

ISSN 2683-7595 (print) - ISSN 2683-7951 (online)

Marine and
Fishery Sciences
MAFIS

formerly *Revista de Investigación
y Desarrollo Pesquero*

Vol. 34 (2), July-December 2021



Mar del Plata, Argentina

Journal of the
INIDEP
INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN
Y DESARROLLO PESQUERO

Marine and Fishery Sciences

Formerly *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*

Marine and Fishery Sciences (MAFIS) is an Open Access Journal edited by the Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) that publishes peer-reviewed articles of original investigations in the following categories: *Original Research Papers, Reviews, Notes and Technical Papers*. It is published two times a year aiming all work and studies on applied or scientific research within the many varied areas of the marine sciences and fisheries, aquaculture, oceanography and marine technologies including conservation, environmental impact and social-related aspects that directly or indirectly affect to human populations. Young scientists are particularly encouraged to submit short communications based on their own research. The quality of the journal is guaranteed by the editorial and advisory boards, consisting of leading researchers in the field of marine sciences. Please read the instructions below for brief details on the Journal's requirements for manuscripts or visit the Journal website <https://ojs.inidep.edu.ar> for full and updated Author Guidelines.

Honorary Editor

Enrique E. Boschi

Editor-in-Chief

Eddie O. Aristizabal Abud

(Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina)

Co-Editor-in-Chief

Marcela L. Ivanovic

(Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Argentina)

Associate Editors

Federico Bernasconi (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Argentina)
Claudio C. Buratti (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina)
Alvar Carranza (Universidad de la República, Uruguay)
Rodolfo Elías (Universidad Nacional de Mar del Plata, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Diego A. Giberto (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Raúl González (Universidad Nacional del Comahue, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Mónica Hoffmeyer (Universidad Nacional del Sur, Instituto Argentino de Oceanografía, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Andrea López Cazorla (Universidad Nacional del Sur, Instituto Argentino de Oceanografía, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Juan J. López Gappa (Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Estela Lopretto (Universidad Nacional de La Plata, Argentina)
Gustavo Lovrich (Centro Austral de Investigaciones Científicas, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)

Luis Lucifora (Universidad Nacional del Litoral, Instituto Nacional de Limnología, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Alejandro S. Mechaly (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Fernando R. Momo (Universidad Nacional de General Sarmiento, Argentina)
Nora Montoya (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Argentina)
Nicolás Ortiz (Instituto de Biología de Organismos Marinos, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Juan C. Quiroz Espinosa (University of Tasmania, Institute for Marine and Antarctic Studies, Australia)
Lila Ricci (Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina)
María Salhi (Universidad de la República, Uruguay)
Alicia V. Sastre (Universidad Nacional San Juan Bosco, Argentina)
Gaspar Soria (Centro para el Estudio de Sistemas Marinos, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)
Marisa Villian (Instituto Nacional de Tecnología Industrial, Argentina)
Gabriela Williams (Centro para el Estudio de Sistemas Marinos, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina)

International Scientific Board

Patricio Arana Espina (Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile)
Hugo Arancibia (Universidad de Concepción, Chile)
Francisco Arreguín Sánchez (Instituto Politécnico Nacional, México)
Martín Bessonart (Universidad de República, Uruguay)
Ramiro Castillo Valderrama (Instituto del Mar del Perú, Perú)

Luis Cubillos (Universidad de Concepción, Chile)
Juan M. Estrada (Universidad Andrés Bello, Chile)
Nidia N. Fabrè (Universidade Federal de Alagoas, Brasil)
Alfonso Mardones Lazcano (Universidad Católica de Temuco, Chile)
Otto C. Wölher (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Argentina)

Secretary

Paula E. Israilson

Deseamos canje con publicaciones similares
Desejamos permutar com as publicações congeneres
On prie l'échange des publications
We wish to establish exchange of publications
Austausch erwünscht

INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO PESQUERO (INIDEP),
Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, ARGENTINA
Tel.: 54-223-486 2586; Fax: 54-223-486 1830; E-mail: c-editor@inidep.edu.ar
Printed in Argentine - ISSN 2683-7595 (print), ISSN 2683-7951 (online)

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

Journal of the
**Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)**



Ministerio de Agricultura,
Ganadería y Pesca
Argentina

República Argentina

Open Access. This Journal offers authors an Open Access policy. Users are allowed to read, download, copy, distribute, print, search, or link to the full texts of the articles, or use them for any other lawful purpose, without asking prior permission from the publisher or the author. This is in accordance with the BOAI definition of Open Access.



All content in this journal is distributed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 4.0 International License.

ISSN 2683-7595 (print), ISSN 2683-7951 (online)

First edition: July-December 2021

First print: 250 copies

Printed in Argentina

Layout and design: Paula E. Israilson

Printed by INIDEP, Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, July 2021.

Marine and Fishery Sciences Vol. 34 (2)

Mar del Plata, República Argentina

Cover: *Hippocampus patagonicus*. Photo courtesy of Diego Luzzatto.

Indexed or abstracted in: Agrindex; AquaDocs; Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA); BASE; CORE; Crossref; Dimensions; Directory of Open Access Journals (DOAJ); Google Scholar; AmeliCA; Red Iberoamericana de Conocimiento Científico (REDIB); WorldCat; Zoological Record (BIODOSIS Databases); among others.

Open Access download also at: MarAbierto INIDEP Institutional E-Repository <http://marabierto.inidep.edu.ar>;
AquaDocs E-Repository of Ocean Publications <https://aquadocs.org/handle/1834/1355>

Disclaimer. The Publisher and Editors cannot be held responsible for errors or any consequences arising from the use of information contained in this journal; the views and opinions expressed do not necessarily reflect those of the Publisher and Editors. Likewise, the reference made to trademarks is only circumstantial and does not imply, as far as INIDEP is concerned, any kind of recommendation or evaluation of the product in question or the manufacturing company.




Marine and Fishery Sciences

Vol. 34 (2), July-December 2021

ORIGINAL RESEARCH

Early stages of anchovy: abundance, variability and larval condition at the fixed coastal station EPEA between 2000-2017

EZEQUIEL LEONARDUZZI^{1, *}, MARINA DO SOUTO^{1, 2} and MARINA V. DIAZ^{1, 2}

¹Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina. ²Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. ORCID Ezequiel Leonarduzzi  <https://orcid.org/0000-0002-6232-0478>, Marina Do Souto  <https://orcid.org/0000-0002-2259-0115>, Marina V. Diaz  <https://orcid.org/0000-0002-2912-5232>



ABSTRACT. Densities of eggs and larvae of *Engraulis anchoita* and the nutritional condition of larvae were analyzed in the fixed sampling station (EPEA) in the period 2000-2017. These variables were analyzed seasonally and trends over time were determined. Ichthyoplankton samples were collected by oblique trawls using Bongo nets with 300 µm of pore mesh and fixed with formaldehyde 5% in seawater. Six morphometric variables were measured to estimate the nutritional condition of larvae. The developmental stage of each specimen was also determined. The highest mean value of egg density was detected in the October-December period, with a secondary mode in August, followed by one in March. Larval density presented a mode in October. Autumn and spring were the most favorable seasons for larval condition while winter proved to be the least favorable one. An increase in food availability during autumn and spring due to primary and secondary production peaks could explain the high nutritional condition and growth values observed in these seasons at the EPEA. No changes in trends of variables over time were detected. The integrated study of density and nutritional condition of *E. anchoita* larvae allows the determination of favorable breeding periods for the species, while the continuation of the long term study will allow evaluating possible effects of climate change in the early life stages of this species.

Key words: *Engraulis anchoita*, ichthyoplankton, nutritional condition, seasonality, time series.



*Correspondence:
eleonard@inidep.edu.ar

Received: 26 September 2020
Accepted: 11 March 2021

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de
Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)



This work is licensed under a Creative
Commons Attribution-
NonCommercial-ShareAlike 4.0
International License

Etapas tempranas de la anchoíta: abundancia, variabilidad y condición larval en la estación fija EPEA entre 2000-2017

RESUMEN. Se analizaron las densidades de huevos y larvas de *Engraulis anchoita* y el estado nutricional de las larvas en la estación de muestreo fija (EPEA) en el período 2000-2017. Estas variables se analizaron estacionalmente y se determinaron las tendencias en el tiempo. Las muestras de ictioplancton se recolectaron mediante arrastres oblicuos utilizando redes Bongo con 300 µm de poro de malla y se fijaron con formaldehído al 5% en agua de mar. Se midieron seis variables morfométricas para estimar el estado nutricional de las larvas. También se determinó la etapa de desarrollo de cada espécimen. El mayor valor medio de densidad de huevos se detectó en el período octubre-diciembre, con una moda secundaria en agosto, seguida de otra en marzo. La densidad larvaria presentó una moda en octubre. El otoño y la primavera fueron las estaciones más favorables para la condición larvaria, mientras que el invierno resultó ser la menos favorable. Un aumento en la disponibilidad de alimentos durante el otoño y la primavera debido a los picos de producción primaria y secundaria podría explicar el alto estado nutricional y los valores de crecimiento observados en estas temporadas en la EPEA. No se detectaron cambios en las tendencias de las variables a lo

largo del tiempo. El estudio integrado de densidad y condición nutricional de larvas de *E. anchoita* permite determinar períodos de cría favorables para la especie, mientras que la continuación del estudio a largo plazo permitirá evaluar posibles efectos del cambio climático en las primeras etapas de vida de esta especie.

Palabras clave: *Engraulis anchoita*, ictioplancton, condición nutricional, estacionalidad, series de tiempo.

INTRODUCTION

Ichthyoplankton is the key component that links primary, secondary and tertiary levels of the trophic web in the sea. Fish generally spawn in relation to the primary and secondary production cycles and consequently, ichthyoplankton densities fluctuate throughout the year (Govoni 2005). Pájaro et al. (2009) estimated the adult *Engraulis anchoita* biomass from 1996 to 2004 in the Argentine sea based on the analysis of ichthyoplankton samples obtained in 10 surveys. These authors demonstrated the importance of ichthyoplankton analyzes in the understanding of recruitment and management research, in this case using a daily egg production method. Ichthyoplankton sampling can also be used for the prospection of new resources, establishing the timing and location of spawning areas and their variations, or estimating the relative abundance of different stocks and monitoring their abundance trends over time (Rodríguez et al. 2017). Furthermore, the nutritional condition of fish larvae is a reflection of environmental conditions to which they were exposed and is a useful tool to evaluate the physiological state of organisms. Monitoring the larval status over time allows the detection of areas and seasons favorable for the survival and growth of individuals. This information provides tools for the sustainable management of a population subject to fishing exploitation since it allows establishing appropriate fishing closure periods. One approach to studying the nutritional condition of larvae is the use of morphometric techniques. These methodologies are based on the fact that

larvae in a deficient condition are typically thinner, have a lower weight for a given size and have an irregular body shape with respect to healthier individuals. Unhealthy larvae may experience higher mortality due to predation or due to the transportation to unfavorable areas (Theilacker 1978; Ferron and Leggett 1994; Suthers 1998). Therefore, the study of fish eggs and larvae is of extreme importance in any type of biological assessment of fisheries.

The Argentine anchovy *E. anchoita* is the most abundant fish species in the southwestern Atlantic Ocean, with a broad latitudinal distribution from 23° S to 47° S (Bakun 2006). There are two known stocks of this species in the Argentine Sea: the northern stock (also called Bonaerensis stock for being in the region of the Buenos Aires province) and the southern stock (or Patagonian stock, associated with the Patagonian region). The first one occurs between 34° S and 41° S, and constitutes the most important group of pelagic fish of the region due to its biomass (Ciechomski and Sánchez 1988) and its trophic role as the main prey of other species of fish, mammals and seabirds (Angelescu 1982). During its reproductive peak in spring *E. anchoita* adults inhabit coastal waters, and anchovy eggs and larvae are found in temperatures between 9 and 23 °C, with salinities greater than 23 (Reid 1966). Conditions of this area are suitable for the species reproduction during spring due to the water column stability and its trophic enrichment, both in nutrients and larval prey (Sánchez and Ciechomski 1995). Anchovy eggs and larvae are observed in the Buenos Aires region throughout the year, however there is a peak of abundance in spring and a secondary peak in autumn (Ciechomski and Sánchez 1984).

The Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA) is located at $38^{\circ} 28' S$ and $57^{\circ} 41' W$, approximately 27 nautical miles from Mar del Plata city, Buenos Aires Province (Figure 1). The EPEA is a fixed sampling station where plankton and environmental variables (physical and chemical) are studied over time since 2000. Several authors previously described in this location the existence of a seasonal cycle in temperature, concentration of chlorophyll-*a* and abundance of zooplankton (Temperoni et al. 2011; Viñas et al. 2013). There are as well previous studies of anchovy larvae life traits and their relationship to the seasonality in that fixed sampling station. Leonarduzzi et al. (2010) analyzed the growths of anchovy larvae through their otolith microstructure and observed that the highest growth rate was recorded during spring in comparison to the remaining seasons. Sato et al. (2011) observed that the highest feeding incidence of anchovy larvae occurred during that same season. Do Souto et

al. (2019), analyzing a shorter time period, detected lower growth rates and lower nutritional condition values through RNA/DNA indexes of anchovy larvae during winter. The use of morphometrical techniques allowed us to evaluate larval nutritional condition throughout a longer time series and this technique proved to be sensitive and complementary to other biochemical methodologies (Diaz et al. 2010). In addition to seasonality, fixed stations such as the EPEA allow the analysis of time series of physical and biological factors over long periods of time. This kind of analysis allows detecting patterns related to large temporal phenomena, such as the consequences of climate change.

The objective of this work was to estimate the density of eggs and larvae of *E. anchoita* and evaluate the nutritional condition of larvae using morphometric techniques in the search for seasonal patterns and trends over time within the period 2000-2017 at the EPEA.

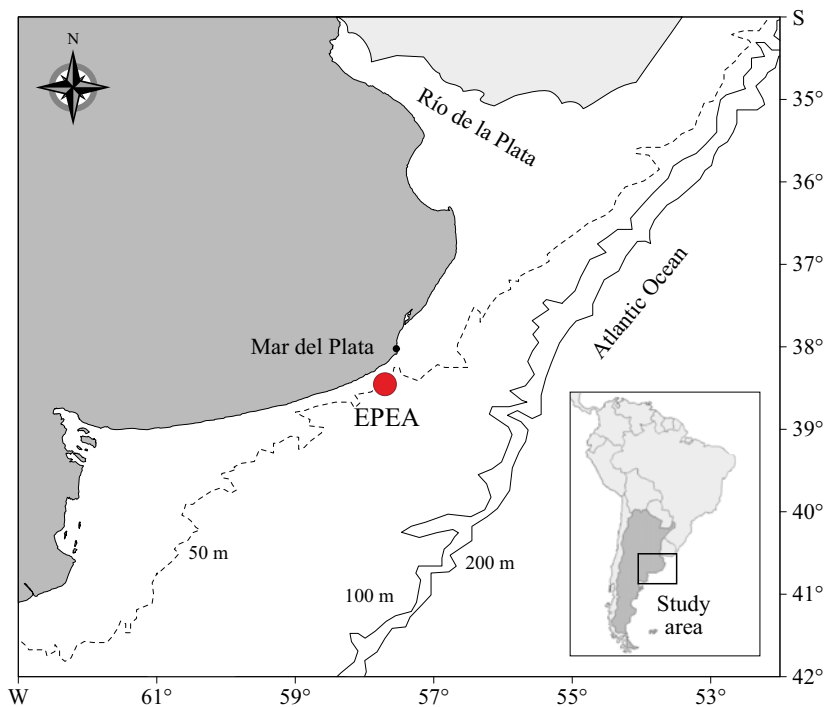


Figure 1. Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA), $38^{\circ} 28' S$ - $57^{\circ} 41' W$.

MATERIALS AND METHODS

Sample collection

Samples were collected in 87 research surveys at the EPEA corresponding to the Marine Plankton Dynamics and Climate Change (DiPlaMCC) project of INIDEP, between February 2000 and November 2017 aboard different research vessels: BIP ‘Capitán Cánepa’, BIP ‘Capitán Oca Balda’, BIP ‘Doctor Eduardo E. Holmberg’, ARA ‘Puerto Deseado’ and oceanographic motor sailer ‘Dr. Bernardo Houssay’. Eighty-seven plankton samples were collected by oblique trawls with a Bongo net, from 40 m depth (4 m above bottom) to the surface. The net was equipped with a mesh of 300 μm and a flowmeter to estimate the volume of filtered water during the drag. Most of the samples were taken around noon. Immediately after the end of each tow, plankton samples were preserved in a 5% solution of formaldehyde in seawater.

Sample processing and seasonal data analysis

Eggs and larvae densities

Eggs and larvae of anchovy from each sample were identified in the laboratory according to the description given by Ciechomski (1967a) and counted under a binocular-dissecting microscope. Eggs (egg m^{-3}) and larvae (ind. m^{-3}) densities were estimated from the filtered volume of each

sample. A mean density value was estimated for each month and season for the 2000 to 2017 period. Densities obtained for different seasons for the 2000 to 2017 period were compared using a Kruskal Wallis K nonparametric test, since data did not adjust to a normal distribution. Subsequently, a *post hoc* comparison test was performed to compare the densities of anchovy eggs and larvae for the four seasons using the Dunn’s nonparametric test from the package PMCMR-plus (Pohlert 2018). Densities of egg and larvae were graphed in relation to salinity and temperature values at 5 m depth. These physical data were obtained from the use of a SeaBird 19 CTD (conductivity-temperature-depth profiler) from surface to bottom in each survey. The R software version 3.3.2 (R Core Team 2016) was used for all the statistical analysis.

Morphometry

According to Diaz et al. (2009) variables recorded were: standard length (SL), head length (HL), head depth at the cleithrum level (HD), body depth posterior to the head (BD), body depth at the anus (BDA) and diameter of the eye (ED) (Figure 2). When the eye had an oval shape, ED was considered as the average between the maximum and minimum diameters recorded. Morphometric variables were recorded to the nearest micrometer with a Carl Zeiss stereoscope glass using Axio Vision software. No shrinkage corrections were made.

The BDA/SL ratio was determined for each specimen. Mean values per season were com-



Figure 2. *Engraulis anchoita* larvae of 12 mm standard length. SL: standard length, HL: head length, HD: head depth at the cleithrum level, BD: body depth posterior to the head, BDA: body depth at the anus, ED: diameter of the eye.

pared by ANOVA, followed by the Tukey test when significant differences were found. In order to determine if there were morphological differences among individuals from different seasons and among years, a Principal Component Analysis (PCA) was conducted to evaluate the relationship of all morphometric variables. Multivariate analysis represents one of the best techniques for studying nutritional condition since it allows the use of multiple variables registered on the same individual simultaneously. PCA is the only methodology that satisfies the requirements of an index of morphometric condition: independence of size, biological significance and orthogonality (McGurk 1985). Another advantage of this technique is that it allows the study of larvae captured *in situ* when their nutritional condition or stage of development is unknown (Cunha et al. 2003). Prior to PCA, variables were normalized by larval size according to equation 1 (Lleonart et al. 2000; Diaz 2010). This standardization method is based on the standardization of all morphometric variables obtained to a hypothetical reference size (SL_0), taking into account allometric relationships between these variables and the standard length of the larvae, using a potential equation (equation 2). Thus, a particular observed data (SL_i ; MV_i) becomes a theoretical value (SL_0 ; $MV - N$). This new normalized variable ($MV - N$) is independent of the size of the individuals, so variations observed are due to their physical condition and not to their size.

Equation 1: normalized morphometric variable ($MV - N_i$):

$$MV - N_i = MV_i \left[\frac{SL_0}{SL_i} \right]^b \quad (1)$$

where MV_i : value of a certain morphometric variable of the individual i with a standard length SL_i ; SL_0 : reference standard length (we defined 6 mm as reference size, since this was the mean standard length of the larvae); b : allometric coefficient.

Equation 2: potential equation for the relationship between standard length (SL) and morphometric variables of specimens (MV):

$$MV_i = aSL^b \quad (2)$$

Trends over time

The method of analysis of time-series used in this work was developed according to the SCOR Global Comparisons of Zooplankton Time-series working group (WG125), the ICES Working Group on Zooplankton Ecology (WGZE), and the ICES Working Group on Phytoplankton and Microbial Ecology (WGPME). To avoid problems such as a strong seasonal cycle, calculation of a simple annual average from low frequency or irregular sampling (e.g. once per season, once per year) or missing months or gaps between sampling years, we used the technique of Mackas et al. (2001), in which the annual anomaly value (e.g. densities of anchovy eggs and larvae or BDA/SL ratio) was calculated as the average of individual monthly anomalies within each given year. To accomplish this, the difference between each monthly value and the mean value for that year was first considered for each of the parameters (e.g. $BDA/SL_{\text{August}2000} - \text{mean } BDA/SL_{2000}$). Secondly, its anomaly value was calculated for each year as the mean value of all its monthly anomalies. As this effectively removes the seasonal signal from the annual calculations, this method reduces many of the issues caused by using low-frequency and/or irregular monthly sampling to calculate annual means and anomalies (O'Brien et al. 2012). In the case of eggs and larvae densities, the log transformation was used to make highly skewed distributions less skewed. The Seasonal Kendall (SK) test, a non parametric test for seasonal data with serial dependence and missing data, was used to analyze the potential existence of a temporal trend in eggs and larvae densities and the ratio BDA/SL. The SK is an extension of the Mann-Kendall (MK) test pre-

sented in Hirsch and Slack (1984). Although there are a variety of programs and libraries, such as trend (a library developed in R language where the Mann-Kendall test is implemented), they do not contemplate those cases in which there is missing data. For this statistical analysis, we used the *csmk* program developed in Fortran language (Hernández and Mendiolar 2018).

RESULTS

Densities of eggs and larvae

Monthly analysis of density of anchovy eggs for the considered period (2000-2017) showed that maximum average values occurred during the period October-December. These values var-

ied between 17 and 24 egg m^{-3} . Lowest monthly values were observed in January and in the April-June period. A secondary mode stood out in March with 9 egg m^{-3} , in which a rarely high density of individuals was registered in a survey in 2005, causing the average density of that month increase to 40 egg m^{-3} (Figure 3 A).

As for the larvae, the main peak of average density was recorded in October (6 ind. m^{-3}), observing a secondary peak in May (4 ind. m^{-3}). The highest density values of larvae were detected in October 2003 and 2006, with 23 and 16 ind. m^{-3} , respectively. As observed with the eggs, larvae were detected throughout the year with the lowest density values in January and in the two-month period June-July (Figure 3 C).

Eggs and larvae densities from each survey were ordered according to the day of the year (DOY) they were sampled and (Figure 3 B and

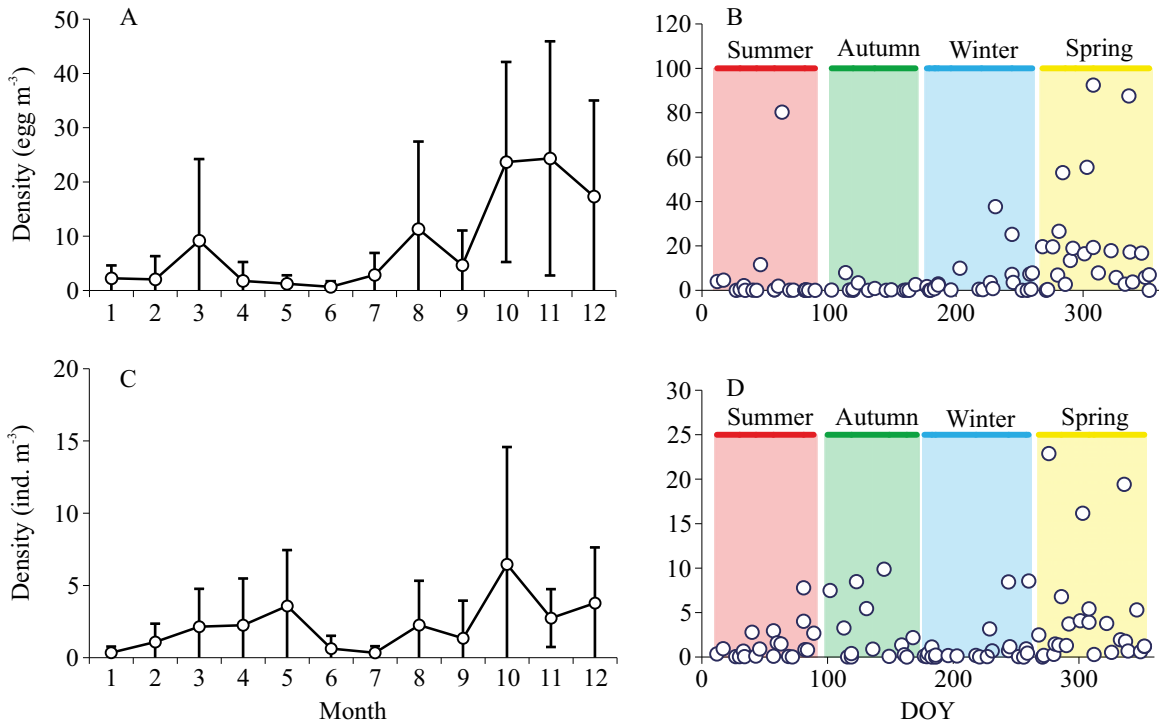


Figure 3. Average monthly densities (A and C) and densities according to the day of the year they were sampled (DOY) of *Engraulis anchoita* eggs (egg m^{-3}) and larvae (ind. m^{-3}) (B and D) detected in the Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA). Vertical bars correspond to the standard deviation.

D). The greatest abundance of eggs and larvae was recorded during spring, while there was a second minor peak of larval abundance during autumn. It was also observed that seasons with highest densities of eggs and larvae were also the seasons with greatest dispersion values. Seasonal analysis allowed us to observe statistical differences between the density of eggs ($K = 23.69$, $df = 3$, $p < 0.01$) and larvae ($K = 10.71$; $df = 3$; $p = 0.01$) among the four seasons (Table 1). For instance, eggs density was higher in spring than in summer (Dunn test, $p < 0.015$) and in autumn (Dunn test, $p < 0.015$) (Table 1). A higher density

of larvae was observed in spring than in winter (Dunn test, $p < 0.012$) (Table 1).

There was no clear trend between the density of egg and temperature and salinity (Figure 4). Physical parameters that determine the absence of eggs were not detected with clarity, however, the lowest densities of anchovy eggs were recorded at temperatures between 10 °C and 21 °C. Highest densities (> 50 egg m^{-3}) were observed in waters with salinities between 33.55 and 33.76 and 11.61 °C and 20.29 °C of temperature. Similarly, larval abundance did not show a clear association with physical variables (Figure 5). How-

Table 1. A) Mean, standard deviation (SD) and median values of *Engraulis anchoita* eggs and larvae densities for each season during 2000-2017. B) Statistical comparison of pairs between the densities of *E. anchoita* eggs and larvae estimated at the EPEA for four seasons using the non-parametric Dunn's test. n.s.: non-significant differences, *: significant differences.

| A | | | | | | |
|--------|-------|-------|--------|--------|------|--------|
| | Eggs | | | Larvae | | |
| | Mean | SD | Median | Mean | SD | Median |
| Summer | 3.64 | 9.55 | 0.21 | 1.34 | 1.88 | 0.82 |
| Autumn | 1.17 | 2.07 | 0.24 | 2.02 | 2.95 | 0.40 |
| Winter | 6.02 | 9.63 | 1.81 | 1.45 | 2.48 | 0.32 |
| Spring | 19.34 | 18.53 | 14.95 | 4.42 | 7.77 | 2.60 |

| B | | | | |
|---------------|-------------|---------------|-------------|---------------|
| | Eggs | | Larvae | |
| | Dunn's test | p-value | Dunn's test | p-value |
| Summer-Autumn | 2.30 | > 0.05 n.s. | 0.21 | > 0.05 n.s. |
| Summer-Winter | 13.03 | > 0.05 n.s. | 3.58 | > 0.05 n.s. |
| Summer-Spring | -30.61 | $< 0.001^*$ | -17.80 | > 0.05 n.s. |
| Autumn-Winter | -15.33 | > 0.05 n.s. | 3.37 | > 0.05 n.s. |
| Autumn-Spring | -32.92 | $< 0.001^*$ | -18.01 | > 0.05 n.s. |
| Winter-Spring | -17.58 | > 0.05 n.s. | -21.38 | $< 0.05^*$ |

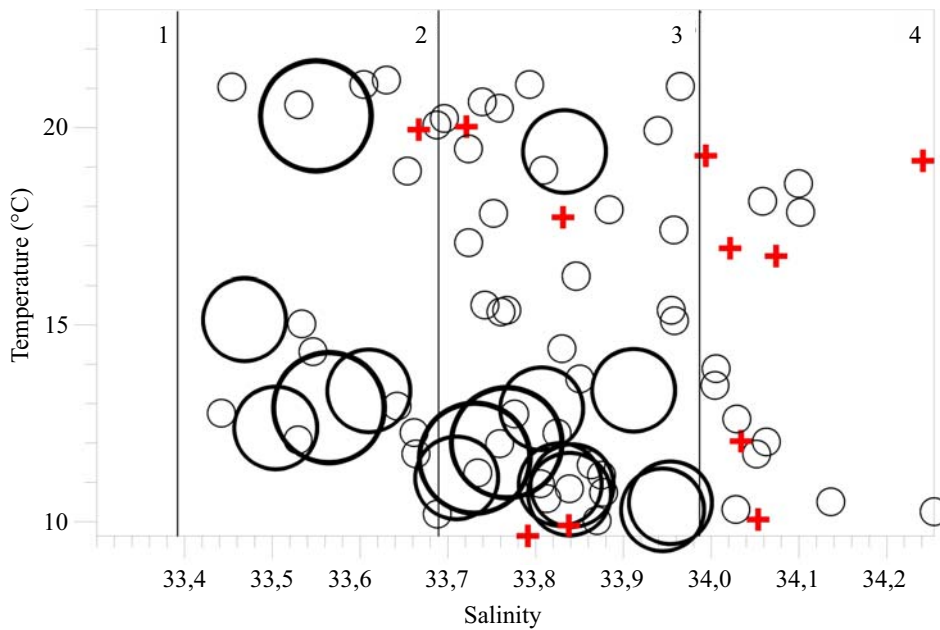


Figure 4. Density of *Engraulis anchoita* eggs at the Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA). Crosses represent stations with no eggs. Larger circles indicate 50-100 egg m^{-3} . Numbers 1 to 4 represent the type of water mass (Martos et al. 2005). 1: coastal waters of low salinity, 2: medium shelf waters, 3: coastal waters with high salinity, 4: waters of maximum salinity.

