de los 100 m mientras que *L. forbesi* habita preferentemente entre los 200 y 400 m. Las hembras maduras de *L. vulgaris* se encuentran principalmente entre 65-75 m, por lo que la puesta tendría lugar a esas profundidades. En el caso de *L. forbesi*, las hembras <10 cm ML se hallan sobre los 150 m, pero a partir de dicha talla se observa una migración ontogénica hacia aguas más profundas y las hembras maduras aparecen sobre todo entre 285 y 365 m. El análisis de los datos de desembarcos muestran patrones interanuales diferentes para cada especie, con máximos entre Mayo y Agosto para *L. vulgaris* y entre Octubre y Diciembre para *L. forbesi*. En el primer caso, el máximo de capturas coincide con el mínimo de madurez sexual, indicando que la capturabilidad de *L. vulgaris* aumenta fuera de la época de reproducción. En el caso de *L. forbesi* se observa el patrón inverso, aumentando la capturabilidad durante la reproducción.

Finalmente, los resultados del presente estudio se discuten en el marco de la teoría ecológica intentando descifrar si ambas especies siguen estrategias ecológicas divergentes y las implicaciones que dichas estrategias podrían suponer de cara a minimizar la competencia interespecífica y permitir la coexistencia de estas dos especies simpátricas en el Mar Mediterráneo.

Instituto Español de Oceanografía, Centre Oceanogràfic de les Balears, Moll de Ponent, s/n, Apdo. 291, 07015 Palma, Spain.

Bibliografía

FAO (2010). The state of world fisheries and aquaculture. FAO, Rome, 197 pp.

Futuyma D.J. (2009). Evolution (2ª edición). Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, 633 pp.

Jereb P. & Roper C.F.E. (2010). Cephalopods of the world. An annotated and illustrated catalogue of species known to date. Myopsid and Oegopsid squids. FAO Species Catalogue for Fishery Purposes, Nº 4, Vol. 2, Rome, 605 pp.

Piatkowski U., Pierce G.J., da Cunha M.M. (2001). Impact of cephalopods in the food chain and their interaction with the environment: preface. Fisheries Research 52: 1-1.

Estudio del descarte de la pesca de arrastre: Una aproximación a la supervivencia de invertebrados bentónicos marinos

Alfredo García-de-Vinuesa[a], Elia Vallejo[a], Pilar Sánchez[a], Montserrat Demestre[a]

Actualmente la pesca es uno de los mayores problemas para la conservación de los ecosistemas marinos. La pesca de arrastre en particular, es uno de los métodos de pesca menos selectivo que conlleva la destrucción de hábitats y comunidades bentónicas (Sommer, 2005). Debido a esta baja selectividad, gran parte de la captura que se realiza con este arte de pesca es descartada, produciéndose en el caso de algunas especies, un alto nivel de mortalidad (Broadhurst *et al*., 2008). Este descarte está compuesto en gran medida por invertebrados bentónicos, que se estiman en más de 5900 especies (Boudouresque, 2004, Bianchi, 2007), lo que representa un fuerte impacto sobre la riqueza y diversidad biológica de los ecosistemas bentónicos del Mediterráneo.

Este trabajo es un estudio centrado en el descarte de la pesca de arrastre profundizando en la investigación de la supervivencia que los invertebrados bentónicos del descarte tienen al ser devueltos al mar y analizando paralelamente los posibles factores causantes de su mortalidad.

El estudio se llevó a cabo en 2 fases: una fase de muestreo y recolección de individuos y una fase experimental en acuarios.

El muestreo se realizo a bordo de dos barcas de arrastre que pescan en la plataforma continental adyacente a Palamós. Se realizaron 8 salidas, 2 por cada estación del año, y en dos rangos distintos de profundidad: entre 50 y 200 metros y entre 200 y 400 metros, teniendo como especies objetivo merluza, rape y salmonete el primer rango y cigala el segundo.

A bordo se efectuó un muestreo para la caracterización de la pesca comercial y del descarte, enfatizando en los invertebrados. Los datos obtenidos se estandarizaron al total de la captura. Asimismo, se seleccionaron distintos invertebrados para la fase experimental, la cual se realizó en acuarios de la Zona de Acuarios Experimental (ZAE) del Instituto de Ciencias del Mar (ICM-CSIC) de Barcelona. Los organismos se mantuvieron en condiciones ambientales de temperatura y salinidad controladas durante 2 meses realizándose distintos experimentos para el estudio de su supervivencia.

El descarte procedente del rango de profundidad 50-200m, presenta mayor diversidad general y de invertebrados en particular, que el rango más profundo. Dicho descarte representa un 35% de la captura total, siendo un 50% invertebrados. Los más representativos en peso son *Diazona violácea*, la cual tiene una importante presencia en el descarte procedente de fondos blandos del Mediterráneo Noroccidental (Ordines *et al*., 2007), seguida por *Alcyonium palmatum* y *Antedon sp*. Además se realiza descarte de la especie comercial *Merluccius merluccius*, fundamentalmente debido a su pequeño tamaño de entre 6 y 13cm. Una importante parte de la captura que se realiza de esta especie comercial en el oeste del mediterráneo se compone de individuos inmaduros (Sanchez *et al*., 2007), lo que supone un grave problema para su explotación sostenible.

El descarte perteneciente al rango de profundidad 200-400m representa el 30% de la captura total, del cual un 10% son invertebrados, como *Monodaeus couchii* o *Astropecten irregularis*. Es de destacar la acusada presencia de *Scyliorhinus canicula* en dicho descarte con porcentajes del 70%. Esta especie está considerada como especie de preocupación menor en cuanto a su estado de conservación en el Mediterráneo (Cavanagh., *et al* 2007).

Se han realizado algunos experimentos de adaptación y supervivencia de invertebrados bentónicos de la pesca de arrastre, con una duración de 7 días y registraron una supervivencia del 70% (Wassenberg *et al*., 1998). En nuestro experimento se ha observado que la mortalidad más acusada en los animales estudiados en los acuarios se da en las primeras tres semanas del experimento: un 60% mueren a causa del impacto sufrido durante la pesca. Solo entre un 10% y un 20% de los animales que sobreviven a estos 21 primeros días, mueren en las siguientes 5 semanas.

La depredación de animales procedentes del descarte por gaviotas, mamíferos marinos y peces, es un importante factor de mortalidad (Broadhurst., *et al* 2006). En el presente estudio se ha observado que especies como *Lunatia fusca, Phallusia mamillata* o *Dardanus arrosor* tienen velocidades de descenso en la columna de agua por encima de 0,2 m/s lo que presupone un menor riesgo potencial de ser depredados que otras especies como *Macropodia longipes, Diazona violácea* o *Pteroide spinosum* cuyas velocidades no sobrepasan el 0,1m/s.

En el rango de profundidad 50-200m se produce un mayor descarte de invertebrados que en el rango más profundo, lo que implica una mayor mortalidad de los organismos que se encuentran en estos hábitats, siendo este un problema añadido para la conservación de estos ecosistemas bentónicos y su compatibilización con una explotación sostenible de los mismos.

Este estudio forma parte del proyecto VIBAM (Programa de Recerca i Conservació, Zoo de Barcelona).

[a] *Instituto de Ciencias del Mar(ICM-CSIC), Passeig marítim de la Barceloneta, 37/49. 08003 Barcelona, España; (agvinuesa@icm.csic.es)*

Revisión de la legislación de las Islas Canarias en materia marisquera

Rubén Ramírez Cañada[a]

El marisqueo a pie ─ recolección de moluscos, crustáceos y equinodermos durante la bajamar ─ se lleva realizando en Canarias desde antes de la llegada de los colonizadores españoles en el siglo XV, el cual ha quedado patente en los múltiples concheros que existen repartidos por todo el Archipiélago (p. ej. Velasco 1998; Batista 2001). Inicialmente, el marisqueo era una actividad familiar y el marisco recolectado suponía un suplemento proteínico en la dieta, la cual estaba compuesta mayoritariamente por productos precedentes de la tierra (Cabrera 1995; Velasco 1998). Hoy en día, éste se sigue practicando en todas las Islas, tanto de manera recreativa (para consumo propio) como profesional (para obtener un beneficio económico). Se recolectan hasta una quincena de especies, las cuales se encuentran en estado de sobrexplotación (González 2008). De hecho, la cantidad de marisco en las costas canarias parece que ha descendido drásticamente a raíz del boom demográfico y turístico de la década de los 60 (Batista 2001). Más aún, la actividad marisquera puede, incluso, haber aumentado notablemente en los últimos años debido a la crisis económica, la cual ha paralizado algunos sectores de trabajo de enorme importancia en las Islas (p. ej. la construcción). Muchas personas en situación de desempleo encuentran en la pesca y el marisqueo ilegal una alternativa rápida y, en ocasiones, única de obtener ingresos económicos. En este sentido, la explotación no regulada y poco selectiva de los recursos marisqueros, que se ha venido realizando en Canarias desde la antigüedad, ha mermado las poblaciones de diversas especies que, en casos extremos, han llegado al borde de la extinción. El ejemplo más claro lo constituye la lapa majorera (*Patella candei candei*), la cual ha desaparecido de varias islas del Archipiélago, excepto de Fuerteventura, por lo que se encuentra dentro del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Nuñez 2003) como especie en peligro de extinción. Esta situación ha puesto de manifiesto la necesidad de adoptar medidas de regulación, no solo, de la actividad marisquera, sino también de la pesquera, que garanticen tanto la supervivencia como la correcta explotación de las especies recolectadas. Por todo esto, el gobierno de regional aprobó en el año 2003 la Ley de Pesca de Canarias (Ley 17 / 2003, de 10 de abril, de Pesca de Canarias), donde se establecen las bases para una adecuada explotación y gestión de los recursos marinos vivos, compatibilizando la actividad extractiva con el mantenimiento y conservación del ecosistema marino de las Islas. Posteriormente, se han aprobado otras órdenes y decretos en los que se regulan o fijan características concretas de la actividad marisquera, principalmente sobre la recolección de lapas (*Patella spp.*). A pesar de toda la legislación aprobada existen deficiencias y aspectos de la misma que la hacen, por ahora, de una herramienta poco efectiva para cumplir su cometido. Por tanto, el principal objetivo de este trabajo fue revisar todos aquellos temas (p. ej. talla mínima de captura, zonas de recolección, etc.) que, por ejemplo, mostraban problemas para su correcta aplicación o no parecen concordar con los datos y/o medidas propuestas en los trabajos científico-técnico realizados previamente.

Se recopiló y revisó toda la legislación existente en materia marisquera, así como todos los trabajos científico-técnicos, artículos, libros, etc. disponibles con el fin de obtener los resultados más globales y reales posibles.

A modo de resumen, entre los resultados obtenidos destacan aquellos que resultan de la aplicación de el/los apartado/s referido/s al litoral donde se debe realizar la actividad marisquera. Por ejemplo, el apartado (d) de la última orden aprobada en materia marisquera (ORDEN de 18 de mayo de 2011) estable que el marisqueo a pie no se puede realizar en el siguiente supuesto: *"Cuando exista algún tipo de descarga o vertido de aguas residuales o depuradas, de procedencia urbana, industrial, agrícola, etc., u objetos metálicos o de cualquier otra naturaleza susceptible de producir algún tipo de efecto contaminante sobre el medio marino, dentro de área de un radio no inferior a tres millas náuticas, contadas desde los extremos de la zona del litoral donde se pretenda realizar el marisqueo"*. Teniendo en cuenta dicho enunciado y considerando únicamente los emisarios de aguas residuales urbanas e industriales presentes en Canarias (http://visor.grafcan.es/visorweb/), se ha obtenido un mapa (Fig. 1) para todo el Archipiélago en donde se muestra que zonas son aptas y cuales no para la realización del marisqueo. De manera particular, resaltan las islas de Tenerife y Gran Canaria, en donde no se podría mariscar, respectivamente, en más de un 90 % y un 75 % de sus litorales. A pesar de este resultado, que resulta de la aplicación de la normativa vigente, la actividad marisquera se lleva a cabo en todo el litoral de dichas islas.

Como conclusión, es importante indicar que la legislación de las Islas Canarias en materia marisquera necesita una revisión que actualice y mejore determinados aspectos que la hagan más efectiva a la hora de su aplicación.

[a] *Centro de Investigación en Biodiversidad y Gestión Ambiental, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (mailrubenramirez@yahoo.es)*

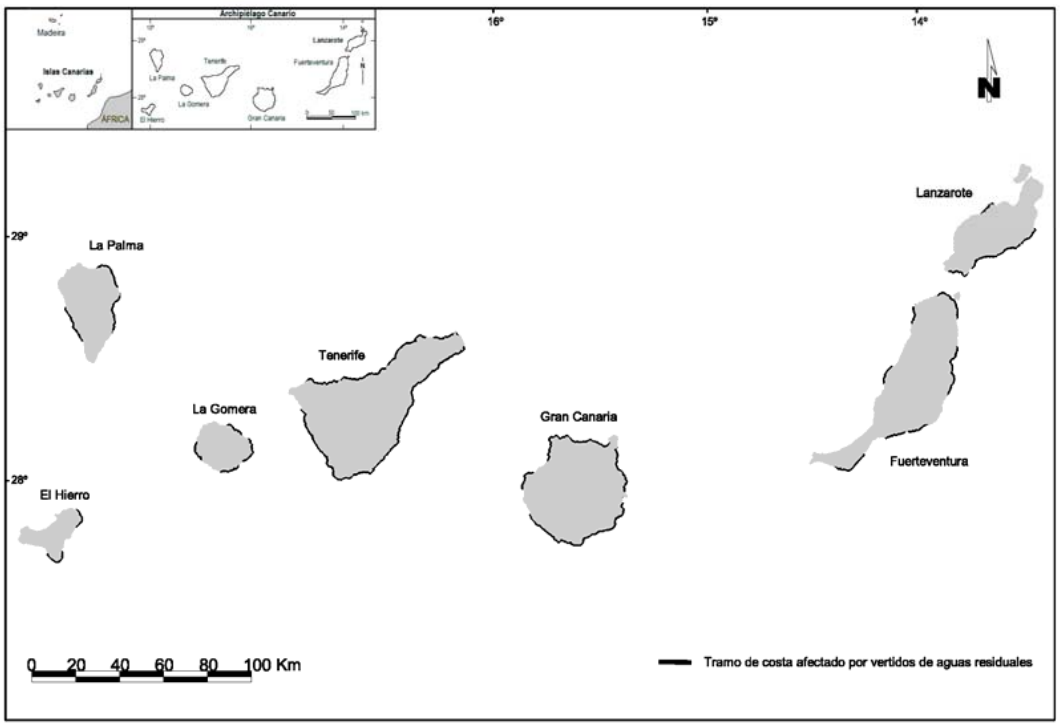


Figura 1. Mapa del Archipiélago Canario en el cual se indica que tramo de costa está afectado por vertidos de aguas residuales urbanas e industriales (se consideró un radio de 3 millas naúticas a partir de cada emisario según lo indicado en la legislación marisquera vigente).

Bibliografía

Cabrera G. 1995. Del mito del dominio masculino o del matriarcado encubierto: las transformaciones de la familia y su influencia en un contexto insular canario (isla de La Graciosa). VI Jornadas de Estudios sobre Lanzarote y Fuerteventura. Arrecife: Cabildo Insular de Lanzarote y Cabildo Insular de Fuerteventura, 651-656 pp.

Velasco J. 1998. Economía y dieta de las poblaciones prehistóricas de Gran Canaria. Complutum 9: 137-159.

Batista C. 2001. El marisqueo en la prehistoria de Gran Canaria. Vector plus 18: 67-76. 2001.

Nuñez J., Brito M. C., Riera R., Docoito J. R., Monterroso, O. 2003. Distribución actual de las poblaciones de *Patella candei* D'Orbigny, 1840 (Mollusca, Gastropoda) en las Islas Canarias. Una especie en peligro de extinción. Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 19: 371-377.

González J.A. (editor) 2008. Memoria científico-técnica final sobre el Estado de los Recursos Pesqueros de Canarias (REPESCAN). Instituto Canario de Ciencias Marinas, Agencia Canaria de Investigación, Innovación y Sociedad de la Información, Gobierno de Canarias. Telde (Las Palmas): 210 pp.

Performance of a NW mediterranean bottom trawl fleet as a tool for management

Paloma Martín[a], Alba Muntadas[a], Pilar Sánchez[a], Silvia de Juan[a,b], Montserrat Demestre[a]

The relationship between daily landings and income, by species and vessel, and vessel position was analyzed so as to explore its potential as a tool for fleet management. The case study was a bottom trawl fleet based in the fishing port of Roses (northern Catalan coast), that operates in the northwestern Mediterranean. This fleet was made up of 22 trawlers in 2009.

Based on 2009 daily landings (catch and income by species) by vessel, cluster analysis was used to obtain homogeneous groups of trawlers at the annual scale. No prior assumptions of the fishery were made, avoiding the inherent subjectivity of qualitative analysis. Firstly, the specific composition of the catch (weight and income) was transformed into landings profile (relative species composition) and data were log-transformed. Cluster analysis was applied to the log-transformed landings profile matrices using Ward's minimum variance clustering algorithm and Euclidean distance. Species with annual landings <100 kg and annual income from the sales at the auction <600 euros were excluded. The number of species retained for the analyses based on landings and on income was 71 and 70 respectively. Factor analysis was further applied to explore the structure in the relationship between vessels. Communalities were estimated as multiple R-square and only factors with eigenvalues >1 were retained. The varimax rotation was applied to the factor solution. Finally, daily position records of the vessels from VMS (Vessel Monitoring System) were available, making it possible to link catches with the actual position where they were fished. Only information from vessels with fishing activity (< 4 knots) was taken into account.

Cluster analysis identified a number of groups which, according to the landings profiles by vessel, for both landings and income by species, corresponded to groups of vessels with different fishing strategy. Factor analysis results coincided with the clustering retaining the same groups of vessels. Four main groups were differentiated: those that operated mainly close to the coast; those with *Aristeus antennatus* as target, thus, operating in the submarine canyons; vessels with *Nephrops norvegicus* as main target; and vessels with an opportunistic strategy.

VMS data showed the overall dynamics of the fleet in 2009. VMS data allowed knowing with high precision the fishing grounds where each trawler operated and the seasonal changes, if any, whilst the daily landings by species made it possible to know which were the target species fished in that position. Therefore, the areas where the main fishing targets concentrate, as well as their seasonal displacement and abundance, can be known with high precision for the whole area where the fleet operates. This information is essential for the definition of strategies for the management of the fleet, which in turn will depend on the abundance and distribution of the fishing resources. It is proposed that this combined information of vessel positions and landings, at the daily scale, has the potential to be used as a tool for fleet management, for instance, by providing options for the best choice as for where and when spatial and temporal closures could be implemented. Furthermore, from the daily landings by species, the outliers can be straightforward detected, allowing another potential use for the control of the fleet regarding the traditional Mediterranean management, e.g. by limiting fishing hours per day, or minimum depth, even in the control of limits of the marine protected areas.

The study was carried out in the framework of the COMSOM project (CTM2008-04617).

[a] *Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC) Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona, Spain (paloma@icm.csic.es)*
[b] *Present address: National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA), PO Box 11-115, Hamilton, New Zealand*

Virgin biomass, fishing potential and valorisation of *Plesionika edwardsii* (Crustacea: Decapoda: Caridea: Pandalidae) in the Cape Verde Islands - Preliminary results

J.A. González[a,b], O. Tariche[c], N. Almeida[d], C. Monteiro[c], S. Jiménez[a], A. Martins[c], J.I. Santana[a] y J.G. Pajuelo[a,d]

These studies are part of the PROACTIVA 1-2 (2009-2012) and MARPROF-CV projects (2010-2013), in the framework of the Canary Islands Government and UE PCT MAC 2007-2013 programmes respectively. Research has mainly focused on the stock assessment of the striped soldier shrimp, *Plesionika edwardsii* (Brandt, 1851), because it has shown moderate to high levels of fishing yield and abundances compatible with the development of a new sustainable fishery in the Cape Verde Islands (González & Tariche, eds., 2009). Several actions have been done in order to implement an ecosystem approach. Other aims have prosecuted to contribute to the professional training through technology transfer actions, and to promote and disseminate new fish products through public presentations and valorisation gastronomic events reinforced with an informative exhibition.

Cruises took place onboard the R/V "Profesor Ignacio Lozano". Of the four cruises scheduled, three 15-day cruises have been conducted to date: Camarão-0 (around São Vicente and Santa Luzia islands, April 2010) within the PROACTIVA 1 project, Camarão-1 (Santiago island, November 2011) and Camarão-2 (Boa Vista island, Mars 2012) within the MARPROF-CV project. A standardized fishing gear was used, so-called multiple semifloating shrimp traps (MSFST), each fishing line with 40-65 traps operating around 2.4 m above the seafloor (González *et al*. 1992). The most abundant, coastal pelagic fish in the Cape Verde waters, the so-called "cavala preta" *Decapterus macarellus* (Cuvier, 1833) (Carangidae), was used as unique bait of the traps.

An echo-sounding bathymetric survey was done followed by a prospection around the mentioned islands, and finally a depletion model approach was applied. Temperature and salinity profiles have been obtained by the use of CTD during fishing operations and these data were further related with the relative abundance indices of the target species.

Initial biomass was estimated from depletion experiments at different target species' abundance stations by applying the Leslie & Davis (1939) method, adapted and modified by Ricker (1975). Density by area was calculated assuming two different areas of attraction of the fishing gear. Each trap was attached to the main bottom line every 15 m (González *et al*. 1992), and the maximum attraction of this bait was established to be 100 or 150 m, according to the experience gained from the local fishery for lobsters. Each fishing operation was classified according to its yield (CPUE in g/trap/night). The potential fishing planar area was estimated between the isobathymetric lines between 90 and 220 m. Total biomasses (Bt) were calculated from areas (km^2) and mean minimum/maximum densities (kg/km^2).

Maximum sustainable yield (MSY) was estimated from Bt using the Beddington and Cooke (1983) model by entering natural mortality (0.6), growth rate (0.53 $year^{-1}$) and recruitment age (1.32 year) parameters for the target species published for the Canary Islands (Santana *et al*. 1997, Quiles, 2005). These parameters estimate an exploitation rate (β) of 0.262. Based on a quarterly work strategy, the life cycle of this target species in the Cape Verdes is being studied in order to check the stock estimations.

The MSY estimated to date were 30.5 tons/year for the stock of São Vicente, Santa Luzia, Ilheus and São Nicolau islands, 10 tons/year for the stock of Santiago island, and 139 tons/year for the stock of Boa Vista and Maio islands. In a near future, the stock of the Sal island will be equally assessed, meanwhile the small stocks of Santo Antão, Fogo and Brava islands will be estimated by interpolation. More than 200 tons per year is expected to be the total MSY for the striped soldier shrimp around the islands of the Cape Verde archipelago, occupying a total area of more than 1,900 km^2 of new fishing grounds at between 90 and 220 m of depth.

In comparison with the metallic bottom traps, which are traditional and intensively used in the Canary Islands, the innovative fishing gear MSFST seems to be more selective for pandalid shrimps, minimizing the gear impact on the seafloor as well as the by-catch by reducing the discards.

Depletion methods are based on the assumption of a closed system. The straightforward decline of CPUEs obtained during the depletion experiments seems to confirm that *P. edwardsii* is a low mobility species, making this assumption valid at least during short-time periods. Because of the bathymetry profile of these islands, the depth range is from very close (few nautical miles in Santiago to far away (10-12 miles in Boa Vista) to the coastline. Additionally, all specimens caught have been identified, counted and weighted at species level, ecological studies, vertical distribution and basic biological parameters of several by-catch species involved in the future fishery are being studied.

[a] *Grupo de Biología Pesquera, Instituto Canario de Ciencias Marinas (ICCM-ACIISI), Gobierno de Canarias (solea@iccm.rcanaria.es).*
[b] *Grupo de Ecología Marina Aplicada y Pesquerías, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC).*
[c] *Instituto Nacional de Desenvolvimento das Pescas (INDP) de Cabo Verde.*
[d] *Departamento de Engenharia e Ciências do Mar (DECM), Universidade de Cabo Verde (Uni-CV).*

In parallel, according to the communication plan scheduled (González & Tariche, eds., 2009), local biologists, technologists, technicians and fishermen have been trained in the fishing operations onboard both the research vessel and the local fishing boat "Sinagoga", in the biological sampling at laboratory, and by means a theoretical and practical course for hand-making traps and the whole fishing gear for 30 people. After every campaign, main results were presented and discussed with the local stakeholders, followed by a culinary laboratory and a gastronomic tasting based on target and by-catch species, which were also valorised with nutritional biochemical analyses. All these actions were reinforced with an informative exhibition composed of four panels of large format and several explanation posters and displays (roll-ups), as well as by means radio and TV interviews.

When biological and assessment studies were concluded, the management options using the best methods and data available should be analyzed, especially prior to fishing activity. Fishing effort should be controlled on the basis of quotas, number of fishing vessels and a precautionary approach in order to ensure that catching is commensurate with sustainable levels of exploitation. The MSY estimates suggest that this new Capeverdean fishery should be carried out by several specialized medium-sized fishing vessels, fitting well with the current artisanal fleets of the Macaronesian small-scale fisheries.

During the last decades a combination of shrimp trawling and industrial trapping activity has threatened over-exploitation in the Mediterranean fisheries targeting on *P. edwardsii*. Currently the shrimp collapse has conducted to the decline of these fisheries. Can the Cape Verde regulatory bodies and all the stakeholders involved learn the lessons this teaches us about this resource management?

References

Beddington, J.R. & J.G. Cooke (1983) The potential yield of fish stocks. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 242: 47 pp.

González, J.A. & O. Tariche (eds.) (2009) Una mirada sobre la biodiversidad marina y bases para su gestión sostenible. Recursos pesqueros potenciales de profundidad de Cabo Verde. Dirección General de Relaciones con África del Gobierno de Canarias. Las Palmas de Gran Canaria: 176 pp.

González, J.A., J. Carrillo, J.I. Santana, P. Martínez Baño & F. Vizuete (1992) La pesquería de Quisquilla, *Plesionika edwardsii* (Brandt, 1851), con tren de nasas en el Levante español. Ensayos a pequeña escala en Canarias. *Inf. Téc. Sci. Mar.*, 170: 31 pp.

Leslie, P.H. & D.H.S. Davis (1939) An attempt to determine the absolute number of rats on a given area. *J. An. Ecol.*, 8: 94-113.

Quiles, J.A. (2005) Biología, evaluación y plan piloto de pesca del stock de camarón soldado *Plesionika edwardsii* (Crustacea, Decapoda, Pandalidae) de Gran Canaria. Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Facultad de Ciencias del Mar.

Ricker, W.E. (1975) Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Bd Can.*, 191: 382 pp.

Santana, J.I., J.A. González, I.J. Lozano & V.M. Tuset (1997) Life history of *Plesionika edwardsi* (Crustacea, Decapoda, Pandalidae) around the Canary Islands (Eastern Central Atlantic). *S. Afr. J. mar. Sci.*, 18: 39-48.

Prospección con nasas semi-flotantes en aguas profundas (100-400 m) del sur de Marruecos (región de Souss-Massa-Drâa)

J.A. González[a,f], H. El Habouz[b], J.I. Santana[a], M.H. Benyacine[b], S. Jiménez[c], M. El Hilali[b], J.G. González-Lorenzo[d], M.N. Tamsouri[e], R. Triay[f] y J.G. Pajuelo[a,f]

Este estudio constituye la única Acción Piloto del proyecto "Observatorio marino atlántico Canarias-Marruecos" OMARAT (2010-2011), enmarcado en el Programa de Cooperación Transfronteriza España-Fronteras Exteriores 2008-2013 (POCTEFEX). El objetivo principal ha consistido en la realización de una campaña de prospección con nasas semi-flotantes en aguas de la plataforma y del talud continental (100 a 400 m) del sur de Marruecos, dirigida a la captura de crustáceos nadadores.

La hipótesis de partida era verificar la existencia de una población de camarón soldado, *Plesionika edwardsii* (Brandt, 1851) (Crustacea: Decapoda: Caridea: Pandalidae) al igual que en los archipiélagos vecinos (Canarias y Madeira), o de otra especie de Pandalidae propia de costas continentales, con niveles de rendimiento pesquero y abundancias compatibles con el desarrollo de una nueva pesquería sostenible.

Otras acciones complementarias fueron realizadas al objeto de implementar un enfoque ecosistémico. En este sentido, otros objetivos han sido perseguidos para conocer la composición faunística de las comunidades epibentónicas, contribuir a la formación profesional y capacitación a través de acciones de transferencia de tecnología, y promocionar y divulgar nuevos productos pesqueros de esta región mediante presentaciones públicas y eventos de valorización gastronómica.

La campaña "Agadir 2011-05" se llevó a cabo a bordo del B/O "Profesor Ignacio Lozano", frente a la región de Souss-Massa-Drâa, entre las localidades de Agadir y Tiznit (30º 21' N - 29º 26' N), del 29 de abril al 13 de mayo de 2011. Un arte de pesca estandarizado, el tren de nasas camaroneras semi-flotantes (TNCSF), fue utilizado en las pescas. Cada línea madre fue armada con 40 a 65 nasas, separadas 15 m entre sí, operando alrededor de 2,4 m sobre el fondo marino (González *et al*. 1992). Un pez bentopelágico, abundante, disponible y asequible en esta región de Marruecos, el sable blanco *Lepidopus caudatus* (Euphrasen, 1788) (Trichiuridae), fue utilizado como única carnada de las nasas.

Una operación de ecosondeo batimétrico fue efectuada, seguida de una serie de pescas de prospección entre 100 y 400 m de profundidad. Perfiles de temperatura y salinidad fueron obtenidos mediante el uso de CTD durante las operaciones de pesca y esta información fue posteriormente relacionada con los índices de abundancia relativa de la especie-objetivo. Cada operación de pesca fue clasificada de acuerdo con su rendimiento (CPUE en g/nasa/noche).

Todos los ejemplares capturados han sido identificados, contados y pesados a nivel de especie y han sido efectuados estudios ecológicos, de distribución vertical y sobre los parámetros biológicos básicos incluyendo todas las especies del by-catch involucradas en una hipotética futura pesquería.

En el conjunto de las 35 pescas realizadas, homogéneamente distribuidas a lo largo de 4 sectores latitudinales, fueron capturadas un total de 16 especies epibentónicas, pertenecientes a los grupos de peces cartilaginosos (1), peces óseos (3) y crustáceos decápodos (12). La familia mejor representada en las capturas ha sido la de los camarones pandálidos (Pandalidae) con 7 especies entre las cuales se incluye la especie-objetivo, el camarón soldado (*Plesionika edwardsii*).

En paralelo, de acuerdo con el plan de comunicación establecido y con las debidas reservas, biólogos, tecnólogos, técnicos y pescadores han sido adiestrados en las operaciones de pesca a bordo del buque oceanográfico, en muestreos biológicos en laboratorio y por medio de un curso teórico-práctico para 15 personas para la elaboración manual de nasas y su aparejo. Además, los principales resultados de la campaña fueron presentados y discutidos en Marruecos con la participación de los socios del Partenariado.

Parte de las capturas fue destinada a la realización de un laboratorio culinario y una degustación gastronómica a gran escala ("Noche temática del camarón atlántico", *live cooking show* para 130 personas), en las instalaciones de los Hoteles Escuela de Canarias, adscritos al área de Turismo, basada en diez platos marroquíes y españoles con camarón soldado, que también fueron valorizados mediante análisis bioquímico nutricional. Esta acción fue reforzada mediante una exposición en paneles de gran formato, un póster sobre camarones pandálidos, displays (roll-ups) y entrevistas radiofónicas y periodísticas.

Los resultados de la presente campaña generan la discusión y extracción de las conclusiones siguientes:

- Las actividades enmarcadas en la Acción Piloto del proyecto OMARAT, en particular la realización de esta campaña en aguas de Marruecos y la celebración del grupo de trabajo post-campaña en Gran Canaria, han contribuido notablemente a la consolidación

[a] *Grupo de Biología Pesquera, Instituto Canario de Ciencias Marinas (ICCM-ACIISI), Gobierno de Canarias (solea@iccm.rcanaria.es).*
[b] *Institut National des Recherches Halieutiques (INRH), Maroc.*
[c] *Centro Oceanográfico de Canarias, Instituto Español de Oceanografía (IEO).*
[d] *Universidad de La Laguna (ULL).*
[e] *Université Ibn Zhor (UIZ), Agadir, Maroc.*
[f] *Grupo de Ecología Marina Aplicada y Pesquerías, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC).*

y el reforzamiento del "Observatorio marino atlántico canario-marroquí".

- El TNCSF y la carnada empleada han resultado idóneos para la captura de camarón soldado (*Plesionika edwardsii*) como especie-objetivo. En comparación con las nasas bentónicas metálicas, tradicional e intensivamente utilizadas en la región adyacente de Canarias, este sistema de pesca (innovador en Marruecos) ha resultado ser mucho más selectivo para camarones pandálidos, minimizando el impacto del arte sobre el lecho marino y caracterizándose por un by-catch (especies acompañantes con interés comercial) muy bajo y una captura incidental (descartes) casi inexistente. El by-catch ha estado compuesto por otras especies de camarones pandálidos, de los géneros *Plesionika, Heterocarpus* y *Chlorotocus*, así como por algunos peces óseos en cantidades testimoniales.

- Los análisis de cluster realizados, tanto en número de ejemplares como en peso de las especies capturadas, han evidenciado que ninguna especie puede ser considerada como acompañante en las capturas de camarón soldado.

- Las características oceanográficas de la región prospectada y la naturaleza del sustrato predominante en cada uno de los sectores de trabajo han resultado ser factores condicionantes de la presencia y abundancia de la especie-objetivo.

Los perfiles de temperatura del agua del mar hasta 400 m de profundidad y las imágenes de satélite obtenidos han permitido constatar una mayor estabilidad térmica en el sector más meridional (Sidi Ifni-Tiznit) de la zona de estudio, contrariamente a lo observado en el sector más septentrional (Oued Souss-Agadir) caracterizado por una gran variabilidad ambiental.

La ausencia de *P. edwardsii* en el sector Oued Souss-Agadir también puede estar relacionada con el hecho de que la isoterma de 13-14ºC (temperatura óptima para la especie-objetivo) (Quiles, 2005) se ha localizado en aguas más profundas (por debajo de 350 m). Sin embargo, la abundancia máxima de esta especie en esta zona del Atlántico nororiental ha sido encontrada en aguas más someras (150-350 m), donde se sitúa dicha isoterma.

- La especie-objetivo aparentemente está asociada a fondos duros con pendiente (inclinación) rodeados por fondos blandos. Por el contrario, los fondos planos y más o menos blandos no parecen estar poblados por la especie-objetivo, sino por la gamba blanca o rosada *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) (Dendrobranchiata: Penaeidae).

- Los análisis de correspondencia no han aportado datos concluyentes sobre el estrato batimétrico de mayor abundancia de *P. edwardsii*. En los taludes insulares de los archipiélagos del Atlántico nororiental la escasez y la gran inclinación del hábitat se refleja en una marcada sucesión y solapamiento de las especies de camarones Pandalidae (González & Santana 1996, González *et al*. 2001). Por el contrario, la gran amplitud y la suave inclinación de la plataforma continental atlántica marroquí se traducen en una baja competencia de estos pandálidos por el espacio y en un mayor rango de distribución batimétrica.

- Los resultados de rendimiento de las pescas exploratorias han indicado que, en el área prospectada, la especie-objetivo presenta valores máximos de CPUE en el sector más meridional (Sidi Ifni-Tiznit), con clara tendencia a la disminución en el sentido sur-norte hasta registrar valores nulos en el sector más septentrional (Oued Souss-Agadir).

Las CPUE máximas de la zona sur del sector Sidi Ifni-Tiznit alcanzaron valores de 240, 250 y 370 g/nasa/noche que, según nuestra experiencia, han de considerarse elevados en relación con lo hallado en aguas de Azores, Madeira y Canarias.

Bibliografía

González, J.A. & J.I. Santana (1996) Shrimps of the family Pandalidae (Crustacea, Decapoda) off the Canary Islands, Eastern Central Atlantic. *S. Afr. J. mar. Sci.*, 17: 173-182.

González, J.A., J. Carrillo, J.I. Santana, P. Martínez Baño & F. Vizuete (1992) La pesquería de Quisquilla, *Plesionika edwardsii* (Brandt, 1851), con tren de nasas en el Levante español. Ensayos a pequeña escala en Canarias. *Inf. Téc. Sci. Mar.*, 170: 31 pp.

González, J.A., J.A. Quiles, V.M. Tuset, M.M. García-Díaz & J.I. Santana (2001) Data on the family Pandalidae around the Canary Islands, with first record of *Plesionika antigai* (Caridea). *Hydrobiologia*, 449: 71-76 (J.P.M. Paula, A.A.V. Flores & C.H.J.M. Fransen, eds., Advances in Decapod Crustacean Research).

Quiles, J.A. (2005) Biología, evaluación y plan piloto de pesca del stock de camarón soldado *Plesionika edwardsii* (Crustacea, Decapoda, Pandalidae) de Gran Canaria. Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Facultad de Ciencias del Mar.

Polybius henslowii Leach 1820: a discard species of beam trawl fishery

Luísa Magalhães[a], Mónica Felício[b], Miguel Gaspar[c], Victor Quintino[a], Ana Maria Rodrigues[a]

A critical issue in the conservation and management of sea resources concerns fisheries discards, non-target and non-used specimens resulting from unselective fishing. The species *Polybius henslowii*, a Portunid crab distributed from the British Isles to Morocco and the Mediterranean Sea is caught in high densities by a range of fishing gear and frequently thrown back to the sea. Along the northern coast of Portugal, *P. henslowii* is an important discarded species in the beam trawl fishery causing damage to fishing nets and target species catches. There are no quantitative estimations of the discarding levels of this species and very few were published about its biology, information that is needed to value, reduce or eliminate fishing this species.

The present work is based on by-catches registered onboard commercial vessels that participate on a voluntary basis in this study, between 2007 and 2010. The main objectives were to analyze the *P. henslowii* by-catches and to study the reproductive cycle of this species.

Throughout the sampling period the total number of females was higher than males and differences in size between sexes were found, with males reaching a bigger size and weight than females. The presence of mature females occurred mainly from September to December and the carapace width at sexual maturity was estimated in 38.2 mm. *P. henslowii* was present in all the hauls analyzed, always representing more than 50% of the captures and being sometimes much more abundant than the beam trawl fishery target species, *Palaemon serratus,* which points to the low selectivity of this fishing gear.

[a] *Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal (luisa.magalhaes@ua.pt)*
[b] *IPIMAR, Instituto de Investigação das Pescas e do Mar, 4450-208 Matosinhos, Portugal*
[c] *IPIMAR, Instituto de Investigação das Pescas e do Mar, Avenida 5 de Outubro 8700-305 Olhão, Portugal*

Assessing recreational fishing impact at Serra Gelada Marine Park (SW Mediterranean): a baseline study for its future regulation

Beatriz Luna Pérez[a], Aitor Forcada[a], Carlos Valle[a] and Just T. Bayle Sempere[a]

Recreational fishing is an important leisure activity which has similar effects on exploited populations than commercial fishing and in some cases, can generate an effort and catch equal or higher than it. Nowadays, recreational fishing does not have any regulations in the Serra Gelada Marine Park and this study is a good opportunity for evaluate the associated impact and design future management strategies. The objectives of this study were to i) study the recreational fishermen profile, their motivation and perceptions, ii) identify the most affected species, iii) study the spatial and temporal recreational fishing effort distribution as well as iv) estimate the annual recreational fishing capture and effort.

Recreational boat fishing was studied employing different methods: aerial surveys, interviews and competition data. Recreational fishing in Serra Gelada Marine Park is an extensive leisure activity which is intensively practiced by local residents during the whole year. The effort is very high, mainly focused on the buffer zone and the special protection area. In the buffer zone, three important areas were identified due to their highest effort density, two of them surrounding aquaculture installations. A total of 33 species were recorded as the most frequently caught by fishers in the study area. The competition data showed a mean catch per unit effort of 0.465 ± 0.082 kg boat^{-1} hour^{-1} and 0.323 ± 0.054 individuals boat^{-1} hour^{-1}. The annual total catch of recreational boat fishing in the Serra Gelada Marine Park was estimated in 24.90 t.

The importance of recreational fishing impact on fisheries resources and their sociological implications had been evidenced in this study. Recreational boat fishing should be taken into account in the management strategies on this and other MPAs.

[a] *Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante (forcada@ua.es).*

Community indices analysis from VMS spatial effort estimations of the bottom trawl fisheries along the northern Spanish waters

Jose Rodríguez-Gutierrez[a], Antonio Punzón[a], Alberto Serrano[a]

In the later years criticisms on the quota system -one of the main European tools under the current common *fisheries policy (CFP)* - and international commitments to the conservation of biodiversity have led to an increased interest in fisheries spatial planning.

VMS data allows to investigate fishing behavior, providing accurate determination of the spatial distribution of fishing effort with a detailed spatial resolution and a truthful data independent from fishers declarations. An analysis of the impact of the fishing pressure on the marine ecosystem through some community indices is presented in order to determine if that behavior is affecting community properties and measure its importance.

VMS for the bottom trawl fleet for 2006-2010 in the northern Spanish waters is analyzed. After a cleaning process, VMS data is used to separate trawled from no-trawled areas and to differentiate areas following their exposition to trawling activity.

Community indices are extracted from sampling data from annual surveys carried out by the IEO in the northern Spanish shelf -ICES Division VIIIc and the northern part of IXa- following a stratified random sampling methodology, using bottom trawl gear and a half hour hauls. That methodology allows us to cover the entire continental self -between 70 and 800 meters.

Community assemblage descriptors selected are compared over time and areas, thus providing a way (as the case for maximum length, diversity or richness) to compare trawling effects on these communities.

Fleet spatial behavior is mainly driven by four factors: conditioning to the target species – the spatial distribution of the target species (Bertrand *et al*., 2005), a distribution of fishing effort in areas where catch is maximized (Maury and Gascuel, 1999) or the economic profit is higher (Chakravorty and Nemato, 2001; Hutton *et al*, 2004) -, the operational characteristics of the fishing activity, topographic/type seafloor structure and regulations -where present-.

Northern Spanish trawl fleet includes bottom otter trawlers (OTB) and bottom pair trawlers (PTB). OTB is mainly targeting horse mackerel and mackerel with the demersal species traditionally appreciated in the Spanish markets as hake, megrim, monkfish and Norway lobster while PTB shows a fishing strategy very efficient on blue whiting (Castro *et al*., 2007).

Bottom otter trawlers need soft bottoms to be deployed while pair bottom trawlers need large trawling areas due to their size. The Cantabrian Sea, characterized by a narrow continental shelf, has a mosaic structure for its hard bottoms, thus concentrating the trawling effect in relative small areas similar to corridors. The Atlantic area has a much wider continental shelf where the presence of hard bottoms is less important and the activity is driven mainly by the presence of the target species and the regulations in force.

Both bottom trawl activities, bottom otter trawl and bottom pair trawl, by Spanish vessels are more concentrated in the west part of the ICES Division VIIIc. For comparison analysis, area have been segmented in 5 different geographical strata, thus avoiding the comparison of community properties which could be very different.

Community indices have been calculated both taking into account major commercial species and leaving them out as the fact of being a main driven of the fishing activity behavior has proven to be a crucial point in our analysis.

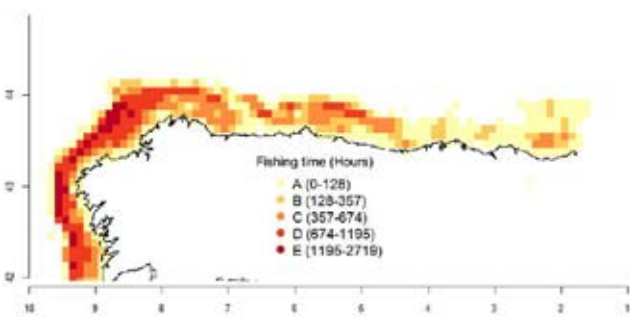


Figure 1 OTB fishing effort

([a]) Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Santander. Spain. (jose.rodriguez@st.ieo.es)

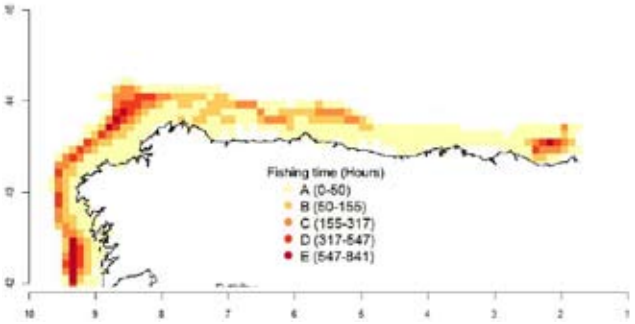


Figure 2 PTB fishing effort

References

Bertrand, S., Burgos, J. M., Gerlotto, F., and Atiquipa, J. 2005. Le´vy trajectories of Peruvian purse-seiners as an indicator of the spatial distribution of anchovy (Engraulis ringens). ICES Journal of Marine Science, 62: 477-482.

Maury, O., and Gascuel, D. 1999. SHADYS ('simulateur halieutique de dynamiques spatiales'), a GIS based numerical model of fisheries. Example application: the study of a marine protected area. Aquatic Living Resources, 12: 77e88.

Chakravorty, U., and Nemato, K. 2001. Modelling the effects of area closure and tax policies: a spatial-temporal model for the Hawaii longline fishery. Marine Resource Economics, 15: 179-204.

Trophic model of the Balearic Islands ecosystem; analysis of fishing impact

Díaz-Valdés, M., Sánchez, F., Moranta, J., Barberá, C. and Massutí, E.

A mass-balanced trophic model was developed for the exploited ecosystem from the continental shelf and upper slope of the Balearic Islands (Western Mediterranean) using Ecopath software, in order to understand the effects of the different fisheries that operate in this area. The study was based on three databases (bottom trawl surveys, sampling on board fishing vessels and daily sales bills), GFCM and ICCAT stock assessment working groups, stomach analyses, fisheries research and was supplemented by published information.

The model accounts for pelagic, demersal and benthic domains to describe the whole trophic structure and biomass flows around two major islands (Mallorca and Menorca). Fifty five functional groups were described, including target and non-target fish, commercial and non-commercial invertebrate groups, and three detritus groups (natural detritus, sea snow and fishery discards). In addition, trawling, purse seine, bottom and surface longline, and small scale fleets were included.

Evaluación de las capturas de dos tipos de nasa artesanal en la reserva marina de Cabo de Palos- Islas Hormigas

Ramón Hernández Andreu[a], José Manuel Pereñíguez López[b], Carlos Werner Hackradt[a,b], Fabiana Cézar Felix-Hackradt[a,b,c], Jorge Treviño Otón[a], José Antonio García Charton[a]

La nasa es un arte de pesca que por su estructura actúa como una trampa, permitiendo la entrada de los peces y crustáceos, que son atraídos por los cebos e impidiendo posteriormente su salida. Estas trampas son cajas o cestas hechas de diversos materiales y con una o más aberturas o entradas; generalmente se colocan en el fondo, con o sin cebo, individualmente o en andanas, y están unidas mediante una sirga a una boya que indica su situación en la superficie (Nédélec & Prado, 1990). Una de las ventajas de las nasas sobre otros artes de pesca es su selectividad, pues permite cierto control sobre las especies y tamaños de captura, ya que por un lado el embudo (también llamado boca o faz, Sáñez-Reguart, 1793) regula el tamaño máximo de la presa que entra, mientras que la malla del revestimiento regula la talla mínima retenida (Slack-Smith, 2001). Según Stoner (2004), la variación en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de una nasa puede deberse a 2 factores: (1) la disponibilidad de cebo en las trampas, y (2) la vulnerabilidad de cada especie al tipo de trampa usada (su capturabilidad), la cual será fruto de los efectos de factores ambientales en la actividad de los peces, modificando su motivación por la alimentación y su habilidad para detectar, ubicar y consumir el cebo. Así, la temperatura del agua, la luminosidad, la velocidad de la corriente o la densidad de las especies objetivo, es probable que tengan un importante efecto en la capturabilidad, afectando a la CPUE (Robichaud *et al*., 2000). En el presente trabajo se compara la efectividad (en términos de CPUE) de dos tipos de nasas, así como la influencia de diversos factores ambientales y el nivel de protección pesquera, en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (Murcia, SE de la península Ibérica).

La reserva marina se creó en 1995, tiene una extensión de 1931 ha, es de forma rectangular y posee una zona de reserva integral (constituida por los islotes Hormiga y Hormigón y el bajo del Mosquito), con un radio de 0,5 nmi alrededor del faro de islas Hormigas, en la cual toda actividad está prohibida excepto la investigación científica, y una reserva parcial (constituida por los bajos de la Testa, Piles 1, Piles 2, Dentro y Fuera), en los que cierta pesca artesanal y el buceo recreativo están permitidos. En este trabajo se han utilizado dos tipos de nasas de fabricación artesanal: nasas tradicionales de las islas Baleares, denominadas "gambins", que poseen una morfología ovalada, su estructura está hecha de mimbre cosido con cuerda para darle rigidez, y sus dimensiones oscilan entre 50 y 60 cm de altura, un diámetro central de 1 m y un diámetro en sus bases entre 50 y 60 cm (Fig. 1a); y nasas heptaédricas confeccionadas con tubos de PVC formando la estructura, y revestidas con una doble malla de plástico de entre 1 y 2 cm, y de dimensiones que varían entre 40 y 50 cm de altura, y entre 1 y 1,20 m de profundidad (Fig. 1b). Las trampas se calaron en los distintos bajos e islas de las reservas parcial e integral. Los cebos utilizados fueron pulpo, calamar, boquerón o sardina, en función de la disponibilidad del cebo. En cada calado de las trampas se anotó el esfuerzo de pesca (en h de calado en el fondo), localidad, cebo aplicado, especie y talla de las capturas. Los datos de talla fueron utilizados para calcular la biomasa mediante las correspondientes relaciones longitud-peso obtenidas de FishBase. El esfuerzo de pesca de las trampas ha sido variable dependiendo de las condiciones climáticas, pero nunca ha sobrepasado un umbral de 30 h. Los datos de las capturas totales se han convertido en CPUE como captura (nº de individuos o g) por hora. El efecto del grado de protección, la localidad y el tipo de trampa empleada se exploró mediante análisis multivariantes de la varianza por permutaciones – PERMANOVA (Anderson, 2001). De forma complementaria a los datos de pesca, se analizó el contenido estomacal de algunos especímenes de meros (*Mycteroperca marginata* y *M. costae*) que regurgitaron en el interior de las trampas. El regurgitado fue recolectado en bolsas de plástico y conservado en formalina (4%) para posteriormente identificar los ítems alimentarios. Todo material colectado similar al utilizado como cebo en la trampa fue descartado.

[a] *Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30100, Murcia, España.*
(ramon.hernandez@um.es; josemanuel.pereniguez@um.es)
[b] *Becario CNPq, Brasil.*
[c] *Becaria CAPES, Brasil, Proceso nº BEX 0123/09-9*

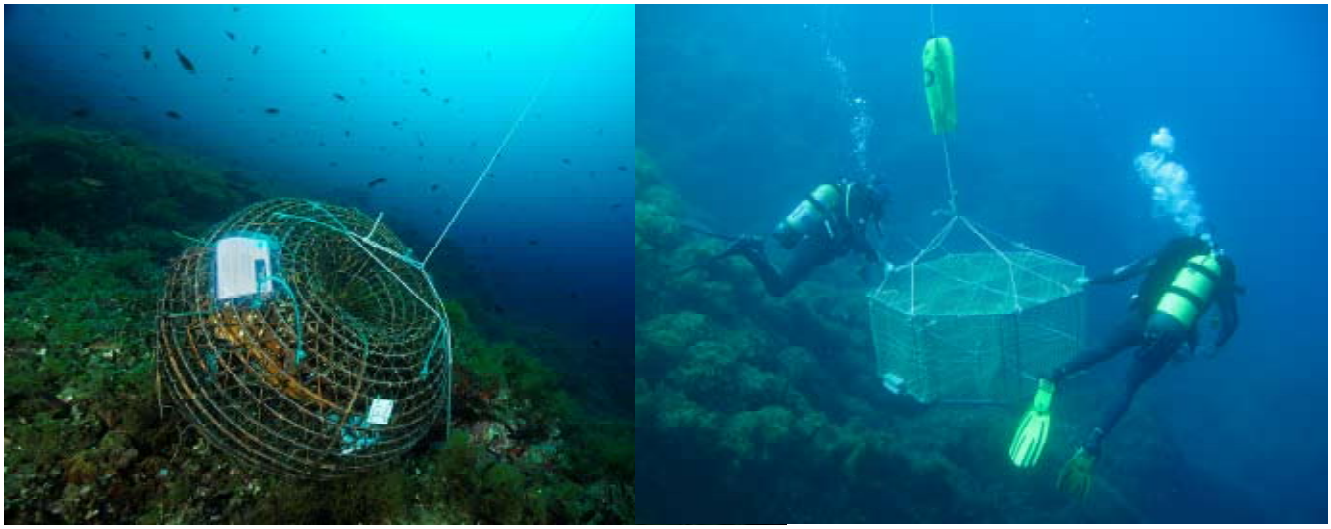


Figura 1. Tipos de nasa utilizados en este trabajo: gambin (izq.), nasa de PVC (der.)

En total las trampas capturaron 10 especies de peces, siendo común a ambos tipos de nasa la captura de *M. marginata*, *M. costae*, *Muraena helena* y *Balistes capriscus*. Las demás especies fueron capturadas únicamente en las nasas de PVC (*Conger conger*, *Diplodus vulgaris* y *Phycis phycis*) o bien en los gambins (*Diplodus puntazzo*, *Pagrus auriga* y *Pagrus pagrus*). Las especies de mayor CPUE en los gambins fueron *M. marginata* y *M. costae* y en las nasas de PVC *C. conger* (Tabla 1). En cuanto a la variación espacial de la CPUE de los artes empleados, no se observaron diferencias significativas entre localidades, a pesar de que la variación de las capturas fue elevada; por ejemplo, destaca el hecho de que en el bajo de la Testa no se ha logrado ninguna captura (Tabla 1). Las especies más capturadas fueron *M. marginata* y *M. costae*. La primera se ha capturado en todas las localidades excepto en el bajo de la Testa, mientras que *M. costae* se ha capturado en Piles 1, Dentro y en el Hormigón. Las mayores capturas de *M. marginata* estuvieron relacionadas con los bajos del Piles 2 y Mosquito, y en el bajo de Dentro en el caso de *M. costae*. No teniendo en cuenta estas dos especies, si comparamos *M. helena* y *C. conger* con las demás especies han mostrado mayores valores de CPUE, siendo la primera capturada exclusivamente en las islas por las dos artes empleadas y la segunda en los bajo de Dentro y Fuera exclusivamente por la nasa de PVC. Las CPUE han sido mayores con los gambins que con las nasas, tanto en abundancia (nº indiv. h^{-1}) como, sobre todo, en biomasa (g h^{-1}) (Fig. 2a). La mejor efectividad de los gambins para capturar individuos más grandes también se ha constatado para *M. marginata* y *M. costae* (Fig. 2b y 2c). En base a los resultados anteriores, los gambins constituyen útiles de pesca mucho más eficientes en lo que se refiere a captura de especies como el mero o el falso abadejo en comparación con las nasas. Por otra parte, no se ha detectado influencia alguna del nivel de protección.

Tabla 1. CPUE en abundancia para las especies capturadas por tipo de trampa y localidad.

	Trampas		**Localidades de muestreo**							
Especie	**Nasa**	**Gambin**	**Testa**	**Piles 1**	**Piles 2**	**Dentro**	**Hormigón**	**Hormiga**	**Mosquito**	**Fuera**
M. marginata	0,005	0,010		0,299	0,901	0,136	0,495	0,747	0,901	0,409
M. costae	0,001	0,005		0,042		1,308	0,078			
M. helena	0,004	0,0002					0,147	0,169		
D. puntazzo		0,0004								
C. conger	0,130					0,084				0,045
D. vulgaris	0,001					0,001				
P. auriga		0,0002								
B. capriscus	0,004	0,003			0,014	0,001				
P. phycis	0,002							0,002	0,001	
P. pagrus		0,0002								
Total	0,145	0,019	0,000	0,341	0,915	1,529	0,719	0,917	0,902	0,455

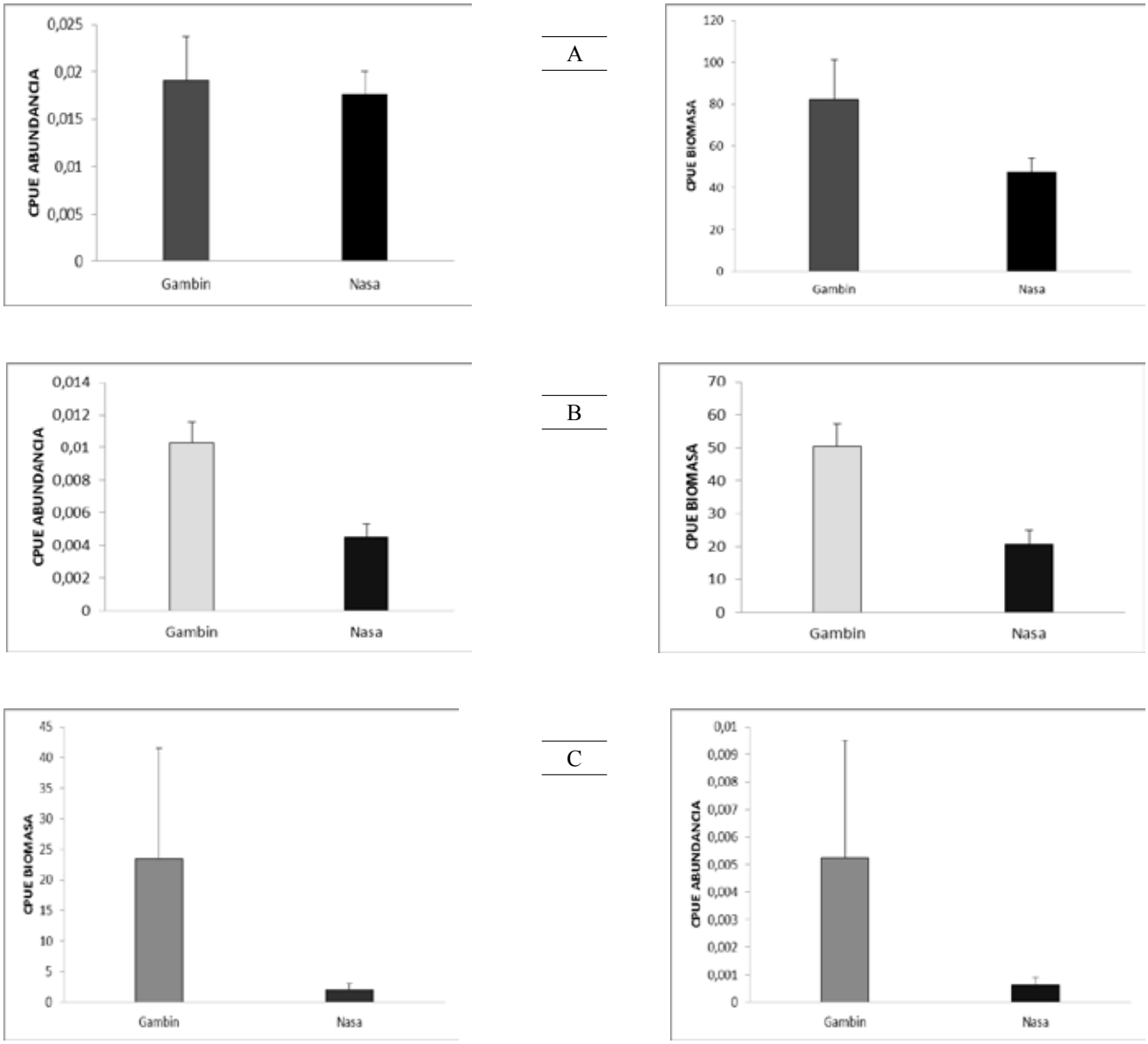


Figura 2. CPUE de abundancia y biomasa para a) capturas totales, b) *M. marginata* y c) *M. costae*

En cuanto a los análisis de los restos encontrados en el regurgitado de meros capturados, se han observado 15 ítems alimentarios distintos para *M. marginata* y solamente 1 en *M. costae*. En ningún caso, las especies identificadas sobrepasaban el 13,8% de abundancia con respecto al total de individuos encontrados (Tabla 2). Aunque el número de regurgitados evaluados ha sido bajo, se puede afirmar que la dieta de *M. marginata* incluye una variada gama de crustáceos y peces.

Tabla 2. Ítems alimentarios identificados en el regurgitado de las especies *M. marginata* y *M. costae.*

	ITEM ALIMENTARIO		CANTIDAD	
Especie capturada	**Orden**	**Taxon**	**Individuos**	**%**
Mycteroperca marginata	Archaeogastropoda	*Haliotis tuberculata*	1	3,4
	Aspidochirotida	*Holothuria* sp.	1	3,4
	Decapoda	Scyllaridae	2	6,9
	Decapoda	*Maja crispata*	1	3,4
	Decapoda	*Necora puber*	1	3,4
	Decapoda	*Dardanus calidus*	2	6,9
	Decapoda	*Dromia personata*	1	3,4
	Decapoda	*No identificado*	1	3,4
	Neogastropoda	*Truncolariopsis trunculus*	2	6,9
	Octopoda	*Octopus vulgaris*	4	13,8
	Perciformes	*Chromis chromis*	4	13,8
	Scorpaeniformes	*Lepidotrigla sp.*	1	3,4
	Sepiida	*Sepia officinales*	1	3,4
	Valvatida	*Hacelia attenuata*	1	3,4
	Restos de peces		6	20,7
Mycteroperca costae	Perciformes	*Chromis chromis*	1	100

Según nuestros resultados ambos artes de pesca son eficaces para la captura de peces, sin embargo muestran diferencias significativas en función de la especie. En términos generales se observó que los gambins son más selectivos que las nasas para meros y abadejos, especies muy relacionadas entre sí. Este hecho es evidente si nos fijamos en el número de capturas de una especie y de otra tanto en un tipo de trampa como en la otra. Es muy probable que este resultado se pueda explicar tanto por la posición como por la forma de la entrada de las trampas (que en los gambins es superior y en las nasas lateral). Quizás sea la orientación de la faz o boca lo que seleccione la especie por el tipo de estrategia que ésta utiliza para cazar, o quizás sea la habilidad del pez en encontrar la salida una vez dentro. Es decir, es posible que una abertura superior a la hora de ser encontrada sea más difícil en comparación con una lateral, ya que una vez que el pez está en el interior de la trampa, con solamente tantear los bordes podría hallar la salida si ésta fuera una nasa, requiriendo más intentos si ésta fuera un gambin. Otro posible factor es el material con el que las trampas están hechas. El mimbre puede permitir al gambin un mayor camuflaje en el medio marino que la malla plástica de color verde de la nasa, que la denuncia con mayor facilidad. Por otro lado añadir, que los gambins fueron más versátiles en términos de captura, tanto en abundancia como en biomasa, debido a que al capturar individuos de diferentes tallas, abarcaron un mayor rango en tamaños de la población. Ambas artes permiten la captura de los individuos con el menor daño posible y por ello, se convierten en herramientas fundamentales para estudios de biología de la conservación. El uso de una u otra dependerá de la especie objeto del estudio, pero sin duda, son alternativas eficaces y/o de bajo coste para el empleo en estudios de dinámica poblacional entre otros.

Bibliografía

Anderson M (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology 26, 32-46.*

Nédélec C, Prado J (1990) Definition and classification of fishing gear categories. *FAO Fisheries Technical Paper. No. 222. Revision 1. Rome, FAO. 92p.*

Robichaud D, Hunte W and Chapman M R (2000) Factors affecting the catchability of reef fishes in antillean fish traps. *Bulletin of Marine Science, 67(2): 831–844.*

Sáñez-Reguart A (1793) Diccionario histórico de los artes de la pesca nacional. *Tomo IV. 350 pp*.

Slack-Smith R J (2001) Fishing with Traps and Pots. *Rome, FAO Training Series, 26, 62 p.*

Stoner A W (2004) Effects of environmental variables on fish feeding ecology: implications for the performance of baited fishing gear and stock assessment. *Journal of Fish Biology, 65, 1445–1471.*

La pesca artesanal en Cap de Creus: uso del espacio y valoración del impacto sobre los elementos clave del sistema marino

Ariadna Purroy Albet[a], Susana Requena Moreno[a], Josep-Maria Gili[a], Rafael Sardá Borroy[b]

En el área del Cap de Creus (Girona, NE España), se conviven dos realidades en principio contrapuestas; durante años se ha realizado una intensa actividad pesquera y a la vez, se ha producido un interés creciente acerca de la conservación y la protección de zonas y elementos del sistema de gran interés para mantenimiento de las funciones de los ecosistemas marinos (costa, plataforma y talud). La amplia zona marina (1167.68 km^2) se encuentra actualmente en estudio dentro del proyecto Life INDEMARES y será próximamente declarada Lugar de Importancia Comunitaria de la Red Natura 2000 en medio marino dentro del marco de la Directiva Hábitats (92/43/CEE) y de la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. En cumplimiento de estas y otras normas comunitarias será necesario proponer un marco de gestión que contemple la compatibilidad de las actividades humanas (entre otras, de la pesca) con la conservación de los elementos clave del sistema desde una aproximación ecológica.

Para realizar una primera evaluación de la interacción de la pesca con los elementos clave del sistema se ha comenzado por trabajar con la información ya existente y disponible públicamente sobre la pesca artesanal aplicado una aproximación espacial sirviéndose de un SIG. Combinando información sobre la pesca artesanal que actúa en la zona procedente de cuestionarios y con referencias a sus zonas de pesca, se han georeferenciado junto con la de otros componentes del sistema bentónico. Uno de los resultados consiste en la imagen de la distribución espacial de las diferentes artes que ha permitido ponderar su presión sobre los elementos clave del sistema, aplicando una valoración de la presión de cada una de las artes sobre los elementos clave del sistema realizada por un panel de expertos. La metodología que presentamos no sólo permite satisfacer parte de los requisitos exigidos por las diferentes Directivas Europeas y su trasposiciones sino que es, además, un valioso instrumento de gestión para orientar la aplicación local de medidas tales como el establecimiento de vedas estacionales o espaciales diferenciales para los distintos artes que permitan minimizar su impacto o bien designar zonas de exclusión. Más aún la evaluación continua de la efectividades de estas medidas y su revisión favoreciendo un esquema de gestión dinámica. Además proporciona elementos de información pública muy valiosos a la hora de que todos los usuarios y las partes implicadas asuman que un Área Marina Protegida tiene que entenderse como una gran contribución a la sostenibilidad del ecosistema y hacer conscientes a los usuarios la reducción de la actual presión generará en un lapso de tiempo suficiente beneficios mesurables como resultado de la recuperación de éstos elementos claves en el sistema ambiental del Cap de Creus y su área marina.

[b] *Centre d'Estudis Avançats de Blanes, CSIC, Camí de Santa Bárbara s/n, 17300 Blanes, Girona*

El papel de las asociaciones de estudiantes de biología marina en la docencia universitaria y la divulgación social

Joan Josep Soto Àngel[a], María Fuertes[b], Melissa Acevedo[c], Álvaro Luis Peña Cantero[a]

La biología marina, ecología marina, oceanografía biológica o el resto de denominaciones que recibe el estudio de los seres vivos que habitan los diferentes ecosistemas marinos, ha tenido desde sus inicios una proporción considerable de la carga lectiva en los planes de estudio de la mayoría de facultades de biología del país. No obstante, salvo contadas excepciones, en la presente era del surgimiento de nuevas especialidades en forma de grado o posgrado, la carga docente de la biología marina en particular, y las ciencias naturales en general, se está viendo eclipsada por un exponencial aumento de las titulaciones relacionadas con la parte más aplicada de la biología, en un lógico impulso de satisfacer la demanda social y las necesidades mercantiles de las bolsas de trabajo. Así pues, mientras que carreras como biomedicina, bioquímica y biotecnología, gozan de su periodo de máximo esplendor académico, las materias relacionadas con el trabajo más naturalístico están reduciendo drásticamente su presencia en los planes de estudio hasta límites irreconocibles hace tan solo unas pocas décadas.