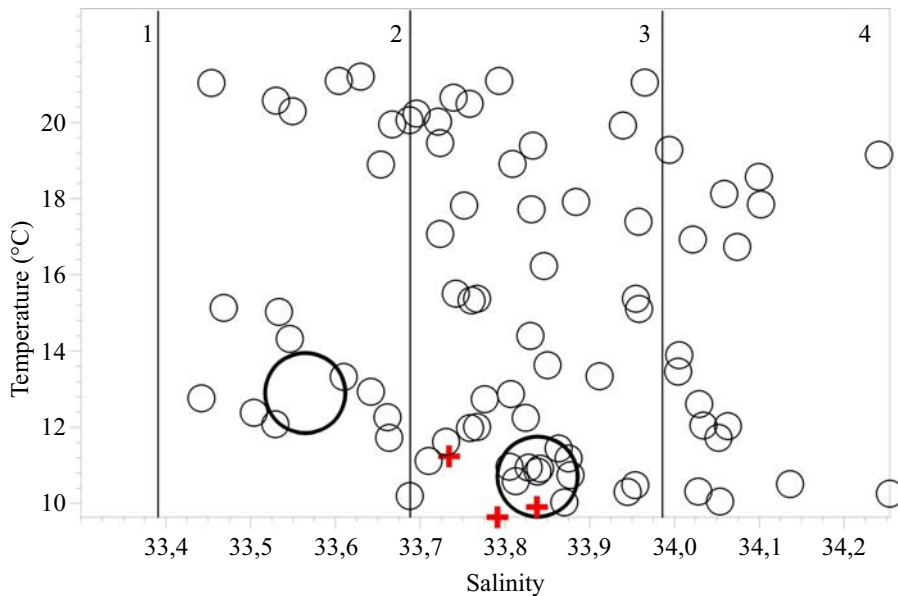


Figure 5. *Engraulis anchoita* larval density at the Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA). Crosses represent stations with no larvae. Larger circles indicate 10-50 ind. m^{-3} . Numbers 1 to 4 represent the type of water mass (Martos et al. 2005). 1: coastal waters of low salinity, 2: medium shelf waters, 3: coastal waters with high salinity, 4: waters of maximum salinity.

ever, highest larval densities (between 8.24 and 22.8 ind. m⁻³) were detected between salinities of 33.56 and 33.95, a range similar to that observed for highest eggs densities. Regarding temperature, highest densities were registered between 10.19 and 16.23 °C, presenting a narrower thermal range than eggs.

Morphometry

Larvae with larger size range were found in autumn (ANOVA: $F = 72.27$; $n = 1,367$; $p < 0.001$) (Figure 6). The SL of larvae collected during autumn varied between 2.56 and 23.55 mm, with a mean value of 7.55 ± 3.19 mm ($n = 438$). Sizes recorded during spring varied between 2.75 and 14.01 mm SL, with an average of 5.30 ± 2.10 mm SL ($n = 441$). In winter, SL of larvae ranged between 2.59 and 15.67 mm and averaged 5.65 ± 2.36 mm ($n = 276$). Finally, in summer larvae had a range of sizes between 2.56 and 12.36 mm and an average of 5.27 ± 2.03 mm ($n = 212$).

Main values of BDA/SL ratio presented significant differences among seasons (ANOVA: $F =$

73.67 ; $n = 1,367$; $p < 0.001$; Table 2 A). The average value obtained for larvae captured during autumn was significantly higher than those corresponding to other seasons. On the other hand, this mean value ratio was the lowest in the larvae captured in winter (Tukey test $p < 0.05$, Table 2 A). An upward trend in the BSA/SL ratio was observed in autumn and spring and a downward trend in winter with respect to the advance of the seasons (Figure 7).

The body condition of anchovy larvae was analyzed through a PCA along the period studied (Figure 8). Morphometric variables were standardized to a reference size of 6 mm before PCA. The first two main components of the analysis explained 90% of the variability observed (Table 2 B). Variables that positively characterized PC1 were body widths (BD and BDA), head length and diameter of the eye. Body widths are the variables most related to the condition and those that explained most of the variability observed for the first principal component. The PC2 was explained positively by the height of the body at the anus level, head depth and the diameter of the

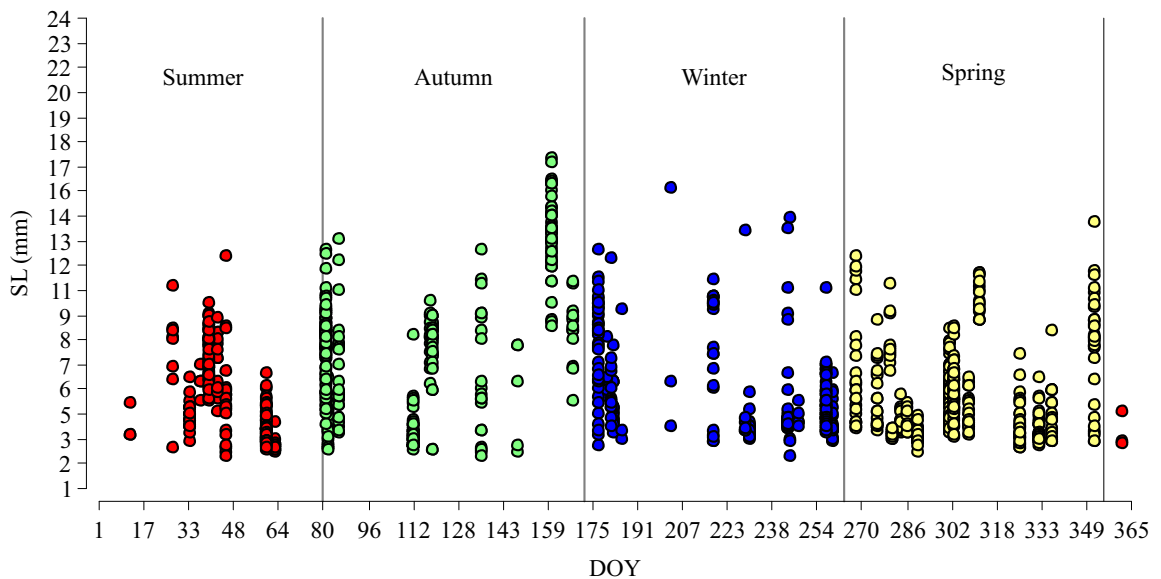


Figure 6. Distribution of larval sizes of *Engraulis anchoita* per day of the year (DOY) during 2003-2017 at the Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA). Seasons are indicated.

Table 2. A) Analysis of variance to compare seasonal mean values of the BDA/SL ratio for *Engraulis anchoita* larvae and Tukey *post hoc* test. B) Eigenvalues and eigenvectors obtained in the Principal Component Analysis using normalized morphometric variables recorded in *E. anchoita* larvae. Mean BDA/SL per season \pm standard error, and number of samples between brackets; capital letters indicate significant differences in the Tukey test. Data corresponded to 2003-2017 at the Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA). HL: head length, HD: head depth at the cleithrum level, BD: body depth posterior to the head, BDA: body depth at the anus, ED: diameter of the eye. -N: indicates that morphometric variables were normalized.

| A | | | | | | |
|--------|------|-------|---------|-------|----------|--|
| | SS | df | MS | F | p-value | Mean BDA/SL per season |
| Model | 0.01 | 3 | 3.6E-03 | 60.66 | < 0.0001 | Winter 0.0511 \pm 4.9E-04 (246) ^A |
| Season | 0.01 | 3 | 3.6E-03 | 60.66 | < 0.0001 | Spring 0.0536 \pm 3.8E-04 (412) ^B |
| Error | 0.07 | 1,203 | 5.9E-05 | | | Summer 0.0562 \pm 5.3E-04 (212) ^B Autumn 0.0585 \pm 4.2E-04 (337) ^C |
| Total | 0.08 | 1,206 | | | | |

| B | | | | | | | |
|-------------|-------|------------|-----------------------|--------------|-------|-------|-------|
| Eigenvalues | | | | Eigenvectors | | | |
| Lambda | Value | Proportion | Cumulative proportion | Variables | PC1 | PC2 | PC3 |
| 1 | 3.46 | 0.69 | 0.69 | HD-N | -0.38 | 0.58 | 0.56 |
| 2 | 1.02 | 0.20 | 0.90 | BD-N | 0.48 | -0.28 | 0.49 |
| 3 | 0.52 | 0.10 | 1.00 | BDA-N | 0.47 | 0.37 | 0.41 |
| 4 | 0.00 | 0.00 | 1.00 | HL-N | 0.53 | -0.09 | -0.07 |
| 5 | 0.00 | 0.00 | 1.00 | ED-N | 0.35 | 0.66 | -0.52 |

eye, and negatively by body widths and head length. The PCA revealed that the larvae collected in autumn and summer were characterized by larger body widths.

On the other hand, PC3 explained 10% of the variability observed (Figure 9). In all biplot graphs larvae collected in winter were characterized by the lowest magnitudes in all variables. In this way, it could be considered that in this season they would be in a poorer nutritional condition compared to larvae collected in other seasons of the year.

Trends over time

Anchovy eggs and larvae did not show a significant temporal trend in their anomalies of abundance within the studied period (Figure 10 A and B, SK test $p = 0.26$ and $p = 0.35$ to eggs and larvae, respectively). Finally, anomalies of the BDA/SL ratio obtained for anchovy larvae did not show a significant temporal trend within the studied period (Figure 10 C, SK test $p = 0.56$).

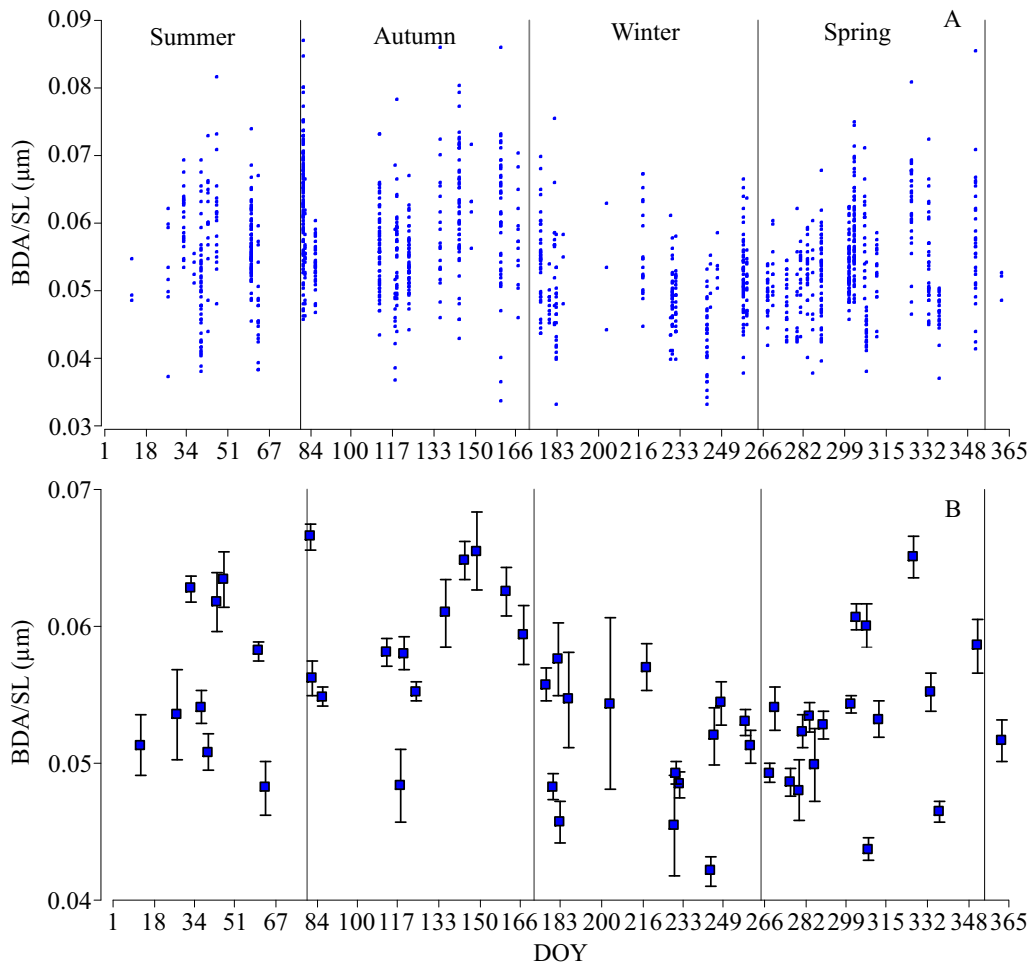


Figure 7. Variation of BDA/SL ratio per day of the year (DOY) of *Engraulis anchoita* larvae. A) Data is shown per individual. B) Mean value per day of the year with corresponding standard deviations. Data obtained during 2003-2017 at the Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA). Seasons are indicated.

DISCUSSION

Densities of eggs and larvae

In the present study, characteristics of the early life history of *E. anchoita* were evaluated during almost two decades of data, considering possible variations related to seasonality and the existence of a trend over time. Eggs and larvae density values of this species recorded in the

present study were consistent with those reported in previous works (Ciechomski 1969; Ciechomski et al. 1981; Ciechomski and Booman 1983; Sánchez 1995). Sánchez (1995) carried out a detailed monthly analysis of the spawning activity of this species and detected an extraordinary expansion of the reproductive activity in October covering the entire shelf of Buenos Aires Province, and reaching the maximum peak of eggs and larvae densities in the period October-November. A maximum spawning activity was detected during spring (October-

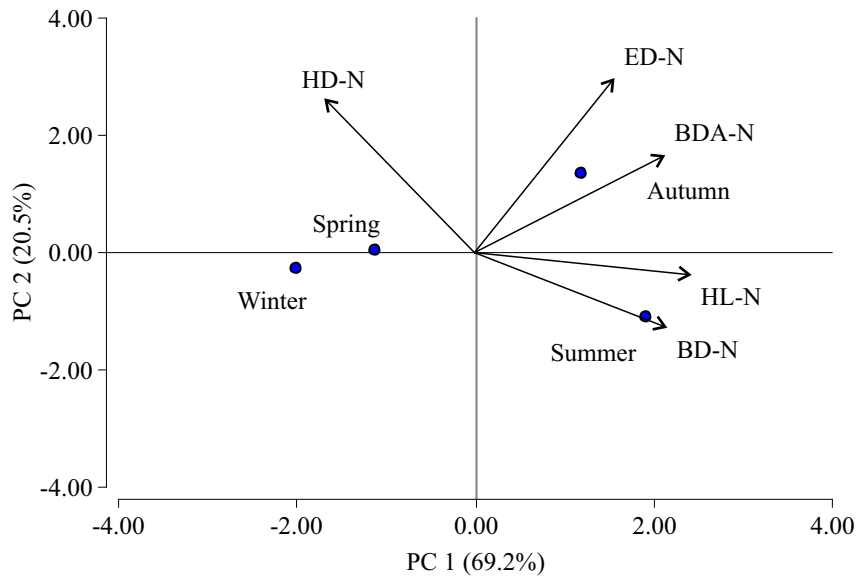


Figure 8. Biplot graph of the first two principal components (PC) obtained through Principal Component Analysis employing morphometric variables of *Engraulis anchoita* larvae. Vectors indicate the direction and rate of change of each variable. Data were grouped by season (blue circles). Data were obtained during 2003-2017 at the Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA). HL: head length, HD: head depth at the cleithrum level, BD: body depth posterior to the head, BDA: body depth at the anus, ED: diameter of the eye. -N: indicates that morphometric variables were normalized.

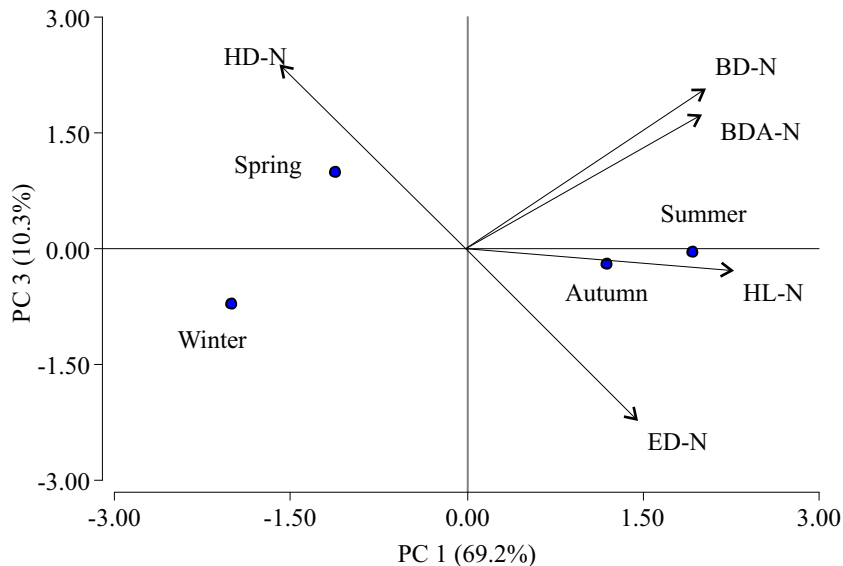


Figure 9. Biplot graph of principal components (PC) 1 and 3 obtained from the Principal Component Analysis of morphometric variables of *Engraulis anchoita* larvae. Vectors indicate the direction and rate of change of each variable. Data were grouped by season (blue circles). Data were obtained during 2003-2017 at the Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA). HL: head length, HD: head depth at the cleithrum level, BD: body depth posterior to the head, BDA: body depth at the anus, ED: diameter of the eye, -N: indicates that the morphometric variables were normalized.

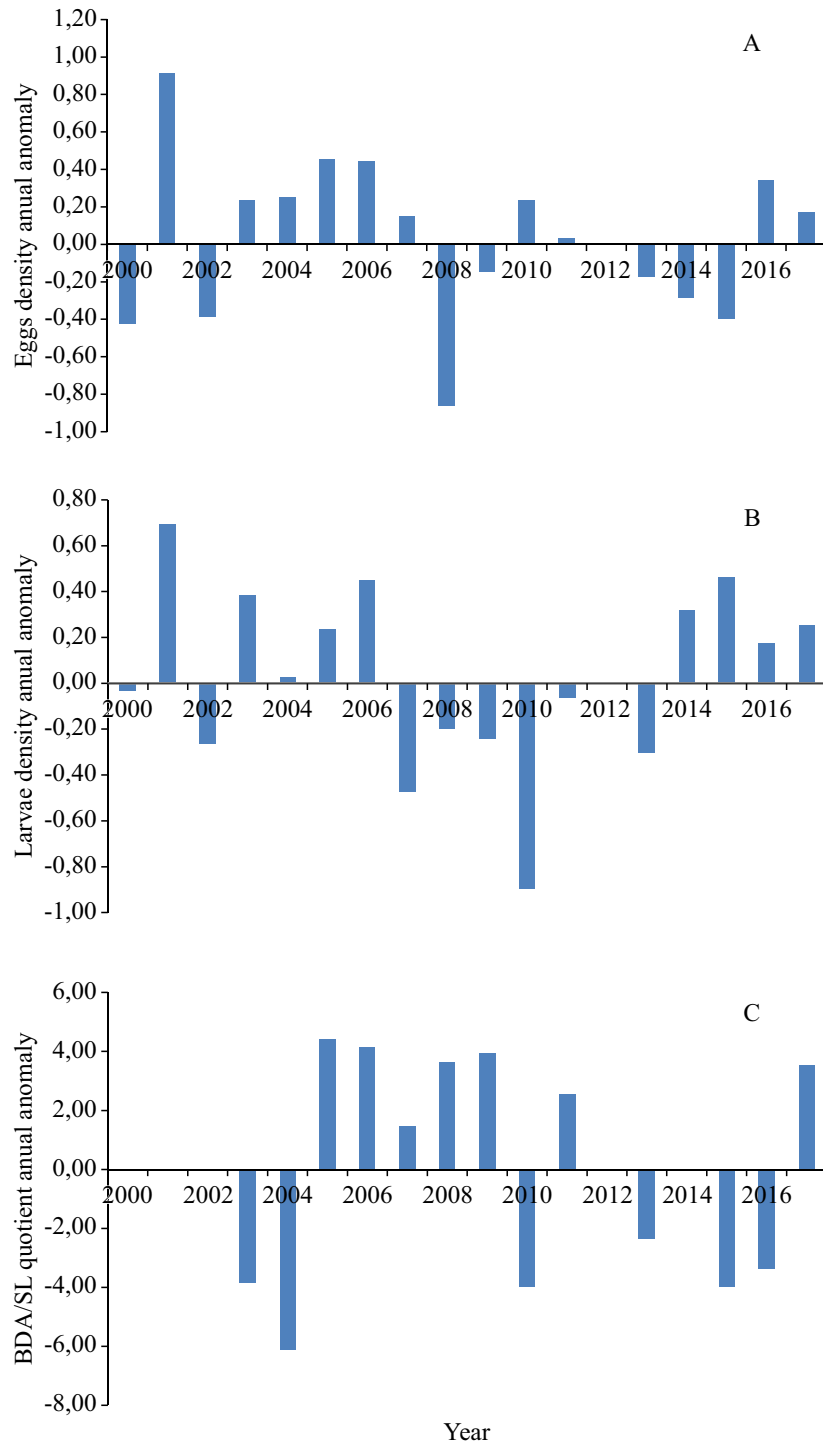


Figure 10. Anomalies of *Engraulis anchoita*, egg abundance (A), larvae (B), and BDA/SL ratio (C) between 2000 and 2017 at the Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA).

December) at the EPEA, and a secondary one in late summer-early autumn period, which seems to be related to the secondary anchovy peak observed in autumn-winter. Although restricted to October, the density of anchovy larvae also had a maximum peak during spring and a secondary mode in March-May, somewhat shifted in time with respect to the secondary mode of eggs density. Results obtained at the EPEA are similar to those indicated by Sánchez (1995), except for the great abundance of eggs and larvae found during winter in this present work. This difference could be due to the high densities registered in August 2004 and August 2010, typical of spring time.

South of 37° S, the distribution of anchovy eggs and larvae has been related to the position of a surface thermal front (Pájaro et al. 2008). This front separates homogeneous coastal waters from stratified waters of the middle shelf regime in the vicinity of the 40-50 m isobaths, where the EPEA is located. During years in which the position of the front moves towards deep waters or is absent, lower densities of eggs and larvae have been observed. On the contrary, in years when the frontal system was strong, densities of anchovy eggs and larvae were higher (Pájaro et al. 2008). Therefore, differences in the formation and position of the front could be the cause of changes in the abundance of eggs and larvae at the EPEA.

The inter-annual variation of eggs was very high in seasons with the most intense spawning. This may be related to the fact that the distribution of anchovy eggs and larvae is highly contagious (Sánchez 1986). Therefore, this variation could be due to a methodological problem, since in some cases the sampling could have been done in the center of the patch of organisms, and sometimes it could have carried out in its periphery. However, to maximize the catchability of eggs and larvae, samples were collected from near the bottom (40 m) to the surface, since the relatively close-to-surface distribution observed for *E. anchoita* larvae seems typical of Clupeiforms

(Matsuura et al. 1992; Matsuura and Kitahara 1995; Castro et al. 2000; Spinelli et al. 2013; Torquato and Muelbert 2014).

The lowest abundance of anchovy eggs was detected in autumn, with statistical differences between that season and spring. However, when analyzing the larvae, no differences were found between autumn and winter-spring, and the average autumn densities were even higher than those of summer and winter. This could indicate that the survival of larvae born in autumn would be higher than that of larvae hatched in other seasons of the year. However, to understand the cause of this phenomenon other studies will be necessary, including the abundance of food zooplankton throughout the year and the presence of predators. Several studies correlated egg and larval abundance to zooplankton biomass (Viñas et al. 2002; Twatwa et al. 2005; Somarakis and Nikolioudakis 2007; Zarrad et al. 2012; Malavolti et al. 2018). For example, a significant relationship was found between the abundance of small copepods and the abundance of anchovy eggs during the spring in the coastal area of Buenos Aires Province (Viñas et al. 2002). This relationship could have trophic implications as these small copepod species produce eggs and nauplii in the optimum size range of prey for first-feeding anchovy larvae (Viñas and Ramírez 1996). Future integrative analyses have to be performed to understand whether spawning of *E. anchoita* in the EPEA area, with high zooplankton concentrations, provides better conditions to larval survival.

In this study we observed a wide range of temperatures and salinities in which anchovy eggs and larvae occurred, as previously indicated by Ciechomski (1967b), Brewer (1976), Matsuura and Kitahara (1995) and Torquato and Muelbert (2014). We did not find a clear pattern of egg and larvae densities in relation to temperature or salinity suggesting that thermal tolerance enables larvae to exploit different habitats or seasons (Matsuura et al. 1992; Torquato and Muelbert 2014). On the Buenos Aires shelf (south of 37° S), there

is a middle shelf front near the 50 m isobath, which separates vertically homogeneous coastal waters from stratified waters of the middle shelf (Lucas et al. 2005; Martos et al. 2005). Conditions of most of the surveyed water masses corresponded to coastal waters of high salinity, and to a lesser extent to those of the medium shelf. Associated with these two water masses, the highest densities of anchovy eggs and larvae were detected. Auad and Martos (2012), through *in situ* data analysis and numerical modeling for the period 1993-2008, determined that the intensity of the front, the flow along the coast, and the abundances of anchovy larvae would be connected and forced by the effort of the wind along the coast.

These results are particularly interesting especially when considering inter-annual variations, and they might explain the abrupt changes in recruitment observed from one year to another. In the past, biomass fluctuations from one to six million tons have been detected to the northern stock of the species (Hansen 2004). For this reason, it is emphasized the importance of time series to detect how anchovy responds to possible environmental variations resulting from climate change. In general, surface layers of the oceans have progressively increased their temperature in recent decades, with an important effect on the distribution and reproduction of marine species (Edwards and Richardson 2004; Richardson and Schoeman 2004). To detect these effects, it is essential to have time series of data that reflect these changes. On the other hand, variations in the average temperature of seawater can result in movements of peaks of secondary production, resulting in a decoupling with the peak of larval production and therefore affecting the survival of the first stages of development of fish.

Morphometry

Morphometric techniques represent a simple methodology that does not require sophisticated or expensive equipment, and has a great potential

for studying the nutritional condition of fish larvae (Diaz et al. 2009). This methodology is based on the fact that thin larvae with an irregularly shaped body are regarded to be in poor condition (Ferron and Leggett 1994). Moreover, body height includes, among other structures, the height of the digestive tract and the liver, tissues that have been shown to be highly sensitive to the larval condition (Theilacker 1978). One of the main limitations of morphometric techniques is the dependence on the size of the larvae, which provides a source of additional variability that overlaps with the effects of starvation on the studied variables. Removal of the size effect can be accomplished by applying mathematical transformations or limiting the size range (Suthers 1998). To solve this problem, morphometrical variables were normalized in this study following Leonart et al. (2000) and Diaz (2010). This method relativizes recorded variables of all individuals to the same size and thus morphological differences are due solely to the condition of the specimens regardless of their size.

PCA results indicated that larvae obtained in winter were characterized by lower values of body widths (BD and BDA), variables directly related to the nutritional condition (Diaz et al. 2009). Additionally, the average winter BDA/SL ratio was significantly lower than those in other seasons. Even though a great individual variability among larvae was observed, it can be assumed that larvae collected in winter are in a poorer nutritional condition with respect to those obtained in other seasons. In contrast, mean BDA/SL obtained for larvae collected during autumn was the highest recorded among seasons. Furthermore, it was observed that the BDA/SL ratio obtained for larvae collected in spring was more variable than that corresponding to the larvae collected in autumn. Studying larvae of the same species in 'El Rincón' area (an estuarine environment close to our study area), Diaz et al. (2009) found a reduction in the nutritional condition of individuals when larval densities were

extremely high. Similarly, density-dependent factors could be acting at the EPEA during spring that would lead to a somewhat poorer nutritional condition when a temporal coincidence of high larval densities and moderate or low concentrations of larval prey is observed. Using the RNA/DNA condition index, Do Souto et al. (2019) also observed that the larval condition of *E. anchoita* was significantly lower during the winter period 2009-2017. In accordance with the results herein presented, these same authors established that autumn and spring would be the most favorable seasons for the growth and condition of anchovy larvae at the EPEA. Do Souto et al. (2019) coincidentally observed that RNA/DNA index presented less variability during autumn in comparison to spring. On the contrary, low larval growth rates, as well as poor nutritional condition, would indicate that winter represents an unfavorable period for the anchovy larvae.

Trends over time

We did not observe significant trends over time in densities of early developmental stages of anchovy or in the nutritional condition of larvae within the studied period. This may be because the number of samples analyzed was too small to show long-term patterns. These results reinforce the need to maintain this time series and analyze a longer period of time in the future. Long-term study of anchovy abundances and nutritional condition will allow evaluating the possible effect of climate change on the early ontogeny of this species.