En este sentido, en un intento de maximizar la presencia de la biología marina en el ambiente universitario, son numerosos los ejemplos de asociaciones de estudiantes que tratan de fomentar, promover y potenciar la realización de actividades y eventos de diversa índole relacionados con el ambiente marino. Estas agrupaciones juegan un papel clave en la organización y/o impartición de actividades de carácter académico englobadas en el seno sociocultural de la Universidad, tales como cursos, congresos, exposiciones, seminarios y otras actividades de carácter científico o divulgativo con la biología marina como eje vertebrador. Además, su tarea no se restringe a la formación universitaria, sino que emprenden acciones concretas con el fin de implicar y concienciar a la sociedad en el cuidado, la estima y la protección del medio natural marino mediante actividades divulgativas orientadas al público general, que permitan dar a conocer la gran riqueza de nuestro patrimonio natural sumergido.

Con estas premisas, las asociaciones de estudiantes de biología marina tienen un común la creación de un entorno de autoaprendizaje donde desarrollar competencias relacionadas con el medio marino, estableciendo así un punto de inflexión en la concepción global de la biología marina, tanto por parte de los estudiantes universitarios, como por la sociedad en general.

[a] *Biodiversitat i Evolució de Cnidaris. Insitut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva. Universitat de València (joan.soto@uv.es).*
[b] *Alumna de la Facultad de Biología. Universidad de La Laguna. Tenerife.*
[c] *Departament de Biologia Marina i Oceanografia. Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC). Barcelona.*

Research submersible ICTINEU 3, a tool to serve the scientific community

Carme Parareda Sala[a], Pere Forès Malleu[a]

Introduction

The company ICTINEU Submarins has designed, developed and built a new generation of manned submersible. The vehilcle, named ICTINEU 3 as a tribute to Narcís Monturiol and his first Ictineus, is a modern submarine, designed and built with cutting-edge technology in order to achieve a very versatile and highly operational vehicle. It incorporates outstanding innovations with respect to the other submarines that are currently on the market, in terms of design, construction materials, and in particular its energy system.

The ICTINEU 3 is a scientific submersible, a work class vehicle with high capabilities for work, observation and intervention. It has been designed for 1.200 meters depth, and a crew of three: one pilot and two observers (passengers). It will be certified and classified by Germanischer Lloyd according to the highest standards of quality and safety.

Design and performance

When the team though about building a submersible, the first thing in mind was science and ocean exploration. All the development of the vehicle has been focussed on achieving a very versatile tool, capable for a wide range of tasks, from ocean observation to industrial works and even leisure, but always focusing on research capabilities.

So at the design phase it was decided that it had to be easy in operation, highly automated and efficient. The main goals to be achieved were: high observation capabilities, very low weight (<6 tones), easy to transport and operate worldwide, highly operational and passenger access from sea. It might seem only a few goals, but it has been a really difficult challenge to accomplish them all together. It has taken 8 years of development. Main facts and performance are described next.

The pressure hull is 1.7 meters in diameter and it has two acrylic domes, one on top (entry hatch) and one in front, 1.5m in diameter. The position of the front dome has an inclination of 10 degrees forward in respect of the vertical, so the vision on the sea floor is improved This allows the three passengers a large field of view and excellent capabilities for ocean observation, as well as the possibility to take high quality photography and video recording from inside, without the need of special pressure tolerant cameras and housings. In fact it's the first vehicle to go below 1000m with an hemispherical acrylic window. Ergonomics have also been taken in account so working in a sub does not mean any more uncomfortability.



Figure 1. Image of unfinished submersible assembly and detail of visibility in the front acrylic window, in summer 2011

[a] *ICTINEU Submarins (cpareda@ictineu.net)*

The weigh of the vehicle will be about 5.300kg, a very reduced weight for a 1.200m and 3 people rated submarine, so it can be operated from most research vessels. As it has a very reduced size it can fit in a 20 feet open-top container, so it's easy to transport to the work place by road, ship or air.

Passengers can go in/out from water surface in good sea state, what makes easier the exchange of passengers, without the need of lifting and recovery operations from mother ship every time a shift is needed. It can also be towed from harbour if working area is near the coast.

The power system is based on last generation lithium-ion-polymer batteries, which give the vehicle a high power capacity: 30kW continuous, 42 kWh (10 hours full autonomy at normal load capacity). This means that it is able to work for more than 8 hours with thrusters, lights and all instruments and sensors simultaneously, and can travel up to 20 miles underwater.

Propulsion and manoeuvring are based on a complete 6 controllable degrees of freedom system. The configuration of the 8 thrusters, 2,5kW each, provide a vectorial propulsion system on 5 axis: 3 translation (XYZ), 1 yaw, 1 roll. Trimming (pitch) is provided by internal buoyancy tanks, that also provide the buoyancy system, so that Z axis is redundant (thruster and ballast). Piloting is done by a PLC- assisted console: 1 joystick, 3 axis (advance, lateral translation and yaw), plus 12 manoeuvring control buttons (buoyancy, pitch, up/down).



Figure 2. Illustrations of ICTINEU 3 configuration and detail of basket and manipulators

As it is said, it has always been a must the versatility and capacity of operation of the vehicle. In this sense the power and communications system has been dimensioned in order to be able to adapt to any task and mission requirements. A sensors platform has been designed in a way that it is capable to upload any instrument or sensor from the client in an easy and quick way. This is done through an oil filled, pressure tolerant junction box, with 18 extra shielded twisted pairs for connections, and a choice of 12VDC or 24VDC in series for power. Inside the pressure hull, direct access to distribution board is allowed.

The payload of the submersible is 300kg that can be distributed between instrumentation, samples collection or any tools or markers to be placed on the sea floor. A basket will be available for that purpose in front of the vehicle. Front protection bars pay also the role of masts and support for cameras, flashes and other instrumentation that can be easily fixed on them.

As basic equipment the vehicle will have an underwater telephone, VHF for surface communications, flux-gate compass, GPS, sonar, altimeter, redundant depth control, Doppler velocity log, 6 LED lights and a couple of 6-function hydraulic manipulator. Additionally, a CTD and multi-parametric probe will be always mounted on board, continuously logging data. Information recorded during the mission and during the ascent and descent along the water column will be available to the scientific community after each dive. The Doppler velocity log, a Teledyne Workhorse Navigator, can be used also as a current profiler.

Table 1 Technical specifications of the ICTINEU 3 vehicle

General Specifications	
Max. Operating depth	1200 m
Weight in air	5300 kg
Length	4800 mm
Beam	1950 mm
Height	3000 mm
Hatch diameter	540 mm
Main (front) acrylic window diam.	1200 mm
Hatch acrylic window diameter	540 mm
Crew	1
Passengers	2
Payload	300 kg
Classification authority	Germanischer Lloyd

Life Support	
Daily life support	24 hours for 3 people
Emergency life support	+ 96 hours for 3 people
Atmospheric control by 2 digital O_2 and CO_2 analysers	

Buoyancy and trimming	
Diving tanks	600 L
Buoyancy tanks	240 L
Trimming	+/- 3 deg

Safety devices	
Emergency drop weigh	500 Kg
Diving tanks	600 L
Emergency buoy	1800 m long rope
Total buoyancy generation of	800 Kg at max. Depth

Propulsion	
Stern thrusters	4 x 2,5kW, 43Kg
Manoeuvring thrusters	4 x 2,5kW, 43Kg

Batteries	
Main group 150V, 42kWh	Lithium-ion-polymer
Service and Emergency group	24V, 1,3kWh
Working autonomy	10h
Emergency autonomy	5 days

Dynamic Characteristics	
Maximum surface speed	2,5 Knots
Maximum submerged speed	4,2 Knots
Cruising submerged speed	1,5 Knots
Autonomy range at cruising speed: 20 nautical miles	

Equipment
Underwater telephone
VHF for Surface communication
Flux-gate compass
GPS
Sonar
Altimeter
Depth control by two analogue depth gauges and one digital pressure sensor
Doppler Velocity Log
8 LED Lights of 6,000 Lumen each
6- function hydraulic manipulators
Basket for sampling
CTD multi-parametric probe with pH sensor, ORP (Redox) sensor, Dissolved Oxygen sensor, Fluorometer.

Status of project

The design of ICTINEU 3 submersible started in 2004, engineering and pressure hull calculations started in 2008 and main construction works in 2009. Eight years later the vehicle is about to be finished. All engineering has been finished, as well as the construction of pressure hull, exostructure, tanks, etc. All equipment is ready for final assembly and testing. Final certification, sea trials and classification are expected for second half of 2012. One of the main steps in the construction of a submersible is the pressure test of the pressure hull, that for ICTINEU 3 was successfully completed in summer 2011.

Operation and missions

Once the vehicle is finished, the company will operate the submersible and give diving services to any client that is interested in. Operation of ICTINEU 3 submersible is though in different ways, so it can be adapted to different needs and budget of clients.

Normal operation should be that carried on during a scientific campaign, on board of a research vessel, with one pilot and two observers or researchers. A daily mission of 8 hours can be run, and a time lapse of 5 hours is needed to re-charge the batteries. Implementation of instrumentation and sensors can be done previously or on board. Campaigns can last several weeks provided that enough oxygen bottles have been boarded on mother ship.

If operation is needed near the coast, the vehicle can be as well towed from harbour.

Due to its small size and lightweight, the vehicle can be transported to any country or any ocean by different transportation means: road, air-plane, ship.

It is expected to establish an operation centre in the Costa Brava, Catalonia, in the western Mediterranean sea. That will provide easy access and operation to all the deep canyons existing in that area. It's expected to make a good contribution to the knowledge of the area ecosystems, geomorphology, dynamics and archaeology.

New models are being explored to fund research and exploration projects. In this way the company is studying to implement a

formula where leisure clients can pay for a scientific dive, and join together in a fruitful experience. Biologists, geologists, oceanographers or archaeologists would be able to make free dives to run their works, and normal people should be sensitized about the importance of ocean research and exploration. Even influential people, decision-makers, might happen to make dives in this conditions, with a positive result in a better management of our seas.

Collaboration

CTINEU Submarins SL wants to collaborate with the scientific community, and contribute to the better understanding of the seas and oceans. To provide new data and knowledge to help us understand the mechanisms behind their complex ecosystems, to help to improve their management and exploitation, and ultimately to improve the coexistence between humans and this great unknown world.

We glimpse different ways of collaboration, aside of typical scientific campaigns -not affordable by all the scientific community. An approach should be made between researchers and vehicles operators to optimize the technological resources available.

This submersible can be used as a test platform for new instrumentation and applications. It can upload instrumentation for systematic oceanographic data logging without the need of a researcher on board. Photography and filming can be taken by the submarine crew from locations of interest previously agreed with researchers. During non-scientific work, for instance tourism dives or industrial work, probably a big amount of footage will be produced. As it will be georeferenced, it can be provided to researchers for species identification. If tourist dives are made in a normal basis, points of interest can be revisited and sampled or pictured for a follow-up.

The ICTINEU 3 team is eager and open to proposals for cooperation to the improvement of the oceans knowledge.

El mar a fondo: un proyecto educativo que acerca el mar a la escuela y a la sociedad

Josep-Maria Gili[a], Begoña Vendrell Simón[a]

En términos generales, el estudio de las ciencias naturales en el currículum de educación formal pretende que los estudiantes conozcan y entiendan el mundo natural. A menudo, resulta difícil mostrar la complejidad de la naturaleza dentro de las aulas. Una manera de hacerlo es generando interrogantes que el alumnado pueda resolver a través de la obtención de resultados derivados de emplear la metodología y las teorías científicas. Es justamente esta competencia científica la que hace falta que los alumnos aprendan a adquirir. La búsqueda de sencillez en los planteamientos y su situación en contextos locales y cercanos pueden ayudar a desarrollar esta competencia científica, creando un proceso de enseñanza-aprendizaje que implique al alumnado activamente. El mar ofrece un escenario idóneo para este tipo de actividades; además, el contacto directo del alumnado con la naturaleza puede favorecer la motivación y el espíritu de aprendizaje entre los estudiantes. «El mar a fondo» es un proyecto creado y desarrollado en colaboración entre el Instituto de Ciencias del Mar (ICM-CSIC) y la Fundación "la Caixa". Este proyecto acerca el conocimiento sobre los mares y océanos al ámbito educativo mediante varias propuestas didácticas. A partir de una plataforma virtual se podrá acceder a los contenidos educativos y participar activamente en el proyecto tanto desde centros escolares como desde el ámbito particular. El proyecto «El mar a fondo» se organiza en dos grandes bloques:

1. Vídeos originales, de corta duración, que versan sobre unidades temáticas diversas relacionadas con el mar, acompañados de guías didácticas (para profundizar más en los diferentes temas tratados) y de propuestas de actividades didácticas relacionadas con los contenidos de los vídeos o de las guías.

2. Actividades de investigación que se realizan desde los centros educativos, con materiales sencillos y siguiendo protocolos de muestreo y análisis de diferente grado de complejidad. Estas actividades de investigación ofrecen, por lo tanto, el tratamiento experimental de contenidos curriculares tanto de la educación primaria como de la educación secundaria. A través de la página web, los participantes intercambiarán resultados, impresiones, ideas y materiales, creando un diálogo entre alumnado, profesorado e investigadores.

La metodología básica del proyecto es la creación de contenidos a través de la página web. Cada bloque de contenidos comprende sus propios métodos. Todos los contenidos están encaminados al trabajo de la competencia científica, la aplicación de la metodología científica y la adquisición de conocimientos específicos y transversales sobre la temática marina. A través de los foros de cada actividad ofrecida se establece un diálogo constante entre alumnado y profesorado de los distintos centros educativos, así como entre estos colectivos y los científicos vinculados al proyecto. Con este proyecto, pues, se pretende crear nuevos recursos educativos para docentes y educadores, de modo que el medio marino pueda ser una fuente nueva y a la vez complementaria para abordar los contenidos del currículum escolar y para nutrir, en la práctica y en la teoría, los planes docentes de los centros educativos.

[a] *Departament de Biologia Marina, Institut de Ciències del Mar (CMIMA-CSIC), 08003 Barcelona (gili@icm.csic.es)*

Modelling spatial and temporal variability of intertidal *Zostera marina* on the Ems estuary, Dutch Wadden Sea

Mireia Valle[a], Blas M. Benito[b], Marieke van Katwijk[c], Dick de Jong[d], Ángel Borja[e], Guillem Chust[a]

Eelgrass and its habitats are protected under different environmental frameworks at global, European and national scales. Intertidal habitat forming species, such as the annual flexible type of *Zostera marina*, have a high year-to-year variability in extent and location, being local extinction and (re-)colonization part of their inherent dynamics. Thus, to achieve the conservation goals in this case, potentially suitable eelgrass habitats more than only existing eelgrass habitats should be protected. That would increase the population chances to yearly recover. Therefore, in this context it is extremely important to have an estimation of the total potential area of seagrass occurrence (Bos *et al*., 2005). Such estimation can be performed using Species Distribution Modelling (sensu Guisan and Zimmermann 2000; SDM hereafter). Nowadays, there is a large extent of techniques to build SDMs, some have been applied before to eelgrass in Northern Europe by van Katwijk *et al*. (2000), Bos *et al*. (2005) and Bekkby *et al*. (2008). An adequate selection of the modelling algorithm is critical for habitat distribution modelling (Elith *et al*., 2006), and variable selection is also an important step in the construction of a SDM (e.g. Guisan and Zimmerman, 2000; Valle *et al*. 2011).

Seagrass beds inhabiting the Ems estuary (Dutch Wadden Sea, Netherlands) have been monitored on a yearly basis since mid-1990s, by the Directorate-general for Public Works, under the framework of the biological monitoring program from the Dutch Government. Monitoring has been carried out on both, aerial and ground surveys. Hence, data on species presence from year 1995 to year 2009 (with year 1998 missing) were available and transformed into permanency year (number of years that one cell have been occupated). Data on different environmental variables which are known to affect the species distribution were also available and collected as GIS layers. Three different types of habitats were classified from the permanency data by linear discriminant analysis and under expert knowledge, 'core' habitat (from 10 to 13 years of permanency), 'moderately stable' habitat (from 6 to 9 years) and 'boundary' or 'dynamic' habitat (from 1 to 5 years) (Figure 1).

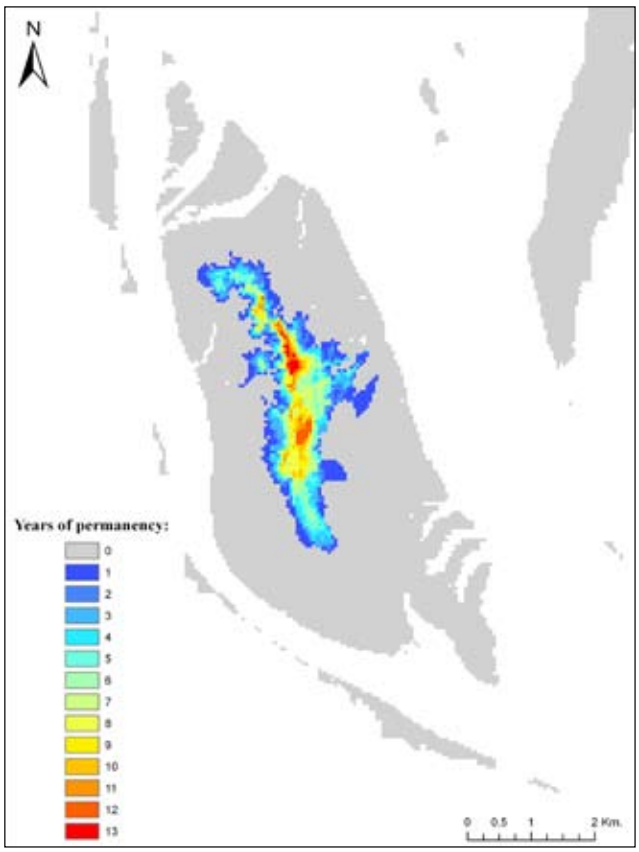


Figure 1: Map on species permanency. From 10 to 13 years: 'Core' habitat; from 6 to 9: 'Moderately stable' habitats; from 1 to 5: 'Boundary' or 'Dynamic' habitats.

Correlation between environmental predictors was assessed to avoid multicollinearity, setting the rejection threshold at 0.6 *Pearson* correlation index. SDMs were build using the following predictor variables: current velocity and wave exposure (regarding to water dynamics); depth and slope (regarding to topography); silt content of the sediment; ammonium load and salinity (regarding to sediment and water characteristics). Pseudo-absences were created for modelling purposes avoiding spatial overlap with the

[a] *AZTI-Tecnalia; Marine Research Division; Txatxarramendi irla z/g, 48395. Sukarrieta, Spain (mvalle@azti.es)*
[b] *University of Granada; Department of Ecology, Andalusian Environmental Centre. Avda. del Mediterráneo s/n. 18006. Granada, Spain.*
[c] *Radboud University Nijmegen; Department of Environmental Science; Institute for Wetland and Water Research, PO Box 9010, NL-6500 GL Nijmegen, The Netherlands.*
[d] *Directorate-general for Public Works and Water Management, Division Zeeland of the Ministry of the Infrastructure and Environment; PO Box 8039, NL-4330 EA Middelburg, The Netherland*
[e] *AZTI-Tecnalia; Marine Research Division; Herrera Kaia, Portualdea z/g, E-20110 Pasaia, Spain*

presences. The spatial aggregation of the presence data points was reduced by ensuring a minimal distance of 100 metres between consecutive points in order to avoid spatial autocorrelation.

Twelve different SDM algorithms were calibrated in order to find the best model for each type of the classified seagrass habitat. The used algorithms are implemented in, *R* packages (R development core team, 2012); *OpenModeller*, a niche modelling library (Muñoz *et al*., 2009), and *MaxEnt*, a software based on the maximum-entropy approach for species habitat modelling (Phillips *et al*., 2006). To achieve a more robust forecast, different ensembles of models were also produced by arithmetic average (Araújo and New, 2007; Marmion *et al*., 2009) (Table 1).

Table 1. Summary table of applied algorithms to model potential distribution of *Zostera marina* habitats. Id numbers are related to the numbers in AUC graphics from Figure 2.

Group of SDMs	Id	Algorithm	Platform	References
Ecological distance	**1**	Chebyshev	Openmodeller	Muñoz et al., 2009
	2	Euclidean	Openmodeller	
	3	Mahalanobis	Openmodeller	
	4	Manhattan	Openmodeller	
Emsenble forecasting	**5**	Enemble1: All models	Arithmetic mean in Quantum Gis	Elith et al., 2006
	6	Ensemble2: MaxEnt+Boosted Regression Trees+ Generalized Additive Models + Generalized Linear Models Multivariate Adaptative Regression Splines		
	7	Ensemble3: Distance based models		
	8	Ensemble4: Machine learning based models		
	9	Ensemble 5: Regression based models		
Machine learning methods	**10**	Boosted Regression Tree	R package: dismo	Hijmans et al., 2012
	11	MaxEnt	MaxEnt software	Phillips et al., 2006
	12	Artificial Neural Networks	R package: nnet	Venables and Ripley, 2002
	13	Random Forest	R package: randomForest	Liaw and Wiener, 2002
	14	Support Vector Machines from Openmodeller	R package: kernlab	Karatzoglou et al., 2004
Regression-based models	**15**	Generalized Additive Models	R package: gam	Hastie, 2011
	16	Generalized Linear Models	R package: dismo	Hijmans et al., 2012
	17	Multivariate Adaptative Regression Splines	R package: earth	Milborrow et al., 2012

Area Under the Curve (AUC) evaluation method (Fielding and Bell, 1997) was applied in order to select the best distribution model or ensemble of models for each type of habitat. Evaluation was performed by data-splitting and cross validation was undertaken with 5 groups with replacement using pseudo-absences, where 70% of the presence points were used to calibrate the model and 30% to evaluate it.

For 'core' habitat and 'moderately stable' habitat the modelling technique which performed better, regarding to the AUC index, was the ensemble 1, build averaging all the models (AUC values 0.977 and 0.970, respectively) (Figure 2, see Id number in Table 1 to identify the algorithms). In the case of the 'boundary or 'dynamic' habitats, it was the ensemble 5, build averaging the regression-based models, with an AUC value of 0.917 (Figure 2, see Id numbers in Table 1 to identify the algorithms).

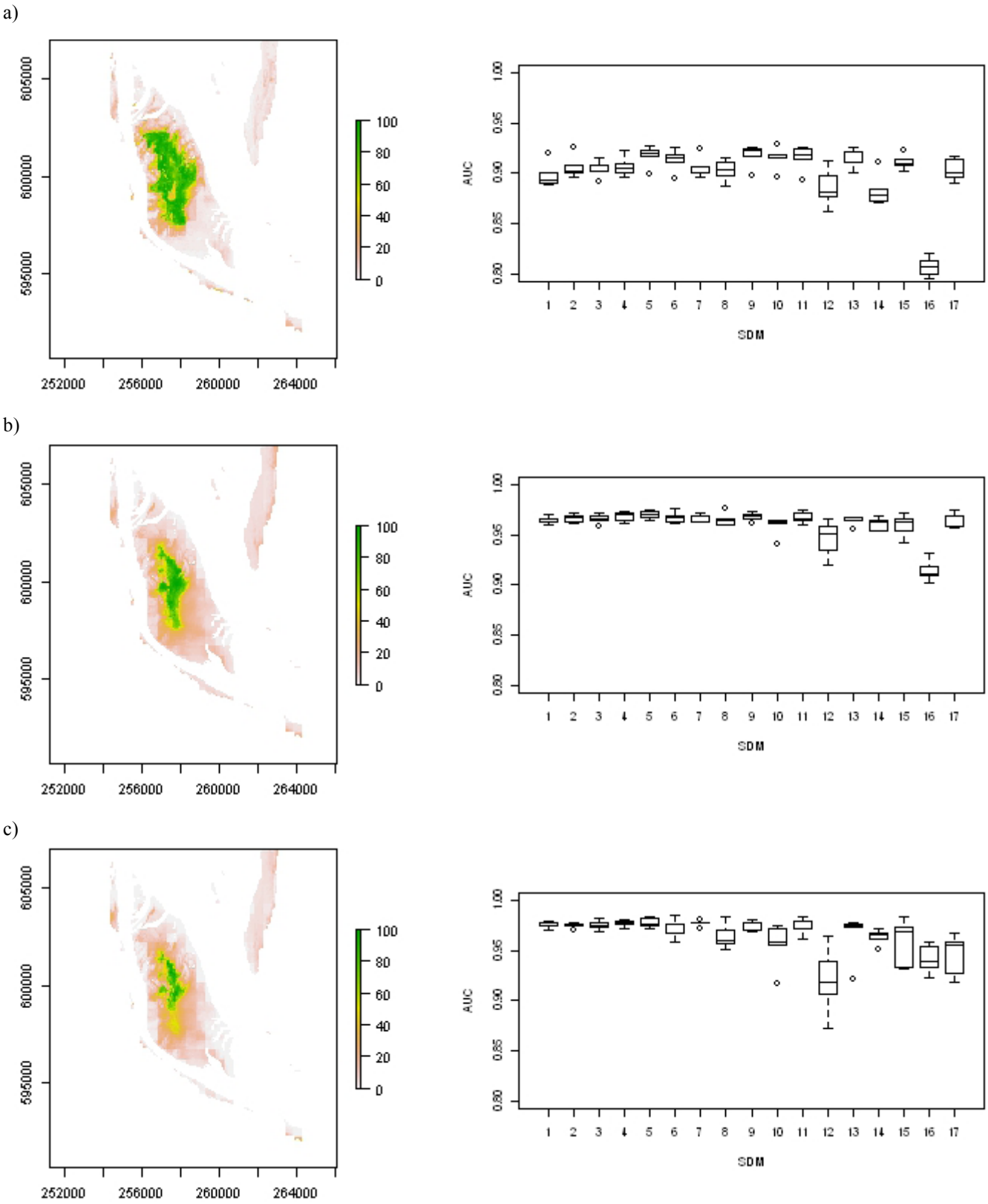


Figure 2. Geographic distribution probability maps and box plot graphics for Area Under the Curve (AUC) evaluations values. a) results for 'boundary' or 'dynamic' habitats; b) results for 'moderately stable' habitats; and c) results for 'core' habitats. See Id number in Table 1 to identify the algorithms.

Variable importance was tested for each model and differences were detected. For 'boundary' or 'dynamic' habitats variables such as wave exposure, depth, silt content of the sediment and current velocity were those which explained more the distribution (in order of importance), whereas, for 'stable' and 'core' habitats, the distribution was more explained by silt content of the sediment, wave exposure, current velocity and salinity.

Influence of water dynamics in seagrass distribution is well documented (e.g. Fonseca and Bell, 1998). The higher importance of wave exposure in the 'dynamic' habitat may be related to the severe effects that wave action has in those areas due to the continuously varying drag force on the leaves (Bos *et al*., 2005). The predominantly deeper distribution of this type of habitat, regarding to the distribution of 'moderately stable' and 'core' habitats, could yield to more water dynamics (namely wave dynamics). Those dynamics were found to directly determine the lower limit of *Zostera marina* in the Wadden Sea by van Katwijk and Hermus (2000). In addition, increased erosion and sedimentation was also found to negatively affect *Zostera marina* establishment (van Katwijk *et al*., 2000), which could be related to the low permanency of the 'dynamic' habitat. Silt content had more variability in the innermost areas than in outer areas, thus the higher importance of this variable in both habitat types, 'moderately stable' and 'core' could be explained. van Katwijk *et al*. (2000) accounted that areas with a diverse morphology were suitable for this species, as shelter and prevention of a rapid water runoff is provided.

Three different habitat distribution models have been selected for each habitat type ('core', 'moderately stable' and 'boundary' or 'dynamic' habitat); differences between models have been detected regarding to variable importance and geographical probability distribution. This study could help on the management and conservation of seagrass meadows. Ongoing research will analyse the distance to the 'core' habitat populations, as it seems to be a key factor for the occurrence of seagrass habitats. *Zostera marina* seed movement is limited to short distances (Orth *et al*., 1994) and therefore, proximity to a donor population is high relevant for the establishment of new colonizing specimens. A permanency time probability model will be built using that proximity as a predictor factor. As it has been mentioned previously, and considering our findings, the protection of an area surrounding the beds is highly recommended for an appropriate conservation of these dynamic populations. A combination of the models used here can be very helpful in determining how far such a surrounding area might stretch. The results from this analysis will be tested in the future in the seagrass beds inhabiting the Iberian Peninsula.

References

Araújo, M. B. and New, M., 2007. Ensemble forecasting of species distributions. Trends in Ecology & Evolution. 22:42-47

Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., Bakkestuen, V., Longva, O., Christensen, O., Isæus, M. and Isachsen, P.E., 2008. Spatial probability modelling of eelgrass (*Zostera marina*) distribution on the west coast of Norway ICES Journal of Marine Science. 65(7):1093-1101

Bos, A.R., Dankers, N., Groeneweg, A.H., Carin, D., Hermus, R., Jager, Z., de Jong, D.J., Smit, T., de Vlas, J., van Wieringen, M., van Katwijk, M.M., 2005. Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the western Wadden Sea: monitoring, habitat suitability model, transplantations and communication. In: Herrier, J.-L., Mees, J., Salman, A., Seys, J., Van Nieuwenhuyse, H., Dobbelaere, I. (Eds.), Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005'- International Conference on Nature Restoration Practices in European Coastal Habitats. VLIZ Special Publication, 19, pp. 95-109, Koksijde, Belgium; xiv+685

Fielding, A. H. and Bell, J. F., 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. Environmental Conservation. 24:38-49

Fonseca, MS, Bell, SS, 1998 Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. Marine Ecology Progress Series. 171:109–121

Guisan, A., Zimmermann, N., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling 135:147-186.

Hastie, T., 2011. gam: Generalized Additive Models. R package version 1.06.2. http://CRAN.R-project.org/package=gam

Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick, J. and Elith, J., 2012. dismo: Species distribution modeling. R package version 0.7-17. http://CRAN.R-project.org/package=dismo

Karatzoglou, A., Smola, A., Hornik, K., Zeileis, A., 2004. kernlab - An S4 Package for Kernel Methods in R. Journal of Statistical Software 11(9), 1-20. URL http://www.jstatsoft.org/v11/i09/

Liaw. A. and Wiener, M.,2002. Classification and Regression by randomForest. R News 2(3):18-22.

Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R.K., Thuiller, W, 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. Diversity and Distributions. 15:59-69

Milborrow, S. Derived from mda:mars by Hastie, T. and Tibshirani, R., 2012. earth: Multivariate Adaptive Regression Spline Models. R package version 3.2-3. http://CRAN.R-project.org/package=earth

Muñoz, M.E.S., Giovanni, R., Siqueira, M.F., Sutton, T., Brewer, P., Pereira, R.S., Canhos, D.A.L. & Canhos, V.P., 2009. OpenModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. GeoInformatica. DOI: 10.1007/s10707-009-0090-7

Orth, R.J., Luckenbach, M. and Moore, K.A., 1994. Seed Dispersal in a Marine Macrophyte: Implications for Colonization and Restoration. Ecology .75(7): 1927-1939Phillips, J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling 190: 231-259

R Development Core Team (2012). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org/

Valle, M., Borja, Á., Chust, G., Galparsoro, I., and Garmendia, J.M., 2011. Modelling suitable estuarine habitats for *Zostera noltii*, using Ecological Niche Factor Analysis and Bathymetric LiDAR. Estuarine, Coastal and Shelf Science 94:144-154

van Katwijk, M.M., Hermus, D.C.R., 2000. The effect of physical disturbance on *Zostera marina* L. transplantations in the Dutch Wadden Sea. Marine Ecology-Progress Series 208:107-118

van Katwijk, M.M., Hermus, D.C.R., de Jong, D.J., de Jonge, V.N., 2000. Habitat suitability of the Wadden Sea for *Zostera marina* restoration. Helgoland Marine Research 54:117-128

Venables, W.N., and Ripley, B.D., 2002. Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0

Modelling sensitive elasmobranchs habitat

Maria Grazia Pennino[a], Facundo Muñoz[b], David Conesa[b], Antonio López-Quílez[b], José Maria Bellido[a,c]

Introduction

Worldwide, there is an increasing concern over the exploitation of elasmobranchs because their biology makes them highly vulnerable to overexploitation and to environmental changes compared with the majority of teleosts species (Dell'Apa *et al*., 2012). Most elasmobranchs are predators at or near the top of marine food chains and thus play an important role in marine ecosystems, potentially regulating, through predation, the size and dynamics of their prey populations (Steven *et al*., 2000). Their removal could affect on the structure and function of marine ecosystems, inducing changes in the trophic interactions at the community level due to selection removal of predators or prey species, competitors and species replacement.

In the Mediterranean Sea, this is of particular concern since sharks and rays make up a important percentage of the by-catch (Carbonell *et al*., 2003) and their mobile nature makes them potentially accessible to several fisheries at various bathymetric ranges (Ferretti *et al*., 2009). Evidence of changes in the number of elasmobranchs and decreases in the abundance of some species (e.g. *Raja clavata* and *Dipturus batis*) throughout the last decade have been reported for all the Mediterranean Sea and in particular for the highly exploited area Gulf of Lions (Abdulla, 2004).

The European Commission adopted in 2009 the first Action Plan for the conservation and management of elasmobranchs with the aim rebuilds their stocks under threat, and to set down guidelines for the sustainable management of the fisheries concerned (Mendoza *et al*., submitted). Moreover, the implementation of the ecosystem approach to fisheries management contemplates the protection of vulnerable habitats, policy to reduce by-catches and the study of the current and expected impacts to prepare efficient strategies in order to preserve the marine environment and in particular its living marine resources (Katsanevakis *et al*., 2009). To this end, the needed requirement is a solid knowledge of species-environment relationships (*Massutí & Moranta, 2003*) in order to assess the ecological role, biology, distribution, and life-history stages of elasmobranchs.

The present study focused on understanding the spatial distribution of the three most captured species (*Scyliorhinus canicula*, *Galeus melastomus* and *Etmopterus spinax*) by trawl commercial vessels in relation to environmental, geological and geographical factors along the continental shelf and slope of the Western Mediterranean Sea. Our aim is to identify the sensitive habitat of elasmobranch species for their conservation and as a reference point for the monitoring of future trends in the same area and comparison with other Mediterranean areas. With this purpose we used a Bayesian hierarchical spatial modelling to estimate and predict the probabilities of occurrence of the studied elasmobranch species, incorporating the extrinsic factors of habitats as covariates. In addition, in order to verify if the same species-environment interactions also affect other elasmobranch species less fished, Cluster Analysis (CA) and Multi Dimensional Scaling (MDS) techniques have been applied to bottom trawl surveys analyzing the species assemblages.

Material and methods

The study was carried out in the Western Mediterranean (FAO division 37.1.1). However, for practical purposes of the present study, this area is considered in its narrower sense including only the Gulf of Alicante, between 37º15.6'and 38º 30.0' N, and 1º 0.0' W and 0º 30.0' E (*Figure 1*). The Gulf of Alicante has a surface area of 3, 392 km^2 and an average shelf width of approximately 32 km.

The largest fleet is the bottom trawl, with 169 vessels landing an average of 8,000 t per year. Trawling seabed usually takes place on the shelf, yielding a multispecific catch, European hake *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) being one of the main target species. Other species commonly caught are red mullet *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758), striped red mullet M*ullus surmuletus* (Linnaeus, 1758), octopus (*Octopus vulgaris* Cuvier, 1797), angler fish (*Lophius* spp. Artedi, 1758) and blue whiting (*Micromesistius poutassou* Risso, 1826).

[a]*Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Murcia. C/ Varadero 1. San Pedro del Pinatar. 30740. Murcia. Spain. (grazia.pennino@mu.ieo.es)*
[b]*Departament d'Estadística i Investigació Operativa. Universitat de València.C/ Dr. Moliner 50. Burjassot. 46100. Valencia. Spain.*
[c]*School of Biological Sciences, University of Aberdeen, Tillydrone Avenue, AB24 2TZ Aberdeen, Scotland,UK.*

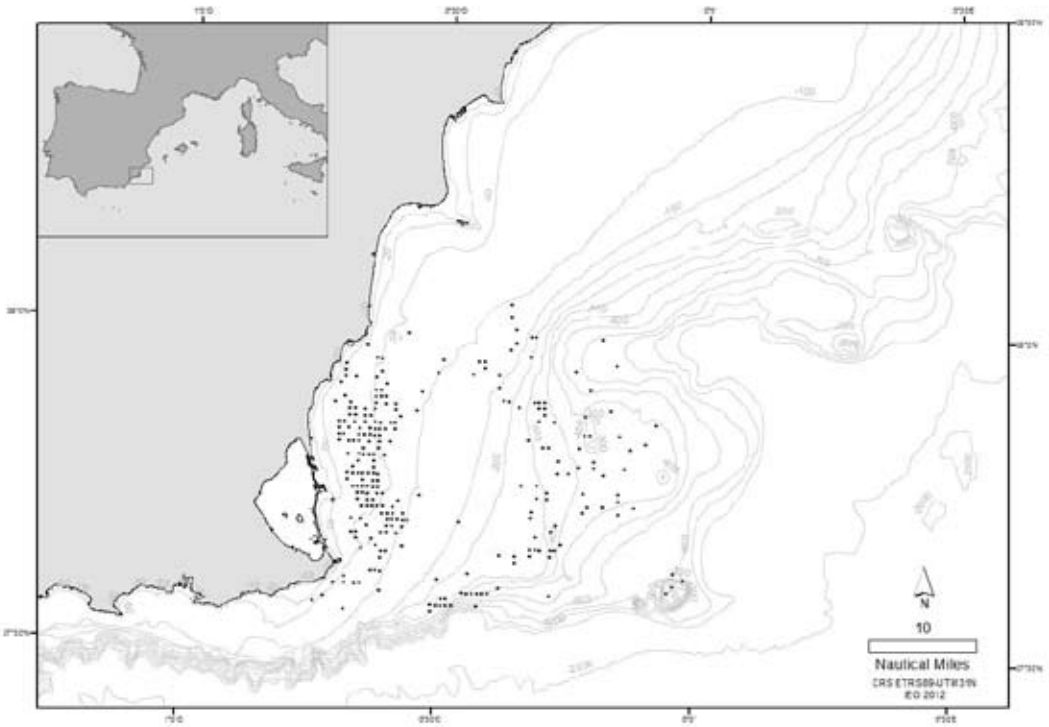


Figure 1. Map of the study area with the sampling locations indicated by black dots.

The data set includes 399 hauls of 25 different trawler vessels and has been provided by the Instituto Español de Oceanografía (IEO, Spanish Oceanographic Institute). The IEO provides the national input of the European Observers Programme for collecting fishery-dependent data. In particular, they collect samples from the commercial fleet with observers on board. This sampling has been carried from the 2003, usually involving about 2-3 observations every month. From this database we have used the geographical location and occurrence of the elasmobranch species for each haul. The fisheries were multispecies and none of the elasmobranchs were target species.

Extrinsic factors influencing the spatial distribution of elasmobranch species used are depth, which is often the main gradient along which faunal changes occur when analyzing shelf and upper slope assemblages (Kallianiotis *et al*., 2000), type of substratum (Demestre *et al*., 2000) and physical characteristics (such as Sea Surface Temperature (SST) and chlorophyll-*a*) of the water masses (Maravelias *et al.,* 2007). Bathymetry and type of substratum data was obtained from the IEO geo-viewer, accessible by the website of the Spanish Institute of Oceanography (http://www.ieo.es). The environmental satellite data, such as the monthly mean of chlorophyll-*a* and SST), has been extracted from the SeaWiFS (http://oceancolor.gsfc.nasa.gov).

Bayesian hierarchical spatial models were developed using occurrence data of the three most captured species (*Scyliorhinus canicula*, *Galeus melastomus* and *Etmopterus spinax*) as the response variable and a logit link function, to predict the mean presence probability of each of the species considered. In particular, assuming that the probability of catching a species is related to its presence, we model the occurrence of each species as a binary process, $Z_i \sim \text{Bernoulli}(\pi_i)$, where Z_i represents the occurrence (1 indicating presence; 0, absence) for each location *i*, and π_i represents the probability of occurrence at location *i*. Then:

Z_i ? $\text{Ber}(\pi_i)$,

$\text{logit}(\pi_i) = X\beta + W_i$

where X_i is the vector of covariates (logarithm of depth, the environmental variables and type of substratum) at location *i*, β is the vector of regression parameters, and W_i are the components of the spatially structured random effect. This model assumes independence between the data. However, the geographical location introduces correlation since occurrence at nearby locations is influenced by similar environmental factors, so close locations should show similar occurrences for each species. The spatial effect, W_i, should collect this influence. The spatial effect was assumed to be temporarily independent because there was no evidence of consistent patterns over time.

Gaussian prior distributions for all the fixed effects in β are considered, while the prior distributions for k and τ, (representing respectively the range and scale parameter of the spatial effect, W_i), are assumed to be log-normal.

The inference has been performed using the R-INLA package (http://www.r-inla.org), which use *Integrated Nested Laplace Approximation* (INLA) (Rue *et al.,* 2009).

In order to predict the occurrence probability for elasmobranch species, especially in non-observed locations, we use the occurrence of the species at a new location as a random variable and compute, in addition to the estimation, a set of likely values together with their probabilities of being the true values at each of those new specific locations (Muñoz *et al.,* submitted).

Several models using different combinations of those covariates were fitted and the Deviance Information Criterion (DIC) introduced by Spiegelhalter *et al*. (2002) was used to compare competing models.

For the other elasmobranch species in which presence data were very limited, has not been possible to compute predictive models. In order to understand if the estimated species-environment interactions of the most fished species affect also other elasmobranch species less fished, multivariate analysis were applied.

Cluster Analysis (CA) and Multidimensional Scaling (MDS) were performed on a Euclidean similarity matrix with the average method, considering occurrence of each species to identify possible differences between the examined habitats. Multivariate analyses were carried out using the R software (R Development Core Team, 2009).

Result

The main predictors of elasmobranch habitats in the western Mediterranean Sea were depth, type of substratum, followed by SST and chlorophyll-*a*.

Habitats associated with hard substrata and sandy beds, mainly from deeper waters, show greater probability of the presence of the studied species than those associated with mud from shallow waters (*Figure 2*). The temperature and chlorophyll-*a* concentration show a negative relationship with elasmobranchs occurrence.

The similarity dendrogram for the trawls hauls revealed the

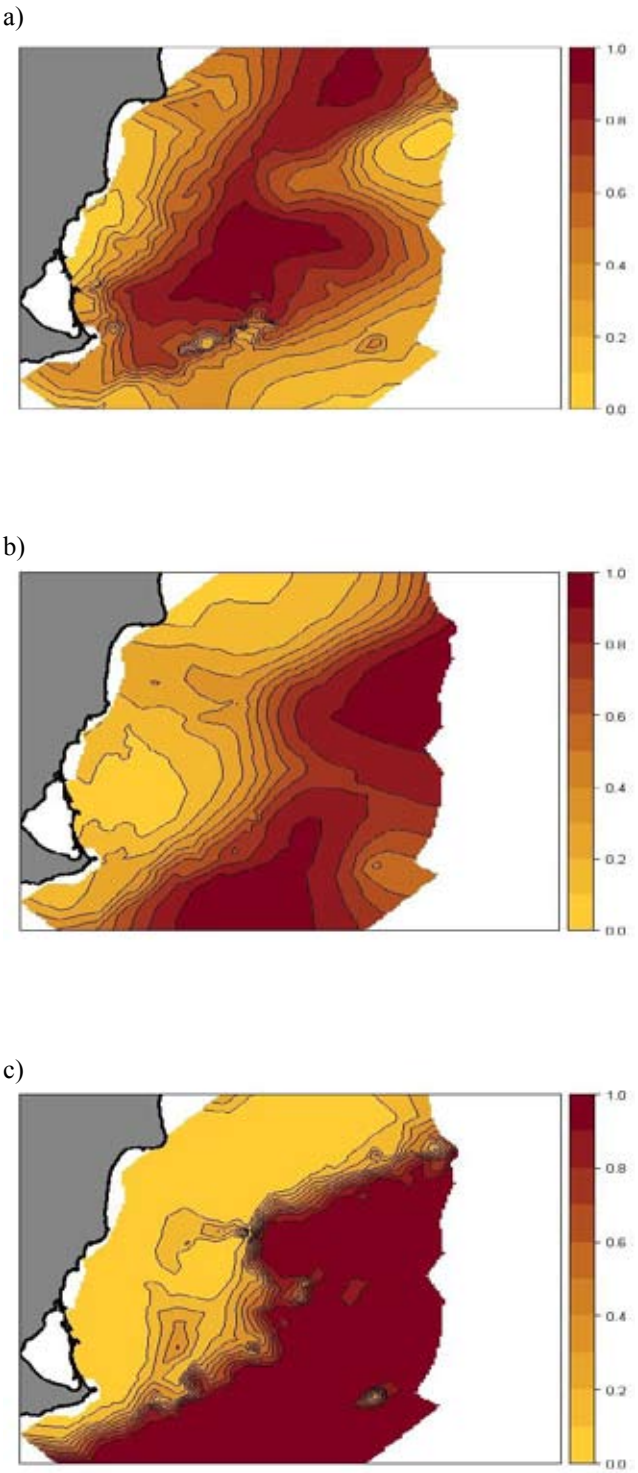


Figure 2. Median of the posterior probability of the presence of the *Scyliorhinus canicula* (A), *Galeus melastomus* (B) and *Etmopterus spinax* (C) in the Gulf of Alicante.

existence of three different assemblages for the elasmobranchs, which were confirmed by the MDS analysis (*Figure 3*). *Squalus acanthias* and *Myliobatis Aquila* form a separate group, *Pteromylaeus bovines* compose an individual group, and all the other elasmobranch species are included in a unique group.

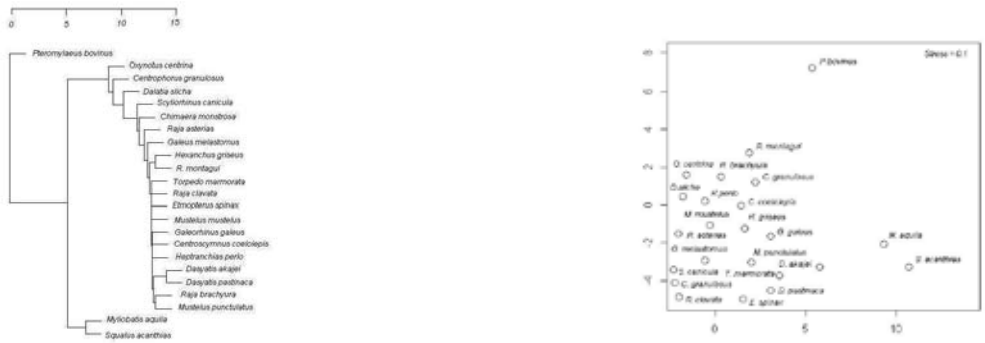


Figure 3. Dendrogram (A) and MDS ordination (B) of elasmobranch samples obtained during bottom trawl commercial hauls carried out in the Gulf of Alicante.

Discussion

Fishery-dependent data were used to improve our understanding of habitat utilization by elasmobranchs in the western Mediterranean Sea, based on Bayesian spatial approach. Model parameters helped quantify habitat utilization and reveal important combinations of environmental variables for those species' habitat. The main predictors of elasmobranch habitats in the western Mediterranean were depth and type of substratum, followed by temperature and chlorophyll-*a*. These patterns were also consistent with those from other studies reporting on habitat utilization by the various species (e.g. *R. brachyura*, *R. montagui* and *S. stellaris* in Ellis *et al.,* 2005; *R. clavata* in Hunter *et al*., 2005; *S. canicula* in Vaz *et al.,* 2008).

Depth has been stated to be the main gradient along which fauna1 changes occur when analyzing shelf and upper slope assemblages (Demestre *et al*., 2000; Kallianiotis *et al*., 2000), and may be related to correlations with other important habitat variables like: productivity, prey and predator distributions, and sediment type. A good knowledge of bathymetric distribution of marketed fish is essential for fisheries management even though depth is not always a causal predictor of fish occurrence.

Our analyses show that the probability of the presence of all the elasmobranch species is greater in deeper waters compared with shallow waters. This also explains the negative relationship between the distribution of temperature, chlorophyll-*a* concentration and elasmobranchs. Shallow and sunlit waters above the continental shelf are usually areas of high productivity and SST mean values, while the deeper waters away from coastlines usually lack sun, nutrients and present low values of chlorophyll-*a* concentration and SST. Consequently, the presence of elasmobranchs is higher in deeper waters where the SST and concentration of chlorophyll-*a* is lower.

This study confirmed the importance of the type of substratum in the patterns of elasmobranchs spatial distribution, as substrate type was included in the best models of all species. Our analysis shows that elasmobranchs prefer hard and sandy substrates while muddy ones affect their occurrence negatively. This preference has already been documented (Skjæraasen & Bergstad, 2000) and probably it is partly attributed to the distribution of their preferred prey, as crustaceans are the most frequently occurring food items in their stomachs (Holden & Tucker, 1974).

There is a specific need to make sure that important habitats are of sufficient extent and quality to maintain available stock, taking into consideration any threats of habitat degradation (e.g. through dredging, aggregate extraction, pollution), from human exploitation (fisheries) and from environmental change. An improved knowledge of the habitat utilization of elasmobranchs is needed for the improved management of both commercial stocks and species of conservation interest and the present study highlighted some of the key areas for the main species in the western Mediterranean Sea. In terms of fisheries management, habitat maps could be used to select areas for improved regional management or technical measures (Wiegand *et al.,* 2011).

Although the present study was limited to three species, multivariate analysis show that of the 23 species of elasmobranchs caught in this area, 20 are fished always jointly with the species examined and share the same habitats. Our results may be helpful for the identification and mapping of marine habitats crucial for the conservation of the whole elasmobranch community.

References

Carbonell, A., Azevedo, M., 2003. Application of non-equilibrium production models to the red shrimp (*Aristeus antennatus* Risso, 1816) fishery in the northwestern Mediterranean. Fishery Research, 65: 323-334.

Dell'Apa, A., Kimmel, D.G., Cló, S., 2012. Trends of fish and elasmobranch landings in Italy: associated management implications. ICES Journal of Marine Science, doi:10.1093/icesjms/fss067.

Demestre, M., Sánchez, P. & Abelló, P., 2000. Demersal fish assemblages and habitat characteristics on the continental shelf and upper slope of the north-western Mediterranean. Journal of Marine Biological Association UK, 80: 981-988.

Ellis, J.R., Cruz-Martinez, A., Rackham, B.D., Rogers, S.I., 2005. The distribution of chondrichthyan fishes around the British Isles and implications for conservation. Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science, 35:195-213.

Farrell, E.D., Clarke, M.W., Mariani, S., 2009. A simple genetic identification method for Northeast Atlantic smoothhound sharks (Mustelus spp.). ICES Journal of Marine Science, 66: 561-565.

Holden, M.J., Tucker, R.N., 1974. The food of *Raja clavata* Linnaeus 1758, *Raja montagui* Fowler 1910, *Raja naevus* Müller and Henle 1841 and *Raja brachyura* Lafont 1873 in British waters. ICES Journal of Marine Science, 35: 189-19.

Hunter, E., Buckley, A.A., Stewart, C., Metcalfe, J.D., 2005. Migratory behaviour of the thornback ray, *Raja clavata* L., in the southern North Sea. Journal of Marine Biological Association UK, 85: 1095-1105.

Kallianiotis, A., Sophronidis, K., Vidoris, P. & Tselepides, A., 2000. Demersal fish and megafaunal assemblages on the Cretan continental shelf and slope (NE Mediterranean): seasonal variation in species density, biomass and diversity. Progress in Oceanography, 46: 429-455.

Katsanevakis, S., Maravelias, C.D., Damalas, D., Karageorgis, A.P., Tsitsika, T.E., Anagnostou, C., Papaconstantinou, C., 2009. Spatiotemporal distribution and habitat use of commercial demersal species in the eastern Mediterranean Sea. Fisheries Oceanography, 18:6, 439-457.

Maravelias, C.D., Tsitsika, E.V., Papaconstantinou, C., 2007. Environmental influences on the spatial distribution of European hake (*Merluccius merluccius*) and red mullet (*Mullus barbatus*) in the Mediterranean. Ecology Research, 22: 678-685.

Massutí, E., Moranta, J., 2003. Demersal assemblages and depth distribution of elasmobranches from the continental shelf and slope off the Balearic Islands (western Mediterranean). ICES Journal of Marine Science, 60: 753-766.

Muñoz, F., Pennino, M.G., Conesa, D., López-Quílez, A., Bellido, J.M. Estimation and prediction of the spatial occurrence of fish species using Bayesian latent Gaussian models. Submitted.

R Development Core Team, 2009. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna 3-900051-07-0, http://www.R-project.org.

Rue, H., Martino, S., Chopin, N., 2009. Approximate bayesian inference for latent gaussian models by using integrated nested laplace approximations. Journal of the Royal Statistical Society, 71: 319-392.

Spiegelhalter, D.J., Best, N.G., Carlin, B.P., Van der Linde, A., 2002. Bayesian measures of model complexity and fit. Journal of the Royal Statistical Society, Series B, 64: 583-616.

Stevens, J.D., Bonfil, R., Dulvy, N.K., Walker, P., 2000. The effects of fishing on sharks, rays and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. . ICES Journal of Marine Science, 57: 476-494.

Skjæraasen, J.E., Bergstad, O.A., 2000. Distribution and feeding ecology of *Raja radiata* in the northeastern North Sea and Skagerrak (Norwegian Deep). ICES Journal of Marine Science, 57: 1249-1260.

Vaz, S., Martin, C.S., Eastwood, P., Ernande, B., Carpentier, A., Meaden, G.J., Coppin, F., 2008. Modelling species distributions using regression quantiles. Journal of Applied Ecology, 45: 204-217.

Wiegand, J., Hunter, E., Dulvy, N.K., 2011. Are spatial closures better than size limits for halting the decline of the North Sea thornback ray, *Raja clavata*? Journal of Marine and Freshwater Research, 62: 722-733.

Marine pelagic ecosystems in the vicinity of Gibraltar Strait: a physical-biogeochemical coupled model approach

Catarina Guerreiro[a], Diego Macías[a], Álvaro Peliz[b], Temel Oguz[c], Laura Prieto[a], Javier Ruiz[a]

The Gulf of Cadiz and the Alboran Sea enclose the unique connection between the Mediterranean Sea and the open ocean, the Strait of Gibraltar, which control the biogeochemical budget of the semi-enclosed Med Sea. In order to investigate the marine ecosystems of the region and also to being able of predicting changes in its biogeochemical characteristics, we present a primary study of an atmosphere-ocean-biology regional modeling system.

The simulations were performed using the Regional Ocean Modeling System (ROMS) with nesting capabilities (Shchepetkin and McWilliams, 2005; Penven *et al*., 2006) coupled to a Fasham type (Fasham *et al*., 1990) biological module. The single compartment (NPZD) ecosystem consists of four state variables: nitrate, phytoplankton, zooplankton and detritus. The model was forced with climatologic conditions and tested for different setups of the biological module in order to determine the biological parameters values and equations more adequated to represent the first trophic levels of the region. The setup validation was performed by comparing total chlorophyll output from the model with climatologic satellite data in eight control points at both sides of the strait by using Taylor's Diagrams (Taylor, 2001).

In a first approach, the higher correlation coefficient for the overall eight points (R=0.66) was obtained by using the standard Fasham's equations and only changing four parameters to site-specific values (Oguz *et al*., submitted): maximum grazing rate (0.6 d^{-1}), zooplankton mortality to detritus (0.05 d^{-1}), phytoplankton mortality to detritus rate (0.024 d^{-1}) and light attenuation by chlorophyll (0.03 $(m^2.mg.Chla)^{-1}$).

However, the individual analysis of the control points confirms that each modification in the biological module affects in a distinct way to each region. For instance a setup that yields maximum R values for the majority of the points, Cape of San Vincent, Huelva front, Western Alboran gyre and Estepona, involves changing (beside the above-mentioned parameters) the zooplankton grazing function (to a Holling type III, Holling, 1966) and scaling phytoplankton growth by 1/3.7 (Macías *et al*., 2012). However, this configuration is extremely bad for representing the Guadalquivir zone, which is a key point for the Gulf of Cadiz ecosystem dynamics, as R-values decreased below 0.01 in this coastal zone.

Therefore, our recommendation is to use the standard configuration with only the above four parameters changed for the single compartment application module. Our results clearly indicate that using a more complex biogeochemical code is a reasonable option to better represent the ecosystems in the vicinity of the Strait of Gibraltar. We propose using at least a N2P2Z2D2 model to take into account the very different food webs present in nutrient-rich coastal waters and in oligotrophic open-sea regions.

References

Fasham, M.J.R. , Ducklow, H.W., McKelvie, D.S. , 1990. A nitrogen-based model of plankton dynamics in the oceanic mixed layer. Journal Marine Research, 48, pp. 591–639

Holling, C. S., 1966, The functional response of invertebrate predators to prey density. Memoirs of the Entomological Society of Canada 48: 1-86.

Macías, D., Franks, P.J.S, Ohman, M.D., Landry, M.R., 2012. Modelling the effects of coastal wind- and wind-stress curldriven upwellings on plankton dynamics in the Southern California Current system. Journal of Marine Systems 94, 107-119.

Oguz, T., Macías, D., Renault, L., Ruiz, J., Tintore, J., submitted. Controls of plankton production by pelagic fish predation and resource availability in the southwestern Mediterranean Sea. Progress Oecanography.

Penven, P., Debreu, L., Marchesiello, P., McWilliams, J.C., 2006. Evaluation and application of the ROMS 1-way embedding procedure to the central California upwelling system. Ocean Modelling, 12, 157-187.

Shchepetkin, A.F., McWilliams, J.C., 2005. The Regional Ocean Modeling System: A split-explicit, free-surface, topography following coordinates ocean model. Ocean Modelling, 9, 347-404.

Taylor, K.E., 2001. Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram. J. Geophys. Res., 106, 7183-7192.

[a] *Department of Coastal Ecology and Management, Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (ICMAN-CSIC), Avd. Republica Saharaui s/n, CP 11510, Puerto Real, Cádiz, Spain (cgguerreiro@fc.ul.pt)*
[b] *Instituto de Oceanografia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal.*
[c] *SOCIB, Balearic Islands Coastal Ocean Observing and Forecasting System, Parc Bit, Naorte, Bloc A, Palma de Mallorca, Spain*

"Restoring" marine biodiversity in an urbanized environment: a major challenge for the 21st century

Gee Chapman,

Urbanization, with its consequent loss of natural habitats, is widely recognized as a major environmental impact, so much so, that cities and their environments have been considered novel, emerging ecosustems. The effects of urban development on intertidal and inshore habitats have been less widely investigated, despite the fact that most of the world's largest cities are coastal. Changes to intertidal habitats in and around cities mimic changes to terrestrial habitats and include fragmentation, loss and degradation of natural habitat and influx of invasive species. There is also growing awareness of the need to conserve species in areas where many people have access, largely prompted by the growing environmental movement. This has led to demands to restore or replace lost habitats, which is a challenge in areas which have been very altered by urban development and which are subjected to ongoing environmental disturbances. I will summarise some of the major changes to intertidal and inshore habitats due to urban development and associated activities. I will also describe examples of some of the recent research programmes that are investigating how to restore these damaged or lost marine habitats, or are developing techniques to create novel habitat for conservation of species when options to restore habitat have been lost.

Centre for Research on Ecological Impacts of Coastal Cities,
School of Biological Sciences,
University of Sydney, NSW, Australia
gee@bio.usyd.edu.au

A comparison of primary production models in an Antarctic mesoscale area

Cristina García-Muñoz[1], Ángel López-Urrutia[2], Luis M. Lubián[1], Carlos M. García[3], Santiago Hernández-León[4], Pablo Sangrà[5]

Introduction

In the last decades remote sensing models to estimate ocean primary production (PP) have been developed in order to monitor large areas of the global ocean (i.e. Eppley *et al*., 1985; Behrenfeld and Falkowsky 1997; Marra *et al*., 2003; Behrenfeld *et al*., 2005; Westberry *et al*., 2008) as well as specific sites like the Southern Ocean (Dierssen *et al*., 2000; Arrigo *et al*., 2008). Several papers have focused on the comparison of the results obtained by these models (Campbell *et al*., 2002; Carr *et al*., 2006) and controversial results, in relation to the algorithms used, have been presented, especially for the Southern Ocean (Campbell *et al*., 2002; Carr *et al*. 2006; Shang *et al*. 2010). This region is a well known High Nutrient Low Chlorophyll area (HNLC), and it is generally assumed to be controlled by the supply of micronutrients (especially iron) and light that are needed for photosynthesis by primary producers. This type of bottom-up control suggests that the ecosystem will be sensitive to changes in physical forcing that influence the light and nutrient environment experienced by phytoplankton (e.g. upwelling, mixed layer depth, sea ice) (Rintoul *et al*., 2012).

Three kind of remote-sensing models and one based in the Metabolic Theory of Ecology (MTE) were applied to real data obtained during *Coupling* cruise (January 2010) in a mesoscale area of the Southern Ocean around the South Shetland Islands (SSI). The results obtained were compared and discussed to discern why they differ. The previous knowledge of the study area has allowed us to implement improvements in the selected models to achieve realistic results of PP based on the limitation by light, mixed layer depth and nutrient concentration.

[1] Departamento de Ecología y Gestión costera, Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (ICMAN-CSIC), 11510 Puerto Real, Cádiz, Spain. cristina.garcia@icman.csic.es
[2] Centro Oceanográfico de Gijón. Instituto Español de Oceanografía, 33212 Gijón, Asturias, Spain.
[3] Departamento de Biología, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, 11510 Puerto Real, Cádiz, Spain.
[4] Institute of Oceanography and Global Change, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017 Las Palmas de Gran Canaria, Islas Canaria, Spain.
[5] Departamento de Física, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017 Las Palmas de Gran Canaria, Islas Canaria, Spain.

Data collection and modelling

All the data used in this study were collected from *RV BIO-Hespérides* during *Coupling* cruise, 8th to 27 th January 2010, using a rosette system of 24 oceanographic 12-L Niskin bottles operated with a CTD Seabird 911plus. The survey was conducted around the SSI, with a main transect sampled from Drake Passage to Bransfield Strait (hereafter, Transect 1, Fig. 1). Sampling was performed at 6 depths (from 5 to 100 meters) including the depth of the fluorescence maximum (DFM). Chlorophyll a was measured fluorometrically following UNESCO (1994). Macronutrients concentration was measured by means of a Technicon TRAACS 800 System Autoanalyzers using standard protocols (Grasshoff *et al*., 1983). Phytoplankton composition and abundance was analysed by overlapping Flow cytometry and FlowCAM techniques to include the whole phytoplankton assemblage from 2 to 200 Em Equivalent spherical diameter (ESD). Plankton volume was then converted to carbon using Mender-Deuer *et al*. (2000) equations. PP was measured on board only at 11 stations at two sampling depths, including surface and DFM, using the ^{13}C method. We used the Si* tracer (calculated as the concentration of silicate minus nitrate concentration) defined by Sarmiento *et al*. 2004 as a proxy for iron limitation in the sampling area. The irradiance at the sea surface was monitored on deck with a Kipp & Zonen CM11 sensor. The average daily irradiance just below the sea surface (Io) was estimated considering 0.8 as the transmittance at the air–sea interface (Figueiras *et al*., 1999).

Five models based on data surveyed during the cruise were used to calculate PP. They can be classified into 3 groups:

1. Models based on Chl a: VGPM (Behrenfeld and Falkowsky 1997) and that of Dierssen *et al*. (2000) for the Western Antarctic Peninsula. Both models are not vertically resolved, in the sense that they estimate vertically integrated values from surface data.

VGPM: Net PP (NPP) ($mgC/m^2/d$) = Chl_0 a x Zeu x f(Io) x DL x P^Bopt ; f(Io) = 0.66125 x Io / (Io + 4.1) ; P^Bopt = $-3.27 \times 10^{-8} T^7 + 3.4132 \times 10^{-6} T^6 - 1.348 \times 10^{-4} T^5 + 2.462 \times 10^{-3} T^4 - 0.0205 \times T^3 + 0.0617 \times T^2 + 0.2749 \times T + 1.2956$

Dierssen's: NPP ($mgC/m^2/d$) = Chl_0 a x Z_{eu} x F x DL x P^B_{opt} ; $F = I_o / (I_o + 11.77)$

2. Models based on phytoplankton biomass: one based on Metabolic Theory of Ecology (MTE) developed by López-Urrutia *et al*., (2006) and that of Arrigo *et al*. (2008) for the whole Southern Ocean. As far as we know, this is the first time that a model based on the MTE is used for the calculation of PP in Antarctic waters. Arrigo *et al*. (2008) is in essence very similar to MTE, the main difference is that MTE calculates PP on an individual basis while

Arrigo *et al*. (2008) uses the total biomass of the phytoplankton community.

López-Urrutia's: ln (NPP (mmol O_2/cell/d))$_z$ = -13.18 + 1.02 x ln(M) – 0.28 x (1/KT) + ln (I_z /(I_z+ 1.52)) ; $I_z = I_o$ x exp (-K_d x Z), using a Photosynthetic quotient (PQ) of 1.25 for carbon conversion and the cell abundance (cells/m3) in each depth to express NPP in mgC/m^3/d.

Arrigo's: NPP (mgC/m^3/d) = $\int C_{(z)}$ x $G_{(z,t)}$ dt ; $G_{(z,t)} = \mu max_{(t)}$ x $L_{(z,t)}$; $\mu max_{(t)} = \mu_0$ x exp [r x $t_{(t)}$] ; $L_{(z,t)}$ = 1- exp (-$I_{(z,t)}$ / Ek'$_{(z,t)}$)

3. A model based on the Chl a/C ratio: CbPM (first described by Behrenfeld *et al*., 2005 and updated by Westberry *et al*., 2008). The primary processes which drive vertical changes in Chl a concentration in the CbPM are those associated with physiological, intracellular adjustments to ambient light and nutrient conditions:

NPP (mgC/m^3/d) = $\mu_{(z)}$ x C(z) ; $\mu_{(z)}$ = μ max x f(Nut, T) x f(I_g); f(Nut, T) = (Chl a/C)$_{in\ situ}$ / (Chl a/C)$_{max}$; f(I_g) = 1 – exp (-3 x I_g). (Chl a/C)$_{max}$ = 0.022 + (0.045 – 0.022) x exp (-3 x I_g), this expression represents Chl a/C in nutrient-replete, optimal growth conditions for a large sum of regions, so we re-parameterize this equation using quantile regression (enveloping 95% of our in situ data) and obtained specifically: (Chl a/C)$_{max}$ = 0.0091 + 0.00793 x exp (-3 x I_g). μ max was calculated using Eppley's (1972) equation and the maximum temperature detected in the study area.

The integration depth for the two latter groups was that of the photic layer in the stations where the depth of 1% of light was deeper than the upper mixed layer (*Zml*) and was *Zml* in the stations where the photic layer was shallower than the upper mixed layer. *Zml* was calculated for each station following Kara *et al*., (2000). To calculate the irradiance term in each model we took into consideration the median mixed layer light level for those depths over the *Zml* (I_{zml}) and I_z for deeper depths. To avoid the "fallacy of the averages" I_{zml} was calculated as:

$$I_{zml} = \frac{\Sigma\ (I_o \text{ x } \exp(-K_d \text{ x } Z))}{Zml}$$

Table 1. Symbols and units used.

Symbol	Units	Description
P^B_{opt}	mgC/mgChl/h	Maximum chlorophyll-normalized C fixation rate within a water column
I_o	mol photon/m^2/day	Surface daily photosynthetically available radiation (PAR)
I_z	mol photon/m^2/day	Daily PAR at each depth
Z_{eu}	m	Euphotic zone depth
Z_{ml}	m	Mixed layer depth
Chl_0 a	mg/m^3	Surface Chlorophyll a concentration
Chl a	mg/m^3	Chlorophyll a concentration
DL	hour	length of day time
μ_0	0.59 d^{-1}	Phytoplankton growth rate at 0ºC, as in Eppley 1972
μ	d^{-1}	Phytoplankton growth rate
M	pg C	Individual phytoplankton biomass
C	mg C/ m^3	Phytoplankton biomass
T	ºK	Temperature
t	ºC	Temperature
K_d	m^{-1}	Diffusive attenuation coefficient
K	8.62x10^{-5} eV/k	Boltzman's factor
Ek'$_{(z,t)}$	Emol photon/m^2/s	Spectral photoacclimation parameter

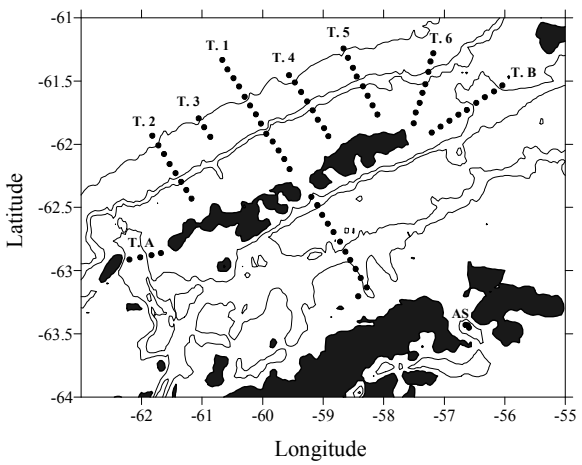


Figure 1. Map of the study area and stations locations.

Results

The range of values for the input variables is roughly the range observed for our study period: for SST, -1.14 to 1.76 .C reaching the highest temperatures in the Drake area and the lowest in the stations close to the Antarctic Peninsula; for mixed-layer depth, 12–362 m, with the deepest layers related with hydrographical fronts and subduction points; for surface daily PAR, 8–50 mol photon/m2/day; for euphotic depth, 36-144 m; for chlorophyll concentration, 0.04–2.39 mg/m3 reaching the highest values in the southern area and the lowest in the Drake Passage, and for phytoplankton biomass in each sampling depth, 32.90-278.95 mg C/ m3. PP 13C values range from 0.52 to 19.32 (mg C/m3/d). For further details of physicochemical variables and water masses around the SSI see Hewes *et al*. (2009), SangraÅL *et al*. (2011). The results for discrete depths' and integrated NPP of the different models are presented in Tables 2 and 3.

Table 2. Mean and standard deviation (Std) of NPP (mg C/m3/d).

	MTE	**Arrigo's**	**CbPM**
Mean	37.97	29.29	11.46
Std	40.42	29.31	16.09

Table 3. Integrated mean and Std of NPP (mg C/m2/d)

	VGPM	**Dierssen's**	**MTE**	**Arrigo's**	**CbPM**
Mean	684.56	601.07	2753.25	2172.45	775.93
Std	300.92	300.58	1097.09	758.87	480.75

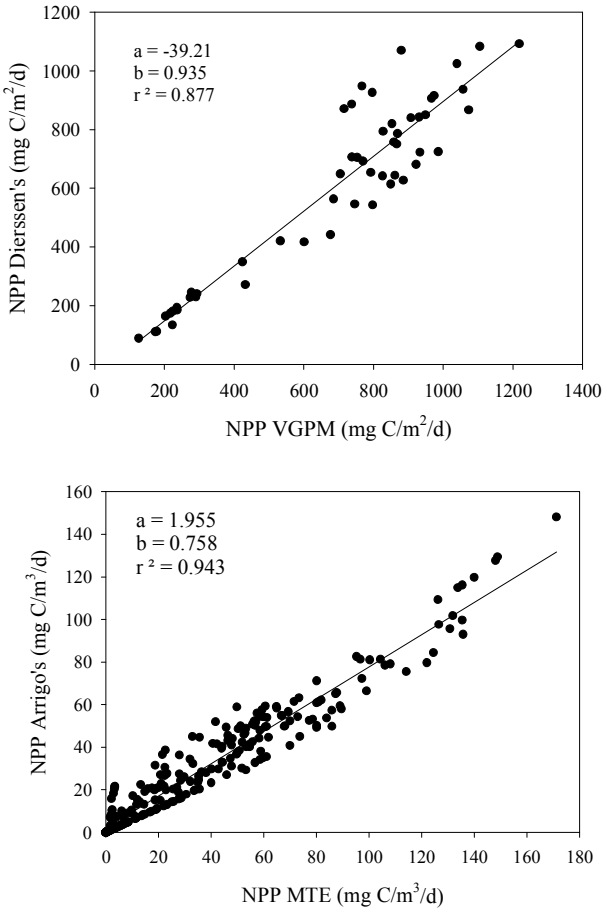


Figure 2. Linear regression between integrated models based on Chl a (VGPM vs Dierssen's) (on the left) and between discrete depths models based on phytoplankton biomass (MTE vs Arrigo's)

The production estimated from ocean-color algorithms (1st group) based on Chl a was found to be highly correlated between them when using in situ data as the inputs of the algorithms, with a slope close to a 1:1 relationship. Models from the second group gave also similar results between them with higher correlations (R^2 = 0.943) (Fig.2). Biomass-based models gave significant higher NPP results than Chl a-based models (p-valor < 0.05). In the case of the CbPM mean values were closer to group 1, but the overall trend in the study area was well defined between this 3rd group and the 2nd one with a power equation: ln Y = ln a + b ln X Y = a X^b: NPP Arrigo's = 4.145 x $(\text{NPP CbPM})^{0.893}$, R^2 = 0.957 (Fig. 3), CbPM vs MTE gave similar results (data not shown). There were no limitation for nitrate along the study area, neither phosphate but silicate distribution (Si* tracer) was selected as a reference for a possible iron limitation along the northern stations, as revealed by the strong silicate drawdown detected in the Drake Area (Fig. 4) summed to deep DFM and low Chl a values (Holm-Hansen *et al*., 2005).

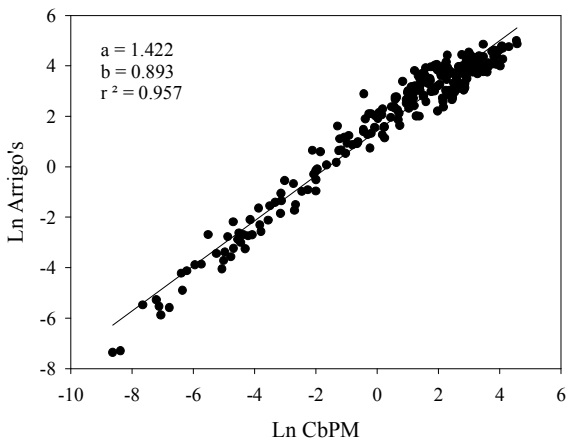


Figure 3. Linear regression between Ln-CbPM and Ln-Arrigo's.

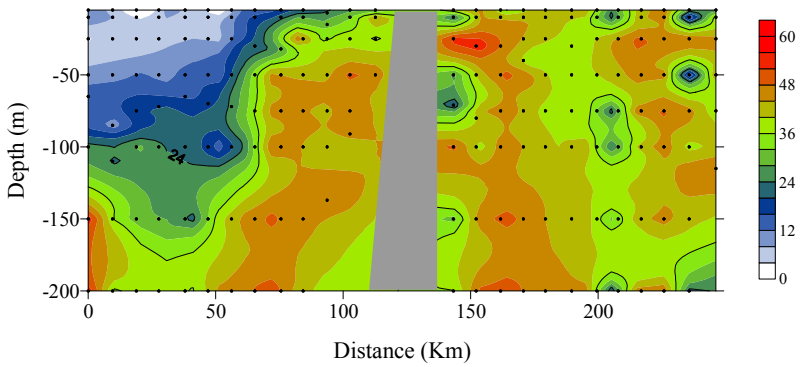


Figure 4. Silicate (EM) distribution along Transect 1, north (left) to south (right)

Discussion

The overall conclusion obtained by those authors who estimate and compare PP using general models for areas as heterogeneous as the whole Southern Ocean, is the introduction of large errors (either overestimates or underestimates) due to the lack of punctual information (hydrographical fronts, subduction areas, eddies…). It is necessary to establish boundary conditions to obtain good results, especially at a mesoscale range. Carr *et al*. (2006) affirmed that the Southern Ocean is unquestionably the most challenging large basin, so it has been probed that the vertically integrated models such as those based just in surface Chl a (group 1, VGPM and derivatives) are too simple. Dierssen *et al*. (2000) comparing their results with data measured in situ, along Western Antarctic Peninsula (WAP), using ^{14}C obtained high correlations explaining over 70% of the production variability. We must point out that they included few stations in the slope area underestimating the potential role of micro-nutrients (especially iron) in controlling the distribution, timing, and rates of primary production in this region (Seguret *et al*., 2012).

Although *Coupling* cruise was conducted at the end of the phytoplankton bloom, in some stations the biomass, specially nanophytoplankton, was still high. The use of 2nd group models seem to overestimate the NPP because the limitant terms do not include nutrients, they are based just in irradiance, temperature, vertical mixture limitations and body size of phytoplankton cells. In those stations situated in the Drake area, where the melting occurred much earlier in time and therefore the phytoplankton bloom, although a bulk of small size phytoplankton cells remained despite iron limitation, it did not achieve an optimal production yield. Arrigo's theoretical model is simple in some assumptions because it uses constant ratios of C:Chla for the whole Southern Ocean and assumes that Chl a concentration is constant from surface to *Zml*. Our input data do not confirm these assumptions, therefore it is necessary to introduce a variable C:Chl a ratio for each depth and station and study which physicochemical characteristics drive this variation. The high correlation found between MTE and Arrigo's models highlights the potential uses of MTE in the Southern Ocean, making suitable the 3/4 allometric scaling theory in this area with and activation energy for autotrophic processes close to the reference value of E_a = 0.32 eV.

Behrenfeld *et al*. (2005) state that, at a global scale, surface nutrients decrease with increasing Sea Surface Temperature (SST). As nutrients can not be directly measured from space, they used SST to infer nutrient limitation from the term: f(Nut, T) = $(\text{Chl a/C})_{in\ situ}$ / $(\text{Chl a/C})_{max}$. When in situ nutrient data from our survey are used, not only a common trend of Behrenfeld's term, f(Nut, T), and SST is observed, but also a common trend with Si* tracer (Fig. 5, left). The power relationship found between CbPM and Arrigo's models (Fig. 3) showed that differences were more pronounced in values below 40 mg C/m^3/d which agree with our conclusion of the overestimation of 2nd group models in those stations limited by nutrients. Although few stations were sampled for $PP_{in\ situ}$ experiments, and the scarce values at discrete depths are not comparable to those of integrated models, a similar spatial trend with the Si* tracer was detected (Fig. 5, right).

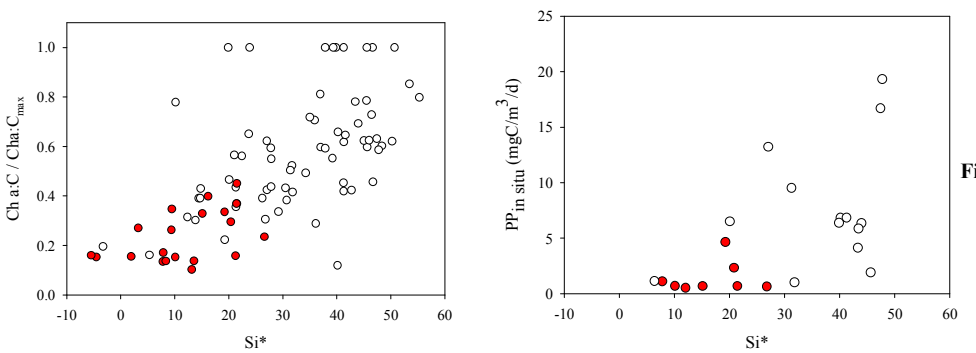


Figure. 5. Scatter plot between Si* tracer and f(Nut, T) (left). Scatter plot between Si* tracer and $PP_{in\ situ}$ (mg C/m^3/d) (right). Red dots are stations situated in the Drake Area.

We did not include Westberry's *et al*. (2008) nitracline depth consideration because nitrate was not limitant, taking constant values along the study area. Also we did not consider Chl/C = 0.0003 mg Chl/mg C when μ = 0, since the variation is negligible. Finally the update introduced by Westberry *et al*. (2008) in the irradiance term (Ig) = 1 – exp (-5 x Ig), was rejected because it was less restrictive than Behrenfeld's one. Taking into account previous data of photosynthetic efficiency around the SSI, we observed photosaturation at surface layers in those stations sampled during sunny days. Only stations with deep *Zml*, or sampled in very cloudy days, may be experiencing light limitation. The improvements that we have introduced to CbPM have already been described in previous models as the original of Howard and Yoder (1997): the calculation of the maximum growth rate as a function of SST according to Eppley (1972) and the integration of NPP to the mixed-layer depth rather than to the euphotic depth.

In short, we consider that the results obtained with our updated version of CbPM (Fig. 6) fit with the real situation that was taking place during the austral summer of 2010. This conclusion could be extrapolated to other sites of the Southern Ocean, keeping in mind that each area of Antarctica is going to be limited by a specific variable. Shang *et al*. (2011) did not find good results using CbPM because they did not consider several aspects that we did.

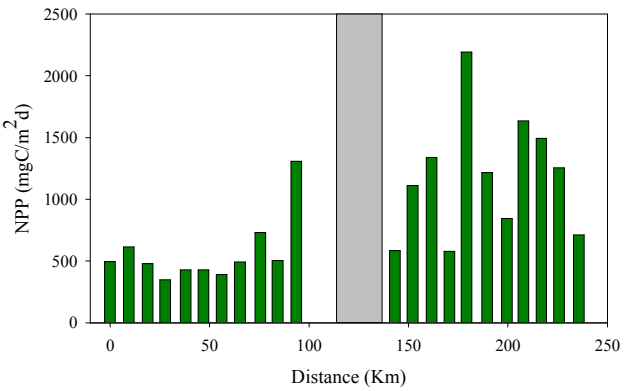


Figure 6. Net Primary Production (NPP) output from CbPM along Transect 1.

Prior knowledge of the study area is essential, especially for mesoscale studies, but in this paper we have highlighted the ability of models developed from remote sensing data to calculate PP with real input data. The calculation of PP can be performed with good results through these indirect methods and avoid the tedious, and non always precise (i.e. Richardson, K. 1991; Arístegui *et al*. 1996), ^{14}C or ^{13}C incubations on board.

References

Arístegui, J., Montero, M. F., Ballesteros, S., Basterretxea, G., van Lenning, K. 1996. Planktonic primary production and microbial respiration measured by ^{14}C assimilation and dissolved oxygen changes in coastal waters of the Antarctic Peninsula during austral summer: implications for carbon flux studies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 132, 191-201.

Arrigo, K. R., van Dijken, G. L., Bushinsky, S. 2008. Primary production in the Southern Ocean, 1997-2006. *J. Geophys. Res.* **113**, 10.1029/2007JC004551.

Behrenfeld, M. J., Falkowski, P. G. 1997. Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration. *Limnol.Oceanogr.* **42**, 1-20.

Behrenfeld, M. J., Boss, E., Siegel, D. A., Shea, D. M. 2005. Carbon-based ocean productivity and phytoplankton physiology from space. *Global biogeochem. cy.* **19**, 10.1029/2004GB002299.

Campbell, J. *et al*. 2002. Comparison of algorithms for estimating ocean primary production from surface chlorophyll, temperature, and irradiance. *Global Biogeochem. Cy.* **16**, 10.1029/2002GL015068.

Carr,M.-E. *et al*. 2006. A comparison of global estimates of marine primary production from ocean color. *Deep-Sea Res. II* **53**, 741-770.

Dierssen, H. M., Vernet, M., Smith, R. C. 2000. Optimizing models for remotely estimating primary production in Antarctic coastal Waters. *Antarct. Sci.* **12**, 20-32.

Eppley, R. W. 1972. Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fish. B.-NOAA* **70**, 1063-1085.

Eppley, R. W., Stewart, E., Abbott, M. R., Heyman, U. 1985. Estimating ocean primary production from satellite chlorophyll. Introduction to regional differences and statistics for the Southern California Bight. *J. Plankton Res.* **7**, 57-70.

Figueiras, F. G., Arbones, B., Estrada, M. 1999. Implications of bio-optical modelling of phytoplankton photosynthesis in Antarctic waters: Further evidence of no light limitation in the Bransfield Strait. *Limnol. Oceanogr.* **44**, 1599-1608.

Grasshoff, K., Ehrhardt, M., Kremling, K., (Eds) 1983. Methods of Seawater Analysis. Verlag Chemie, Weinheim. pp: 600.

Hewes, C. D., Reiss, C. S., Holm-Hansen, O. 2009. A quantitative analysis of sources for summertime phytoplankton variability over 18 years in the South Shetland Islands (Antarctica). *Deep-Sea Res. I* **56**, 1230-1241.

Holm-Hansen, O., Kahru, M., Hewes, C. D. 2005. Deep chlorophyll *a* maxima (DCMs) in pelagic Antarctic waters. II. Relation to bathymetric features and dissolved iron concentrations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 297, 71-81.

Howard, K. L. and Yoder, J. A. 1997. Contribution of the subtropical oceans to global primary production. In: Liu, C.-T. (Ed.), Space Remote Sensing of Subtropical Oceans. COSPAR Colloquia Series, vol. 8. Proceedings of COSPAR Colloquium on Space Remote Sensing of Subtropical Oceans, Taiwan. Pergamon, New York, pp. 157–168.

Kara, A. B., Rochford, P. A., Hurlburt, H. E. 2000. An optimal definition for ocean mixed layer depth. *J. Geophys. Res.* **105**, 16803-16821.

López-Urrutia A., San Martín, E., Harris, R. P., Irigoien, X. 2006. Scaling the metabolic balance of the oceans. *PNAS* **103**, 8739-8744.

Marra, J., Ho, C., Trees, C. 2003. An alternative algorithm for the calculation of primary productivity from remote sensing data. LDEO Technical Report #LDEO-2003-1.

Menden-Deuer, S., Lessard, E. J. 2000. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnol.Oceanogr.* **45**, 569-579.

Richardson, K. 1991. Comparison of 14C primary production determinations made by different laboratories. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 72, 189-201.

Rintoul, S. R., Sparrow, M. D., Meredith, M., Wadley, V., Speer, K., Hoffman, E., Summerhayes, C. P., Urban,E., Bellerby, R. 2012. The

Southern Ocean Observing System: Initial Science and Implementation Strategy. SCAR, Cambridge, 74 pp.

Sangrà, P., Gordo, C., Hernández-Arencibia, M., Marrero-Díaz, A., RodriÅLguez-Santana, A., Stegner, A., Martínez-Marrero, A., PelegriÅL, J. L., Pichon, T. 2011. The Bransfield current system. *Deep-Sea Res. I* **58**, 390-402.

Sarmiento, J.L, Gruber, N., Brzezinski, M. A., Dunne, J. P. 2004. High-latitude controls of thermoclines nutrients and low latitude biological productivity. *Nature* **427**, 56-60.

Shang, S. L., Behrenfeld, M. J., Lee, Z. P., O'Malley, R. T., Wei, G. M., Li, Y. H., Westberry, T. 2010. Comparison of primary productivity models in the Southern Ocean-preliminary results. *Proc. SPIE* **7678**, 10.1117/12.853631.

UNESCO 1994. Protocols for the Joint Global Ocean Flux Study (JGOFS) Core Measurements. Manual and Guide No 29. 179.

Westberry, T., Behrenfeld, M. J., Siegel, D. A., Boss, E. 2008. Carbon-based primary productivity modeling with vertically resolved photoacclimation. *Global biogeochem. cy.* **22**, 10.1029/2007GB003078.

Vertical modelling of eggs distribution to improve assessment of anchovy (Engraulis encrasicolus) spawning biomass

O. Erdaide[a,*] , G. Boyra[a], M. Santos[a], A.Uriarte[a], U. Cotano[a]

European anchovy (Engraulis encrasicolus) is one of the most important commercial species in the Bay of Biscay. The economy of the Spanish purse seine fleets (principally from the Basque Country, Cantabria and Galicia) and the French fleet relies greatly on this resource. Anchovy is a short living species, and its biomass evaluation has to be conducted annually by direct methods. The Daily Egg Production Method (DEPM) has been applied since 1987 to monitor the biomass of this resource from the ratio of egg production concentration to the average fecundity of adults. The traditional method of sampling is to use vertical plankton tows (CalVET). However, nowadays, the use of other plankton samplers like the Underway Continuous Fish egg Sampler (CUFES), as an estimator of the total egg abundance, is a challenge for future estimates of fish egg biomass.

In this study different egg biological features and environmental factors were studied, such as permeability of the egg Chorion, density of the previtelline fluid relative to the seawater and vertical propagation of wind-induced turbulence, which affects the vertical distribution of anchovy eggs. Boyra«s model of vertical egg distribution was applied to the CUFES data collected from the 2011 DEPM survey. As a product, vertical egg distribution profiles were obtained, which allows inferring integrated egg abundances for the entire water column.

These results taken from the CUFES sampler were compared and combined with abundances obtained with Pairovet (type of CalVET net) through Statistical models. The combination of Pairovet samples with adjusted CUFES integrated egg abundances can provide a denser and reliable method of egg sampling that could reduce errors in the estimation of egg production from DEPM surveys.

[a] *Fundación AZTI, Herrera kaia z/g, Portualdea, 20110 Pasaia (Gipuzkoa), Spain*
[*] *Correspondendce e-mail: O. Erdaide (oerdaide@azti.es)*

Using habitat suitability modelling techniques on sedimentary and rocky communities on the Avilés Canyon´s system

A. García-Alegre[a], F. Sánchez[a], A. Serrano[a], J. Cristobo[c], S. Parra[d], M. Gomez-Ballesteros[b], M. Druet[b], P. Ríos[c], J. Rivera [b] and B. Arrese[b]

The case study presented here focused on the Avilés Canyon´s system, one of the areas included in the INDEMARES project "Inventory and designation of marine Natura 2000 areas in the Spanish sea". Due to the high complexity of this area and the difficulties of surveying it, modelling techniques to optimize the data were necessary to improve the understanding of this ecosystem and therefore develop appropriate conservation and management strategies. This study is based on multidisciplinary surveys carried out in the Avilés Canyon´s system during 2010, 2011 and 2012. The distribution data for the species studied were obtained from otter trawl and beam trawl to sample sedimentary areas and from photogrammetric sled, ROV and rocky dredge in complex and hard substrates. To characterize the benthic terrain multibeam data, high resolution seismic profiles (TOPAS system) and sedimentology data from the box-corer were used. These data produced a representative view of the area which was used to apply the Maximun Entropy technique (MAXENT) to create habitat suitability maps for three communities: *Madrepora oculata-Lophelia pertusa* community in rocky areas and two representative communities in sedimentary areas such as *Leptometra celtica* and *Funiculina quadrangularis* communities. The model used different environmental variables to identify the most suitable habitats for such species and indicates which environmental factors determine their distribution. These variables were depth and the derived quantitative descriptors of it such us rugosity, aspect, slope and Bathymetric Position Index (BPI) in fine and broad scale in the three communities. Then different variables were tested depending on rocky or sedimentary communities due to the different data available and the communities' preferences on these areas. Thus, organic content, and percentage of silt, medium and fine sand and coarse sand were used as environmental variables in sedimentary communities, while reflectivity was used in rocky communities. The Area Under the Curve (AUC) values were used to tested the performance in all cases and the Mann-Whitney test was applied to these AUC values to identify if the performance of the habitat suitability distribution was significantly better than random.

[a] *Instituto Español de Oceanografía, CO de Santander. SPAIN (e-mail: ana.garcia@st.ieo.es).*
[b] *Instituto Español de Oceanografía, CO de Madrid. SPAIN.*
[c] *Instituto Español de Oceanografía, CO de Gijón. SPAIN.*
[d] *Instituto Español de Oceanografía, CO de La Coruña. SPAIN.*

Primary productivity control by light availability in a temperate estuary (Guadalquivir river, SW Iberia): A modeling assessment

Diego Macías[a], Catarina Guerreiro[a], Laura Prieto[a], M. A. Losada[b], Javier Ruiz[a]

The Guadalquivir River (Fig. 1) is one of the most important forcing agent of hydrological and biogeochemical conditions of the Gulf of Cadiz basin (Ruiz *et al*., 2006; Navarro and Ruiz, 2006; Prieto *et al*., 2009). It provides fresh, warm and nutrient-rich waters to the nearby continental shelf creating suitable conditions for fish spawning (Catalán *et al*., 2006; Ruiz *et al*., 2006). At the same time, the estuary itself acts as nursery region for many commercially important species whose survivorship depends on the environmental quality of the estuary waters (Criado-Aldeanueva *et al*., 2006; García-Lafuente *et al*., 2006).

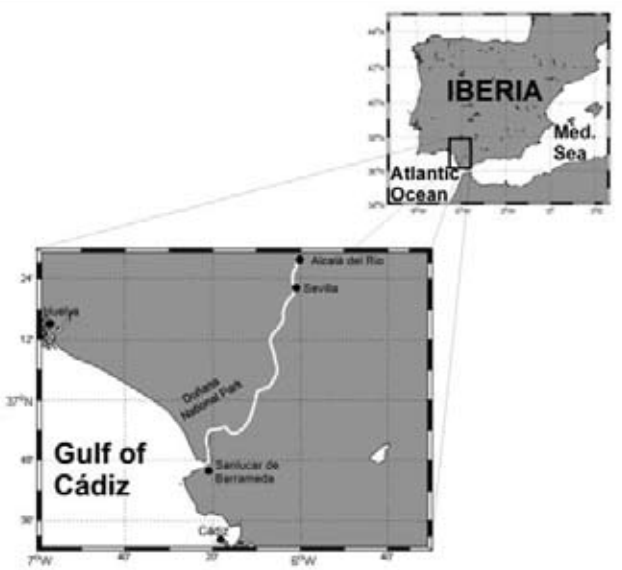


Figure 1. Area of study. Main cities along the Guadalquivir estuary are marked. The position of the Doñana National Park is also shown in the lower map.

Continental shelves and riverine/estuarine regions are highly variable as they are submitted to a wide variety of processes at different scales (Mann and Lazier, 1991); which made the dynamics of such ecosystems highly complicated and differentiated from the rest of the basins. Temporal and spatial scales of variability of environmental conditions in the estuaries are wide as they span from long-term climaticdriven fluctuations to sub-inertial (tides) and synoptic (meteorological) scales. Henceforth, numerical models are especially suitable to study these systems, as they could be resolved in time and space with sufficient detail to encompass all these scales of variability (e.g., Macías *et al*., 2010). In the present work we propose a mechanistic model of the Guadalquivir estuary water column (Fig. 2) built using previous ecosystems models of marine pelagic food webs but taking into account the special characteristics of the estuary.

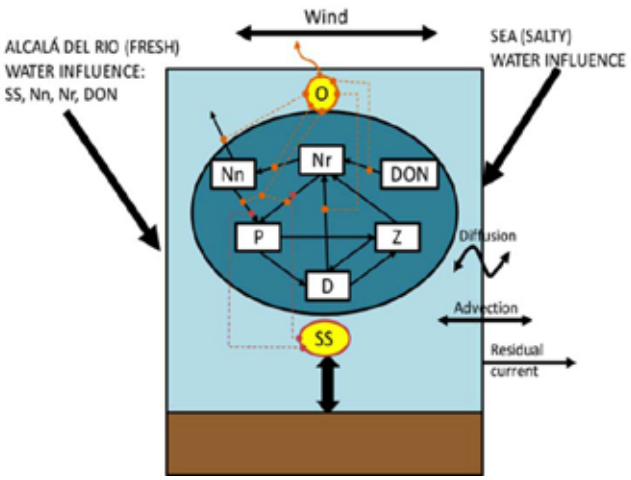


Fig.ure 2. Conceptual diagram of the biogeochemical-hydrodynamic coupled model. State variables; Nn (Nitrate), Nr (Ammonium), DON (Dissolved Organic Nitrogen); P (Phytoplankton), Z (Zooplankton) and D (Detritus) are shown in white boxes. Forcing variables; SS (Suspended Solids) and O (Oxygen) are shown in yellow ellipses. Black arrows are model fluxes and dotted lines mark those processes influenced by the forcing variables.

[a] *Department of Coastal Ecology and Management, Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (ICMAN-CSIC), Avd. Republica Saharaui s/n, CP 11510, Puerto Real, Cádiz, Spain (diego.macias@icman.csic.es)*
[b] *Departamento de Mecánica de Estructuras e Ingeniería Hidráulica. Universidad de Granada.*

Model results are compared with field data from a 3 annual monitoring program. We demonstrate that light availability (constrained by suspended material in the water column) severely limits biological productivity of the estuary, determining the hypoxic conditions of this system (Figs. 3 and 4).

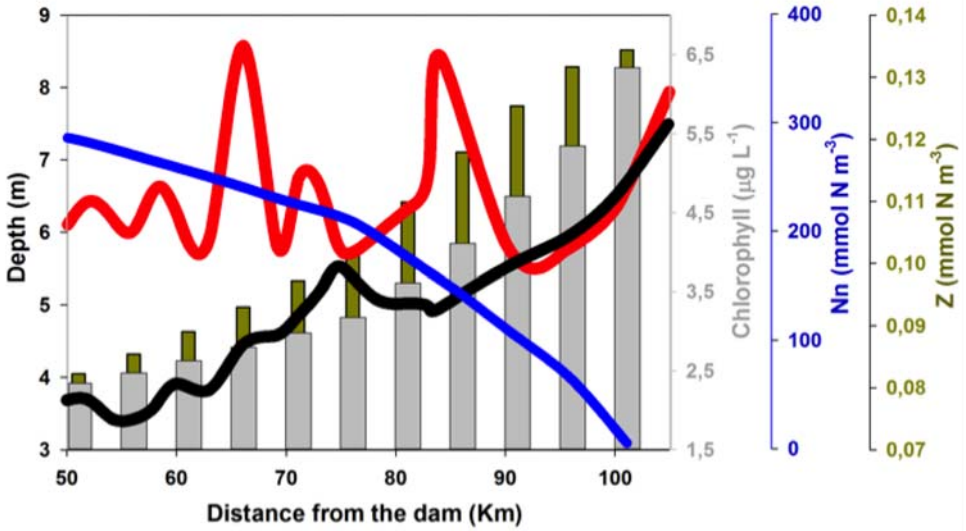


Figure 3. Mean water depth (H) (red line, m), compensation depth (Dc) (black line, m), nitrate (Nn) (blue line, mmol N m^{-3}), Chlorophyll (grey bar, g L^{-1}) and Zooplankton (green bar, mmol N m^{-3}) at the 50 km of the estuary for the whole 2009, simulated by the coupled model.

The proposed model is useful to study any other estuary with similar biogeochemical characteristics and could also be used to assess expected changes in the environmental status of such systems by anthropogenic actions or by climatic changes.

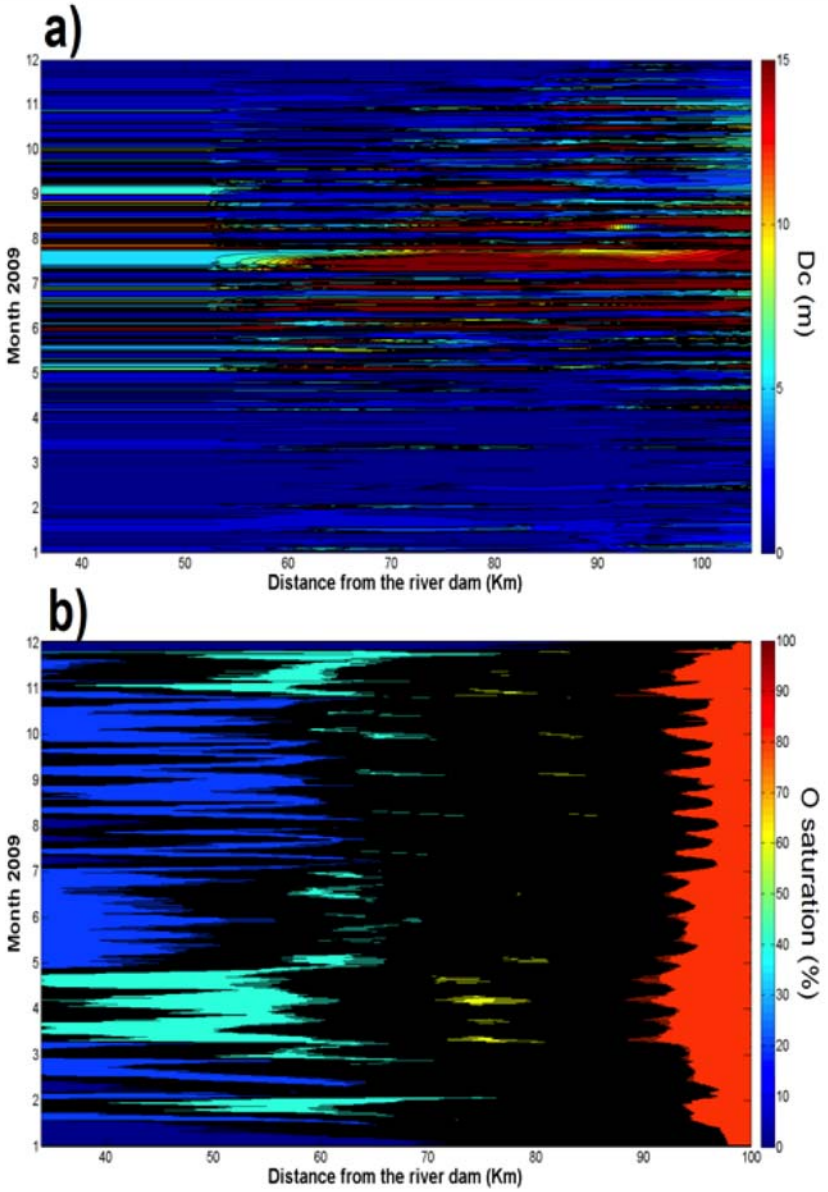


Figure 4. Hovmöller diagrams of a) critical depth (m^{-1}) and b) oxygen saturation (%) evolutions in the final 60 km of the estuary simulated during 2009.

References

Catalán, I., Rubín, J.P., Navarro, G., Prieto. L., 2006. Larval fish distribution in two different hydrographic situations in the Gulf of Cádiz. Deep-Sea Research II 53, 1377-1390.

Criado-Aldeanueva, F., García-Lafuente, J.,Vargas, J.M., Del Río, J., Vázquez, A., Reul, A., Sánchez, A., 2006. Distribution and circulation of water masses in the Gulf of Cadiz from in situ observations. Deep-Sea Research II 53, 1144-1160.

García-Lafuente, J., Delgado, J.,Criado-Aldeanueva, F., Bruno, M., del Río, J., Vargas, J.M., 2006. Water mass circulation on the continental shelf of the Gulf of Cádiz. Deep-Sea Research II 53, 1183-1197.

Macías, D., Ramírez, E., García, C.M., 2010. Effect of nutrient input frequency on the structure and dynamics of the marine pelagic community. A modelling approach. Journal of Marine Research 69, 119-151.

Navarro, G., Ruiz, J., 2006. Spatial and temporal variability of phytoplankton in the Gulf of Cádiz through remote sensing images. Deep- Sea Research II 53.

Prieto, L., Navarro, G., Rodríguez-Galvez, S., Huertas, I.E., Naranjo, J.M., Ruiz, J., 2009. Oceanographic and meteorological forcing of the pelagic ecosystem on the Gulf ofCadiz shelf (SW Iberian Peninsula). Continental Shelf Research 29, 2122-2137.

Ruiz, J., García-Isarch, E., Huertas, I.E., Prieto, L., Juarez, A., Muñoz, J.L., Sánchez-Lamadrid, A., Rodríguez-Gálvez, S., Naranjo, J.M., Baldó, F., 2006. Meterological forcing and ocean dynamics controlling Engraulis encrasicolus early life stages and catches in the Gulf of Cádiz. Deep-Sea Research II 53, 1363-1376.

Modelling the ecological niche of 'El Banco de La Concepción" (Canary Islands) urchins. Which is the best model?

José Manuel González-Irusta[a], Bruno Almón[b], Roberto Sarralde[b], Marcos González-Porto[b], Beatriz Arrese[c], Pablo Martín-Sosa[b]

'Banco de La Concepción' seamount is located at northeastern Canary Islands, approximately 60 miles to the north of Lanzarote and 115 miles from the African coastline (Figure 1). This seamount is one of the ten study areas included in the LIFE + project *INDEMARES*. One of the main objectives of the *INDEMARES* project is to improve marine habitats knowledge to create a Spanish net of marine protected areas which include a good representation of the Spanish marine biodiversity (www.indemares.es).

Mapping marine biodiversity is still complex and expensive and the marine habitat distribution is unknown in most marine areas, including most of the marine protected areas (Halpern *et al*, 2008; Fraschetti *et al*, 2005). In this context, the species distribution models constitute a very useful tool to optimize information allowing to obtain habitats mapping on base of presence or absence/presence data and environmental layers (Fielding and Bell, 1997; Guisan and Thuiller, 2000; Bryan and Metaxas, 2007; Davies *et al*, 2008). Currently, there is a broad array of quantitative approaches available to model species distribution (Bedia *et al*, 2011) and researchers are faced with the difficulty of selecting between numerous modeling approaches. However, the use of these models in the management of the marine environment is relative recently (Monk *et al*, 2010) and the studies which have compared more than two methods in the marine environment are scarce (Mcleod *et al*, 2008; Tittensor *et al*, 2009; Monk *et al*, 2010). In this sense, the comparison between models based in only presence data and models based in absence/presence data is especially interesting.

This work compares four different statistical techniques to model the species distribution of four different urchins species present at 'Banco de La Concepción' seamount. The ecological niche factor analysis (ENFA, Hirzel, 2001) and the maximum entropy algorithms (MAXENT, Phillips *et al*, 2004) use only presence data, whereas the generalized linear models (GLMs) and the classification and regression trees (CARTs, Breiman *et al*, 1 984) use absence/presence data. Along 2010 and 2011, several multidisciplinary surveys have taken place at 'Banco de La Concepción' seamount. Benthic fauna was sampled using traps, beam trawls and benthic dredges. Moreover, multibeam data echosounder and very high reflexion seismic profiles (obtained with TOPAS) was used to make a geophysical study which provides a range of environmental factors (e.g. depth, reflectivity, slope, etc.). In these surveys until twelve different echinoid species have been identified but only four are enough abundant to model their distribution; *Stylocidaris affinis* (Philippi, 1845); *Coelopleurus floridanus* A. Agassiz, 1872; *Centrostephanus longispinus* (Philippi, 1845) and *Cidaris cidaris* (Linnaeus, 1758). The results showed that the four urchin's species have different ecological niche, defined mainly by depth and sediment type. Differences between models are discussed.

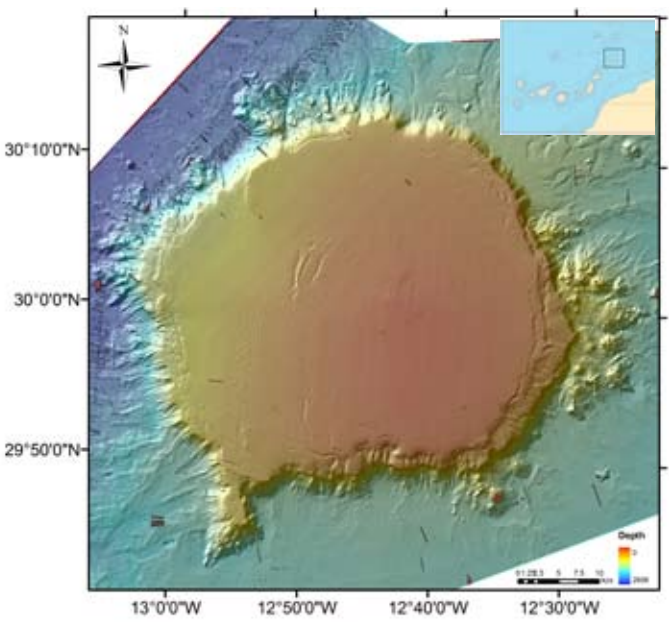


Figure 1. *Banco de la Concepción* seamount digital elevation model. The situation of the seamount is also showed.

[a] *C/ Meléndez Pelayo, 16, 7° D. Castrourdiales (Cantabria, Spain) (gonzalezirusta@gmail.com)*
[b] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias*
[c] *Instituto Español de Oceanografía,Sede Central, Madrid*

References

Bedia, J.; Busquet, J. & Gutierrez, J. Predicting plant species distribution across an alpine rangeland in northern Spain. A comparison of probabilistic methods Applied Vegetation Science, Wiley Online Library, 2011

Breiman, L., Friedman, J., Olshen, R.A. & Stone, C.J. 1984. Classification and regression trees. Wadsworth Publishing Company, Belmont, CA, US.

Bryan, T. L. & Metaxas, A. Predicting suitable habitat for deep-water gorgonian corals on the Atlantic and Pacific Continental Margins of North America Mar Ecol Prog Ser, 2007, 330, 113-126

Davies, A. J.; Max Wisshak, J. C. O. & Roberts, M. Predicting suitable habitat for the cold-water coral Lophelia pertusa (Scleractinia) Deep-Sea Research I, 2008, 55, 1048– 1062

Fielding, A.H. & Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. Environmental Conservation 24: 38–49.

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.

Guisan, A. & Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. Ecology Letters 8: 993–1009.

Halpern, B.S.,Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. Science 319, 948–952.

Hirzel AH, Helfer W, Metral F (2001) Assessing habitat-suitability models with a virtual species. Ecol Model 145: 111–121

MacLeod CD, Mandleberg L, Schweder C, Bannon SM, Pierce GJ (2008) A comparison of approaches for modelling the occurrence of marine animals. Hydrobiologia 612: 21–32

Monk, J., Ierodiaconou, D., Vincent, L., Versace, A.B., Harvey E., Rattray, A., Laurenson, L., Quinn, G.P. (2010). Habitat suitability for marine fishes using presence-only modelling and multibeam sonar. Mar.Ecol. Prog.Ser., 420: 157-174.

Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modelling of species geographic distributions. Ecol Model 190:231–259

Tittensor DP, Baco AR, Brewin PE, Clark MR and others (2009) Predicting global habitat suitability for stony corals on seamounts. J Biogeogr 36:1111–1128

Phytoplankton distribution across the Atlantic Ocean and the neutral theory of biodiversity

Guillem Chust[a], Xabier Irigoien[b], Jerome Chave[c], Roger P. Harris[d]

Recent analysis of diatom diversity suggested that global diatom distribution is not limited by dispersal both for extant species and in the fossil record, but rather that environmental filtering explains their spatial patterns of distribution. Hubbell's neutral theory of biodiversity (Hubbell, 2001) has generated a great deal of attention because it provides an integrative framework in which to test these alternatives. Initially, tests and applications of the neutral theory of biodiversity and biogeography have been restricted to tropical forests, but since then they have also been applied in marine ecology, and scarcely tested on planktonic species assemblages (but see, for instance, Irigoien et al. 2011). Our aim is to test whether the structure of marine phytoplankton (diatoms, dinoflagellates, and coccolithophores) assemblages across the Atlantic Ocean (from 50º North to 50º South) agrees with neutral theory predictions, using datasets from theAtlantic Meridional Transects (AMT, see http://www.amt-uk.org/). We asked: 1) whether inter-site variance in phytoplankton diversity (β-diversity) is explained predominantly by dispersal limitation or by environmental conditions; and 2) whether empirical species abundance distributions are consistent with those expected by the neutral model.

To address our objectives, the relative contribution of environmental factors and geographic distance to phytoplankton composition was estimated using similarity matrices, Mantel tests and variation partitioning of the species composition across sites based upon canonical ordination methods. The empirical species abundance distribution of phytoplankton was compared with Hubbell's neutral model using the Etienne's maximum-likelihood inference method.

Our findings indicate that phytoplankton communities of diatoms, dinoflagellates and coccolithophores across the Atlantic Ocean are more determined by niche segregation (24%) than by dispersal limitation (17%). This suggest that phytoplankton groups, a priori subjected to similar oceanographic conditions and passive dispersal, have adaptive strategies and life cycle traits different enough to respond specifically to the environment. However, there is also evidence that dispersal limitation and ecological drift has a role in to some extent structuring phytoplankton communities. Especially in tropical zones, where oceanic gyres enclose large stable water masses, most communities appear neutral with low species immigration rates; in contrast, communities in temperate areas, out of the oligotrophic gyres, show higher rates of species immigration and neutrality can not be confirmed nor refuted. Our findings suggest that niche assembly is the key factor to explain phytoplankton community structure, although a non negligible role of dispersal limitation is acting along latitudes. Neutrality in phytoplankton is still open to debate.

References

Hubbell, S.P. (2001) A unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ.

Irigoien, X., G. Chust, J. A. Fernandes, A. Albaina, & L. Zarauz (2011) Factors determining mesozooplankton species distribution and community structure in shelf and coastal waters. *Journal of Plankton Research*, 33, 1182-1192.

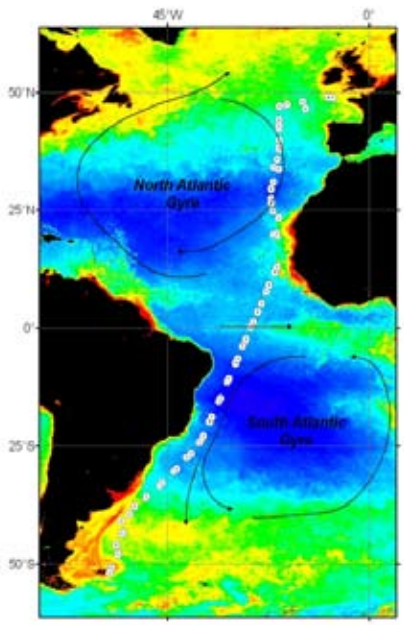


Figure 1. Oceanographic sampling stations (white circles) corresponding to AMT1 (1995), AMT2 (1996), and AMT3 (1996) overlain on a satellite image of ocean colour (blue, green, yellow and red represent increasing values of sea surface chlorophyll-a concentration; mean annual of 2010, MODIS sensor). Arrows indicate the main Atlantic oceanographic gyres.

[a] *AZTI-Tecnalia, Marine Research Division. Herrera kaia portualdea z/g 20110 Pasaia, Spain (e-mail: gchust@azti.es)*
[b] *King Abdullah University for Science and Technology, Saudi Arabia*
[c] *Evolution et Diversité Biologique, CNRS/UPS, Bâtiment 4R3, 118 route de Narbonne, 31062 Toulouse, France*
[d] *Plymouth Marine Laboratory Prospect Place, West Hoe Plymouth PL 1 3DH, United Kingdom*

Zooxanthellae importance in the development of the pelagic phase of the blooming jellyfish *Cotylorhiza tuberculata* (Scyphozoa: Rhizostomeae)

Diana Astorga[a], Javier Ruiz[a], Laura Prieto[a]

Cotylorhiza tuberculata is a common symbiotic rhizostome scyphozoan from the Mediterranean Sea. Special attention has been accorded to this species recently given the extremely high medusa abundances it has reached in the Mar Menor coastal lagoon (Pérez-Ruzafa et al., 2002) and the unique conditions that enabled to establish causal relationships between blooms and environmental variables (Prieto et al., 2010; Astorga et al., 2012; Ruiz et al., 2012). In the context of an apparent global increment in number of scyphozoan blooms (Purcell, 2012; Condon et al., 2012), the study of fundamental aspects of the ecology and physiology of scyphozoans represents a research challenge.

This study pretends to evaluate a key physiological aspect involved in the possible competitive advantage of symbiotic jellyfish in eutrophic habitats. In order to determine zooxanthella importance along the pelagic phase of *C. tuberculata*, algal density, size and pigment composition were analysed and related to medusa diameter, wet weight and dry weight. Medusa samples included ranged between 2.5 and 28 cm of diameter. Animal and algal fractions were separated according to the protocol described by Verde & McCloskey (1998). Chlorophyll a concentration was determined by photometry and cell count and size were established by means of optic microscopy. Additional pigments were analysed in a small fraction of medusa samples.

Results indicated a direct relationship between chlorophyll a (and other pigments) content and medusa size. Algal cell size was independent of animal size. Medusa growth did not affect algal cell size and no clear relationship was established between algal cell number and medusa size. Pigment analysis confirmed the suspicion of the increasing importance of zooxanthellae for the nutrition and development of the pelagic stage of *C. tuberculata* deduced in a previous study (Astorga et al., 2012). Ecosystem implications and trophic interactions are discussed.

[a] *Instituto de Ciencias Marinas de Andalucia (ICMAN), Consejo Superior de Investigaciones Cientificas (CSIC) (dianastorga@yahoo.es)*

References

Astorga D, Ruiz J, Prieto L (2012) Ecological aspects of early life stages of *Cotylorhiza tuberculata* (Macri, 1778) affecting its pelagic population success. *Hydrobiologia.* In press.

Condon RH, Graham WM, Duarte CM et al. (2012) Questioning the rise of gelatinous zooplancton in the world's oceans. *BioScience* 62: 160–169.

Pérez-Ruzafa A, Gilabert J, Gutiérrez JM, et al. (2002) Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475-476 (1): 359-369.

Prieto L, Astorga D, Navarro G, Ruiz J (2010) Environmental control of phase transition and polyp survival of a massive-outbreaker jellyfish. *PLoS ONE* 5: e13793.

Purcell JE (2012) Jellyfish and ctenophore blooms coincide with human proliferations and environmental perturbations. *Annual Review of Marine Science* 4: 209-235.

Ruiz J, Prieto L, Astorga D (2012) A model for temperature control of jellyfish (*Cotylorhiza tuberculata*) outbreaks: A causal analysis in a Mediterranean coastal lagoon. *Ecological Modelling* 233 (2012) 59–69

Verde EA, McCloskey LR (1998) Production, respiration, and photophysiology of the mangrove jellyfish *Cassiopea xamachana* symbiotic with zooxanthellae: effect of jellyfish size and season. *Marine Ecology Progress Series* 168: 147-162.

Reproduction and respiration of a climate change indicator copepod *Centropages chierchiae*: effect of temperature and variable food supply

Joana Cruz[a,b,c], Susana Garrido[b], Marta S. Pimentel[b], Rui Rosa[b], A. Miguel P. Santos[a], Pedro Ré[b]

The calanoid copepod *Centropages chierchiae* is found in tropical and subtropical waters, restricted to the eastern Atlantic, Mediterranean and western Indian Ocean. In the early years of the last century, *C. chierchiae* records in the northern limit of its distribution were very scarce. For the last half century, the abundance of *C. chierchiae* has increased at the northern limits of its distribution, mainly due to oceanic climate forcing, suggesting this as a key species in monitoring climate changes. In northern Portuguese shelf waters this species is one of the most abundant of the zooplankton community in summer/autumn period. Furthermore, *C. chierchiae* is also considered an important diet item to the commercially important small pelagic fish such as *Engraulis encrasicolus* and *Sardina pilchardus*, inhabiting Peninsula Iberia Atlantic waters. Hence, it becomes necessary to investigate the factors that influence basic biological processes like metabolic and reproductive rates. Copepod respiration rate as an index of metabolism has been shown to be dependent of habitat temperature and body mass. Reproductive traits are mainly affected by temperature, food quantity and quality (eg. toxicity and production of inhibitory compounds by phytoplankton).

In this work, laboratory experiments were conducted to study the combined effect of temperature and food type and concentration on the egg production rate (EPR) and hatching success (HS) of the copepod *C. chierchiae*. Females were fed two monoalgal diets of similar sizes (the dinoflagellate *Gymnodinium* sp. and the diatom *Phaeodactylum tricornutum*) at two levels of concentration (60 and 300 µg C L^{-1}) and at three different temperatures (13, 19 and 24 ºC). Respiration rates of both males and females were measured at four different temperatures (8, 13, 19 and 24º C). The energy required to maintain the routine metabolic rate estimated at the different experimental temperatures was calculated in terms of prey concentrations of *P. tricornutum* and *Gymnodinium* sp.

EPR was significantly different between temperatures and food concentration, showing higher values when exposed to higher food levels at 19ºC. Prey type influenced significantly EPR given that *P. tricornutum* resulted in higher egg productions than *Gymnodinium* sp. EPR values reached a maximum of 36 ± 4 and 29 ± 14 eggs $female^{-1}$ day^{-1} with *P. tricornutum* and *Gymnodinium* sp., respectively, at 19º C and 300 µg C L^{-1} (Fig. 1). HS was significantly reduced at lower temperatures (13 ºC) and was highest using *Gymnodinium* sp. as prey. In fact, the percentage of nauplii hatched ranged from 21 to 52% at 13 ºC and between 55 and 95% at 19 and 24ºC. Respiration rates were sex independent and increased exponentially with temperature (Q_{10} values between 2 and 3). Oxygen consumption ranged between 2.7 ± 1.0 and 2.8 ± 0.9 µL O_2 mg^{-1} DW h^{-1} for females and males, respectively at 8 ºC and 13.1 ± 3.5 and 15.3 ± 2.9 µL O_2 mg^{-1} DW h^{-1} at 24 ºC. The minimal food intake of *P. tricornutum* ranged on average from 0.4 to 1.8 µg C and *Gymnodinium* sp. from 0.06 to 0.27 µg C, and daily rations from 2.78 to 14.72 % and 0.41 to 2.17 %, respectively, in order to maintain the basal metabolism of *C. chierchiae*. Comparing the values of average daily food ingested of feeding rates experiments previously conducted with the minimum carbon requirements calculated in the present work, food intake was always in excess in terms of the metabolic requirements, excepting for higher temperature (24 ºC). For concentrations of dinoflagellates (*Gymnodinium* sp.) found in nature during periods when the temperature ranges between 13 and 19 ºC, the metabolic energy needs are below the quantity of energy obtained from food intake.

In summary, reproduction of the copepod *C. chierchiae* is more effective at temperatures around 19 ºC, lower at 13 ºC and intermediate values at 24ºC. This species is usually more abundant in temperatures between 13 and 20ºC below or above which it is only present in very low abundance or even absent. This fact can explain the low productivity observed at 13ºC which seems to be its lower temperature optimal limit. *C. chierchiae* is usually found in high abundances during summer months in the west Portuguese coast, when upwelling events take place. Average temperatures in these conditions are usually around 19ºC only rising to values

[1]*Instituto Nacional de Recursos Biológicos (INRB-IPIMAR), Avenida Brasília s/n, 1449-006 Lisboa, Portugal (jmcruz@ualg.pt)*
[2]*Laboratório Marítimo da Guia, Centro de Oceanografia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Av. Nossa Senhora da Guia 939, 2750-374 Cascais, Portugal.*
[3]*Centro de Ciências do Mar do Algarve, Universidade do Algarve. Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal*

around 24ºC in the south Portuguese coast, where upwelling is less frequent and weaker. The diatom *P. tricornutum* used as prey, induced a higher egg production than the dinoflagellate *Gymnodinium* sp., but the opposite occurred for hatching success. This suggests that different factors inherent to food quality trigger the success of these two biological processes. Further experiments should be conducted using different prey such as ciliates, taking into account the biochemical composition of food, copepod females and eggs. *C. chierchiae* metabolic rate varied with temperature and was sex independent. The majority of copepods present this temperature-dependence with only few exceptions that are found for estuarine species that need to adapt to sudden environmental fluctuations or species with ubiquitous distributions. In situ feeding experiments should be done in order to investigate the food regime seasonality and its capability to assure the metabolic energetic demands of this species. Moreover, it would be of great interest to compare both *C. chierchiae* populations from the Iberian Peninsula and northern areas, in terms of respiration, reproduction and feeding.

Patch dynamics and early life stages mortality of anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) in the south-eastern Bay of Biscay

Paula Alvarez[a], Maria Santos[a], Unai Cotano[a], Xabier Irigoien[b] and Andrés Uriarte[a]

Abstract

In situ information on patchiness dynamics and eggs and larval mortality and growth provides crucial parameters for simulating the recruitment process of small pelagic fishes in hydrodynamic models. Patch dynamics and mortality rates of anchovy *Engraulis encrasicoulus* L. eggs and larvae were estimated in the south-eastern Bay of Biscay in spring 2009. GPS buoys, which were used as Lagrangian reference points, were deployed to mark dense patch of anchovy eggs and a series of 14 cycles of samplings were conducted using a Bongo net around the buoy every 6 hours over a period of 3 and a half days. Each cycle consist of 4 stations located 0.5 nm apart from the central point (figure 1) resulting 5 sampling stations per cycle. The experiment lasted 83 hours and during this period the buoy moved 17.3 nm at an average speed of 0.38 km/h. Vertical profiles of temperature and salinity showed a weak thermocline and picnocline at 15-20 m depth. Maximum concentration of chlorophyll was found at surface, and a second peak of abundance was frequently observed at 30m depth. Eggs staging revealed that the samples were composed of 4 cohorts (figure 2); however only 1 of them was successfully sampled to be used in mortality analysis. Egg mortality was estimated using Bayesian ageing method resulting a Z value of -1.190 (SE = 0.0090), which represented around 70% of daily mortality. Larval range varied from 2.0 to 15.7 mm SL. Statistically differences of captured larval at size during day and night was observed for two upper size ranges (4-8 mm and > 8mm). Polynomial regression between larvae's size and time revealed that the maximum capture of larvae bigger than 8 mm occurred at night (01:35 hour). Larval growth rate was estimated considering the mean larval length at each cycle. Growth rate varied from 0.547 mm/day (including the whole data) to 0.845 mm/day (when the last 4 cycles were excluded from the analysis). *In situ* information on patchiness dynamics and eggs and larval mortality and growth provides crucial parameters for simulating the recruitment process of small pelagic fishes in hydrodynamic models.

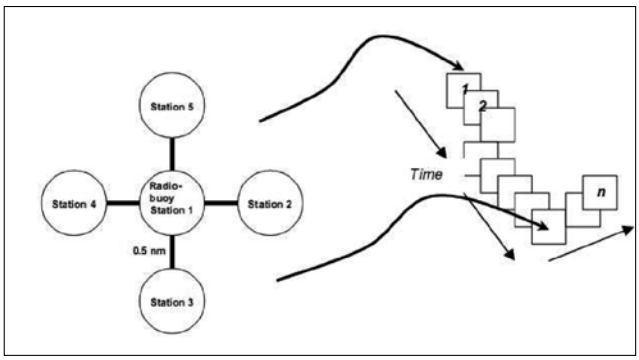


Figure 1. Diagram showing the adaptive sampling carried out during the survey. Each square represents a cycle of 5 stations which moves according to the radio-buoy displacement.

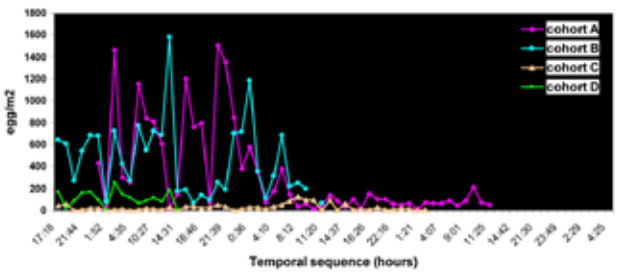


Figure 2. Evolution of anchovy egg cohorts (A, B, C and D) throughout the drifter experiment. Egg abundance in number/m^2.

[a] *AZTI-Foundation. Herrera kaia. Portualdea z/g. 20110 Pasaia. Gipuzkoa. Spain.*
[b] *King Abdullah University of Science and Technology. Red Sea Center. Marine Science. Thuwal 23955-6900. Kingdom of Saudi Arabia.*

Comparative analysis of the larval growth patterns of five fish species in the Bay of Biscay

Unai Cotano[a*], Itziar Estensoro[b], Paula Alvarez[a], Egoitz Etxebeste[a], Xabier Irigoien[a]

The main aim of fisheries science is to achieve a sustainable exploitation of this natural resource by which fishing mortality does not exceed the renewable production of fish biomass. Adequate management measures to avoid the overfishing require a detailed understanding of the populations' dynamics. Annual recruitment fluctuations in fish populations have big influence on stock size and are largely dependent on the species' mortality, especially during the early life stages, which are the most vulnerable ones. Thus several studies have demonstrated that small differences in mortality rates during the early life stages may generate large differences in the subsequent recruitment. Therefore survival and successful growth of eggs and larvae are determinant for the recruitment (Hunter, 1980). However, larval ecology is still poorly understood because their fragility limits our ability to do experimental studies in the field and requires of laboratory rearing of the species. Field studies of the diet also present difficulties for general interpretation of the strategy of different species because the labour involved in obtaining data for different species under comparable food field conditions and also because smaller larvae ingest items (eg. microzooplankton) that cannot be identified in the guts (Pepin and Dower 2007). In general it can be said that little is known about the survival strategies of fish larvae. One useful approach to investigate fish larval ecology is that of comparative studies of the allometric growth. Because morphology reflects evolutionary adaptation to different surviving strategies, the comparison of growth can provide valuable information about those strategies (Huxley 1924). Five different species of commercial interest for the fishing fleet in the Bay of Biscay: hake, (*Merluccius merluccius*), mackerel (*Scomber scombrus*), horse mackerel (*Trachurus trachurus*), anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardine pilchardus*) larvae were collected in the Bay of Biscay during several cruises between 2001 and 2005. Morphometric analyses and ageing on the basis of the otolith microstructure were carried out in order to compare the early growing patterns. Hake, mackerel and horse mackerel larvae head and mandibles developed faster than for sardine and anchovy. On the other hand anchovy and sardine body length increased faster than that of hake, mackerel and horse mackerel. This suggests different strategies (finding prey vs. escaping) that correspond with the environmental characteristic found in spawning areas of these species.

[a] *AZTI-Tecnalia. Marine Research Division. Herrera Kaia, Portualdea z.g., 20110 Pasaia, Spain.*
**Correspondence e-mail: Unai Cotano (ucotano@azti.es)*
[b] *Instituto de Acuicultura de Torre de la Sal, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Torre de la Sal s/n, 12595 Ribera de Cabanes, Castellón, Spain.*

Cannibalism and IntraGuild predation on anchovy (*Engraulis encrasicolus* L., 1758) eggs in the Bay of Biscay

Eneko Bachiller[a], Unai Cotano[a], Xabier Irigoien[b]

Most pelagic fish species, and in particular anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*) in upwelling systems, undergo large interannual and interdecadal fluctuations in abundance (Cury, 1988; Lluch-Belda *et al.*, 1989; Baumgartner, 1992; Schwartzlose *et al.*, 1999; Chavez *et al*., 2003). Anchovy and sardine have a central place in upwelling ecosystems where they constitute an important part of commercially exploited species (Uriarte *et al*., 1996; Sanchez & Olaso, 2004; ICES, 2011). Anchovy in particular has an important role from the economic point of view for the commercial fleet. Additionally it also plays a role as forage fish for numerous predators e.g., tuna (Goñi *et al*., 2011).

Different hypotheses have been suggested to explain interannual and long term variations in fish abundance. In the case of small pelagic species like anchovy, it is generally assumed that environmental conditions regulates in some way the annual recruitment of these species (Borja *et al.*, 1996, 1998, 2008) but our knowledge of the mechanism thorough this control is exerted is limited and in many cases is quite difficult to establish the cause-effect relationships. The Cantabrian Sea Waters are heating 0.5ºC every decade (Kotsikopoulos *et al*., 1998; Planque *et al*., 2003; Llope *et al.*, 2007; DeCastro *et al*., 2009). This warming is related to changes in the frequency and intensity of the upwelling (Llope *et al*., 2006, 2007). It is known that anchovy populations are sensitive to changes in water temperature (Chavez *et al*., 2003) and upwelling intensity (Borja *et al*., 1998), and probably also to other effects related to water warming. Taking into account that anchovy is better adapted to high temperatures (Planque *et al.*, 2007) than other coexisting pelagic species in Cantabrian Sea (sardine, Atlantic mackerel and Atlantic Chub mackerel, Atlantic horse mackerel and Mediterranean horse mackerel, sprat and bogue) the strong reduction in anchovy biomass during the last years invites to think that intra and inter-species interactions could be exerting an important role on the control of anchovy biomass in the Bay of Biscay. Recently, Aldanondo (2010) showed that anchovy recruitment, which mainly regulates the population dynamics seem to be largely regulated by mortality rates of early life stages.

Inter-specific interactions and particularly predator-prey interactions is one of the major topic of discussion in fisheries research. These relationships have been postulated in several occasions as a cause of the cycles and changes in abundance between guild species (Walters *et al*., 1986; Polis *et al*., 1989). Moreover the cannibalism has been described as a mechanism providing the upper limit to population density (Ricker 1958, 1973; Hunter & Kimbrell, 1980; MacCall, 1981; Alheit, 1987; Valdés Szeinfeld *et al*., 1987), exerting a self-regulation in population abundance. On the other hand, predation by other guild species is commonly considered as a regulation mechanism between competing species (Fox, 1975). In this sense clupeiform fish are probably the most important predators of fish eggs because they are abundant and travel in large schools (Hunter & Kimbrell, 1980; Hunter, 1981).

Among the causes of egg mortality, egg cannibalism has been reported for engraulid populations in anchovies all over the world, such as the European anchovy (Tudela & Palomera, 1997; Plounevez & Champalbert, 1999, 2000). However, many studies have noted a strong evidence of a decrease in egg cannibalism as copepod density increased (Valdés Szeinfeld, 1991; Pájaro *et al*., 2007) as well as a relationship between consumption rate and density of plankton eggs (Hunter & Kimbrell., 1980; Pájaro *et al*., 2007). On the other hand, because small pelagic fish (e.g., sardines [Garrido *et al*., 2007]) filter larger volumes of seawater their potential to prey on fish eggs is likely to cause a great mortality of such an early stage of fish population. For example, sardines in the South Africa can cause a greater mortality of anchovy eggs than cannibalism by the anchovy itself (Valdés Szeinfeld, 1991).

In this study, a total of 992 fish stomachs are analyzed and ingested fish eggs (i.e., anchovy eggs and eggs of other fish species) and fish (i.e., Clupeids and others) counted. Anchovy eggs are found at least in the 18% of stomachs of each sampled predator species (including cannibalism), with the exception of horse mackerels. Presence of other fish eggs was achieved in the 25% of analyzed stomachs, including all sampled predator species. Although predation upon Clupeiforms (larvae and fish) was rarely observed in number, it was achieved in most of the sampled predator species. Moreover in case of mackerels predation upon other fish species was also observed

To our knowledge there is no previous study about the impact that anchovy egg consumption could have in anchovy population density of the Bay of Biscay. Therefore, the main objective of this study is to provide empirical evidence on anchovy cannibalism and predation of the main small pelagic fish species on anchovy eggs. In addition, information about anchovy and other fish egg consumption as well as fish larvae and adult predation by the different predator species sharing the same niche is provided. Finally, since the 91% of anchovy eggs (79% considering also eggs of other fish species) were found in stomachs of sardines, the global impact that sardine egg predation could have on anchovy egg mortality in the area is estimated together with the effect of the cannibalism by the anchovy itself.

[a] *Marine Research Division, AZTI Foundation, Herrera Kaia Portualdea, z/g 20110, Pasaia (Gipuzkoa), Spain. (ebachiller@mail.com)*
[b] *King Abdullah University of Science and Technology (KAUST), Red Sea Research Center, Thuwal 23955-6900. Saudi Arabia.*

Environmentally sensitive recruitment embedded in a Bayesian model for the European anchovy

Margarita María Rincón[a], Javier Ruiz[a], and Diego Macías[a]

The physical environment affects fish stocks and landings (Lloret et al., 2001 Erzini, 2005),particularly for short-living pelagic species like clupeoids (Nakata et al., 2000; Guisande et al., 2004; Basilone et al., 2006). Environment restrains survival of clupeoid at early life stages and engenders recruitment failures which are thought to influence interannual fluctuation of catches more than variations in fishing effort (Cingolani et al. 1996; Dimmlich et al., 2004). Recruitment failure under adverse meteorology, intense easterlies and low precipitation, is considered to decrease anchovy landings at the Gulf of Cádiz (Ruiz et al., 2006). Although a similar features are also observed in other anchovy fisheries (e.g. Motos et al., 1996), it is seldom implemented in management models (Freon et al, 2005). Lack of an underlying hypothesis and abuse of inferences driven by data are among the flaws leading to this failure (Barange et al., 2001).