The importance of this type of studies lies in the fact that it allows determining the existence of favorable areas for the growth and survival of larvae, providing tools for the comprehensive management of a population subjected to fishing exploitation. Although *E. anchoita* represents at present an underexploited resource, it has great fishing potential for the future (Madureira et al. 2009). Interdisciplinary studies are needed in

order to deepen the knowledge about this pelagic species particularly vulnerable to environmental variations resulting from climate change. The only way to assess the impact of climate change on natural planktonic communities is by making continuous long-term observations. At the moment few observations are maintained frequently enough to respond to possible changes in these communities over time attributable to climate change. The synchrony in the growth cycle of phytoplankton-zooplankton-larval hatching (strongly affected by the environment) is critical in the life of fish (Hjort 1914; Cushing 1969, 1990; Sinclair and Tremblay 1984). Therefore, modification of plankton communities and their interactions, strongly affected by the climate change, could have dramatic socioeconomic impacts through the effects on species of commercial interest, exacerbating the impact of overfishing (Beaugrand et al. 2003).

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors express their gratitude to the staff belonging to the Project "Marine Plankton Dynamics and Climate Change" for all kinds of collaboration provided during research and material processing, to the authorities of the INIDEP and onboard personnel. Special thanks to the "Dr. Bernardo Houssay" captain and crew. INIDEP contribution no 2238.

REFERENCES

- ANGELESCU V. 1982. Ecología trófica de la anchoíta del Mar Argentino (Engraulidae, *Engraulis anchoita*). Parte II. Alimentación, comportamiento y relaciones tróficas en el ecosistema. Contrib Inst Nac Invest Desarr Pesq (Mar del Plata). N° 409. 83 p.

- AUAD G, MARTOS P. 2012. Climate variability of the Northern Argentinean Shelf Circulation: impact on *Engraulis anchoita*. *Int J Ocean Climate Syst.* 3 (1): 17-43. doi:10.1260/1759-3131.3.1.17
- BAKUN A. 2006. Wasp-waist populations and marine ecosystem dynamics: navigating the "predator pit" topographies. *Prog Oceanogr.* 68: 271-288.
- BEAUGRAND G, BRANDER KM, LINDLEY JA, SOUSSI S, REID PC. 2003. Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature.* 426: 661-664.
- BREWER GD. 1976. Thermal tolerance and resistance of the northern anchovy *Engraulis mordax*. *Fish Bull US.* 74: 1- 8.
- CASTRO LR, SALINAS GR, HERNÁNDEZ EH. 2000. Environmental influences on winter spawning of the anchoveta *Engraulis ringens* off Central Chile. *Mar Ecol Prog Ser.* 197: 247-258.
- CIECHOMSKI JD. 1967a. Present state of the investigations on the Argentine Anchovy *Engraulis anchoita* (Hubbs, Marini). *Cal Coop Ocean Fish.* 11: 58-66.
- CIECHOMSKI JD. 1967b. Influence of some environmental factors upon the embryonic development of the Argentine anchovy *Engraulis anchoita*. *Cal Coop Ocean Fish.* 11: 67-71.
- CIECHOMSKI JD. 1969. Investigaciones sobre la distribución de huevos de anchoíta frente a las costas argentinas, uruguayas y sur del Brasil; resultados de nueve campañas oceanográficas, agosto 1967-julio 1968. *FAO Proy Desarr Pesq. Ser Inf Téc.* 14: 1-10.
- CIECHOMSKI JD, BOOMAN CI. 1983. Distribución cuantitativa de huevos y larvas de anchoíta (*Engraulis anchoita*) en la plataforma continental, frente a las costas de la Argentina y Uruguay en el ciclo anual 1981/1982. *Contrib Inst Nac Invest Desarr Pesq (Mar del Plata).* N° 431. 14 p.
- CIECHOMSKI JD, EHRLICH MD, LASTA CA, SÁNCHEZ RP. 1981. Distribución de huevos y larvas de peces en el Mar Argentino y evaluación de los efectivos de desovantes de anchoíta y de merluza. *Contrib Inst Nac Invest Desarr Pesq (Mar del Plata).* N° 383. 20 p.
- CIECHOMSKI JD, SÁNCHEZ RP. 1984. Field estimates of embryonic mortality of Southwest Atlantic anchovy (*Engraulis anchoita*). *Meeresforschung.* 30: 172-187.
- CIECHOMSKI JD, SÁNCHEZ RP. 1988. Análisis comparativo de las estimaciones de biomasa de la anchoíta (*Engraulis anchoita*) en el Atlántico Sudoccidental en diferentes años y con distintas metodologías. *Publ Com Téc Mix Fr Mar.* 4. 14 p.
- CUNHA I, SABORIDO-REY F, PLANAS M. 2003. Use of multivariate analysis to assess the nutritional condition of fish larvae from nucleic acids and protein content. *The Biol Bull.* 204: 339-349.
- CUSHING DH. 1969. The regularity of the spawning season of some fishes. *J Cons Int Explor Mer.* 33: 81-92.
- CUSHING DH. 1990. Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. In: BLAXTER JHS, SOUTHWARD AJ, editors. *Advances in marine biology.* San Diego: Academic Press Limited. p. 250-313.
- DIAZ MV. 2010. Análisis espacio-temporal del estado nutricional de larvas de anchoíta *Engraulis anchoita*. Relación con las características hidrográficas y la disponibilidad de alimento [PhD thesis]. Buenos Aires: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. 282 p.
- DIAZ MV, PÁJARO M, SÁNCHEZ RP. 2009. Employment of morphometric variables to assess nutritional condition of Argentine anchovy larvae *Engraulis anchoita* Hubbs & Marini, 1935. *Rev Biol Mar Oceanog.* 44: 539-549.
- DO SOUTO M, BROWN DR, LEONARDUZZI E, CAPITANIO F, DIAZ MV. 2019. Nutritional condition and otolith growth of *Engraulis anchoita* larvae: the comparison of two life traits

- indexes. *J Marine Syst.* 193: 94-102.
- EDWARDS M, RICHARDSON AJ. 2004. Impact of climatic change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature.* 430: 881-884.
- FERRON A, LEGGETT WC. 1994. An appraisal of condition measures for marine fish larvae. *Adv Mar Biol.* 30: 217-303.
- GOVONI JJ. 2005. Fisheries oceanography and the ecology of early life histories of fishes: a perspective over fifty years. *Sci Mar.* 69: 125-137.
- HANSEN JE. 2004. Anchoíta (*Engraulis anchoita*). In: SÁNCHEZ RP, BEZZI SI, editors. *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros*. Tomo 4. Los peces marinos de interés pesqueros. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). p. 101-115.
- HERNÁNDEZ RD, MENDIOLAR M. 2018. Programa csmk, implementación de un test no paramétrico para datos estacionales con dependencia serial y datos faltantes. *Inf Ases Transf INIDEP N° 143/2018*: 1-13.
- HIRSCH RM, SLACK JR. 1984. A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence. *Water Resour. Res.* 20: 727-732.
- HJORT J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe viewed in the light of biological research. *Rapp P-V Reun Cons int Explor Mer.* 20: 1-228.
- LEONARDUZZI E, BROWN DR, SÁNCHEZ R. 2010. Seasonal variations in the growth of anchovy larvae (*Engraulis anchoita*) on the Argentine coastal shelf. *Sci Mar.* 74: 267-274.
- LEONART J, SALAT J, TORRES GJ. 2000. Removing allometric effects of body size in morphological analysis. *J Theor Biol.* 205: 85-93.
- LUCAS AJ, GUERRERO RA, MIANZAN HW, ACHA EM, LASTA CA. 2005. Coastal oceanographic regimes of the Northern Argentine Continental Shelf (34-43°S). *Estuar Coast Shelf Sci.* 65: 405-420.
- MACKAS DL, THOMSON RE, GALBRAITH M. 2001. Changes in the zooplankton community of the British Columbia continental margin, 1985-1999, and their covariation with oceanographic conditions. *Can J Fish Aquat Sci.* 58: 685-702.
- MADUREIRA LASP, CASTELLO JP, HERNANDEZ CP, QUEIROZ MI, ESPÍRITO SANTO MLP, RUIZ WA, ABDALLAH PR, HANSEN JE, BERTOLOTTI MI, MANCA EA, et al. 2009. Current and potential alternative food uses of the Argentine anchoita (*Engraulis anchoita*) in Argentina, Uruguay and Brazil. In: HASAN MR, HALWART M, editors. *Fish as feed inputs for aquaculture: practices, sustainability and implications*. Rome: FAO. p. 269-287.
- MALAVOLTI S, DE FELICE A, COSTANTINI I, BIAGIOTTI I, CANDUCI G, GRILLI F, MARINI M, TIRELLI V, BORME D, CAPUTO BARUCCHI V, LEONORI I. 2018. Distribution of *Engraulis encrasicolus* eggs and larvae in relation to coastal oceanographic conditions (a south-western Adriatic Sea case study). *Medit Mar Sci.* 19: 180-192.
- MARTOS P, HANSEN JE, NEGRI RM, MADIROLAS A. 2005. Factores oceanográficos relacionados con la abundancia relativa de anchoíta sobre la plataforma bonaerense (34° S-41° S) durante la primavera. *Rev Invest Desarr Pesq.* 17: 5-33.
- MATSUURA Y, KITAHARA EM. 1995. Horizontal and vertical distribution of anchovy *Engraulis anchoita* eggs and larvae off Cape Santa Marta Grande in southern Brazil. *Arch Fish Mar Res.* 42: 239-250.
- MATSUURA Y, SPACH HL, KATSURAGAWA M. 1992. Comparison of spawning patterns of the Brazilian sardine (*Sardinella brasiliensis*) and anchoita (*Engraulis anchoita*) in Ubatuba region, southern Brazil during 1985 through 1988. *Bolm Inst Oceanogr USP.* 40: 101-115.
- MCGURK MD. 1985. Multivariate analysis of morphometry and dry weight of Pacific herring larvae. *Mar Biol.* 86: 1-11.

- O'BRIEN TD, LI WKW, MORÁN XAG. 2012. ICES phytoplankton and microbial plankton status report 2009/2010. ICES Coop Res Rep. 313. 196 p.
- PÁJARO M, HANSEN JE, LEONARDUZZI E, GARCIARENA D. 2009. Biomasa de los reproductores de la población boanerense de anchoíta (*Engraulis anchoita*) en el año 2008: estimación mediante el método de producción diaria de huevos. INIDEP Inf Téc. 29. 19 p.
- PÁJARO M, MARTOS P, LEONARDUZZI E, MACCHI GJ, DÍAZ MV, BROWN D. 2008. Estrategia de puesta de la anchoíta (*Engraulis anchoita*) en el Mar Argentino y Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Inf Téc INIDEP N° 11/2008. 14 p.
- POHLERT T. 2018. PMCMRplus. Calculate pairwise multiple comparisons of mean rank sums extended, R package version 1.3.0. <https://cran.r-project.org/web/packages/PMCMR/PMCMR.pdf>.
- R CORE TEAM. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- REID JL. 1966. Oceanic environments of the genus *Engraulis* around the world. Cal Coop Ocean Fish. 11: 29-33.
- RICHARDSON AJ, SCHOEMAN DS. 2004. Climate impact on plankton ecosystems in the Northeast Atlantic. Science. 305: 1609-1612.
- RODRÍGUEZ JM, ALEMANY F, GARCIA A. 2017. A guide to the eggs and larvae of 100 common Western Mediterranean Sea bony fish species. Rome: FAO. 256 p.
- SÁNCHEZ RP. 1986. Estudios sobre las variaciones espacio-temporales en los patrones de distribución de embriones y larvas de la anchoíta (*Engraulis anchoita*), en relación con la estimación de su intensidad reproductiva. Rev Invest Desarr Pesq. 5: 92-142.
- SÁNCHEZ RP. 1995. Patrones de distribución espacio-temporal de los estadios embrionarios y larvales de la anchoíta (*Engraulis anchoita* Hubbs y Marini) a micro y macroescala, su relación con la supervivencia y el reclutamiento [PhD thesis]. Buenos Aires: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. 672 p.
- SÁNCHEZ RP, CIECHOMSKI JD. 1995. Spawning and nursery grounds of pelagic fish species in the sea-shelf off Argentina and adjacent areas. Sci Mar. 59: 455-478.
- SATO N, HERNÁNDEZ D, VIÑAS MD. 2011. Hábitos alimentarios de las larvas de *Engraulis anchoita* (Hubbs & Marini, 1935) en las aguas costeras de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. Lat Am J Aquat Res. 39: 16-24.
- SINCLAIR M, TREMBLAY MJ. 1984. Timing of spawning of Atlantic herring (*Clupea harengus harengus*) populations and the match-mismatch theory. Can J Fish Aquat Sci. 41 (7): 1055-1065.
- SOMARAKIS S, NIKOLILOUDAKIS N. 2007. Oceanographic habitat, growth and mortality of larval anchovy (*Engraulis encrasicolus*) in the northern Aegean Sea (eastern Mediterranean). Mar Biol. 152: 1143-1158.
- SPINELLI ML, GUERRERO R, PÁJARO M, CAPITANIO FL. 2013. Distribution of *Oikopleura dioica* (Tunicata, Appendicularia) associated with a coastal frontal system (39°-41°S) of the SW Atlantic Ocean in the spawning area of *Engraulis anchoita* anchovy. Braz J Oceanogr. 61: 141-148.
- SUTHERS IM. 1998. Bigger? Fatter? Or is fast growth better? Considerations on condition in larval and juvenile coral-reef fish. Austral Ecol. 23: 265-273.
- TEMPERONI B, VIÑAS MD, DIOVISALVI N, NEGRI RM. 2011. Seasonal production of *Oithona nana* Giesbrecht, 1893 (Copepoda: Cyclopoida) in temperate coastal waters off Argentina. J Plankton Res. 33: 729-740.
- THEILACKER G. 1978. Effect of starvation on the histological and morphological characteristics of jack mackerel, *Trachurus symmetricus*, lar-

- vae. Fish Bull US. 76: 403-414.
- TORQUATO FO, MUELBERT JH. 2014. Horizontal and vertical distribution of larvae of *Engraulis anchoita* (Hubbs & Marini 1935) off Albardão, Southern Brazil. Pan Am J Aquat Sci. 9: 154-166.
- TWATWA NM, VAN DER LINGEN CD, DRAPEAU L, MOLONEY CL, FIELD JG. 2005. Characterising and comparing the spawning habitats of anchovy *Engraulis encrasicolus* and sardine *Sardinops sagax* in the southern Benguela upwelling ecosystem. Afr J Mar Sci. 27: 487-499.
- VIÑAS MD, RAMÍREZ FC. 1996. Gut analysis of first-feeding anchovy larvae from Patagonian spawning area in relation to food availability. Arch Fish Mar Res. 43: 231-256.
- VIÑAS MD, NEGRI RM, CEPEDA GD, HERNÁNDEZ D, SILVA RI, DAPONTE MC, CAPITANIO FL. 2013. Seasonal succession of zooplankton in coastal waters of the Argentine Sea (Southwest Atlantic Ocean): prevalence of classical or microbial food webs. Mar Biol Res. 9: 371-382.
- VIÑAS MD, NEGRI RM, RAMÍREZ FC, HERNÁNDEZ D. 2002. Zooplankton assemblages and hydrography in the spawning area of anchovy (*Engraulis anchoita*) off Rio de la Plata estuary (Argentina-Uruguay). Mar Freshwater Res. 53: 1031-1043.
- ZARRAD R, ALEMANY F, JARBOUI O, GARCIA A, AKROUT F. 2012. Comparative characterization of the spawning environments of European anchovy, *Engraulis encrasicolus*, and round sardinella, *Sardinella aurita* (Actinopterygii: Clupeiformes) in the eastern coast of Tunisia. Acta Ichthyol Piscat. 42: 9-19.

ORIGINAL RESEARCH

Evolución temporal de la diversidad, abundancia y estructura del ensamble de peces costeros en el área de “El Rincón” (39° S-41° 30' S), Argentina

DANIELA ALEMANY^{1, 2 *}, M. RITA RICO¹, NERINA Á. LAGOS¹, PATRICIA MARTOS³, MANUELA MENDIOLAR¹ y CLAUDIA CAROZZA¹

¹Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina. ²Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. ³Departamento de Ciencias Marinas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Funes 3350, B7602AYL - Mar del Plata, Argentina



RESUMEN. El área de “El Rincón” (39° S-41° 30' S) es un sistema de alta complejidad oceanográfica, de relevancia como área reproductiva y cría de numerosas especies, sujeta a diversas medidas de manejo pesquero. El objetivo del trabajo fue evaluar la evolución temporal del ensamble de peces costeros en el área. Se analizaron 591 lances de pesca y estaciones oceanográficas durante el período 1994-2012 en función de la densidad de peces, la diversidad y la estructura del ensamble, evaluando diferencias interanuales y su relación con variables oceanográficas. Se registraron 70 especies de peces costeros, once de ellas responsables de las diferencias en los ensambles entre años. Los resultados más destacables fueron la tendencia decreciente de la densidad de peces, así como la relación positiva entre la densidad y la temperatura de fondo. El presente trabajo reviste importancia como línea de base de la evolución del ensamble de peces costeros, junto a una exhaustiva caracterización de la dinámica biológica y física de la región en un período de casi dos décadas. Los resultados obtenidos son de importancia para la gestión de recursos costeros, futuros estudios enmarcados en el contexto del cambio climático global y evaluación del impacto antrópico en este ecosistema costero del Atlántico Sudoccidental que brinda numerosos servicios ecosistémicos.

Palabras clave: Plataforma continental argentina, zona costera, biodiversidad, densidad.



*Correspondence:
dalemany@inidep.edu.ar

Received: 9 September 2020
Accepted: 19 March 2021

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de
Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)



This work is licensed under a Creative
Commons Attribution-
NonCommercial-ShareAlike 4.0
International License

Temporal evolution of diversity, abundance and structure of the coastal fish assemblage in ‘El Rincón’ area (39° S-41° 30' S), Argentina

ABSTRACT. ‘El Rincón’ area (39° S-41° 30' S) is a highly complex system, of relevance as a reproductive and nursery area for numerous species subject to various fisheries management measures. The objective of this study was to evaluate the temporal evolution of the coastal fish assemblage in the area. We analyzed 591 fishing hauls and oceanographic stations during 1994-2012 based on fish density, diversity and assemblage structure, evaluating interannual differences and their relationship with oceanographic variables. Seventy species of coastal fish were recorded, eleven of them responsible for the differences in assemblages between years. Most notable results were the decreasing trend in fish density, as well as the positive relationship between density and bottom temperature. This work is relevant as a baseline of the evolution of the coastal fish assemblage, together with an exhaustive characterization of the biological and physical dynamics of the region over a period of almost two decades. Results obtained are of importance for the management of coastal resources, future studies framed in the global climate change paradigm and evaluation of the anthropic impact on this coastal ecosystem of the Southwest Atlantic that provides numerous ecosystem services.

Key words: Argentine continental shelf, coastal zone, biodiversity, density.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas naturales están afectados por procesos ecológicos y ambientales que los hacen inherentemente complejos a diversas escalas tanto espaciales como temporales (Hillman et al. 2018). En particular, el ambiente marino presenta numerosos desafíos dada su naturaleza tridimensional y alta conectividad entre sistemas. Tanto a nivel local (ecosistema) como a nivel global, cambios en la biodiversidad marina son impulsados por la interacción de las actividades humanas con los ecosistemas, así como también por cambios ambientales de origen natural (Shannon y Coll 2017). Gran parte de la variabilidad en la mortalidad natural de los peces ocurre durante las primeras etapas de la vida y está relacionada con factores ambientales (Bakun 2010). Las actividades humanas que impulsan el cambio climático representan una amenaza global creciente y generalizada para los ecosistemas, afectando a las especies individuales y a la forma en que interactúan con otros organismos y sus hábitats, lo que altera la estructura y función de los ecosistemas y los bienes y servicios que los sistemas naturales brindan a la sociedad (Díaz et al. 2019). En particular, la biodiversidad marina se ve afectada indirectamente a través del cambio climático global y directamente por la contaminación, la destrucción del hábitat y la explotación pesquera (Worm et al. 2005; Lotze et al. 2006). En tal sentido, la sobreexplotación pesquera es la mayor amenaza para la biodiversidad marina en todas las regiones (Costello et al. 2010), generando cambios en la estructura y composición de las comunidades. La remoción de los predadores de niveles tróficos superiores, de especies clave o de presas importantes cambia la biodiversidad y, en particular, el funcionamiento del ecosistema (Bolger 2001; Essington

et al. 2006). Sin embargo, los cambios en biodiversidad son difíciles de estimar dada su complejidad y multidimensionalidad, aún más en sistemas marinos, donde los datos de referencia son escasos (Shumway et al. 2018).

Uno de los mayores desafíos de la ecología es comprender la distribución de las especies y su relación con el ambiente. Actualmente, se reconoce que los procesos biológicos están altamente relacionados e influenciados por factores físicos (Martino y Able 2003; Mann y Lazier 2006), los cuales determinarían la vida en el mar (Odum y Barrett 2005). A escala global, existiría una relación positiva entre la diversidad de especies y la productividad (Ricklefs y Schluter 1993), aunque algunos estudios muestran que al aumentar los nutrientes la riqueza de especies disminuye en función de un aumento en la dominancia de alguna de ellas (Angel 1997). En términos generales, la biodiversidad marina ha sido correlacionada positivamente con sistemas de alta productividad como los frentes (Worm et al. 2005; Rosa et al. 2008), así como también con la producción primaria (Boyce et al. 2010) y con la temperatura superficial del mar (Worm et al. 2005; Boyce et al. 2008).

La plataforma continental del Atlántico Sudoccidental (32° S-55° S) es una de las áreas más dinámicas y productivas del mundo (Acha et al. 2004; Marrari et al. 2013). Está influenciada por aguas de origen subantártico modificadas por significantes aportes de agua dulce y por la mezcla generada por vientos y mareas. La principal característica de su circulación es la Corriente de Malvinas que fluye hacia el norte a lo largo del talud continental transportando aguas frías y ricas en nutrientes que pueden ser advectadas sobre la plataforma (Guerrero y Piola 1997; Piola et al. 2010). Aproximadamente a los 38° S se encuentra con la Corriente de Brasil que fluye hacia al sur y ambas se dirigen hacia el este conformando la

Confluencia Brasil-Malvinas. Otra característica sobresaliente es la descarga de aguas del Río de la Plata (entre 35° S y 37° S) sobre la plataforma con un flujo anual medio de 22.000 m³ s⁻¹, aportando nutrientes y material disuelto y particulado a la región (Piola et al. 2004). En particular, en la plataforma continental argentina algunos estudios han relacionado sistemas frontales con la diversidad de comunidades planctónicas (Berasategui et al. 2006; Sabatini et al. 2012), de comunidades epibentónicas (Mauna et al. 2011) y de peces (Alemany et al. 2009; Lucifora et al. 2012). Si bien numerosos trabajos resaltan la importancia de los frentes para diversos organismos marinos (Hansen et al. 2001; Acha et al. 2004; Bogazzi et al. 2005; Martos et al. 2005; Marrari et al. 2013; Temperoni et al. 2014), en nuestra región los estudios sobre diversidad de peces son escasos pero revisten gran importancia dado que diferencias locales en las condiciones oceanográficas de un área podrían generar cambios en la producción del sistema y por consiguiente en la distribución de las especies.

En este sentido, y en relación con la estructura de los ensambles, los mayores cambios faunísticos en las asociaciones de peces en plataformas continentales ocurren en gradientes de temperatura, salinidad y/o profundidad (Menni y López 1984; Mahon et al. 1998). Como los ecosistemas son asociaciones entre factores bióticos y su ambiente físico, a menudo resulta complicado distinguir los mecanismos de control. En particular, la fauna íctica de la plataforma continental argentina está vinculada a distintas masas de agua de distinto origen y propiedades físicas (Cousseau et al. 2004). La plataforma continental argentina incluye al Ecosistema Costero Bonaerense (ECB), el cual se extiende desde Chuy, Uruguay (34° S) hasta el límite sur de la Provincia de Buenos Aires (41° 30' S), y desde la costa hasta la isobata de 50 m. En este ecosistema, la temperatura, la profundidad y la salinidad son las variables que influyen la estructura espacial de las poblaciones de peces (Jaureguizar et al. 2006); en el sector

norte (bajo la influencia del Río de la Plata) predomina el efecto de la salinidad de fondo (Rico 2000; Jaureguizar et al. 2004), mientras que en el sector sur (área de "El Rincón") predomina el efecto de la temperatura de fondo (Menni y López 1984). Al igual que en la tierra, en los últimos años las investigaciones en el mar se han enfocado hacia los ecosistemas (o hábitats) como sistemas integrales de estudio (Groves et al. 2002). Sin embargo, gran parte de las investigaciones marinas en la Argentina se han dirigido a especies de interés comercial y con objetivos de manejo mono-específicos.

El área sur del ECB, conocida como "El Rincón" (ER) (39° S- 41° 30' S), es un sistema de alta complejidad y variabilidad. Dicha zona presenta profundidades menores a 50 m y se caracteriza por condiciones oceanográficas particulares, determinadas principalmente por un frente estuarino paralelo a la costa (Martos et al. 2005; Auad y Martos 2012). Durante la época estival la zona de ER es de gran relevancia como área de cría de un gran número de especies de peces de interés comercial y concentración de juveniles, como así también es una zona de desove multiespecífico (Macchi y Acha 1998; Sardiña y López Cazorla 2005; Ruarte et al. 2009; Militelli et al. 2013; Rodrigues et al. 2013). En esta región se desarrolla además una pesquería dirigida al ensamble demersal costero que incluye el desembarque de unas 30 especies de peces óseos y cartilagosos capturadas por pesca dirigida o incidental y denominado comercialmente Variado Costero (Carozza et al. 2001). A partir de la década de los noventa, la actividad pesquera en la zona de ER ha aumentado significativamente (Carozza et al. 2001), y se ha reportado una disminución en la biomasa y la longitud media de muchas especies capturadas en la pesquería multiespecífica costera (Carozza y Fernández Aráoz 2009; Ruarte et al. 2009). Es por ello que a partir de 2004 se implementaron diversas medidas de manejo, como el establecimiento de un área de veda reproductiva estacional y restricción a la pesca de arrastre

(Lasta et al. 1998; Carozza et al. 2004). Las mismas se intensificaron en el año 2009, provocando que los desembarques disminuyeran significativamente (Lagos et al. 2017). Posteriormente, en 2010, el área de veda de ER quedó establecida de octubre a marzo de cada año abarcando aproximadamente 31.500 km² con profundidades menores a los 50 m (Figura 1).

Desde la perspectiva de las poblaciones de peces, las áreas de cría y épocas de desove son cruciales en su historia de vida y también las más vulnerables a los impactos externos negativos (Olsen et al. 2010). Es así que las principales razones para implementar una veda estacional se centran en proteger a las especies en reproducción durante la temporada más intensa de desove, reduciendo el esfuerzo y el arrastre de pesca excesivo (Hall 2009). Sin embargo, las áreas de veda resultan de una mayor efectividad si son acompañadas por otras medidas complementarias que se ejecuten en forma conjunta (Hall 2009; Clark et al. 2015). En tal sentido, en el área norte del ECB se establece anualmente una Captura Total Permissible (CTP) para algunas especies prioritarias del Variado Costero, lo que limita uno de los efectos negativos observados en este tipo de medidas, como lo es la redistribución del esfuerzo hacia áreas adyacentes (Lagos et al. 2017). Dada la relevancia del área de ER como área de cría, reproducción y concentración de numerosas especies y por la pesquería que allí se desarrolla (Ruarte et al. 2017), resulta de gran importancia estudiar posibles cambios temporales en el ensamble de peces costeros en un área con distintos tipos de manejo durante el período 1994-2012. Los múltiples procesos que influyen en la distribución de los peces y la estructura de patrones espaciales y temporales, requieren su estudio de manera integral atendiendo tanto la variabilidad natural del ecosistema como la generada por actividades humanas (Bakun et al. 2010).

Históricamente, los estudios en la región han puesto énfasis en evaluar distintos aspectos de las especies de peces de interés comercial en forma

individual. Sin embargo, en los últimos años surgió la necesidad de incorporar investigaciones basadas en los ecosistemas, integrando cada uno de sus componentes. En tal sentido, este trabajo se enmarca en el paradigma del enfoque ecosistémico de la pesca, incorporando en los diferentes análisis a todo el conjunto de especies de peces costeros del ensamble en la zona de ER y su relación con el ambiente. Es por ello que el objetivo del presente estudio es evaluar la evolución temporal del ensamble de peces del área de ER en relación con su diversidad, densidad y estructura del ensamble. Se investigará, además, la relación de la riqueza y densidad del ensamble de peces con la profundidad y diferentes condiciones oceanográficas de salinidad, temperatura y estratificación de la columna de agua.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La región de estudio abarca el área sur del ECB, denominada “El Rincón” (ER) (Figura 1). Esta zona se localiza entre los 39° S y los 41° 30' S y se extiende desde la costa hasta los 50 m de profundidad. Debido a las contribuciones de agua dulce del Río Colorado y fundamentalmente del Río Negro, que representa casi el 90% de agua dulce en la región (Guerrero y Piola 1997; Guerrero 1998), se establece un sistema estuarino (Figura 1). Se genera así un frente costero en sentido meridional que separa las aguas diluidas, con salinidades de 30,0-33,3 de un área con un máximo de salinidad (33,7-34,1; Guerrero 1998; Lucas et al. 2005; Martos et al. 2005). Este máximo de salinidad se origina en el Golfo de San Matías (al sur de nuestra área de estudio), debido al predominio de la evaporación sobre la precipitación en el balance de agua dulce de este golfo (Lucas et al. 2005). La distribución vertical y horizontal de las propiedades físicas permite identificar una zona costera

homogénea, mezclada por mareas y vientos, hasta los 40-50 m de profundidad (Lucas et al. 2005; Auad y Martos 2012; Marrari et al. 2013). Hacia el este del área y cercano a la isobata de 50 m se observa durante primavera-verano un frente denominado de plataforma media, que separa las aguas costeras verticalmente homogéneas de las aguas estratificadas estacionalmente y que se asocia a un máximo de clorofila satelital (Marrari et al. 2013 y referencias en él). Por su parte, Luz Clara et al. (2019) muestran que el área de ER y el área del frente de plataforma media estarían conectadas por el ciclo estacional de temperatura superficial en la región.