In addition to these limitations, uncertainty owing to model imperfect representation of recruitment and its connection with the environment is barely accounted for in these approaches. Uncertainty is a key component to compute in the implementation of any science aimed to support the taking of decisions (Lindley, 1971). When applied to fishery research, Bayesian space-state approaches compute this uncertainty as a natural output after application of Bayes theorem (Millar and Meyer, 2000; Punt and Hilborn, 1997). Implementation of state-space schemes of stock dynamics under the Bayesian approach transforms into uncertainty both observational and hypothesis errors (Meyer and Millar, 1999; Rivot et al., 2004). As a result, they elude the dichotomy between mechanistic (e.g. Fasham-like ecosystem models) or purely data driven (e.g. generalized additive models) inference techniques and assimilate all available information to reduce uncertainty. This is particularly useful when connecting information sources with different origin and format as in small pelagic fisheries.

The present text describes the conceptual frame to adapt the general bayesian state-space population dynamics model (GPDM) developed in the ECOKNOWS project (Mäntyniemi, 2012) to stocks like anchovy where the environment cannot be ignored in the dynamics of the population.

The model formulation proposed for the Gulf of Cádiz includes a recruitment process environmentally-sensitive, forced mainly by temperature, easterlies and discharges from Guadalquivir river (Ruiz et al., 2009). The first life stages processes are modelled considering a weekly time resolution for eggs and larvae according to the spawning periodicity and the synoptic metereological time scale while the latest stages are defined in a monthly resolution determined by the monthly records of catches and it's length frequency. This double resolution provides the adequated time-steps to resolve the environmental and anthropogenic effects on each stage endowing a suitable framework to model other small pelagic fisheries.

[a] *Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (ICMAN), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) .Av. República Saharaui 2, 11519, Puerto Real, Cádiz-Spain. (margarita.rincon@icman.csic.es)*

References

Barange, M. (*ed*) (2001) Use of environmental indices in the management of pelagic fish populations. Report of the 1st meeting of the SPACC/ IOC Study Group populations. *GLOBEC Special contribution.* No. 5: 122 pp.

Basilone, G., Guisande, C., Patti, B., Mazzola, S., Cuttitta, A., Bonanno, A., Vergara, A.R, and Maneiro, I. (2006) Effect of habitat conditions on reproduction of the European anchovy (*Engraulis encrasicolus*) in the Strait of Sicily. *Fish. Oceanogr.* **15**: 271–280.

Cingolani, N., Giannetti, G. and Arneri, E. (1996) Anchovy fisheries in the Adriatic Sea. *Sci. Mar.* **60**: 269-277.

Dimmlich, W.F., Breed, W.G., Geddes, M. and Ward, T.M. (2004) Relative importance of gulf and shelf waters for spawning and recruitment of Australian anchovy, *Engraulis australis,* in South Australia. *Fish. Oceanogr.* 13: 310–323.

Erzini, K. (2005) Trends in NE Atlantic landings (southern Portugal): identifying the relative importance of fisheries and environmental variables. *Fish Oceanogr* 14: 195–209.

Freon, P., Cury, P., Shannon, L. and Roy, C. (2005) Sustainable exploitation of small pelagic fish stocks challenged by environmental and ecosystem changes: a review. *Bull. Mar. Sci.* **76**: 385-462.

Guisande, C., Vergara, A.R., Riveiro, I. and Cabanas, J.M. (2004) Climate change and abundance of the Atlantic Iberian sardine (*Sardina pilchardus*). *Fish. Oceanogr.* **13**: 91–101.

Lindley, D.V. (1971) *Making decisions*. London: John Wiley & Sons, 207 pp.

Lloret, J., Lleonart, J., Solé, I. and Fromentin, J.-M. (2001) Fluctuations of landings and environmental conditions in the North-Western Mediterranean *Sea. Fish. Oceanogr.* **10**: 33–50.

Mäntyniemi, S. (2012) General state-space population dynamics model: theoretical derivation. *In pres.*

Meyer, R. and Millar, R.B. (1999) BUGS in Bayesian stock assessment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **56**: 1078-1086.

Millar, R.B., and R. Meyer (2000): Bayesian State-Space Modeling of Age-Structured Data: Fitting a Model is Just the Beginning. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 43-50.

Motos, L., Uriarte, A. and Valencia, V. (1996) The spawning environment of the Bay of Biscay anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.). *Sci. Mar.* **60** (Supl 2): 117-140.

Nakata, H., Funakoshi, S. and Nakamura, M. (2000) Alternating dominance of postlarval sardine and anchovy caught by coastal fishery in relation to the Kuroshio meander in the Enshu-nada Sea. *Fish. Oceanogr.* **9**: 248-258.

Punt, A.E. and Hilborn, R. (1997) Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. *Rev. Fish Biol. Fisher*. **7**: 35-63.

Rivot, E., Prévost, E., Parent, E., Bagliniére, J.-L. (2004) A Bayesian state-space modelling framework for fitting salmon stage structured population dynamic model to multiple time series of field data. *Ecol. Model.* 179: 463-485.

Ruiz, J., Garcia-Isarch, E., Huertas, I.E., Prieto, L., Juárez, A., Muñoz, J.L., Sánchez-Lamadrid, A., Rodríguez, S., Naranjo, J.M. and Baldó, F. (2006) Meteorological forcing and ocean dynamics controlling *Engraulis encrasicolus* early life stages and catches in the Gulf of Cádiz. *Deep-Sea Res. II* **53**: 1363–1376.

Ruiz, J et al. (2009). "A Bayesian model for anchovy (Engraulis encrasicolus): The combined forcing of man and environment." Fisheries Oceanography **18**(1): 62-76.

La edad y el crecimiento del atún rojo Atlántico (*Thunnus thynnus thynnus*)

José L. Cort[a]

La edad y el crecimiento del atún rojo Atlántico (*Thunnus thynnus thynnus*) han sido ampliamente estudiados a lo largo de la historia de este pez. Corson (1923) hizo la primera determinación de la edad del atún rojo del Atlántico basándose en las escamas de pequeños ejemplares muestreados en *Long Island* (*NY, USA*) en septiembre de 1923. de Buen (1925) y Sella (1929) fueron los primeros científicos europeos que aportaron datos de edad basados en el estudio de partes esqueléticas, vértebras en este caso. Recientemente, Rooker *et al*. (2007) citan diez trabajos de crecimiento hechos en el Atlántico oriental y Mediterráneo, y siete más del Atlántico occidental llevados a cabo en las últimas seis décadas. Posteriormente a este estudio, otros sobre el mismo tema han sido publicados por: Neilson & Campana (2008), Santamaria *et al*. (2008), Secor *et al*. (2009), Luque *et al*. (2011) y Landa *et al*. (2011). La mayor parte de ellos se basan en el modelo de crecimiento de von Bertalanffy (1938).

Los resultados muestran una considerable heterogeneidad de los parámetros de la ecuación de von Bertalanffy, por lo que en el presente estudio se dan normas basadas en diversas metodologías y en una extensa revisión bibliográfica para determinar los valores reales de los mismos.

Bibliografía

Bertalanffy, L. von, 1938. A quantitative theory of organic growth (Inquiries on growth laws. II). *Human. Biol*. 10: 181-213.

Corson, R.H., 1923. The "weight for age curve" of tuna. Fishing Gazette, London 87: 519-520.

de Buen, F., 1925. Biología del atún, *Orcinus thynnus* (L.). Resultado de las campañas realizadas por acuerdos internacionales, 1. Madrid, 118 p.

Landa, J., Rodríguez-Marín, E., Lastra, P., Ruíz, M. & Quelle, P., 2011. Growth of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the North-eastern Atlantic and Mediterranean based on back-calculation of dorsal spine annuli. ICCAT, SCRS/2011/178, 12 p.

Luque, P., Rodríguez-Marín, E., Ruíz, M., Quelle, P., Landa, J. & Macías, D., 2011. A review of direct ageing methodology using dorsal fin spine from Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). ICCAT, SCRS/2011/176, 22 p.

Neilson, J., Campana, S. E., 2008. A validated description of age and growth of Western Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 65, 1523-1527.

Rooker, J., Alvarado, J., Block, B., Dewar, H., De Metrio, G., Prince, E., Rodríguez-Marín E. & Secor, D., 2007. Life and Stock Structure of Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*). *Reviews in Fisheries Science*, 15: 265-310.

Santamaria, N., Bello, G., Corriero, A., Deflorio, M., Vassallo-Agius, R., Bök, T., De Metrio, G., 2009. Age and growth of Atlantic bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (Osteichthyes: Thunnidae), in the Mediterranean Sea. *J. Appl. Ichthyol*. 25, 38-45.

Secor, D.H, Wingate, R.L., Neilson, J.D., Rooker, J.R. & Campana, S.E., 2009. Growth of Atlantic bluefin tuna: direct age estimates. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 64 (2): 405-416.

[a] *Instituto Español de Oceanografía, Santander (España)*
jose.cort@st.ieo.es

Stock structure of some deep sea fishes (*Helicolenus dactylopterus* and *Pontinus kuhlii*) in Azores Archipelago using otolith elemental fingerprints

Alberto Teodorico Correia[a,b], Eduardo José Isidro[c], Ruth Margareth Higgins[c]

Oceanic circulation patterns in the Azores are complex and seasonally variable, which is likely to be linked to the fisheries recruitment processes taking place in this Atlantic area. In the Azores, *Helicolenus dactylopterus* and *Pontinus kuhlii* are among the most valuable fish species captured and represents a major target of the bottom long-line fisheries. Although the overall stock structure for both species remains unclear, based on the current knowledge they are considered to constitute a single resource pool. Otolith fingerprinting can significantly increase the accuracy of population discrimination, particularly in resolving dispersal and connectivity among sub-populations within genetically homogeneous meta-population complexes. Where movement between populations is limited, elemental fingerprints can be used to identify fish from a particular region, namely if these individuals are under the influence of water bodies with markedly different composition. In this study sampling took place aboard of the RV Arquipélago in deep waters (100 to 900 m depth) of the Azores along the east (S. Miguel), central (Terceira) and west (Flores and Corvo) groups during 2004 and 2005. Ninety individuals of similar length of each species were choose, 30 fish per location (east, central and west areas, respectively). Whole otolith elemental composition was determined using solution-based inductively coupled plasma mass spectrometry (SB-ICP-MS). Prior to chemical analysis, otoliths were weight, cleaned and decontaminated according to usual standard protocols. Otolith fingerprint analysis detected the presence of several informative trace elements (Ca, Sr, Ba, Mg, Mn, Zn, Cd, Cu, Li and Pb) for both species. Molar concentrations for each site were analysed through uni- and multivariate statistical tests, independently for each species. Linear discrimination function analysis allowed us to discriminate the individuals with respect to their fishery sampling origin. By exploring the obtained spatial patterns of the species-specific elemental signatures we shed light on whether these species should be regarded as a single stock in the Azores region, or by contrary the juvenile fish mix partially and, therefore, cannot be assumed to be separate units for fisheries management purposes. This question should be addressed in light of global depletion of fish stocks, since is essential for a rational and sustainable aquatic living resources management.

[1]Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR), Porto, Portugal. Email: atcorreia.ciimar@gmail.com
[2] Centro de Investigação em Alterações Globais, Energia e Bioengenharia (CIAGEB), Faculdade de Ciências da Saúde da Universidade Fernando Pessoa (FCS-UFP), Porto, Portugal
[3]Departamento de Oceanografia e Pescas da Universidade dos Açores, 9901-862 Horta, Portugal

The "jelly-carbon-shunt": metabolism of *Cotylorhiza tuberculata* at different light treatments

Diana Astorga[a], Javier Ruiz[a], Laura Prieto[a]

When a gelatinous zooplankton bloom occurs in a pelagic ecosystem, there are relevant impacts in the food chain as depletion of other zooplankton biomass (Roohi et al., 2008), increase on phytoplankton biomass by decreasing the grazing impact due to zooplankton biomass (Roohi et al., 2010) together by increasing the nutrients available in the water column due to excretion caused by the gelatinous organisms (Pitt et al., 2009; Condon et al., 2011), plus long term effects on catchability of fisheries caused by predation on fish eggs and larvae (Kideys, 2002).

In the present study, respiration and excretion experiments were conducted under controlled laboratory conditions with freshly collected specimens of the blooming symbiotic scyphozoan *Cotylorhiza tuberculata* at different light treatments and nutrient concentrations in order to evaluate its contribution to the "jelly-carbon-shunt" in its natural environment. Besides oxygen generation or depletion, nutrient analysis included ammonium, nirite, nitrate, phosphate and organic carbon and nitrogen.

Experimental results were contrasted with respiration and excretion rates of other zooxanthellate scyphozans and compared to those of non-symbiontic species. Given the importance of *C. tuberculata* suumer blooms in the Mar Menor coastal lagoon since 1995 (Pérez-Ruzafa et al., 2002), the implementation of a local program for medusa removal provides the tools to evaluate ecosystem implications based on metabolic and feeding rates (Purcell et al., 2010). The role of zooxanthellae in jellyfish adaptation to the eutrophic environmental conditions of the Mar Menor is also discussed.

References

Condon RH, Steinberg DK, del Giorgio PA, et al. (2011) Jellyfish blooms result in a major microbial respiratory sink of carbon in marine systems. *Proceedings of the National Academy of Science* 108: 10225-10230.

Kideys AE (2002) Fall and rise of the Black Sea ecosystem. *Science* 297: 1482-1484.

Pérez-Ruzafa A, Gilabert J, Gutiérrez JM, et al. (2002) Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475-476 (1): 359-369.

Pitt KA, Welsh DT, Condon RH (2009) Influence of jellyfish blooms on carbon, nitrogen and phosphorus cycling and plankton production. *Hydrobiologia* 616: 133-149.

Purcell J E, Fuentes V, Atienza D et al. (2010) Use of respiration rates of scyphozoan jellyfish to estimate their effects on the food web. *Hydrobiologia* 645:135–152

Roohi A, Zulfigar Y, Kideys A, et al. (2008) Impact of a new invader ctenophore *Mnemiopsis leidyi* on the zooplankton of the southern Caspian Sea. *Marine Ecology* 29, 421-434.

Roohi A, Kideys A, Sajjadi A, et al. (2010) Changes in biodiversity of phytoplankton, zooplankton, fishes and macrobenthos in the Southern Caspian Sea after the invasion of the ctenophore *Mnemiopsis leidy. Biological Invasions* 12: 2343-2361.

[a]*Instituto de Ciencias Marinas de Andalucia (ICMAN), Consejo Superior de Investigaciones Cientificas (CSIC) (dianastorga@yahoo.es)*

Composición, abundancia y distribución de zooplancton en aguas de la ZEE del noroeste peninsular

Ana Miranda[a], Gerardo Casas[a], Gonzalo Gonzalez- Nuevo[a], Santiago Lens[a]

Durante el transcurso de la campaña CODA (Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic) en julio de 2007, se llevaron a cabo una serie de estaciones oceanográficas para caracterizar el hábitat de los cetáceos.

Para el estudio de la composición, abundancia y distribución de la comunidad de zooplancton se realizaron 42 arrastres verticales diurnos y nocturnos hasta 300 m de profundidad con una red WP2 de 65 cm. de diámetro de boca y con apertura de malla de 200 µm. Los datos hidrográficos se obtuvieron por medio de un CTD. Las estaciones estuvieron comprendidas entre los 42º y 45º N , 7,5º y 14º W. (Fig.1)

La temperatura en superficie varió entre 17,8 y 20º C y las salinidades entre 35,5 a 35,9 con la termoclina localizada en torno a los 50 m.

Se utilizó un método de cluster para agrupar las estaciones atendiendo a la composición taxonómica de los grupos de mesozooplancton (Tabla I). El grupo 1 de estaciones se caracterizó por tener densidades y diversidad bajas; en contraposición al grupo cuatro que tuvo las estaciones con abundancias más altas y con mayor diversidad, los dos grupos restantes presentaron valores intermedios. Los grupos se asocian con características físicas distintas. El grupo 1 y el grupo 3 tuvieron temperaturas y salinidades bajas a 150 m (12,23º C ,35,67 y 12,36 º C y 35,69 respectivamente) mientras que en el grupo 2 y el grupo 4 fueron parecidas en temperatura 12,52º C y 12,51º C y con la misma salinidad (35,7). En el caso de la termoclina, el grupo 3 presenta una estratificación mayor (profundidad 30 m) respecto al resto de los grupos, situándose en ellos a profundidades mayores que 40m.

Los principales grupos de zooplancton obtenidos en el análisis taxonómico fueron: copépodos, apendicularias, radiolarios y tintínidos. Dentro de los copépodos dominaron las siguientes especies: *Oithona plumifera*, *Calanus helgolandicus*, *Paracalanus parvus* y *Centropages spp.*

La abundancia de zooplancton fue baja, variando entre 70 y 1225 ind./m^3.

En cuanto a la distribución de zooplancton, los copépodos, las apendicularias y los radiolarios se observaron en toda la zona de estudio, mientras que los tintinidos están en la zona norte más alejada de la costa.

Cabe destacar que, en toda la campaña, las especies más abundantes de copépodos fueron de pequeño tamaño (*Oithona plumifera* presente en todas las estaciones con valores entre 11 y 199 ind/m^3. y *Paracalanus parvus* valores entre 6 y 343. nd/m^3.) y de individuos juveniles, (*Calanus helgolandicus* jóvenes entre 6 y 200 ind/m^3.y *Centropages spp* jóvenes con un máximo de 67 ind/m^3 en la zona media del área estudiada).

Las estaciones del grupo 1 presentan diferencias significativas en su composición específica con respecto al resto de los grupos. Estas estaciones coinciden con un frente salino, poseen una baja abundancia de zooplancton y además se observaron un numero alto de avistamientos de rorcuales comunes (*Balaenoptera physalus*).

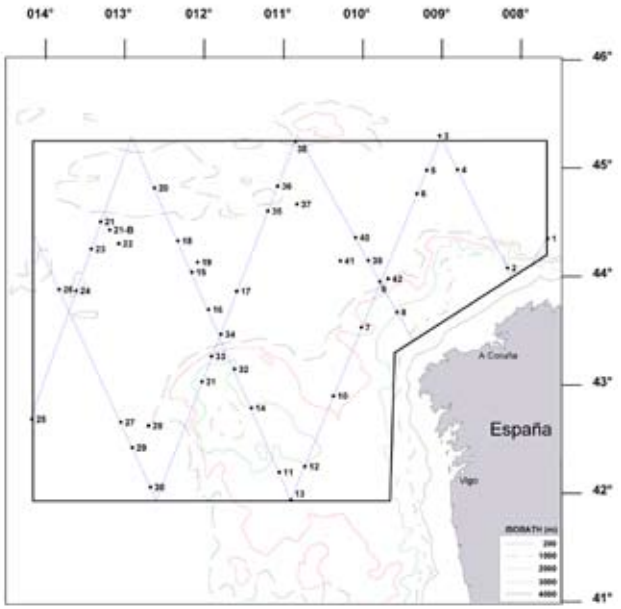


Figura 1. Campaña Coda: Muestreos W-P2 Vertical y CTD.

Tabla 1. Distribución de las estaciones en diurnas y dentro de las nocturnas la separación de los 4 grupos por el análisis de Cluster.

ESTACIONES DIURNAS	GRUPO 1	GRUPO 2	GRUPO 3	GRUPO 4
6	7	4	3	11
10	9	5	8	12
14	39	21	16	13
18	40	28	17	15
19		29	25	22
20		31	27	23
26		32	35	37
30		33	36	
34			41	
38				
42				

[a] *Instituto Español de Oceanografía (IEO) Cabo Estai. Canido 36390. Vigo (ana.miranda@vi.ieo.es)*

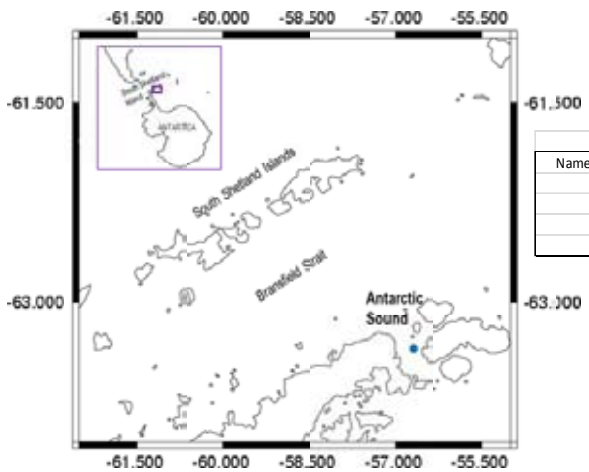
Vertical distribution of meroplankton in the Antarctic Sound, Antarctica

Julia Ameneiro[a], Juan Bellas[b], Jorge Hernández[c], Cristián Henríquez[d], Gonzalo Macho[a], Esther Pérez[a], Carmen Primo[c], Pablo Sangrá[f], Cristina Sobrino[a], Elsa Vázquez[a]

As in other oceans, planktonic larvae also seem to play a key role in benthic recruitment in So uthern Ocean since recent investigations have revealed a relatively high diversity and abundance of larval forms (Bowden et al. 2009; Sewell and Jury 2011). The persistence of adult population of these organisms depends on the successful recruitme nt of their larvae which is dependent on the larval dispersal (Shanks et al. 2002). Although larvae are dispersed as passive par ticles (Shanks et al.2003), meroplankton populations often vary their horizontal distributions by adjusting vertical position i n the presence of current shear (Kimmerer and McKinnon 1987). Their vertical distribution is largely determined by diel ve rtical migration (Lampert et al. 2003). The most common pattern of vertical migration is an evening ascent and a morning descent (Lampert 1989), although three other patterns of migration have been recognized such as twilight, reverse and tidal patterns (Rawlison et al. 2004). This vertical migration behaviour is considered mainly as a response to avoid the predati on (Lampert et al. 2003), however, another factors such as food availability and temperature can influence vertical distribut ion (Lampert et al. 2003). Therefore, this patterns of zooplankton vertical movements are difficult to interpret because of multiple and complex environmental factors.

The present study investigates the changes in vertical distribution of abundance and compossition of pelagic larvae of marine invertebrate and their relationship with the hydrographical properties of the water column during a 24-h period near Joinville Island in the Antarctic Sound, Antarctica.

During the multidisciplinary survey COUPLING-10 on board the RV *Hespérides* carried out in January 2010 around of South Shetland Islands, zooplankton amples were collected at 6-h intervals during a 24-h p eriod at Antarctic Sound (63º25'45''S 56º38'45''W) (Fig.1) using of a modified MOCNESS plankton net at 5-depth interva ls (300-200, 199-100, 99-70, 69-40, 39-10 m). In addition, vertical profiles of temperature, salinity and *in situ* fluorescen ce were obtained using a Conductivity-Temperature-Depth sensor (CTD) attached to the rosette equipped with Niskin bottle s, except at third time due to electric problems with the CTD connection. Samples were collected on each CTD cast fo r determination of size- fractionated chlorophyll-*a* concentratio s. On the other hand, the maximum photochemical efficien cy of photosystem II was assessed using a Fast Repetition Rate fluorometer (FRRf). This technique allows a rapid *in situ* ana lysis of the physiological status of the phytoplankton in the water column. Measurements of velocity in the w ter column werre obtained using acoustic Doppler current profilers (ADCP).



	Mocness		FRRf		CTD	
Name	Date	Time(GMT)	Date	Time(GMT)	Date	Time(GMT)
19	13-01-10	4:00	13-01-10	6:39	13-01-10	8:10
20	13-01-10	11:20	13-01-10	14:56		
21	13-01-10	19:20	13-01-10	20:51	14-01-10	1:02
22	14-01-10	1:20	14-01-10	5:20	14-01-10	7:04

Figure 1. Study area and location of circadian station at Antarctic Sound. Table show the date and time of sampling.

[a] *Dpto. Ecoloxía e Bioloxía Animal, Facultade de Ciencias do Mar,Universidade de Vigo,36200 Vigo, Spain (julia.ameneiro@uvigo.es)*
[b] *IEO, Centro Oceanográfico de Vigo, Cabo Estai-Canido,36200 Vigo, España*
[c] *Instituto de Investigaciones Marinas (CSIC, Vigo)*
[d] *Programa de Doctorado en Física. Dpto. de Geofísica, Universidad de Concepción, Chile*
[e] *National Centre for Marine Conservation and Resource Sustainability, University of Tasmania, Launceston (Australia)*
[f] *Dpto. Física. Facultad de Ciencias del Mar. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017 Las Palmas de Gran Canaria, España*

The main hydrographical features were the internal waves and tidal waves which might be related with the strong tidal flows and the abrupt bathymetry, producing an intense mixing of water column (Fig 2).

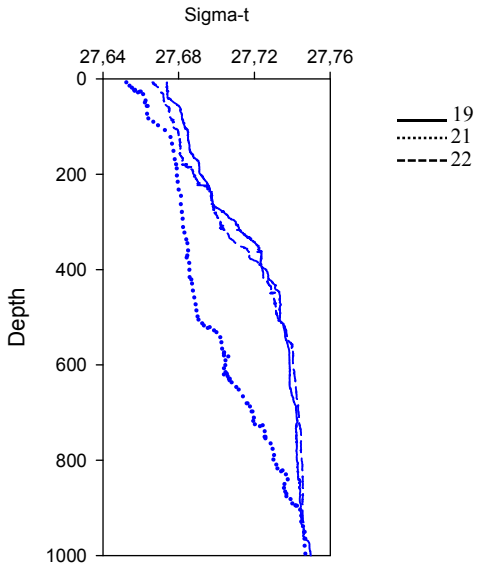


Figure 2. Vertical profiles of potential density for the circadian station at Antarctic Sound.

We found 19 larval types, being ascidian larvae and nectochaetae of polychaetes the most abundant followed by the nudibranch veligers and echinoderm larvae, mainly echinopluteus larvae. Due to their great dominance, the distribution pattern of ascidian larvae reflects that of the total meroplankton (Fig 3). By contrast, Ameneiro et al. (2011) describe a predominance of brachiolaria larvae of asteroids followed by nectochaetae of polychaetes around the South Shetland Islands. The high abundance of different larval types may occur as a result of high abundance of benthic fauna in the area since the geomorphology of the area and the hydrographical features can contribute to the larval retention (Absher et al. 2003, Ashjian et al. 2004; Sewell 2005).

In general, at each time, the larval densities were much lower within first few meters of water column. The highest total larval abundance was registered at depth range of 70-40m at 4:00 a.m. whereas at 11:10 p.m. these values decreased

substantially at the same depth range increasing, subsequently again at 19:10 p.m. (Fig.3).

The distribution patterns of pelagic larvae are different along the 24-h period and it might be influenced by the tidal waves registered in the area, as well as by the sunlight penetration in the water column. Solar radiation, mainly UVR, limited the depth of protected areas which were also rich in healthy phytoplankton, along the photic layer.

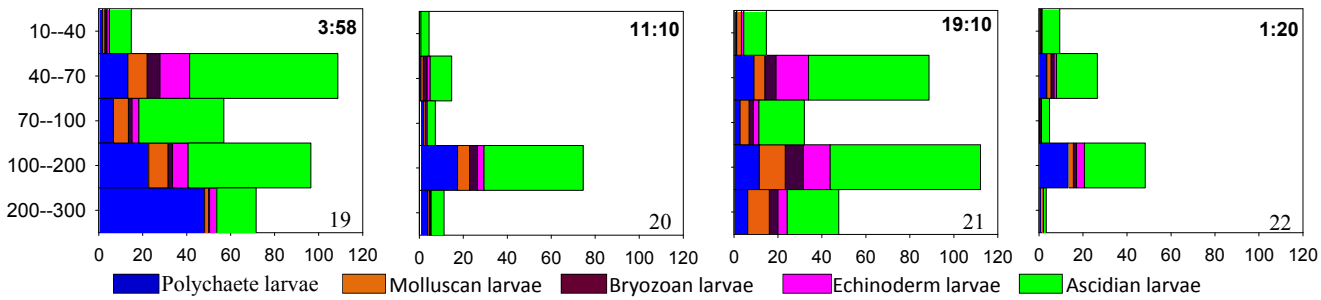


Figure 3. Abundance (larvas $100m^{-3}$) of major meroplanktonic larval groups at Antarctic Sound.

References

Absher TM, Boehs G, Feijo AR, da Cruz AC (2003) Pelagic larvae of benthic gastropods from shallow Antarctic waters of

Admiralty Bay, King George Island. Polar Biol 26:359–364

Ameneiro J, Bellas J, Hernández-Urcera J, Macho G, Pérez-Fernández E, Primo C, Sangrá P, Vázquez E (2011) Campaña COUPLING10: Resultados preliminares de abundancia y distribución del meroplancton alrededor de las Islas Shetland del Sur, Antártida. Simposio de Estudios Polares

Ashjian CJ, Rosenwaks GA, Wiebe PH, Davis CS, Gallager SM, Copley NJ, Lawson GL, Alatalo P (2004) Distribution of zooplankton on the continental shelf oV Marguerite Bay, Antarctic Peninsula, during Austral Fall and Winter 2001. Deep Sea Res II 51:2073–2098

Bowden DA, Clarke A, Peck L (2009) Seasonal variation in the diversity and abundance of pelagic larvae of Antarctic marine invertebrates. Mar Biol 156:2033–2047

Kimmerer WJ, McKinnon AD (1987) Zooplankton in a marine bay. II. Vertical migration to maintain horizontal distributions.Mar Ecol Prog Ser 41:53–60

Lampert W (1989) The adaptive significance of diel vertical migration of zooplankton. Funct Ecol 3:21-27.

Lampert W, McCauley E, Manly BFJ (2003) Trade-offs in the vertical distribution of zooplankton: ideal free distribution with costs? Proc. R. Soc. Lond. B 270: 765-773

Rawlinson KA, Davenport J, Barnes DKA (2004) Vertical migration strategies with respect to advection and stratification in a semi-enclosed lough: a comparison of mero- and holozooplankton. Mar Biol 144:935-946

Sewell MA (2005) Examination of the meroplankton community in the south-western Ross Sea, Antarctica, using a collapsible plankton net. Polar Biol 28:119–131

Sewell MA, Jury JA (2011) Seasonal patterns in diversity and abundance of the high Antarctic meroplankton: plankton sampling using a Ross Sea desalination plant. Limnol Oceanogr 56:1667–1681

Shanks AL, Largier J, Brink L, Brubaker J, Hooff R (2002) Observations on the distribution of meroplankton during a downwelling event and associated intrusion of the Chesapeake Bay estuarine plume. J Plankton Res 24:391–416

Shanks AL, Largier J, Brubaker J. (2003) Observations on the distribution of meroplankton during an upwelling event. J Plankton Res 25:645–667

Sobre la distribución de *Aristeus Antennatus* (Risso, 1816) en el talud de la costa catalano-levantina e Islas Baleares (Mediterráneo Occidental)

Mariano García-Rodríguez

La gamba roja (*Aristeus antennatus*, Risso 1816) es una especie ampliamente distribuida en el Atlántico oriental desde Portugal hasta las islas Azores y las de Cabo Verde, alcanzando en su extremo septentrional el Banco de Galicia. Presente en el Índico hasta las Maldivas, se distribuye ampliamente por las tres cuencas del Mediterráneo a excepción del Adriático y Egeo (Holtius, 1987). Es objeto de una pesquería muy concreta, siendo de gran aprecio en el mercado: En el Mediterráneo español es una especie explotada tradicionalmente en Baleares, fundamentalmente en el Canal de Ibiza, así como en Cataluña, Levante, Murcia, Almería e isla de Alborán. Estos crustáceos se localizan en el talud continental e insular, como en el caso de las Baleares, en profundidades que van de los 200 hasta fondos superiores a los 1000 m.(Cartes, 1991), concentrándose en fondos fangosos entre los 350 y 800 m de profundidad. Llevan a cabo importantes migraciones, tanto de carácter nictemeral como estacional, moviéndose no sólo desde los 200 m de profundidad que puede llegar a alcanzar durante la noche, hasta más de 800 m durante el día, sino que también son capaces de cambiar de localización a lo largo del año (Cartes, 1991). Esta especie ha sido objeto de numerosos estudios en las costas españolas, fundamentalmente en la zona comprendida entre el Golfo de Vera y el Cabo de Creus así como en las Baleares, especialmente en sus aspectos biológicos y pesqueros.

La distribución y abundancia de las especies están directamente relacionadas con las condiciones ambientales con que se encuentran. En nuestro caso estas condiciones podrían ser la profundidad, temperatura, salinidad, el grado de inclinación (pendiente) del talud continental (Cartes y Sardá, 1992; Cartes *et al*, 1994; Sardá *et al*, 1994) y la intensidad lumínica (Tobar y Sardá, 1992). Por otra parte su distribución espacial está directamente ligada con la geomorfología del substrato, ya que su presencia está relacionada con la existencia de cañones submarinos en las proximidades (Demestre y Martín, 1993, Martínez-Baños, 1997), teniendo gran importancia la granulometría del sustrato, ya que, al ser una especie caracterizada por explotar recursos de tipo endobentónico de fondos fangosos (Cartes, 1991), tiende a localizarse en fondos de tipo arenoso-fangoso y fangoso, típicos del talud en zonas de hidrodinamismo poco acentuado. Ésta especie presenta movimientos estacionales característicos, llegando a desaparecer de amplias zonas durante ciertas épocas, debido, quizás, a intrusiones de masas de agua de distintas características a aquellas en las que normalmente desarrollan su actividad biológica, apuntándose la posibilidad de la influencia de la circulación del Agua Profunda del Mediterráneo Occidental (WMDW) en los desplazamientos estacionales que muestra esta especie (Demestre y Martín, 1993). Por otra parte, fenómenos de "cascading" pueden conllevar la desaparición temporal de la especie en sus zonas de pesca habituales produciendo un colapso de la pesquería (Company *et al*, 2008). Definida como una especie estenoterma y estenohalina su distribución también se ha relacionado con el Agua Intermedia Levantina (LIW) (García-Rodríguez, 2003; García-Rodríguez *et al*, 2010). En este sentido, se ha observado que las hembras adultas están correlacionadas con la LIW, mientras que los machos adultos y los juveniles de ambos sexos lo están con la WMDW (Guijarro *et al*., 2008). En Cerdeña, Sabatini *et al* (2010), también relacionan su distribución con la LIW, pero en aguas mas frías y de menor salinidad que las preferidas por *Aristeomorpha foliacea* (Risso, 1827), especie que se concentra en las zonas este y sur de la isla.

El área de estudio comprende los fondos situados entre cabo de Palos y el cabo de Creus y que constituyen la fachada Catalano-Levantina del Mediterráneo español (FAO-GFCM Geographic Sub Area 06, GSA 6), así como las Islas Baleares, que constituyen la GSA 5 (Fig. 1). Las muestras fueron recolectadas en el transcurso de sucesivas campañas primaverales de pesca de la serie MEDITS entre los años 2007 al 2011, a bordo del Cornide de Saavedra, siguiendo la metodología estándar internacional (Relini *et al*., 2008). El arte de pesca empleado fue una red de arrastre de fondo GOC de 20 mm de luz de malla en el copo; el muestreo fue un aleatorio estratificado, en el que se consideraron cinco estratos de profundidad (0-50 m; 50-100 m; 100-200 m; 200-500 m y 500-800 m) siendo muestreados con una intensidad proporcional a sus superficies relativas. La geometría del arte fue controlada por un sistema SCANMAR y, paralelamente al arrastre, se recolectaron datos de profundidad, temperatura y salinidad por medio de una sonda CTD SBE-37 colocada en la boca de la red, lo que permite obtener datos "in situ" de las variables consideradas. Una vez procesada la muestra sus datos, junto con las características del muestreo, son introducidos en una base informática, obteniéndose los valores de abundancia y biomasa por área barrida, expresándose en individuos y kilogramos respectivamente por kilómetro cuadrado.

Sobre estos datos se realizó un análisis preliminar, obteniendo sus estadísticos descriptivos, analizando la correlación entre las distintas variables consideradas, tanto ambientales (profundidad, temperatura y salinidad) como poblacionales (abundancia, biomasa y talla media). Se determinó la existencia de diferencias en sus medias, entre las distintas GSAs muestreadas, mediante un

Instituto Español de Oceanografía. Servicios Centrales, Corazón de María 8, 28002-Madrid (España). mariano.garcia@md.ieo.es

test t realizado sobre la transformación logarítmica de los valores. Seguidamente se realizaron una serie de análisis por medio de Modelos Lineares Generalizados (GLM) al objeto de modelar la respuesta de las variables poblacionales, transformadas a Ln +1, valorando las relaciones de los diferentes factores (año y GSA) y variables ambientales (temperatura, salinidad y profundidad) por medio de regresiones múltiples. La normalidad de la variable respuesta transformada fue contrastada por medio de un test de Kolmogorov-Smirnov y se aplicó un modelo sencillo sin interacciones con una función de unión de identidad:

$$Ln\ (BIOMASS_{ijklm}) = \mu + Yj + Gj + Tl + Sm + Dk + \varepsilon_{ijklm}$$

donde: μ: media total; Yi : efecto del año i; Gj: efecto de la GSA j; Tl: efecto de la temperatura l; Sm: efecto de la salinidad m; Dk: efecto de la profundidad k; ε: error, asumido como de distribución normal.

Se realizó un análisis de la desviación para evaluar la significación de los factores y las variables en el modelo. La desviación representa la variación presente en los datos de forma similar a un ANOVA. En esta tabla cada variable muestra la variación de la respuesta explicada por cada término. Estos análisis fueron realizados usando el S-PLUS software (MathSoft, Seattle, WA, USA).

Durante el periodo considerado, 2007-2011, se recogieron en el área de estudio un total de 615 muestras en las que *A. antennatus* apareció sólo en 71 de ellas (12 %). La distribución geográfica de estas apariciones (Fig. 1) resulta muy amplia, aunque no puede consideradse restrictiva ya que, algunas zonas de presencia constatada de la especie como frente a Castellón (García-Rodríguez *et al*, 2007), no han podido ser muestreadas debido a limitaciones operativas (tiempo de disposición del barco).

Los principales estadísticos de las variables contempladas aparecen en la Tabla 1. En la zona de estudio, las variables abióticas (profundidad, temperatura y salinidad) muestran una alta correlación significativa entre ellas, estando la profundidad negativamente correlacionada con la temperatura y positivamente con la salinidad (García-Rodríguez *et al*, 2011). Por otra parte, las variables poblacionales (abundancia, biomasa y talla media) también lo están entre si, siendo muy significativa la correlación abundancia-biomasa (R^2= 0.93). Si bien el rango de profundidad de aparición de la especie puede ser considerado amplio (414 m), los rangos de temperatura y salinidad observados son muy estrechos y muy similares a los ya observados previamente en la zona (García-Rodríguez *et al*, 2011) lo que confirma el carácter estenotermo y estenohalino de la especie. Las variaciones de biomasa durante el periodo de muestreo no resultan significativas. Si comparamos las medias y varianzas (t-test) de las distintas variables entre las dos GSAs muestreadas (Fig. 2), vemos que las diferencias en las medias obtenidas en las variables ambientales resultan significativas, mientras que las de las variables poblacionales no muestran diferencias significativas entre sí.

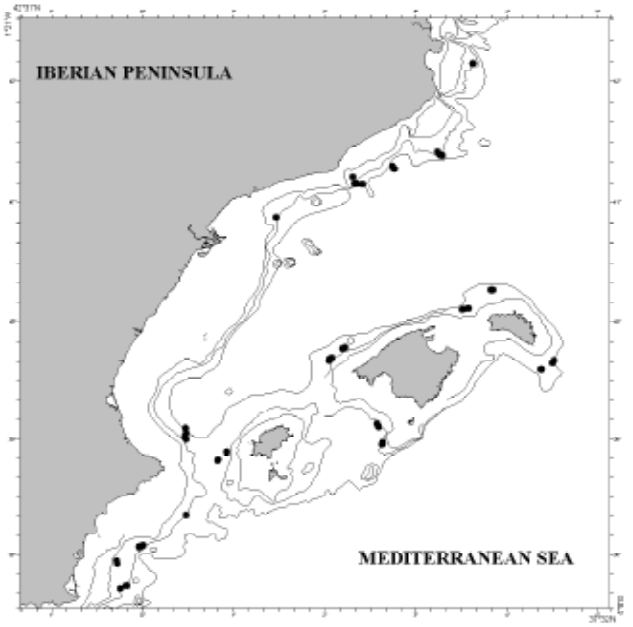


Figura 1. Localización de los puntos de aparición de *A. antennatus.*

Tabla 1. Principales valores estadísticos de las variables abióticas consideradas (profundidad, temperatura y salinidad) así como de las variables poblacionales (abundancia, biomasa y talla media) de las muestras donde apareció *A. antennatus.*

	GENERAL					
	PROFUNDIDAD (m)	**TEMPERATURA (º C)**	**SALINIDAD (0/00)**	**ABUNDANCIA (n/Km²)**	**BIOMASA (kg/Km²)**	**T. MED (mm)**
Min	405.0	12.89134102	38.46708418	11.432	0.183	24.8
Max	818.9	13.29375480	38.53991380	2536.554	33.622	42.4
Media	655.9	13.05773859	38.49437418	788.075	12.097	33.0
(± SD)	80.4	0.11310494	0.01699503	629.061	8.631	3.9
Rango	413.9	0.40241378	0.07282962	2525.122	33.439	17.6

Ampliando el análisis a los cuatro sectores estudiados, Baleares Este y Oeste (Menorca-Mallorca), Levante (Sur del Ebro) y Cataluña (Norte del Ebro) observamos que las diferencias significativas en las variables ambientales se localizan entre los sectores Este y Oeste de Baleares, mostrando medias mas altas en todas las variables, excepto profundidad, en la zona de Menorca que en Mallorca, mientras que en el talud Peninsular las diferencias entre sectores no son significativas, resultando las medias significativamente menores en profundidad y mayores en temperatura y salinidad que las de las Baleares. Por tanto, las variables ambientales nos indican una zona más o menos homogénea en el talud peninsular y otras dos zonas en Baleares, con diferencias no significativas entre ellas, quizá debidas a la presencia de estructuras de mesoescala en la zona (López-Jurado

et al, 2008). Con respecto a las variables poblacionales, en la época de muestreo, muestran una homogeneidad poblacional bastante uniforme, con pequeñas diferencias no significativas entre las dos zonas de Baleares.

Los resultados del GLM (Tabla 2) nos muestran que el modelo general explica un 24% de la variabilidad observada, con la salinidad (8%) y la temperatura (5%) como las variables mas explicativas y significativas ($p<0.05$), y mostrando además una alta linearidad con la variable respuesta (Fig. 3). El factor tiempo (año) muestra pequeñas variaciones no significativas, mientras que el factor espacial (GSA), a pesar de mostrar diferencias entre GSAs, tampoco resulta significativo. La profundidad que, debido a su alta correlación con las variables temperatura-salinidad, ha sido colocada en último término para evitar enmascaramientos con ellas, muestra una moderada linearidad con la variable respuesta no resultando significativa.

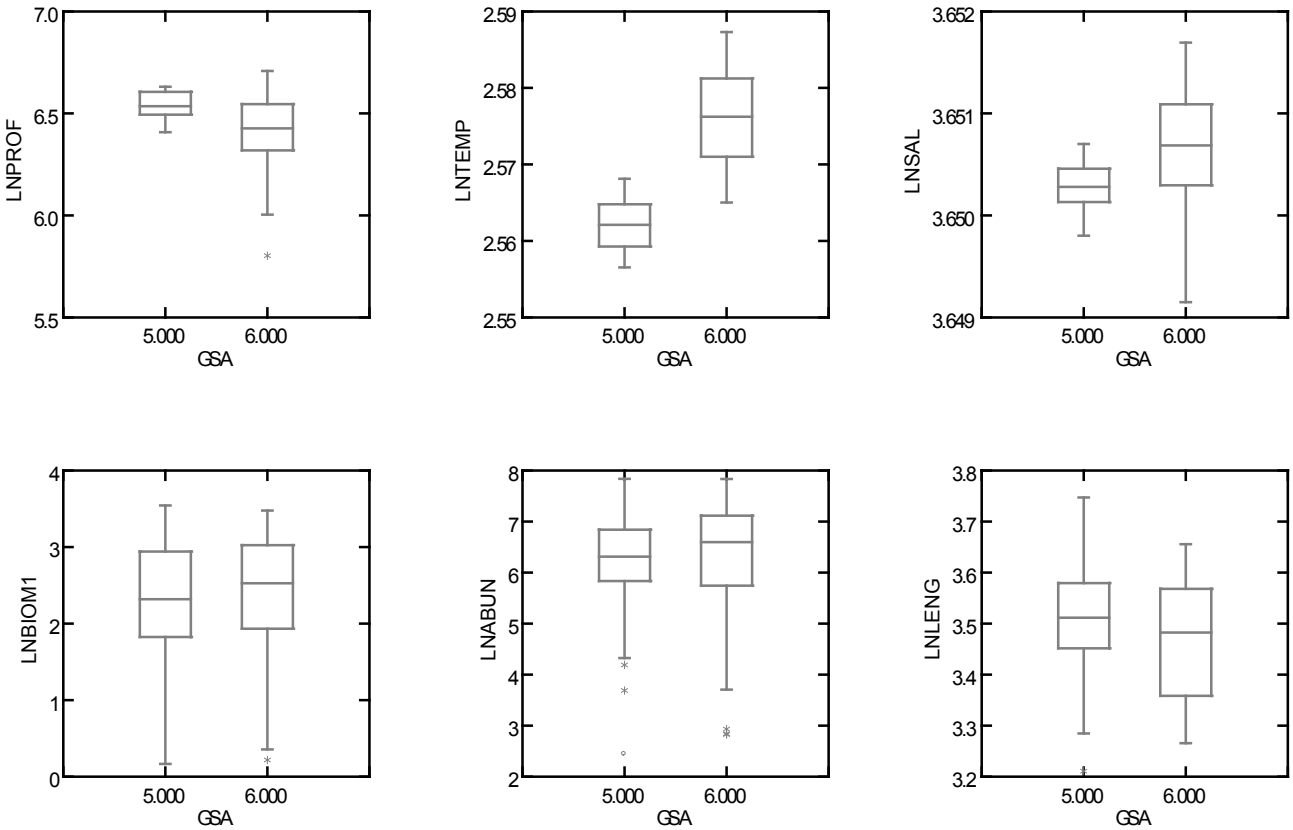


Figura 2. Diagramas de caja de las distintas variables estudiadas, tanto las ambientales (profundidad, temperatura y salinidad) como las poblacionales (abundancia, biomasa y talla media); las medias de las variables ambientales resultaron ser significativamente diferentes entre GSAs.

Tabla 2. Resultados del análisis GLM de las variables consideradas, con la biomasa como respuesta, y mostrando la desviación explicada para cada variable y su significación.

	DEVIANCE RESID.	DF	RESID. DEV	% DEV.	F VALUE	PR (F)
	NULO	70	55.14784			
AÑO	3.224992	66	51.92285	5.85	1.186903	0.3254299
GSA	0.049764	65	51.87309	0.09	0.07326	0.7875474
TEMPERATURA	2.895868	64	48.97722	5.25	4.263099	0.0431378
SALINIDAD	4.624174	63	44.35304	8.39	6.807394	0.0113637
PROFUNDIDAD	2.237247	62	42.1158	4.06	3.293522	0.0743916
TOTAL (%)				23.63		

Los resultados obtenidos sugieren que, durante la primavera, la distribución de *A. antennatus* en las zonas de estudio es muy estable a lo largo del tiempo y su población está repartida por el talud, tanto peninsular como insular, con características muy homogéneas entre sí, con pequeñas variaciones no significativas entre las islas Baleares. La especie se distribuye entre los 400 y 800 m de profundidad en el talud peninsular, y entre los 600 y 750 m en el de las Baleares: Las diferencias encontradas entre las zonas peninsulares e insulares fundamentalmente en el rango de distribución en profundidad, más amplio en la península que en Baleares, puede atribuirse a circunstancias hidrológicas, como la formación durante la época de muestreo de una amplia zona de surgencia (upwelling) en el talud peninsular (Bakún and Agostini, 2001) que permitiría el acceso de la especie a fondos más someros de los habituales, mientras que en las Baleares la existencia de estructuras de mesoescala (López-Jurado *et al*, 2008) reforzadas con fenómenos de hundimiento de masas de agua (downwelling) (Bakún and Agostini, 2001) mantendrían a las poblaciones confinadas en profundidades mayores. En cualquier caso, los estrechos rangos mostrados por la temperatura (0.4024 ºC) y la salinidad (0.07284 psu) en la zona estudiada, refuerzan el carácter estenotermo y estenohalino de la especie. Las características medias de las variables ambientales encontradas en las masas de agua las caracterizan como pertenecientes a Agua Intermedia Levantina (LIW) especialmente en sus valores locales (López-Jurado *et al*, 2008), lo que liga a la distribución de esta especie, en el rango de profundidad estudiado, a las fluctuaciones de ésta masa de agua. Por debajo de los 800 m, profundidad no muestreada en este trabajo, se ha observado que los machos adultos y los juveniles de ambos sexos están relacionados con la WMDW (Guijarro *et al*., 2008). Si bien la distribución de las variables poblacionales es bastante homogénea, se observa una clara tendencia a aumentar los valores de abundancia y de biomasa conforme disminuye la temperatura y aumenta la salinidad, siendo éstas variables y especialmente la salinidad las que mas afectan a la distribución de la biomasa de la especie.

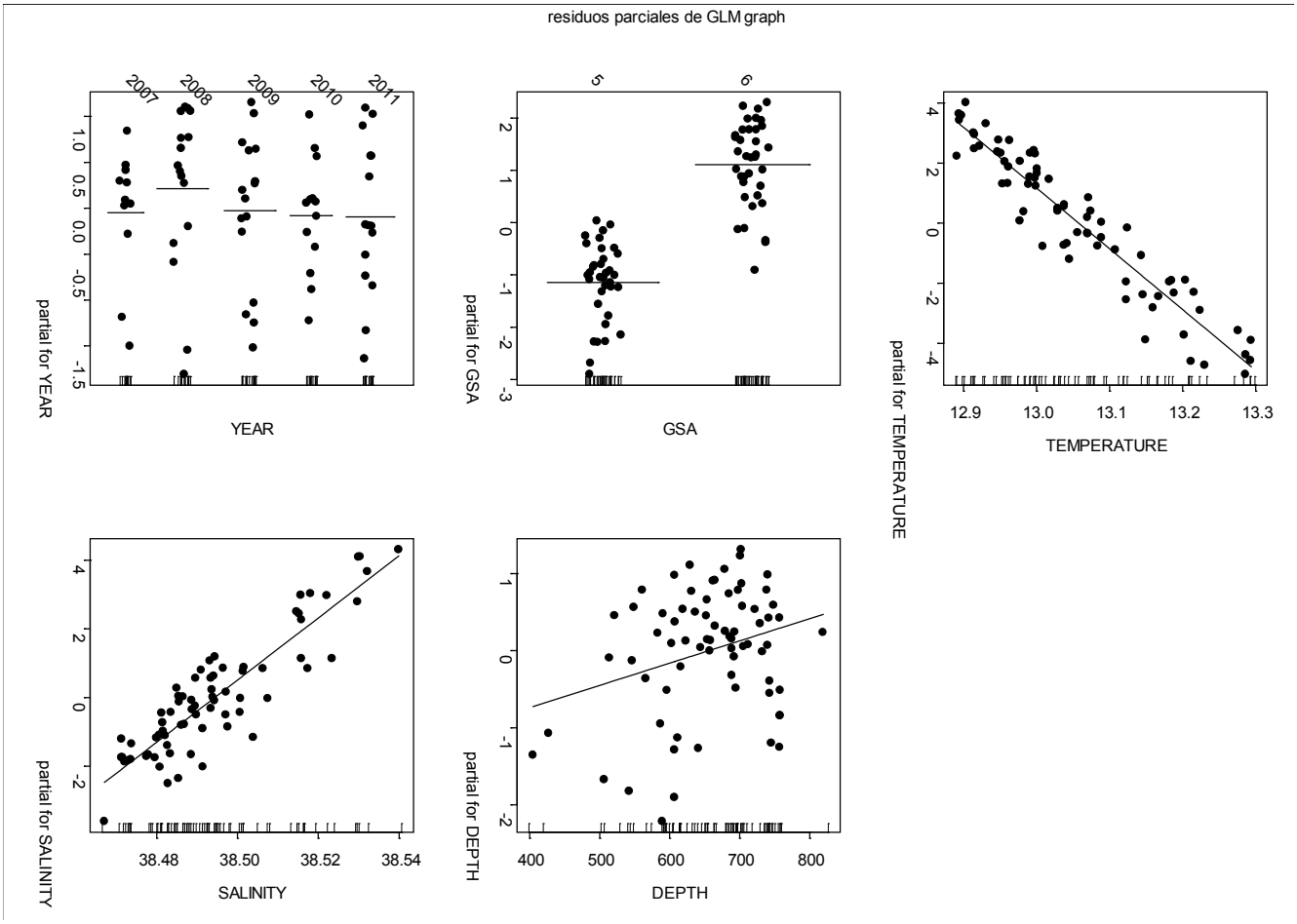


Figura 3. Gráficas de los residuos parciales de las variables en el modelo general para *A. antennatus*. Los puntos se corresponden con los valores observados de biomasa, y su línea de regresión ajustada, con respecto a cada variable.

Bibliografía

Bakún A., Agostini V. N., 2001. Seasonal patterns of wind-induced upwelling/downwelling in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina,* 65 (3): 243-257.

Cartes, J.E. 1991.- *Análisis de las comunidades y estructura trófica de los crustáceos decápodos batiales del Mar Catalán*. Ph.D. thesis, University of Barcelona, 627 pp.

Cartes, J.E. y Sardá, F. 1992.- Abundance and diversity of decapod crustaceans in the deep Catalan Sea (western Mediterranean). *J. Nat. Hist*., 26, 1305-1323.

Cartes, J.E., Company, J.B., Maynou, F., 1994. Deep-water decapod crustacean communities in the Northwestern Mediterranean: influence of submarine canyons and season. *Marine Biology* 120, 221–229.

Company JB., Puig P., Sarda F., Palanques A., Latasa M., Scharek R., 2008. Climate Influence on Deep Sea Populations. PLoS ONE 3(1): e1431. doi:10.1371/journal.pone.0001431

Demestre, M. y Martin, P., 1993. Optimum exploitation of a demersal resource in the western Mediterranean: the fishery of the deep-water shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816). *Scientia Marina,*, 57(2-3): pp 175-182.

García Rodríguez, M.. 2003. Characterisation and standardisation of a red shrimp (*Aristeus antennatus*, Risso, 1816) fishery off the Alicante Gulf (S.E. Spain). *Scientia Marina* 67(1). pp. 63-74

García-Rodríguez, M., J. L. Pérez Gil, J. Peña y R. Sáez, 2007. Resultados de una prospección comercial al arrastre de fondo en una zona no explotada del talud continental, junto a las Islas Columbretes (Castellón, este de la península ibérica). *Inf. Téc. Inst. Espa. Oceanog.* 187. 52 pp.

García Rodríguez, M., A. Fernández, and A. Esteban. 2010. Influence of abiotic factors in the biomass of deep water shrimps, *P. longirostris* and *A. antennatus*, off Catalano-Levantine Mediterranean coast of Spain. *Rapp. Comm. inter. Mer Medit.* (39): 524.

García Rodríguez, M., A. Fernández, and A. Esteban, 2011. Biomass response to environmental factors in two congeneric species of Mullus, *M. barbatus* and *M. surmuletus*, off Catalano-Levantine Mediterranean coast of Spain: a preliminary approach. *Animal Biodiversity and Conservation*. 34 (1), 113-122.

Guijarro B., Massutí E., Moranta J., Diaz P, 2008. Population dynamics of the red shrimp Aristeus antennatus in the Balearic Islands (western Mediterranean): Short spatio-temporal differences and influence of environmental factors. *Journal of Marine Systems* 71 (2008) 385–402.

Holtius, L.B., 1987.- Crevettes. In: *Fiches FAO d'identification des espêces pour les besoins de la pêche. Mediterranee et mer Noire. Zone de peche 37.* Vol. 1. Vegetaux et invertebres. Eds. W. Fischer, M-L. Bauchot et M. Scheider. Pp: 189-319.

López-Jurado J.L., Marcos M., Monserrat S., 2008. Hydrographic conditions affecting two fishing grounds of Mallorca island (Western Mediterranean): during the IDEA Project (2003–2004). *Journal of Marine Systems* 71 (2008) 303–315.

Martinez-Baños, P. 1997.- *Dinámica de poblaciones de la gamba Aristeus antennatus (Crustacea, Decapoda) en las zonas de Murcia, Almería e Ibiza. Análisis global en el Mediterráneo Español.* Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Relini, G., Carpenteri, P. and Murenu, M. (Eds). 2008. Manuale di instruzioni Medits. *Biologia Marina Mediterranea*, 15 (2): 1-78.

Sabatini A., Matta G., Palmas F. and Pendugiu A. A., 2010. Geographical and bathymetrical distribution of red shrimps in sardinian waters related to environmental conditions. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.,* 39. pp: 653.

Sardá, F., J.E. Cartes y W. Norbis. 1994. Spatio-temporal structure of the deep-water shrimp *Aristeus antennatus* Risso, 1816 (Decapoda: Aristeidae) population in the Western Mediterranean. *Fishery Bulletin* NOAA, 92 (3): 599-607.

Tobar, R. y Sardá, F. 1992.- Annual and diel ligth cycle as predictive factor in deep-water fisheries for the prawn *Aristeus antennatus* Risso, 1816. *Fisheries Research*, 15: 169-179.

Datos preliminares sobre la biología de *Engraulis encrasicolus* (Osteichthyes: Clupeiformes: Engraulidae) en las Islas Canarias

V. García-Martín, D. Hernández-Castro, E. Capote, J.A. González y J.G. Pajuelo

El estudio tiene como finalidad dar a conocer la biología de la anchoa (boquerón o longorón), *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758), en aguas de Canarias. Se trata de una especie altamente migratoria, de crecimiento rápido y aparición ocasional en la mayor parte del Archipiélago. Esta especie presenta un alto interés pesquero y un enorme valor ecológico, por lo que es de suma necesidad conocer los parámetros biológicos de la especie en estas aguas.

Se muestrearon un total de 4225 ejemplares de longorón obtenidos de capturas efectuadas por barcos cerqueros artesanales en aguas de Gran Canaria entre abril y diciembre de 2011. Como talla de referencia de los ejemplares se consideró la longitud total (mm), por sus implicaciones en la regulación pesquera. En una submuestra representativa (n =1735) de todas las clases de talla, adicionalmente se tomó el peso eviscerado y el peso gonadal (0,01g), se determinó el sexo y el estado de madurez sexual a nivel macroscópico (escala de 5 puntos) y se extrajeron y conservaron gónadas (en formol tamponado al 4%) y otolitos (en seco). Se llevó a cabo un análisis histológico gonadal en individuos superiores a 55 mm, debido a que los inferiores a esta medida fueron considerados indeterminados microscópicamente. El estudio de la histología gonadal confirmó la tipología sexual establecida por asignación visual del sexo y la estrategia reproductora, verificándose los estados de madurez sexual asignados de visu. Los otolitos permanecen conservados para realizar el estudio del crecimiento. A fin de comprobar o descartar que la población de Canarias sea la misma que la de las vecinas aguas de Marruecos (región de Agadir), se realizó un análisis merístico basado en el número de radios blandos de las aletas dorsal, pelviana, pectoral y anal, y en el número de branquispinas en el lóbulo inferior del primer arco branquial.

La talla de los individuos de la muestra total osciló entre 41 y 146 mm. De los 1634 individuos examinados microscópicamente, correspondientes a los boquerones superiores a 55 mm, 745 (45,46 %) fueron machos y 889 (54,54 %) hembras. Los machos variaron entre 55 y 140 mm y las hembras desde 55 hasta 146 mm. Se observaron diferencias significativas entre la talla media de machos (86,33 mm) y hembras (89,77 mm) (*t*-test, t=-3,332; P<0,0001). La relación talla-peso para todos los individuos es descrita por los parámetros: a=0,00000358 y b=3,122; el coeficiente de alometría analizado mediante el test-t de Student puso de manifiesto que los machos presentaron una relación isométrica, sin embargo las hembras y el total de ejemplares mostraron una relación alométrica positiva ($t>t_{0,05}$, n-2>500=1,98). La tipología sexual observada fue gonocorismo. El valor de sex-ratio es de 1 macho por cada 1,19 hembras, observándose diferencias significativas con la relación teórica 1:1 (Pearson χ^2-test, χ^2=12,69 > χ_t^2=3,84; P<0,0001). Se observó actividad reproductora en ambos sexos durante todos los meses muestreados, donde los valores medios del IGS fueron altos (entre 2 y 4) con un máximo en julio (IGS cercano a 7 en hembras). La talla media de primera madurez sexual (Lm_{50}) en machos y hembras fue 90 y 83 mm respectivamente. La talla media de madurez masiva (Lm_{95}) en machos y hembras fue 128 y 110 mm respectivamente. No se observaron diferencias significativas en el número medio de radios en ninguna de las aletas entre las muestras de Canarias y sur de Marruecos, n=52 y n=96 respectivamente, ni en el número medio de branquispinas (t-test, P>0,1). El rango del número de radios de las aletas y del número de branquispinas no mostraron diferencias significativas entre Canarias y Marruecos (Z-test de Kolmogorov-Smirnov, P>0,1).

Como acciones de investigación inmediatas para completar este estudio, se hace necesario analizar las muestras de los tres meses siguientes (enero a marzo de 2012) con el objetivo de analizar, como mínimo, un ciclo anual completo que permita verificar los resultados obtenidos y realizar el estudio del crecimiento. Además, se estima oportuno comparar genéticamente las muestras de Canarias y Marruecos para determinar si forman parte o no de la misma población, dado que no se puede descartar, de momento, la llegada de individuos de esta especie, en fase larvaria o adulta, desde la costa noroeste-africana hasta Canarias por medio de filamentos originados en los procesos de up-welling.

Grupo de Ecología Marina Aplicada y Pesquerías, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (veronica@biologiapesquera.org)

Stable isotopes and trophic position of commercially exploited Mediterranean littoral fishes

Salud Deudero[a], Ariadna Tor[a*], David Díaz[a], Sandra Mallol[a] and Raquel Goñi[a]

Stable carbon and nitrogen isotopes signatures have been determined for littoral fishes from the Balearic Islands and Columbretes Islands MPA (NW Mediterranean) for trophic assessment. With the aim of investigating the aspects of fish feeding and to compare trophic levels between locations subject to different protection status, four species of fishes associated to by-catch in the Spanish lobster fishery were analyzed (*Phycis phycis*, *Raja polystigma*, *Scorpaena scrofa* and *Zeus faber).* The sampling was performed during summer 2009, in two locations in Columbretes Islands MPA, one where fishing is forbidden and another where it is permitted; and two locations in the Balearic Islands, Cala Ratjada (Mallorca) and Ciutadella (Menorca). Variation in the isotopic composition was examined at multiple levels: individual organism, individual populations and at area effects (different locations) with a distance based permutational analysis of variance (PERMANOVA). When analysing spatial differences, all fish species exhibited significant differences in both $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ for the pairwise test Columbretes- Cala Ratjada, and Columbretes- Ciutadella. Fish specimens from Columbretes showed an enrichment in $\delta^{13}C$ ranging from 0.7 ‰ to 1.77 ‰ compared to Cala Ratjada specimens, and between 1.55 ‰ and 1.82 ‰ compared to those from Ciutadella. For $\delta^{15}N$, the amount of enrichment was very similar, with Columbretes specimens showing a mean enrichment between 1 to 1.6 ‰ compared to Cala Ratjada specimens and from 1 ‰ to 1.75 ‰ compared to Ciutadella specimens. In relation to the protection status, *S. scrofa* and *Z. faber* showed an slight enrichment in both carbon and nitrogen and a higher trophic level between samples from Columbretes Islands and Cala Ratjada ($p<0.05$), suggesting that both species from Columbretes occupy a higher trophic position compared to specimens from Cala Ratjada. These significant differences also appeared when we compared samples inside the protected are and outside the protected area within Columbretes Island MPA. Regarding trophic level, the majority of fishes appeared to occupy a trophic level between 3.01 and 4.22 with a mean value of 4.08 for fish from Columbretes Islands, 3.51 for those from Cala Ratjada and 4.2 for those from Ciutadella. The results highlighted the potential of carbon and nitrogen stables isotopes to gain extra insights into the functionaning of marine ecosystems, and in particular in elucidating trophic relationships.

[a] *Instituto Español de Oceanografia, Centro Oceanográfico de Baleares, Muelle de Poniente s/n, 07015, Palma*
[b] *email: ariadna.tor@ba.ieo.es*

Caracterización morfológica de vértebras en 6 especies de gadiformes mediterráneos y su aplicación en estudios de ecología trófica

Manuel Juan Mota, Lluís Gimeno, Javier Guallart

La caracterización de restos esqueléticos de peces resulta de gran utilidad en estudios de ecología trófica de especies ictívoras. Estos son hallados a menudo en los contenidos estomacales y su identificación permite determinar las especies de presas consumidas.

El objetivo del presente trabajo es realizar con este fin una descripción comparativa de las vértebras de 6 especies de peces gadiformes mediterráneos: *Merluccius merluccius* (Merluccidae) y *Micromesistius poutassou* (Gadidae)*, Phycis blennoides, Phycis phycis,* (Phycidae), *Molva dypterigia* (Lotidae) y *Mora moro* (Moridae).

Los ejemplares estudiados proceden de pescas realizadas por barcos de arrastre en el Golfo de Valencia (Mediterráneo occidental).

La extracción del esqueleto se realizó mediante cocción suave utilizando un horno microondas, el cual permite la separación de la masa carnosa sin apenas desarticular las piezas esqueléticas. Posteriormente se realizó una limpieza minuciosa de cada una de las vértebras y fueron fijadas y conservadas en formalina tamponada.

La columna vertebral fue separada en su conjunto, registrando en cada el ejemplar el número total de vertebras

Se han distinguido 6 regiones en la columna vertebral con fines descriptivos: atlas, abdominales iniciales, abdominales finales, caudales iniciales, caudales finales y urostilo.

Los rasgos morfológicos de las vértebras analizados principalmente son la forma, tamaño y orientación de las apófisis dorsales y ventrales, la presencia de foramen neural y espinal, el tamaño y la morfología de las espinas hemales, espinas neurales y del centrum.

Se han hallado diferencias a nivel específico entre la morfología de las vértebras en cada una de las regiones. El atlas es una de las vértebras más características en este sentido. Las vértebras abdominales presentan marcadas diferencias sobre todo para algunas especies como *Meluccius merluccius*, que presenta una morfología muy característica en sus espinas hemales. Las vértebras caudales presentan diferencias sobre todo en cuanto a la orientación y tamaño de las apófisis. Por su parte el urostilo es asimismo característico para algunas especies como *Molva dipterygia*, en que tiene una tamaño muy reducido y forma alargada.

Sin embargo la utilidad de cada tipo de vértebra en la identificación de restos de los contenidos estomacales está influida tanto por su resistencia a la digestión como por el hecho de que habitualmente los esqueletos se hallan desarticulados. En este sentido, por ejemplo el urostilo presenta escasa utilidad. En cambio las vertebras caudales iniciales como finales presentan características de mucha mayor utilidad.

Se presenta una tabla en la que sintetizan las diferencias entre las diferentes especies, ser utilizadas para la identificación específica de restos hallados en los contenidos estomacales.

Universidad Católica San Vicente mártir (UCV)
(Manolo.j.m@hotmail.es)

Nuevos datos biométricos y descripción del otolito *sagitta* de *Physiculus cyanostrophus* (Osteichthyes: Gadiformes: Moridae) en las Islas Cabo Verde

Triay, R.[a], O. Tariche[b], T. González-Herrera[a], C. Monteiro[b], J.I. Santana[c], A. Martins[b], V. García-Martín[a], D. Hernández-Castro[a], E. Capote[a], S. Jiménez-Martín[a], M. Romero-Esparrach[a], J.A. González[a,c] & J.G. Pajuelo[a,c]

Este estudio forma parte de los proyectos PROACTIVA 1-2 (2009-2012) de cooperación transnacional para el desarrollo, subvencionados por la Dirección General de Relaciones con África del Gobierno de Canarias.

La descripción morfológica de una especie, basada en características morfométricas y merísticas, es fundamental para su correcta identificación. La descripción de una especie será más precisa cuanto mayor sea el rango de tallas de los individuos estudiados, puesto que sus caracteres morfológicos suelen variar en función de la edad (crecimiento) de los ejemplares. En este sentido, en la literatura apenas existe información descriptiva de *Physiculus cyanostrophus* Anderson & Tweedle, 2002 (Osteichthyes: Gadiformes: Moridae), más allá de su descripción original (12 ejemplares de Angola) y de su primera cita (3 ejemplares) para Cabo Verde (González et al., 2010).