El área de ER se caracteriza por corrientes débiles (Palma et al. 2008) y su dinámica se ha asociado a la existencia de mecanismos de retención para etapas tempranas del ciclo de vida de algunas especies (Bakun y Parrish 1991; Pájaro et al. 2008; Acha et al. 2012). Mediante simulaciones numéricas se ha observado un giro anticiclónico en toda la columna de agua, ubicado al este del sistema estuarino (Palma et al. 2008; Auad y Martos 2012), más intenso durante el invierno. Este proceso de recirculación estaría controlado por los vientos locales, los flujos de aguas circundantes de plataforma y condicionado por la batimetría y la geometría de la costa (Auad y Martos 2012).

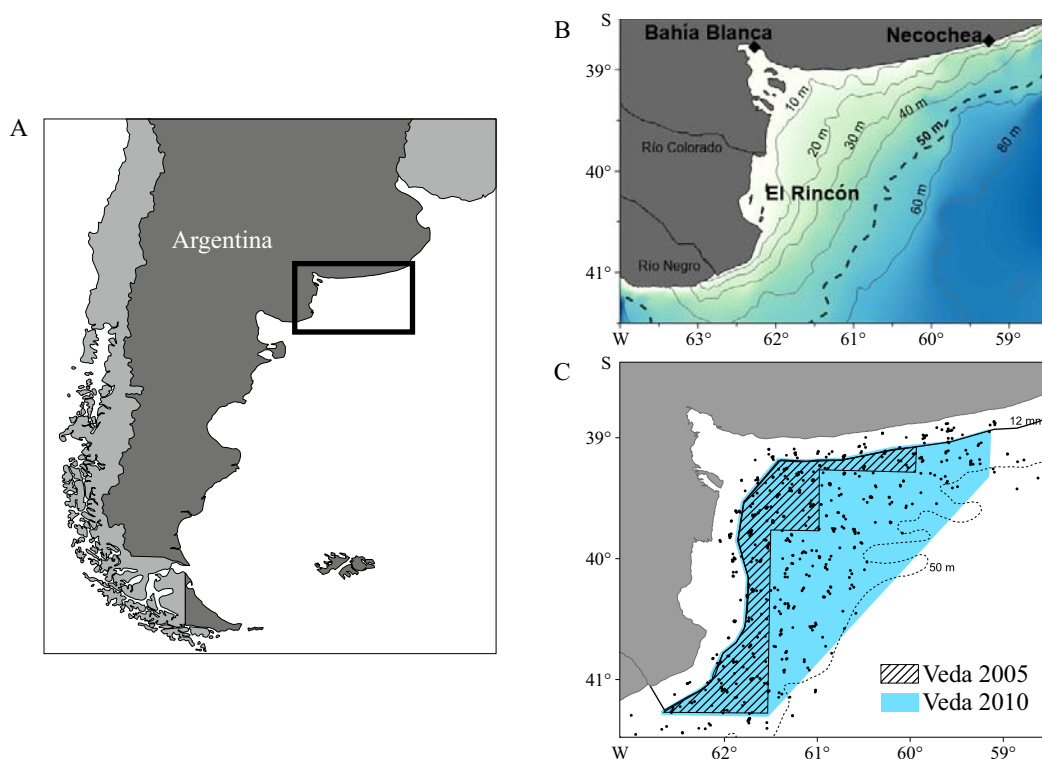


Figura 1. A) Ubicación del área de estudio. B) Área de “El Rincón”, mostrando la batimetría de alta resolución proveniente de datos hidroacústicos del INIDEP. C) Distribución espacial de los 591 lances de pesca (puntos negros) correspondientes a las 10 campañas demersales costeras del período 1994-2012. Se indican la veda vigente en 2005 (Consejo Federal Pesquero –CFP, Acta N° 53/2004) y la veda establecida a partir de 2010 (CFP Resolución N° 2/2010).

Figure 1. A) Location of the study area. B) ‘El Rincón’ area, showing the high resolution bathymetry from INIDEP hydroacoustic data. C) Spatial distribution of the 591 fishing hauls (black points) corresponding to the 10 coastal demersal campaigns for the period 1994-2012. The fishing closed area in force in 2005 (Consejo Federal Pesquero –CFP, Act no 53/2004) and the fishing closed area established as of 2010 (CFP Resolution no 2/2010) are indicated.

Estos autores observan en esta región el establecimiento de un gradiente de velocidades, producido entre el flujo de las aguas de plataforma y el flujo menos energético en la zona costera, el cual podría inducir condiciones de surgencia que contribuirían a la provisión de nutrientes en la región.

Fuentes de información

Se analizaron diez campañas de investigación del Programa “Pesquería de Peces Demersales Costeros” del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) en el área de ER durante el período 1994-2012. Dichas campañas fueron realizadas en primavera por los buques de investigación pesquera “Doctor Eduardo L. Holmberg” (9 años) y “Capitán Oca Balda” (1 año; Tabla 1) del INIDEP (Figura 1). El área de estudio está dividida en estratos (EST) los cuales se utilizan para el cálculo de las densidades de las especies comerciales. En las primeras ocho campañas, la ubicación de los lances de pesca respondió a un diseño de muestreo estratificado al azar (Ruarte 1999), mientras que en las últimas dos

(2011 y 2012) consistió en un muestreo sistemático por transectas perpendiculares a la costa (Cepe-da et al. 2013). En cada lance, el arte de pesca utilizado fue una red de arrastre de fondo tipo Engel (472/160) de 40,3 m de relinga inferior y una abertura vertical de aproximadamente 4 m.

En cada lance de pesca se registró la captura total (kg) y por especie. A partir del cálculo del área barrida se estimó la densidad específica del ensamble por lance, expresada en toneladas por milla náutica cuadrada ($t\ mn^{-2}$).

Mediante un perfilador CTD Sea-Bird Modelo Seabird 19 se registraron los valores de conductividad, temperatura y presión en toda la columna de agua asociados a cada lance de pesca. Se tomaron muestras de agua de fondo para la calibración de salinidad del CTD medidas posteriormente en laboratorio mediante un salinómetro Guildline Autosal. Se procesaron las estaciones con el paquete de rutinas SBE Data Processing (Sea-Bird Electronics) obteniéndose datos filtrados y promediados cada 1 m de profundidad. Los mismos fueron almacenados en la “Base regional de Datos Oceanográficos” (BaRDO)-INIDEP siguiendo los

Tabla 1. Detalle de las diez campañas de investigación del Programa “Pesquería de Peces Demersales Costeros” del INIDEP en el área de “El Rincón” ($39^{\circ}\ S-41^{\circ}\ 30'\ S$) durante el período 1994-2012. Se detalla el número de lances de pesca analizados para cada año. m: meses.

Table 1. Details of the 10 research surveys of INIDEP ‘Coastal Demersal Fish Fishery’ Program in ‘El Rincón’ area ($39^{\circ}\ S-41^{\circ}\ 30'\ S$) during the period 1994-2012. The number of fishing hauls analyzed for each year is detailed. m: months.

| Código de campaña | Año | Mes | Manejo (veda) | Número de lances |
|-------------------|------|-------|---------------|------------------|
| EH-94/2013 | 1994 | 11 | No | 77 |
| EH-95/2008 | 1995 | 11 | No | 46 |
| EH-98/2010 | 1998 | 11 | No | 47 |
| EH-99/2009 | 1999 | 11-12 | No | 48 |
| EH-00/2008 | 2000 | 11-12 | No | 44 |
| EH-03/2006 | 2003 | 12 | No | 63 |
| EH-05/2008 | 2005 | 12 | 2005 (4 m) | 78 |
| EH-08/2003 | 2008 | 11 | 2006 (4 m) | 74 |
| EH-05/2011 | 2011 | 11 | 2010 (6 m) | 58 |
| OB-03/2012 | 2012 | 12 | 2010 (6 m) | 56 |

controles de calidad según Baldoni et al. (2008). Para cuantificar la estratificación de la columna de agua y analizar zonas homogéneas y estratificadas, se calculó el parámetro de estabilidad Φ de Simpson (1981) para cada perfil CTD.

Análisis de los datos

A fin de poder comparar los lances de pesca de las diferentes campañas, se analizaron las áreas barridas y se descartaron dos lances de la campaña de 1994 y uno del año 2000 por presentar estimaciones de área barrida atípicas. En los análisis fueron incluidos 591 lances. Todas las especies de peces, identificadas a bordo hasta el nivel taxonómico más bajo (Tabla 2), fueron incluidas en los análisis del ensamble de peces costeros. Las especies de lenguados (*Paralichthys isocetes*, *P. orbignyanus* y *P. patagonicus*) se agruparon en el género (*Paralichthys* spp.), dado que las mismas no estuvieron discriminadas en todas las campañas.

Diversidad y densidad

Para evaluar la diversidad del área de estudio y su evolución temporal se calcularon los índices más usuales por lance: la riqueza (S, número de especies), el índice de Shannon (H' , Shannon y Weaver 1949) y el índice de equitatividad de Pielou (J, Pielou 1966). El índice de diversidad de Shannon refleja la heterogeneidad de una comunidad, contemplando la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies), y la cantidad relativa de cada una de esas especies (abundancia). Valores mayores de H' indican que la abundancia está equitativamente distribuida entre las especies, es decir, menor dominancia de alguna de ellas. Por su parte, el índice de equitatividad de Pielou mide la igualdad de abundancias en una comunidad, es decir, el grado en el cual las abundancias se dividen equitativamente entre las especies presentes (Clarke y Warwick 2001). En todos los casos, se calculó la media de cada índice para cada año. Las posibles diferencias de los índices de diversidad entre años se

evaluaron mediante ANOVAs de una vía (factor: AÑO). En el caso de la abundancia de peces, se calculó un índice de densidad expresado como captura total por lance ponderada por el área barrida del mismo, y se expresó en $t\ mn^{-2}$.

Los cambios temporales en la densidad total del ensamble y de las especies discriminantes de los mismos se evaluaron mediante análisis de varianza de una vía (ANOVA, factor: AÑO). Previamente, se evaluó la presencia de puntos atípicos o *outliers* (observación numéricamente distante del resto de los datos; Test de Grubbs) y el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza. En los casos en que los mismos no fueron cumplidos, la variable fue transformada a logaritmo de la densidad.

En aquellos casos en que se detectaron diferencias en los ANOVAs, se aplicaron pruebas *post-hoc* para tamaño desigual de muestras (Zar 2010).

Estructura del ensamble

Para investigar los cambios temporales en la estructura del ensamble de peces costeros para el período de estudio, se aplicaron análisis multivariados (MDS, SIMPER, PERMANOVA). Estas rutinas permiten analizar datos multivariados o univariados procedentes de diseños complejos y desbalanceados (Anderson et al. 2008). Se construyó una matriz de similitud con las abundancias por especie de cada lance, categorizados a su vez por año. Las abundancias fueron transformadas con raíz cuarta a fin de reducir la influencia de las especies más abundantes (Clarke y Warwick 2001). Las diferencias en la estructura de los ensambles entre años se testearon con PERMANOVA (análisis multivariado de varianza por permutación) empleando el *software* PRIMER V6 (Clark y Gorley 2006). Las matrices de similitud se utilizaron también para explorar la estructura del ensamble de peces con métodos de ordenación no-métrico de escalamiento multidimensional (MDS), donde un valor de estrés por debajo de 0,20 representa una ordenación adecuada del MDS en dos dimensiones (Clarke y Warwick

Tabla 2. Ocurrencia de taxones para cada año. Peces óseos (O), cartilaginosos (C); de hábitos demersal (D) o pelágico (P); de interés comercial o no comercial. Las especies con mayor contribución a las disimilitudes entre años (identificadas por el SIMPER) están señaladas con (*).
 Table 2. Occurrence of taxa for each year. Bony fish (O), cartilaginous (C); demersal (D) or pelagic (P) habits; of commercial or non-commercial interest. Species with the greatest contribution to the dissimilarities between years (identified by SIMPER) are marked with (*).

| Taxón | Tipo | Hábito | Interés | 1994 | 1995 | 1998 | 1999 | 2000 | 2003 | 2005 | 2008 | 2011 | 2012 |
|-------------------------------------|------|--------|--------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <i>Acanthistius patachonicus</i> | O | D | Comercial | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| <i>Alopias vulpinus</i> | C | D | No comercial | - | - | - | - | - | - | - | - | x | - |
| <i>Anchoa mitchilli</i> | O | P | No comercial | - | - | x | x | - | - | - | - | - | x |
| <i>Astroscoptes sexspinosus</i> | O | D | No comercial | x | x | x | x | x | x | x | - | - | x |
| <i>Atlantoraja castelnaui</i> | C | D | Comercial | x | - | x | x | x | x | x | x | x | x |
| <i>Atlantoraja cyclophora</i> | C | D | Comercial | x | - | x | x | x | x | x | x | x | x |
| <i>Balistes caprisicus</i> | O | D | No comercial | - | - | x | x | - | - | - | - | - | - |
| <i>Brama brama</i> | O | D | No comercial | - | - | - | - | - | - | x | - | - | - |
| <i>Brevoortia aurea</i> | O | D | No comercial | x | - | x | x | x | x | x | x | x | - |
| <i>Callorhynchus callorhynchus*</i> | O | D | Comercial | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| <i>Conger orbignyanus</i> | O | D | No comercial | x | - | - | x | - | x | x | x | x | - |
| <i>Cynoscion guatucupa*</i> | O | D | Comercial | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| <i>Dasyatis</i> spp. | C | D | No comercial | x | - | x | x | x | x | x | - | x | - |
| <i>Diplodus argenteus</i> | O | D | No comercial | x | - | x | - | x | x | - | x | x | x |
| <i>Dipturus chilensis</i> | C | D | Comercial | x | - | - | - | - | x | - | - | x | x |
| <i>Dipturus trachyderma</i> | C | D | Comercial | x | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Discopyge tschudii</i> | C | D | No comercial | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| <i>Dules auriga</i> | O | D | No comercial | - | - | x | x | x | x | x | x | x | x |
| <i>Engraulis anchoita</i> | O | P | Comercial | x | x | - | x | x | - | - | x | x | x |
| <i>Galeorhinus galeus*</i> | C | D | No comercial | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| <i>Genidens barbatus</i> | O | D | No comercial | x | - | x | x | x | x | x | x | x | x |
| <i>Lycengraulis grossidens</i> | O | P | No comercial | - | - | - | - | - | x | - | - | - | x |
| <i>Macrondon atricauda</i> | O | D | Comercial | - | - | x | - | - | - | - | x | - | - |
| <i>Macrurus magellanicus</i> | O | D | Comercial | - | - | - | - | - | - | x | - | - | - |
| <i>Menticirrhus americanus</i> | O | D | No comercial | - | - | - | - | x | x | - | - | x | - |
| <i>Merluccius hubbsi</i> | O | D | Comercial | x | x | - | x | x | x | x | x | x | - |
| <i>Micropogonias furnieri</i> | O | D | Comercial | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| <i>Mullus argentinae</i> | O | D | No comercial | - | - | x | - | x | x | x | x | x | x |
| <i>Mustelus schmitti*</i> | C | D | Comercial | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| <i>Myliobatis</i> spp.* | C | D | No comercial | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| <i>Nemadachylus bergi*</i> | O | D | No comercial | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| <i>Notorhynchus cepedianus</i> | C | D | No comercial | x | x | - | - | - | x | x | x | x | - |
| <i>Odontheistes argentinensis</i> | O | P | No comercial | - | x | - | - | x | - | - | x | - | - |
| <i>Oncopterus darwini</i> | O | D | Comercial | x | - | x | - | x | x | x | x | x | x |

Tabla 2. Continuación.
Table 2. Continued.

| Taxón | Tipo | Hábito | Interés | 1994 | 1995 | 1998 | 1999 | 2000 | 2003 | 2005 | 2008 | 2011 | 2012 |
|------------------------------------|------|--------|--------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <i>Pagrus pagrus</i> | O | D | Comercial | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Paralichthys</i> spp.* | O | D | Comercial | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Parona signata</i> * | O | D | Comercial | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Percophis brasiliensis</i> * | O | D | Comercial | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Pingipies brasiliensis</i> | O | D | No comercial | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Polyprion americanus</i> | O | D | No comercial | X | X | X | - | - | X | X | - | X | X |
| <i>Pomatomus saltatrix</i> | O | P | No comercial | X | - | X | X | - | X | X | - | X | X |
| <i>Porichthys porosissimus</i> | O | D | No comercial | X | - | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Prionotus nudigula</i> | O | D | No comercial | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Prionotus punctatus</i> | O | D | No comercial | X | - | - | - | - | - | - | X | - | - |
| <i>Psammobatis</i> spp. | C | D | Comercial | X | - | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Pseudoperca semifasciata</i> | O | D | Comercial | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| Rajidae | C | D | Comercial | X | X | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Rammogaster arcuata</i> | O | D | No comercial | - | - | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Raneya brasiliensis</i> | O | D | No comercial | - | - | - | - | - | - | X | - | X | X |
| <i>Rhinobatos horkelii</i> | C | D | No comercial | X | - | X | - | - | X | - | - | - | - |
| <i>Rioraja agassizi</i> | C | D | Comercial | X | - | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Schroederichthys bivius</i> | C | D | No comercial | - | - | - | - | - | - | - | - | X | X |
| <i>Scomber colias</i> | O | P | Comercial | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Seriotelella porosa</i> | O | P | No comercial | X | X | X | - | X | - | - | X | - | - |
| <i>Squalus</i> spp. | C | D | No comercial | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Squatina guggenheim</i> | C | D | No comercial | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Stromateus brasiliensis</i> (*) | O | D | No comercial | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Symphurus</i> sp. | O | D | No comercial | - | - | X | X | X | - | X | X | X | X |
| <i>Sympterygia acuta</i> | C | D | Comercial | X | - | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Sympterygia bonapartii</i> | C | D | Comercial | X | - | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Thyrsitops lepidopodea</i> | O | P | No comercial | - | - | - | X | - | X | X | X | X | X |
| Torpedo puelcha | O | P | No comercial | - | X | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Trachurus lathami</i> (*) | O | P | No comercial | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Triathalassothia argentina</i> | O | D | No comercial | - | - | - | - | - | - | X | - | X | - |
| <i>Trichiurus lepturus</i> | O | D | No comercial | - | - | X | - | - | - | X | X | - | X |
| <i>Umbrina canosai</i> | O | D | No comercial | X | - | - | - | - | X | X | X | X | X |
| <i>Urophycis brasiliensis</i> | O | D | Comercial | X | - | X | X | X | - | X | - | X | - |
| <i>Xystreuris rasile</i> | O | D | Comercial | X | - | X | - | X | X | X | X | X | X |
| <i>Zapteryx brevirostris</i> | C | D | No comercial | - | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Zenopsis conchifer</i> | O | D | No comercial | X | - | X | X | - | X | X | - | X | X |

2001). Las especies responsables de la similitud dentro de cada año y las disimilitudes entre años fueron analizadas mediante análisis de porcentajes de similitud (SIMPER) sobre los datos de abundancia. Este método compara las abundancias promedio y examina la contribución de cada especie a las similitudes dentro de un determinado grupo o diferencias entre los grupos (Clarke y Warwick 2001). En base al SIMPER, se identificaron las especies más importantes en la discriminación entre años y se evaluaron individualmente en términos de densidad por años.

Todas las pruebas se basaron en 4.999 permutaciones de los residuos bajo un modelo reducido para obtener los valores de probabilidad (p). Este método de permutación es el más apropiado en nuestro caso, ya que proporciona el mejor poder estadístico y el error de Tipo I más preciso (Anderson et al. 2008). Cuando los test fueron significativos ($\alpha = 0,05$), se realizaron comparaciones *a posteriori* de a pares, basadas en 4.999 permutaciones aleatorias para obtener los valores de p .

Relación de la densidad (DENS) y riqueza (S) de peces costeros con variables oceanográficas

Dado que el ensamble de peces costeros está representado casi en un 90% por peces de hábitos demersales y que el arte de pesca utilizado en las campañas (red tipo Engel para arrastre de fondo) no es la indicada para pescar especies pelágicas, lo que produce una subestimación de su abundancia, se decidió eliminar de la matriz de datos biológicos a las especies de peces de hábitos pelágicos (9 especies de 70 totales) para minimizar la variabilidad al momento de modelar la densidad y riqueza de peces costeros. La matriz de datos oceanográficos se construyó con datos de temperatura y salinidad de fondo, profundidad y estabilidad de la columna de agua correspondiente a perfiles CTD relacionados a cada lance. En total se analizaron 533 lances para el período 1994-2012. Los lances correspondientes a la campaña del año 2000 no se incluyeron en este análisis por no contar con datos oceanográficos validados. En

aquellos lances en que no se contó con perfiles CTD se interpoló el valor correspondiente en base a un grillado realizado a partir de la distribución total de estaciones en el área mediante el *software* Surfer (Surfer 8.0, Golden Software). Por medio de este mismo software fueron graficados los campos de temperatura y salinidad de fondo para cada campaña utilizada en el análisis.

Se estudió la relación entre la riqueza (S) y la densidad ($DENS$) de peces demersales costeros con las variables oceanográficas empleando modelos lineales generales durante el período 1994-2012. Se consideraron las siguientes variables oceanográficas: Temperatura de fondo (TMP), Salinidad de fondo (SAL), Profundidad (PRF), y parámetro de estabilidad (PHI), Latitud (LAT) y Longitud (LON) (variables continuas) y variables categóricas: Número de estrato (EST) y Año ($AÑO$).

Se calculó inicialmente una estadística básica (media, desvío estándar, coeficiente de variación, máximo y mínimo), para cada variable bajo análisis. Se efectuó un análisis exploratorio preliminar para cuantificar el grado de colinealidad de las variables oceanográficas. El mismo consistió en la realización de diagramas de dispersión y el cálculo de los factores de Inflación de la Varianza (VIF) (Zuur et al. 2009). En el cálculo de los VIF se utilizó el procedimiento “paso a paso” que consiste en la eliminación de la variable con mayor VIF (> 3) en cada paso, repitiendo el procedimiento hasta obtener todos los valores de VIF por debajo del valor de corte (< 3). Posteriormente se eliminaron aquellas variables colineales y los valores anómalos observados.

Para determinar las relaciones entre la densidad y riqueza de peces demersales costeros con las variables oceanográficas se desarrolló en cada caso un Modelo Lineal General (GLM, McCullagh y Nelder 1989), considerando los factores categóricos $AÑO$ y EST . Se empleó la transformación Box-Cox a los efectos de normalizar las variables respuesta. La selección de modelos y variables se realizó mediante el criterio de infor-

mación de Akaike (AIC; Burnham y Anderson 2002). Además de los valores de AIC se calcularon los pesos de Akaike (w) y los porcentajes de varianza explicada por cada modelo (R^2). Una vez seleccionado el modelo se calculó la tabla ANOVA para evaluar la significación estadística de los factores y covariables incluidos en el modelo seleccionado. Se consideró como conjunto de referencia de modelos en competencia al conjunto de todos los modelos posibles. Los resultados fueron considerados estadísticamente significativos cuando el valor $p < 0,05$. Para evaluar el desempeño de cada modelo seleccionado se construyeron los gráficos de probabilidad normal de residuos estandarizados y residuos estandarizados versus valores teóricos. A partir de un primer diagnóstico, mediante el análisis de residuales de los modelos seleccionados, se evaluó la presencia de puntos influyentes y *outliers*. Los mismos fueron eliminados de la base de datos y se efectuó una segunda corrida definitiva de cada modelo seleccionado. Para evaluar puntos influyentes y atípicos se tuvieron en cuenta los valores absolutos de los residuos estandarizados eliminados, considerando un umbral de corte igual a 3.

La selección de modelos, los ajustes y la estimación de parámetros de los modelos, se realizaron mediante el programa estadístico R (R Development Core Team V. 3.5.2 2018) y se emplearon las librerías *stat*, *MuMIn* y *relaimpo*.

RESULTADOS

Para el período de estudio (1994-2012) se registraron en el área de ER 70 especies de peces costeros, 48 correspondientes a peces óseos (69%) y 22 a peces cartilaginosos (31%); 61 tienen hábitos demersales (87%) y 9 pelágicos (13%); 27 especies son de interés comercial para la pesca y 43 especies representan fauna acompañante, las cuales no son de interés comercial (Tabla 2). Del total de las especies de peces regis-

tradas, 11 especies fueron las responsables de las disimilitudes en la estructura de ensamble de peces costeros entre años (identificadas por el SIMPER). Ellas son el pez gallo (*Callorhynchus callorhynchus*), la pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), el cazón (*Galeorhinus galeus*), el gatuzo (*Mustelus schmitti*), los chuchos (*Myliobatis* spp.), la castañeta (*Nemadactylus bergi*), los lenguados (*Paralichthys* spp.), la palometa (*Parona signata*), el pez palo (*Percophis brasiliensis*), el pampanito (*Stromateus brasiliensis*) y el surel (*Trachurus lathami*).

Diversidad del ensamble de peces costeros

Se observó una alta variabilidad en cuanto a la riqueza de especies del ensamble completo a través de los años (Figura 2 A). Si bien existen diferencias entre años ($F_{9, 580} = 36,1$; $p < 0,001$), no se identificó un patrón definido. El mayor número de especies se registró en 1998 ($S = 17$) mientras que la menor riqueza media de especies se observó en 2008 ($S = 8$).

En cuanto a la diversidad específica o índice de Shannon (H'), al igual que con la riqueza, se registraron algunas diferencias entre años ($F_{9, 580} = 8,5$; $p < 0,001$; Figura 2 B) pero no se observó un patrón. En 1998 se registraron los valores más altos de H' , indicando que las abundancias estuvieron más equitativamente distribuidas entre las especies, mientras que en 2008 se registró el valor más bajo de H' , indicando una mayor dominancia de alguna de las especies.

Si bien el índice de equitatividad de Pielou tuvo variación a lo largo de los años ($F_{9, 580} = 3,1$; $p = 0,001$; Figura 2 C), al igual que la riqueza y el índice de Shannon, no se observó un patrón.

Densidad de peces costeros ($t\ mn^{-2}$)

Ensamble completo

En términos de densidad del ensamble existieron diferencias entre años ($F_{9, 545} = 13,6$; $p < 0,001$; Figura 2 D) observándose un patrón

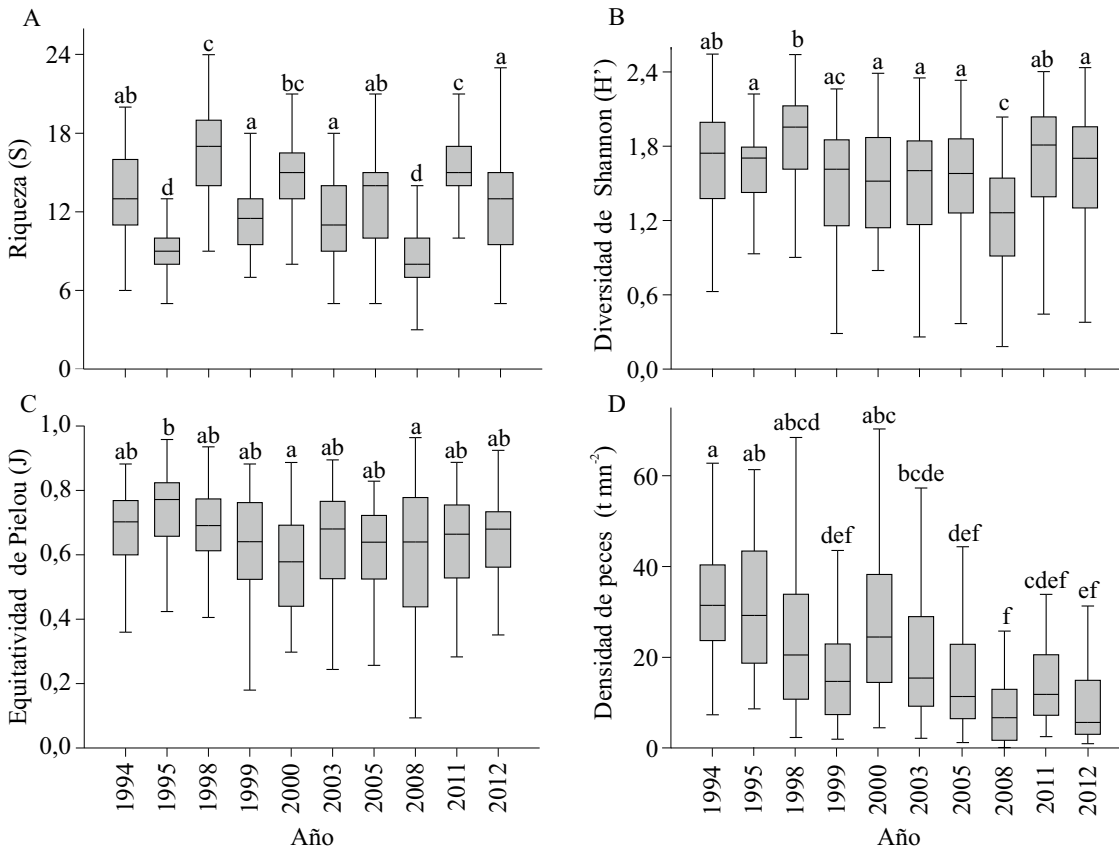


Figura 2. *Box-plot* de riqueza (A), diversidad de Shannon (B), equitatividad de Pielou (C) y densidad (D) del ensamble de peces costeros a lo largo de los años para el período 1994-2012. Las letras minúsculas sobre los *box-plot* indican diferencias estadísticas entre años a partir de los resultados de los ANOVAs.

Figure 2. *Box-plot* of richness (A), Shannon diversity (B), Pielou equitability (C) and density (D) of the coastal fish assemblage over the years for the period 1994-2012. Lowercase letters on the *box-plots* indicate statistical differences between years from the results of the ANOVAs.

decreciente en el período de estudio, siendo la densidad promedio en 1994 (32,1 t mn⁻²), 2,5 veces mayor que en 2012 (12,6 t mn⁻²).

Especies de interés comercial y no comercial

Se identificaron 27 especies de peces de interés comercial y 43 especies de peces no comerciales (Tabla 2) y se evaluó la evolución temporal de la densidad de ambos grupos. En cuanto a las especies comerciales, la densidad promedio difirió entre años ($F_{9,581} = 29,9$; $p < 0,001$; Figura 3 A), decreciendo a partir de 1999. Los años 2008 y 2012 difirieron de todo el resto, siendo sus densi-

dades las menores del período; 2,4 veces menor que en 1994 y 1995. La densidad de peces no comerciales también difirió entre años ($F_{9,581} = 8,3$; $p < 0,001$; Figura 3 A). Al igual que con las comerciales, 2008 y 2012 difirieron del resto siendo sus densidades las menores del período. En comparación con 1994 y 1995, en 2008 y 2012 se registró una densidad promedio 60% menor. Si bien en los dos grupos de peces se observó un patrón decreciente de las densidades a lo largo de los años, el mismo es más pronunciado en las especies comerciales que en las no comerciales.

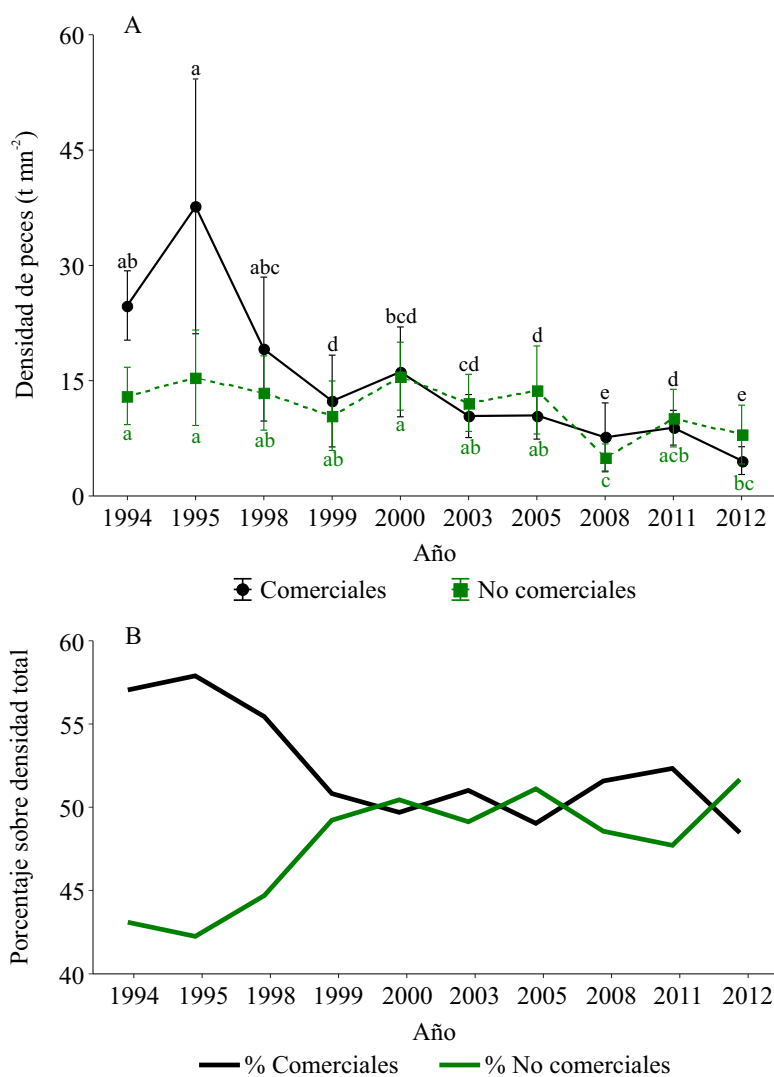


Figura 3. A. Densidad media del grupo de peces de interés comercial y del grupo de peces no comerciales por año para el período 1994-2012. Las barras de error indican intervalos de confianza del 95%. Las letras minúsculas indican diferencias entre años. B. Porcentaje de representatividad de los dos grupos de peces, comerciales y no comerciales respecto a la densidad total de peces del ensamble costero.

Figure 3. A) Average density of the group of fish of commercial interest and of the group of non-commercial fish per year for the period 1994-2012. Error bars indicate 95% confidence intervals. Lower case letters indicate differences between years. B) Percentage of representativeness of the two groups of fish, commercial and non-commercial, with respect to the total density of fish in the coastal assemblage.

En relación al porcentaje de representatividad de ambos grupos en los lances a lo largo del tiempo, se observó que al comienzo del período las especies comerciales representaban el 57% de la densidad total mientras que las no comerciales el

43% (Figura 3 B). Se observa que, a partir de 1999, ambos grupos presentaron un porcentaje similar (50%), y que en 2012 el porcentaje de las especies no comerciales fue ligeramente superior a las comerciales.

Especies de peces discriminantes

Del análisis multivariado (SIMPER) surgió que 11 especies de peces fueron las responsables de las diferencias registradas en el ensamble de peces costeros entre años. Previo a los análisis, las densidades de dichas especies fueron transformadas con logaritmo a fin de cumplir con los supuestos del ANOVA.

Se registraron diferencias en la densidad de la pescadilla de red *C. guatucupa* ($F_{9,207} = 4,6$; $p < 0,001$), del gatuzo *M. schmitti* ($F_{9,457} = 8,8$; $p = 0,001$) y del pampanito *S. brasiliensis* ($F_{9,417} = 11,6$; $p < 0,001$), evidenciándose en todas ellas una tendencia decreciente de la densidad hacia el final del período de estudio (Figura 4).

En referencia a la palometa *P. signata* su densidad difirió entre años ($F_{9,295} = 8,5$; $p < 0,001$; Figura 4), registrándose valores mayores en 1995 y 2008; sin embargo, la tendencia de la densidad hacia finales del período fue decreciente.

En cuanto al pez palo *P. brasiliensis*, la densidad difirió entre años ($F_{9,502} = 7,6$; $p < 0,001$; Figura 4), registrándose valores mayores en los primeros tres años de estudio con un máximo de densidad en 1995. A partir de 1998 la tendencia en la densidad también fue decreciente.

La densidad de los lenguados del Género *Paralichthys* mostró un pico de máxima densidad en 1995 y luego decreció a través del tiempo. Las densidades registradas en 1994, 1995 y 1998 fueron mayores y difirieron del resto de los años ($F_{9,413} = 58,4$; $p < 0,001$; Figura 4).

Para el cazón *G. galeus* la densidad registró diferencias entre años, con una tendencia decreciente ($F_{9,235} = 4,7$; $p < 0,001$; Figura 4), siendo el valor más bajo del período el registrado en 2011.

En el caso del pez gallo *C. callorhynchus*, de los peces chuchos del Género *Myliobatis*, y de la castañeta *N. bergi* si bien mostraron densidades variables en el período de estudio, no se registraron diferencias significativas entre años (Figura 4).

Finalmente, la densidad del surel *T. lathami* difirió entre años ($F_{9,250} = 3,1$; $p = 0,001$). En 1999, 2000 y 2003 se registraron los mayores

valores de densidad en comparación con el resto de los años estudiados (Figura 4).

Análisis multivariado del ensamble de peces

La variabilidad intra-anual en la estructura del ensamble fue alta, con valores de similitud que no superaron el 25% para ninguno de los años analizados. Es decir, la estructura del ensamble de los lances para un mismo año fue muy heterogénea. Se identificaron las tres especies más relevantes para cada año, basadas en el porcentaje de contribución de las mismas a la similitud dentro del año (Tabla 3). El ensamble de 2008 fue el que mostró el valor más bajo de similitud.

Todos los años difirieron en la estructura de sus ensambles ($P \text{ perm} < 0,001$), excepto 2005 de 2012 (Figura 5). El año que más se diferenció del resto fue 2008. En todos los casos donde se registraron diferencias, los valores de disimilitud superaron el 75% (material suplementario, Tabla S1). En esta oportunidad también se identificaron las especies responsables de la disimilitud entre años que fueron once. Si, por ejemplo, comparamos los años más extremos del período, el ensamble de 1994 difirió en un 84% del de 2012, con siete especies contribuyendo a esta disimilitud. Seis de ellas, gatuzo, pampanito, palometa, pez palo, castañeta, y pescadilla de red fueron más abundantes en 1994 que en 2012.

Relación de la densidad (DENS) y riqueza (S) de peces costeros demersales con variables oceanográficas

Durante los años analizados se registraron diferencias interanuales tanto en la temperatura de fondo como en la salinidad de fondo (Figura 6). La gran variabilidad observada en cada año indica la existencia de importantes gradientes horizontales de temperatura y salinidad debido a la presencia de regiones frontales típicas en el área (Figuras 7-9). La temperatura de fondo muestra para toda el área tres períodos definidos, uno con los valores

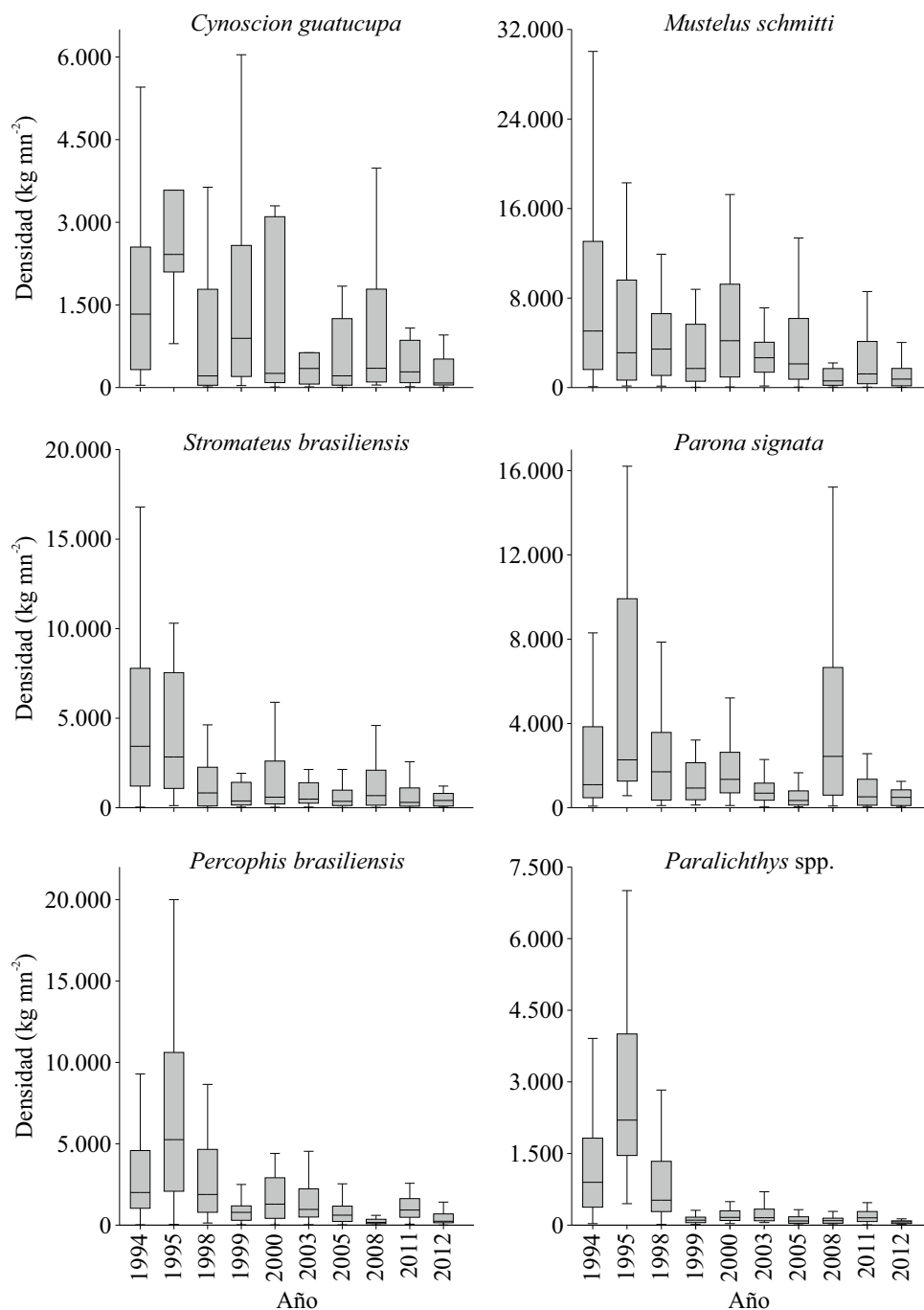


Figura 4. Evolución temporal de la densidad de cada una de las 11 especies de peces identificadas como las responsables de las diferencias en el ensamble de peces costeros a través de los años. Notar que las escalas del eje Y son diferentes para cada especie.

Figure 4. Temporal evolution of the density of each of the 11 species of fish identified as responsible for the differences in the assemblage of coastal fish through the years. Note that Y-axis scales are different for each species.

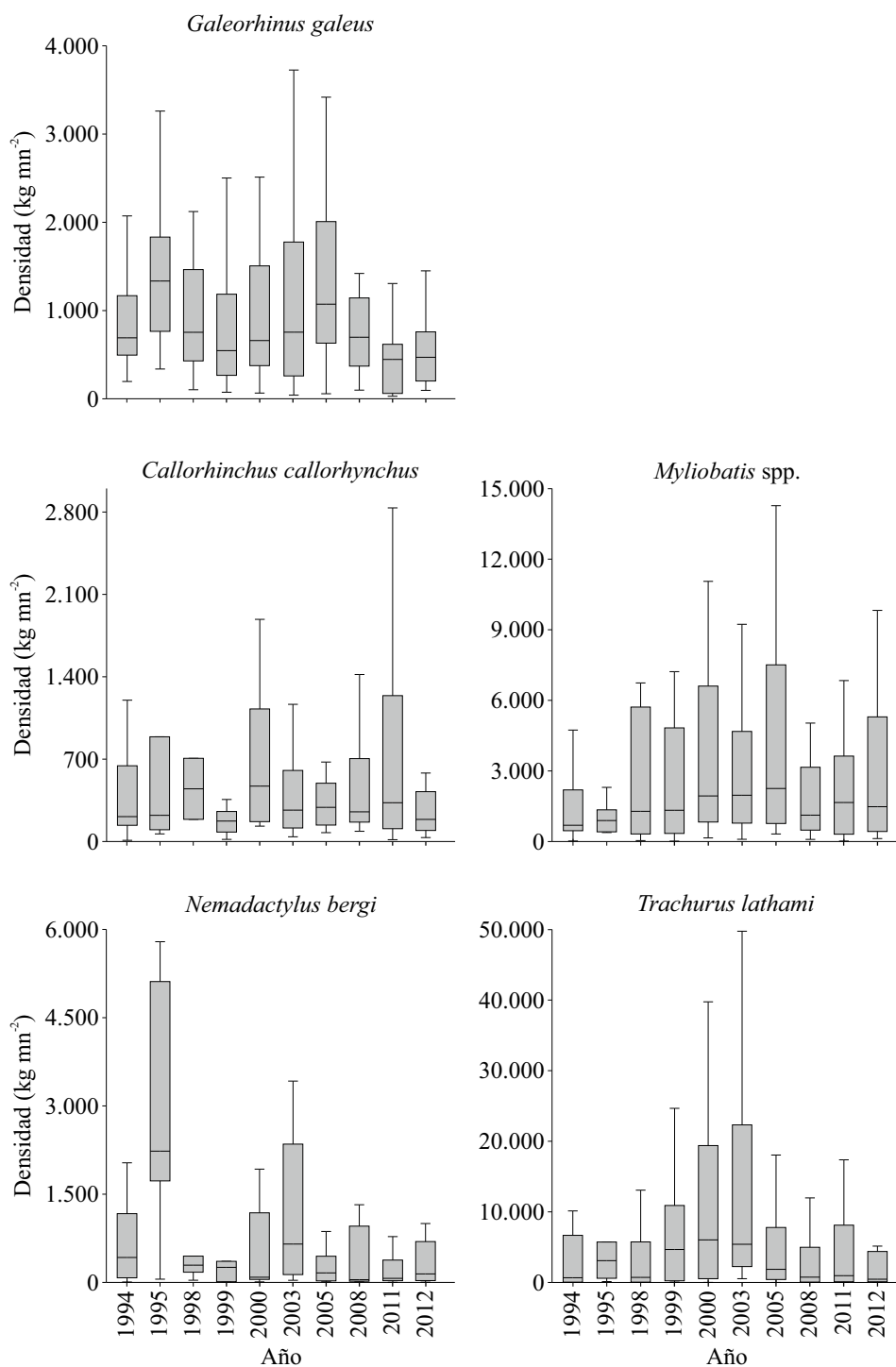


Figura 4. Continuación.
 Figure 4. Continued.

Tabla 3. Porcentaje de similitud del ensamble de peces costeros para cada año y las tres especies más importantes que lo definen.
 Table 3. Percentage of similarity of the coastal fish assemblage per year and the three most important species that define it.

| Año | % similitud | Especies |
|------|-------------|--------------------------------|
| 1994 | 24,2 | Gatuzo, pampanito, pez palo |
| 1995 | 24,8 | Pez palo, pampanito, lenguados |
| 1998 | 23,8 | Gatuzo, pez palo, pez ángel |
| 1999 | 19,4 | Gatuzo, pez palo, surel |
| 2000 | 22,9 | Gatuzo, pez palo, surel |
| 2003 | 22,8 | Gatuzo, pez palo, surel |
| 2005 | 18,8 | Gatuzo, surel, pez palo |
| 2008 | 12,2 | Pampanito, palometa, pez palo |
| 2011 | 21,2 | Pez palo, gatuzo, surel |
| 2012 | 17,8 | Gatuzo, pez palo, surel |

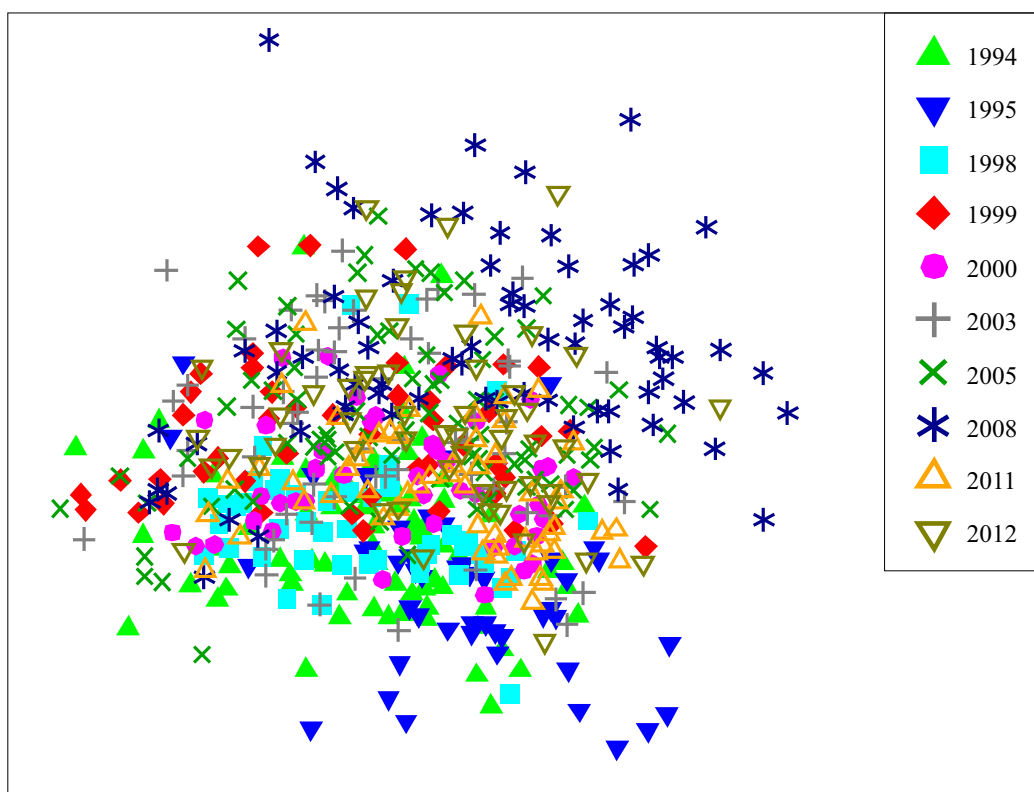


Figura 5. Ordenación MDS (escalamiento métrico multidimensional) de la estructura del ensamble de peces costeros por lance. Cada símbolo y color corresponde a un año del período 1994-2012.

Figure 5. MDS (multidimensional metric scaling) arrangement of the coastal fish assemblage structure per haul. Each symbol and color corresponds to a year in the period 1994-2012.

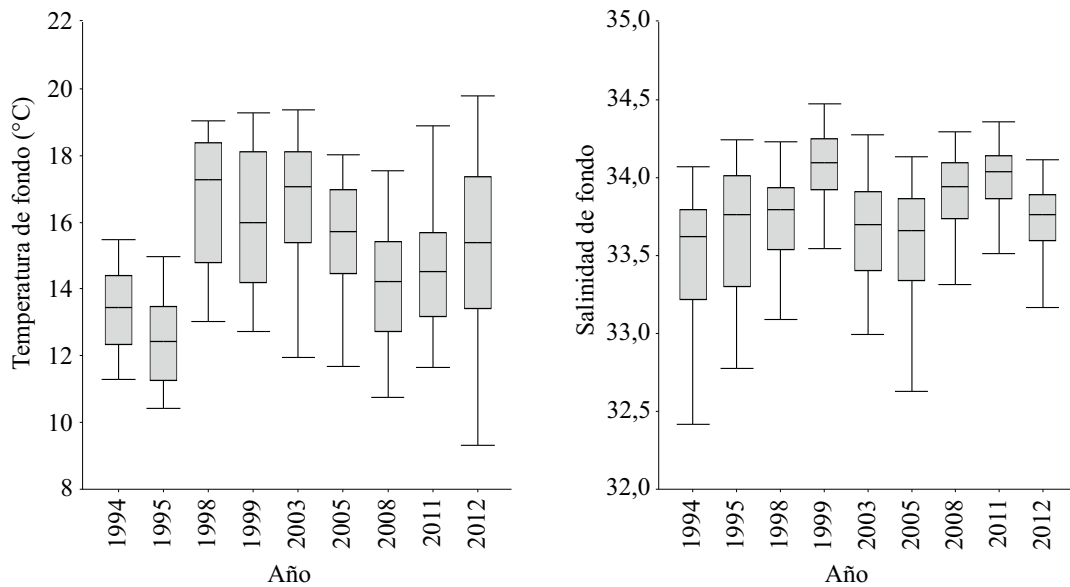


Figura 6. Evolución temporal de la temperatura de fondo y la salinidad de fondo en la región de estudio para el período 1994-2012.

Figure 6. Temporal evolution of bottom temperature and salinity in the study region for the period 1994-2012.

más bajos (media de 12,9 °C) correspondientes a 1994 y 1995, un segundo período con los valores más altos (media de 16,3 °C) comprendido entre 1998 a 2005, y un tercer período con temperaturas intermedias (media 14,7 °C) entre 2008 a 2012. Respecto a la salinidad, también se observaron en la totalidad del área variaciones interanuales y durante el período de estudio la misma osciló entre 32,4 y 35,5, con un valor medio de 33,6, a excepción de 1999, 2008 y 2011, que presentaron un valor medio mayor de 33,97. Durante 1994 y 2005 se observaron las menores salinidades en el sector costero (Figuras 7-9). Los valores del parámetro de estabilidad PHI durante el período de estudio se mantuvieron en el rango entre 0 a 40 J m⁻³, indicativos de una columna de agua homogénea o levemente estratificada.

Del análisis preliminar exploratorio (material suplementario, Figura S1) y de acuerdo con el cálculo de los VIF, las variables LAT, LON y PRF quedaron fuera del modelo (GLM) por presentar un alto grado de colinealidad. A los efectos de normalizar las variables DENS, S y el

parámetro PHI se trabajó con la transformación Box-Cox (material suplementario, Tabla S2). De acuerdo con los valores de AIC obtenidos, los modelos seleccionados tanto para DENS como para S, contuvieron a los factores categóricos AÑO y EST en todos los casos (Tabla 4).

En cuanto a la densidad de peces demersales costeros (DENS), el modelo seleccionado explicó el 53% de la variabilidad e incluyó las covariables TMP, SAL y el parámetro PHI, todas con un efecto significativo sobre la densidad (material suplementario, Tabla S3). Tanto la temperatura como el parámetro PHI reflejaron una relación positiva, esto significa que en términos medios la densidad aumentó con el incremento de la temperatura de fondo y análogamente con el parámetro PHI, aunque los valores de esta última variable se encontraron en los rangos correspondientes a homogeneidad vertical de la columna de agua. La relación entre la densidad y la TMP difirió entre años, ya que la interacción AÑO × TMP resultó significativa ($p = 0,0009$). En cuanto a la salinidad de fondo, la misma se

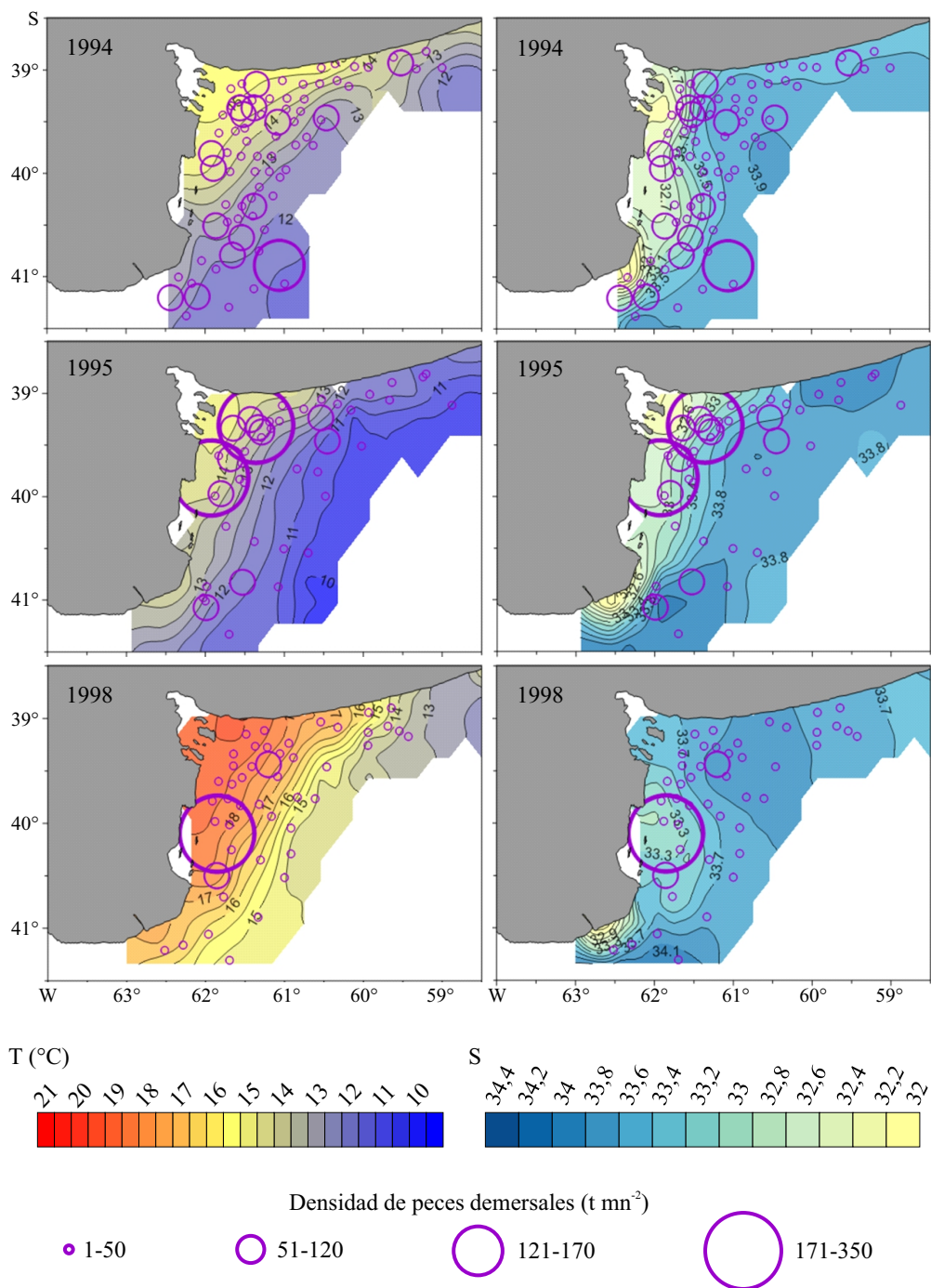


Figura 7. Densidad de peces demersales costeros superpuesta a la distribución horizontal de la temperatura de fondo (paneles de la izquierda) y de la salinidad de fondo (paneles de la derecha) para 1994, 1995 y 1998, en el área de “El Rincón”.
 Figure 7. Density of coastal demersal fish superimposed on the horizontal distribution of bottom temperature (left panels) and bottom salinity (right panels) for 1994, 1995 and 1998 in ‘El Rincón’ area.