Esta especie epibentónica forma parte del by-catch de interés comercial de la futura pesquería cabo-verdiana de camarón soldado (*Plesionika edwardsii*), mediante tren de nasas camaroneras semi-flotantes (operan a casi 3 m sobre el fondo), entre 100 y 300 m de profundidad. Por esta razón, hemos emprendido el estudio morfológico y biológico de la especie.

Se han analizado un total de 158 ejemplares del *Ph. cyanostrophus* obtenidos durante el transcurso de las campañas Cabo Verde 2010-04 y Cabo Verde 2012-02 a bordo de los Buques Oceanográficos "Profesor Ignacio Lozano" del ICCM y "Sinagoga" del INDP respectivamente, operando con nasas bentónicas y epibentónicas en un intervalo de 96 a 304 m de profundidad. Las medidas en mm y los recuentos en los ejemplares siguen los criterios establecidos por Paulin (1989) y Trunov (1989).

El estudio morfométrico del material examinado en laboratorio ha abarcado un rango de tallas entre 139 y 348 mm de longitud total (longitud máxima observada en la especie) y entre 125 y 317 mm de longitud estándar (LS). Expresados como porcentaje de LS: longitud cefálica LC (19,6-25,1), longitud del hocico (4,6-6,0), diámetro ocular (4,2-6,7), longitud de la aleta pectoral (15,3-21,6), altura corporal a nivel de la primera aleta dorsal (16,2-22,8) y distancia interorbitaria (4,5-6,0). Expresados como porcentaje de LC: longitud del hocico (16,4-28,7), diámetro ocular (18,8-25,8), distancia interorbitaria (21,0-25,4) y longitud de la barbilla mental (3,2-7,4). La distancia entre el órgano luminoso (ol) y el ano (A) se han expresado como porcentaje de la distancia entre la línea inter-ventral (LiV) (a nivel del inicio de las aletas ventrales) y el inicio de la aleta anal (aa), es decir, LiV-aa: LiV-ol (30,0-43,7), ol-A (13,1-23,9). Un total de 38 ejemplares (el 20,3%) han presentado la aleta caudal seccionada y regenerada.

El estudio merístico ha ampliado significativamente los rangos de las variables recontadas en los trabajos de Anderson & Tweedle (2002) y González et al. (2010). Fórmulas radiales: primera aleta dorsal, 7-9; segunda dorsal, 64-73; anal, 65-82; pectoral, 19-26; ventral, 5-7; aleta caudal, 22-28. Branquispinas en el primer arco branquial: 3-4 superiores, 9-11 inferiores, 12-15 totales. Radios branquióstegos, 7. Escamas: serie longitudinal, 121-134; serie oblicua (entre la base de la aleta dorsal y la línea lateral), 8. Número de ciegos pilóricos, 11. Fórmula vertebral, en estudio a partir de radiografías.

Se ha verificado que los otolitos *sagitta* izquierdo y derecho de esta especie son subiguales en todos los individuos. De acuerdo con las características propuestas por Tuset et al. (2008), se ha descrito la morfología de la *sagitta*. Otolito de contorno sagitiforme. *Sulcus acusticus* heterosulcoidal, posicionado en la línea longitudinal del otolito con *cauda* y *ostium* bien diferenciados; la primera ampliamente en el margen del otolito y el segundo cerrado. *Ostium*, menor que la *cauda*, largo y elíptico con una terminación muy próxima al margen anterior. *Cauda* en forma de embudo y ligeramente convexa. Región anterior ligeramente puntiaguda. Región posterior muy puntiaguda, con *postrostrum* largo, estrecho y puntiagudo y *antipostrostrum* corto, estrecho y puntiagudo. *Excisura caudalis* con una muesca profunda y aguda. Se aportará la primera fotografía del otolito de la especie para la ciencia.

Referencias

Anderson M.E. & D. Tweddle (2002) - A new species of *Physiculus* (Teleostei: Moridae) from the southeastern Atlantic. *Arch. Fish. Mar. Res.,* 50 (1): 17-22.

González, J.A., O. Tariche, J.I. Santana, A.M. García-Mederos, V.M. Tuset, S. Jiménez & M. Biscoito (2010) - The family Moridae (Gadiformes) from the Cape Verde Islands (eastern-central Atlantic Ocean), with first record of *Physiculus cyanostrophus. Cybium*, 34 (2): 217-221.

[a] *Grupo de Ecología Marina Aplicada y Pesquerías, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC) (raul@biologiapesquera.org).*
[b] *Instituto Nacional de Desenvolvimento das Pescas (INDP) de Cabo Verde.*
[c] *Grupo de Biología Pesquera, Instituto Canario de Ciencias Marinas (ICCM-ACIISI), Gobierno de Canarias.*

Paulin, C.D. (1989) - Review of the morid genera *Gadella*, *Physiculus*, and *Salilota* (Teleostei: Gadiformes) with descriptions of seven new species. *New Zealand J. Zool.*, 16: 93-133.

Trunov, I.A. (1989) - Fishes of Moridae from the southeastern Atlantic Ocean (genera *Laemonema* Günther and *Mononatira* Paulin). *Vopr. Ikhtiologii*, 2: 179-185.

Tuset V.M., A. Lombarte & C.A. Assis (2008) - Otolith atlas for the western Mediterranean, north and central eastern Atlantic. *Sci. Mar.*, 72S1: 8-204.

Aspectos de la biología de *Torpedo torpedo, Scorpaena scrofa, Mullus surmuletus, Uranoscopus scaber and Synaptura lusitánica,* de la costa de Cullera (Valencia, Sureste Ibérico, España)

Ángela-María Jaramillo-Londoño[a] , Alejandra-Vanina Volpedo[b] , María-Eugenia Rodrigo-Santamalia[c], Vicent Bendito-Durà[c]

En el Mediterráneo, como en la gran mayoría de las zonas pesqueras del mundo, los recursos pesqueros vienen mostrando síntomas de agotamiento y sobrepesca y en muchos casos se conoce poco de la biología de las especies capturadas.

Este estudio se llevó a cabo en la bahía de Cullera (39º 12' a 38º 59' N, and 0º 09' a 0º 15' O) en donde se hicieron análisis sobre algunas especies de peces bentónicos que son pescadas comúnmente mediante pesca artesanal y trasmallo a una profundidad máxima de 30 m. El muestreo se realizó entre julio de 2004 y enero de 2006. Se analizó el estado de madurez, la edad y el crecimiento de 63 torpedos, *Torpedo torpedo* (L., 1758); 115 escorpas, *Scorpaena scrofa* (L., 1758); 280 salmonetes, *Mullus surmuletus* (L., 1758); 139 ratas, *Uranoscopus scaber* (L., 1758), y 476 lenguados tigre, *Synaptura lusitanica* (C., 1868). No obstante la gran cantidad de trabajos que tratan sobre la biología de multitud de especies de peces, destaca el hecho que no existen muchos trabajos sobre las especies elegidas para este estudio, aún cuando son peces de interés comercial. Únicamente *Mullus surmuletus* es la especie que cuenta con mayor información bibliográfica acerca de su biología.

La longitud total (LT) de las especies estudiadas osciló entre 8,9 y 44,2 cm. La longitud con respecto al sexo mostró diferencias significativas entre hembras y machos únicamente en *M. surmuletus* and *S. lusitanica*. La relación entre la talla y el peso fue idéntica para ambos sexos en todas las especies: $W=0{,}00002LT^{2{,}93}$ *T. torpedo*; $W=0{,}00003LT^{2{,}92}$ *S. scrofa*; $W=0{,}000004LT^{3{,}22}$ *M. surmuletus*; $W=0{,}000008LT^{3{,}15}$ *U. scaber*; y $W=0{,}000002LT^{3{,}26}$ *S. lusitanica*. Según los datos obtenidos en este estudio, el 50% alcanzaría la madurez sexual a una talla entre los 20 y 36,5 cm y una edad entre 2 y 6 años (36,5cm, *Torpedo torpedo*; 25 cm y 4 años, *Scorpaena scrofa*; 20 cm y 2 – 3 años, *Mullus surmuletus*; 23,5 cm y 3 años, *Uranoscopus scaber*, y 25 cm y 5 – 6 años, *Synaptura lusitanica*).

[a] *UMB. Universidad Manuela Beltrán. Vicerrectoría de Investigaciones. Av. Circunvalar 60-00. Bogotá (Colombia) (angela.jaramillo@docentes.umb.edu.co)*
[b] *Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA/INBA-CONICET), Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires, Av. Chorroarín 280, Ciudad de Buenos Aires (C1427CWO) República Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)*
[c] *D.I.H.M.A. Laboratorio de Ecología. Universidad Politécnica de Valencia. Cn de Vera s/nº 46071. Valencia (España) (vibedu@hma.upv.es)*

La mayoría de las especies tienen su período de maduración sexual y desove en los meses de primavera y comienzo del verano; excepto *T. torpedo* que se reproduce en invierno. Estas épocas coinciden con períodos de reclutamiento de juveniles, siendo además favorables en cuanto a la acumulación de reservas energéticas corporales.

Para la determinación de la edad se visualizaron los anillos de crecimiento de los otolitos mediante el conteo de las bandas hialinas y opacas, las cuales revelan una pauta diferencial anual que permite determinar la edad del pez. Adicionalmente, las relaciones entre la talla y la edad dan una idea de la curva de crecimiento seguida por la especie. El rango de edad para *S. scrofa* y *U.scaber* estaba entre 1 y 8 años, para *M. surmuletus* entre 1 y 4 años y para *S. lusitanica* entre 4 y 12 años.

Se calcularon los parámetros para la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy mediante análisis de regresión no lineal. La ecuación de crecimiento de von Bertalanffy para *S. scrofa* fue $LT=37(1 - e^{(-0{,}2(t + 0{,}33))})$; para *M. Surmuletus* fue $LT =31{,}5(1 - e^{(-0{,}38(t + 0{,}54))})$; para *U. Scaber* fue $LT =35{,}5(1 - e^{(-0{,}2(t + 2{,}08))})$; y para *S. Lusitanica* fue $LT =34{,}3(1 - e^{(-0{,}14(t + 2{,}16))})$.

Los parámetros biológicos estimados en este estudio pueden ser utilizados como herramienta para el análisis y evaluación del estado de los stocks pesqueros. Esta revisión indica que las especies estudiadas están siendo pescadas en tallas pequeñas con relación al crecimiento potencial de la especie. Hace falta ampliar los estudios acerca del stock de pesca, el reclutamiento y las épocas reproductivas, especialmente para *S. lusitanica, S. scrofa* y *U. scaber*; sin embargo, nuestros resultados apuntan a que debe revisarse la gestión de la actividad pesquera de las cinco especies que componen este estudio, con el objetivo de buscar la sostenibilidad del medio, los recursos y la actividad económica a largo plazo, mediante la implementación de una o varias figuras de gestión dentro de las que se encuentran: establecimiento de áreas marinas protegidas, medidas técnicas de conservación (vedas, mallas y tallas mínimas), limitaciones directas al esfuerzo de pesca (días de pesca, número de barcos) o indirectas (totales admisibles de captura y cuotas), planes de gestión y de recuperación, esquemas de compensaciones y estímulos a la retirada o cambio de técnicas.

Influence of permanent and intermittent streams discharges on the structure of fish communities of Melides and Sto. André lagoons, Southwest Portugal

Félix PM [a], Correia MJ[a], Chainho P[a], Cabral HN[a,b], Costa MJ[a,b], Costa JL[a,c], Cancela da Fonseca L[d,e]

Melides and Santo André are small lagoons (0.4 and 2.5 km^2, respectively) located in the southwest coast of Portugal. Both systems are characterized by having small stream networks (63 and 96 km^2, respectively) contacting with the top detritic layer of Sines aquifer system and with a short annual connection period with the sea. Groundwater-dependent permanent streams that discharge in the Melides and Santo André lagoons are expected to have different geochemical and biological characteristics than runoff-dependent intermittent streams and consequently give different contributions to the lagoonal system. Water characteristics of areas outside the direct influence of both types of streams are also expected to be different. The aim of the present work was to investigate variations in the structure of fish communities of Melides and Santo André lagoons related with the presence of groundwater-dependent permanent streams and runoff-dependent intermittent streams. Samplings were conducted in two different periods (before and after connection of lagoons with the sea, in February and July 2011) and fishes captured using several fyke nets arrays at growing distances from the permanent and intermittent streams discharge points. Environmental characterization of the sampling areas was performed at the same time of fishing operations with measurements of depth, temperature, dissolved oxygen, salinity, electrical conductivity, transparency, total dissolved solids, pH, nutrients and chlorophyll a. Total organic content in the sediment and sediment grain size were also determined. A total of 3179 individuals of 17 different fish species were captured in both lagoons. The sea-bass *Dicentrarchus labrax*, the thin-lipped grey mullet *Liza ramada*, the Senegalese sole *Solea senegalensis*, the European eel *Anguilla anguilla* and the white sea bream *Diplodus sargus* dominated these fish communities with more than 400 specimens captured in each case. Multivariate and univariate analysis revealed that fish communities' structure of both lagoons was more dependent of general environmental conditions than from the proximity of permanent or intermittent streams, although the distribution of species also varied according to the proximity to the sea, between more and less tolerant species, followed by opportunistic trophic associations. High motility of these animals certainly contributed to the observed results. Less mobile species, namely benthic invertebrates may produce better results in differentiating the influence of permanent or intermittent streams in lagoonal biodiversity.

[a] *Centro de Oceanografia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo 10 Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal (main author: pmfelix@fc.ul.pt).*
[b] *Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 16 Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal.*
[c] *Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias, Campo Grande 376, 1749-024 18 Lisboa, Portugal.*
[d] *Centro de Ciências e Tecnologias da Água, Universidade do Algarve. Campus 22 de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal.*
[e] *Laboratório Marítimo da Guia/Centro de Oceanografia (FCUL), Av. Nª. Srª. do Cabo, 24 939, 2750-374 Cascais, Portugal.*

Population dynamics of European hake, *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758), in the Northwest Mediterranean

Andrea Massaro[a], Mario Sbrana[b], Paolo Sartor[b], Alessandro Ligas[b]

The European hake, *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758), represents one of the most important demersal species in the Mediterranean Sea both for abundance and commercial value. This species is intensively exploited by professional fleets operating with different methods of fishing, such as bottom trawling and gill nets. In many areas, this exploiting pattern has led to situations of over-fishing, mainly due to the removal of juveniles.

The present work is aimed to study the biology and population dynamics of the European hake in order to assess the state of exploitation of the stock in the FAO-GFCM geographic sub-area 9 (GSA9), which extends from the Ligurian Sea to the central Tyrrhenian Sea. The data used for the study have been collected in the period 2007-2009 in the ambit of the EC Data Collection Framework from commercial fisheries and by means experimental trawl surveys (MEDITS). While, the monitoring of commercial fishing provides the main biological parameters of the species, as well as the demographic structure of catches obtained from different fishing gears, the trawl survey provides data to analyze the structure of the population, its abundance and spatial distribution through a standardized sampling design.

As concerns the biology of the species, several aspects have been tackled, such as reproduction (sex ratio, size at first maturity) and growth (size-weight relationship, age-size relationship, estimation of Von Bertalanffy growth parameters).

The sex ratio showed a trend as a function of size: while the ratio did not differ significantly from 1 at size less than 26 cm

TL (total length), individuals of larger sizes were represented almost totally by females. The size at first sexual maturity was respectively 23.7 cm TL and 31.1 cm TL for males and females. The length-weight relationship resulted positive allometric in both sexes. The parameters of the Von Bertalanffy Growth Curve (VBGF) were the following parameters: L_∞ = 54.8 cm; k = 0.19; t_0 = -1.5 for males and L_∞ = 90.0 cm; k = 0.10; t_0 = -1.66 for females.

Demographic structures derived from the analyses of both commercial catches and surveys and biological parameters were used to assess the state of exploitation of the stock. The analyses were carried out by means of population dynamics models such as the cohort analysis (LCA) and the virtual population analysis (VPA), which estimates the decrease of a cohort due to both natural and fishing mortality. These models allowed to evaluate the effort that should be exerted on this resource to achieve the maximum sustainable yield (MSY), preserving the stock from the effects of overfishing.

The results showed that the European hake stock in the GSA9 is overfished; transition analysis, which simulate changes in fishing effort, showed an improvement in the state of the stock corresponding to the increase of mesh size combined with a general reduction of fishing effort.

[a] *Universidad de Las Palmas de Gran Canaria – Las Palmas de Gran Canaria – Spain (andreamassaro@live.it)*
[b] *CIBM – Centro Interuniversitario Biologia Marina – Livorno – Italy (msbrana@cibm.it, psartor@cibm.it, ligas@cibm.it)*

References

Abella A., Serena S., Ria M., 2005. Distributional response to variations in abundance over spatial and temporal scales for juveniles of European hake (*Merluccius merluccius*) in the Western Mediterranean Sea. *Sea. Fish. Res*. 71: 295–310.

Abella J., Caddy F., Serena F., 1997. Do natural mortality and availability decline with age? An alternative yield paradigm for juvenile fisheries, illustrated by the hake *Merluccius rnerluccius* fishery in the Mediterranean. *Aquatic Liv. Res*. 10: 257-269.

Abella J., Caddy F., Serena F., 1997 Estimation of the parameters of the Caddy reciprocal M-at-age model for the construction of natural mortality vectors. *Cah. Options Méditerr.,* 35: 191-200.

Alemany F., Alvarez F., 2003. Determination of effective fishing effort on hake *Merluccius merluccius* in a Mediterranean trawl fishery. *Sci. Mar.*, 67(4): 491- 499.

Alvarez P, Cotano U., 2005. Growth, mortality and hatch-date distributions of European hake larvae, *Merluccius merluccius* (L.), in the Bay of Biscay. *Sea. Fish. Res*., 76: 379–391.

Artale V., Astraldi M., Buffoni G. e Gasparini G., 1994. Seasonal variability of grayscale circulation in the Northern Tyrrhenian Sea. *Res*. 99(C7): 127-137.

Arneri E., Morales-Nin B., 2000. Aspects of the early life history of European hake from the central Adriatic. *Journal of Fish Biology*, 56: 1368-1380.

ARSIA, 2001. Realizzazione di indagini per la conoscenza e la valorizzazione delle attività di pesca e maricultura in Toscana (realizzazione di mappe degli areali di pesca). Regione Toscana, Rapporto Finale.

Astraldi M., Gasperini G., Vetrano A. e Vigunelli S., 2002. Hydrographic characteristics and interannual variability of water masses in the Central Mediterranean Region: a sensitivity test for the long-term changes in the Mediterranean. *Deep-Sea Res*., I 49: 661-680.

Astraldi M., Bianchi C.N., Gasparini G.P. e Morri C., 1995. Climatic fluctuations, current variability and marine species distribution: a case of study in the Ligurian Sea (North-West Mediterranean). *Oceanol. Acta*,18(2): 139-149.

Bertalannfy L. von, 1938. A quantitative theory of organic growth. *Hum. Biol*., 10(2): 181-213.

Bertrand J., De Sola G., Papaconstantinou C., Relini G. e Souplet A. (cord.), 1996. Campagne internationale de chautage dèmersal en Mèditerranèe (MEDITS). Campagne 1995. Rapport final, manuel des protocoloes et

base de donnèes. Rapport de contrat. *CEE-Ifremer-IEO-SIBM_NCMR* (MED 93/020, 018, 006, 004).

Beverton R.J.H., 1963. Maturation, growth and mortality of clupeid and engraulid stocks in relation to fishing. *Rapp. P. - V. Rèun. CIEM*, 154: 44-67.

Beverton R.J.H., 1964. Differential catchability of male and female plaice in the North Sea and its effect on estimate of abundance. *Cons. Perm. Int. Explor. Mer. Rapp. et P. - V*., 155: 103-112.

Beverton R.J.H., Holt S.J., 1956. A review of methods for estimating mortality rates in exploited fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling. *Rapp. P. - V. Rèun. CIEM*, 140: 67-83.

Beverton R.J.H., Holt S.J., 1957. On the dynamics of exploited fish population. *Fishery Invest. London*, 19: 533 pp.

Bianchi N.C. e Morri C., 1993. Range extension of warm water spaces in the Northern Mediterranean: evidence for climatic fluctuation. O*rcupine Newsletter*, 5(7): 156-159.

Burgess G.H.O., 1980. Response to change: the influence of fish science and technology. In: J.J. Connel (eds.). Advances in fish science and technology, *Fishing News Books*, Farnham, pp. 4.

Caddy J.F., 1993. Some future perspectives for assessment and management of Mediterranean fishery. *Sci. Mar.*, 57(3): 121-130.

Cataudella S., Carrada G.C., 2000. Un mare di risorse. Introduzione alla conservazione ed alla gestione delle risorse ittiche. Consorzio Uniprom.

Cohen D.M., Inada T., Iwamoto T., Scialabba N., 1990. FAO species catalogue. Vol. 10. Gadiform fishes of the world (Order Gadiformes). An annotated and illustrated catalogue of cod, hakes, grenadiers and other gadiform fish known to date. *FAO Fishery Synopsis* No. 125.

Cook R., 1997. Stock trend in six North Sea stocks as revealed by an analysis of research vessel surveys. *ICES Mar. Sci*. 54: 924-933.

De Ranieri S., 1979. La maturita' sessuale nelle femmine di *Mullus barbatus* L. nell'alto Tirreno. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat. Mem*. 86: 378-382.

FAO, 1999a. The state of world fisheries and aquaculture 1998. Rome.

FAO. 1999b. Analysis of the vessels over 100 tons in the global fishing fleet. FAO Fisheries Circular No. 949, Rome

FAO, 2002. The state of world fisheries and aquaculture 2002. FAO, Rome.

FAO, 2003. Fishery management, the ecosystem based approach to fishery. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries 4/2/2003.

FAO, 2005. Review of the state of world marine fishery resources. FAO Fish Tech Pap 457. FAO, Rome. Farrugio H., Oliver P., Biagi F., 1993. An overview of the history, knowledge, recent and future research trend in Mediterranean fisheries. *Sci. Mar.*, 57: 105-109.

Fetersen J., 1903. What is Over-fishing? *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*; 6: 587-595. Francour P., 1991. Statut de Centrostephanus longispinus en Mediterranèe. *Les espèces marines à protèger en Mediteranèe*.

C. Boudouresque, M. Avon e V. Gravez. edt. GIS Posidonie, Marsille: 187-202.

Garcìa-Rodriguez M., Esteban A., 2002. How fast does hake grow? A study on the Mediterranean hake (*Merluccius merluccius* L.) comparing whole otoliths readings and length frequency distributions data. *Sci. Mar.*, 66 (2): 145-156.

Garrod D.J., Knights B.J., 1979. Fish stocks: their life history characteristics and responses to explotaition. In: P.J. Miller (eds.). Fish Phenology; Anabolic Adaptiveness in Teleosts. Symp. *Zool. Soc. Lond*., 44: 361:382.

Goni R., Adlerstein S., Alvarez F., Garcìa-Rodriguez M., Sanchez P., Sbrana M., Maynou F., Viva C., 2004. Recruitment indices of European hake, *Merluccius merluccius* (Linnaeus 1758), in the Northwest Mediterranean based on landings from bottom-trawl multispecies fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 760-773.

Gulland J.A., 1965. Estimation of mortality rates. *Annex to Rep- Arctic. Fish*. Working group, ICES CM 1965/3: 9 pp.

Hislop M.J., 1984. A comparison of the reproductive tactics and strategies of cod, haddock, whiting and Norway pout in the North Sea. *Fish reproduction*. Academic press Inc. Lon. Ltd.: 311-329.

Holden M.J., Raitt D.F.S., 1974. Manual of fishery science. Part 2. Methods of resource investigations and their application. *FAO Fish. Tech. Pap*., 115: 214 pp.

Hopkins T., 1988. Recent observation on the Levantine Sea: evolution in the Southern Tyrrenian Sea. *Oceano Acta*, 9: 41-50.

Innamorati M., Lazzara L., Nuccio C., Mori G. e Massi L., 1995. Nutrienti, biomassa e produzione fitoplanctonica nell'alto tirreno toscano. Atti della Società Toscana di Scienze Naturali. Lo stato degli ecosistemi marini del tirreno toscano. Grafiche Pacini (Ed).

IREPA, 2008. Osservatorio economico sulle strutture produttive della pesca marittima in Italia 2007. Franco Angeli (Ed.).

IREPA, 2009. Osservatorio economico sulle strutture produttive della pesca marittima in Italia 2008. Franco Angeli (Ed.).

IREPA, 2010. Osservatorio economico sulle strutture produttive della pesca marittima in Italia 2009. Franco Angeli (Ed.).

Jackson B., 2001. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science,* 293 (5530): 629 – 637.

King M., 1995. Fishery Biology, assessment and management. *Fishing News Books*, Oseny Meas, Oxford, England.

Knights B.J., (1979). Fish stocks: their life history characteristics and responses to exploitation. In: P.J. Miller (eds.). Fish Phenology; Anabolic Adaptiveness in Teleosts. Symp. *Zool. Soc. Lond*., 44: 361-382.

Ligas A., Belcari P., Bertolini D., Viva C., 2003. Growth of juveniles of european hake, *Merluccius merluccius*, L. 1758, in the northern Tyrrhenian Sea. *Biol. Mar. Medit*., 10 (2): 853-855.

Lleonart J., 1990. La pesquerìa en catalana y valencia. Descripcìon global y planteamiento de bases para su seguimiennto. *Informe Projecte EEC DG XIV*. CSIC, Institut de Ciencies del Mar, Barcelona, Spain.

Lloret J., Lleonart J., Solè I., 2000.Time series modelling of landings in Northwest Mediterranean Sea. *ICES J. of Mar. Sci*., 57: 171–184.

Lloret J., Lleonart J., 2002. Recruitment dynamics of eight fishery species in the northwestern Mediterranean Sea. *Sci. Mar.*, 66(1): 77-88.

Lleonart J., Maynou F., 2003. Fish stock assessment in the Mediterranean: state of art. *Sci. Mar.,* 67: 37-49.

Lleonart J., 2004. A review of the Mediterranean shered stocks assessment and management. *Management of Shared Fish Stocks*. Ed. AIL Payne, CM O'Brein e SI Roger Blackwell, Oxford.

Maynou F., Lleonart J., Cartes J.E., 2003. Seasonal and spatial variability of hake (*Merluccius merluccius* L.) recruitment in the NW Mediterranean. *Sea. Fish. Res*., 60: 65–78.

Maynou F., Lleonart J. e Cartes J., 2003. Seasonal and spatial variability of hake (*Merluccius merluccius* L.) recruitment in the NW Mediterranean. *Fish. Res*., 60: 65-78.

Morales-Nin B., Aldebert Y., 1997. Oceanogr. Literat. *Rev*., 44(9): 1040-1041.

Murawski A., 2000. Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 649–658.

Oliver P., Massutì E., 1995. Biology and fisheries of western Mediterranean hake (*M. merluccius*). Hake: Biology, Fisheries, Markets. Ed. J. Ahleite T. Pitcher. Fish and Fisheries *Science,* 15. Chapman e Hall, London.

Pauly D., 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer*., 39(3): 175-192.

Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R. e Torres F., 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.

Pauly D., Christensen V. e Walters C., 2000. Ecopath, Ecosim e Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES J. Mar. Sci*. 57: 597-606.

Pauly D., Christensen V., Guénette S., Pitcher T., Sumaila U., Walters C., Watson R., Zeller D., 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature,* 418: 689–695.

Pauly D., Maclean J. 2003. In a perfect ocean: Fisheries and ecosystems in the North Atlantic. *Island Press*, Washington D.C. Pauly D., 2005. Global Fisheries and Marine Conservation: Is Coexistence Possible? Chapter 11, pp. 185–197, in *Norse and Crowder*.

Pitcher T.J., Hart P.J.B., 1992. Chapman et Hall (eds.). *Fishery ecology*: 250-292.

Pineiro C., Sainza M., 2003. Age estimation, growth and maturity of the European hake (*Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758)) from Iberian Atlantic waters. *Sci. Mar.*, 60: 1086–1102.

Pope J.G., 1972. An investigation of the accuracy of Virtual Population Analisys using Cohort Analysis. *Int. Commn. Northwest Atl. Fish. Res. Bull*., 9: 65-74.

Recansens L., Lombarte A., Morales-Nin, Torres G.J., 1998. Spatiotemporal variation in the population structure of the European hake in the NW Mediterranean. *Journal of Fish Biology* 53, 387–401.

Recasens L., Chiericoni V., Belcari P., 2008. Spawning pattern and batch fecundity of the European hake (*Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758)) in the western Mediterranean. *Sci. Mar.*, 72 (4).

Rätz H., Cheilari A., Lleonar J., 2010. On the performance of fish stock parameters derived from VIT pseudo-cohort analysis. *Sci. Mar.*, 74(1): 155-162.

Ricker W.E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish population. *Bull. Fish. Res. Board Can*., 191: 382 pp.

Rivard D., 1993. Reference point for fishery management: the estern Canadian experience. p 31-57 in Smith J., Hunt J., Rivard D., *Risk evaluation and biological reference points for fisheries management.*

Roldan M.I., Garcia-Marin J.L, Utter F.M., Pla C., 1998. Population genetic structure of European Hake, *Merluccius merluccius*. *Heredity*, 81: 327-334.

Russell E.,1931. Some theoretical Considerations on the "Overfishing" Problem. J. *Cons. int. Explor. Mer* (1931) 6 (1): 3-20.

Sabatès A., Martìn P., Lloret J., Raya V., 2006. Sea warming and fish distribution: the case of the small pelagic fish, *Sardinella aurita*, in the western Mediterranean. *Global Change Biology*, 12: 2209–2219.

Santinelli C., Gasparini G., Nannicini L., Seritti A., 2002. Vertical distribution of dissolved organic carbon (DOC) in the Western Mediterranean Sea in relation to the hydrological characteristics. *Deep-Sea Res*., I 49: 2203-2219.

Sarano F., 1986. Cycle ovarien du merlu, (*Merluccius merluccius*), poisson a ponte fractionee. *Rev. Trav. Inst. Peches Marit*., 48(1-2): 65-76.

Sartor P., De Ranieri S., 1994. Pesca con reti a strascico tradizionali e ad ampia apertura verticale: analisi comparativa dello sbarcato. *Biol. Mar. Medit*., 1(1): 311-312.

Sartor P., Sartini M., Reale B, Sbrana M., 2001. Analisi delle modalità di scarto di *Merluccius merluccius* (L., 1758) nella pesca a strascico del Mar Tirreno Settentrionale. *Biol.. Mar. Medit*., 8(1): 771-774.

Sartor P., Reale B., Sbrana M., Biagi F. 1998. Analisi dello sbarcato commerciale con reti a strascico presso un porto del Mar Tirreno Settentrionale. *Biol. Mar. Medit*., 5(2): 81-91.

Sartor P., Sbrana M., Reale B., Belcari P., 2003. Impact of deep sea trawl fishery on the demersal communities of the Northern Tyrrhenian Sea (Western Mediterranean). *J. Northw.Atl. Fis. Sci*., 31: 275-284.

Sbrana M., Belcari P., De Ranieri S., Sartor P., Viva C., 2007. Comparison of the catches of European hake (*Merluccius merluccius*, L. 1758) taken with experimental gillnets of different mesh sizes in the northern Tyrrhenian Sea (western Mediterranean). *Sci. Mar.*, 71(1): 47-56.

Sparre P., Ursin E., Venema S.C., 1989. Introduction to tropical fish stock assessment. Part. 1 Manual FAO, *Fish. Tech. Pap*. 337 pp.

Unione Europea, 2006. Comunicazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento europeo: Conseguire la sostenibilità della pesca nell'UE tramite l'applicazione del rendimento massimo sostenibile, Bruxelles, COM(2006) 360 definitivo del 4.7.2006.

Unione Europea, 2006. Documento di lavoro interno della Commissione: Conseguire la sostenibilità della pesca nell'UE tramite l'applicazione del rendimento massimo sostenibile, Bruxelles, SEC(2006) 868 del 4.7.2006.

Whitehead P.J.P., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J., Tortonese E., 1986. Fishery of the North-estern Atlantic and the Mediterranean. *UNESCO*, Vol. II: 517-1007.

Wotton R.J., 1984. Introduction: Strategies and tactics in fish reproduction. *Fishreproduction*. Academy Press Inc. London Ltd: 1-12.

Unimar, 2004. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali Direzione Generale per la Pesca e l'Acquacoltura, SIBM - Società Italiana di Biologia Marina - Identificazione dei Reference point relativi alla valutazione delle risorse biologiche.

Dietary changes in two coexisting skates (*Raja clavata* and *Raja montagui*) associated to a shift in their spatial distribution

Lucía López-López[a], Izaskun Preciado[a], Antonio Punzón[a], Jose Luis Gutiérrez-Zabala[a]

The skate species thornback ray (*Raja clavata*) and spotted ray (*Raja montagui*) have shifted the focus of their distribution along the Cantabrian Sea since 1993, expanding their spatial distribution range well into the Galician continental shelf where they were previously rare. We determined annually the geographical variability in the diet of these species, documenting the implication of this geographical shift for their individual feeding habits. The diet analyses were performed maintaining the population ontogenetic structure. We established three ontogenetic size classes for *R. clavata* and two for *R. montagui*. Along their life cycle both skate species fed consistently on crustaceans, increasing during their ontogeny feeding motility (from benthic to benthic- pelagic prey) and prey size. Smaller individuals (*R. clavata* ≤ 21 cm and *R. montagui* ≤ 37 cm) fed preferentially on benthic shrimps from the family Crangonidae (68% and 23% respectively). The medium size class of *R. clavata* (21 cm< *R. clavata* ≤ 54 cm) predated mostly on benthic shrimps (e.g. *Solenocera membranacea*) and both species shifted at larger sizes (*R. clavata* > 54 cm and *R. montagui* > 37 cm) to a diet dominated by the swimming crab *Polybius henslowi*. We analysed for each species and ontogenetic group the annual changes of diet based on a series of explanatory variables, including longitude and depth, sediment type and ray abundance using the STATICO co-inertia analysis which allows identifying how the importance of variables driving diet variability change across years.

[a]*IEO Centro Oceanográfico de Santander, Promontorio San Martín, s/n. P.O. Box 240 39080 Santander, Spain (lucia.lopezlopez@st.ieo.es)*

Deep-water chondrichthyan species caught in the Galicia Bank (NE Atlantic)

C. Rodríguez-Cabello[a], M. Pérez[b], A. Serrano[a], R. Bañon[c] and F. Sánchez[1]

A number of chondricthyan species were caught in the Galicia Bank (NE Atlantic) during a multidisciplinary survey carried out in 2011 within the framework of INDEMARES Project aimed at obtaining information for the identification of valuable areas for the Natura 2000 Network. Galicia Bank is a large seamount located 120 miles offshore the west of Galicia coast. The top of the Bank is at 600 m depth, reaching to 4000 m in its deepest side. It has a length of about 50 km in the direction East-West and 90 km in the NS axis direction. A total of 10 hauls were performed in the Galicia Bank during summer 2011 using a GOC-73 otter trawl (20 mm mesh size at cod-end), haul duration was 30 min and depth range 750-1800 m. A total of 94 fish species were identified and among these 14 chondrichthyan species belonging to six families: Chimaeridae, Hexanchidae, Scyliorhinidae, Centrophoridae, Etmopteridae and Somniosidae. To confirm the identification of some species, mainly those from genus Apristurus, total genomic DNA was extracted from ethanol-preserved muscle tissue using FENOSALT method (Pérez and Presa, 2011). A fragment of the COI locus was amplified and sequenced using the primer pair FishF2 and FishR2 (Ward *et al.*, 2005). Identification was made using i) Basic Local Alignment Search Tool (BLAST, Zhang *et al*., 2000) available in GenBank and ii) the identification engine provided in the Barcode of Life Data Systems (BOLD). The main chondricthyan species in biomass were *Centroscymnus coelolepis* (Barbosa du Bocage and Capello, 1864) and *Scymnodon ringens* (Barbosa du Bocage & de Brito Capello, 1864) and *Deania calcea* (Lowe, 1839) while in terms of number were *Etmopterus princeps* (Collett, 1904), *Galeus murinus* (Collet, 1904) and *Centroscymnus coelolepis*. In addition some chondrichthyan species were recorded for the first time in these waters such as *Apristurus profundorum* (Goode & Bean, 1896), *Apristurus aphyodes* (Nakaya and Stehman, 1998), *Galeus murinus* (Collett, 1904), *Raja bigelowi* (Stehmann, 1978), *Hydrolagus affinis* (de Brito Capello, 1868) and *Chimaera opalescens* (Luchetti, Iglésias & Sellos, 2011). Some environmental variables, such as temperature, salinity and type of sediment were also recorded during this survey and examined to investigate the ecological preferences of these deep-water chondrichthyes.

[a] *Instituto Español de Oceanografía. Apdo. 240. Santander 39080. Spain. (email: c.cabello@st.ieo.es)*
[b] *Instituto Español de Oceanografía. Apdo. 1552. Vigo 36200. Spain.*
[c] *Xunta de Galicia. A Coruña. SPAIN*

Nuevos datos biométricos de *Myroconger compressus* (Osteichthyes: Anguilliformes: Myrocongridae) de las Islas Cabo Verde

González-Herrera, T.[a], O. Tariche[b], R. Triay[a], C. Monteiro[b], J.I. Santana[c], A. Martins[b], J.A. González[a,c] & J.G. Pajuelo[a,c]

Myroconger compressus (Günther, 1870) es una especie muy poco frecuente de congrio perteneciente a la familia monotípica Myrocongridae, donde otras cuatro especies han sido identificadas (*M. gracilis* Castle, 1991; *M. prolixus* Castle & Bearez, 1995; *M. nigrodentatus* Castle & Bearez, 1995; *M. seychellensis* Karmovskaya, 2006) (Smith, 1990; Froese & Pauly (eds.), 2012). Existen muy pocos ejemplares de estos congrios poco conocidos cuya distribución estaba restringida al Atlántico Oriental. Recientemente ha sido citada una sexta especie, que aún no ha sido descrita (*Myroconger sp.* Paiva et al., 2011), capturada en el Atlántico Occidental (Brasil).

M. compressus es una especie demersal tropical conocida de unas pocas localidades dispersas por el Atlántico Oriental: Santa Helena, Dakar en Senegal (Smith, 1990), Santo Tomé y Príncipe (Smith, 1990; Afonso et al., 1999, registro sin confirmar), Islas Cabo Verde (Brito et al., 1999; González et al., 2004; Menezes et al., 2004; González & Tariche (eds.), 2009) y Vavilov Underwater Ridge (Parin et al., 2010). Los trabajos de González et al. (2004) y González & Tariche (eds.) (2009) amplían el material recolectado en Cabo Verde hasta casi un centenar de individuos. A la vista de su peculiar biogeografía, debe ser considerada como un endemismo de esta región del Atlántico Oriental, con escasa literatura descriptiva y una redescripción del holotipo y de un espécimen incompleto (Smith, 1984, 1989).

En el presente estudio se ha realizado un estudio morfológico y biológico de esta especie en el marco de los proyectos de cooperación transnacional para el desarrollo PROACTIVA 1-2 (2009-2012), subvencionados por la Dirección General de Relaciones con África del Gobierno de Canarias, que han aportado nuevos ejemplares de Cabo Verde.

M. compressus es una especie bentónica y epibentónica que ha formado parte del bycatch de la pesquería prospectiva de camarón soldado (*Plesionika edwardsii*) mediante nasas en aguas de Cabo Verde.

Un total de 60 ejemplares de *Myoconger compressus* capturados con nasas camaroneras semi-flotantes y bentónicas, entre 108 y 265 m de profundidad, han sido analizados. La metodología utilizada para el estudio biométrico se ha basado en los criterios establecidos por Böhlke (1982, 1989) para Anguilliformes (Fig. 1). En cada ejemplar se midió la longitud total (LT), longitud estándar (LS) y longitud del tronco (TR) al mm; la longitud predorsal (PD), longitud cefálica (LC), altura corporal a nivel de la apertura branquial (ACAB), altura corporal a nivel del ano o poro urogenital (ACA), longitud preanal (PA), longitud de la aleta caudal (AC), longitud del hocico (H), el diámetro ocular (DO), distancia interorbitaria (DI), longitud de la mandíbula superior (M), distancia interbranquial (DIB) y longitud de la aleta pectoral (P) con precisión de 0,01 mm; el peso total (PT), peso eviscerado (PE), peso gonadal (PG) y peso hepático (PH) con precisión de 0,01 g. También se han determinado el sexo y el estado de madurez sexual a nivel macroscópico (inmaduro I, en reposo II, maduro III, maduro y en puesta IV y post-puesta V) (Holden & Raitt, 1975), y se han extraído los otolitos de cada individuo aunque no son objeto del presente trabajo.

Los radios de la aleta pectoral (RP) y el número de poros de la línea lateral (PLL) en cada flanco de los ejemplares muestreados se han determinado utilizando una lupa binocular. Posteriormente, el examen de una serie de mamografías permitirá establecer la fórmula vertebral y las restantes fórmulas radiales. La fórmula vertebral será expresada como número de vértebras predorsales (VPD), preanales (VPA), precaudales (VPC) y totales (VT). Las fórmulas radiales incluirán los radios dorsales totales (RD), radios dorsales anteriores al nivel del ano o poro urogenital (RDA) y radios anales (RA).

En la muestra examinada de *Myroconger compressus*, 37 individuos fueron machos y 22 hembras; 1 individuo deteriorado no pudo ser asignado a ningún sexo. El rango de tallas muestral varió entre 308 y 611 mm LT y entre 303 y 599 mm LS. El PT osciló entre 54,66 y 529,60 g. La talla de los machos varió entre 308 y 582 mm LT y el peso entre 54,66 y 415,86 g. En hembras, la talla osciló entre 360 y 611 mm LT y el peso entre 94,15 y 529,60 g. No se encontraron diferencias significativas entre la longitud total (LT) y el peso total (PT) de ambos sexos (Ttest, P= 0,281).

Los parámetros morfométricos del conjunto de la muestra y por sexos, expresados como porcentaje de LT y LC, se indican en la Tabla 1. No se hallaron diferencias significativas en la totalidad de las medidas tomadas entre ambos sexos (Ttest, P> 0.05), excepto para la longitud del hocico (H) (Ttest, P= 0,043).

El estudio merístico del conjunto de la muestra revela que el número de poros de la línea lateral, característica distintiva de la familia Myrocongridae, difiere para cada lado del cuerpo en el 72,2% de los casos (Fig. 2). El número de poros de la línea lateral en cada flanco, para el total de ejemplares y por sexo, se indica igualmente en la Tabla 1. No se encontraron diferencias significativas en el número de poros de la línea lateral entre ambos flancos (prueba Wilcoxon de los rangos con signo de muestras

[a] *Grupo de Ecología Marina Aplicada y Pesquerías, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC) (tgonher@gmail.com).*
[b] *Instituto Nacional de Desenvolvimento das Pescas (INDP) de Cabo Verde.*
[c] *Grupo de Biología Pesquera, Instituto Canario de Ciencias Marinas (ICCM-ACIISI), Gobierno de Canarias.*

relacionadas, P= 0,861). La fórmula de la aleta pectoral (Fig. 3) se señala en la Tabla 1. No se hallaron diferencias significativas en el número de radios pectorales entre ambos sexos (prueba de medianas de muestras independientes, P= 0,553).

Referencias

Afonso, P., Porteiro F.M., Santos R.S., Barreiros J.P., Works J. & P. Wirtz (1999) - Coastal marine fishes of São Tomé Island (Gulf of Guinea). *Arquipélago. Life and Marine Sciences*, 17(A): 65-92.

Brito, A., R. Herrera, J.M. Falcón, J.A. García-Charton, J. Barquín & A. Pérez-Ruzafa (1999) - Contribución al conocimiento de la ictiofauna de las islas de Cabo Verde. *Revista de la Academia Canaria de la Ciencia*, 11 (3-4): 27-41.

Castle, P.H.J. (1991) - First Indo-Pacific Record of the Eel Family Myrocongridae, with the Description of a New Species of *Myroconger*. *Copeia*, 1: 148-150.

Castle, P.H.J. & P. Bearez (1995) - Two new species of *Myroconger* (Anguilliformes, Myrocongridae) from the Pacific Ocean. *Cybium*, 19 (3): 211-222.

Böhlke, E.B. (1982) - Vertebral formulae of type specimens of eels (Pisces: Anguilliformes). *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 134: 31-49.

Böhlke, E.B. (1989) - Methods and terminology. p. 1-8. In: Fishes of the western North Atlantic, part 9, vol. 1 (E.B. Böhlke, ed.). *Memoir Sears Foundation for Marine Research, New Haven*.

Froese, R. & D. Pauly (eds.) (2012) - FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (04/2012).

González J.A. & O. Tariche (eds.) (2009) - Um olhar sobre a biodiversidade marinha e bases para a sua gestão sustentável. Potenciais recursos pesqueiros de profundidade de Cabo Verde. Dirección General de Relaciones con África, Gobierno de Canarias. Las Palmas de Gran Canaria: 176 pp.

González J.A., A.M. García-Mederos, J.A. Pérez-Peñalvo, S. Correia, C. Monteiro, A. Medina, R. González-Cuadrado, M. Rabassó, R. Domínguez-Seoane, M. Gimeno, V.M. Tuset, L.F. López-Jurado & J.I. Santana (2004) - Prospección con nasas para crustáceos y peces en aguas profundas de las Islas Cabo Verde. Resultados de la campaña "Taliarte 2003-08". *Informes Técnicos del Instituto Canario de Ciencias Marinas*, 11: 1-76.

Günther, A. (1870) - Catalogue of the Physostomi containing the families Gymnotidae, Symbranchidae, Muraenidae, Pegasidae and of the Lophobranchii, Plectognathi, Dipnoi, Ganoidei, Chondropterygii, Cyclostomata, Leptocardii in the collection of the British Museum. *Catalogue of the Fishes in the British Museum*, 8: 1-549.

Holden, M.J. & Raitt, D.F.S. (1975) - Manual de ciencia pesquera: Parte 2. Métodos para investigar los recursos y su aplicación. *FAO Documento Técnico de Pesca*, 115: 211.

Karmovskaya, E.S. (2006) - New species of the genus *Myroconger*, *M. seychellensis* (Myrocongridae, Anguilliformes) from the western equatorial part of the Indian Ocean. *Journal of Ichthyology*, 46 (8): 563-565.

Menezes, G.M., O. Tariche, M.R. Pinho, P.N. Duarte, A. Fernandes & M.A. Aboim (2004) - Annotated list of fishes caught by the R/V ARQUIPÉLAGO off the Cape Verde archipelago. *Arquipélago. Life and Marine Sciences*, 21A: 57-71.

Paiva, C.C., M.E. Araújo, R.A. Caires, R. Salles, R.S. Medeiros & T.M. Cruz-Lotufo (2011) - Six new records of deep-sea fish off north-eastern Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 4 (9): 1-5.

Parin, N.V., E.I. Kukuev & N.P. Pakhorukov (1990) - Species composition, distribution, and behavior of Fish on the Vavilov Underwater Ridge (the Atlantic Ocean). *Journal of Ichthyology*, 50(1): 12-19. [Original Russian text, published in *Voprosy Ikhtiologii*, 2010, Vol. 50, No. 1, pp. 16-23].

Smith D.G. (1984) - A redescription of the rare eel *Myroconger compressus* (Pisces: Myrocongridae), with notes on its osteology, relationships and distribution. *Copeia*, 3: 585-594.

Smith, D. (1989) - Family Myrcongridae, p. 98-103. In: Fishes of the western North Atlantic (E.B. Böhlke, ed). Part 9, vol. 1 Orders Anguilliformes and Saccopharyngiformes. *Memoir Sears Foundation for Marine Research*, *New Haven*.

Smith, D.G. (1990) - Myrocongridae. p. 149. In: Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA) (J.C. Quéro, J.C. Hureau, C. Karrer, A. Post and L. Saldanha, eds.). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Paris. Vol. 1.

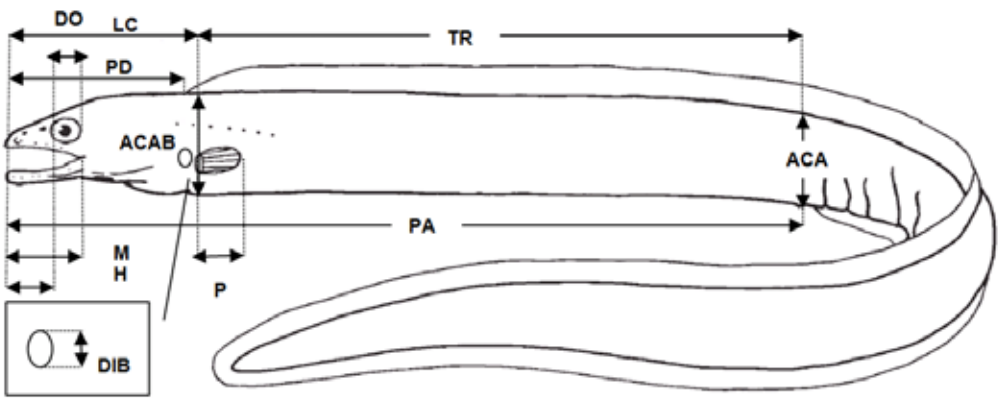


Figure 1. Esquema de las medidas tomadas en *Myroconger compressus*. Abreviaturas: ACA, altura corporal a nivel del ano o poro urogenital; ACAB, altura corporal a nivel de la apertura branquial; DIB, distancia interbranquial; DO, distancia ocular; H, longitud del hocico; LC, longitud cefálica; M, longitud de la mandíbula superior; P, longitud de la aleta pectoral; PA, longitud preanal; PD, longitud predorsal; TR, longitud del tronco.

Tabla 1. Datos merísticos y morfométricos de *Myroconger compressus* para el conjunto de la muestra, por sexos separados y para los ejemplares descritos por Smith (1984).

Myroconger compressus	Smith (1984)	Presente trabajo	Machos	Hembras
Longitud total (LT mm)	366	308-611	308-582	360-611
Datos merísticos				
N.º poros línea lateral (izquierdo)	5 - 7	3 - 9	3 - 9	4 - 8
N.º poros línea lateral (derecho)		3 - 8	4 - 8	3 - 7
Radios pectorales	16	15 - 20	15 - 20	17 - 20
Radios dorsales a nivel del ano	?	en estudio		
Radios dorsales totales	?	en estudio		
Radios anales totales	?	en estudio		
Vértebras predorsales	?	en estudio		
Vértebras preanales	47	en estudio		
Vértebras precaudales	52	en estudio		
Vértebras totales	131	en estudio		
Datos morfométricos (% LT)				
Longitud estándar	98	95.74 - 99.21	95.74 - 99.21	97.81 - 98.87
Longitud preanal	45	41.61 - 47.95	42.58 - 47.95	41.61 - 47.02
Longitud predorsal	12	10.75 - 14.75	10.75 - 14.45	11.12 - 14.75
Longitud cefálica	14	13.04 - 17.47	13.04 - 17.47	13.57 - 16.06
Altura corporal a nivel del ano	-	5.79 - 10.51	5.79 - 10.51	7.00 - 9.12
Altura corporal a nivel de la apertura branquial	-	6.53 - 10.36	6.77 - 10.02	6.53 - 10.36
Longitud del tronco	-	28.31 - 33.40	28.31 - 33.40	28.91 - 32.34
Longitud de la aleta caudal	-	30.41 - 58.39	30.41 - 58.13	52.65 - 58.39
Datos morfométricos (% LC)				
Longitud del hocico	24	17.72 - 32.81	17.72 - 30.36	23.30 - 32.81
Diámetro ocular	12 - 14	12.56 - 17.35	13.07 - 16.76	12.56 - 17.35
Distancia interorbital	-	16.67 - 25.35	16.67 - 25.35	17.04 - 23.56
Longitud de la mandíbula superior	48	38.39 - 56.83	38.39 - 56.83	41.32 - 53.23
Distancia interbranquial	10 - 12	10.90 - 17.29	10.90 - 16.31	11.60 - 17.29
Longitud de la aleta pectoral	19 - 22	18.44 - 30.88	20.75 - 30.88	18.44 - 29.79



Fig.ure 2. Detalle del número de poros de la línea lateral para cada flanco de *Myroconger compressus*.



Figure 3. Detalle de los radios de la aleta pectoral de *Myroconger compressus*.

Analysis of environmental forcing on the population dynamics of the ctenophore *Bolinopsis vitrea* in the Bay of Cádiz

Laura Prieto[a], Margarita María Rincón[a], Antonio Moreno[a], María Ferrer[a], Ioanna Barmpetsea[a], Juan F. Martínez[a], Simone Taglaliatela[a], Gabriel Navarro[a] and Diego Macías[a]

Large accumulations of gelatinous zooplankton occur in many coastal regions worldwide (Mills 2001), and they provoke wide environmental and economic impacts on human activities occurring in the shore (Purcell et al. 2007; Yamamoto et al.

2008; Purcell 2012). At the North East Atlantic coast, particularly in an area less expose to the open ocean, the Bay of Cadiz, there is a stable population of a ctenophore from the order Lobata and the family Bolinopsidae, (as *Mnemiopsis leidyi)*, whose population dynamics and environmental control has not been studied yet. It is the only group of blooming gelatinous zooplankton in that ecosystem. This ctenophore is *Bolinopsis vitrea*, differentiated from *Mnemiopsis leidyi* based on the length of the lobes relative to the body, but with similar size range and general body shape. *Bolinopsis vitrea* lobes are relatively shorter and they originate about halfway between the mouth and the infundibulum (Mayer, 1912). *Bolinopsis vitrea* has been observed in the South Atlantic Ocean in the Table Bay (Africa), in the tropical Atlantic (Bahamas) (references in Mianzan, 1999) and also in the Brazilian coast (Oliveira et al., 2007). Inside the Mediterranean it has been observed in the Alboran Sea by scuba diving (Mills et al., 1996) and in the Northern Aegean Sea (Shiganova et al., 2004). In this study, the natural population of *Bolinopsis vitrea* was sampled every 7-15 days during 2 years in the inner part of the Bay of Cadiz, on the Southwest coast of the Iberian Peninsula (36º 31' 55'' N, 6º 12' 56''E), together with different environmental variables as temperature, salinity, wind, precipitation, tidal height, zooplankton biomass and turbidity. Also, to understand the mechanisms driving *Bolinopsis vitrea* swarms, several experiments were performed to parameterize the physical control on this ctenophore, and the impacts of the blooms over other trophic levels of the system. The population dynamics of this ctenophore during the 2 years sampled is then discussed based in the effects of the diverse environmental variables covered in the study.

Funding

This work was financially supported by Spanish MIC Plan Nacional Project JELLY-PHYS (CTM2011-22586), Consejería de Ciencia, Innovación y Empresa Junta de Andalucia (Observatorio del Estrecho and PO7-RNM-02976), E.U. MarinERA Project MedEX (CTM2008-04036-E/MAR) and PERSEUS (FP7-287600).

References

Mayer AG (1912) Ctenophores of the Atlantic Coast of North America. Carnegie Institution of Washington, Washington, D.C. Publication no. 162, 58 pp.

Mianzan HW (1999) Ctenophora. In South Atlantic Zooplankton (D. Boltovskoy, ed.). Backhuys Publishers. pp 561-573. Mills CE (2001) Jellyfish blooms: Are populations increasing globally in response to changing ocean conditions? *Hydrobiologia*, **451**, 55-68.

Mills EC, Pugf RP, Harbison RG, Haddock SHD (1996) Medusae, siphonophores and ctenophores of the Alboran Sea, South western Mediterranean. *Scientia Marina,* **60** (1), 145-163

Oliveira OMP, Mianzan H, Migotto AE, et al. (2007) Identification key for the ctenophores from Brazilian coast. *Biota Neotropica,* **7**, 341-350.

Purcell JE (2012) Jellyfish and Ctenophore Blooms Coincide with Human Proliferations and Environmental Perturbations. *Annual Review of Marine Science*, **4**, 209-235.

Purcell JE, Uye S-I, Lo W-T (2007) Anthropogenic causes of jellyfish blooms and direct consequences for humans: a review. *Marine Ecology Progress Series*, **350**, 153-174.

Shiganova TA, Malej A (2009) Native and non-native ctenophores in the Gulf of Trieste, northern Adriatic Sea. *Journal of Plankton Research*, **31** (1), 61-71.

Yamamoto J, Hirose M, Ohtami T, Sugimoto K, Hirase K, Shimamoto T, Shimura T, Honda N, Fujimori Y, Mukai T (2008) Transportation of organic matter to the sea floor by carrion falls of the giant jellyfish *Nemopilema nomurai* in the Sea of Japan. *Marine Biology*, **153**, 311-317.

[a] *Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (ICMAN), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) .Av. República Saharaui 2,11519, Puerto Real, Cádiz-Spain. (laura.prieto@icman.csic.es)*

Efectos de las defensas estructurales en la herbivoría de la comunidad íctica de fondos rocosos de las islas Canarias

Laureano González[a], Jana Verdura[a], José Carlos Hernández[a], Mikel A. Becerro[b], Carlos Sangil[a,c] & Sabrina Clemente[a]

La herbivoría es una de las interacciones más importantes en la estructuración de los sistemas marinos, con efectos directos sobre la base de las cadenas tróficas (Crawley 1983, Horn 1989). Tanto peces como invertebrados marinos herbívoros influyen en la abundancia y composición de las comunidades algales (Lubchenco & Gaines 1981, Choat 1982, Sala & Boudouresque 1997). Los estudios de herbivoría se han centrado mayoritariamente en evaluar los efectos de los invertebrados (Ruitton *et al.* 2000). Sin embargo, hay evidencias que señalan que esto no es siempre así (Lewis & Wainwright 1985, Carpenter 1986, Hixon & Brostoff 1996), sobre todo en ecosistemas más tropicales donde los peces herbívoros juegan un papel clave en el mantenimiento de las comunidades de macroalgas. El nivel de herbivoría difiere de forma importante entre las especies de algas debido a características estructurales o químicas propias de cada especie, que actúan como mecanismos de defensa. De esta forma, el consumo preferente de determinadas especies algales por parte de la comunidad íctica pueden modificar la abundancia relativa de las mismas y la estructura de las comunidades de macroalgas (Sammarco 1982). Los fondos de la franja submareal somera de la isla de la Palma, dominados por algas (>30% cobertura de macroalgas erectas) o alternativamente por poblaciones de equinoideos que constituyen blanquizales (>4 indiv de *Diadema* aff. *antillarum*/m^2 y dominancia de algas coralináceas costrosas), proporcionan el marco ideal para estudiar las interacciones de herbivoría en dos ambientes con disponibilidad de alimento vegetal y diferente grado de palatabilidad.

En este estudio determinamos, mediante experimentos de elección múltiple, la tasa de herbivoría de la comunidad de peces herbívoros sobre diversas especies algales comunes en los fondos rocosos sublitorales someros de Canarias (Sangil *et al.* 2011), comparando los resultados obtenidos entre localidades situadas en los dos tipos de hábitats diferentes (blanquizal y algal). Los experimentos se llevaron a cabo en cuatro localidades de la isla de La Palma (Islas Canarias), dos con hábitats algales y dos con blanquizales. Se utilizaron como unidades experimentales unas cuerdas de 80 cm, donde se colocó al azar y a intervalos de 10 cm volúmenes comparables de material de 7 especies diferentes de algas (*Gelidium arbuscula, Haliptilon virgatum, Lobophora variegata, Stypopodium zonale, Lophocladia trichoclados, Cystoseira abies-marina y Asparagopsis taxiformis*). Cada cuerda, estaba provista de un plomo a la parte inferior y una boya a la parte superior para mantener la posición vertical en la columna de agua (Fig. 1A). En cada localidad se colocaron 20 cuerdas de 3.5-6 m de profundidad, dispuestas al azar, siguiendo un transecto paralelo a la costa y con una separación mínima entre cuerdas de 3 a 5 m. El seguimiento de los experimentos se realizó a las 2 h y a las 5 h de su colocación, a fin de poder detectar las preferencias de consumo de las distintas algas. Cuando el consumo no llegó al 50% del material algal durante este tiempo, el experimento se prolongó hasta las 30 h. Se registró el porcentaje de consumo de las distintas especies en las siguientes categorías: 0%, 25%, 50%, 75% y 100% del material consumido). Las tasas de herbivoría de esta forma se analizaron mediante un ANOVA ejecutado por 9999 permutaciones y basado en distancias euclídeas (Anderson 2004). Se utilizó un diseño de 3 vías, en el que los factores "Especie" y "Hábitat" fueron tratados como fijos y el factor "Localidad" como aleatorio anidado en "Hábitat"; y se realizaron comparaciones *a posteriori* de los niveles de los factores significativos. Finalmente, en una serie de experimentos adicionales, se eliminó la estructura física de las especies algales, utilizando material liofilizado y pulverizado en un preparado de agar, para determinar su efecto en la selección de las presas por la comunidad íctica (Fig. 1B). Este experimento se realizó únicamente en dos localidades de estudio, por restricciones logísticas y en base a que los resultados de la experiencia anterior no arrojaron diferencias significativas en el consumo entre los hábitats estudiados. El seguimiento del consumo de los preparados de algas se realizó de la misma forma que en el experimento anterior. Los datos se analizaron mediante un ANOVA de una vía ejecutado por permutaciones y basado en distancias euclídeas (Anderson 2004), donde el factor especie se trató como un factor fijo, seguido de las correspondientes comparaciones *a posteriori*. Todos los análisis se realizaron con el programa estadístico PRIMER 6 & PERMANOVA+.

El ANOVA de la tasa de herbivoría mostró una interacción significativa de los factores "Especie x Localidad (Hábitat)" (Tabla 1), de forma que la herbivoría que soportan las distintas

[a] *Biodiversidad, Ecología Marina y Conservación. Departamento de Biología Animal (Ciencias Marinas), Facultad de Biología, Universidad de La Laguna. Av. Francisco Sánchez s/n, 38206 La Laguna, Tenerife, islas Canarias, España. (janaverdura@gmail.com)*
[b] *Instituto de Productos Naturales y Agrobiología (IPNA-CSIC). Av. Astrofísico Francisco Sánchez 3, 38206 La Laguna, Tenerife islas Canarias, España.*
[c] *Área de Biodiversidad, Reserva Mundial de la Biosfera La Palma. Avenida Marítima, 3, 38700 Santa Cruz de La Palma, La Palma, islas Canarias, España.*

algas depende de la localidad considerada dentro de cada uno de los hábitats estudiados (Fig. 2). Sin embargo, no se encontró ningún efecto del hábitat sobre la tasa de consumo de las algas, ni de la interacción de factores "Especie x Hábitat" (Tabla 1). Los resultados de los análisis *a posteriori* mostraron que el consumo del alga roja *Lophocladia trichoclados*, muy palatable, fue superior que el registrado sobre la mayor parte de las otras especies estudiadas, principalmente en las localidades de hábitat algal (Tabla 2, Fig. 2). Estos resultados contrastan con los obtenidos en los experimentos al eliminar la estructura física de las especies algales, donde no se registraron diferencias significativas en el consumo de los preparados de agar de las diferentes especies estudiadas (Tabla 3, Fig. 3).

Nuestros resultados ponen de manifiesto que ni la presión de herbívora ni las preferencias de consumo sobre las especies de algas empleadas en el estudio dependen de los hábitats estudiados. Sin embargo, parece haber una variación local en los patrones de herbivoría de los peces, con un consumo preferencial de *L. trichoclados* frente a otras especies en las localidades de hábitat algal, en comparación con las de blanquizal. En éste último hábitat, además, varias especies adicionales son consumidas en igual magnitud, lo que manifiesta el papel de la herbivoría por peces como controladora de sus poblaciones. El estudio de herbivoría donde se eliminó la estructura de las algas pone de manifiesto la clara influencia de la morfología de las algas en las tasas de consumo de los peces, ya que una vez se elimina las defensas estructurales de las especies estudiadas, no se encuentran diferencias en el consumo.

Por lo tanto, la herbivoría ejercida por la comunidad íctica parece influenciar la estructura y composición de las comunidades algales de los fondos subtropicales someros de las islas Canarias, especialmente de aquellas especies más vulnerables y estructuralmente más apetecibles para los consumidores. En conclusión, las defensas estructurales de algunas especies de algas parecen ser efectivas para disminuir la depredación por peces herbívoros.

Bibliografía

Anderson MJ (2004) University of Auckland. Choat JH (1982) Annu Rev Ecol Syst 13: 423-449

Clemente S *et al.* (2010) Mar Ecol Prog Ser 413: 55-67

Crawley MJ (1983) Univ California Press. Lubchenco J & Gaines SD (1981) Annu Rev Ecol Syst 12: 405-437

Hernández JC *et al.* (2008) Aquat Conserv 18: 1091-1108

Hixon MA & Brostoff WN (1996) Ecol Monogr 66: 67-90

Horn MH (1989) Oceanogr Mar Biol Ann Rev 27: 167-272

Ruitton *et al.* (2000) Estuar Coast Shelf Sci 50: 217-230

Sala E & Boudouresque CF (1997) J Exp Mar Biol Ecol 212: 25-44

Lewis SM & Wainwright PC (1985) J Exp Mar Biol Ecol 87: 215-228

Sammarco PW (1982) J Exp Mar Biol Ecol 65: 83-105

Sangil C. *et al. (*2011) Estuar Coast Shelf Sci 94: 322-333.

Tabla 1. ANOVA de 3 vías por permutaciones de la tasa de herbivoría, comparándola según la especie algal, el hábitat y las localidades dentro de cada hábitat [ns: no significativo; * p<0.05; ** p<0.01].

Fuente variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	p
Especie	6	47317	7886.1	8.52	**
Hábitat	1	3731.3	3731.3	1.14	ns
Localidad (Hàbitat)	2	6600.2	3300.1	6.81	**
Sp x Hàbitat	6	4508.3	751.38	0.81	ns
Sp x Loc (Hàbitat)	12	11181	931.79	1.92	*
Residual	479	232000	484.34		
Total	506	309090			

Tabla 2. Contrastes a posteriori para la interacción significativa "Especie x Localidad (Hábitat)". Se compara la tasa de herbivoría sobre cada especie algal en las distintas localidades estudiadas [ns: no significativo; * p<0.05; ** p<0.01].

Especie		Talavera		P. Espíndola		Salemera		Bajita	
		t	p	t	p	t	p	t	p
Lob vs.	Loph	1.76	ns	4.32	**	1.45	ns	2.49	*
	Gel	1.79	ns	1.85	ns	0.17	ns	1.21	ns
	Sty	1.68	ns	1.04	ns	1.43	ns	0.00	ns
	Cys	0.82	ns	2.65	*	0.16	ns	0.64	ns
	Asp	2.85	*	0.51	ns	0.35	ns	0.21	ns
	Hal	1.46	ns	1.27	ns	0.99	ns	2.49	*
Loph vs.	Gel	3.49	**	7.13	**	1.49	ns	3.01	**
	Sty	3.32	**	5.93	**	3.33	**	2.43	*
	Cys	2.39	*	8.63	**	1.75	ns	1.56	ns
	Asp	4.38	**	4.43	**	1.37	ns	2.33	*
	Hal	3.03	**	5.87	**	2.86	**	3.60	**
Gel vs.	Sty	0.00	ns	0.85	ns	2.24	*	1.10	ns
	Cys	0.69	ns	0.78	ns	0.39	ns	1.30	ns
	Asp	1.38	ns	1.11	ns	0.22	ns	0.59	ns
	Hal	0.11	ns	0.48	ns	1.59	ns	0.88	ns
Sty vs.	Cys	0.66	ns	1.66	ns	1.53	ns	0.62	ns
	Asp	1.14	ns	0.40	ns	2.85	*	0.20	ns
	Hal	0.10	ns	0.30	ns	1.07	ns	2.14	*
Cys vs.	Asp	1.61	ns	1.76	ns	0.62	ns	0.69	ns
	Hal	0.53	ns	1.20	ns	0.97	ns	1.86	ns
Asp vs.	Hal	1.13	ns	0.64	ns	2.06	ns	1.18	ns

Tabla 3. ANOVA de 3 vías por permutaciones de la tasa de herbivoría, comparándola según la especie algal, el hábitat y las localidades dentro de cada hábitat [ns: no significativo; * p<0.05; ** p<0.01].