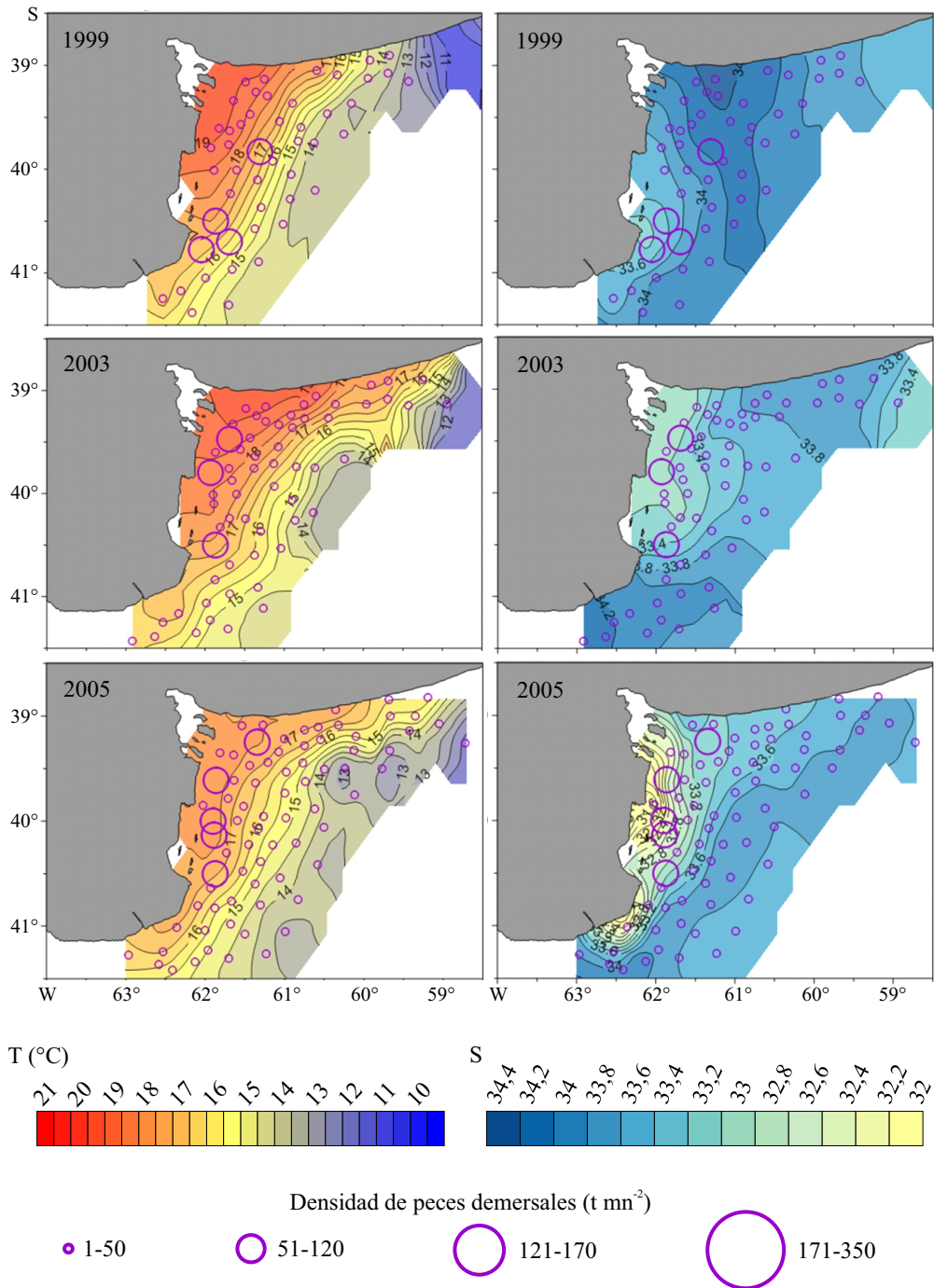


Figura 8. Densidad de peces demersales costeros superpuesta a la distribución horizontal de la temperatura de fondo (paneles de la izquierda) y de la salinidad de fondo (paneles de la derecha) para 1999, 2003 y 2005, en el área de “El Rincón”.
 Figure 8. Density of coastal demersal fish (in t mn⁻², purple circle) superimposed on the horizontal distribution of bottom temperature (left panels) and bottom salinity (right panels) for 1999, 2003 and 2005 in ‘El Rincón’ area.

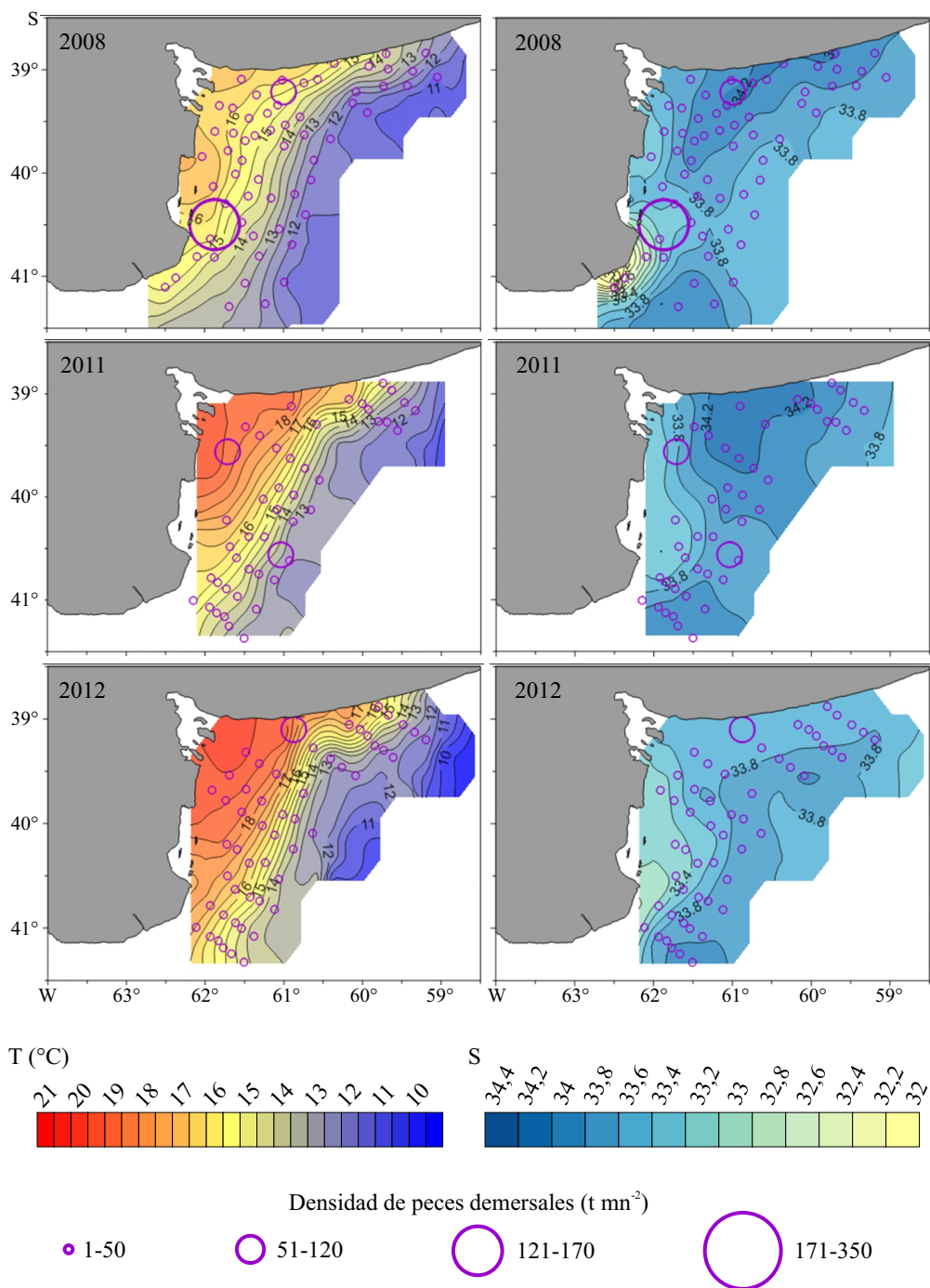


Figura 9. Densidad de peces demersales costeros superpuesta a la distribución horizontal de la temperatura de fondo (paneles de la izquierda) y de la salinidad de fondo (paneles de la derecha) para 2008, 2011 y 2012 en el área de “El Rincón”.
 Figure 9. Density of coastal demersal fish superimposed on the horizontal distribution of bottom temperature (left panels) and bottom salinity (right panels) for 2008, 2011 and 2012 in ‘El Rincón’ area.

Tabla 4. Valores de AIC, delta de Akaike (Δ), pesos de Akaike (ω) y R^2 para los tres primeros modelos seleccionados por el criterio de Akaike. En negrita se resaltan los modelos finalmente seleccionados. Factores: EST (estrato), TMP (temperatura de fondo), SAL (salinidad de fondo), BCPHI (transformación Box-Cox del parámetro PHI).

Table 4. Values of AIC, Akaike delta (Δ), Akaike weights (ω) and R^2 for the first three models selected by the Akaike criterion. Selected models are highlighted in bold. Factors: EST (strata), TMP (bottom temperature), SAL (bottom salinity), BCPHI (Box-Cox transformation of PHI parameter).

| Modelo | AIC | Δ | ω | R^2 |
|--|----------------|----------|--------------|-------------|
| Densidad | | | | |
| $\mu + \mathbf{AÑO} + \mathbf{EST} + \mathbf{TMP} + \mathbf{SAL} + \mathbf{BCPHI} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{TMP} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{BCPHI} + \varepsilon$ | 1.636,6 | 0 | 0,742 | 0,53 |
| $\mu + \mathbf{AÑO} + \mathbf{EST} + \mathbf{TMP} + \mathbf{BCPHI} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{TMP} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{BCPHI} + \varepsilon$ | 1.639,1 | 2,54 | 0,208 | 0,53 |
| $\mu + \mathbf{AÑO} + \mathbf{EST} + \mathbf{TMP} + \mathbf{SAL} + \mathbf{BCPHI} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{TMP} + \varepsilon$ | 1.642 | 5,38 | 0,05 | 0,51 |
| Riqueza | | | | |
| $\mu + \mathbf{AÑO} + \mathbf{EST} + \mathbf{TMP} + \mathbf{SAL} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{TMP} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{SAL} + \varepsilon$ | 2.087,7 | 0 | 0,589 | 0,49 |
| $\mu + \mathbf{AÑO} + \mathbf{EST} + \mathbf{TMP} + \mathbf{SAL} + \mathbf{BCPHI} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{TMP} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{SAL} + \varepsilon$ | 2.088,5 | 0,83 | 0,389 | 0,49 |
| $\mu + \mathbf{AÑO} + \mathbf{EST} + \mathbf{TMP} + \mathbf{BCPHI} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{TMP} + \varepsilon$ | 2.094,3 | 6,63 | 0,021 | 0,46 |

*Se utilizó la notación BCPHI para indicar la transformación Box-Cox sobre la variable PHI.

relacionó negativamente con la densidad de peces costeros, es decir que la densidad fue mayor en áreas de menor salinidad, las cuales se ubican cercanas a la costa. Mediante el índice de importancia relativa (IR; Lindeman et al. 1980) se observó que la TMP contribuyó con 5,3%, la SAL 5,2% y el parámetro PHI 2,5% al modelo seleccionado (material suplementario, Tabla S3). Los resultados del modelo se corroboran al relacionar la densidad de peces demersales costeros con la temperatura de fondo y la salinidad de fondo, y se desprende que para 1995, 1998, 1999, 2003, 2005 y 2008 las densidades más elevadas se registraron en las áreas con mayores temperaturas y menores salinidades, correspondientes a zonas cercanas a la costa y asociadas a los máximos gradientes del frente estuarino (Figuras 7-9). Durante 1994, 2011 y 2012, no se observó la relación de la densidad de peces con la temperatura y/o salinidad identificada en el modelo (Figuras 7 y 9).

Con respecto a la riqueza (S) de peces costeros demersales y según el criterio de AIC, el modelo

seleccionado explicó el 49% de la variabilidad e incluyó las covariables TMP y SAL, de las cuales solo la temperatura resultó significativa ($p = 0,0009$; material suplementario, Tabla S3) y contribuyó al modelo en un 5,4% (IR, material suplementario, Tabla S3). En términos medios, con el aumento de la temperatura aumentó la riqueza de peces costeros. Este comportamiento varió entre años, ya que la interacción $\mathbf{AÑO} \times \mathbf{TMP}$ resultó significativa ($p = 0,0003$). Del análisis espacial y mapas de superposición, se observó que la relación entre la riqueza de peces costeros demersales con las variables oceanográficas presentó gran variabilidad entre años (Figuras 10-12).

DISCUSIÓN

Son conocidas las dificultades que existen para comprender los procesos que pueden influenciar la distribución de los peces y, por lo tanto, afectar la estructura de patrones espaciales y temporales

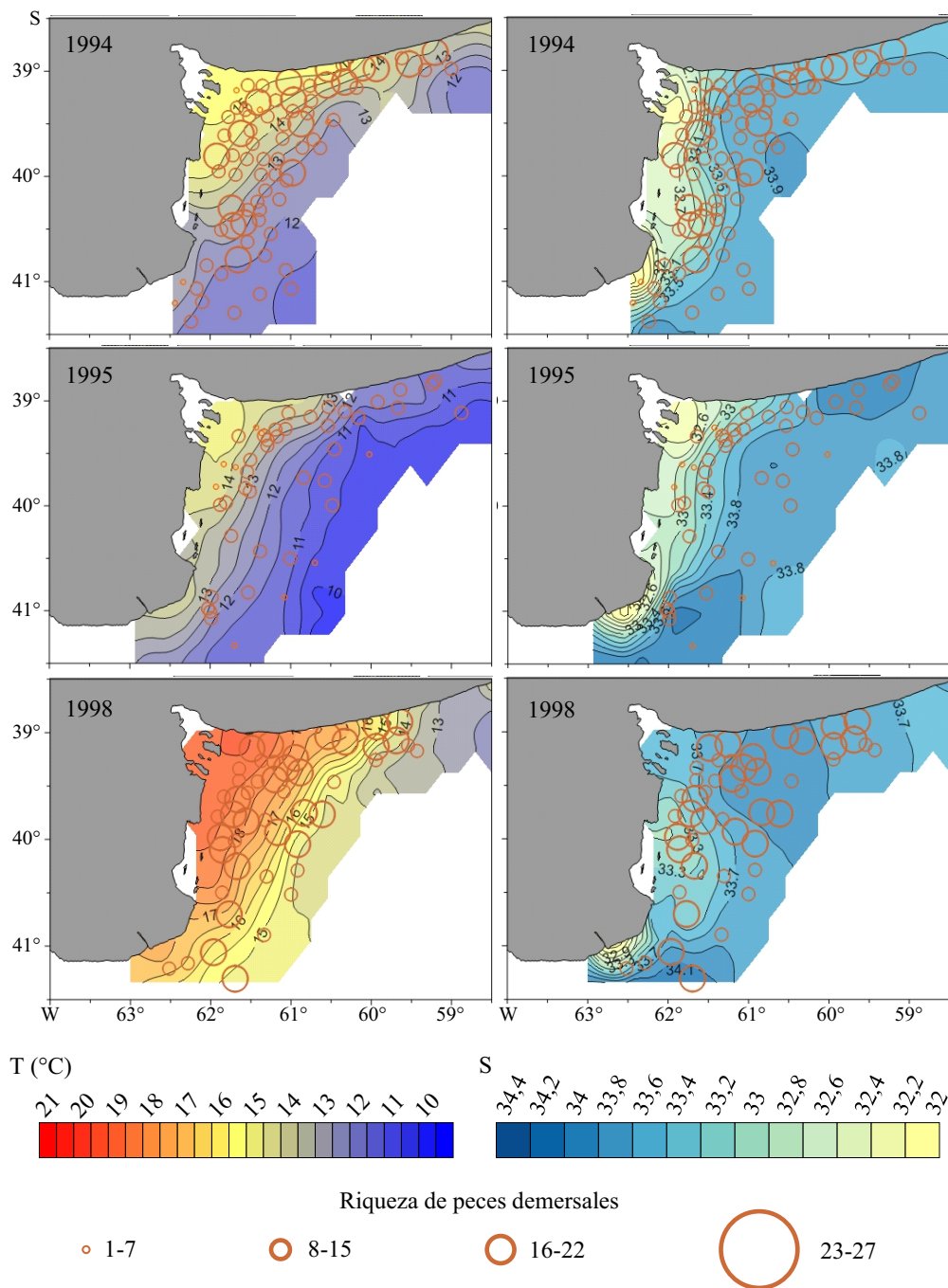


Figura 10. Riqueza de especies de peces demersales costeros superpuesta a la distribución horizontal de la temperatura de fondo (paneles de la izquierda) y de la salinidad de fondo (paneles de la derecha) para 1994, 1995 y 1998, en el área de “El Rincón”.

Figure 10. Coastal demersal fish species richness (orange circle) superimposed on the horizontal distribution of bottom temperature (left panels) and bottom salinity (right panels) for 1994, 1995 and 1998 in ‘El Rincón area’.

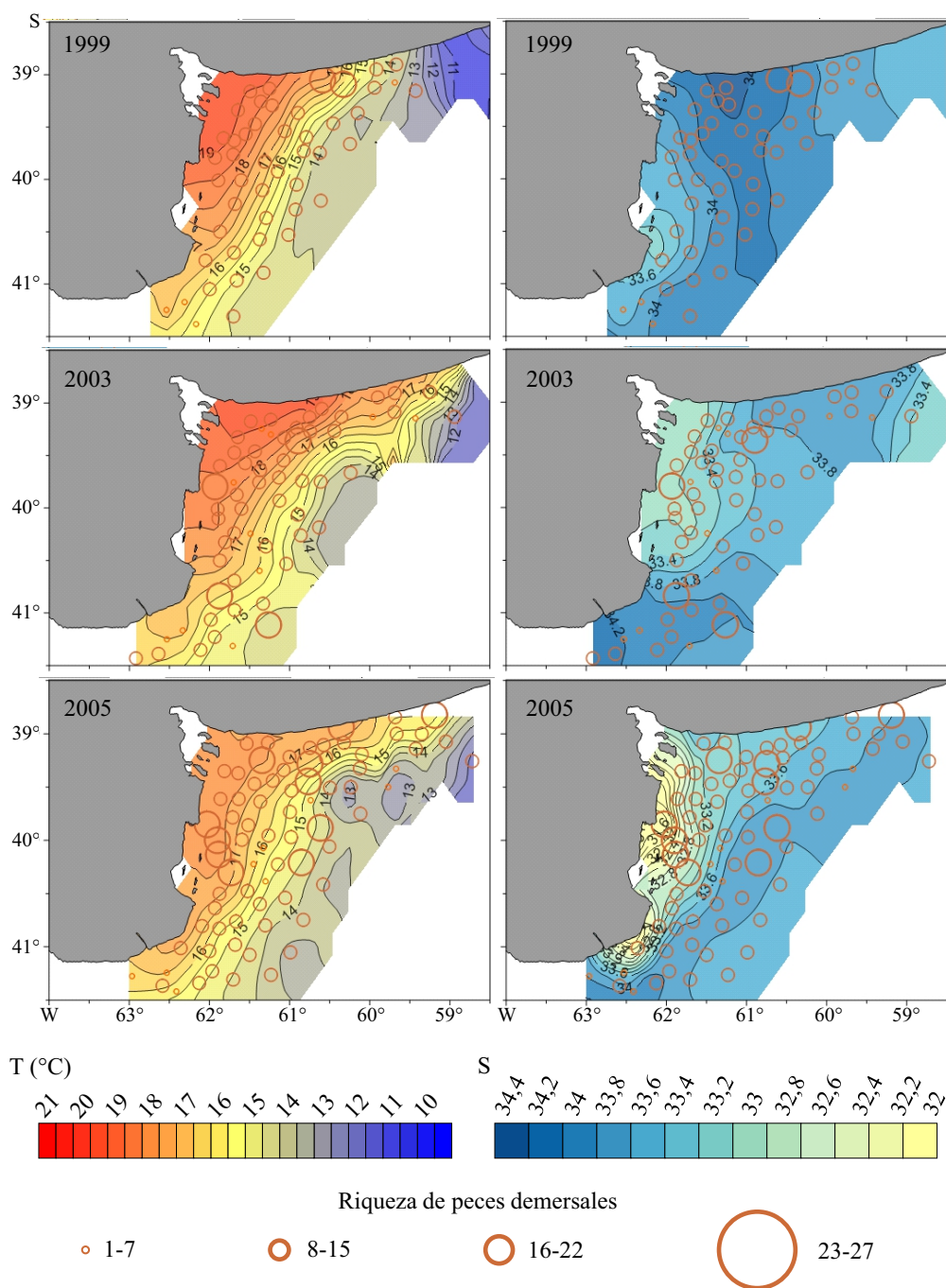


Figura 11. Riqueza de especies de peces demersales costeros superpuesta a la distribución horizontal de la temperatura de fondo (paneles de la izquierda) y de la salinidad de fondo (paneles de la derecha) para 1999, 2003 y 2005, en el área de “El Rincón”.

Figure 11. Coastal demersal fish species richness superimposed on horizontal distribution of bottom temperature (left panels) and bottom salinity (right panels) for 1999, 2003 and 2005 in ‘El Rincón’ area.

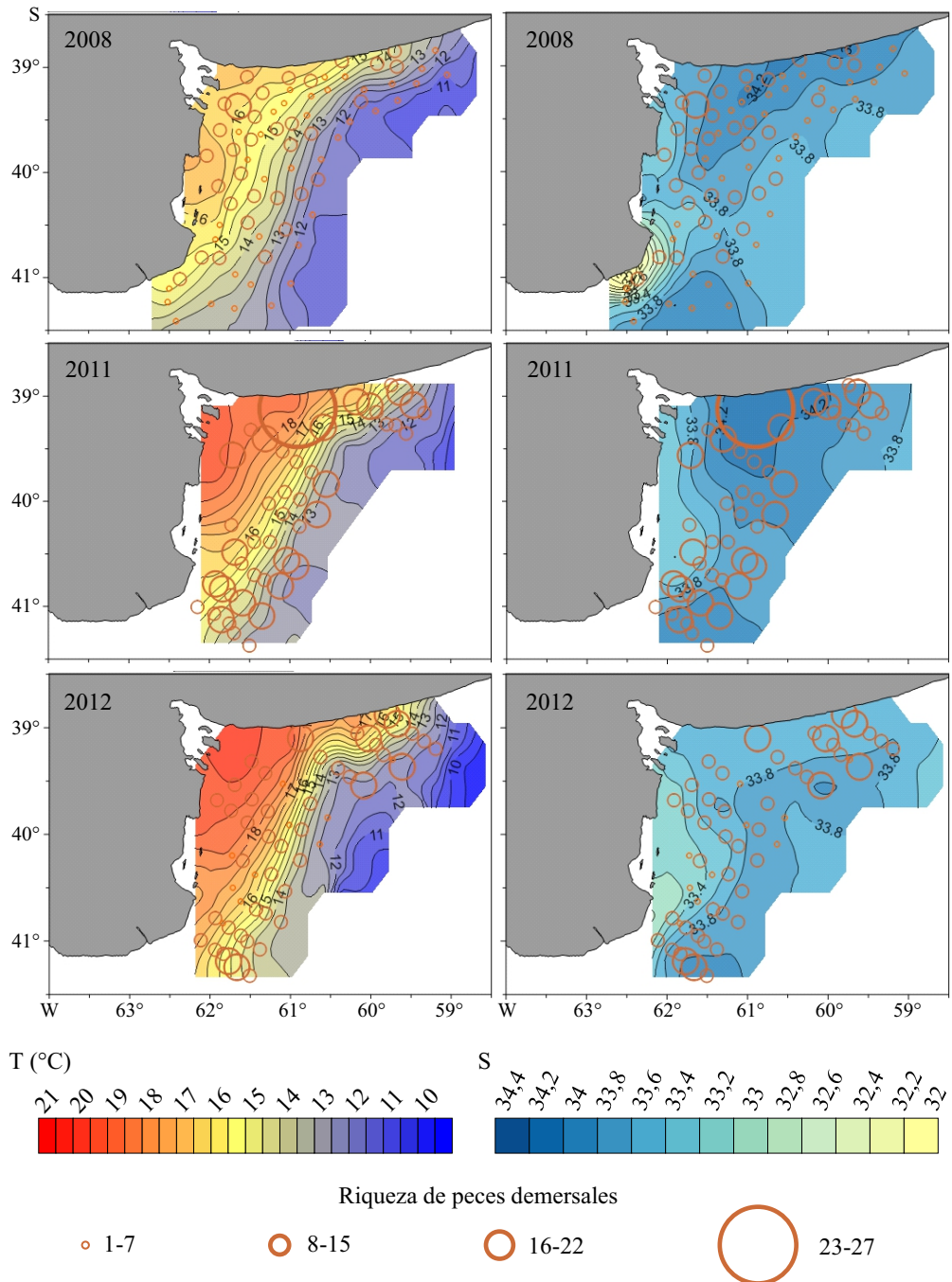


Figura 12. Riqueza de especies de peces demersales costeros superpuesta a la distribución horizontal de la temperatura de fondo (paneles de la izquierda) y de la salinidad de fondo (paneles de la derecha) para los años 2008, 2011 y 2012, en el área de “El Rincón”.

Figure 12. Coastal demersal fish species richness superimposed on the horizontal distribution of bottom temperature (left panels) and bottom salinity (right panels) for 2008, 2011 and 2012 in ‘El Rincón’ area.

en un sistema con alta complejidad y variabilidad como ER. En esta región se conjuga el ensamble de peces Variado Costero, objeto de una pesquería multiespecífica, con la presencia de características oceanográficas particulares, como la presencia de un sistema frontal paralelo a la costa, la conjunción de masas de agua con diferentes características, aguas diluidas provenientes de los ríos, aguas de alta salinidad provenientes del Golfo San Matías y aguas de plataforma. Adicionalmente, durante la época estival es un área de desove de numerosas especies de peces de interés comercial y concentración de juveniles asociados al sistema frontal, por lo cual en la región de ER se ha establecido un área de veda reproductiva estacional y restricción a la pesca de arrastre. Los ecosistemas costeros, como ER, son áreas de gran relevancia por los servicios ecosistémicos que brindan como los de aprovisionamiento (pesca), de regulación (climática, morfo-sedimentaria o control de la erosión, hídrica), de soporte (provisión de hábitat) y culturales (actividades recreativas y turismo, identidad cultural), entre otros (Barbier 2017).

En el presente trabajo se identificaron 70 taxones de peces en el área de ER, lo que indica una zona de alta diversidad. Ello coincide con Saporiti et al. (2015) que señalan a la región costera entre los 31° S y 41° S como una zona estuarina templada, de grandes cambios estacionales de temperatura superficial del mar y una alta riqueza de especies marinas. Particularmente en los ecosistemas marinos, la variación en los factores bióticos y abióticos afecta la distribución y la riqueza de las especies tanto espacial como temporalmente (Willis et al. 2007). En concordancia con un estudio global reportado por Tittensor et al. (2010), nuestros resultados mostraron que la principal variable ambiental correlacionada positivamente con la diversidad de peces fue la temperatura. Sin embargo, los cambios en biodiversidad son difíciles de estimar dada su complejidad y multidimensionalidad, aún más en sistemas marinos, donde la información de referencia es escasa (Shumway et

al. 2018). En el presente estudio, el análisis de la biodiversidad presentó una gran variabilidad y no pudo identificarse un patrón persistente en el período 1994-2012. Diversos estudios también reportan un patrón inconsistente de variación de la diversidad a lo largo del tiempo, lo cual se atribuye a la variabilidad de las condiciones bióticas (ejemplo, reclutamiento) y físicas (ejemplo, temperatura) entre otras (Stefansdottir et al. 2010; Toole et al. 2011; Piacenza et al. 2015).

La biodiversidad varía temporalmente dado que es alterada por efectos antropogénicos (ejemplo, alteración del hábitat, sobreexplotación, introducción de especies exóticas y cambio climático) los cuales a su vez fluctúan tanto en ocurrencia como en intensidad a lo largo del tiempo (Pereira et al. 2012). En particular, la sobreexplotación pesquera es la mayor amenaza para la biodiversidad marina en todas las regiones (Costello et al. 2010), generando cambios en la estructura y composición de las poblaciones. La remoción de los predadores de niveles tróficos superiores, de especies clave o de presas importantes cambia la biodiversidad y, en particular, el funcionamiento del ecosistema (Bolger 2001; Essington et al. 2006). La actividad pesquera puede conllevar cambios en las poblaciones de peces marinos (por captura directa, captura incidental o destrucción del hábitat) todo lo cual afecta la variabilidad de la biodiversidad marina (Santora et al. 2017 y referencias en él) complejizando el entendimiento de su dinámica temporal (Hutchings y Baum 2005; Keller et al. 2014). Es por todo ello que, dado que en el área de ER se desarrolla una importante pesquería multiespecífica, y en la cual la distribución de los peces es espacial y temporalmente variable, el estudio de la biodiversidad resulta muy complejo. Las medidas de manejo pesquero, como las implementadas en el área de ER, pueden beneficiar la biodiversidad de un ecosistema en términos de mantener la estructura de tamaño de la comunidad de peces, pero la estructura y función de la trama trófica pueden alterarse por la modificación de la abundancia de los dife-

rentes gremios de alimentación (Lynam y MacKinson 2015). Cabe destacar que la pesca no es la única actividad que puede afectar la biodiversidad, sino que es parte de un variado conjunto de usos interactivos y a menudo conflictivos, como desarrollo urbano (incluidos los puertos), diversas formas de contaminación, destrucción del hábitat, acuicultura, recreación, propiedad territorial y derechos de uso, incluso uso militar (Blaber et al. 2000). Todo lo mencionado debe conjugarse con una perspectiva de gestión y ordenación de la zona costera, dada la multiplicidad de actividades e industrias en competencia. Es por ello que el estudio de la diversidad de especies en zonas altamente productivas, como el área de ER, tiene implicancias para el manejo pesquero; más aún, en concordancia con Worm et al. (2005), estudiar la distribución de la diversidad, complementado con información de sitios de puesta, áreas de cría, migraciones reproductivas y mortalidad por pesca, pueden ser muy útiles a la hora de definir áreas prioritarias para la conservación marina.