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perm	P(MC)
Sp	6	1,65	0,275	1,711	0,106	386	0,117
Res	203	32,617	0,160				
Total	209	34,267					

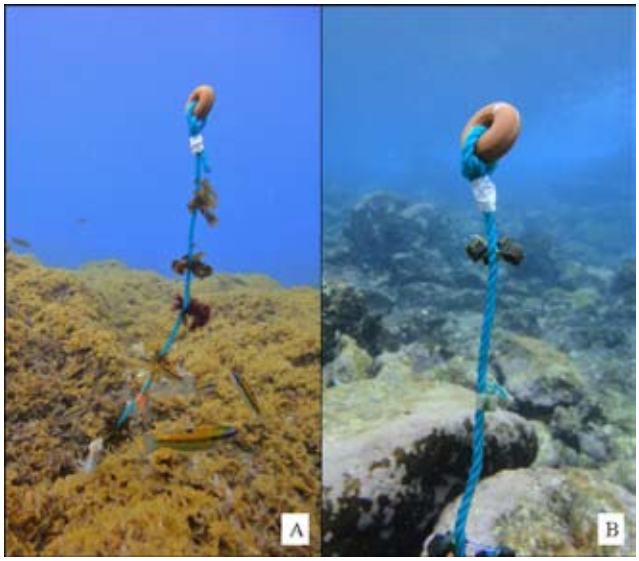


Figura 1. Unidades experimentales para valorar las tasas de consumo, empleando A) algas frescas y B) algas liofilizadas y pulverizadas en un preparado de agar.

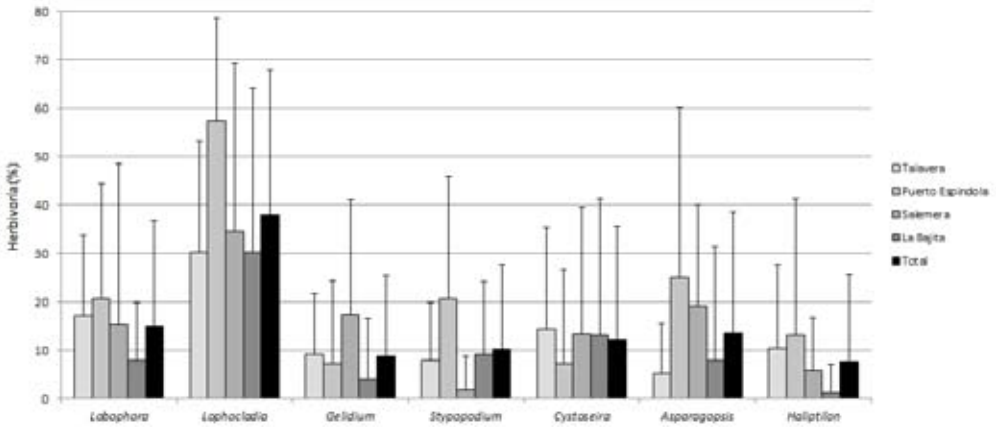


Figura 2. Tasa de herbivoría media (±DE) registrada sobre las distintas especies de algas estudiadas en cada una de las localidades de la isla de La Palma.

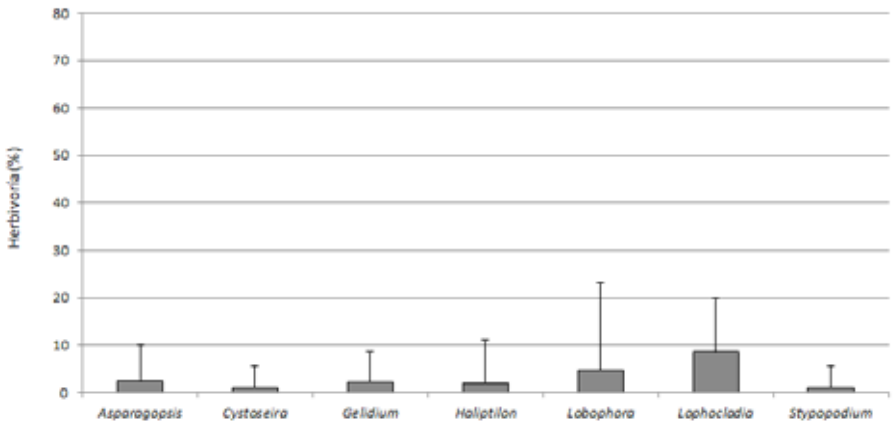


Figura 3. Tasa de herbivoría media (±DE) registrada en los experimentos donde se eliminó la estructura física de las algas, utilizando material liofilizado y pulverizado en un preparado de agar de siete especies algales diferentes

Feeding strategies of *Nezumia aequalis* (Günter, 1878) (Pisces: Macrouridae) in three deep-sea areas with different trophic pathways (southern Bay of Biscay)

Izaskun Preciado[a], Inmaculada Frutos[a], Lucía López-López[a], Vanesa Papiol[b], Joan Cartes[b], Francisco Sánchez[a], Alberto Serrano[a]

The diet of the macrourid *Nezumia aequalis* is described for three areas located in the southern Bay of Biscay and characterised by different environmental conditions: Le Danois Bank, Aviles Canyon, Galicia Bank. Both Le Danois Bank and Aviles Canyon (Cantabrian Sea) displayed rich deep-sea benthic communities (Sánchez et al., 2008), whereas Galicia Bank is characterised by oligotrophic waters and poor benthic communities. It is well known that suprabenthic peracarids and eucarids are typical prey resources for many demersal fishes (Cartes, 1998; Preciado et al 2009; López-López et al., 2011). The macrourid *Nezumia aequalis* is a typically benthic-feeder predator (Mauchline and Gordon, 1984; Madurell and Cartes, 2006) and significant changes in its diet will be expected in areas with different benthic assemblages. The aim of the present study was to determine the shifts in diet composition between the three areas studied in relation with prey availability and other environmental variables. A detailed taxonomic study of the most characteristic prey groups has been conducted in order to estimate the degree of predation on different benthic compartments.

A total of 111 specimens of *Nezumia aequalis* were measured (total length, cm), and stomach contents analysed within the ECOMARG and INDEMARES projects (LIFE + 07/NAT/E/000732). Quantitative diet estimation was obtained in the three study areas. In the present study the stomach content analysis was based on prey number and volume, as percentage abundance (%N, %V). Only stomachs with food have been taken into account. Prey were separated and identified to species level. Clustering methods were applied to analyse prey affinities between the three areas. SIMPER analysis was used to identify prey species that contribute most to the similarity of each group resulting from the hierarchical analysis.

Size distribution of *N. aequalis* in the three study areas is shown in Figure 1. Specimens of Galicia Bank were smaller than that found in Aviles Canyon, whereas in Le Danois Bank a bimodal distribution can be found. In Aviles Canyon and Le Danois Bank, at total of 68 and 66 prey taxa were found respectively (Table 1), whereas only 24 prey taxa were found in Galicia Bank. Also, the highest trophic diversity was found in Aviles Canyon. In Galicia Bank the main prey taxa were Copepoda Calanoidea and Ophiuroidea. However, in Aviles Canyon and Le Danois Bank, *N. aequalis* fed mainly on a great variety of suprabenthic prey such as amphipods, isopods and polychaetes.

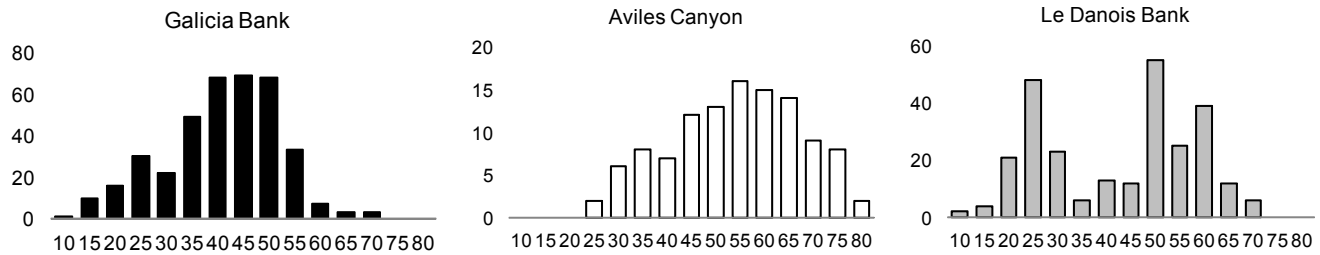


Figure 1. Size distribution of *N. aequalis* in the three study areas ($N_{GaliciaBank}$ = 379, N_{Aviles} = 112, $N_{Le\ Danois}$ = 266)

[a] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Santander. SPAIN (ipreciado@st.ieo.es)*
[b] *Institut de Ciències del Mar de Barcelona, CSIC. SPAIN*

Table 1. Summary of number of hauls, depth range (m), total number of stomachs with food, total number of prey taxa, mean species richness and mean trophic diversity (H'_n)

	Galicia Bank	Aviles Canyon	Le Danois Bank
Number of hauls	4	2	8
Depth range (m)	750-850	900-1000	600-1100
Stomachs with food	26	18	76
Total number of prey taxa	24	68	66
Mean species richness	10	48	20
Mean trophic diversity (H'n)	1.72	3.29	2.38

The cluster analysis of prey affinities between hauls depicted three main groups (Figure 2). One consisted of hauls belonging to Galicia Bank where *N. aequalis* fed on epibenthic fauna (i.e. Ophiuroidea, Polychaeta) according to the SIMPER analysis. The second one is made up of hauls carried out in Aviles Canyon and in Le Danois Bank. Prey characteristics of this group were Polychaeta, Mysidacea and the mysid *Parapseudomma calloplura*. The third group corresponded exclusively to Le Danois Bank hauls carried out in spring 2004. SIMPER analysis revealed that the amphipod *Ampelisca* sp., the polychaete *Laetmonice philicornis* and copepods Calanoidea contributed most to the similarity of this group. Abundance (mean prey number) and trophic diversity (mean H'_n) were significantly higher in Aviles Canyon ($p<001$) than in the other two areas (Figure 3).

Feeding habits of *N. aequalis* were significantly different in Galicia Bank due to different food availability. Also, specimens were smaller than the other two areas. It seems that both variables (size and diet) are somehow linked. These results show that feeding ecology of *N. aequalis* in Aviles canyon is highly influenced by the high prey availability of suprabenthic prey and we hypothesized that the presence of small-bodied specimens in Galicia Bank could partially be caused by the low food availability of suprabenthic assemblages.

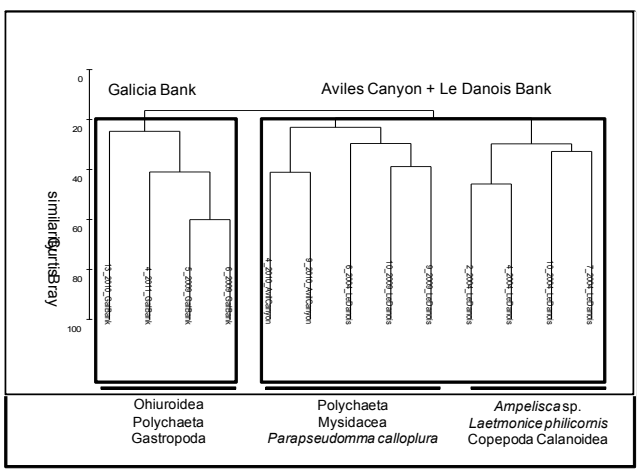


Figure 2. Dendrogram of prey affinities between hauls of the three study areas based on Bray-Curtis similarity of prey volume. Taxa below show species that contribute most to the similarity of each group according to the Simper analysis.

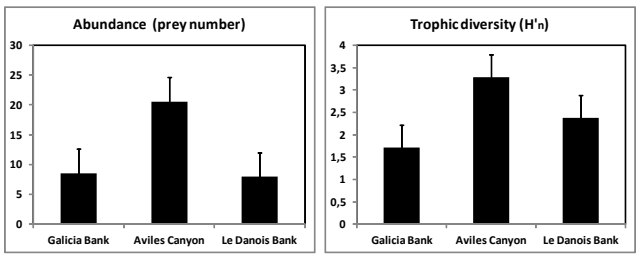


Figure 3. Differences in abundance (mean prey number) and trophic diversity (mean Shannon diversity, H'_n) between the three study areas.

References

Cartes, J. E. (1998). Dynamics of the bathyal benthic boundary layer in the northwestern Mediterranean: depth and temporal variations in macrofaunal-megafaunal communities and their possible connections within deep-sea trophic webs. *Progress in Oceanography* 41, 111–139.

López-López L, Preciado I., Velasco F., Olaso I., Gutiérrez-Zabala J.L. (2011) Resource partitioning amongst five coexisting species of gurnards (Scorpaeniforme:Triglidae): Role of trophic and habitat segregation. *Journal of Sea Research* 66: 58-68

Madurell T., Cartes, J.E. (2006) Trophic relationships and food consumption of slope dwelling macrourids from the bathyal Ionian Sea (eastern Mediterranean). *Marine Biology* 148, 1325-1338

Mauchline J., Gordon J.D.M. (1984) Diets and bathymetric distributions of the macrourid fish of the Rockall Trough, northeastern Atlantic Ocean. *Marine Biology.* 81, 107-121.

Preciado I., Cartes J., Serrano A., Velasco F., Olaso I., Sánchez F., Frutos I. (2009) Resource utilization by deep-sea sharks at the Le Danois Bank, Cantabrian Sea, north-east Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology* 75: 1331-1355

Sánchez F. et al. (2008) Habitat characteristics as determinant of the structure and spatial distribution of epibenthic and demersal communities of Le Danois Bank (Cantabrian Sea, N Spain). *Journal of Marine Systems* 72, 64-86

The migratory flow of the North East Atlantic Mackerel (*Scomber scombrus*) in the Cantabrian Sea

Punzón[a], A., Villamor[a], B., Gonzalez-Quiros[s], R., Abaunza[a], P. and G., Costas[c]

The Northeast Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*, L.1758) spawns over the edge of the continental shelf from the south of the Iberian Peninsula up to Scotland. The main spawning areas are to the west and south west of Ireland, the Celtic Sea slope and the Cantabrian Sea. In the first 6 years of this century there has been a one-month delay in the arrival of the mackerel spawning grounds in the Bay of Biscay. Mackerel in their reproductive migration runs from east to west along the Cantabrian shelf. It is unknown how this migration occurs, and as takes place back to the feeding grounds.

The annual start of the Spanish mackerel fishery in the Cantabrian Sea and north west is determined by this migration. The resource is exploited by a large number of fisheries, but the handline fishery is the most important, and makes over 50% of landings. This fleet has been used as sampler to identify the delay in the migration. Vessel Monitoring by Satellite (VMS) Data and landings by trip will be used to characterize the migration of mackerel, analyzing how it is produced, speed, and what oceanographic conditions when this takes place. Furthermore, information sampling size is to analyze how the migration flow occurs in the Cantabrian Sea.

[a] *Instituto Español de Oceanografía. CO SantanderPromontorio de San Martín SN. 39080 Santander. PO BOX 240 (antonio.punzon@st.ieo.es)*
[b] *Instituto Español de Oceanografía. CO Gijón. Avenida Príncipe de Asturias, 70 bis. 33212 Gijón*
[c] *Instituto Español de Oceanografía. CO Vigo Subida a Radio Faro, 50-52. 36390 Vigo*

Population structure of bottlenose dolphins in the Balearic Islands based on carbon and nitrogen stable isotope analysis

Carme Alomar[a] , Salud Deudero[a], Ariadna Tor[a], José María Brotons[b]

Stable isotopes were determined for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Balearic Islands, western Mediterranean, to study population structure. Several sampling sites were considered: Formentera, Andratx, Migjorn and Canal. Samples for isotopic determination were obtained from dolphin muscle tissues by means of remote biopsy. In this region of the Mediterranean, a genetic survey provided some evidence of population structuring amongst bottlenose dolphins (Natoli*et al.,* 2005). Carbon and nitrogen stable isotopes and organochlorine concentrations of stranded dolphin tissues have also been used to investigate population structures in the Iberian Peninsula (Catalonia and Valencia), Balearic Islands and Atlantic adjacent waters (Borrell *et al.,* 2005) but until now, no studies using only stable isotope analysis of biopsies have been conducted. Carbon and nitrogen stable isotopes have been used as tracers to examine trophic relationships and origins of prey in marine food webs. Nitrogen isotopic values can be used to quantitatively asses trophic level, while carbon isotopic values are generally applied to indicate relative contributions to the diet of different potential primary sources in a food web, giving evidence of inshore versus offshore food intake (Rau et al., 1992, Hobson et al., 1995, Smith et al 1996, Lepoint *et al.*,2000). A permutational analysis of variance (PERMANOVA) has been applied to study significant differences between bottlenose dolphins populations around the Balearic Islands. Results show differences amongst locations on carbon and nitrogen stable isotopic values amongst these populations. Individuals from the Canal site are the most enriched in nitrogen with mean values of 15,31 ± 0,62‰ while individuals from the Andratx site are the most depleted in nitrogen with mean values of 12,87 ± 0,30‰. For carbon isotopic values, individuals from the Migjorn site are the most enriched with mean values of -14,55 ± 0,32‰ and individuals from Andratx are the least enriched with mean values of -15,24 ± 0,32‰. It has been seen that isotopic analysis can be an efficient tool, complementary to other analytical techniques, to determine population dynamics of bottlenose dolphins.

[a]*Instituto Español de Oceanografía. Centre Oceanogràfic de les Balears. Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, Spain. (email:c.alomar@ba.ieo.es)*
[b]*Direcció General de Medi Rural i Marí. Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient i Territori.. C/ Foners 10, 07006 Palma de Mallorca, Spain.*

Exploring Common dolphin vocalisations in Irish waters: a preliminary study on noise compensation behaviour

Lídia Sarrà Alarcón[a], John Cunningham[b], Pauline Anne King[b]

Cetaceans use sound for navigation, prey detection and capture (Richardson *et al*., 1995; Aguilar de Soto *et al*., 2004), making it an essential tool. The emitted sounds are reflected by nearby objects, which gives them information about their surrounding environment (Richardson *et al*., 1995). However, over the past 50 years, man-made activities such as shipping have increased the level of background noise in the marine environment. Sound in water travels five times faster than in air (Berta *et al*., 2006) and it may be audible over much longer distances (Richardson *et al*., 1995). This makes marine species like cetaceans susceptible to the negative effects of man-made noise and therefore can cause behavioural or physical changes by blocking them from acquiring information acoustically (Richardson *et al*., 1995; Holt *et al*., 2009; Jensen *et al*., 2009). Noise is now defined as a pollutant under the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) EU Directive 2008/56/EC.

The objective of this study was to analyse the sounds produced by short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) from two areas off the South of Ireland with different degrees (intensities) of vessel traffic.

The short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) is a small cetacean species that is considered to be of high abundance with a worldwide distribution (Oswald *et al*., 2003; Santos *et al*., 2004; Neumann & Orams, 2005). It reaches lengths of <2,15m and weight up to 200kg (Dailey & Browell, 1972; Scullion, 2004; Bush, 2006).

The recordings were carried out during daylight hours (between noon and 4pm) in two areas: off Galley Head in Cork (A) and off the Blasket Islands in Kerry (B), (Fig. 1). Three different surveys were conducted in each area and two hydrophones were used due to their high sensitivity, low noise and flat frequency response over a wide frequency range. The Cork files were recorded using a Cetacean Research C54XRS, while the Blasket files were recorded using a Reson TC4032. The recordings were done randomly and therefore no visual observations are available. Also, the number of individuals as well as their distance from the boat is unknown.

[a]*Research Group Biologia Animal-Ictiologia, University of Girona, Spain. (u1903397@campus.udg.edu).*
[b]*Marine and Freshwater Research Centre (MFRC), Galway-Mayo Institute of Technology (GMIT), Galway, Ireland.*

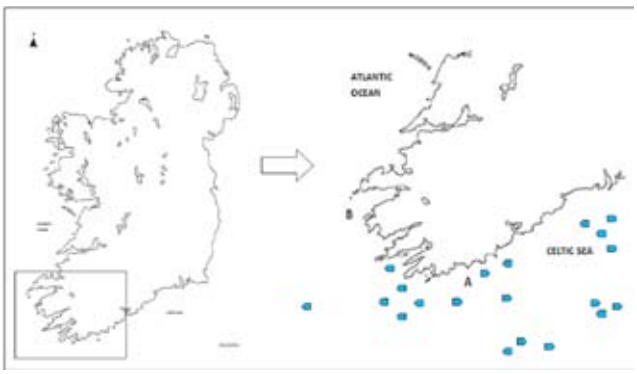


Figure 1. Map of the survey areas; Cork (**A**) and Blasket (**B**), (modified from www.wikipedia.org). The blue marks ( ) represent the vessels that can be found in the area (information extracted from www.marinetraffic.com).

The files were analysed using a combination of two programmes, Adobe Audition version 1.5 (Adobe Systems Incorporated) and MATLAB version 7.4 (R2007a), (The MathWorks, Inc.). Dolphins produce a large variety of whistle-like sounds. Whistles are narrowband tonal calls, frequency modulated signals used for communication (Aguilar de Soto *et al*., 2004; Hildebrand, 2007; Rankin *et al*., 2008). Their frequencies oscillate between 2 and 30 kHz (Hildebrand, 2007; Rankin *et al*., 2008) and their duration is up to a few seconds (Ansmann *et al*., 2007).

The recordings were run through Adobe Audition and only clear whistles were extracted and then imported into MATLAB where spectrograms for each whistle were created. According to Oswald *et al*. (2003), clear whistles are those which can be easily detected aurally and by visual inspection of the spectrogram. From the spectrograms five variables were obtained for each whistle: (1) duration (s), (2) start frequency (Hz), (3) end frequency (Hz), (4) minimum frequency (Hz), (5) maximum frequency (Hz). A Wilcoxon Rank Sum test was conducted on the data.

A total of 1,26 hours of recordings were collected off Galley Head in Cork and it was possible to extract and analyse 282 clear whistles; whereas off the Blasket Islands a total of 0,73 hours of recordings were collected and 80 clear whistles were visually detected and extracted for analysis. For each location, the range, mean and standard deviation for the different parameters were calculated.

We have observed (Table 1) that the minimum values for the frequency parameters were approximately equal; but the

maximum values for the same parameters in the recordings from Cork (A) were considerably higher (even though the standard deviation values are very high). While being aware of the limitations of these preliminary findings (limited number of recordings and limited data on vessel activity off the Irish coast), results indicate that some external factors are forcing dolphins to increase the volume or frequency of their sounds in order to be able to communicate.

Table 1	CORK (A)				BLASKET ISLANDS (B)			
	Min	Max	Mean	Std. Dev.	Min	Max	Mean	Std. Dev.
Duration (s)	0.089	**2.007**	0.857	0.274	0.3964	1.6484	0.9126	0.2531
Start Freq (Hz)	4500	**27800**	13437.589	4400.553	6000	22000	12975	4459.225
End Freq (Hz)	4550	**20800**	11004.61	3710.895	4500	20000	11610	4210.072
Min Freq (Hz)	4500	**18800**	8667.553	1871.553	4500	15400	8523.75	1972.067
Max Freq (Hz)	8200	**27800**	17025.71	2900.252	11300	22000	16499.38	2878.604

Various authors have reported changes in the frequency content or source level of the sounds for some species, even birds, in order to decrease the masking effect of anthropogenic noise (Holt *et al*., 2009; Jensen *et al*., 2009). A study on killer whales conducted by Holt *et al*., (2009) showed that killer whales adjust their vocal behaviour (signal amplitude, duration, repetition rate and frequency) to compensate for background noise.

In conclusion, the effect of vessel noise on long-lived marine species like cetaceans is something that needs to be looked into further in order to identify the impact on these species. In the future, more studies should be carried out with the objective to try to find solutions that minimize noise in the marine environment. To this end, Galway-Mayo Institute of Technology (GMIT), Ireland are currently undertaking research to assess and monitor ocean noise in Irish Waters (EU/STRIVE program).

References

Aguilar de Soto, N., Rogan, E., Ó Cadhla, O., Gordon, J.C.D., Mackey, M. & Connolly, N. (2004). Report Rockall Studies Group (RSG) projects 98/6 and 00/13, 99/38. 51pp. (http://www.ucc.ie/research/crc/publications/reports/Vol3_Cetacean_acoustics_Final.pdf)

Ansmann, I.C. (2005). MSc Marine Mammal Science. University of Wales, Bangor, UK. (http://www.seawatchfoundation.org.uk/docs/Ina%20Ansmann%20thesis.pdf).

Berta, A., Sumich, J.L. and Kovacs, K.M. (2006). Marine Mammals: Evolutionary Biology. Elsevier Inc. San Diego, California, USA. pp 547.

Bush, N. (2006). MSc Marine Mammal Science. University of Wales, Bangor, UK. (http://www.seawatchfoundation.org.uk/docs/Natalie%20Bush%20thesis.pdf)

Dailey, M.D. & Browell Jr., R. (1972). Mammals of the Sea: Biology and Medicine (S.H. Ridgway, ed.). Charles C. Thomas Publisher, Florida, EUA, p. 529-589.

Hildebrand, J. (2007). Naval Postgraduate School, University of California. Monterey, California. (http://edocs.nps.edu/npspubs/scholarly/TR/2008/NPS-OC-08-002.pdf) Holt, M.M., Noren, D.P, Veirs, V., Emmons, C.K., Veirs, S. (2009). *J. Acoust. Soc. Am*. 125:EL27–EL32.

Jensen, F.H., Bejder, L., Wahlberg, M., Aguilar Soto, N, Johnson, M. Madsen, P.T. (2009). *Mar Ecol Prog Ser*. Vol. 395: 161–175.

Neumann, D.R. & Orams, M.B. (2005). *Science for Conservation* 254. New Zealand Department of Conservation.

Oswald, J.N., Barlow, J. and Norris, T.F. (2003). *Marine Mammal Science*, 19(1): 20–37.

Rankin, S., Oswald, J.N. and Barlow, J. (2008). *Canadian Acoustics* vol. 36 N. 1: 88-92. Richardson, W.J., Greene, C.R. Jr, Malme, C.I. and Thomson, D.H. (1995). *Marine mammals and noise*. Academic Press. San Diego, California, USA. pp. 576.

Santos, M.B., Pierce, G.J., López, A., Martínez, J.A., Fernández, M.T., Ieno, E., Mente, E., Porteiro, C., Carrera, P. and Meixide, M. (2004). ICES CM 2004/THEME SESSION Q:09 (http://www.ices.dk/products/CMdocs/2004/Q/Q0904.pdf)

Scullion, A. (2004). MSc Marine Mammal Science. University of Wales, Bangor. UK (http://www.seawatchfoundation.org.uk/docs/Andrew%20Scullion%20thesis.pdf)

Weilgart, L.S. (2007). *Can. J. Zool*. 85: 1091–1116.

¡No te comas la cabeza!... la importancia de preservar las grasas acústicas para un delfín común (*Delphinus delphis)* en estado de inanición

Jacobo Marrero Pérez[a], Nieves G. Acosta[b], Marta Moral Cendón[a], Sara Rodríguez Ramallo[a], Covadonga Rodríguezb, Natacha Aguilar de Soto[a]

Introducción

las buenas condiciones de transmisión de las ondas acústicas en el medio marino favorece el uso de señales sonoras en los cetáceos del suborden Odontoceti (cetáceos con dientes), que utilizan tanto para la comunicación, como para la navegación y detección de presas a través de la ecolocalización (Richardson, 1995). Los odontocetos producen sonidos gracias a un sistema neumático compuesto por un complejo sistema de sacos nasales, que funcionan como reservorios de aire para la producción acústica en condiciones de apnea. Los sonidos son producidos cuando un pequeño volumen de aire presurizado se mueve desde los sacos nasofrontales hasta los vestibulares, pasando por una estructura denominada "labios fónicos" (Ridgway & Carder, 1988). El paso de aire por los labios fónicos, en forma de micro-burbujas, produce la vibración de los mismos, de forma análoga a como lo hacen nuestras cuerdas vocales (Cranford, 1992). Estas vibraciones se acoplan a los tejidos grasos del melón (en el caso de los delfínidos), con una impedancia acústica similar a la del agua marina, lo que favorece la transmisión del sonido al medio. En el caso de los chasquidos de ecolocalización los sonidos salen del melón en forma de haz sonoro con una alta direccionalidad (Au, *op. cit.*). En cuanto a la recepción del sonido, los cetáceos han perdido la pinna auditiva y su meato acústico está taponado por tejido conjuntivo (Norris, 1968; Varanasi & Malins, 1971, 1972; Varanasi *et al*., 1975; Norris & Harvey, 1974). Todas las evidencias apuntan a que los sonidos son recibidos vía un adelgazamiento en la zona posterior de la mandíbula inferior, la "ventana acústica", y desde ahí son transmitidos por un canal de grasa intra-mandibular hasta el complejo timpanoperiótico, que contiene el oído medio e interno. En este trabajo se analiza la composición en clases lipídicas y de ácidos grasos de los tejidos adiposos del melón y de la mandíbula inferior de un delfín común adulto varado en estado de inanición. Se discuten los resultados en base a la proporción de los componentes de las grasas acústicas y de aislamiento, destacándose la importancia que tiene para los cetáceos el preservar el sistema de emisión y recepción acústica incluso en situaciones de emergencia.

[a] *Grupo de investigación BIOECOMAC. Universidad de La Laguna. Departamento de Biología Animal. (U.D.I. Ciencias Marinas), Universidad de La Laguna, La Laguna, 38206, Tenerife.*
[b] *Grupo de investigación de nutrición en acuicultura. Departamento de Biología animal, Universidad de La Laguna.*
E.mail: orcinusjacobo@hotmail.com

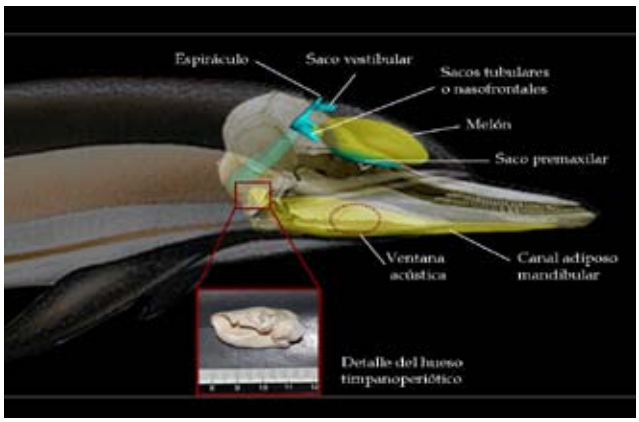


Figura 1. Esquema que muestra las estructuras anatómicas principales asociadas a la emisión y recepción acústica en el delfín común.

Material y métodos

Se tomaron muestras de tejido graso de un macho adulto de delfín común que apareció varado en los Gigantes (sur de Tenerife, Islas Canarias) el 30 de Abril de 2006 en estado fresco, de tres zonas diferentes: i) zona interna (central) del melón, ii) zona externa del melón y iii) grasa intramandibular. No se pudieron extraer muestras de grasa subcutánea, ya que el animal no presentaba rastros de esta capa, probablemente debido a su metabolización durante un periodo prolongado de inanición, ya que el tracto digestivo se encontraba lleno de restos plásticos. Las muestras fueron transportadas en frío y conservadas a -80ºC hasta su análisis. Se realizaron análisis de caracterización de clases lipídicas y de composición de ácidos grasos.

La extracción de lípidos se realizó siguiendo el método descrito por Folch *et al*. (1957). Esta técnica se basa en la utilización de una mezcla de cloroformo-metanol sobre el tejido previamente descongelado y pesado. Para la determinación de las diferentes clases lipídicas se utilizó la cromatografía en placa fina de alta resolución (HPLC), utilizando dos mezclas de solventes: una que arrastra los lípidos polares y otra que arrastra los neutros. Posteriormente se procedió a su tinción con ácido cúprico, combustión a 160 ºC, y lectura en un densitómetro. La interpretación de los resultados se realizó en base a un patrón de clases lipídicas determinado en huevas de bacalao.

Para la determinación de la composición en ácidos grasos se procedió a la extracción de los lípidos con una mezcla de cloroformo/metanol (2:1 v/v) que contenía hidroxitolueno butilado (BHT) como antioxidante (Christie 1982). Se evaporó el solvente orgánico

bajo una atmósfera de nitrógeno y se sometieron los lípidos a una transmetilación por catálisis ácida durante 16 horas a 50 ºC usando tolueno y ácido sulfúrico al 1% en metanol. Se Obtuvieron así ésteres metílicos de los ácidos grasos (FAME, fatty acid methyl esters), que fueron purificados por cromatografía en capa fina (TLC, thin layer chromatography). Finalmente estos ácidos grasos metilados fueron redisueltos en hexano, para ser separados y cuantificados posteriormente por cromatografía de gases.



Figura 2. A) Corte de la zona del melón, donde se muestran las dos zonas del melón de donde se tomaron las muestras. B) Delfín común varado del que proceden las muestras.

Resultados y discusión

las proporciones de clases lipídicas muestran grandes similitudes entre la grasa interna del melón y la grasa mandibular (Figura 3), ambas implicadas directamente en la transmisión del sonido desde y hasta el sistema acústico del animal. En estos tipos de grasa dominan las ceras y el colesterol, normalmente asociados a una función estructural en las grasas, y que además se caracterizan por una baja temperatura de fusión. En contraste, la grasa externa del melón presenta altos valores de triglicéridos y diglicéridos, normalmente asociados a funciones de reservorio energético. A nivel de los ácidos grasos también se observan similitudes entre los dos tejidos con funciones acústicas frente a la grasa externa del melón (Figura 4). La longitud de las cadenas, el grado de insaturación y la configuración de las moléculas de ácidos grasos tienen efectos determinantes en la velocidad del sonido (Malins & Varanasi 1975), por lo que la diferencia en las proporciones de ácidos grasos entre las grasas internas del melón y de la mandíbula, con respecto a la grasa externa del melón, es consistente con una función acústica común en las dos primeras, y una función distinta de la capa de grasa externa del melón.

La grasa externa del melón realiza, en principio, una función equivalente a la capa grasa hipodérmica que rodea casi todo el cuerpo de los cetáceos. Esta capa juega una importante función en la termorregulación, de modo que la parte más externa no es normalmente movilizada con una función energética (Koopman, 1996). Es destacable que el delfín estudiado se encontraba completamente emaciado, habiendo consumido el panículo adiposo de aislamiento en todo el cuerpo excepto en la zona del melón. Se observa en la Figura 1 que esta capa de grasa externa del melón aún mantiene un grosor normal. Esto puede deberse a la importancia del aislamiento del sistema acústico de ecolocalización, del que dependen los delfínidos para su alimentación. La grasa interna del melón ha de mantener una impedancia acústica similar a la del agua, y para ello carece de tejido conjuntivo, por lo que necesita para mantener su estructura una alta composición de colesterol y ceras. La consistencia gelatinosa de la zona interna del melón se mantiene también por estar rodeada de tejidos conjuntivos y musculares muy irrigados, pero debe requerir de la capa aislante termorreguladora. Así se observa que el delfín, incluso en una situación de inanición prolongada, no ha consumido ni las grasas acústicas ni la de aislamiento, necesarias para el funcionamiento adecuado de las mismas.

Agradecimientos

Este trabajo se ha desarrollado gracias a la red de varamientos de cetáceos Canarias realizada de forma conjunta entre la Dirección General del Medio Natural del Gobierno de Canarias, la Facultad de Veterinaria de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, SECAC y Canarias Conservación. Un especial agradecimiento al presidente de esta última don Manuel L. Carrillo Pérez, por facilitar el acceso a las muestras analizadas y por los conocimientos transmitidos.

Bibliografía

Au, W. W. L. (1993). The Sonar of Dolphins. New York: Springer Verlag. 277 pp.

Crandford, T.W. (1992). Funtional morphology of the Odontocete forehead: implications for sound generation. PhD Thesis, University of California at Santa Cruz, Santa Cruz, CA.

Koopman, H.N., Iverson, S.J. & Gaskin, D.E. (1996). Stratification and age-related differences in blubber fatty acids of the male harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). *J. Comp. Physiol. B* 165(8):628-39.

Malins, D. C. & Varanasi, U. (1975). Cetacean biosonar part II: The biochemistry of lipids in acoustic tissues. In biochemical and biophysical perspectives in marine biology (eds. D.C. Malins & J. R. Sargent) Vol. 2, pp. 237-90. Academic press, London.

Norris, K.S. (1968b). The echolocation of marine mammals. In:H.T. Andersen, ed., *The biology of marine mammals*. New York: Academic Press, pp. 391-423.

Norris, K.S. & Harvey, G.W. (1974). Sound transmission in the porpoise

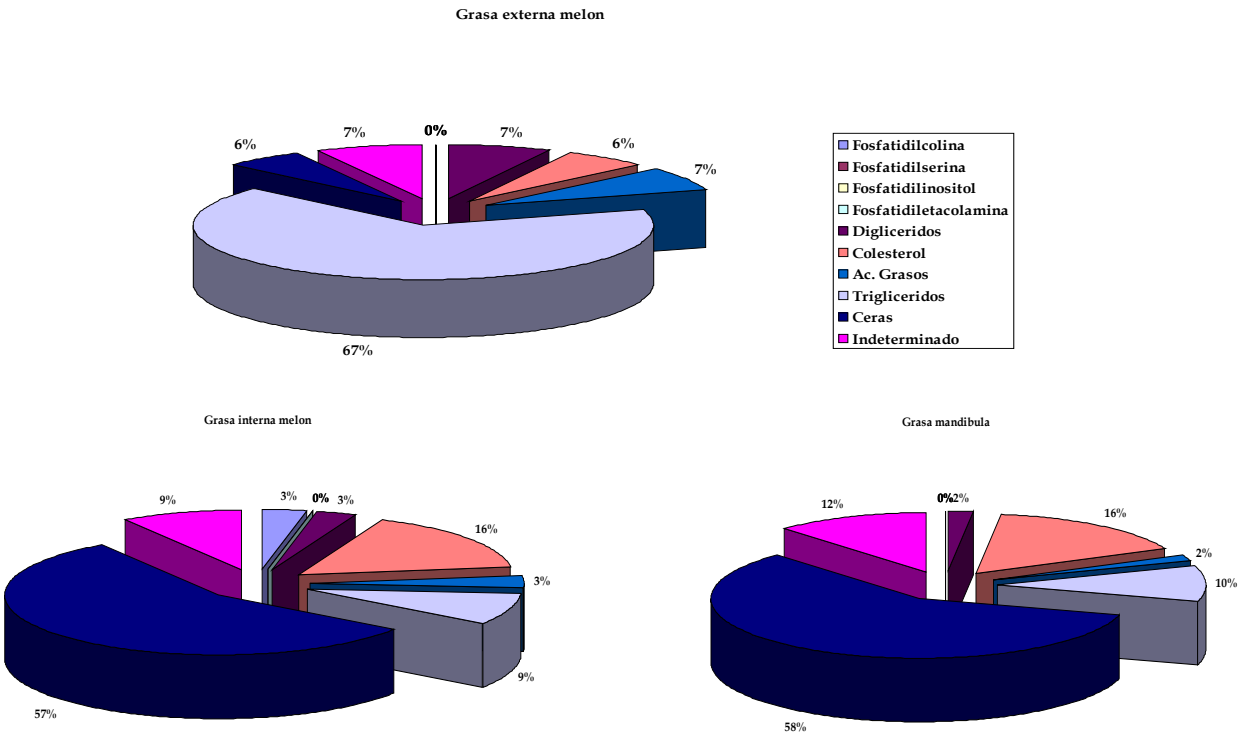


Figura 3. Diagramas de sectores que muestran las proporciones relativas en tipos lipídicos de los distintos tejidos analizados. Se puede observar que existen grandes similitudes estructurales a nivel de tipos de grasas en los tejidos con funciones acústicas (grasa melón interno y grasa mandibular). La grasa externa del melón por el contrario se diferencia claramente de estas y su alto porcentaje en triglicéridos apunta a una función parcial como reservorio de energía.

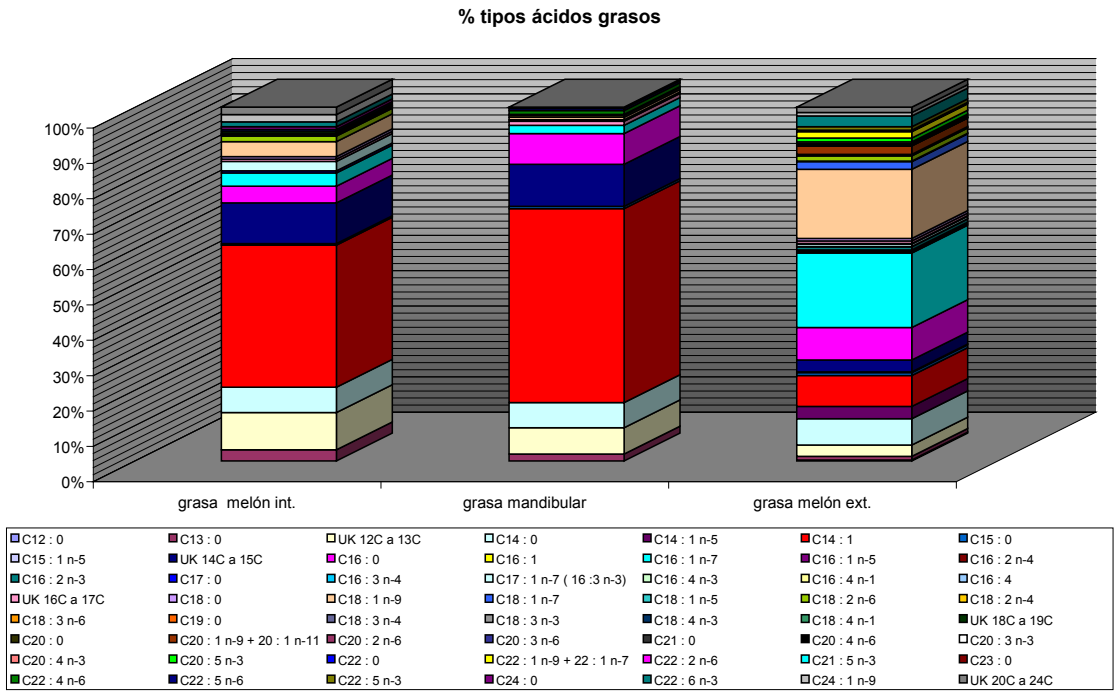


Figura 4. Diagramas de barras mostrando las proporciones relativas en ácidos grasos de los distintos tejidos analizados. Se puede observar que existen grandes similitudes estructurales a nivel de ácidos grasos en los tejidos con funciones acústicas (grasa melón interno y grasa intramandibular). La grasa externa del melón por el contrario se diferencia claramente de estas

head. *J. Acoust. Soc. Am.* 56: 659-664.
Richardson, W. J.; Greene, JR.; Malme C. I. & Thomson D. H. (1995). *Marine mammals and noise*. Academic Press, Inc., San Diego.
Ridgway, S.H., & Carder, D.A. (1988). Nasal pressure and sound production in an echolocating white whale, *Delphinapterus leucas*. In: P.E. Nachtigall and P.W. B. Moore, eds., *Animal sonar: processes and performances*. New York: plenum Press, pp. 53-60.
Varanasi, U., & Malin, D.C. (1971). Unique lipids of the porpoise (*Tursiops gilli*): differences in triacylglycerols and wax ester of acoustic (mandibular canal and melon) and blubber tissues. *Biochem. Biophys*. Acta 231: 415-418.
Varanasi, U., & Malin, D.C. (1972). Triacylglycerols characteristics of porpoiseacoustictissues:molecularstructureofdiisovaleroylglycerides. *Science* 176: 926-928.

Ecological niche segregation among the North West Iberian Peninsula toothed whale species as evidenced using ecological tracers

Paula Méndez-Fernandez[a,b,c*], Graham J. Pierce[d], Paco Bustamante[a], Tiphaine Chouvelon[a], Marisa Ferreira[c], Angel González[e], Alfredo López[b] , Fiona Read[c], M. Begoña Santos[f], Jérôme Spitz[a], José Vingada[c,g], Florence Caurant[a]

The waters off the Northwest Iberian Peninsula (NWIP) are characterized by high marine biodiversity and productivity, supported by the nutrients made available by seasonal upwelling, and a relatively narrow (20-35 km wide) shelf. Sixteen species of cetaceans have been recorded in this very restricted area; hence, we hypothesise that niche partitioning allows their coexistence. Thus, this study aims to assess niche segregation among the five main toothed whales inhabiting this area: the common dolphin (*Delphinus delphis*), the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*), the striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and the long-finned pilot whale (*Globicephala melas*). We used cadmium (Cd) and stable isotopes ($\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$) as ecological tracers to assess degree of segregation in diet/trohpic level and in foraging habitat, over various time-scales. Cd in the liver and kidneys and stable isotopes in teeth provide information over a time-scale of several years, while stable isotopes in muscle provide information over a time-scale of several months. Carbon isotopes values highlighted different habitat and Cd results highlighted different feeding between oceanic and neritic species. Moreover, nitrogen stable isotope values suggest different trophic levels and/or foraging habitat within each species. Thus the results reveal long-term segregation among the five toothed whales that coexist in the NWIP. In addition, our results demonstrate the ability and simplicity of ecological tracers to discriminate ecological niches among closely related species in a common restricted range.

[a]*Littoral Environnement et Sociétés (LIENSs), UMR 7266 CNRS-ULR, 2 rue Olympe de Gouges 17042 La Rochelle Cedex 01, France (paula.mendez_fernandez@univ-lr.fr)*
[b]*Coordinadora para o Estudo dos Mamiferos Mariños (CEMMA), Apdo. 15, Pontevedra, 36380, Spain*
[c]*Centro de Biologia Molecular e Ambiental (CBMA)/Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem (SPVS), Dep. de Biologia, Universidade do Minho, Campus de Gualtar, Braga, 4710-057, Portugal*
[d]*Oceanlab, University of Aberdeen Main Street, Newburgh, Aberdeenshire, AB41 6AA, UK*
[e]*Instituto de Investigaciones Marinas (C.S.I.C), Eduardo Cabello 6, 36208, Vigo, Spain*
[f]*Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Vigo, Apdo. 1552, E-36280 Vigo, Spain*
[g]*Centre for Environmental and Marine Studies (CESAM), Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal*

Using multitable techniques for assessing the temporal and spatial variability of zooplankton data in a marine protected area

Susana Mendes[a], Sónia Cotrim Marques[b], Ulisses Miranda Azeiteiro[c], Mª José Fernández- Gómez[d], Mª Purificación Galindo-Villardón[e], Paulo Maranhão[f] and Sérgio Miguel Leandro[g]

In a recent ecological study of the Berlengas Natural Reserve (Portugal), a Portuguese marine protected area, (Fig. 1), Mendes et al (2011) presented the Partial Triadic Analysis (PTA) (Thioulouse and Chessel 1987; Kroonenberg 1989; Blanc et al. 1998), following the procedure described in Jaffrenou (1978). The data (originally in (Mendes et al. 2011) consist in densities of zooplankton species at 6 stations, located along a transect perpendicular to the coastline (between the Peniche coast and Berlenga islands) from February 2006 to February 2007. In their discussion of the uses and aims of PTA, it is stated that there are two possibilities for treating these data: either as a chronological series of matrices [stations x densities] (one matrix for each sampled month); or as a series of matrices [months x densities] (one matrix for each station). The authors indicated that (1) different results will be obtained according to the point of view taken, and (2) the choice between the two possibilities is strictly one of the aim of the study.

The aim of this study is to show that the data can be analyzed in such a way that both perspectives can be treated simultaneously, and in fact one can even include a third perspective by considering the data: as a series of matrices [months x stations]. This point of view would concentrate on the spatial-temporal relations for each variable. To achieve this objective, the Mendes et al (2011) study is here revisited in order to use the Tucker3 model (Tucker 1966).

The comparison of the two methods is done on the same tridimensional matrix (species, dates and sites) comprising 50 columns and 72 rows. These data offered the possibility to study the three-dimensional array in two ways (Fig. 2): (A) the spatial variability of the zooplankton community and its dynamics in time (data were organized as a series of tables for each date, where each column corresponded to the species density and each row corresponded to a sample) and (B) the dynamic trajectories of the zooplankton community per site (data were considered as a series of tables for each site, where each column corresponded to the species density and each row corresponded to a sample).

The results will be explored from a rather practical point of view, on their respective graphical outputs and on their global properties. Additionally, advantages and disadvantages of the two methods in addressing the problem of analyzing series of tables are presented. Hence, some differences between the results of PTA and the Tucker3 model can be expected due to the different objectives of the methods. Tucker3 model is a decomposition model, which fit the original data as well as possible. It allows easier visualization of the data structure highlighting each source of variability, in particular capturing species assemblages' distribution which is common in ecological studies. Moreover it provides a better insight into data structure, since it take into account the three-dimensional structure of the data. Besides Tucker3 model reduce the noise, and shows which of the original variables are correlated and which of them are the most significant for a certain (environmental) problem description. On the other hand, PTA reveals proximities (or similarities) among the successive data tables (arranged according to different scales, time vs. space) by defining a consensus configuration. Nevertheless, both methods provided interpretable results and proved to be useful for investigating biotic structures and detecting different patterns in the temporal development and spatial distribution of zooplankton communities of the Berlengas Natural Reserve.

Also, this study demonstrated that more complex methods can lead to more compact presentations of patterns in data and improve the knowledge of the dynamics of species assemblages.

[a]*School of Tourism and Maritime Technology, Marine Resources Research Group, Polytechnic Institute of Leiria, 2520-641 Peniche, Portugal and CEF - Centre for Functional Ecology, Department of Life Sciences, University of Coimbra, Box 3046, 3001-401 Coimbra, Portugal (susana.mendes@ipleiria.pt)*
[b]*CEF - Centre for Functional Ecology, Department of Life Sciences, University of Coimbra, Box 3046, 3001-401 Coimbra, Portugal (scotrim@ci.uc.pt)*
[c]*University Aberta, Department of Science and Technology, 4200-055 Porto, Portugal and CEF - Centre for Functional Ecology, Department of Life Sciences, University of Coimbra, Box 3046, 3001-401 Coimbra, Portugal. (ulisses@uab.pt)*
[d]*University of Salamanca, Department of Statistics, 37007 Salamanca, Spain (mjfg@usal.es)*
[e]*University of Salamanca, Department of Statistics, 37007 Salamanca, Spain (pgalindo@usal.es)*
[f]*School of Tourism and Maritime Technology, Marine Resources Research Group, Polytechnic Institute of Leiria, 2520-641 Peniche, Portugal and CEF - Centre for Functional Ecology, Department of Life Sciences, University of Coimbra, Box 3046, 3001-401 Coimbra, Portugal (pmaranhao@ipleiria.pt)*
[g]*School of Tourism and Maritime Technology, Marine Resources Research Group, Polytechnic Institute of Leiria, 2520-641 Peniche, Portugal (sleandro@ipleiria.pt)*

References

Thioulouse J, Chessel D. 1987. Les analyses multitableaux en écologie factorielle. I. De la typologie d'état à la typologie de fonctionnement par l'analyse triadique. Acta Oecologica, Oecologia Generalis 8(4): 463-480.

Kroonenberg PM. 1989. The analysis of multiple tables in factorial ecology. III. Three-mode principal component analysis: ''analyse triadique complète''. Acta Oecologica, Oecologia Generalis 10(3): 245–256.

L, Chessel D, Dolédec S. 1998. Etude de la stabilité temporelle des structures spatiales par analyses d'une série de tableaux faunistiques totalement appariés. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 348(1): 1-21.

Jaffrenou PA. 1978. Sur l'analyse des familles finies de variables vectorielles. Bases algébriques et application à la description statistique [Thèse de 3° cycle]. Montpellier: Sciences et Technique du Languedoc, Montpellier-II.

Mendes S, Marques SC, Azeiteiro UM, Fernández-Goméz MJ, Galindo-Villardón MP, Maranhão P, et al. 2011. Zooplankton distribution in a Marine Protected Area: the Berlengas Natural Reserve (Western coast of Portugal). Fresenius Environmental Bulletin 20: 496-505.

Tucker LR. 1966. Some mathematical notes on 3-mode factor analysis. Psychometrika 31: 279–311.

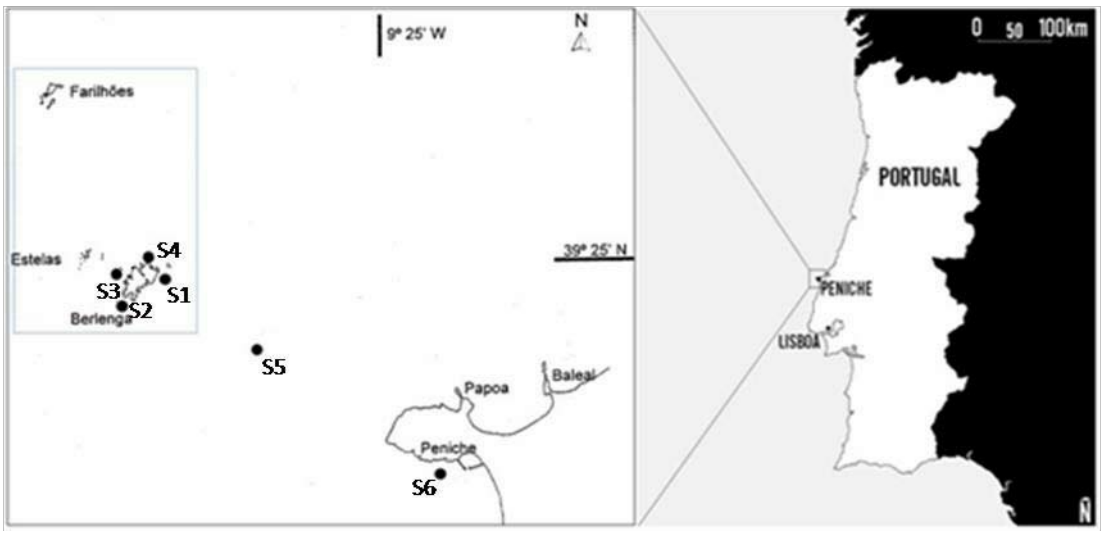


Figure 1. Map of the Berlengas Archipelago and the location of the 6 sampling sites. The rectangle represents the marine protected area

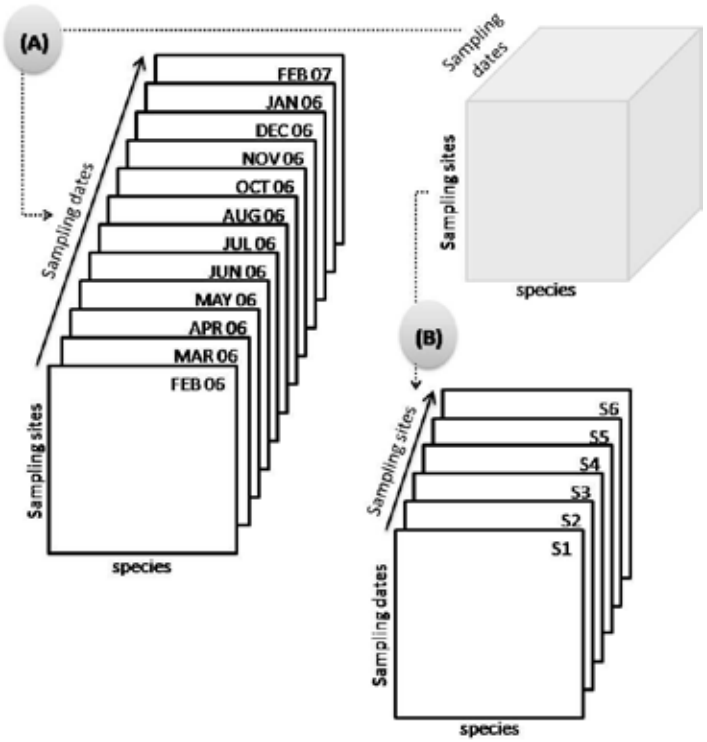


Figure 2. Tridimensional table of data (dates, sites, zooplankton density) used in the PTA and Tucker3 methods. Way (A) – Identification of a spatial structure (first mode) common to the 12 dates (third mode) and study of the temporal permanence. Way (B) – Identification of a temporal structure (first mode) common to the 6 sites (third mode) and study of the spatial permanence.

A reassessment of Fucacean communities next to a cancelled waste in the Northwest of Spain. Effects of the improvement of the environmental protection technology

Raquel Carmona*, F.Xavier Niell, Miriam Ruiz and Raquel Sánchez de Pedro

The distribution of fucaceans is characteristic and well known in the Atlantic coasts of Western Europe. In 1976, biomass losses and the disruption in the zonation of fucaceans around a waste point of a pulp-mill factory situated in the Ria of Pontevedra (NW Spain) were published. After several efforts to improve the technological facilities to avoid environmental damages, the degree of recovery of those fucacean communities of the intertidal ecosystem after 12 years of waste management has been assessed.

**Department of Ecology. Faculty of Sciences. Campus de Teatinos. University of Málaga. 29071 Málaga, Spain*

Evolución de las praderas de *Posidonia oceanica* en la Comunidad Valenciana entre 2001 y 2011

Juan Eduardo Guillén,[a] José Luís Sánchez Lizaso[b], Santiago Jiménez[a], Joaquín Martínez[a], Ana Codina[a], Mercedes Montero[a], Alejandro Triviño[a], Gabriel Soler[a] & José Jacabo Zubcoff[b]

Este estudio se ha llevado a cabo gracias a la Red de Control de las Praderas de *Posidonia oceanica* en la Comunidad Valenciana, mediante la colaboración de voluntarios y bajo la organización y dirección del Instituto de Ecología Litoral. Se han estudiado 24 estaciones distribuidas en 12 localidades, en el período comprendido entre 2001 y 2011, con al menos una periodicidad de 5 muestreos anuales, en las que se obtuvieron descriptores del estado de conservación de la pradera.

La información adquirida en este programa permite efectuar comparaciones temporales y evaluar las tendencias en el estado de conservación de las praderas. Los resultados sirven para identificar aquellas estaciones que se alejan de los resultados óptimos o esperados, y analizar si estas desviaciones son debidas a causas naturales (zonas rocosas, desembocaduras de cauces, zonas con un fuerte hidrodinamismo), o a efectos de origen antrópico (contaminación, efectos de los anclajes, etc.).

Las comparaciones espaciales indican que en las estaciones situadas en la costa alicantina las praderas se encuentran, por lo general, mejor conservadas mientras que en la zona del Golfo de Valencia los valores de densidad y cobertura son bajos en todas las estaciones exceptuando la estación de Oropesa.

En general se observa una estabilidad en la mayor parte de las praderas lo que indica que no existe un fenómeno de regresión generalizado en las praderas de *Posidonia oceanica* de la costa valenciana y solo existe una regresión en el periodo considerado en la algunas estaciones como la del Cabo de Huertas, probablemente debido a la influencia de la ciudad de Alicante.

[a] *Instituto de Ecología Litoral. C/ Jacinto Benavente, 21. El Campello. 03560. Alicante, España. (j.guillen@ecologialitoral.com).*
[b] *Departamento de Ciencias Marinas y Biología aplicada. Edificio Ciencias V. Universidad de Alicante, POB, 99, E-03080, Alicante, España.*

Impact of divers on benthic communities: a tool to establish the carrying capacity at Medes Islands

Jordi Sanchez[a], Àlex Bartolí[a], Àlex Lorente[b] and Manel Gazo[a,c]

Diving has been pointed out as an activity that can deteriorate benthic organisms due to direct and physical contact with the fins, body, hands or dive gear (Zakai and Chadwick-Furman, 2002 and Luna *et al*, 2009). When diving is conducted in places as MPAs, the effect of contact occurrence increases due to higher frequency of dives.

Managers of MPAs uses carrying capacity, defined as the maximum number of divers and diving /year to allow sustainable use of an area (Jameson *et al*, 1999 and Zakai and Chadwick-Furman, 2002), t determine the sustainable development in the areas their manage. This lad capacity depends on many factors, including profile and characteristics of the sea bed, presence of different underwater communities, presence of fragile species and experience and behavior of divers. Medes Islands is an archipelago of seven small islets inside a Natural Park (northeastern Spain), after more than 25 years of monitoring and protection, most of this information is already registered, although behavior and effect of divers on benthic communities was not quantified.

Between the months of July and September 2010, a study on the different dive-spots of Medes islands was conducted in order to quantify effect of divers in benthic communities. A total of 166 divers were monitored while diving and the number of impacts, the effect of those, and the time spent in each type of underwater community were registered. After diving, information regarding, age, dive experience, certification degree and gender was also registered. Monitored dives were splited in a) type of underwater communities visited b) guided or not by a trained divemaster, and c) an ecobriefing talk was done on board just before entering the water.

Results show that 53% of divers contacted with the substract with an average of 6.92±0.81contacts/diver/10min diving. Most of contacts were produced by fins (47%) and hands (309%). The average number of contacts resulted higher that those observed in other MPAs such as Great Corall bariier Australia, Aqaba Gulf (Red Sea) or Santa Lucia (Caribbean) (Rouphael and Inglis 2001; Zakai and Chadwick-Furman 2002; Barker and Roberts, 2004). Most contacts were those made directly on the sea bed (38%), followed by direct contact to slow-growing vulnerable species (31%) such as gorgonians and bryozoans .

Diving experience, depth of the dive, gender and dive certification degree does not showed differences on the number of contacts with benthic communities. However, the use of uw cameras, the type of diving conducted, presence of uw guide and the ecobriefing prior to dive showed significant differences in the total number of contacts produced on benthic communities.

Information gathered allowed to identificate where the incidence of contacts between divers and benthic communities were more frequent and in which places the effects of this contacts caused worse effect on these communities. The analysis of these results is now being incorporated to the procedures to establish carrying capacity in the Medes Island Natural Park.

References

Barker, N.H.L. i Roberts, C.M. (2004). *Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs*. Biological Conservation, 120: 481–489.

Jameson, S.C., Ammar, M.S.A., Saadalla, E., Mostafa, H.M. and Riegl, B. (1999) *A coral damage index and its application to diving sites in the Egyptian Red Sea*. Coral Reefs 18, 333–339.

Luna, B., Pérez, C.V. and Sánchez-Lizaso, J.L. (2009). *Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area.* ICES Journal of Marine Science, 66: 517 – 523.

Rouphael, A.B. i Inglis, G.J. (2001). *Take only photographs and leave only footprints? An experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites*. Biological Conservation, 100: 281–287.

Zakai, D. and Chadwick-Furman, N. E. (2002). *Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea*. Biological Conservation, 105: 179–187.

[a] *SUBMON – Marine Environmental Services,Rabassa 49 08024 Barcelona, Spain. (jordisanchez@submon.org)*
[b] *Montgrí, Medes Islands and Baix Ter Natural Park, L'Estartit Spain.*
[c] *Universitity of Barcelona, Faculty of Biology,Diagonal 645 08028 Barcelona Spain.*

Efecto de la protección en las poblaciones de dos especies de lapas de interés marisquero en la Reserva Marina de La Palma, Islas Canarias

Cataisa López[a*], Ainoa Poladura[a], José Carlos Hernández[a], Laura Martín[b], Laura Concepción[b], Carlos Sangil[b] & Sabrina Clemente[a]

El marisqueo es una actividad de gran importancia económica que se desarrolla a lo largo del litoral del Archipiélago Canario. El crecimiento desmesurado de la población humana, la accesibilidad de la costa y el uso de artes no tradicionales, ha facilitado la extracción de organismos para su consumo (Hockey & Bosman 1986, Kingsford *et al.* 1991, Underwood 1993, Crowe *et al.* 2000), provocando que las poblaciones de las distintas especies explotadas del intermareal hayan sufrido importantes cambios en su densidad y estructura de tallas (Hockey and Bosman 1986, Ortega 1987, Ramírez *et al*. 2009). En las islas Canarias, la lapa blanca (*Patella ulyssiponensis*) y la lapa negra (*Patella candei crenata*) constituyen los principales recursos marisqueros intermareales, cuyas abundancias han disminuido notablemente en los últimos años (Navarro *et al*. 2005, Ramírez *et al*. 2009). Su distribución en la franja del intermareal rocosa favorece la vulnerabilidad de sus poblaciones al quedar expuestas durante la bajamar, desarrollándose en muchos casos capturas descontroladas. Por esta razón se han desarrollado medidas de manejo del recurso como vedas en la época reproductiva, regulación de talla mínima y kilogramos de captura (4 kg pesca deportiva y 10 kg para profesionales al año) (Ley de Pesca de Canarias 2002). Además, estudios recientes han evaluado el efecto del marisqueo en las poblaciones de lapas en el Archipiélago Canario, determinando el estado de conservación de las mismas. Las medidas de protección en dos de las reservas marinas de Canarias (La Graciosa e islotes al Norte de Lanzarote y La Restinga-Mar de Las Calmas, El Hierro), han dado resultados positivos que se reflejan en un incremento en la densidad, talla y biomasa medias de patélidos (Brito *et al*. 2005a,b). El objetivo del presente estudio es evaluar el estado de las poblaciones de las dos especies de lapas de importancia marisquera en la isla de La Palma, mediante la estima de la densidad y la estructura de tallas. Para analizar el efecto de la actividad marisquera se compararon las poblaciones intermareales del recurso en zonas de la Reserva Marina de La Palma, el área protegida de menor antigüedad de Canarias, con zonas no protegidas de la isla.

Las poblaciones de lapas se estudiaron en un total de ocho localidades, cuatro situadas en la Reserva Marina de La Palma y otras cuatro en zonas no protegidas de la isla (Fig.1). En cada localidad se realizaron muestreos en 4-5 transectos de 10x2 m colocados al azar de forma paralela a la costa. En cada transecto se registró el número de individuos de cada especie, así como sus tallas medidas con un calibrador (±1 mm).

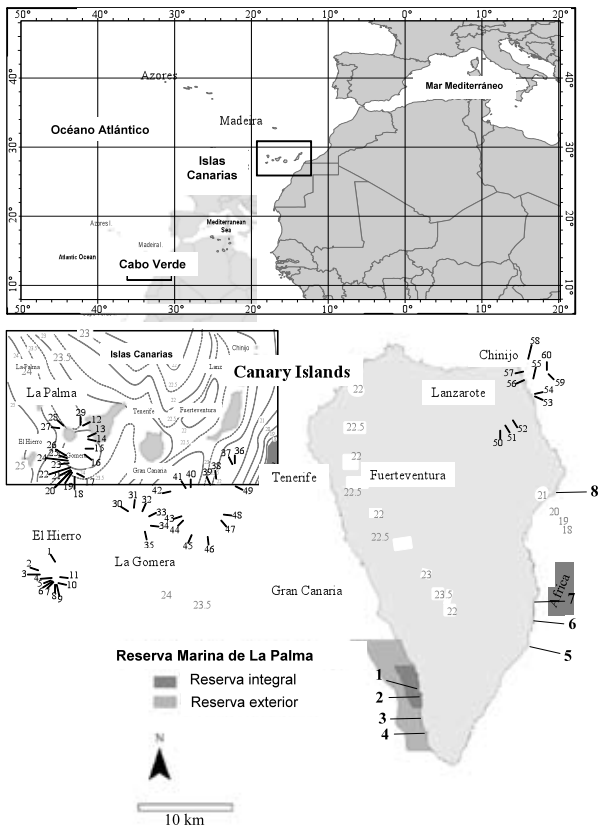


Figura 1. Situación de las localidades de estudio en la isla de La Palma y delimitación de la reserva marina. [1, El Banco (p); 2, El Banco (c); 3, La Resbaladera; 4, Punta Larga; 5, La Salemera; 6, El Pozo; 7, La Bajita ; 8, Santa Lucía.]

La talla y la densidad de cada especie se compararon con un análisis de la varianza (ANOVA) ejecutado por permutaciones. Además se usó un Análisis Multivariante de la Varianza por permutaciones (PERMANOVA) para analizar las densidades poblacionales de las dos especies de forma conjunta. Se realizaron diseños de dos vías en el que el factor "Protección" fue tratado como fijo con dos niveles (reserva marina y zona no protegida), y el factor "Localidad" se trató como aleatorio anidado en "Protección" (8 niveles). Los análisis se basaron en distancias

[a] Biodiversidad, Ecología Marina y Conservación. Departamento de Biología Animal (Ciencias Marinas), Facultad de Biología, Universidad de La Laguna. Av. Francisco Sánchez s/n, 38206 La Laguna, Tenerife, islas Canarias, España.(kattaissa@gmail.com)
[b] Área de Biodiversidad, Reserva Mundial de la Biosfera La Palma. Avenida Marítima, 3, 38700 Santa Cruz de La Palma, La Palma, islas Canarias, España.

Euclídeas de los datos brutos, con 999 permutaciones para obtener el nivel de significación realizados en el programa PRIMER 6 & PERMANOVA+. El efecto del nivel de protección sobre la estructura de tallas de las dos especies de lapas se valoró con un análisis de frecuencias (χ^2) utilizando el programa estadístico SPSS 15.0. Adicionalmente analizamos el efecto de la presencia humana en las poblaciones de lapas, relacionando las densidades y la tallas medias de las dos especies con los siguientes parámetros: accesibilidad a la costa (definida como la presencia de carreteras cercanas a las localidades), urbanización costera (definida como la presencia de edificios alrededor de la zona de estudio), distancia entre la localidad de estudio y la zona integral de la reserva marina y presión humana (densidad media de habitantes de la ciudad más cercana, ISTAC 2009). La accesibilidad a la costa, la urbanización costera y la distancia entre la localidad de estudio y la zona integral de la reserva se evaluaron mediante orthophotos (GRAFCAN).

Los resultados del PERMANOVA muestran diferencias significativas en la densidad y la composición de las comunidades de patélidos entre los niveles de protección y las localidades estudiadas (Tabla 1). En general, la densidad de lapas fue mayor en zonas protegidas que en las no protegidas (Figura 2). El máximo de densidad para *Patella ulyssiponensis* (3,44 ± 2.58 indv/m^2) y para *P. candei crenata* (3,34 ± 1.11 indv/m^2) se registró dentro de la Reserva Marina, mientras que la densidad media mínima se registró en zonas no protegidas de la Isla (0.16 ± 0.06 ind/m^2 y 0.02 ± 0.04 ind/m^2 para cada especie respectivamente). Asimismo, las tallas medias más altas (*Patella ulyssiponensis* 36.89±7,76 mm; *P. candei crenata* 41,61±10,6 mm), así como las tallas máximas registradas, se encontraron siempre en localidades de la reserva (Figura 3).

Tabla1. Resultados del analisis multivariante por permutaciones de dos vías (PERMANOVA) evaluando las diferencias de abundancia de dos especies de lapas de interés comercial, *Patella ulyssiponensis* y *P. candei crenata,* entre las reserva marina y zonas no protegidas de la isla de La Palma, y las localidades estudiadas dentro de cada nivel de protección en (*= p<0.05, ** = p<0.01)

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	p (perm)
Protección	1	18082.00	18082.00	5.47	*
Localidad (Protección)	6	19986.00	3331.00	3.70	**

Cuando consideramos cada especie por separado, los resultados del ANOVA muestran que las densidades de lapa blanca variaron significativamente entre los niveles de protección analizados y las localidades estudiadas (Tabla 2), alcanzándose mayores densidades medias en la reserva marina que en las localidades no protegidas (Figura 2a). En cambio, no se obtuvo un efecto significativo de la protección en la densidad poblacional de la lapa negra (Tabla 2), si bien los datos muestran una tendencia al aumento de las densidades en las localidades incluidas en la reserva (Figura 2a). Al analizar el efecto de la protección en la reserva marina sobre las tallas de las dos especies, no se registró un efecto significativo (Tabla 2), aunque ésta tendió a aumentar dentro de la Reserva Marina (Figura 2b) y se registró una variación significativa a nivel local (Tabla 2). Sin embargo, las distribuciones de frecuencias de tallas de *P. ulyssiponiensis* y *P. candei crenata* mostraron diferencias significativas entre niveles de protección para cada una de las especies (χ^2 = 64.333, p<0.001 y χ^2=118,173, p<0,001, respectivamente). La estructura de tallas dentro y fuera de la reserva siguió, en ambos casos, un patrón unimodal de distribución, aunque con tallas modales ligeramente inferiores para la zona no protegida (Figura 3).

Tabla 2. Resultados de los análisis de la varianza por permutaciones de dos vías (ANOVAs), evaluando las diferencias entre la reserva marina y zonas no protegidas de la isla de La Palma y localidades dentro de cada nivel de protección de (**a**) densidad y (**b**) talla de lapas de las especies de interés comercial *Patella ulyssiponensis* (P.u) y *Patella candei crenata* (P.t). [ns: no significativo; * = p < 0.05; ** = p < 0.01]

	Patellid sp.	Fuente de variación	df	SS	MS	Pseudo-F	p (perm)
(a) Densidad	P.u.	Protección	1	16.50	16.50	6.53	*
		Localidad (Protección)	6	15.23	2.54	2.69	*
	P.c.	Protección	6	11.38	11.38	2.94	ns
		Localidad (Protección)	6	23.46	3.91	9.73	**
(b) Talla	P.u.	Protección	1	9245.30	9245.30	3.10	ns
		Localidad (Protección)	6	34733.00	5788.90	69.31	**
	P.c.	Protección	1	2595.90	2595.90	1.84	ns
		Localidad (Protección)	6	141390.00	2398.40	28.85	**

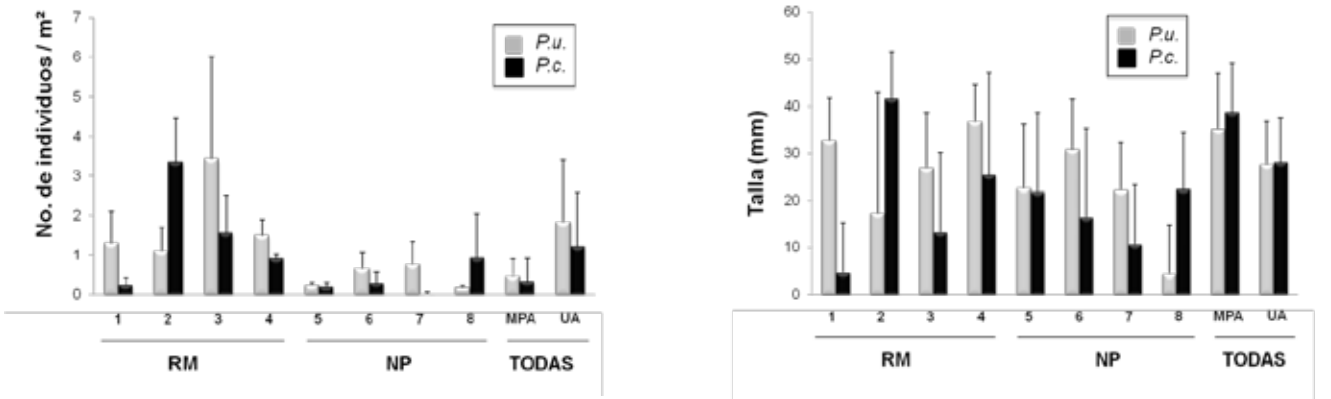


Figura 2. (**a**) Densidad media (±SE) y (**b**) talla media (±SE) de *Patella ulyssiponensis* (P.u.) y *Patella candei crenata* (P.c.) dentro de las localidades de estudio (1-8) en la Reserva Marina de La Palma (RM) y zonas no protegidas (NP). Se muestra la densidad total y talla total en la RM y NP.

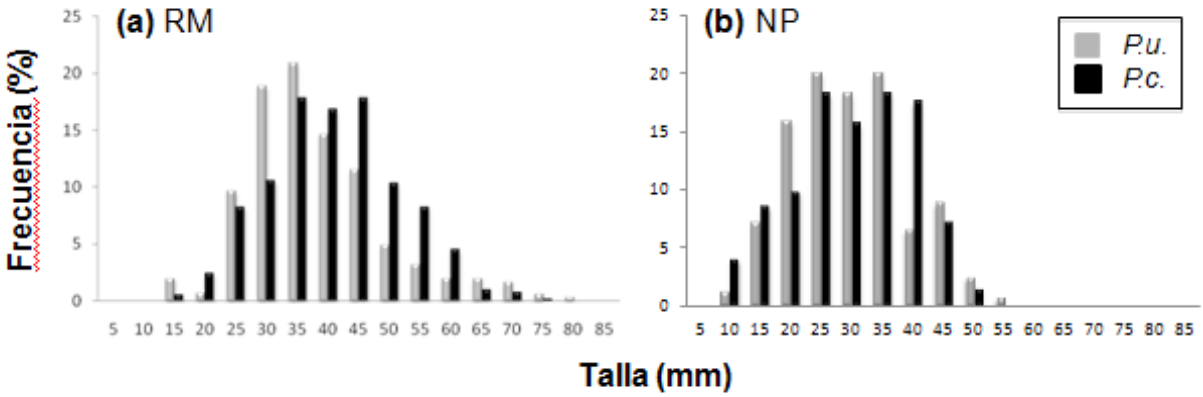


Figura 3. Frecuencia de distribución de tallas de las poblaciones de *Patella ulyssiponensis* (P.u.) y *Patella candei crenata* (P.c.) en (a) La Reserva Marina de La Palma (RM) y (b) zonas no protegidas (NP)

La densidad de patélidos se vio influenciada por la distancia entre la localidad de estudio y la zona integral de la Reserva Marina de La Palma (Figura 1), siguiendo una relación exponencial negativa para *Patella ulyssiponensis* (Figura 4a) y una relación logarítmica negativa para *P. candei crenata* (Figura 4b). No se registraron correlaciones significativas entre la densidad o la talla media de las poblaciones de patélidos y los otros factores antropogénicos estudiados.

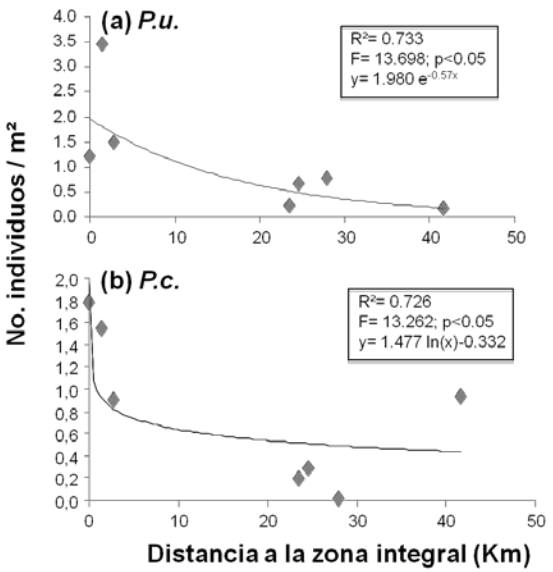


Figura 4. Modelos de regresión de la distancia entre las localidades de estudio y la zona integral de la Reserva Marina de La Palma con las densidades medias de las poblaciones de (**a**) *Patella ulyssiponensis* (P.u.) y (**b**) *Patella candei crenata* (P.c.).

El crecimiento exponencial de la población humana, y con ello la mayor accesibilidad de la costa, ha provocado el declive de muchas especies marinas debido al aumento de actividades pesqueras (Castilla & Duran 1985, Jamieson 1993, Martins *et al.* 2008). Las licencias de marisqueo, con tallas mínimas y cuotas máximas de captura, son estrategias de conservación actualmente implementadas para asegurar la sostenibilidad de los recursos biológicos del intermareal canario. Sin embargo, el rápido crecimiento de la población humana ha incrementado la recolección de estas especies como alimento, ornamentación y otros propósitos recreacionales, haciendo que dichas estrategias sean insuficientes. La implementación de reservas marinas es una estrategia alternativa que nos permite entender el funcionamiento natural del ecosistema, las alteraciones producidas por factores antropogénicos y su utilidad para la protección y conservación de especies (Pinnegar *et al.* 2000, Micheli *et al.* 2005).

Las especies de patélidos *Patella ulyssiponensis* y *P. candei crenata* constituyen un recurso recreacional y comercial en las Islas Canarias (Brito *et al.* 2005a, b, Ramirez *et al.* 2009), alcanzando sus mayores poblaciones en zonas del intermareal rocoso (Hawkins *et al.* 1990, Martins *et al.* 2008). Sin embargo, los resultados obtenidos para las tallas medias de las dos especies estudiadas y las densidades de *P. candei crenata* no mostraron un efecto de la protección. Estas diferencias entre especies pueden estar mediadas por competición inter-específica (Boaventura *et al.* 2003) o relacionada con la afinidad de hábitats. Mientras *P. ulyssiponensis* se encuentra normalmente en un amplio rango del intermareal, *P. candei crenata* es más restrictiva y principalmente se encuentra en playas de cantos rodados (Brito *et al*. 2008). Estos resultados resaltan la necesidad de proteger costas heterogéneas que contengan el hábitat adecuado para un rango diverso de especies, además de mantener y mejorar la legislación ya existente para conservar la viabilidad de las especies de interés comercial.

Bibliografía

Boaventura D., Da Fonseca L. C., Hawkins S. J. 2003. Size matters: competition within populations of the limpet Patella depress. *J. Anim. Ecol.* 72 (3): 435-446.

B.O.C. 23-04-2003. Ley 17/2003, de 10 de abril, de Pesca de Canarias. *Boletín Oficial de Canarias*. 77 (23-04-2003): 6123-6145

B.O.C. 2010. Orden de 5 de Julio de 2010, por la que se regula temporalmente el marisqueo professional a pie, para la recolección de lapas. *Boletín Oficial de Canarias.* 132 (7-7-2010): 17456-17457.

Brito A., Barquín J., Falcón J.M., González G., Clemente S., Hernández J.C., Toledo K., Sangil C., Rodríguez A., Martín L. 2005a. Seguimiento de la reserva de El Hierro y estudio de recursos marisqueros, Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias. Universidad de La Laguna. 75 pp.

Brito, A. Barquín, J., Falcón, J.M., González, G., Clemente, S., Hernández, J.C., Toledo, K., C. Sangil, Rodríguez, A., Martín, L. 2005b. Valoración i*n situ* de las poblaciones de especies indicadoras del efecto reserva en la Reserva Marina de La Graciosa y los islotes del norte de Lanzarote. Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias. Universidad de la Laguna, 105 pp.

Brito A., González J.A. , Tuset V.M., Quiles J.A., González-Lorenzo G., Girard D., Toledo K., González E., García-Mederos A.M., Ayza O., Arrasate-López M., Pérez-Peñalvo J.A., Santana J.I. 2008. Estudio científico de evaluación y parámetros biológicos de especies marisqueras intermareales. 1ª Parte. Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias. Universidad de La Laguna, 83 pp.

Castilla J.C., Duran L.R. 1985. Human exclusion from the rocky intertidal zone of Central Chile - the effects on *Concholepas concholepas* (Gastropoda). *Oikos* 45: 391-399.

Crowe T.P., Thompson, R.C., Bray, S. & Hawkins, S.J. 2000. Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. *J. Aquat. Ecosyst.* **7**: 273-297.

GRAFCAN. 2008. Mapa Topográfico de Canarias. La Palma. 2008. Grafcan, Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente. Gobierno de Canarias. http://www.grafcan.es/

Hockey P.A.R., Bosman AL. 1986. Man as an intertidal predator in transkei: disturbance, convergence and management of a natural food resource. *Oikos* 46: 3-14.

ISTAC. 2009. Instituto Canario de Estadística. http://www.gobiernodecanarias.org/istac/

Jamieson G.S. 1993. Marine Invertebrate Conservation: Evaluation of Fisheries Over-exploitation Concerns. *Am. Zool*. 33(6): 551-567.

Kingsford M.J., Underwood A.J., Kennelly S.J. 1991. Humans as predators on rocky reefs in New South Wales, Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 72: 1-14.

Martins G.M., Jenkins S.R., Hawkins S.J., Neto A.I., Thompson R.C. 2008. Exploitation of rocky intertidal grazers: population status and potential impacts on community structure and functioning. *Aquat. Biol*. 3: 1-10.

Micheli F., Benedetti Cecchi L., Gambaccini S., Bertocci I., Borsini C., Chato Osio G. Romano F. 2005. Cascading human impacts, marine protected areas and the structure of Mediterranean reef assemblages. *Ecol. Monogr*. 75: 81-102.

Navarro P.G., Ramírez R., Tuya F., Fernández-Gil C., Sánchez-Jerez P., Haroun R.J. 2005. Hierarchical analysis of spatial distribution patterns of Patellid limpets in the Canary Islands. *J. Moll. Stud.* 71: 67-73.

Ortega S. 1987. The effect of human gathering on the size distribution of Siphonaria gigas (Mollusca, Pulmonata) on the Pacific coast of Costa Rica. *Veliger*, 29(3): 51-255.

Pinnegar J.K., Polunin N.V.C., Francour P., Badalamenti F., Chemello R., Harmelin Vivien M.L., Hereu B., Milazzo M., Zabala M., D'Anna G., Pipitone C. 2000. Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environ. Conserv.* 27(2): 179-200.

Ramírez R., Tuya F., Haroun R. 2009. Efectos potenciales del marisqueo sobre moluscos gasterópodos de interés comercial (*Osilinus* spp. y *Patella* spp.) en el Archipiélago Canario. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 44(3): 703-714.

Underwood A.J. 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Aust. J. Ecol.* 18: 99-116.

El apoyo a la gestión de especies marinas protegidas a través de entidades diferentes. El coral naranja y la Asociación Hombre y Territorio

David León-Muez, Alejandro Terrón-Sigler, Patricio Peñalver-Duque

La Asociación Hombre y Territorio, HyT, presenta en este Simposio sus resultados, materiales, apoyos y avances para la conservación del coral naranja (*Astroides calycularis*). Desde hace más de cinco años viene desarrollándose un **Programa Integral** para el conocimiento, la conservación y la difusión de la especie que ha venido ligado a los tres últimos encuentros del Simposio Ibérico de Biología Marina (Funchal 2008, Alicante 2010, Donosti 2012); con un esfuerzo personal y colectivo importante, a través de diferentes apoyos logísticos, técnicos, financieros, a gracias a asesoría científica, la entidad ha conseguido durante estos tres últimos encuentros "colarse" en las Jornadas Marinas aportando diferentes avances en cuanto a la interacción con los buceadores deportivos, la tasa de asimilación de carbonato cálcico, crecimiento y reproducción, traslocación y genética de la especie se refiere. En esta XVII edición se ofrecen dos aportaciones referentes a su distribución detallada en varias provincias de Andalucía y los resultados que aportan valor a la especie como hábitat, además de la presentación oral de todo este proceso y la difusión de la especie a nivel divulgativo.

Toda esta información está validada y apoyada, entre otras Instituciones, por el Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla y sirve de apoyo a la gestión de la especie para la Consejería de Agricultura y Medio ambiente de la Junta de Andalucía.

Palabras clave: coral naranja, asociación, medio marino, gestión

Asociación Hombre y Territorio
contacto@hombreyterritorio.org

Evolution of the spiny lobster *Palinurus elephas* in a temperate protected area over two decades

Raquel Goñi, David Díaz and Sandra Mallol

The European spiny lobster *Palinurus elephas* is the most sought after spiny lobster species in the NE Atlantic and Mediterranean and its populations are depleted throughout its range. As a slow growing species with low fecundity and a high unit value that makes fishing profitable at low densities, it is under consideration by the IUCN to be listed as endangered.

P. elephas has been unfished in the Columbretes Islands Marine Reserve (the MPA) (Western Mediterranean) since its creation in 1990. The MPA harbours 55 km^2 of coraligenous and maërl grounds, largely closed to all extractive activities. A monitoring study started 7 years after MPA creation with the aim of assessing the evolution of *P. elephas* in the MPA relative to reference areas open to fishing. Continued monitoring up to year 20 of protection has provided a unique oportunity to assess the evolution of the unfished population for a period close to the life span of the species. During 14 years we have documented the continued recovery of biomass and demography while abundance has remained stable for the last decade, which we partially attribute to dispersion imbalance sue to *spillover*.

Centro Oceanográfico de Baleares- Instituto Español de Oceanografía
Muelle de Poniente s/n 07015 Palma de Mallorca, Spain
**e-mail: raquel.goni@ba.ieo.es*

Caracterización y diagnosis del estado de conservación de las comunidades profundas dominadas por especies longevas y estructurales en la Reserva Marina de las Islas Columbretes y su entorno

Laura Navarro[a], Eneko Aspillaga[a], Diego K. Kersting[a], Bernat Hereu[a], Núria Teixidó[a], Enric Ballesteros[b], Emma Cebrián[b], Joaquim Garrabou[c], David Díaz[d], David Amblàs[e], Miquel Canals[e], Cristina Linares[a]

Los ecosistemas marinos costeros están sometidos a una elevada presión humana que deteriora su estado de conservación y provoca una constante pérdida de biodiversidad. A pesar de la enorme riqueza de estos ecosistemas y de la creciente amenaza que sufren, en la actualidad sólo un 0,5% de la superficie total marina del estado español cuenta con alguna figura de protección.

Frente a este escenario surge la necesidad imperiosa de proteger nuestros mares, y la implantación de reservas marinas ha mostrado ser una de las herramientas de conservación más efectiva. Además, las zonas marinas protegidas representan lugares excepcionales desde el punto de vista científico para realizar estudios porque representan a priori un referente libre de impactos antropogénicos directos y permiten estudiar comunidades que, por lo general, se encuentran en un buen estado de conservación. Sin embargo, la protección y regulación de los ecosistemas marinos resulta difícil en muchas ocasiones debido al gran desconocimiento tanto de la distribución de las comunidades y especies como de su estado de conservación.

El proyecto LIFE+ INDEMARES "Inventario y designación de la Red Natura 2000 en áreas marinas del Estado español" (LIFE07/NAT/E/000732) surge como respuesta a la necesidad de creación de áreas marinas protegidas y la falta de información necesaria para ello, y tiene como principal objetivo generar la base científica y de conocimiento para la propuesta de diez grandes áreas marinas en aguas españolas en el marco de la Red Natura 2000. En las Islas Columbretes, LIFE-INDEMARES tiene como uno de los objetivos principales proporcionar el conocimiento de base de los hábitats marinos de profundidad dominados por especies longevas y estructurales como gorgonias, Fucales y Laminariales, que se encuentran en el ámbito de la Reserva Marina de las Islas Columbretes y su entorno, con el fin de conocer su caracterización, localización, extensión y estado de conservación.

El estudio de estas especies es clave por su papel estructural, formando realmente bosques submarinos con una elevada biodiversidad, por lo que su supervivencia es clave para un gran número de especies. Además, debido a su rango de distribución batimétrico, estas comunidades están muy poco estudiadas en general y particularmente en Columbretes, ya que se encuentran a demasiada profundidad para acceder con escafandra autónoma, y son demasiado someras para ser considerada una zona verdaderamente profunda que está siendo cada vez más estudiada con técnicas sofisticadas mediante buques y grandes medios.

En este trabajo se caracterizó la biodiversidad de las comunidades bentónicas profundas, entre 30 y 100 m, de las reserva marina de las Islas Columbretes y sus bajos adyacentes mediante técnicas de exploración *in-situ* con escafandra autónoma y robot submarino ROV. A partir de los datos e imágenes de alta resolución obtenidos se ha diseñado un mapa de distribución GIS y se ha evaluado el estado de conservación de las comunidades más particulares encontradas.

Las comunidades observadas en este estudio tienen un extraordinario valor patrimonial debido a su singularidad y su buen estado de conservación. Se han observado extensas comunidades dominadas por especies longevas como la gorgonia roja, *Paramuricea clavata*, algas Fucales y Laminariales, todas ellas de gran valor ecológico ya que proporcionan estructura y biomasa a las comunidades de las que forman parte y son consideradas como un importante foco de biodiversidad. Asimismo se han identificado especies bajo distintos estatus de protección como *Corallium rubrum*, *Cystoseira zosteroides*, *Axinella polypoides*, *Palinurus elephas, Eunicella cavolini.* Cabe destacar que la comunidad de *Laminaria rodriguezzi* se ha encontrado de forma excepcional a profundidades alrededor de los 40 metros, asociadas a surgencias de gases provenientes del fondo marino. La composición de dichas surgencias de gases es principalmente de CO2 y determinan unas condiciones físico-químicas únicas, con un alto grado de acidificación de las aguas que favorecería la incorporación de carbono por parte de *Laminaria rodriguezzi* y limitaría el crecimiento de especies de algas carbonatadas con las que compiten por él.

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto el indudable valor ecológico de la zona, por albergar comunidades singulares así como por su excelente estado de conservación. La información adquirida resulta fundamental para avanzar en el conocimiento de las comunidades que se distribuyen en zonas profundas, sobre todo en rangos batimétricos intermedios habitualmente olvidados, y es la base científica para la propuesta de ampliar la Reserva Marina en aguas españolas en el marco de la Red Natura 2000.

[a] *Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Diagonal 643, 08028 Barcelona, Spain. (laura.nav@hotmail.com)*
[b] *Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC), C/ d'accés a la Cala St. Francesc, 14, 17300 Blanes, Spain.*
[c] *Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Passeig Maritim de la Barceloneta, 37-49, 08003 Barcelona, Spain.*
[d] *Centre Oceanogràfic de Balears (IEO), C/ Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, Spain.*
[e] *Departament d'Estratigrafía, Paleontologia i Geociències Marines, Universitat de Barcelona, Diagonal 643, 08028 Barcelona, Spain.*

Patrones de movimiento espacial y temporal de dentón (*Dentex dentex)* en la Reserva Marina de las Illes Medes (Med. NW)

Eneko Aspillaga[a], Frederic Bartumeus[b], David Díaz[c], Cristina Linares[a], Àngel López-Sanz[d], Richard M. Starr[e], Bernat Hereu[a]

Las reservas marinas son una herramienta esencial para la gestión de los recursos marinos. Su objetivo principal es conservar poblaciones de especies explotadas dentro del perímetro protegido, al mismo tiempo que propiciar una cierta exportación de biomasa que permita el desarrollo de una actividad pesquera artesanal en las zonas periféricas. Para alcanzar este objetivo, los patrones de movimiento de las especies que se pretenden favorecer son un factor clave a tener en cuenta a la hora de diseñar y gestionar con éxito una reserva marina. Tanto las dimensiones de la reserva como la diversidad de hábitats que albergan tienen que estar acorde con los hábitos de movilidad/sedentarismo de las distintas especies de peces. A pesar del interés que tiene esta información para una correcta gestión, hay muy pocos datos disponibles sobre el movimiento de peces, especialmente de especies bentopelágicas como el dentón (*Dentex dentex*), que supuestamente tienen una gran capacidad de desplazamiento. En este estudio, mediante técnicas de telemetría acústica, se siguió el movimiento de varios ejemplares de dentón en relación a una reserva marina de pequeño tamaño, con el objetivo de describir los patrones de movimiento de esta especie y de determinar el papel que juega la figura de protección en su conservación y gestión.

El estudio se realizó en la Reserva Marina de las Illes Medes (Catalunya, Mediterráneo NW). Se capturaron 19 individuos de dentón dentro del área protegida, que fueron marcados mediante cirugía con transmisores acústicos codificados, con información sobre la profundidad y programados para emitir señales con una periodicidad de entre 80 y 180 segundos durante aproximadamente un año. Las señales fueron recogidas por una red de radio-seguimiento compuesto por 26 receptores fijos colocados de manera que sus radios de recepción abarcaban por completo el área de la reserva marina y parte de la zona costera del Montgrí. A partir de los datos obtenidos se calcularon los índices de residencia y fidelidad para la zona protegida y cada una de las subáreas correspondientes a cada receptor. El área de campeo y el uso del espacio de cada individuo se estimó mediante modelos de movimiento basádos en "puentes brownianos" (Brownian Bridge Movement Models).

Todos los peces marcados mostraron altos índices de residencia (>0.85) dentro del perímetro protegido y un elevado grado de fidelidad hacia las diferentes subáreas. El área de campeo, basado en el 95% del uso del territorio, tuvo un promedio de 1.1 ± 0.7 km^2, con un área central (50% del uso) de 0.18 ± 0.1 km^2. Mediante el análisis visual de las recepciones en función de la hora y la zona, se observó un claro patrón nictimeral, en el que los individuos ocupaban distintas zonas durante las horas del día y de la noche. Este patrón, sin embargo, cambió durante los meses de mayo y junio, coincidiendo con la época de reproducción descrita para esta especie. Durante esta época, independientemente de las áreas que ocuparan habitualmente, la mayoría de los individuos coincidieron en una zona concreta, hecho que podría apuntar a una agregación con fines reproductivos.

Dado que el área protegida abarca la mayor parte del territorio ocupado por los dentones, esta especie se ve beneficiada por las características de la Reserva Marina de las Illes Medes, tal y como lo confirman los censos visuales que se van llevando a cabo en la zona desde la década de los 1990. Además, se ha constatado que pueden ocurrir salidas puntuales de individuos adultos, especialmente durante la época de reproducción observada. Por otro lado, este estudio pone de manifiesto la gran utilidad de las técnicas de radio-seguimiento acústico para el estudio de la eficiencia de las reservas marinas y de complejos y debatidos procesos como la exportación de biomasa.

[a]*Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona (UB), Barcelona. (eneko.aspillaga@gmail.com)*
[b]*Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC), Blanes (Girona).*
[c]*Centre Oceanogràfic de Balears (COB-IEO), Palma de Mallorca (Illes Balears).*
[d] *Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Barcelona.*
[e] *Moss Landing Marine Laboratories (MLML), Moss Landing, California (USA).*

Ten years of monitoring Tagus estuary at Porto do Buxo and Portinho da Costa (Almada's Municipality, Portugal): evidence of positive impacts on the ecosystem as a result of sanitation infrastructural improvements

João Paulo Medeiros[a], José Lino Costa[b], Nuno Lopes[c], Pedro Raposo de Almeida[a,d], Henrique Cabral[a,b], Gilda Silva[a], Carla Azeda[a], Sílvia Pedro[a], Alexandra Sousa[e], Marisa Batista[a], Marina Laborde[a], Erica Sá[a], Maria João Tavares[a], Catarina Freitas[c], Maria José Costa[a,b]

Introduction

The study of the benthic communities of Almada's Municipality estuarine front started in October 2001, on the scope of environmental monitoring of the construction of the new wastewater treatment plant of Portinho da Costa and disposal of Porto do Buxo untreated effluent. The reference conditions to assess the ecological status of the biological communities from Portinho da Costa and Porto do Buxo were established until September 2002 (pre-operational monitoring period), before Portinho da Costa's wastewater treatment plant started operating in 2003 and untreated effluent that poured directly onto the Tagus estuary was eliminated at Porto do Buxo. The operational monitoring period started in the winter of 2004, with the main goal of assessing and follow the evolution of conservation status of Portinho da Costa and Porto do Buxo biological communities'. It was expected that the elimination of the untreated sewage onto the Tagus estuary with the continuous input of organic matter and several contaminants, would lead to a significant improvement of Porto do Buxo environmental conditions' and therefore to the recovery of its biological communities. At Portinho da Costa it was sought to evaluate whether the new treatment wastewater plant would have any impacts in the ecosystem.

Benthic communities are reliable and sensible indicators of habitat quality in aquatic environments, responding to several types of environmental stresses and reflecting environmental conditions that vary over time. Benthic organisms live in bottom sediments where exposure to contaminants and oxygen stress are most pronounced. The fact that these organisms are slightly sedentary, exhibit limited mobility, have relatively short life cycles and have a close association with the sediment, make them vary predictably in association with the physical habitat and in response to natural and anthropogenic changes. Benthic invertebrates have long been used to assess environmental impacts resulting from human pressures (e.g. Chainho *et al*., 2008; Borja *et al*., 2011). Benthic communities are also effective indicators of impacts at higher level of biological organization (i.e. food web), because of their importance to overall ecosystem structure and function (Bilyard, 1987). Based on such features, benthic macroinvertebrates are the most used biological group when the purpose is to analyze in an effective and expeditious way the conservation status of the aquatic communities and assess the magnitude and spatial and temporal variations of anthropogenic impacts in aquatic ecosystems (Jones & Kaly, 1996; Costa *et al*., 1999).

The main goal of this study is to evaluate the evolution of Portinho da Costa and Porto do Buxo benthic communities' after the construction of the new wastewater treatment plant of Portinho da Costa and disposal of Porto do Buxo untreated effluent.

Material and Methods

Study area

The study area is located in the estuarine front of Almada's Municipality, on the county's north side near the mouth of the Tagus estuary. Both sites are strongly influenced by tide and currents, depth is higher than 25 meters and the predominant sediment fraction is sand, although at Porto do Buxo an important fraction of gravel occurs. Even though both sites are located close to each other, the sampling area at Porto do Buxo was established closer to the shore, where samples were taken in both subtidal and intertidal areas, and at Portinho da Costa samples were taken about 100 meters from the margin only in subtidal. These differences were determined by effluents' outfall localization.

[a] *Centre of Oceanography, Faculty of Sciences, University of Lisbon, Campo Grande, 1749-016 Lisbon, Portugal (e-mail: jpmedeiros@fc.ul.pt)*
[b] *Department of Animal Biology, Faculty of Sciences, University of Lisbon, Campo Grande, 1749-016 Lisbon, Portugal*
[c] *Environmental Management and Planning Department, Almada City Council - Casa Municipal do Ambiente, R. Bernardo Francisco da Costa, nº 40-42, 2800-029 Almada, Portugal*
[d] *Department of Biology, School of Science and Technology, University of Évora, Largo dos Colegiais, 2, 7000 Évora, Portugal*
[e] *Waste Water Treatment Department, Almada Water and Waste Water Services, Praceta Ricardo Jorge nº 2, Pragal, 2800-585 Almada, Portugal*

Sampling Design and Data Analysis

Subtidal

At Portinho da Costa 3 radials were settled at growing distances from the effluent outfall and 5 sampling sites were established in each radial. At Porto do Buxo, 3 radials were also settled at growing distances from the effluent outfall and 3 sampling sites were established in each radial. Benthic macroinvertebrates samples were taken seasonally using a modified Smith-McIntyre grab (0.1 m^2), and grab contents were fixed and preserved with 4% buffered formalin, sieved using a 0.5 mm mesh, and preserved in 70% ethanol. All samples were sorted, identified to the lowest possible taxonomic level, and counted, to determine the number of taxa and their respective abundances. Biomass of species per sample was also determined as dry weight after drying at 60°C for 24 h. At each station, sediment grain size and total organic matter (TOM) were also analyzed. Sediment grain size composition was determined using an AFNOR type sieve battery after drying the sediment (60°C) for a period of 48 h. TOM was obtained as the difference between dry weight, measured after drying the sample at 60°C during 24 h and ash weight, obtained after ignition at 550°C for 4 h.

Benthic macroinvertebrates communities were evaluated comparing richness (S), density (D, ind.m^{-2}), biomass (B, g.m^{-2}) and Shannon-Wiener diversity index (Shannon & Weaver, 1963) between pre-operational and operational monitoring periods. The disturbance status of benthic communities as a result of the organic matter input from the untreated and treated effluents was assessed using AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) (Borja *et al*., 2000; Muxika *et al*., 2005).

Intertidal

Two distinct areas were settled at Porto do Buxo intertidal area according to their general features and distance to the previous untreated effluent outfall: zone A, in the vicinity of the mentioned effluent outfall (impact station); and zone B, with similar characteristics, but localized about 65 meters far from the untreated effluent outfall (control station) Organisms were studied using non-destructive methods (Hawkins & Jones, 1992) and monitoring campaigns were made seasonally. The method adopted was the intersection sampling points, which allows determining the percent coverage of sessile organisms, such as algae, mussels and barnacles. A square of 50×50 cm (0.25 m^2) divided into squares, with a total of 49 intersection points, was used. In each of these intersection points was recorded the intersected organism(s). Six replicates were made in each zone. Whenever an organism was not intersected by each intersection point of the square, it was considered that its' percent coverage was <1%. Non-sessile gastropods, crabs and anemones were counted inside each sampled square. A square with 10×10 cm (0.010 m^2) was used for smaller and more abundant organisms (e.g. *Littorina* spp.). It was also considered the percentage of naked rock and water retained in the puddles. Comparative analysis of the intertidal communities' structure between zones A and B was made taking into account both pre-operational and operational monitoring periods, considering data regarding the organisms' annual average percent coverage or their annual average density.

Results

Portinho da Costa

The bottom sediments of Portinho da Costa were dominated by sand even during the pre-operational monitoring period, although an increase of coarse and silts has been registered after 2004. During both monitoring periods the percent of organic matter in the sediments was very low and values higher than 5% have never been registered. A total of 639 benthic macroinvertebrates taxa were inventoried until 2010. However, these taxa have varied markedly, tending to increase richness over time. While in 2001/2002 only 101 taxa were collected, in 2004 this value increased to 187 taxa and 284, 307 and 379 in 2005, 2006 and 2007, respectively. AMBI index revealed a reduced degradation level during 2001/2002 (before wastewater treatment plant started operating). During the operational monitoring period, benthic macroinvertebrates communities remained showing low signs of disturbance, confirming that until 2010 the new infrastructure produced any significant adverse impacts in the ecosystem.

Porto do Buxo

Subtidal

Like at Portinho da Costa, the bottom sediments of Porto do Buxo were dominated by sand. However, these sediments always had a higher fraction of coarse particles, especially shells, and were generally classified as sandy-gravel. During both monitoring periods, as at Portinho da Costa, the percentage of total organic matter in the sediments was very low and values higher than 5% were never registered. A total of 580 benthic macroinvertebrates taxa were inventoried in the subtidal area of Porto do Buxo until 2010. This number had fluctuated from 107 taxa in 2001/2002, to 172 in 2004, 271 in 2005, 288 in 2006, 341 in 2007, 219 in 2008, 267 in 2009 and 252 in 2010.

Before the untreated effluent outfall enclosure AMBI index revealed a Moderate status of the study area, especially in the radials closer to the outfall. After 2005 a restoring of local benthic macroinvertebrates communities and a reduction of their disruption was clear, once AMBI values decreased getting closer to the ones observed at Portinho da Costa.

Intertidal

A total of 39 taxa were identified in the intertidal area of Porto do Buxo. Algae were more constant during the sampling period and higher richness values were registered in 2004, 2009 and 2010. After a remarkable increase in benthic macroinvertebrates' richness in the area in 2004, this number appeared to have stabilized since then. During the pre-operational monitoring period a high percent coverage of cyanophytes in zone A, closer to the untreated effluent outfall, was evident, while in zone B, *Mytilus galloprovincialis* was the dominant species and higher richness and density values of non-sessile or solitary macroinvertebrates were registered. While cyanophytes, *M. galloprovincialis* and *Siphonaria pectinata* remained relatively stable in the control station during operational monitoring, *M. galloprovincialis* and *S. pectinata* greatly

increased their number in station A; and the reverse happened with cyanophytes. Therefore, in this area cyanophytes seem to act as indicators of environmental degradation, while mussels and barnacles seem to act as indicators of environmental quality.

Discussion/Conclusions

The removal of the untreated effluent allowed an improvement of Porto do Buxo's biological communities, which is also favored by its local strong hydrodynamics. The new wastewater treatment plant of Portinho da Costa had so far any significant impacts in the environment.

References

Bilyard, G.R. 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. Mar. Pollut. Bull. 18, 581-585.

Borja, A., Barbone, E., Basset, A., Borgersen, G., Brkljacic, M., Elliott, M., Garmendia, J.M., Marques, J.C., Mazik, K., Muxika, I., Neto, J.M., Norling, K., Rodríguez, J.G., Rosati, I., Rygg, B., Teixeira, H., Trayanova, A. 2011. Response of single benthic metrics and multi-metric methods to anthropogenic pressure gradients, in five distinct European coastal and transitional ecosystems. Mar. Pollut. Bull. 62, 499-513.

Borja, A., Franco, J., Pérez, V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. Mar. Pollut. Bull. 40, 1100-1114.

Chainho, P., Chaves, M.L., Costa, J.L., Costa, M.J., Dauer, D.M. 2008. Use of multimetric indices to classify estuaries with different hydromorphological characteristics and different levels of human pressure. Mar. Pollut. Bull. 56, 1128-1137.

Costa, M.J., Almeida, P.R., Cabral, H.N., Costa, J.L., Correia, M.J., Gordo, L.S., Pereira, C.D., Salgado, J.F., Teixeira, C.M. 1999. Monitorização da comunidade de invertebrados bentónicos durante a construção da ponte Vasco da Gama. pp.: 161-170. In: Santana, F.J., Vasconcelos, L.M., Partidário, M.R., Seixas, M.J., Sobral, M.P. (eds.). Actas da 6ª conferência nacional sobre a qualidade do ambiente. DCEA/FCT/UNL, Monte da Caparica, Portugal.

Jones, G.P., Kaly, U.L. 1996. Criteria for selecting marine organisms in biomonitoring studies. pp.: 29-48. In: Schmitt, R.S., C.W. Osenberg (eds.). Detecting ecological impacts. Academic Press, San Diego, USA.

Muxika, I., Borja, A., Bonne, W. 2005. The suitability of the Marine Biotic Index (AMBI) to new impact sources along European coasts. Ecol. Indic., 5, 19-31.

Shannon, C.E., Weaver, W. 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana, Illinois, USA.

Indicadores microfaunísticos y geoquímicos para el seguimiento del proceso de recuperación ambiental de la Ría de Bilbao (1997-2012)

Nereo Cuesta, Alejandro Cearreta

La Ría de Bilbao fue originalmente el estuario más extenso de la costa cantábrica pero sus características naturales se vieron dramáticamente transformadas como consecuencia del desarrollo minero, industrial, urbanístico y portuario de la ciudad de Bilbao a expensas de este medio estuarino durante los últimos 150 años. En las últimas décadas el estuario ha presentado una recuperación ambiental notoria debido al declive industrial durante los periodos de recesión económica, las políticas de protección ambiental, la mejora en los sistemas de tratamiento de residuos, y la propia dinámica estuarina que, gracias al carácter semi-diurno de las mareas, contribuye a la evacuación de los vertidos contaminantes y a la introducción de agua marina renovada dentro del sistema dos veces al día (Cearreta *et al*., 2002).

Este trabajo forma parte del estudio de seguimiento de la recuperación ambiental de la Ría de Bilbao mediante herramientas geológicas que comenzó en el año 1997. Se basa en el análisis microfaunístico (foraminíferos bentónicos) y geoquímico (metales pesados) de los sedimentos superficiales del estuario, con el fin de evaluar su calidad y evolución ambientales durante los últimos 15 años. Para ello se han identificado las principales especies de foraminíferos presentes en el estuario, su abundancia y distribución espacial a lo largo del tiempo, junto con la concentración de metales pesados en los sedimentos superficiales de la Ría en relación a sus niveles de fondo geoquímico pre-industrial.

Durante los meses de Febrero y Mayo 2012 se realizaron los últimos muestreos de campo en 13 puntos distintos de la Ría de Bilbao, 12 de los cuales se encuentran dentro del estuario y uno en la bahía interior del Abra. Se recogieron durante la bajamar en las llanuras intermareales 2 pseudo-réplicas en cada punto de muestreo ($40cm^3x2$), con el fin de evitar la distribución en manchas característica de los foraminíferos y poder así llevar a cabo un estudio cuantitativo tanto de las asociaciones vivas como muertas de estos protistas presentes en los sedimentos (Cearreta *et al*., 2000). Las muestras microfaunísticas fueron recogidas en el campo y tratadas en el laboratorio de la UPV/EHU siguiendo el protocolo estandarizado establecido recientemente por el grupo de trabajo FOBIMO (Foraminiferal Bio-Monitoring Initiative) (Schönfeld *et al*., 2012). Para el análisis de los metales pesados, se recolectó una fracción del sedimento superficial en cada punto de muestreo con una espátula que fue posteriormente analizada en Actlabs (Canadá) mediante fluorescencia de rayos X con la finalidad de determinar su abundancia.

Las muestras recogidas durante los primeros años de la monitorización ambiental del estuario no presentaban foraminíferos vivos en ningún punto excepto en la zona de su desembocadura en el Abra donde su abundancia era muy escasa. Sin embargo, los valores de contaminantes (Cu, Zn, Pb y As principalmente) eran elevados y presentaban una distribución aleatoria que indicaba fuentes puntuales e importantes de contaminación. Por el contrario, durante los últimos años de seguimiento, el número de individuos vivos por unidad de volumen ha ido incrementándose de manera notable (Leorri *et al*., 2008). Hasta el año 2008 las condiciones ambientales no favorecían la presencia y reproducción de los foraminíferos dentro del medio estuarino, mientras que a partir de entonces comenzó una recolonización muy activa particularmente en las zonas media y superior de la Ría. En cambio, la abundancia de los metales pesados muestra en general una tendencia decreciente aunque muy irregular con incrementos temporales notables y anómalos en determinadas estaciones de muestreo, probablemente debidas a la actividad de dragados puntuales que remueven el sedimento industrial altamente contaminado y enterrado por debajo de la superficie actual.

Este trabajo ha sido financiado con los proyectos TANYA (MICINN, CGL2009-08840), 80IT365-10 (GV, Harea-Grupo de Investigación en Geología Litoral), UFI11/09 (UPV/EHU, Unidad de Formación e Investigación en Cuaternario) y por la Fundación "La Caixa".

Bibliografía

Cearreta A., Irabien M.J., Leorri E., Yusta I., Croudace I.W., Cundy A.B., 2000. Recent anthropogenic impacts on the Bilbao estuary, northern Spain: geochemical and microfaunal evidence. Estuarine Coastal and Shelf Science 50, 571-592.

Cearreta A., Irabien M.J., Leorri E., Yusta I., Quintanilla A., Zabaleta A., 2002. Environmental transformation of the Bilbao estuary, N. Spain: microfaunal and geochemical proxies in the recent sedimentary record. Marine Pollution Bulletin 44, 487-503.

Leorri E., Cearreta A., Irabien M.J., Yusta I., 2008. Geochemical and microfaunal proxies to assess environmental quality conditions during the recovery process of a heavily polluted estuary: The Bilbao estuary case (N. Spain). Science of the Total Environment 396, 12-27.

Schönfeld, J., Alve E., Geslin E., Jorissen F., Korsun S., Spezzaferri S. and members of the FOBIMO group. 2012. The FOBIMO (FOraminiferal Bio-Monitoring) initiative - towards a standardised protocol for soft-bottom benthic foraminiferal monitoring studies. Marine Micropaleontology.

Geología Litoral, Departamento de Estratigrafía y Paleontología, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco UPV/EHU, Apartado 644, 48080 Bilbao, Spain. (nereo.cuesta@gmail.com; alejandro.cearreta@ehu.es)

Response of rocky assemblages to sewage treatment upgrading

María Bustamante[a*], Stanislao Bevilacqua[b], Javier Tajadura-Martín[a], Antonio Terlizzi[b], José Ignacio Saiz-Salinas[a]

Sewage disposal has long been recognised as one of the major extensive threats that affects coastal ecosystems (Pearson and Rosenberg, 1978). Population increases along coastlines have enlarged inputs of freshwater, nutrients and pollutants, mostly through sewage outfalls (Halpern *et al*., 2007). Identifying the effects of sewage treatments in mitigating potential impacts on marine assemblages deriving from sewage discharge turns essential to the environmental policy and management of wastewater treatment plants. However, few attempts have been made to assess the efficiency of wastewater treatments. In this study, we examined, through a beyond-BACI design, the effectiveness of secondary *vs* primary (i.e. biological *vs* settlement) treatments of wastewaters in determining changes in diversity and multivariate structure of rocky invertebrate assemblages over nine years.

Sampling included one impact location (*I*) and three control locations (*Cs*) and was carried out at the low intertidal habitat at a hierarchy of spatial scales. The faunal assemblages at each location were sampled a total of 3 times before the implementation of biological treatment and twice afterwards. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA; Anderson, 2001; McArdle & Anderson 2001) was performed to test for differences in the multivariate structure of assemblages attributable to *I*-v-*Cs* from before to after the treatment. SIMPER analysis was performed in order to determine what taxa contributed most to the pattern of variation observed. Multivariate patterns were visualised by non-metric multidimensional scaling (nMDS) of *B*-v-*A* × *I*-v-*Cs* centroids. PERMANOVA was also employed to test for differences in several indexes of diversity. The PRIMER v 6 software package (Clarke and Gorley, 2006), including the PERMANOVA+ add-on package (Anderson *et al*., 2008) was used for the analyses.

Several effects were found related to improvement in water treatment on the mean cover of targeted organisms and on the structure of assemblages. Multivariate structure of assemblages at *I* changed significantly from before to after following the treatment improvement, whereas no changes occurred at *Cs*. SIMPER analysis showed that several taxa accounted for the differentiation in assemblages located at *I* from before to after. PERMANOVAs on the abundance of these taxa showed significant differences related to treatment for *Spirorbis pagenstecheri* and *Patella ulyssiponensis*. Concerning single variables, Simpson index (λ) and taxonomic diversity (Δ) significantly changed after the treatment improvement at *I* compared to *Cs*.

The extent to which marine assemblages recover after sewage upgrading treatment varies depending on the response variables and habitats analysed (Archambault *et al*. 2001), or such changes may not be detected at all (Underwood and Chapman, 1996). In our study, changes from before to after between assemblages at the impacted and control locations suggest the potential of secondary against primary treatment in mitigating the effect of sewage discharge on different components of low intertidal assemblages The polychaeta *Spirorbis pagenstecheri*, known to be tolerant to polluted waters (De Silva and Knight-Jones, 1962; Kindig and Litter, 1980), decreased its abundance after treatment upgrading at *I*, whereas the limpet *Patella ullysiponensis*, a key grazer structuring the intertidal of undisturbed ecosystems (Branch, 1985), increases at *I* after treatment. With respect to diversity, the assemblages at *I* are characterised by higher evenness and taxonomic breadth after the treatment improvement.

A trend that emerges from the present study is that intricate sampling designs in combination to both univariate and multivariate analytical approaches are fundamental to tease out the effects of sewage from those caused by natural processes, thus stressing the need of well planned experimental monitoring for the assessment of the effects of human interventions in mitigating the effects of environmental impacts.

References

Anderson, M.J., 2001a. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecology 26, 32-46.

Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. PERMANOVA+ for PRIMER. Plymouth: PRIMER-E Ltd.

Archambault, P., Banwell, K., Underwood, A.J., 2001. Temporal variation in the structure of intertidal assemblages following the removal of sewage. Marine Ecology Progress Series 222, 51-62.

Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.

De Silva P.H.D.H., Knight-Jones, E.W., 1962. Spirorbis corallinae n. sp. and some other Spirorbidae (Serpulidae) on the British shores. Journal of the marine biological association of United Kingdom 42, 601-608.

Branch G.M. (1985) Limpets: their role in littoral and sublittoral community dynamics. In Moore P.G. and Seed R. (eds) The ecology of rocky coasts. London: Hodder and Stoughton, pp. 98–116.

Halpern, B., Selkoe, K., Micheli, F. and Kappel, C., 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. Conservation Biology 21, 1301–1315.

[a]*Dept. of Zoology and Cell Biology, Fac. of Science and Technology, Univ. of the Basque Country, Box 644, E-48080 Bilbao, Spain (*maria.bustmante@ehu.es)*

[b]*Lab. Zoology and Marine Biology, Dept. of Biological and Environmental Science and Technologies, Univ. of Salento, I-73100 Lecce, Italy*

Kindig, A.C., Littler, M.M., 1980. Growth and primary productivity of marine macrophytes exposed to domestic sewage effluents. *Marine Environmental Research*, 3, 81-100.

McArdle, B.H., Anderson, M.J., 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. Ecology 82, 290–297.

Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology Annual Review 16, 229-311.

Underwood, A.J. Chapman, M.G., 1996. Subtidal assemblages on rocky reef at cliff-face sewage outfall (north Head, Sydney, Australia): What happened when the outfall was turned off? Marine Pollution Bulletin 33, 293-302.

Results of the first five-year monitoring period (2007-2011) of the *Patella Ferruginea* population in Ceuta (Strait of Gibraltar)

Georgina A. Rivera-Ingraham[a,b], Free Espinosa[a], José Carlos García-Gómez[a]

The long-term monitoring of endangered species can be considered of special importance in the field of conservation biology. Many techniques and monitoring methods can be used for this purpose, but these should be cautiously selected for each species in order to obtain the maximum amount of relevant information without disturbing the population under consideration.

The present study deals with the critically endangered limpet *Patella ferruginea* (Gastropoda: Patellidae), which is considered as the most endangered marine invertebrate of the Western Mediterranean rocky shores. The species has progressively disappeared from the European coasts since the beginning of the 19th century and the main remaining populations can be located on the North African Coasts of Morocco, Algeria and Tunisia and the Southernmost coasts of Spain, including Ceuta and Melilla. In 2008, the Spanish National Strategy for the conservation of *P. ferruginea* was developed which the research and management priorities are established. Among these, the long term monitoring of the remaining populations is suggested.

The present study was carried out in Ceuta, which is home to one of the most important remaining populations of this species, which has recently been quantified to be composed of around 44,000 individuals. In 2007, a total of 7 sites were selected for long-term monitoring. These were distributed on the North and South Bays of the city and presented different degrees of accessibility (and in consequence, of different collection rates). In each of these sites, 3 ten-meter transects were established on the coastline, which were separated from each other by 35m. In each of these transects (21 in total), 10 individuals per size class (<25mm; 25-50mm; >50mm) were marked using two-component epoxy tags with an ID number. During the first two years, marked animals were seasonally measured in order to estimate growth and mortality rates, whereas the total number of *P. ferruginea* individuals located on the transects were counted and measured to the nearest millimeter using a caliper during the five years. Furthermore, and always between October and December, when the surviving recruits from the previous reproduction event would be easily located, a complete census of these transects was carried out.

[a]*Laboratorio de Biologia Marina. Dpto. Fisiologia y Zoologia. Universidad de Sevilla. Avenida Reina Mercedes 6, 41012, Sevilla, Spain*
[b]*Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research. Functional Ecology Group. Am Handelshafen 12, 27570, Bremerhaven, Germany. (Georgina. Rivera-Ingraham@awi.de)*

Growth rates were negatively correlated with the size of the individual and were maximal for all size classes during the summer months. Animals located on Ceuta's North Bay showed significantly slower growth rates than those individuals located on the South Bay, probably associated with different metabolic rates due to the different water temperatures. Recruitment rates showed important inter-annual differences, and during the 5 year monitoring interval, overall values ranged between 1.8 and 3.7 new recruits per m and local values reached maximums of 7.5 ind/m. Natural mortality rates (calculated using the tagged animals located in Parque del Mediterráneo, the only inaccessible site considered in the study and located inside the port) did not show differences among the size classes considered and reached annual values of 56-58%. Harvesting rates showed a clear seasonal component, being minimal during winter months. Important inter-annual density decreases were registered for the most accessible populations, reaching maximal overall values of 4.6ind/m. The only population showing a significant linear increase of the number of individuals over the five-year monitoring period was the protected population of Parque del Mediterráneo ($R=0.969$; $p=0.006$), growing an average of 1.85ind/m/year.

The impact caused by human collection of individuals is modeling *P. ferruginea* population structures and densities in the area and is significantly diminishing the number of individuals in those sites near commonly frequented beaches and easily accessible areas. Based on previously available data and the results obtained during the first five-years monitoring of *P. ferruginea* in Ceuta we can conclude that the population is viable under conditions of null or low collection rates. We obtain new evidence that the population present in Parque del Mediterráneo could be acting as a "source population", and other impacted populations may only be surviving thanks to the larvae output from the inner port. However, the high inter-annual differences of these recruitment events increase the risk of the accessible sub-populations becoming extinct. The identification of source populations and their protection by effective means is crucial for the insurance of the future viability of other impacted populations. Even though Parque del Mediterráneo is indirectly protected from human collection because of being private property, legal measures such as the creation of AMMR (Artificial Marine Micro-Reserves) should be considered with the future perspective of developing a network of small reserves that may help the viability of the species in the whole area. In any case, effort should also be directed towards providing information to the general public by the development of informative campaigns in order to make people aware of the grave danger of extinction that the species is facing.

New and updated quantitative data on the Mediterranean endangered limpet *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 along the Moroccan coast

Hocein Bazairi[a], Said Benhissoune[b], Sami Ben Haj[c], Abdelaziz Benhoussa[a], Atef Ouerghi[d], Hamid Rguibi Idrissi[e] & Free Espinosa[f]

The limpet *Patella ferruginea* Gmelin, 1791, endemic to the Mediterranean, is the most endangered invertebrate marine species and is threatened with extinction. Although the species was formerly distributed in the western Mediterranean Basin, today its Mediterranean range has been contracted to a few restricted areas. Therefore, in a conservation approach, it is of great importance to identify and quantify the structure of its remaining populations.

The presence of *Patella ferruginea* along the Mediterranean Moroccan coast has been reported in many locations but few quantitative data are available on its population structure. The present work addresses the first quantitative data for El Jebha locality population and updates the conservation status of the species on the Cala Iris Islet in the Al Hoceima National Park. In both sites, natural and artificial substrates were sampled.

The study of El Jebha was conducted on 2009 in the framework of the CAMP-MOROCCO project. Large and well structured population was recorded from Artificial habitats where mean densities (D) and mean length (L) (D: 3.66 ± 1.26 Ind./linear meter; L: 4.48 ± 6.08 mm) were higher than on natural habitats (D: 0.29 ± 0.31 Ind./linear meter; L: 3.66 ± 3.44 cm). Furthermore, multivariate analysis demonstrated differences in population structure (SIMPROF analysis) depending on the nature of the substrate.

The population of Cala Iris was firstly sampled in 2002 (MedMPA project) and seemed to be well established with a total of 110 individuals around the islet, a density of 0.23 Ind./m and a maximum length of 9 cm. On 2012, in framework of the PIM Initiative, a census was conducted on the Cala Iris islet and the natural and artificial neighbouring habitats. A total of 576 individuals was recorded around the islet with a density of 1.22 Ind./m, revealing a reserve effect. Furthermore, the population of *Patella ferruginea* of the Cala Iris islet was very dense and better structured than populations of the natural and artificial neighbouring areas.

Definitely, the role of small islands/islet as Marine Protected areas and the concept of Artificial Marine Micro-Reserve (AMMR) for the conservation of the species were discussed.

[a] *Faculty of Sciences, University Mohammed V-Agdal, Rabat, Morocco (hoceinbazairi@yahoo.fr)*
[b] *Faculty of Sciences, University Ibnou Zohr, Agadir, Morocco*
[c] *Cabinet THETIS Ecologue-Conseil, Bizerte, TUNISIE*
[d] *CAR/ASP, Tunis, Tunisie*
[e] *Faculty of Sciences, University Chouaib Doukkali, El Jadida, Morocco*
[f] *Laboratorio de Biología Marina, Universidad de Sevilla, Sevilla, Spain*

Percepción del fondo marino y su biodiversidad por medio del *snorkel* en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia

Cristina P. Corbeira[a], Raquel de la Cruz Modino[b], Erika González Méndez[c], Jacinto Barquín Diez[c], Mercedes Olmedo[d] & Rodolfo Barreiro Lozano[a]

El Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia (PNMTIAG) fue creado en 2002 con la finalidad de incluir en la Red de Parques Nacionales una representación de los sistemas naturales costeros y de la plataforma continental de la región Eurosiberiana. Está constituido por los archipiélagos de Cíes, Ons, Sálvora y Cortegada. Aquí, se describen en líneas generales un Proyecto fin de máster cuyo objetivo es estudiar la percepción del fondo marino y su biodiversidad que los usuarios del PNMTIAG tienen a través de la práctica del snorkel. Esta modalidad de buceo es la más sencilla, no requiere de titulación y sólo es necesario un equipo simple, lo que la convierte en un recurso para acercar los valores del Parque a un sector amplio de la población. El Proyecto se desarrollará en el archipiélago de Cíes que es el que recibe más visitantes y donde la demanda de esta actividad es mayor, pero se espera que las conclusiones sean aplicables al conjunto del Parque y a otras zonas costeras con actividad cultural, turística y recreativa similar. Tomando como base aspectos metodológicos de la ecología del paisaje, se aplicará una estructura jerárquica para desarrollar indicadores de paisaje (presencia de especies invasoras, índices de diversidad, porcentajes de cobertura...) englobados en diferentes conceptos (perturbaciones, complejidad, escala...). Con ellos se determinarán las zonas mejores para desarrollar la actividad del *snorkel* desde los puntos de vista visual y ecológico del paisaje submarino. Para ello, se dividirá el archipiélago en 4 sectores y se muestrearán 2 zonas por sector. En cada una de ellas se analizarán 8 parcelas de 20x20 metros repartidos entre intermareal (con marea alta) y submareal; todos los muestreos se realizarán con buceo *snorkel*. Además, para estimar la biodiversidad marina con la práctica de esta modalidad de buceo, se realizarán 10 transectos dentro de los itinerarios submarinos para *snorkel* que ya se realizan en el archipiélago. Cada transecto se hará tanto en la modalidad de buceo *snorkel* como en la modalidad de buceo SCUBA (Self Contained Underwater Breathing Apparatus). Se tomarán datos de número de especies como medida para el cálculo de la Riqueza Específica. Se utilizará el cociente entre la riqueza específica observada con *snorkel* y la observada con SCUBA como una manera objetiva de cuantificar la apreciación de la diversidad en una zona determinada mediante esta práctica. Paralelamente a los estudios biológicos, se valorará la gestión de la actividad del *snorkel* como medio para dar a conocer los valores naturales marinos del Parque mediante la realización de entrevistas semi-estructuradas a los gestores del PNMTIAG. También se realizarán encuestas a los usuarios del Parque con el fin de conocer el interés potencial de éstos por la actividad, su opinión acerca de los fondos marinos y su percepción de estos. Con este Proyecto se pretende mostrar el potencial de la actividad del *snorkeling* como medio de sensibilización ambiental y de ayuda para mejorar el conocimiento y la percepción del espacio protegido por parte de usuarios efectivos y potenciales. Además, se hará una propuesta de nuevos itinerarios de *snorkel* como actividad del Parque. Finalmente, se elaborará una serie de recomendaciones de buenas prácticas dirigidas a los visitantes que realizan *snorkeling* para enriquecer la práctica de esta actividad y disminuir su impacto sobre el medio natural.

[a] *Grupo BioCost; Departamento de Biología Animal, Vegetal y Ecología; Universidad de A Coruña (c.pcorbeira@udc.es)*
[b] *Instituto de Ciencias Políticas y Sociales; Universidad de La Laguna* [c] *Grupo de investigación Bioecomac, Universidad de La Laguna*
[d] *Instituto Español de Oceanografía (IEO)- Parque Nacional Illas Atlánticas*

The endangered orange coral (*Astroides calycularis*, Scleractinia: Dendrophylliidae) as habitat for invertebrate community

Terrón-Sigler A.,[a,b] León-Muez D.,[a] Peñalver-Duque P.[a] Marti-Morales, E.,[b] Infante-Díez, M.,[b] Morandini-Clapés, V.,[b] Sedano-Vera, F.[b] and F. Espinosa-Torre[b]

In the Mediterranean Sea there are no shallow water coral reefs, however, there are scleractinian corals that can reach up to 90% cover of bedrock from intertidal to 50 meters depth. The orange coral (Astroides calycularis) is an endemic species from the south-western Mediterranean and it is internationally protected because of its narrow distribution, its fragility to environmental changes and human activities developed on the coast. However, there are a few studies on its biology and ecology, even though this information is of great interest for the conservation of the species. In the present study, we evaluate the potential of the orange coral as habitat for other marine benthic species. In order to know the macrofauna community associated with the orange coral, its temporal variability and the influence of depth, we monthly isolated and collected three colonies at different depths (0, 5 and 10 m). Associated macrofauna were sieved and separated for further identification at the species level. The most important groups associated to the orange coral, in terms of abundance, were Polychaeta, Gammaridea, and Isopoda. The results of this study indicate the ecological relevance of the orange coral as habitat for many macrofauna groups that play an important role on marine trophic webs.

Key words: *Astroides calycularis*, Associated macrofauna, Invertebrate community, Crustacean, Mediterranean Sea.

[a]. *Asociación Hombre y Territorio. C/ Castellar nº 54-56. Local 2. C.P. 41003.Sevilla. Spain. www.hombreyterritorio.org*
[b]. *Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012 Sevilla, Spain.*
Corresponding author: terronsigler@hombreyterritorio.org

Cambios a largo plazo en las comunidades bentónicas de la Reserva Marina de las islas Medes: comparación con el litoral catalán

Aurora Martínez-Ricart[a], Cristina Linares[a], Enric Ballesteros[b], Javier Romero[a], María García[b], Boris Weitzmann[b], Mikel Zabala[a], Joandomènec Ros[a], Bernat Hereu[a]

Los ecosistemas marinos costeros desempeñan un importante papel ecológico tanto por su implicación en la productividad marina como por la biodiversidad que albergan, así como por los bienes y servicios que nos proporcionan. Pero muestran una elevada vulnerabilidad frente a perturbaciones tanto de origen natural como causadas por el hombre, y muchos de ellos están en declive a escala global. Los hábitats cercanos a la costa y en particular las comunidades de la zona infralitoral están especialmente afectados por las actividades humanas debido a su proximidad y las infraestructuras que conllevan.

Detectar los cambios que se producen en las comunidades infralitorales es esencial para comprender las transformaciones y los efectos de las perturbaciones en los ecosistemas, así como la efectividad de las medidas de gestión aplicadas. Los estudios de monitoreo a largo plazo son fundamentales para entender la dinámica y el funcionamiento de estos ecosistemas pero sobre todo para detectar los posibles cambios que se producen a lo largo del tiempo. Sin embargo, este tipo de estudios escasean debido a su dificultad tanto logística como económica. Un enfoque alternativo consiste en la recuperación de datos históricos con el fin de comparar las posibles diferencias en la composición y distribución de las comunidades bentónicas entre dos períodos separados por un intervalo de tiempo suficientemente largo.

La composición de las comunidades bentónicas mediterráneas empezó a estudiarse en España en la década de los setenta, coincidiendo con los primeros trabajos científicos descriptivos utilizando escafandra autónoma en el litoral catalán. Estos datos antiguos poseen un extraordinario valor a la hora de evaluar cómo eran estas comunidades en épocas pretéritas en un escenario de supuestamente menor presión humana. El objetivo de este estudio consiste en evaluar los cambios en la distribución y composición de las comunidades bentónicas de la Reserva Marina de las islas Medes (Mediterráneo noroccidental) mediante la comparación de dos conjuntos de datos separados por un intervalo de más de tres décadas (1977-2011). Asimismo, se ha intentado comprobar si los cambios detectados en esta reserva marina tienen lugar a mayor escala espacial y en zonas no protegidas del litoral del Mediterráneo noroccidental, tomando como referencia datos bibliográficos y muestreos actuales.

La comparación temporal en las islas Medes se ha realizado repitiendo durante el año 2011 los mismos transectos realizados en 1977, utilizando las mismas técnicas de muestreo. Para el análisis estadístico se ha utilizado un PERMANOVA con datos semicuantitativos, debido a que el tipo de datos disponibles de los períodos anteriores no siempre permitía la comparación cuantitativa. Los cambios en la composición específica de las comunidades se han establecido mediante un análisis SIMPER.

Los resultados muestran cambios significativos entre 1977 y 2011 en la composición de especies de las comunidades fotófilas y hemiesciáfilas dentro de la Reserva Marina de las islas Medes, siendo el más relevante la desaparición de la comunidad de *Codium vermilara*. El mismo resultado se observa al tener en cuenta múltiples localidades situadas a lo largo del litoral catalán. La especie *Codium vermilara* presenta actualmente muy bajas densidades, al contrario de lo que ocurría en las décadas de los 70 y 80, cuando formaba una comunidad muy característica que ha desaparecido a lo largo de todo el litoral catalán.