En el presente trabajo, la densidad del ensamble de peces costeros presentó un patrón decreciente en el período de estudio, siendo la densidad promedio en 1994 ($32,1 \text{ t mn}^{-2}$), 2,5 veces mayor que en 2012 ($12,6 \text{ t mn}^{-2}$). Igual tendencia decreciente se observó al categorizar las especies en comerciales y no comerciales, pero la disminución registrada fue más pronunciada en las primeras. Un estudio previo sobre peces óseos de interés comercial en la región, también registró una tendencia decreciente en los índices de abundancia estimados (Ruarte et al. 2017), que refleja la historia de la pesquería en la zona en la década de los noventa como consecuencia de un aumento de los desembarques y el número de barcos que operaron sobre ellos (Carozza et al. 2001). Ruarte et al. (2017) mostraron que el resultado de las medidas restrictivas de la pesca implementadas en 2010 se vio reflejado en la recuperación de la biomasa del pez palo, el mero, el besugo y el lenguado, aunque sin llegar a los niveles observados a comienzos de la década de los noventa. Conside-

rando que en ER se desarrolla una pesquería multiespecífica que opera con red de arrastre de fondo, que es un arte no selectivo, y que no se cuenta con datos del descarte provistos por observadores científicos a bordo, faltarían herramientas para determinar si el efecto de la pesca en el área podría explicar la disminución más pronunciada en la densidad de peces comerciales que en la de los no comerciales. En términos generales, la ausencia de observadores a bordo de la flota dirigida al Variado Costero conlleva a una información incompleta de esta pesquería, incluido el *bycatch* o captura incidental. El *bycatch* puede ser una amenaza para la diversidad de especies y bienestar del ecosistema ya que parte de esta captura usualmente no está reglamentada (Eayrs 2007). En los últimos años y a escala global, han aumentado los requerimientos para reducir el *bycatch* de especies de bajo valor comercial al mínimo posible y así reducir el impacto de la pesca en el medioambiente (FAO 2011). En este sentido, la Argentina, refuerza esta temática en el marco del Proyecto internacional "Proteger la biodiversidad marina: enfoque ecosistémico de la pesca y áreas protegidas" de la FAO.

La estructura del ensamble de peces fue muy heterogénea dentro de cada año, evidenciado por estimaciones de similitud entre lances que no superaron el 25%, y particularmente bajo en 2008 (12%), lo que indica una alta variabilidad en los ensambles de peces dentro de cada año de estudio. En concordancia con lo que se conoce en ambientes estuarinos como ER, los ensambles de peces que allí habitan son una combinación de especies de agua de baja salinidad y marinas que incluyen numerosos juveniles (Claridge et al. 1986). Por lo tanto, estos ensambles se caracterizan por una diversidad relativamente baja pero con una gran abundancia de algunas especies, las cuales exhiben una amplia tolerancia a las fluctuaciones ambientales típicas de estos sistemas (Whitfield 1999). Nuestros resultados indicaron que la composición de especies en el ensamble de peces costeros difirió entre años, coincidiendo

con lo encontrado por Jaureguizar et al. (2006). Si bien estos autores focalizan su estudio en la identificación de áreas en la zona de ER y Río de la Plata en base a los ensambles de peces, cuando comparan cada área a través del tiempo (seis campañas en 1981, 1983, 1994, 1995, 1998 y 1999) encuentran que la composición de especies varió entre años. En nuestro trabajo, se analizaron 10 campañas de investigación, correspondientes a un período de casi dos décadas, y las especies responsables de la disimilitud entre años fueron: pez gallo, pescadilla de red, cazón, lenguados, castañeta, pez palo, gatuzo, palometa, pampanito, chuchos y surel. Tal heterogeneidad del ensamble de peces queda claramente reflejada al comparar, por ejemplo, los extremos del período de estudio: la estructura del ensamble de peces en 1994 difirió en un 84% de la de 2012, con siete especies contribuyendo a esta disimilitud. Seis de ellas, pescadilla de red, gatuzo, palometa, pez palo, lenguados y pampanito fueron más abundantes en 1994 que en 2012.

De las once especies de peces responsables de las diferencias registradas en el ensamble de peces costeros entre años, siete de ellas (pescadilla de red, gatuzo, palometa, pez palo, lenguados, pampanito y cazón) mostraron una tendencia decreciente en sus densidades y diferencias significativas entre años para el período 1994-2012. En relación con la pescadilla de red, y a partir de otros indicadores de abundancia, tanto el trabajo de Aubone et al. (2006) para el período 1995-2006, como el de Ruarte et al. (2017) para el período 1994-2012, refieren también tendencias declinantes. Para el caso del gatuzo, nuestros resultados concuerdan con el estudio de Cortés et al. (2015), quienes reportaron que la densidad media de esta especie tuvo una marcada disminución entre 1994 y 1998, decreció levemente hasta 2003, para luego mantenerse estable hasta 2012, aunque con densidades mucho menores que al inicio del período. En cuanto a la palometa, nuestros resultados están en línea con lo reportado por Carpenter et al. (2019) quienes resaltan que la captura de la espe-

cie ha disminuido un 76% durante la última década. Para el pez palo, lenguados, pampanito y pez gallo no existen trabajos de evolución temporal de la abundancia en el área de ER, es por ello que para el caso de estas cuatro especies compararemos nuestros resultados con los datos obtenidos en la campaña de evaluación de especies costeras en el área de ER durante octubre de 2018 (Ruarte et al. 2019). En el caso del pez palo, registramos un patrón decreciente en la densidad, el cuál siguió acentuándose en 2018 con una estimación puntual de densidad media con valores muy bajos ($1,1 \text{ t mn}^{-2}$), en comparación a la densidad media del período 1994-1998 ($4,8 \text{ t mn}^{-2}$) o la densidad media para el período completo del presente trabajo 1994-2012 ($2,2 \text{ t mn}^{-2}$). En el caso de los lenguados *Paralichthys* spp., nuestros resultados también mostraron una tendencia decreciente en la densidad con valores de $1,7 \text{ t mn}^{-2}$ para el período 1994-1998, $0,18 \text{ t mn}^{-2}$ para el período 1999-2012 y una densidad media de $0,11 \text{ t mn}^{-2}$ en 2018. En relación al pampanito, el patrón es similar al descrito para pez palo y lenguados; se registró una densidad decreciente, con una disminución pronunciada de $6,5 \text{ t mn}^{-2}$ en 1994-1995 a $1,8 \text{ t mn}^{-2}$ en el período 1998-2012, y un valor aún más bajo de densidad de $0,7 \text{ t mn}^{-2}$ en 2018. El pez gallo presentó una gran variabilidad en la densidad, pero no se registraron diferencias significativas entre años y el valor medio para el período 1994-2012 fue de $0,5 \text{ t mn}^{-2}$, muy por debajo de las $4,5 \text{ t mn}^{-2}$ reportadas para el área en 2018. En cuanto a la densidad del cazón, la misma difirió entre años observándose una leve tendencia decreciente, con los valores más bajos registrados en 2011. En este mismo sentido, Elías et al. (2005) reportaron para *Galeorhinus galeus* una disminución del *stock* en los golfos patagónicos entre 1995 y 2000. Por su parte, Irigoyen y Trobbiani (2016) a partir del estudio de la percepción de los pescadores y Walker et al. (2006) basados en información de CPUE, concluyeron que la abundancia del cazón presentaba una fuerte declinación, cercana al 80%. Las estimaciones de densi-

dad de chuchos *Myliobatis* spp. fueron muy variables a través del tiempo y no se identificó un patrón consistente dado que se registraron máximos entre 1998 y 2005 y densidades menores en los períodos anterior y posterior. En el caso de la castañeta, identificada como una especie discriminante, su densidad no difirió entre años, excepto en 1995 para el cual se registraron densidades muy altas. Esta especie no forma parte habitual del ensamble costero, dado que se distribuye en el límite o ecotono entre la fauna costera y de altura, junto con la merluza común (*Merluccius hubbsi*) que es la especie dominante (Prenski y Sánchez 1988; Lasta et al. 1999). Es probable que en 1995 y 2003 haya habido un leve corrimiento de la distribución de la castañeta hacia aguas menos profundas. Finalmente, nuestros resultados respecto a la densidad del surel concuerdan con los reportados por Orlando et al. (2018) quienes registraron en el área un aumento significativo en el índice de biomasa de esta especie entre 1998 y 2005.

El análisis de la relación entre la densidad de peces demersales y las variables oceanográficas, realizado a partir de modelos lineales generales, explicó un 53% de la variabilidad total e identificó a la temperatura y la salinidad como las variables responsables. A su vez, el estudio de la relación entre la riqueza específica con las variables oceanográficas indicó que el mejor modelo explicó un 49% de la variabilidad total con la temperatura como principal variable explicativa. Espacialmente, las densidades más elevadas se localizan cercanas a la costa y asociadas a altos gradientes horizontales, indicativos de la posición del frente estuarino, donde se registraron las mayores temperaturas y menores salinidades de fondo. Similar patrón mostró la riqueza de peces costeros, con mayores valores al aumentar la temperatura de fondo. En particular, la densidad aumentó con el parámetro PHI, el cual se mantuvo dentro de los rangos indicativos de homogeneidad vertical, e inversamente se relacionó con la salinidad de fondo. En concordancia, Jaureguizar et al. (2006) indicaron que la temperatura de fondo y la

profundidad, y en menor medida la salinidad de fondo, fueron las variables que influenciaron la estructura espacial de los ensambles de peces en esta área. Análogamente, Ruarte et al. (2017), encontraron que la temperatura de fondo explicó parte de la variabilidad de la densidad de la pescadilla de red, pez palo y pampanito, así como la profundidad en mero, pez palo y lenguado (*Xystreurys rasile*), aunque la salinidad no fue significativa para la distribución de densidades de especies óseas costeras. Para el caso de una especie pelágica como el surel, no incluida en nuestro modelo de especies demersales, Orlando et al. (2018) encontraron para 1998, 1999, 2003 y 2005 un patrón opuesto dado que la distribución espacial y la abundancia de la especie se relacionaron inversamente con la temperatura, es decir, a mayores temperaturas menor abundancia de surel.

En general, las condiciones oceanográficas registradas en el período de estudio (1994-2012) concuerdan con la condición media observada para primavera en el área de ER (Guerrero 1998; Lucas et al. 2005). Es decir, los mayores valores de temperatura de fondo se registraron cercanos a la costa, mientras que los cambios más abruptos en la salinidad de fondo ocurrieron frente a la descarga de los ríos del área. En cuanto a las variables biológicas analizadas en el trabajo, 2008 se comportó de forma diferente al resto de los años del período, presentando el mínimo valor en riqueza, así como también un mínimo en la densidad de peces y menor similitud del ensamble para todo el período. Los bajos valores de diversidad y densidad de peces están relacionados con los bajos valores de temperatura de fondo que en 2008 se registraron en la zona costera, y como predijo el modelo para la densidad de peces la misma disminuye a temperaturas bajas. Para el área del frente de Plataforma Media (FPM), en estrecha relación con nuestra área de estudio, Marrari et al. (2013) registraron en la primavera de 2008 menor concentración de clorofila y mayores valores de temperatura superficial del mar que la condición media. Además, según estos

mismos autores, la dinámica del fitoplancton en el FPM puede controlar la producción de zooplancton en el área y el reclutamiento de peces, y justamente durante 2008 se registraron bajas abundancias de copépodos. Toda esta variabilidad ambiental podría estar influyendo en los ensambles de peces costeros de ER, en coincidencia con los valores más bajos de densidad y riqueza registrados particularmente en 2008, dado que tanto el fitoplancton como el zooplancton constituyen la base de la trama trófica del ensamble de peces costeros, en toda su ontogenia.

Las medidas de manejo espacio-temporales tienden a evitar la pesca en etapas particulares del ciclo de vida de las especies que son especialmente vulnerables a la captura o son críticas para la producción general (Hall 2009). En el área de ER, varias especies de peces se agregan durante la primavera-verano para desovar y se espera que la veda estacional implementada, que evita la pesca de organismos en período de puesta, tenga un efecto positivo sobre los parámetros reproductivos. Trabajos previos han estudiado el impacto del área de veda en un período de tiempo similar al presente trabajo, Cortés et al. (2015) y Ruarte et al. (2017) a partir de campañas de investigación, mientras que Lagos et al. (2017) basado en la estadística de pesca nacional. En los dos primeros se estimaron disminuciones de la abundancia relativa de la mayoría de las especies integrantes del Variado Costero, con indicios de recuperación de biomasa de algunas especies óseas en 2011 y 2012 (Ruarte et al. 2017). Por su parte, Lagos et al. (2017) indicaron que las medidas de manejo fueron más eficientes cuando se intensificaron en 2009, puesto que se registraron disminuciones significativas en los desembarques de buques comerciales que operaron en el área a partir de 2010.

Dado que el área de veda en ER se estableció a fin de proteger especies en reproducción, su efecto debería ser evaluado a partir del estudio de la fracción desovante, huevos y larvas. Es por ello que las variables estudiadas en este trabajo, densidad y diversidad del ensamble de peces coste-

ros, si bien aportan valiosa información, no son las más adecuadas para evaluar la eficiencia del área de veda. Si bien podríamos esperar que la veda reproductiva estacional afectara positivamente la densidad de peces, debido a la reducción de la actividad pesquera durante seis meses del año, los resultados del presente trabajo mostraron una tendencia decreciente de la densidad del ensamble de peces costeros entre 1994 y 2012. No obstante, algunas especies del ensamble pueden presentar largos períodos de recuperación debido a que se trata de especies longevas y en el caso de los condriictios de baja productividad biológica, por lo cual el efecto de la veda se vería reflejado en un período de tiempo más prolongado. De todas maneras, es importante reconocer que el impacto de la pesca no siempre es el principal impulsor de cambios en un ecosistema, incluso en sistemas explotados, cambios ambientales pueden tener efectos significativos en las poblaciones (Link et al. 2010). Además, las regiones costeras también sustentan una gama extremadamente diversa de actividades humanas que tendrían una amplia variedad de impactos en los peces (Blaber et al. 2000; ICES 2000) como la variabilidad en la abundancia y en la estructura del ensamble registradas en nuestro estudio.

Los componentes biológicos de los sistemas naturales se encuentran en permanente movimiento, alterando la abundancia local y la distribución geográfica de las especies en respuesta al cambio climático (Pecl et al. 2017). Una forma en que los organismos se enfrentan a los cambios en su ambiente es alterando su comportamiento o morfología. Las respuestas de comportamiento incluyen la búsqueda de refugio, la alteración de los tiempos de alimentación y el cambio en el uso del hábitat, entre otros (Weiskopf et al. 2020). En este sentido, variaciones en la temperatura debidas al cambio climático pueden conllevar modificaciones en la distribución de los organismos o disminución de sus poblaciones (Beever et al. 2017). La variabilidad ambiental afecta a las ya de por sí vulnerables comunidades costeras, alte-

rando el ciclo de vida, la abundancia y la estacionalidad de las especies marinas (Poloczanska et al. 2016; Pecl et al. 2017). Al respecto, el Océano Atlántico Sudoccidental presenta una de las mayores áreas de calentamiento (*hot spot*) en el mundo, proyectándose mayores aumentos de temperatura superficial en las próximas décadas (Franco et al. 2020 y referencias en él). A su vez, durante los últimos años, la Corriente de Brasil se ha intensificado y desplazado hacia el sur provocando un intenso calentamiento del océano a lo largo de su trayectoria, sur de Brasil y el Río de la Plata. Risaro (2015) y Risaro et al. (2018) evidencian en el período 1982-2017 un calentamiento intenso y de gran dominio espacial entre la plataforma continental argentina y la región de la Confluencia Brasil-Malvinas, alcanzando valores de $0,4\text{ }^{\circ}\text{C}\text{ década}^{-1}$ y extendiéndose desde 33° S - 43° S , incluso este calentamiento es observado en gran parte del ECB. Estos cambios ambientales serían responsables, por ejemplo, del desplazamiento hacia los polos de la distribución de especies pelágicas de importancia comercial en la región (Franco et al. 2020). Si bien el comportamiento de las especies representa un componente importante de su capacidad de adaptación frente al cambio climático, y la flexibilidad del comportamiento permite a los organismos hacer frente rápidamente a las condiciones ambientales cambiantes (Beever et al. 2017), estos aspectos son muy complicados de observar en el corto plazo.

Finalmente, concluimos que el estudio del ensamble de peces del área de ER está sujeto a una muy alta variabilidad oceanográfica y complejidad ambiental que dificulta la identificación de patrones espacio temporales. Dado que las especies de peces costeros de la región exhiben una amplia tolerancia a cambios en temperatura y salinidad, las mismas tienen una gran plasticidad y posibilidad de adaptación a cambios en el ambiente. Los resultados más destacables del presente trabajo son la tendencia decreciente de la densidad del ensamble de peces y en particular de siete especies discriminantes registradas entre

1994 y 2012, así como la relación positiva entre la densidad y la temperatura de fondo. En este sentido, la relevancia del presente trabajo radica en su importancia como línea de base de la evolución temporal del ensamble de peces costeros, junto a una exhaustiva caracterización de la dinámica biológica y física de la región, basada en 10 campañas de investigación que abarcaron un período de dos décadas. En conjunto, nuestros resultados servirán de insumo para la gestión de recursos costeros, como también para futuros estudios enmarcados en el contexto del cambio climático global y la evaluación del impacto de actividades humanas en este ecosistema costero del Atlántico Sudoccidental que brinda numerosos servicios ecosistémicos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos especialmente al equipo de gente que desde hace 20 años desempeña sus tareas de investigación en el Programa "Pesquerías de Peces Demersales Costeros" y en el Gabinete de Oceanografía Física del INIDEP, tanto en el diseño de las campañas y tareas a bordo de los buques de investigación del instituto, como en la adquisición, procesamiento y almacenamiento de los datos primarios. Nuestro agradecimiento en particular a Julieta Rodríguez por su asesoramiento en los análisis estadísticos y a los dos revisores anónimos, quienes con sus aportes ayudaron a mejorar la calidad de este trabajo. Contribución INIDEP N° 2241.

REFERENCIAS

- ACHA EM, MIANZAN H, GUERRERO R, FAVERO M, BAVA J. 2004. Marine fronts at the continental shelves of austral South America. Physical and ecological processes. *J Mar Sys.* 44 (1-2):

- 83-105.
- ACHA EM, ORDUNA M, RODRIGUES K, MILITELLI MI, BRAVERMAN M. 2012. Caracterización de la zona de El Rincón (Provincia de Buenos Aires) como área de reproducción de peces costeros. *Rev Invest Desarr Pesq.* 21: 31-43.
- ALEMANY D, ACHA EM, IRIBARNE O. 2009. The relationship between marine fronts and fish diversity in the patagonian shelf large marine ecosystem. *J Biogeogr.* 36 (11): 2111-2124.
- ANDERSON MJ, GORLEY RN, CLARKE KR. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. Plymouth: PRIMER-E. p. 214.
- ANGEL MV. 1997. Pelagic biodiversity. En: ORMOND RFG, GAGE JD, ANGEL MV, editores. *Marine biodiversity: patterns and processes.* Cambridge University Press. p. 35-68.
- AUAD G, MARTOS P. 2012. Climate variability of the northern Argentinean shelf circulation: Impact on *Engraulis anchoita*. *Int J Ocean Clim Sys.* 3 (1): 17-43.
- AUBONE A, RUARTE C, DI MARCO E. 2006. Un modelo matricial estructurado por estadios de tallas para la pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*) al sur de los 39°S, en el periodo 1995-2005. *Inf Ases Transf INIDEP N° 20/2006.* 16 p.
- BAKUN A. 2010. Linking climate to population variability in marine ecosystems characterized by non-simple dynamics: conceptual templates and schematic constructs. *J Mar Sys.* 79 (3): 361-373.
- BAKUN A, BABCOCK EA, LLUCH-COTA SE, SANTORA C, SALVADEO CJ. 2010. Issues of ecosystem-based management of forage fisheries in "open" non-stationary ecosystems: the example of the sardine fishery in the Gulf of California. *Rev Fish Biol Fish.* 20 (1): 9-29.
- BAKUN A, PARRISH RH. 1991. Comparative studies of coastal pelagic fish reproductive habitats: the anchovy (*Engraulis anchoita*) of the southwestern Atlantic. *ICES J Mar Sci.* 48 (3): 343-361.
- BALDONI A, MOLINARI G, GUERRERO R, KRUK M. 2008. Base Regional de Datos Oceanográficos (BaRDO) INIDEP. *Inf Invest INIDEP N° 13/2008:* 1-25.
- BARBIER EB. 2017. Marine ecosystem services. *Curr Biol.* 27 (11): R507-R510.
- BEEVER EA, HALL LE, VARNER J, LOOSEN AE, DUNHAM JB, GAHL MK, SMITH FA, LAWLER JJ. 2017. Behavioral flexibility as a mechanism for coping with climate change. *Front Ecol Environ.* 15 (6): 299-308.
- BERASATEGUI AD, MENU MARQUE S, GÓMEZ-ERACHE M, RAMÍREZ FC, MIANZAN HW, ACHA EM. 2006. Copepod assemblages in a highly complex hydrographic region. *Estuar Coastal Shelf Sci.* 66 (3-4): 483-492.
- BLABER SJM, CYRUS DP, ALBARET JJ, CHING CV, DAY JW, ELLIOT M. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystem. *ICES J Mar Sci.* 57: 590-602.
- BOGAZZI E, BALDONI A, RIVAS A, MARTOS P, RETA R, ORENSANZ JM, LASTA M, DELL'ARCIPIRETE P, WERNER F. 2005. Spatial correspondence between areas of concentration of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) and frontal systems in the southwestern Atlantic. *Fish Oceanogr.* 14 (3): 1-18.
- BOLGER T. 2001. The functional value of species biodiversity: a review. *Biology and environment. Proc Royal Ir Acad.* 101B (3): 199-224.
- BOYCE DG, LEWIS MR, WORM B. 2010. Global phytoplankton decline over the past century. *Nature.* 466: 591-596.
- BOYCE DG, TITTENSOR DP, WORM B. 2008. Effects of temperature on global patterns of tuna and billfish richness. *Mar Ecol Prog Ser.* 355: 267-276.
- BURNHAM KP, ANDERSON DR. 2002. Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach. 2° ed. Nueva York: Springer Verlag. 488 p.
- CAROZZA C, FERNÁNDEZ ARÁOZ NC. 2009. Análisis de la actividad de la flota en el área de "El

- Rincón" dirigida al variado costero durante el período 2000-2008 y situación de los principales recursos pesqueros. Inf Téc INIDEP N° 23/2009. 18 p.
- CAROZZA C, FERNÁNDEZ ARÁOZ NC, RUARTE C, MASSA A, HOZBOR N, JAUREGUIZAR A. 2004. Definición de una zona de reproducción y cría de especies demersales costeros en la costa sur de la Provincia de Buenos Aires. Inf Téc INIDEP N° 84/2004. 24 p.
- CAROZZA C, NAVARRO L, JAUREGUIZAR A, LASTA C, BERTOLOTTI M.I. 2001. Asociación íctica costera bonaerense "Variado Costero". Inf Téc Int DNI-INIDEP N° 48/2001. 28 p.
- CARPENTER KE, BORSA P, OBOTA C. 2019. *Parona signata*. The IUCN Red List of Threatened Species. e.T195049A115606278. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T195049A115606278.en>.
- CEPEDA R, MARINELLI C, HOZBOR N, LAGOS N, MASSA A, CAROZZA C. 2013. Informe final 2012 del Convenio de colaboración entre la Universidad Nacional del Centro (UNC) de la Provincia de Buenos Aires y el Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). Inf Gest INIDEP N° 9/2013. 54 p.
- CLARIDGE PN, POTTER IC, HARDISTY MW. 1986. Seasonal changes in movements, abundance, size composition and diversity of the fish fauna of the Severn Estuary. J Mar Biol Assoc UK. 66: 229-258.
- CLARKE J, BAILEY DM, WRIGHT PJ. 2015. Evaluating the effectiveness of a seasonal spawning area closure. ICES J Mar Sci. 72: 2627-2637.
- CLARKE KR, GORLEY RN. 2006. PRIMER v6: user manual/tutorial. Plymouth: PRIMER-E. 190 p.
- CLARKE KR, WARWICK RM. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2° ed. Plymouth: PRIMER-E. 172 p.
- CORTÉS F, PÉREZ M, HOZBOR N, MASSA A. 2015. Estimación de la abundancia relativa de condrictios costeros en El Rincón a partir de un modelo lineal general. Inf Inv INIDEP N° 4/2015. 12 p.
- COSTELLO MJ, COLL M, DANOVARO R, HALPIN P, OJAVEER H, MILOSLAVICH P. 2010. A census of marine biodiversity knowledge, resources, and future challenges. PLoS ONE. 5 (8): e12110.
- COUSSEAU MB, GOSZTONYI AE, ELÍAS I, RÉ ME. 2004. Estado actual del conocimiento de los peces de la plataforma continental argentina y adyacencias. En: SÁNCHEZ RP, BEZZI SI, editores. El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 4. Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). p. 17-38.
- DÍAZ S, SETTELE J, BRONDÍZIO E, NGO HT, GUÈZE M, AGARD TRINIDAD J, ARNETH A, BALVANERA P, BRAUMAN K, BUTCHART S, et al. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. <https://uwe-repository.worktribe.com/output/1493508>.
- EAYRS S. 2007. Guía para reducir la captura de fauna incidental (bycatch) en las pesquerías por arrastre de camarón tropical. Edición revisada. Roma: FAO. 108 p.
- ELÍAS I, RODRIGUEZ A, HASAN E, REYNA MV, AMOROSO R. 2004. Biological observations of the tope shark, *Galeorhinus galeus*, in the northern Patagonian gulfs of Argentina. J Northw Atl Fish Sci. 35: 261-265.
- ESSINGTON TE, BEAUDREAU AH, WIEDENMANN J. 2006. Fishing through marine food webs. Proc Natl Acad Sci. 103 (9): 3171-3175. doi:10.2307/30048555

- [FAO] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 2011. International guidelines on bycatch management and reduction of discards. Roma: FAO. 73 p.
- FRANCO BC, DEFEQ O, PIOLA AR, BARREIRO M, YANG H, ORTEGA L, GIANELLI I, CASTELLO JP, VERA C, BURATTI C, et al. 2020. Climate change impacts on the atmospheric circulation, ocean, and fisheries in the southwest South Atlantic Ocean: a review. *Clim Change*. 162: 2359-2377. doi:10.1007/s10584-020-02783-6
- GROVES C, JENSEN D, VALUTIS L, REDFORD K, SHAFFER M, SCOTT J, BAUMGARTNER J, HIGGINS J, BECK M, ANDERSON M. 2002. Planning for biodiversity conservation: putting conservation science into practice. *Bioscience*. 52 (6): 499-512.
- GUERRERO R. 1998. Oceanografía física del estuario del Río de la Plata y el sistema costero de El Rincón. Noviembre, 1994. Inf Téc INIDEP N° 21/1998. p. 29-54.
- GUERRERO R, PIOLA AR. 1997. Masas de agua en la plataforma continental. En: BOSCHI EE, editor. El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 1. Antecedentes históricos de las exploraciones en el mar y las características ambientales. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). p. 107-118.
- HALL SJ. 2009. Area and time restrictions. En: COCHRANE K, editor. A fishery manager's guidebook. Management measures and their application. FAO Fish Tech Pap. 424. p. 196-219.
- HANSEN JE, MARTOS P, MADIROLAS A. 2001. Relationship between spatial distribution of the Patagonian stock of Argentine anchovy, *Engraulis anchoita*, and sea temperatures during late spring to early summer. *Fish Oceanogr*. 10 (2): 193-206.
- HILLMAN JR, LUNDQUIST CJ, THRUSH SF. 2018. The challenges associated with connectivity in ecosystem processes. *Front Mar Sci*. 5 (364). doi:10.3389/fmars.2018.00364
- HUTCHINGS JA, BAUM JK. 2005. Measuring marine fishes biodiversity: temporal changes in abundance, life history and demography. *Phil Trans R Soc B*. 360: 315-338.
- [ICES] INTERNATIONAL COUNCIL FOR THE EXPLORATION OF THE SEA. 2000. Ecosystem effects of fishing (Montpellier). *ICES J Mar Sci*. 57: 465-792.
- IRIGOYEN A, TROBBIANI G. 2016. Depletion of trophy large-sized sharks populations of the Argentinean coast, south-western Atlantic: insights from fishers' knowledge. *Neotrop Ichthyol*. 14: e150081.
- JAUREGUIZAR AJ, MENNI R, GUERRERO R, LASTA C. 2004. Environmental factors structuring fish communities of the Río de la Plata estuary. *Fish Res*. 66 (2-3): 195-211.
- JAUREGUIZAR A, MENNI RC, LASTA C, GUERRERO R. 2006. Fish assemblages of the northern Argentine coastal system: spatial patterns and their temporal variations. *Fish Oceanogr*. 15 (4): 326-344.
- KELLER AA, WAKEFIELD WW, WHITMIRE CE, HORNESS BH, BELLMAN MA, BOSLEY KL. 2014. Distribution of demersal fishes along the US west coast (Canada to Mexico) in relation to spatial fishing closures (2003-2011). *Mar Ecol Prog Ser*. 501: 169-190.
- LAGOS AN, GARCÍA S, FERNÁNDEZ ARÁOZ NC. 2017. Análisis de la actividad de la flota que operó con red de arrastre de fondo en "El Rincón". Período 2003-2016. Inf Téc INIDEP N° 43/2017. 25 p.
- LASTA CA, ACHA EM, MACCHI G, GUERRERO R, MIANZÁN H. 1998. Identificación de un área de desove multiespecífica en la zona de El Rincón. Propuesta para el establecimiento de una zona de veda. Inf Téc Int DNI-INIDEP N° 102/1998. 5 p.
- LASTA CA, CAROZZA C, RUARTE CO, JAUREGUIZAR AJ. 1999. Ordenamiento pesquero en el Ecosistema Costero Bonaerense. Inf Téc Int DNI-INIDEP N° 25/1999. 20 p.
- LINDEMAN RH, MERENDA PF, GOLD RZ. 1980.