[a]Departament d'Ecologia , Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona (UB). Avda. Diagonal 643, 08028 Barcelona. (auroramartinez@ub.edu)
[b]Centre d'Estudis Avançats de Blanes, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CEAB-CSIC). C/d'accés a la Cala St. Francesc 14, 17300 Blanes (Girona)

Biological monitoring of the discharge areas of the main drainage basins of Lisbon in the Tagus estuary, Portugal: evidence of improvement on the conservation of macroinvertebrates communities after new developments in the respective sanitation infrastructures

Maria José Costa[a,b], Inês Metelo[c], Pedro Raposo de Almeida[a,d], Gilda Silva[a], Carla Azeda[a], João Paulo Medeiros[a], Erica Sá[a], Maria João Tavares[a] and José Lino Costa[a,b]

Introduction

The Municipality of Lisbon and the Center of Oceanography have developed since 2009 a monitoring program of the biological communities adjacent to the collectors' discharge of drainage basins of the Alcântara, Terreiro do Paço, Chelas and Beirolas, located in the Tagus estuary. The study focused on the analysis of the benthic macroinvertebrates and on some environmental parameters that most directly affect them, such as granulometry and total organic matter (TOM) in sediments. Because of their close association with the substrate, sedentary life and fairly short life cycles, species which make up the benthic communities, especially macroinvertebrates, respond directly and rather quickly to even small changes in the aquatic environment (Bilyard, 1987). Furthermore, since these organisms are in the lower trophic levels of the food web, impacts that they may suffer will have clear implications for the higher trophic levels, particularly to cephalopods, decapod crustaceans and fish (Herman *et al*., 1999). Given these characteristics, benthic macroinvertebrates allow a relatively quick and efficient analysis of the conservation status of aquatic communities, as well as to assess the magnitude and spatial-temporal distribution of human impacts in these environments (Pearson, & Rosenberg, 1978).

The aim of this study in Alcântara was to verify if the alterations made to the wastewater treatment plant finalized in the beginning of 2011, with the completion of secondary treatment of effluents, led to an improvement on the ecological status of adjacent biological communities. With the same objective was established in Terreiro do Paço, where the previous untreated effluent was also connected in 2011 to the pipeline of the Alcantara's wastewater treatment plant. Regarding Beirolas and Chelas this study intended to assess the potential impact of these sanitation infrastructures that are in full operation since 2001.

[a] *Centro de Oceanografia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal. (mjcosta@fc.ul.pt)*
[b] *Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, Portugal. 1749-016 Lisboa.*
[c] *Câmara Municipal de Lisboa, Departamento de Ambiente e Espaço Público, Direção Municipal de Ambiente Urbano, Av. 24 de Julho, 171 C, 1399-021 Lisboa.*
[d] *Departamento de Biologia, Universidade de Évora, 7002-554 Évora, Portugal.*

Material and Methods

The experimental design was similarly developed in the different sampling areas, including a set of impact sampling stations, under the direct influence of the outfalls, and a set of control sampling stations, out of the zone where the effects of the effluent were significant. At each location, the impact and control sampling stations were arranged in three radial (A, B, C) at growing distance from the outfalls. The sampling campaigns were held in 2009, 2010 and 2011 for Alcântara and Terreiro do Paço, and only in 2010 and 2011 for Chelas and Beirolas, using different sampling gears due to site conditions. At Alcântara, Terreiro do Paço and Chelas, the collection of sediment and benthic macroinvertebrates was conducted using a 0.1 m^2 Day grab. At Beirolas, sampling was carried out using a 0.05 m^2 van Veen grab. For Alcântara, Terreiro do Paço and Chelas nine samples in impact stations and six samples in control stations were collected by year for each site. At Beirolas eight samples in impact stations and twenty-four samples in control stations were collected by year. All sediment samples were fixed and preserved in a 4% buffered formalin solution and stained with Bengal Rose. All samples were sorted, identified to the lowest possible taxonomic level and counted. Additional samples were collected for analysis of granulometry and TOM.

Taxa richness, taxonomic diversity and density or organisms, and the Multivariate Marine Biotic Index (M-AMBI) were analysed by sampling station and year. The M-AMBI gives a general overview of the quality status of the different sites using macroinvertebrates communities.

Results

Sampling stations, both of impact and control, for the 4 sites in the study, were characterized by a predominance of fine elements in sediment and the TOM was generally higher than 5%.

Results showed higher taxonomic richness at Alcântara and Terreiro do Paço, very few taxa at Chelas and intermediate values at Beirolas. Density showed high variability within each site, with the highest values recorded at Beirolas and the lowest at Chelas.

As for taxonomic richeness, diversity revealed the same trend in all sites.

Concerning the M-AMBI values, at Alcântara, the radial nearest the outfall (A) passed from a poor status in 2009 and 2010 to a moderate status in 2011. The middle radial (B) improved from a bad status in 2009 to a good status level in 2010 and 2011 and the furthest (C) improved from a moderate status in 2009 to a good status in 2010, reaching a high status in 2011.

Regarding Terreiro do Paço, there was also a trend for the improvement of ecological status after the recent sanitation developments. Radial A changed from a poor status in 2009 to moderate status in 2010 and 2011. Radial B, improved from a poor status in 2009 to a good status in 2010 and 2011. Radial C was an exception, changing from a poor status in 2009 to a moderate status in 2010 and returning to a poor status in 2011.

At Beirolas, in both monitoring years, all structure parameters were very consistent in all sampling stations. This area showed a moderate/high ecologic status for all sampling stations. However, in 2011 there was a slightly decrease of this index in relation to 2010.

In 2011, Chelas showed a bad ecologic status at the impact stations near the outfall (radial A and B), and radial C showed a poor ecological status. Comparing to the results obtained in 2010, only this latter radial macroinvertebrates communities were slightly improved.

Discussion/Conclusion

Organic matter in the sediments of the study areas may be considered high and characteristic of zones exposed to high organic loads from anthropogenic origin, since unpolluted muds usually have organic matter contents between 0.5% and 5.0% (Hily, 1984). Naturally, the predominance of fine elements in sediments in the study areas enhances the accumulation of organic matter on their bottom, since the particles of organic matter are more easily retained when the space between the grains of the sediments is reduced (Creutzberg *et al*., 1984).

The end of the work to complete the secondary treatment of effluents in Alcântara's wastewater treatment plant, in 2011, has allowed the recovery of benthic macroinvertebrates communities adjacent to the outfall of the basin, which have never been particularly affected because of the high hydrodynamism of the region. Regarding Terreiro do Paço, the predominant hydrodynamic conditions has also allow a reasonable preservation of this area and this area was not much degraded before the disposal of the untreated effluent, and showed some improvements after its elimination. The fact that the most degraded area is currently the one located farthest from the old effluent outfall, with a quality decrease in the last year, seems to indicate that at least part of such contamination may have origin in other sources which are still active. The discharge of the Beirolas' basin is not causing significant impacts on the surrounding environment. The high environmental deterioration of the adjacent area to the drainage basin of Chelas can be derived from the respective discharges or other local causes of ancient or recent origin.

Therefore, the communities of macroinvertebrates of the sites studied, with the exception of Chelas, showed no signs of significant degradation, though they are somehow depleted when compared with other communities in the lower region of the Tagus estuary (Chainho, 2010). The strong hydrodynamics of the Tagus estuary certainly plays an important role in this situation which allied with the new developments in the sanitation infrastructures of Alcântara and Terreiro do Paço may be responsible for the recent improvements in those areas.

The continuing of this monitoring program will allow to verify the maintenance of these trends and to assess if the recent infrastructure developments will continue to promote an improvement in the status of the benthic macroinvertebrates communities of the littoral zone of the Municipality of Lisbon.

References

Bilyard, G. 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin* **18**: 581–585.

Chainho, P., G. Silva, Lane, M. F., Costa J.L., Pereira T., Azeda, C., Almeida, P. R., Metelo, I. & Costa, M. J. 2010. Long- Long-term trends in intertidal and subtidal benthic communities in response to water quality improvement measures. *Estuaries and Coasts* **33**:1314–1326.

Creutzberg, F., P. Wapenaar, G. Duineveld & N. Lopez Lopez, 1984. Distribution and density of the benthic fauna in the Southern North Sea in relation to bottom characteristics and hydrographic conditions. *Rapp. P.-V. Réun. Cons. Internat. Explor. Mer*, **183**: 101-110.

Herman, P.M.J., J.J. Middelburg, J. van de Koppel & C.H.R. Heip. 1999. Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research*, **29**: 195–240.

Hily, C. 1984. *Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hyper-trophiques de la rade de Brest*. Tese de Doutoramento. Université de Bretagne Occidentale, Brest.

Pearson, T.H. & R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, **16**: 229–311.

Assessment of the subtidal macrobenthic community functioning of a temperate estuary following environmental restoration

Helena Veríssimo[a*], Julie Bremner[b], Clément Garcia[b], Joana Patrício[a], Pieter van der Linden[a] & João Carlos Marques[a]

Biological Traits Analysis (BTA) is a recently proposed method for addressing ecological functioning based on traits exhibited by members of biological assemblages. This multi-trait approach was applied to the soft-bottom subtidal macrobenthic communities of the Mondego estuary (Portugal), aiming to assess its functioning following a management measure implemented in this system. In particular, the response of benthic assemblages to restoration efforts was investigated over a 5-year period, testing for temporal differences before and after management, in order to assess the effectiveness of this recovery action.

BTA revealed to be a useful approach providing valuable information on the functioning of the subtidal benthic communities. Overall, results suggested that there have been some changes in the ecosystem over the study period, although the success of the management measure at the benthic functional level revealed unclear. The climatic variability experienced in the estuary over the monitoring period seemed to have played a significant role in masking the potential effects of restoration. Furthermore, evidence suggested a possible persistence in the benthic functioning despite the occurrence of shifts in taxonomic composition, assured by the potential ability of different species with an alike set of traits to perform similar roles in the ecosystem.

To best of our knowledge, this study constituted one of the first attempts to investigate the effects of a management measure in an estuary by means of Biological Traits Analysis. As such, it can thus be useful as a guideline for further management actions in the Mondego estuary extendable to other poikilohaline estuaries as well, and to provide insights on the BTA application to this type of ecosystems.

*[a]IMAR – Institute of Marine Research, Department of Life Sciences, Faculty of Sciences and Technology, University of Coimbra, 3004-517 Coimbra, Portugal (helenaverissimo@ci.uc.pt)**
[b]Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science, Lowestoft Laboratory, Pakefield Road, Lowestoft, Suffolk NR33 0HT, United Kingdom

Sensitive Habitats off Canary Islands seamounts. I

Bruno Almón[a], Marcos González-Porto[a], Roberto Sarralde[a], José Manuel González-Irusta[b], Beatriz Arrese[c], Sebastián Jiménez[a], Cristina Boza[a], Pablo Martín-Sosa[a]

Under the framework of INDEMARES, a Life+ Project by European Commission to inventory and map sensitive habitats off several Spanish marine areas, several surveys have taken place since 2009 to 2011 at 'Amanay' and 'El Banquete' waters (two seamounts located southwest of Fuerteventura, Canary Islands). Traps, longlines, beam trawls, benthic dredges and box corers have been used to sample benthic fauna. These last two, plus EM 3002 multibeam echosounder, PS 18 parametric sub bottom profiler, EA600 monobeam sounder, Seapath 200 positioning sensor and SV Plus sound velocity calibration sensor were used to make a geophysical study which provides a range of environmental factors.

Presence data from habitat building species are introduced in habitat suitability models such as Ecological-Niche Factor Analysis (ENFA) and Maximum Entropy Analysis (MAXENT), both designed to evaluate the geographical distribution of these species depending on environmental factors as depth, reflectivity (bottom type), slope, facing, etc.

The work results in habitat suitability maps of identified habitat building species. These results allow us to map sensitive habitats in the study area, to assess its potential to be declared as a Marine Protected Area, and to zone for different protection/usages regimes. Competent environmental administration will be responsible for execute this several geographic/usage levels protection.

Results are going to be useful to determine the sampling design of remaining surveys in the framework of the project.

[a] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias (bruno.almon@ca.ieo.es)*
[b] *C/ Meléndez Pelayo, 16, 7º D. Castrourdiales (Cantabria, Spain)*
[c] *Instituto Español de Oceanografía,Sede Central, Madrid*

Sensitive Habitats off Canary Islands seamounts. II

Bruno Almón[a], Marcos González-Porto[a], Roberto Sarralde[a], José Manuel González-Irusta[b], Beatriz Arrese[c], Sebastián Jiménez[a], Cristina Boza[a], Pablo Martín-Sosa[a]

Under the framework of INDEMARES, a Life+ Project by European Commission to inventory and map sensitive habitats off several Spanish marine areas, several surveys have taken place during years 2010 and 2011 at 'Banco de La Concepción' waters (a seamount located sixty miles northeast of Lanzarote, Canary Islands). Traps, longlines, beam trawls, benthic dredges and box corers have been used to sample benthic fauna. These last two, plus EM 3002 multibeam echosounder, PS 18 parametric sub bottom profiler, EA600 monobeam sounder, Seapath 200 positioning sensor and SV Plus sound velocity calibration sensor were used to make a geophysical study which provides a range of environmental factors.

Presence data from habitat building species are introduced in habitat suitability models such as Ecological-Niche Factor Analysis (ENFA) and Maximum Entropy Analysis (MAXENT), both designed to evaluate the geographical distribution of these species depending on environmental factors as depth, reflectivity (bottom type), slope, facing, etc.

The work results in habitat suitability maps of identified habitat building species. These results allow us to map sensitive habitats in the study area, to assess its potential to be declared as a Marine Protected Area, and to zone for different protection/usages regimes. Competent environmental administration will be responsible for execute this several geographic/usage levels protection.

Results are going to be useful to determine the sampling design of remaining surveys in the framework of the project.

[a] *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias (bruno.almon@ca.ieo.es)*
[b] *C/ Meléndez Pelayo, 16, 7º D. Castrourdiales (Cantabria, Spain).*
c Instituto Español de Oceanografía,Sede Central, Madrid

Conservation and management of *Ruppia cirrhosa* genetic resources from south of Iberian Peninsula.

Jose Martínez-Garrido[a], Mercedes González-Wangüemert[a], E. Serrão[a]

Molecular markers are a powerful tool for assessing genetic diversity, providing information on a wide range of ecological and evolutionary processes, which are essential for the establishment of proper conservation and management strategies. Genetic, species and ecosystem diversity are recognized by IUCN as different components of biodiversity. Seagrass communities group these three levels, developing an essential role in marine ecosystems: high primary production, stabilizing sediments, protecting shoreline, improving the quality of coastal waters (contribution of oxygen, turbidity reduction, etc), acting as a carbon sink, and structuring habitats which constitutes nursery, feeding and reproduction areas to many marine species. However, nowadays, about 25% of seagrass are classified by IUCN as threatened or near threatened as result of numerous impacts (eutrophication, habitat destruction, global change) being reduced its surface around 110 Km^2 from 1980 to 2006.

R. cirrhosa (Petagna) Grande, the ditchgrass, is monoecius species with a surface reproductive mode (Ackerman 2006). It is widespread in temperate coastal waters of Europe, Africa, Asia and North-America (Short *et al*. 2007). Its wide tolerance to salinity, irradiance and temperature allows *R. cirrhosa* to colonize a wide variety of habitats, such as, coastal lagoons, shallow bays and salterns systems. The life strategy of *R. cirrhosa* is affected by temporal variability in water levels, adopting an annual/permanent strategy under absence/presence of water (Gesti *et al*. 2005). Genetic research on *R. cirrhosa* is scarce, comprising only three studies on Mediterranean populations that found high diversity at small spatial scale using chloroplast genes (Triest and Sierens 2009, 2010, 2011).

The aims of this study are to evaluate the genetic diversity of *Ruppia cirrhosa* Petagna (Grande) in the South and West of the Iberian Peninsula to improve the knowledge of its genetic structure and connectivity patterns. This information allow us to suggest right managment rules about its conservation. *R. cirrhosa* was sampled along the South and West Iberian Peninsula coasts in 10 localities including: Santa Pola salterns (Alicante, SE Spain), Mar Menor coastal lagoon (Las Encañizadas, Los Urrutias and Los Narejos, Murcia, SE Spain), Calblanque salterns (Murcia, SE Spain), Guadiana River (Huelva, SW Spain), Ria Formosa lagoon (Tavira and Quinta de Lago, South Portugal), Trafal lagoon (South Portugal) and Obidos lagoon (Northwest Portugal). Forty samples separated by >1 m were collected in each locality, cleaned by removing the epiphytes and stored in silica gel. DNA was extracted using the Doyle & Doyle (1987) protocol. Four fragments of genes (nuclear (ITS), mitochondrial (nad7) and clorophastidial (trnL-F and trnG)) were amplified. Also we obtained cross-amplification for our species in three microsatellites loci from *Ruppia maritima* (Yu *et al.*, 2009) and therefore they were included in this study.

Our results showed a single haplotype for each gene studied in all sampled localities including a wider geographic range. This result was corroborated by one microsatellite locus (RUMR19) showing a single allele in homozygosis for all individuals. The other two loci (RUMR4 & RUMR11) detected genetic variability among populations with the highest number of alleles, observed and expected heterozygosity in Mar Menor populations, although Obidos and Santa Pola populations showed an important excess of heterozygotes too. Multivariate analysis explained more than 80% of observed genetic variance, differentiating three groups: i) Trafal, ii) Tavira & Calbanque and iii) the other populations.

These results highlight the need of further studies focused on the genetic variability of *R. cirrhosa,* which despite being considered as "cosmopolitan species" is genetically homogeneous in a wide geographical range at least for the four genes studied and one microsatellite locus. This low genetic variability would decrease the potential of populations to adapt to changing biotic and abiotic factors. However, promising results are expected from new microsatellites loci allowing the assessment of nuclear genetic diversity of this species.

[a] *CCMAR, CIMAR-Laboratório Associado Faculdade de Ciências e Tecnologias, Universidade do Algarve Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal (jmgarrido99@gmail.com)*

Colonización bentónica tras la restauración ambiental de las marismas del Biotopo Protegido de Iñurritza (Gipuzkoa)

Mikel A. Marquiegui, Florencio Aguirrezabalaga, Idoia Adarraga, Igor Cruz, Julián Martínez & José María Ruiz

La regata de Iñurritza es un pequeño curso de agua que desemboca directamente en el margen oriental de la playa de la villa gipuzkoana de Zarautz. Su tramo final, formado por el estuario y la franja costera existente a ambos lados del mismo, fue declarado en 1997 como Biotopo Protegido. Alberga en un espacio reducido (51,7 Ha) y diverso, una de las mejores representaciones de los ecosistemas costeros característicos de la costa vasca, destacando los acantilados, las marismas y un complejo dunar de superficie y conservación excepcionales en el País Vasco.

Tradicionalmente, a esta regata se han vertido las aguas residuales urbanas del municipio de Zarautz, por lo que este medio ha sufrido una fuerte contaminación, principalmente de origen orgánico. A partir de la puesta en marcha del emisario submarino de Zarautz (Agosto 1990) el volumen de los vertidos contaminantes se redujo considerablemente (30-40% del vertido total). Posteriormente se han realizado obras que han reducido este porcentaje. Desde entonces, estudios realizados han mostrado a lo largo de los años pequeños cambios que indican mejoras en la condición ambiental (Insub, 1999; Insub, 2000-2010; Insub, 2009), si bien la regata se encuentra aun influenciada por la contaminación orgánica.

En 2009 la Diputación Foral de Gipuzkoa ejecutó el "Proyecto de Mejora Ambiental del Biotopo de Iñurritza", que contemplaba entre otros objetivos la recuperación para el estuario de terrenos reclamados para uso agrícola, recreando mediante excavaciones y rellenos las condiciones para el desarrollo de marismas en la margen derecha de la regata. Tras la finalización de las obras de restauración, y a lo largo de dos años, se ha estudiado estacionalmente la evolución de las nuevas zonas intermareales creadas, analizando los sedimentos y el proceso de colonización por parte de la macrofauna bentónica y la vegetación halófila.

S.C. INSUB. Okendo Museoa, Zemoria 2, P.K. 3223, Donostia 20013 (insub@euskalnet.net)



Figura 1. Situación de las estaciones de muestreo sobre fotomontaje de la propuesta de ordenación.

Se designaron dos estaciones situadas en los canales de desagüe de los terrenos recuperados de la margen derecha de la regata (Figura 1). En cada una se tomaron muestras de sedimento para el análisis granulométrico y de contenido en materia orgánica y metales pesados. Para la caracterización sedimentológica se procedió a la desecación del sedimento (100 g) durante 24 horas a 105 ºC. Una vez secas, las muestras se lavaron en un tamiz para eliminar la fracción menor a 63 μm. Tras volver a secar y pesar para evaluar la pérdida de la fracción más fina, el remanente se tamizó a través de una columna de tamices (-1 a 5 phi ó 2 mm a 0,063 mm de luz). Posteriormente se pesó cada fracción granulométrica. Para la clasificación de los distintos tipos sedimentarios se han seguido los criterios de Junoy (1988), basados a su vez en la escala de Wentworth (1922) y en Larsonneur (1977). El contenido en materia orgánica se estima por medida de la pérdida de peso por ignición. Se toman 30 g de sedimento, secado previamente a 105ºC y convenientemente homogeneizado para evitar agregaciones y heterogeneidad, y se calcinan a 560ºC durante 6 horas. La diferencia entre peso seco y calcinado se toma como índice del contenido en materia orgánica del sedimento. El análisis del contenido en metales pesados se realizó mediante el método McGrath, excepto en el caso del mercurio en el que se utilizó US EPA 4743 (modificado).

Para el estudio de la fauna bentónica se han tomado en cada estación tres réplicas mediante un cilindro "corer" de 140 cm^2 de superficie y 20 cm de profundidad. El sedimento más superficial

(los primeros 5cm) se tamizó con un cedazo de 0,5 mm de luz de malla, mientras que los 15 cm restantes por un cedazo de 1 mm de luz de malla. A la hora de elaborar los listados faunísticos se han utilizado los datos de ambas fracciones (superficial y profunda), considerando todos los individuos como mayores de 0,5 mm. Esta metodología se considera una buena aproximación al cribado de toda la muestra por 0,5 mm (Bachelet, 1987), minimizando el esfuerzo de procesamiento de las muestras, y ha sido utilizado en trabajos similares en la costa vasca (Garmendia *et al*, 2003; Marquiegui & Aguirrezabalaga, 2009). En áreas dominadas por fauna de pequeño tamaño permite, además, caracterizar eficientemente la comunidad en términos de abundancia y biomasa (Rodrigues *et al*, 2007). Asimismo, se realizó en cada muestreo una inspección visual de la zona, estimándose la composición y distribución de las especies halófilas principales.

Los resultados del análisis granulométrico muestran que los sedimentos analizados son fangos en ambas estaciones, siendo en contenido medio de fango y de materia orgánica ligeramente superior en la estación más interna RST1 (81,47% y 13,13%, respectivamente) que en la estación RST2 (70,84% y 10,89%). Respecto al contenido en metales pesados, se aprecia una tendencia general de progresiva disminución de la concentración media de todos los metales analizados, especialmente en la estación RST2. El mayor descenso se ha observado en los metales plomo, cromo y cadmio.

Los resultados obtenidos en el estudio de la fauna bentónica muestran un rápido proceso de colonización. Al mes de la finalización de las obras de restauración, se aprecia una gran abundancia de unas pocas especies bentónicas de pequeño tamaño, principalmente oligoquetos y larvas de quironómidos, dominantes en términos de abundancia y biomasa. En el conjunto de muestras del primer año de estudio se recolectaron 3.609 individuos pertenecientes a 7 taxones, con una biomasa total de 0,1784 g. En agosto de 2010, diez meses después de la restauración, se identificaron unos pocos individuos de dos de las especies principales de la comunidad de Scrobicularia plana-Cerastoderma edule: el poliqueto *Hediste diversicolor* y el molusco *Scrobicularia plana*. A lo largo del segundo año se aprecian cambios en el proceso de colonización. En conjunto se recolectaron 4.335 individuos con una biomasa total de 0,6920 g. La riqueza específica aumenta hasta 16 taxones, con la aparición de especies bentónicas típicas de ecosistemas estuarinos, como los poliquetos *Streblospio shrubsolii* y *Nephtys hombergii*, el gasterópodo *Hydrobia ulvae*, los isópodos *Lekanesphaera hookeri* y *Paragnathia formica*, y los anfípodos *Haustorius arenarius* y *Gammarus chevreuxi* entre otras. Aunque los oligoquetos continúan siendo el taxón más abundante, se aprecia un notable descenso de la abundancia de larvas de quironómidos. Por otra parte se produce un aumento en la abundancia del poliqueto *H. diversicolor*, presente en todas las muestras y en ambas estaciones, y que domina la comunidad en términos de biomasa. Algo semejante, aunque de menor intensidad, ocurre con el molusco bivalvo *S. plana*: si en la anterior campaña, en el conjunto de todas las muestras, se recolectó un único ejemplar, en ésta su número ha aumentado, 4 ejemplares en la estación RST1 y 6 ejemplares en RST2, repartidos en tres de las cuatro muestras. Estos resultado demuestran que el proceso de colonización se encuentra en proceso hacia el establecimiento de la comunidad de Scrobicularia plana-Cerastoderma edule, predominante en los sedimentos arenofangosos y fangosos de los estuarios de la costa vasca (Borja *et al*, 2004).

El comienzo del desarrollo de la vegetación halófila no se produce hasta pasados siete meses, con la presencia de matas aisladas de *Spartina alterniflora*, *Atriplex prostrata*, *Bolboschoenus maritimus* y *Limonium* sp. Estas y otras especies típicas de las marismas cantábricas aumentan su distribución en fases posteriores, formando al final del periodo de estudio una cobertura tupida en la zona restaurada.

A tenor de los resultados obtenidos, se podría concluir que las obras de restauración ambiental realizadas han recreado con éxito las condiciones para el desarrollo de marismas en el Biotopo de Iñurritza, si bien la recuperación completa de ecosistemas degradados hasta conseguir la composición y diversidad de la biota original es un proceso que requiere periodos de tiempo superiores (Borja *et al*, 2010).

Bibliografía

Bachelet, G. 1987. Processus de Recrutement et Role des Stades Juvéniles d´Invertébrés dans le Fonctionnement des Systèmes Benthiques de Substrat Meuble en Milieu Intertidal Estuarien. *Tesis Doctoral. Universidad de Bordeaux*, 478 pp.

Borja, A., F. Aguirrezabalaga, J. Martínez, J.C. Sola, L. García-Arberas, J.M. Gorostiaga, 2004. Benthic communities, biogeography and resources management. In: Borja, A., Collins, M. (Eds*.). Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography Series, vol. 70. Elsevier, Amsterdam, pp. 455–492.

Borja, A., D.M. Dauer, M. Elliot, C.A. Simenstad, 2010. Medium- and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness. *Estuarine and Coasts*, 33: 1249-1260.

Garmendia, L., M. Marquiegui, F. Aguirrezabalaga, I. Cruz, L. Cantón, 2003. Efecto de la desaparición de los vertidos de aguas residuales urbanas sobre la comunidad reducida de Macoma en las islas del estuario del río Bidasoa (golfo de Vizcaya). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, (1-4), 265-281.

Insub, 1999. Estudio medioambiental de la regata de Iñurritza. *Informe técnico para la Diputación Foral de Guipúzcoa*, 44 pp.

Insub, 2009. Caracterización bentónica del tramo medio de la desembocadura de la regata de Iñurritza previa a la restauración ambiental. *Informe técnico para la Diputación Foral de Guipúzcoa,* 17 pp.

Insub, 2000-2010. Evaluación de la situación ambiental de la regata de Iñurritza. *Informe técnico anual para la Diputación Foral de Guipúzcoa*.

Junoy, J. 1988. Estudio de la Macrofauna Intermareal de Sustrato Blando de la Ría de Foz (Lugo). *Tesis Doctoral. Universidad de Alcalá de Henares*, 619 pp.

Larsonneur, C. 1977. La cartographie de depóts meubles sur le plateau continental français. Méthode mise au point et utilisée en Manche. *Journal de Recherche Océanographique*, 2(2): 33-39

Marquiegui, M.A., Aguirrezabalaga F. 2009. Colonization process by macrobenthic infauna after a managed coastal realignment in the Bidasoa estuary (Bay of Biscay, NE Atlantic). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84: 598–604

Rodrigues, A. M., S. Meireles, T. Pereira, V. Quintino, 2007. Spatial heterogeneity recognition in estuarine intertidal benthic macrofaunal communities: influence of sieve mesh-size and sampling depth. *Hydrobiologia*, 587: 37-50.

Fitness of two Mediterranean coastal rocky fishes: the role of Marine Protected Areas and stochastic autumn heavy storms

Núria Viladrich[a], Sergio Rossi[a], Angel López[b], Covadonga Orejas[c]

During the last three decades several studies of fish density, reproductive traits and condition showed a clear contrast outside and inside marine protected areas. The trophic complexity and the available food changes depending on the protection level and the complexity of the food chains due to the presence of predators have been key points argued for such trends. The food availability inside and outside of the MPA will be reflected in the fitness of fishes (energy reserves in the form of lipids). Stochastic effects (e.g. easterly heavy storms) may change the seascape and the presence and abundance of some species which may be essential food for the fish population fitness inside and outside the MPAs. To better understand the effects of the MPAs (Medes Islands and Montgrí coast) in the population fitness before and after a heavy easterly storm we studied the biochemical levels (protein-carbohydrate-lipid balance), trophic markers and stable isotope of *Diplodus sargus* and *Pagellus erythrinus* (species representative of rocky sublittoral areas with differences in their distribution, density, diet preferences and trophic impact in the community). These indirect tools may be good indicators to investigate the MPA effects and the potential changes of food availability in fish populations. The results showed by the stable isotopes reflect that in MPA these fishes feed more on algae whilst outside the feeding behaviour is more omnivorous. The fatty acid trophic markers confirm this idea, being more concentrated inside the MPA. After the heavy storm of December 2008 the indicators of *Pagellus erythrinus* have a very similar trend inside and outside the MPA, but the fitness seems to be clearly lower respect the previous year. *Diplodus sargus*, an opportunist species, seems to have a different capability to store energy, being less affected than the *Pagellus erythrinus* by the storm effects. These results explain the importance of trophic strategies of fishes in their potential fitness recovery after stochastic events, as well as the role of healthier ecosystems as the MPAs.

a *Intitut de Ciència i Tecnologia Ambientals (UAB), Campus UAB s/n, Barcelona 08193 (SPAIN) (nuria.viladrich@uab.cat)*
b *Instituto Ciencias del Mar (CSIC), Paseo Juan de Borbón s/n, Barcelona 08039 (SPAIN)*
c *Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Santander. Promontorio de San Martín s/n, 39004 Santander (SPAIN)*

Composición y distribución espacial de la fauna bentónica del LIC "Acantilados y Fondos Marinos de Calahonda – Castell de Ferro" (Mar de Alborán)

Pablo Marina[a], José L. Rueda[b], Jorge Baro[b], Teresa García[b], Carmen Salas[a], Serge Gofas[a], J. Enrique García-Raso[a], Nieves López-González[b], Francina Moya[b], Raúl Laiz-Carrión[b]

Los "Acantilados y Fondos Marinos de Calahonda-Castell de Ferro", situados en la costa de Granada, fueron declarados como Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) en Diciembre de 2000, con el objetivo de contribuir a mantener la biodiversidad de la región biogeográfica del Mediterráneo de la que forman parte. No obstante la información disponible sobre las comunidades bentónicas presentes en este LIC es escasa, destacando un informe técnico realizado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía referente a los valores naturales del entorno, y que en lo referente al medio marino hace hincapié en las especies intermareales y en aquellas que se encuentran al amparo de normativas reguladoras o de protección (Consejería de Medio Ambiente, 2007). De esta manera surge la necesidad de un estudio faunístico y ecológico en profundidad sobre los organismos asociados a diferentes tipos de fondos blandos del LIC. Esta carencia es la que viene a cubrir el proyecto de carácter interdisciplinar "Estudio previo para la protección y ordenación, y determinación de una reserva de pesca en el área marítima de los términos municipales de Calahonda y Castell de Ferro, en la provincia de Granada" (RECALA), diseñado y ejecutado por el Instituto Español de Oceanografía y financiado por Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía. Uno de los objetivos prioritarios del proyecto es el estudio de las comunidades bentónicas infralitorales y circalitorales (con especial énfasis en peces, moluscos, crustáceos y equinodermos) presentes en el LIC. Dicho estudio pretende contribuir al establecimiento de un Área Marina Protegida, otorgando un estatus de protección legal que permita la conservación de manera efectiva de la biodiversidad asociada a este enclave.

Se ha estudiado la composición y la distribución espacial de las asociaciones de moluscos, crustáceos (fundamentalmente decápodos), equinodermos y peces en relación a las características del sedimento de los fondos marinos del LIC "Acantilados y Fondos Marinos de Calahonda-Castell de Ferro", Granada (Figura 1). Un total de doce estaciones fueron muestreadas en el mes de Julio de 2010, distribuidas a lo largo de cuatro transectos perpendiculares a la línea de costa y a tres profundidades diferentes correspondiendo con el infralitoral (30 - 35 m), el circalitoral somero (35 - 60 m) y el circalitoral profundo (más de 60 m) (Figura 1). Las muestras de fauna bentónica fueron tomadas con una draga de 42x22 cm de ancho y una red de 4 mm de luz de malla, mientras que las muestras de sedimento superficial se tomaron con una draga Box-corer de 10×17 cm y 37 cm de penetración máxima, y una draga shipek, para la caracterización del fondo marino. Mediante una embarcación se realizaron lances de 5 minutos de duración a una velocidad de 1,8 nudos por hora, lo que supone un área de muestreo de 117m^2 por cada muestra en cada estación de muestreo. Esta técnica de muestreo es adecuada para el estudio de las asociaciones de moluscos sobre fondos blandos dado su patrón de distribución en mosaico, así como para la recolección de organismos con mayor movilidad como son los decápodos y equinodermos.

La caracterización de las especies se realizó en función de: (1) la abundancia (N) de cada especie en el área muestreada (117m^2), (2) Índice de Frecuencia (%F), que indica el porcentaje de muestras en las que una determinada especie está presente e (3) Índice de Dominancia (%D), que indica el porcentaje de individuos de una determinada especie frente al total recolectado. Para la caracterización de la comunidad se calculó la riqueza específica (S), el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el Índice de Equirrepartición (J'), que se obtuvieron mediante la aplicación DIVERSE (programa PRIMER). Para verificar la distribución normal de los datos, se realizó el test de Kolmogorov-Smirnov para cada uno de los índices ecológicos y de la abundancia, para luego poder realizar análisis de la varianza (ANOVA) de una vía y probar estadísticamente las diferencias en los valores de los índices entre grupos de muestras. En el caso de no cumplir con los requisitos de la ANOVA, se realizó un test de Kruskal-Wallis. Para estos análisis estadísticos se utilizó el programa SPSS v16.0.

Los datos faunísticos cuantitativos así como los cualitativos (presencia/ausencia) fueron analizados mediante técnicas estadísticas multivariantes no paramétricas, incluyendo la clasificación (CLUSTER) y ordenación multi-dimensional (MDS), a partir de una matriz de similitud basada en el índice de similitud de Bray-Curtis. El objetivo fue identificar las diferentes asociaciones de fauna bentónica (moluscos, crustáceos, equinodermos y peces) que habitan el área estudiada, así como analizar las similitudes entre las estaciones de muestreo y las asociaciones de acuerdo a las características sedimentológicas. Para analizar estadísticamente las diferencias entre los grupos de muestras de acuerdo a diferentes factores (profundidad, transecto,

[a]Departamento de Biología Animal, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos s/n, 29071 Málaga, Spain (biologiamarina@uma.es)
[b]Centro Oceanográfico de Málaga, Instituto Español de Oceanografía, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola (Málaga), Spain

tipo de sedimento) se llevó a cabo un análisis de similitud (ANOSIM). Así mismo, la aplicación SIMPER (SIMilatiry of PERcentage) se utilizó para evaluar la contribución de las especies a los diferentes grupos de muestras. El análisis BIO-ENV (BIOtic and ENVironmental linking) se usó para establecer las relaciones existentes entre la composición y estructura de la comunidad y las variables ambientales. Previamente, se realizó un análisis de correlación de las variables (test de Spearman) y no se consideraron aquellas que resultaron estar altamente correlacionadas ($\rho\omega > 0,7$). Todos los procedimientos estadísticos se desarrollaron con las aplicaciones de los programas PRIMER v6.0 (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research) (Clarke y Warwick, 1994) y SPSS v11.

Para caracterizar la textura del sedimento superficial, se ha realizado un análisis granulométrico combinando una columna de tamices con diferentes luces de malla para la fracción gruesa (arena y grava) y un analizador de partículas por rayos-X SediGraph III 5120 para la fracción fina (limo y arcilla). La determinación del porcentaje en peso de materia orgánica y carbonato se realizó mediante el LOI (Loss on ignition), basado en un calentamiento secuencial de las muestras en un horno (Dean, 1974).

Se han recolectado un total de 10.382 ejemplares, dominando los crustáceos (54,36 %), seguido de moluscos (37,77 %), equinodermos (6,34 %) y peces (1,53%). Entre los crustáceos, los gammáridos, misidáceos y caprélidos no han podido ser identificados a nivel de especie, y juntos suponen un 26,8 % del total de los ejemplares de recolectados. Se han identificado un total de 221 especies, siendo los moluscos el grupo mejor representado (141 spp.), seguido de los crustáceos decápodos (45 spp.), equinodermos (17 spp.) y los peces (18 spp.) (Figura 2).

La especie dominante en la fauna asociada a los fondos blandos estudiados es el decápodo *Philocheras bispinosus* (Hailstone, 1835), seguida por *Anapagurus alboranensis* García-Gómez, 1994, *Corbula gibba* (Olivi, 1792), *Chamelea striatula* (da Costa, 1778) y *Ophiocten affinis* (Lütken, 1858).

En líneas generales, los índices ecológicos (N, S, J, H') disminuyen significativamente con la profundidad (ANOVA/ Kruskal-Wallis, $p<0.05$). El análisis de la afinidad entre las muestras (MDS y CLUSTER) pone de manifiesto la existencia de tres agrupaciones de muestras que mostraron diferencias significativas con la profundidad (ANOSIM, $p<0,005$; Figura 3). El análisis SIMPER mostró que las diferencias más acusadas se dan entre las muestras del infralitoral y circalitoral profundo. El análisis BIOENV mostró que la profundidad y variables del sedimento (% grava, % fango, etc.) eran las variables que mejor explicaban la distribución espacial de las comunidades bentónicas estudiadas.

El análisis de la fauna que compone cada una de las agrupaciones de muestras ha permitido diferenciar cuatro tipos de biocenosis, tres de ellas caracterizadas según el manual de bionomía bentónica de Peres y Picard, 1964.

Grupo I Detrítico Costero (DC), dominada por *Parvicardium minimum* (Philippi, 1836), *Timoclea ovata* (Pennant, 1777), *Turritella communis* Risso, 1826 y *Gibberula turgidula* (Locard & Caziot, 1900).

Grupo II Fondos Inestables (MI), dominada por el crustáceo decápodo *Philocheras bispinosus,* seguida de *Corbula gibba, Chamelea striatula, Ophiocten affinis* y *Bela brachystoma* (Philippi, 1844).

Grupo III Fondo Mixto, con la presencia de *Anapagurus alboranensis, Mangelia costulata* Risso, 1826, *Bela* sp. 1, *Nassarius pygmaeus* (Lamarck, 1822), y *Ringicula auriculata* (Ménard de la Groye, 1811).

Grupo IV de arenas gruesas y gravas finas sometidas a corrientes de fondo (SGCF), conformado por *Ervilia castanea* (Montagu, 1803) *Anapagurus alboranensis, Calyptraea chinensis* (Linnaeus, 1758), *Digitaria digitaria,* (Linnaeus, 1758), *Diogenes pugilator* (Roux, 1829), *Echinocyamus pusillus* (O.F. Müller, 1776), *Callista chione* (Linnaeus, 1758) y *Anomia ephippium* Linnaeus, 1758.

La lista de especies identificada en este estudio sobrepasa a la encontrada en trabajos similares desarrollados en fondos sedimentarios de las costas europeas mediterráneas (Koulouri *et al*. 2006; Labrune *et al*. 2008) y atlánticas (Sanvicente-Añorve *et al*. 2001; Holte *et al*. 2005; Lourido *et al*. 2006), debido especialmente al grupo de los moluscos que ha resultado ser de un gran interés tanto desde un punto de vista cuantitativo como cualitativo. No obstante existen estudios que han mostrado mayores valores de riqueza específica, tanto para la malacofauna como para la carcinofauna encontrada (Urra *et al*. 2011; García Muñoz *et al*. 2008) llevados a cabo en el litoral occidental de Málaga. Teniendo en cuenta la gran heterogeneidad de sustratos y el menor esfuerzo de muestreo usado en el presente estudio, con respecto a otros estudios realizados en el Mar de Alborán (Urra *et al*, 2011;García Muñoz *et al*. 2008), los resultados obtenidos en el LIC "Acantilados y Fondos Marinos de Calahonda-Castell de Ferro" son de gran interés, por lo que consideramos necesario un seguimiento más detallado de la fauna bentónica, con la posibilidad de incrementar el listado faunístico ofrecido en este estudio.

Entre la fauna identificada se han encontrado especies de una especial relevancia y singularidad, con especies que son consideradas como raras en el Mediterráneo o en otras áreas (ej. *Gibberula turgidula, Hadriania craticulata, Johania retifera*) o poco habituales en el rango batimétrico estudiado como es el caso del bivalvo *Poromya granulata* (normalmente a profundidades de 200 a 500 metros). Otro ejemplo es el de *Alvania testae*, un gasterópodo perteneciente a la zona batial (100 a 800 m de profundidad), encontrado aquí entre los 50 y los 70 m, presentando además cierto patrón de coloración a diferencia del color blanquecino de las formas profundas.

En el grupo de los crustáceos decápodos destaca la presencia del hipolítido *Bythocaris cosmetops* Holthuis, 1951, que se ha convertido en la primera cita del género y la especie para el Mar Mediterráneo y la Península Ibérica (García Raso *et al*. 2011), siendo además la segunda cita para aguas europeas y la cuarta vez que se cita en la historia de la ciencia (De Grave y Türkay 2011; d'Udekem d'Acoz y Sorbe 2004; Holthuis 1951).

La biodiversidad asociada a los fondos blandos del área de estudio, que albergan una singular y muy interesante fauna bentónica, es especialmente alta (112 spp.) en la biocenosis del detrítico costero (DC) situada entre los 60 y los 75 metros de profundidad y que sería merecedora de un estudio más detallado.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el proyecto "Estudio preliminar para la designación, protección y gestión de una reserva de pesca en el tramo entre Calahonda y castell de Ferro, Provincia de Granada" de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía.

Bibliografía

Clarke K., Warwick R., 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, Plymouth, United Kingdom: 150 pp.

Consejería de Medio Ambiente, 2007. Informe: Valores naturales de los acantilados y fondos marinos de Calahonda- Castell de Ferro y área de Cambriles-Castillo de Baños (Granada).

Dean W.E.Jr., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: Comparison with other methods. Journal of Sedimentary Petrology 44, 242–248.

De Grave S., M. Türkay, 2011. *Bythocaris*. World Register of Marine Species. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=10 6983 (accessed 2 March 2011).

d'Udekem d'Acoz C., J.C. Sorbe 2004. First record of *Bythocaris cosmetops* (Crustacea: Decapoda: Hippolytidae) in European waters. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 84, 1039–1040.

García Muñoz J. E., M. E. Manjón-Cabeza, J. E. García Raso, 2008. Decapod crustacean assemblages from littoral bottoms of the Alborán Sea (Spain, west Mediterranean Sea): spatial and temporal variability. Scientia Marina 72(3): 437-449.

García Raso J. E., P. Marina, J. Baro, 2011. *Bythocaris cosmetops* (Decapoda: Caridea: Hippolytidae) in the western Mediterranean Sea. Marine Biodiversity Records. Marine Biological Association of the United Kingdom Vol. 4; e52. Published online.

Holte B., O. Eivind, D. Salve, 2005. Soft-bottom fauna and oxygen minima in sub-arctic north Norwegian marine sill basins. Marine Biology Research, 1: 85-96

Holthuis L.B.,1951. The caridean Crustacea of Tropical West Africa. Atlantide Report 2, 7–187.

Koulouri P., C. Dounas, C. Arvanitidis, D. Koutsoubas, A. Eleftheriou, 2006. Molluscan diversity along a Mediterranean soft bottom sublittoral ecotone. Scientia Marina 70: 573 - 83.

Labrune C, A. Grémare, JM. Amouroux, R. Sardá , J. Gil, S. Taboada, 2008. Structure and diversity of shallow softbottom benthic macrofauna in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). Helgoland Marine Research 62: 201 - 14.

Lourido A, L. Gestoso, JS. Troncoso, 2006. Assemblages of the molluscan fauna in subtidal soft bottoms of the Ría de Aldán (north-western Spain). Journal of the Marine and Biological Association of the United Kingdom 86:129 - 40.

Sanvicente-Añorve L, A. Leprêtre, D. Davoult, 2002. Diversity of benthic macrofauna in the eastern English Channel: Comparison among and within communities. Biodiversity and Conservation 11: 265 - 82.

Urra J, S. Gofas, J.L. Rueda, P. Marina, 2011. Molluscan assemblages in littoral soft bottoms of the Alboran Sea (Western Mediterranean Sea). Marine Biology Research 7: 27 – 42.

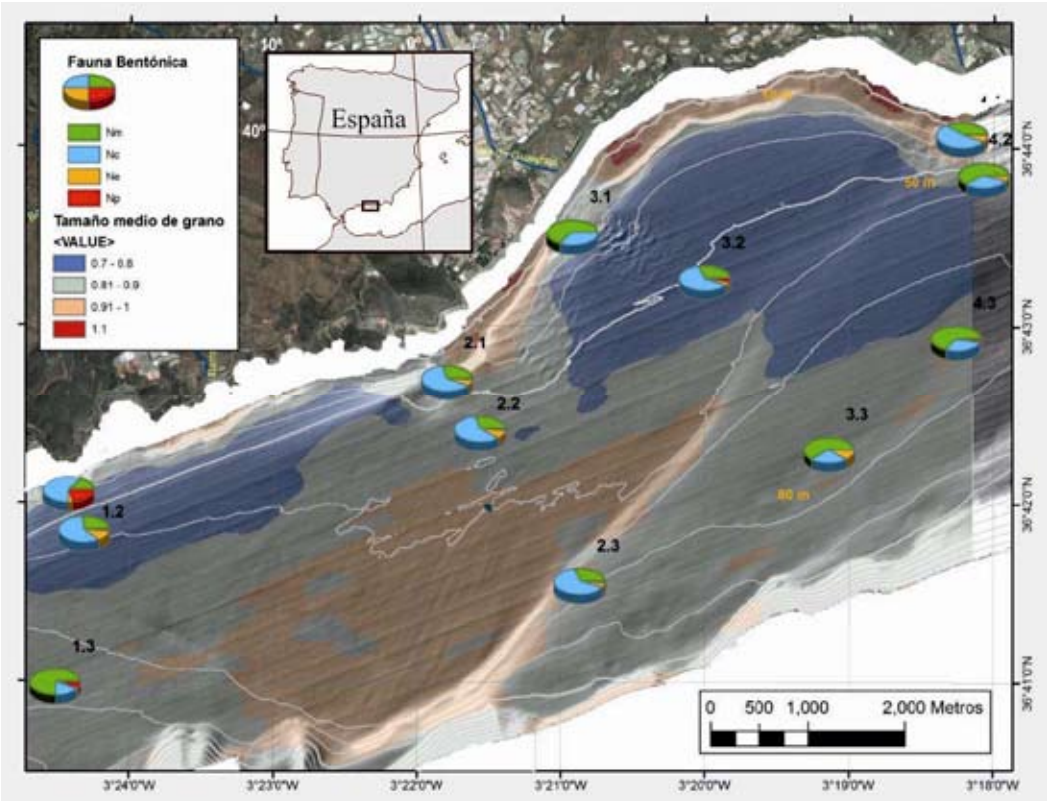


Figura 1. Área de estudio. Proporción de la abundancia de cada uno de los grupos faunísticos para cada estación de muestreo. El mapa muestra también la distribución de los tipos de fondos en función del tamaño medio de grano (mm). Nm: abundancia de moluscos; Nc: abundancia de crustáceos; Ne: abundancia de equinodermos; Np: abundancia de peces.

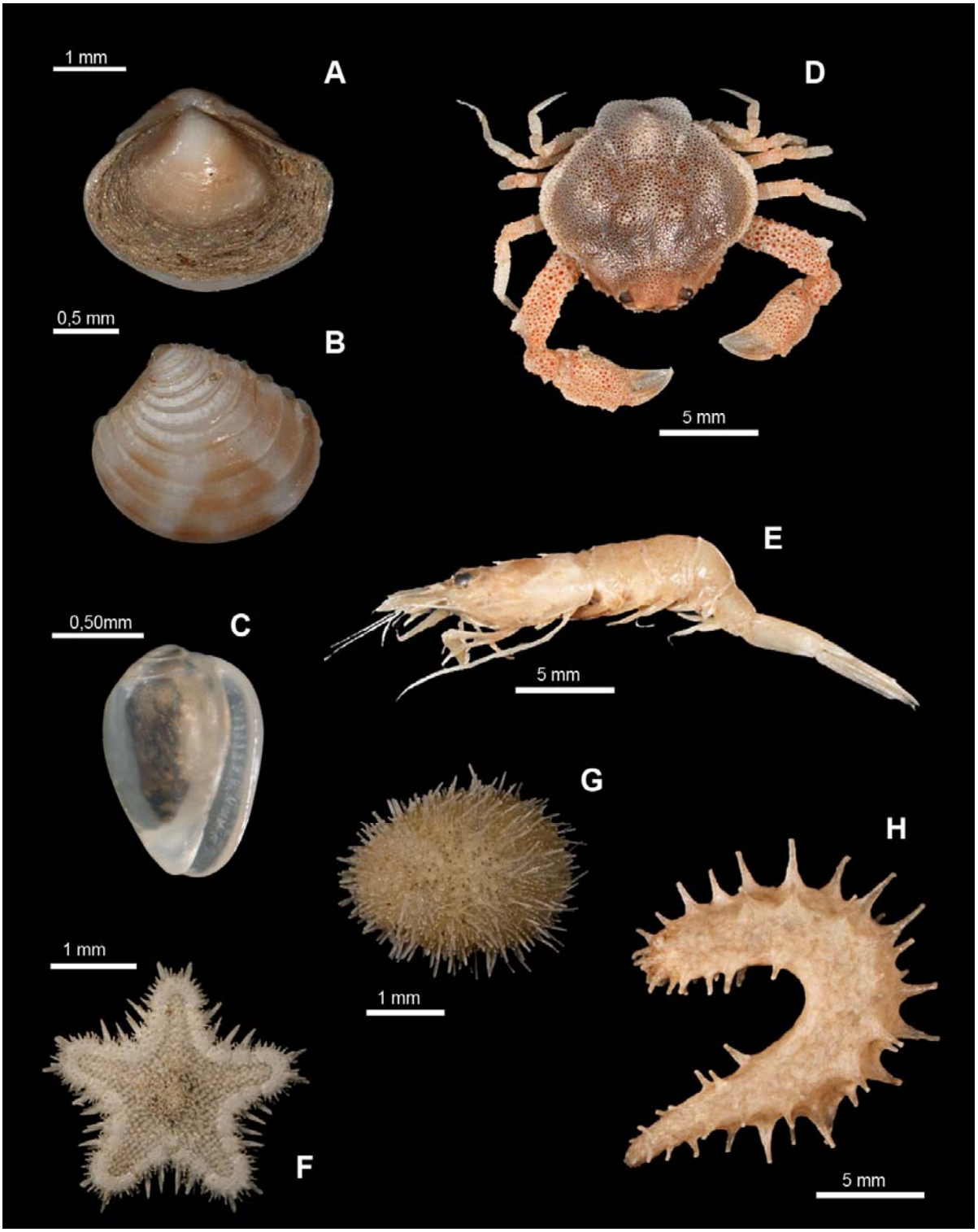


Figura 2. Muestra de algunas de las especies de invertebrados encontradas en los fondos del LIC "Acantilados y Fondos Marinos de Calahonda-Castell de Ferro". A: *Corbula gibba*; B: *Chamelea striatula*; C: *Gibberula turgidula*; D: *Ebalia nux*; E: *Philocheras bispinosus*; F: juvenil de *Astropecten sp.;* G: *Echinocyamus pusillus*; H: *Leptopentacta cf tergestina*.

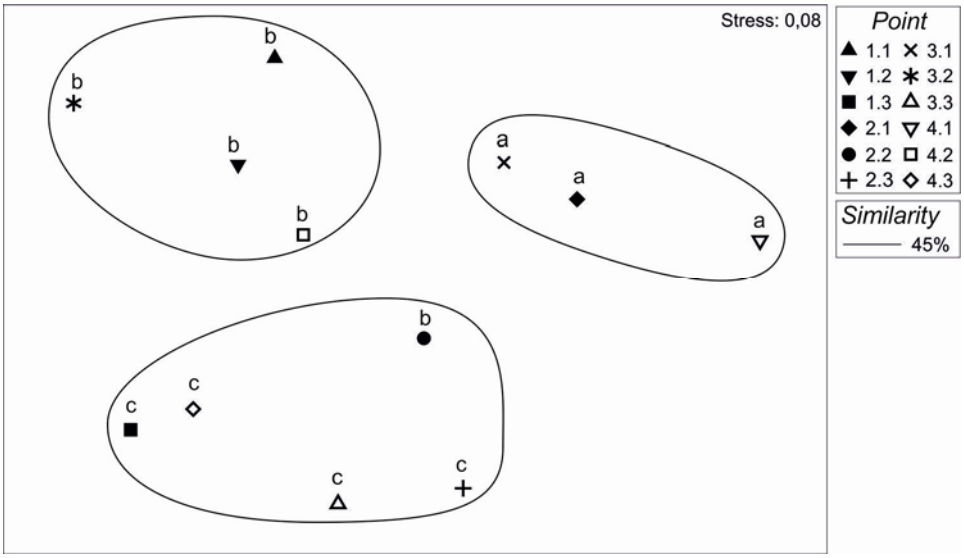


Figura 3. MDS basado en datos cuantitativos (abundancia de especies) de las muestras recolectadas en cada estación de muestreo a lo largo de las tres profundidades estudiadas (a: infralitoral; b: circalitoral somero; c: circalitoral profundo).

Assessing the status of the endangered species *Pholas dactylus* (Bivalvia: Pholadidae) in the coast of Asturias

Andrés Arias[a] and Alexandra Richter[a,b]

The common piddock *Pholas dactylus* Linnaeus, 1758 is a boring bivalve with planktotrophic larval development that inhabits from the intertidal to shallow sublittoral (~10 m) in soft sedimentary rocks including chalk, lava, limestone, marl, clay, sandstone, shale, peat and even in wood (Oken, 1835; Poppe and Goto, 2000; Pinn, Richardson and Thompson, 2005; Micu, 2007 and Katasanevakis, Lefkaditou, Galinou_Mitsoudi, Koutsoubas and Zenetos, 2008). Individuals are slow growing (Pinn *et al*., 2005), spawn during the warm summer months (Murina and Artmjeva, 1997) and may reach more than 150 mm in length. They bore conical shaped burrows with a narrow entrance and a larger, rounded posterior chamber that increase the topographical complexity of the substratum providing a variety of microhabitats and thereby increasing the local assemblage diversity (Pinn *et al*. 2005). Throughout its distribution area, comprising the West Atlantic coast from the Lofoten islands and the south of Norway to Morocco, the Mediterranean and the Black Sea, *P. dactylus* has been very common and used as fish bait or delicacy (Bingley, 1804; Lovell, Oken, 1835), but nowadays in Europe it has become rare due to habitat destruction and pollution and to its overexploitation by humans for food and fish bait. As a result, currently, the species is strictly protected and included in Annex II of the Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention) and Annex II of the Protocol relative to the Areas of Special Protection and of Biological Diversity of the Mediterranean of the Barcelona Convention.

In Spain, its original distribution range covers the entire coast of the Iberian Peninsula and the Balearic Island, but in the Canary Islands it is absent (Poppe and Goto, 2000; Templado, Calvo, Garvía, Luque, Maldonado and Moro, 2004). Currently, its conservation status along the Spanish Atlantic and Mediterranean coast is unknown. The species has been recently included in the Red List of Endangered Species of Andalusia (Barea-Azcon, Ballesteros and Moreno, 2008) and Ecologistas en Acción (2011) has recently reported the disappearance of a population in South Spain from a zone heavily polluted by urban waters. In spite of this, at date *P. dactylus* is not listed in the National Catalogue of Endangered Species. In the present work, we have undertaken a preliminary study of the population structure of two populations of *P. dactylus* of the Asturian coast with the aim to assess the status of *P. dactylus* in Asturias. Two sites, Gijón and Villaviciosa, were sampled with non destructive methods one year round from March 2011 to February 2012. The diameter of boreholes inhabited by living piddocks was used as an estimate for their shell length and measured monthly, since shell length increases significantly and logarithmically with the diameter of the boreholes (Pinn *et al*., 2005; present study). Several specimens of the collection of the Department of Biology of Organisms and Systems (B.O.S.) at the University of Oviedo (Spain), collected in the 70's were also studied in order to clear up whether the species is hermaphrodite or not since in closely related species hermaphroditism has been observed (Ronquillo and McKinley, 2006) and since in boring bivalves hermaphroditism is a widespread sexual strategy (McKoy, 1980; Hoagland, 1978). The length of their foot and shell were measured and their gonads studied histologically and through smears.

In Gijón and Villaviciosa, the population of *P. dactylus* showed a polymodal size distribution. In Gijón, the estimated shell length varied from 12 to 78 mm, and individuals between 12 and 22 mm in shell length were observed throughout the whole sampling period. In March 2012, a 2.8 mm long juvenile was once collected inside a piece of marl. In Villaviciosa, the estimated shell length ranged from 120.7 mm to 133.4 mm. To the last, the study of the individuals preserved in the collections of the Department B.O.S. (previously mentioned) revealed the existence of simultaneous hermaphrodites and the incubation of larvae up to the trocophore stage in the gills.

According to Pinn *et al*. (2005), *P. dactylus* reaches in South England sexual maturity at 27.4 mm shell length. Considering that in Gijón individuals between 12 and 22 mm in shell length were observed throughout the year and that an individual as small as 2.8 mm was collected, this may indicate that the population in Gijón is reproducing and recruiting juveniles. By contrast, the absence of juveniles in Villaviciosa and the large sizes close to the maximum shell length ever reported for *P. dactylus* observed in the population of Villaviciosa suggest that the latter may be an old population that is not recruiting juveniles and that may disappear within a few years if lack of recruits persists in time. In Asturias, the population of *P. dactylus* had simultaneous hermaphrodites. In England, evidences for hermaphroditism have not been found (Pinn *et al*., 2005). This may be explained by the fact that environmental cues (probably social) may control sex in *P. dactylus* and that the species depending on the environmental or social conditions may adopt different sexual strategies. Environmental and social control of sex has been previously reported in other molluscs including bivalves.

[a] *Department of Biology of Organisms and Systems (Zoology), University of Oviedo, Oviedo 33071, Spain*
[b] *Corresponding author. E-mail: richteralexandra@uniovi.es*

References

Bingley, A. M., 1804. Animal biography; or, authentic anecdotes of the lives, manners and economy of the animal creation arranged according to the system of Linneaus. 2nd Edition, Vol. III. London. 608 pp

Ecologistas en Acción, 2011. Banderas Negras. Esto es una barbaridad. 72 pp

Hoagland, K. E., 1978. Protandry and the evolution of environmental mediated sex change: a study of the mollusca. Malacologia, 17(2): 365-391.

Katsanevakis, S., Lefkaditou, E., Galinou-Mitsoudi, D., Koutsoubas, D. and Zenetos, A., 2008. Molluscan species of minor interest in Hellenic seas: distribution, exploitation and conservation status. Mediterranean Marine Science, 9(1): 77-118.

Lovell, M. S., 1884. The edible mollusca of Great Britain and Ireland with recipes for cooking them. 2nd edition. London. 310 pp, 12 plates.

McKoy, J. L., 1980. Sexual Phases in *Bankia neztalia* (Bivalvia: Teredinidae) from Wellington Harbour. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 14(3): 277-282.

Micu, D., 2007. Recent records of Pholas dactylus (Bivalvia: Myoida: Pholadidae) from Romanian Black Sea, with considerations on its habitat and proposed IUCN regional status. Acta Zoologica Bulgarica, 59: 267-273.

Murina, V. V. and Artemjeva, J. N., 1997. Phenology of molluscan pelagic larvar from the southern coastal waters of Crimea. Scientia Marina, 61(supl. 29: 55-58.

Oken, 1835. Allgemeine Naturgeschichte für alle Stände, 5. Band, 1. Abtheilung, oder Thierreich, 2. Bandes, 1. Abtheilung. Hoffmann'sche Verlags-Buchhandlung. Stuttgart. 538 pp

Pinn, E. H, Richardosn, C. A. and Thompson, R. C., 2005. Burrow morphology, biometry, age and growth of piddocks (Mollusca: Bivalvia: Pholadidae) on the south coast of England. Marine Biology, 147: 93-953.

Poppe, G.T. and Goto, Y. (2000). European seashells: 2. (Scaphopoda, Bivalva, Cephalopoda). ConchBooks: Hackenheim, Germany. 221 pp

Ronquillo, J. D. and McKinley, R. S., 2006. Developmental stages and potential mariculture for coastal rehabilitation of the endangered Pacific angelwing clam, *Pholas orientalis*. Aquaculture, 256: 180-191.

Templado, J., Clavo, M., Garvía, A., Luque, A.A., Maldonado, M,. Moro, L. (2004). Guía de Invertebrados y Peces Marinos protegidos por la legislación nacional e internacional. Naturaleza y Parques Nacionales (serie técnica) M.M.A. & C.S.I.C. 214 pp.

¿Por qué existe aún langosta roja en el Mediterráneo? Una aproximación meta-poblacional para *Palinurus elephas*, un especie explotada desde tiempos remotos

David Díaz[a], Ben Stobart[b], Diego Kersting[c], Mikel Zabala[c] y Raquel Goñi[a]

La elevada presión pesquera que sufren las especies marinas en el Mediterráneo occidental ha llevado a la sobreexplotación de muchas de las poblaciones locales. Sin embargo, después de siglos de explotación, la pesca artesanal de langosta roja aún resulta rentable en algunas áreas del Mediterráneo. Aunque la langosta presenta un crecimiento lento y es altamente capturable sugiere que la resiliencia de la población es soportada por una estructura de metapoblación con conectividad a gran escala. Para testear esta hipótesis, hemos construido una serie de índices de asentamiento en 13 zonas separadas hasta 300 km para un período de 14 años. Se ha evaluado la sincronía espacial a partir de la correlación entre los índices de la serie temporal de tiempo en función de la distancia entre localidades. Los resultados indican que no existe una correlación entre la abundancia de adultos local y la fuerza del de asentamiento en la misma zona, lo que significa que el auto-reclutamiento es bajo o muy nulo. La especie presenta una etapa de dispersión larvaria prolongada (4-5 meses) y, a pesar de que las condiciones ambientales locales pueden tener una influencia determinante en la fuerza del asentamiento, la dinámica general es coherente con el modelo metapoblacional de "common larval pool".

[a]Centre Oceanogràfic de les Balears, Instituto Español de Oceanografía, Moll de Ponent s/n 07015, Palma de Mallorca. España (david.diaz@ba.ieo.es)
[b]Lincoln Marine Science Centre (SARDI). Port Lincoln – SO (Australia)
[c]Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona (UB), Barcelona, España

Influencia de las condiciones ambientales en la dinámica del asentamiento de la langosta roja *Palinurus elephas* en el Mediterráneo occidental

David Díaz[a], Anabel Muñoz[a], Ben Stobart[b], Diego Kersting [c], Mikel Zabala[c] y Raquel Goñi[a]

Actualmente la langosta roja *Palinurus elephas,* es el crustáceo decápodo de mayor importancia económica y social del Mediterráneo, se encuentra en un estado de declive continuado de sus capturas y en una extrema reducción geográfica de sus pesquerías activas. Es conocido que para realizar una gestión adecuada de un recurso vivo es necesario conocer la dinámica de la especie, siendo el reclutamiento el proceso más influyente por sufrir grandes variaciones interanuales de causalidad compleja. En el caso de la langosta roja el estudio del reclutamiento mediante el seguimiento de la dinámica larvaria es inabordable debido a la baja densidad en la que se encuentran las larvas filosomas en el plancton. Un mejor indicador de la variabilidad interanual en el reclutamiento es la dinámica del asentamiento. En anteriores estudios se ha concluido que la langosta roja en el Mediterráneo Noroccidental presenta una dinámica meta-poblacional de "pool larvario común". En estos modelos meta-poblacionales la causalidad de la variabilidad interanual viene determinada por procesos ambientales de amplio rango, mientras que la variabilidad espacial (entre localidades) está determinada por condiciones locales. En este estudio evaluamos la relación entre los índices de asentamiento de *P. elephas* y factores ambientales de gran escala a fin de determinar nuestra capacidad de predicción sobre la dinámica del asentamiento de la especie.

Este trabajo se aborda a partir de una serie temporal (de 10 a 14 años, según zona) de índices de asentamiento de langosta roja, ejemplares de talla inferior a 15 mm LC (longitud de cefalotórax) y está formada por 13 localidades del Mediterráneo noroccidental, que se agrupan en 3 grandes áreas geográficas (Costa Brava norte, archipiélago de las Islas Columbretes e Isla de Mallorca). A partir de índices ambientales (NAO, WEMO, AMO, IDEA) y variables ambientales (SST, Altura geopotencial, Viento Zonal, Viento Meridional), y mediante análisis de correlaciones y de componentes principales, se ha determinado la influencia del ambiente en la fuerza de asentamiento anual de la langosta roja. Se ha constatado la correlación entre los índices ambientales WEMO, IDEA y el asentamiento en la mayoría de localidades, mientras que la variable ambiental con correlación más alta con el asentamiento es el viento zonal.

[a]*Centre Oceanogràfic de les Balears, Instituto Español de Oceanografía, Moll de Ponent s/n 07015,*
Palma de Mallorca. España (david.diaz@ba.ieo.es)
[b]*Lincoln Marine Science Centre (SARDI). Port Lincoln – SO (Australia)*
[c]*Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona (UB), Barcelona, España*

Pautas temporales de recuperación a largo plazo de seis poblaciones altamente vulnerables a la pesca y un "*spillover*" limitado en el Área Marina Protegida de las Illes Medes (Mediterráneo noroccidental)

Antoni Garcia-Rubies[a], Mikel Zabala[b], Bernat Hereu[b]

Si la completa recuperación de las poblaciones explotadas es uno de los principales objetivos de las áreas marinas protegidas (AMPs), la evaluación de su eficacia pasa por conocer los valores de capacidad de carga y el tiempo de protección requerido para alcanzarla. Esos datos se han demostrado difíciles de obtener porque requieren series temporales largas y AMPs de una cierta antigüedad. Este trabajo analiza, mediante una serie de 19 años de censos visuales, la capacidad de carga y el tiempo requerido para la recuperación en la AMPs de las islas Medes (NW Mediterrarnean) de las poblaciones de seis de las especies más castigadas por la pesca en el litoral Mediterráneo. Tres de ellas (*Epinephelus marginatus, Diplodus cervinus, Dicentrachus labrax*) han alcanzado prácticamente la capacidad de carga en la AMP de les islas Medes, mientras que otras presentan una perspectiva de estabilización a un plazo mayor (*Sciaena umbra*) o aun siguen aumentando (*Dentex dentex*); la única excepción es *S. aurata* que tiende a disminuir, probablemente a causa de la pesca que se practica en la inmediatez del área protegida. Los resultados confirman que el proceso de recuperación total de las poblaciones es largo, tanto si se expresa en términos de abundancia total (de 21 a 29 años para superar el 95% de K) como de biomasa total (de 25 a 35 años), y presenta diferencias entre unas especies y otras (de 13 a 31 años). El rebuilding y la saturación dentro de la no-take zone contrastan con los resultados obtenidos en el área de buffer parcialmente protegida y con la zona periférica abierta a la pesca, que presentan unos valores de biomasa muy inferiores. El spillover desde la AMP es muy moderado, y sus resultados sólo se han detectado en al área parcialmente protegida siendo probablemente anulados por la pesca en el área no protegida.

[a] *Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC;*
[b] *Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona.*



www.azti.es

azti tecnalia

Txatxarramendi ugartea z/g
48395 Sukarrieta (Bizkaia)
Tel.: +34 94 657 40 00
Fax: +34 94 657 25 55

Herrera Kaia, Portualdea z/g
20110 Pasaia (Gipuzkoa)

Parque Tecnológico de Bizkaia
Astondo bidea. Edificio 609.
48160 Derio (Bizkaia)