- Introduction to bivariate and multivariate analysis. Glenview: Scott, Foresman and Company. 444 p.
- LINK JS, YEMANE D, SHANNON LJ, COLL M, SHIN Y-J, HILL L, BORGES MF. 2010. Relating marine ecosystem indicators to fishing and environmental drivers: an elucidation of contrasting responses. *ICES J Mar Sci.* 67 (4): 787-795.
- LOTZE HK, LENIHAN HS, BOURQUE BJ, BRADBURY RH, COOKE RG, KAY MC, KIDWELL SM, KIRBY MX, PETERSON CH, JACKSON JBC. 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science.* 312 (5781): 1806-1809.
- LUCAS AJ, GUERRERO RA, MIANZÁN HW, ACHA EM, LASTA CA. 2005. Coastal oceanographic regimes of the Northern Argentine Continental Shelf (34-43°S). *Est Coast Shelf Sci.* 65 (3): 405-420.
- LUCIFORA L, GARCÍA V, MENNI R, WORM B. 2012. Spatial patterns in the diversity of sharks, rays, and chimaeras (Chondrichthyes) in the Southwest Atlantic. *Biodiver Conserv.* 21 (2): 407-419.
- LUZ CLARA M, SIMIONATO CG, JAUREGUIZAR AJ. 2019. Annual variability of sea surface temperature in the northern Argentinean continental shelf. *Geoacta.* 43.
- LYNAM CP, MACKINSON S. 2015. How will fisheries management measures contribute towards the attainment of good environmental status for the North Sea ecosystem? *Global Ecol Conserv.* 4: 160-175.
- MACCHI G, ACHA EM. 1998. Aspectos reproductivos de las principales especies de peces en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y en El Rincón. Noviembre 1994. *INIDEP Inf. Téc.* 21: 67-89.
- MAHON R, BROWN SK, ZWANENBURG KCT, ATKINSON DB, BUJA KR, CLAFLIN L, HOWELL GD, MONACO ME, O'BOYLE RN, SINCLAIR M. 1998. Assemblages and biogeography of demersal fishes of the east coast of North America. *Can J Fish Aquat Sci.* 55: 1704-1738.
- MANN KH, LAZIER JRN. 2006. Dynamics of marine ecosystems. Biological-physical interactions in the oceans. Malden: Blackwell Publishing Ltd. 512 p.
- MARRARI M, SIGNORINI SR, MCCLAIN CR, PÁJARO M, MARTOS P, VIÑAS MD, HANSEN J, DIMAURO R, CEPEDA G, BURATTI C. 2013. Reproductive success of the Argentine anchovy, *Engraulis anchoita*, in relation to environmental variability at a mid-shelf front (Southwestern Atlantic Ocean). *Fish Oceanogr.* 22 (3): 247-261.
- MARTINO EJ, ABLE KW. 2003. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Est Coast Shelf Sci.* 56 (5-6): 969-987.
- MARTOS P, HANSEN JE, NEGRI RM, MADIROLAS A. 2005. Factores oceanográficos relacionados con la abundancia relativa de anchoíta (*Engraulis anchoita*) sobre la plataforma bonaerense (34° S-41° S) durante la primavera. *Rev Invest Desarr Pesq.* 17: 5-33.
- MAUNA AC, ACHA EM, LASTA ML, IRIBARNE OO. 2011. The influence of a large SW Atlantic shelf-break frontal system on epibenthic community composition, trophic guilds, and diversity. *J Sea Res.* 66 (1): 39-46.
- MCCULLAGH P, NELDER JA. 1989. Generalized linear models. 2° ed. Londres: Chapman & Hall. 511 p.
- MENNI RC, LÓPEZ HL. 1984. Distributional patterns of argentine marine fishes. *Physis.* 42 (103): 71-85.
- MILITELLI MI, RODRIGUES KA, CORTÉS F, MACCHI G. 2013. Influence of environmental factors on the spawning of sciaenids in the Buenos Aires Coastal Zone, Argentina. *Cienc Mar.* 39 (1): 55-68.
- ODUM EP, BARRETT GW. 2005. Fundamentals of ecology. Belmont: Thomson Brooks/Cole. 598 p.
- OLSEN E, AANES S, MEHL S, HOLST JC, AGLÉN A,

- GJØSÆTER H. 2010. Cod, haddock, saithe, herring, and capelin in the Barents Sea and adjacent waters: a review of the biological value of the area. *ICES J Mar Sci.* 67: 87-101.
- ORLANDO P, MENDIOLAR M, BURATTI CC. 2018. Relación entre la distribución espacial del surel (*Trachurus lathami*) y variables ambientales en el ecosistema costero (34°-41°S) en primavera. *Frente Marít.* 25: 349-367.
- PÁJARO M, MARTOS P, LEONARDUZZI E, MACCHI GG, DIAZ M, BROWN D. 2008. Estrategia de puesta de la anchoíta (*Engraulis anchoíta*) en el Mar Argentino y Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. *Inf Téc INIDEP N° 11/2008.* 14 p.
- PALMA ED, MATANO RP, PIOLA AR. 2008. A numerical study of the Southwestern Atlantic Shelf circulation: Stratified ocean response to local and offshore forcing. *J Geophys Res.* 113: C11010. doi:10.1029/2007JC004720
- PECL GT, ARAÚJO MB, BELL JD, BLANCHARD J, BONEBRAKE TC, CHEN I-C, CLARK TD, COLLWELL RK, DANIELSEN F, EVENGÅRD B, et al. 2017. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science.* 355 (6332): eaai9214.
- PEREIRA HM, NAVARRO LM, MARTINS IS. 2012. Global biodiversity change: the bad, the good, and the unknown. *Annu Rev Environ Resour.* 37 (1): 25-50.
- PIACENZA SE, THURMAN LL, BARNER AK, BENK-WITT CE, BOERSMA KS, CERNY-CHIPMAN EB, INGEMAN KE, KINDINGER TL, LINDSLEY AJ, NELSON J, et al. 2015. Evaluating temporal consistency in marine biodiversity hotspots. *PLoS ONE.* 10 (7): e0133301.
- PIELOU EC. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J Theor Biol.* 13: 131-144.
- PIOLA AR, MARTÍNEZ AVELLANEDA N, GUERRERO RA, JARDÓN FP, PALMA ED, ROMERO SI. 2010. Malvinas-slope water intrusions on the northern Patagonia continental shelf. *Ocean Sci.* 6 (1): 345-359.
- PIOLA AR, MÖLLER JR OO, PALMA ED. 2004. El impacto del Plata sobre el océano Atlántico. *Ciencia Hoy.* 14 (82): 28-37.
- POLOCZANSKA ES, BURROWS MT, BROWN CJ, GARCÍA MOLINOS J, HALPERN BS, HOEGH-GULDBERG O, KAPPEL CV, MOORE PJ, RICHARDSON AJ, SCHOEMAN DS, et al. 2016. Responses of marine organisms to climate change across oceans. *Front Mar Sci.* 3 (62). doi:10.3389/fmars.2016.00062
- PRENSKI LB, SÁNCHEZ F. 1988. Estudio preliminar sobre asociaciones ícticas en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. *Frente Marít.* 4: 75-87.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- RICKLEFS RE, SCHLUTER D. 1993. Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. Chicago: University of Chicago Press. 414 p.
- RICO MR. 2000. La salinidad y la distribución espacial de la ictiofauna en el estuario del Río de la Plata [tesis de licenciatura]. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 65 p.
- RISARO DB. 2015. Estudio de tendencias de la temperatura superficial del mar en la plataforma patagónica [tesis de licenciatura]. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.
- RISARO DB, CHIDICHIMO MP, PIOLA AR. 2018. Tendencias y variabilidad de la temperatura superficial del mar en la plataforma patagónica Argentina. X Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Buenos Aires, Argentina, Julio 2018. <http://jornadasdelmar2018.exactas.uba.ar/wp-content/uploads/2018/09/Libro-de-Resumenes-X-JORNADAS-AGOSTO2018.pdf>.
- RODRIGUES KA, JAUREGUIZAR AJ, GUERRERO RA. 2013. Environmental factors that define the spawning and nursery areas for *Percophis brasiliensis* (Teleostei: Percophididae) in a

- multispecific reproductive coastal zone, El Rincón (39°-41°S), Argentina. *Hydrobiologia*. 709 (1): 1-10.
- ROSA R, DIERSSEN HM, GONZALEZ L, SEIBEL BA. 2008. Large-scale diversity patterns of cephalopods in the Atlantic open ocean and deep sea. *Ecology*. 89 (12): 3449-3461.
- RUARTE C. 1999. INIDEP, Informe de la Campaña EH-09/1999. Campaña global de evaluación de especies costeras, Proyecto Pesquería de Peces Demersales Costeros. Biblioteca INIDEP, Mar del Plata. 20 p.
- RUARTE C, CABREIRA AG, COLONELLO J, ORLANDO P. 2019. Campaña de Investigación de especies demersales costeras en "El Rincón" y prospección entre los 42° y 43° S VA-13/18. *Inf Camp INIDEP N° 6/2019*. 23 p.
- RUARTE C, RICO MR, LAGOS ÁN. 2017. Estimación de índices de abundancia de peces óseos a partir de datos de campañas de investigación en el área de "El Rincón", Argentina (39° S-41° S). Período: 1994 a 2012. *Inf Téc INIDEP N° 98/2017*: 1-45.
- RUARTE C, RICO MR, RODRIGUES K. 2009. Monitoreo del área de veda multiespecífica de El Rincón durante noviembre de 2008: análisis de las especies demersales costeras óseas. *Inf Invest INIDEP N° 50/2009*. 12 p.
- SABATINI ME, AKSELMAN R, RETA R, NEGRI RM, LUTZ VA, SILVA RI, SEGURA V, GIL MN, SANTINELLI NH, SASTRE AV, et al. 2012. Spring plankton communities in the southern Patagonian shelf: hydrography, mesozooplankton patterns and trophic relationships. *J Mar Sys*. 94: 33-51.
- SANTORA JA, HAZEN EL, SCHROEDER ID, BOGRAD SJ, SAKUMA KM, FIELD JC. 2017. Impacts of ocean climate variability on biodiversity of pelagic forage species in an upwelling ecosystem. *Mar Ecol Prog Ser*. 580: 205-220.
- SAPORITI F, BEARHOP S, VALES DG, SILVA L, ZENTENO L, TAVARES M, CRESPO EA, CARDONA L. 2015. Latitudinal changes in the structure of marine food webs in the southwestern Atlantic Ocean. *Mar Ecol Prog Ser*. 538: 23-34.
- SARDIÑA P, LÓPEZ-CAZORLA A. 2005. Feeding interrelationships and comparative morphology of two young sciaenids co-occurring in South-western Atlantic waters. *Hydrobiologia*. 548: 41-49.
- SHANNON CE, WEAVER W. 1949. A mathematical theory of communication. Urbana: University of Illinois Press. 117 p.
- SHANNON L, COLL M. 2017. Assessing the changing biodiversity of exploited marine ecosystems. *Curr Opin Environ Sustain*. 29: 89-97.
- SHUMWAY N, WATSON JEM, SAUNDERS MI, MARON M. 2018. The risks and opportunities of translating terrestrial biodiversity offsets to the marine realm. *BioScience*. 68 (2): 125-133.
- SIMPSON JH. 1981. The shelf-sea fronts: implications of their existence and behavior. *Phil Trans R Soc Lond A*. 302: 531-546.
- STEFANSDOTTIR L, SOLMUNDSSON J, MARTEINSDOTTIR G, KRISTINSSON K, JONASSON JP. 2010. Groundfish species diversity and assemblage structure in icelandic waters during recent years of warming. *Fish Oceanogr*. 19: 42-62.
- TEMPERONI B, VIÑAS MD, MARTOS P, MARRARI M. 2014. Spatial patterns of copepod biodiversity in relation to a tidal front system in the main spawning and nursery area of the Argentine hake *Merluccius hubbsi*. *J Mar Sys*. 139: 443-445.
- TITTENSOR DP, MORA C, JETZ W, LOTZE HK, RICARD D, BERGHE EV, WORM B. 2010. Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature*. 466 (7310): 1098-1101.
- TOOLE CL, BRODEUR RD, DONOHOE CJ, MARKLE DF. 2011. Seasonal and interannual variability in the community structure of small demersal fishes off the central Oregon coast. *Mar Ecol Prog Ser*. 428: 201-217.
- WALKER TI, CAVANAGH RD, STEVENS JD, CARLISLE AB, CHIARAMONTE GE, DOMINGO A, EBERT DA, MANCUSI CM, MASSA A, MCCORD M, et al. 2006. *Galeorhinus galeus*. Cambridge, UK. The IUCN Red List of Threatened Species

- 2006, e.T39352A10212764. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2006.RLTS.T39352A10212764.en>.
- WEISKOPF SR, RUBENSTEIN MA, CROZIER LG, GAICHAS S, GRIFFIS R, HALOFSKY JE, HYDE KJW, MORELLI TL, MORISETTE JT, MUÑOZ RC, et al. 2020. Climate change effects on biodiversity, ecosystems, ecosystem services, and natural resource management in the United States. *Sci Total Environ.* 733: 137782.
- WHITFIELD A. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Rev Fish Biol Fish.* 9: 151-186.
- WILLIS KJ, GILLSON L, KNAPP S. 2007. Biodiversity hotspots through time: an introduction. *Phil Trans R Soc B.* 362: 169-174.
- WORM B, SANDOW M, OSCHLIES A, LOTZE HK, MYERS RA. 2005. Global patterns of predator diversity in the open oceans. *Science.* 309 (5739): 1365-1369.
- ZAR JH. 2010. *Biostatistical analysis.* Englewood: Prentice Hall. 944 p.
- ZUUR AF, IENO EN, WALKER N, SAVELIEV AA, SMITH GM. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R.* Nueva York: Springer-Verlag. 574 p.

ORIGINAL RESEARCH

Trophic ecology of hairy conger eel *Bassanago albescens* in the Southwest Atlantic and its implications for the ecosystem-based fishery management

GABRIELA BLASINA^{1, 2, *}, LUCIANO IZZO³, AGUSTÍN DE WYSIECKI⁴ and DANIEL FIGUEROA³

¹Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, Camino La Carrindanga km 7.5, B8000FWB - Bahía Blanca, Argentina. ²Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur (UNS), San Juan 670, B8000ICN - Bahía Blanca, Argentina. ³Laboratorio de Biología de Peces, Departamento de Ciencias Marinas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP), Funes 3350, B7602AYL - Mar del Plata, Argentina. ⁴Centro para el Estudio de Sistemas Marinos (CESIMAR), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Boulevard Brown 2915, U9120ACD - Puerto Madryn, Argentina



ABSTRACT. This study aimed to determine the diet composition and feeding strategies of the hairy conger eel *Bassanago albescens* in the Southwest Atlantic (35° S-45° S), from stomach contents analysis of 222 specimens. The diet consisted mainly of cephalopods, followed by isopods, amphipods, ophiuroids, brachyurous and polychaetes. Results showed significant differences in the composition of the diet between sexes, regions and size classes that were reflected in the changes in the foraging strategy. The consumption of squid *Illex argentinus* progressively increased with a growing predator size, where the largest individuals showed specialization in the consumption of this particular prey. We propose these dietary changes would be related to morphological limitations and abilities associated with the body size of *B. albescens*, with larger individuals having access to larger prey. Our results help to understand the biology of a species that has a sympatric distribution with two key species in the Argentine fisheries: hake *Merluccius hubbsi* and *I. argentinus*, with evidence of a strong trophic interaction between them. This new information on the resources involved would allow an optimization of the fisheries management under an ecosystem-based criterion.

Key words: Anguilliformes, ecosystem-based fishery management, feeding habits, ontogenetic changes.



*Correspondence:
gabriela_blasina@hotmail.com

Received: 26 February 2021
Accepted: 10 May 2021

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

https://ojs.inidep.edu.ar

Journal of the Instituto Nacional de
Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)



This work is licensed under a Creative
Commons Attribution-
NonCommercial-ShareAlike 4.0
International License

Ecología trófica del congrio de profundidad *Bassanago albescens* en el Atlántico Sudoccidental y sus implicancias para el manejo ecosistémico de las pesquerías

RESUMEN. En el presente estudio se determina la composición de la dieta y estrategia alimentaria del congrio de profundidad *Bassanago albescens* en el Atlántico Sudoccidental (35° S-45° S), a partir del análisis del contenido estomacal de 222 individuos. La dieta consistió de cefalópodos, seguidos por isópodos, anfípodos, ofiuroideos, braquiuros y poliquetos. Los resultados mostraron diferencias significativas en la composición de la dieta entre sexos, zonas y clases de tallas que se vieron reflejadas en los cambios de la estrategia de forrajeo. Se registró un aumento progresivo en el consumo de *Illex argentinus* con el aumento del tamaño de *B. albescens*, donde los individuos más grandes mostraron una especialización en el consumo de esta presa. Estos cambios alimentarios estarían relacionados a limitaciones morfológicas y habilidades asociadas al tamaño corporal de *B. albescens*, teniendo los individuos más grandes acceso a presas de mayor tamaño. Nuestros resultados ayudan a comprender la biología de una especie que tiene una distribución simpátrica con dos especies clave en las pesquerías de la Argentina: *Merluccius hubbsi* e *I. argentinus*, con

evidencias de una fuerte interacción trófica entre ellas. Esta nueva información sobre los recursos involucrados permitiría una optimización del manejo pesquero bajo un criterio ecosistémico.

Palabras clave: Anguilliformes, manejo ecosistémico de las pesquerías, hábitos alimentarios, cambios ontogenéticos.

INTRODUCTION

The hairy conger eel *Bassanago albescens* (Barnard, 1923) is an endemic species of the Southern Hemisphere (Figueroa 1992; Anderson 2005; Buratti et al. 2020). It lives between 81 and 600 m deep (Reyes 2007) and presents a sympatric distribution with two key species in Argentine fisheries, the Argentine hake (*Merluccius hubbsi*) and Argentine squid (*Illex argentinus*) (Haimovici et al. 1998; Arkhipkin et al. 2015). *B. albescens* is an iteroparous species with a leptocephalus larva (Figueroa and Ehrlich 2006), marked sexual dimorphism (Blasina et al. 2018), and benthic trophic habits (Figueroa 1999). In the Argentine shelf, a large biomass has been recorded (García et al. 2010) as part of the bycatch of the Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) fishery (Bremec et al. 2003) and commercial catches of *M. hubbsi* (Renzi and Castrucci 1998).

Aquatic ecosystems are suffering alterations due to the development of the fishing industry, and these have been the focus of copious investigations (Craig et al. 2009; FAO 2018). The propagation of such impacts on ecosystems differs according to whether the food web is controlled by apex predators (top-down control), by lower levels (bottom-up control) or by dominant species in medium trophic level (wasp-waist control) (Hill et al. 2020). Therefore, in recent decades, a consensus has been reached on the need to implement ecosystem-based fisheries management (Pikitch et al. 2004; FAO 2018). In this context, the complex interactions occurring in an ecosystem must be considered to evaluate the effects of fishing activities in an integrated way (Branch et al. 2010). Such interactions are

key factors in the functioning, structure, composition and abundance of the species involved, and in ecological processes such as predation and competition for resources (Lercari et al. 2014). Therefore, trophic ecology studies are essential to understand the interrelationships and community dynamics within an ecosystem (Amundsen and Sánchez-Hernández 2019).

To understand the role that a species plays in a biotope, it is necessary to describe the trophic behaviour of the constituent species that compose it, even those that have not been investigated due to their lack of commercial importance (Stephens et al. 2007; Brown et al. 2012). In this sense, stomach content analysis is essential (Amundsen and Sánchez-Hernández 2019). Few studies have been conducted on the diet of *B. albescens* to date, noting that its prey is represented mostly by benthic invertebrates (Meyer and Smale 1991; Figueroa 1999; Anderson 2005). The breadth of a consumer's trophic niche is determined by a variety of biological and environmental characteristics (Hayden et al. 2019). Hayden et al. (2019) have shown a latitudinal variation in the mean trophic niche breadth of fish species, evidencing that near the Equator they present a broader trophic niche than those of the Arctic or Antarctic seas. However, diet is also determined by a predator's morphology, especially size, mobility, and dentition that will determine what types of prey it can capture (Stuart-Smith et al. 2013). Many species show ontogenetic changes in habitat, which are related to the type of prey and its size (Griffiths 2020). Understanding these changes in resource use is particularly important from an ecological perspective because they can help illustrate the integral functioning of the ecosystem (Hooper et al. 2005; Brose et al. 2019). The present work aims to: (1) quantify the composi-

tion of the diet of *B. albescens*, (2) determine the feeding strategy through stomach content analysis, and (3) investigate possible ontogenetic changes in diet.

MATERIALS AND METHODS

The study area covered part of the Argentine shelf between 36° S and 46° S and between 100 and 170 m deep. *B. albescens* specimens were

caught in two research surveys (EH-02/2009 and EH-04/2009) carried out by the fisheries research vessel 'Dr. Eduardo L. Holmberg' from the Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Argentina (Figure 1). In both surveys, a bottom trawl gear was used for sampling, and individuals were kept at -20 °C for posterior analysis. Samples were thawed in the laboratory at room temperature, and total length (L_T), weight without stomach (W) and sex were recorded in each specimen. Prey found inside stomachs were separated and identified to the lowest possi-

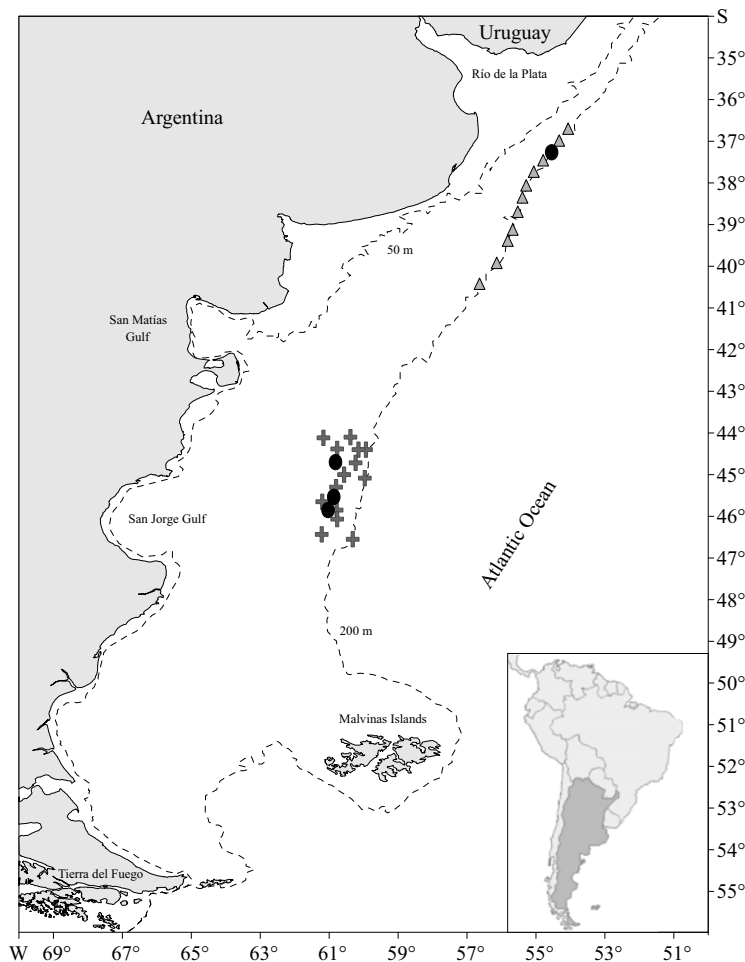


Figure 1. Map of the study area showing fishing trawls where specimens of *Bassanago albescens* were caught. Black circles indicate positive trawls for *B. albescens* from which diet samples were obtained. Grey triangles and crosses correspond to the northern and southern region trawls.

ble taxonomic level using taxonomic keys and field guides (Bastida and Torti 1973; Boschi et al. 1992). The number, length (mm) and wet weight (± 0.01 g) of each prey were also recorded.

To determine the most important prey in the diet of *B. albescens*, the Prey-Specific Index of Relative Importance (%PSIRI, Brown et al. 2012) was estimated as follows:

$$\text{PSIRI} = 0.5 \times \%FO \times (\%N_i + \%M_i)$$

where %FO is the percent frequency of occurrence of a particular prey (i.e. the number of times a given prey is found in the total number of stomachs with content, expressed as a percentage), %N_i is the specific numerical abundance of each prey (i.e. the percent numerical abundance of a given prey found among the stomach samples), and %M_i is the abundance of the specific wet weight of the prey calculated for each prey. PSIRI values were relativized to 100% (%PSIRI). Cumulative prey curves were used to determine whether an adequate number of stomachs had been examined to describe the diet accurately. The order in which stomachs were analysed was randomized 100 times to minimize bias resulting from the order of sampling. The asymptote of the curve indicated the minimum sample size required to adequately describe the diet (Ferry and Cailliet 1996). To construct these curves, six prey groups were considered: ophiuroids, amphipods, isopods, polychaetes, cephalopods and brachyurous, which together represented more than 95% of the %PSIRI.

The variation in diet composition between sexes, size classes (SC 1: ≤ 540 mm L_T, SC 2: 540-650 mm L_T, and SC 3: > 650 mm L_T) and regions (north: 36° S-41° S, and south: 44° S-47° S, corresponding to campaigns EH-04/2009 and EH-02/2009, respectively) were analysed. The interaction between SC and regions were also analysed through a non-parametric multivariate analysis of variance (NP-MANOVA, Anderson 2001), using the number of prey and the Bray Cur-

tis distance measure with 10.000 permutations (Zuur et al. 2007). All statistical analyses were performed using R Software version 3.6.0 (R Core Team 2019), with a significance level of 0.05.

To evaluate the feeding strategy of *B. albescens* (as a generalist or specialist) and the importance of prey (dominant or rare), we used the graphic method proposed by Amundsen et al. (1996). The method consists of plotting the specific abundance of the prey (P_i) against its frequency of occurrence (%FO). P_i is defined as the percentage of the total number of prey *i* divided by the number of all prey present in those individuals that contained prey *i*. The analysis of the feeding strategy was carried out considering the main prey categories outlined above.

The relationship between the total length of *B. albescens* and prey size was evaluated using the width of the crabs' shell, total length of amphipods and isopods, disk width of echinoderms, and standard length of teleosts. The increase in the minimum, average and maximum size of the prey consumed with the increase in the total length of the predator was calculated, testing the significance ($P = 0.05$) of the slope of the quantile regressions of 5, 50 and 95%, respectively (Griffiths 2020).

The trophic position of *B. albescens* was determined by its trophic level (TL) for each size class and area, applying the method proposed by Cortés (1999) expressed as:

$$\text{TL} = 1 + (\sum P_j \times \text{TL}_j)$$

where TL_j is the trophic level of each prey item (taken from Ebert and Bizarro 2007) and P_j is the proportion of each prey item in the diet of *B. albescens*.

To evaluate whether differences in the diet composition and TL between regions were reflected in the L_T-W relationship of the individuals, an estimation of it was carried out according to the equation $W = a L_T^b$ using linear regression after a logarithmic transformation of the vari-

ables: $\log W = \log a + b \log L_T$ (Froese 2006). The degree of association between L_T and W was determined using the coefficient of determination (r^2). The hypothetical isometry values ($b = 3$) were tested by Student's t-test with a 95% confidence limit level (Zar 1999). An analysis of covariance (ANCOVA, Zuur et al. 2007) was performed to test for significant differences in regression gradients between sexes ($P = 0.05$).

RESULTS

Of the 222 stomachs analysed, 186 (83.78%) presented some type of content. The sample from the southern region consisted of 131 females rang-

ing 543-772 mm L_T . No males were recorded. The northern region was represented by 52 females ranging 498-640 mm L_T , and 39 males ranging 400-537 mm L_T , which represented 16% of the total sample and were all grouped within the SC 1. A total of 34 prey items were identified. %PSIRI values indicated that the main prey category in the diet of *B. albescens* was cephalopods, followed by isopods, amphipods, ophiuroids, brachyurous and polychaetes (Table 1). The rest of the prey items presented less than 5% of the %PSIRI (Table 1). The most frequently consumed prey was the squid *I. argentinus*, followed by the isopod *Cirolana* spp., and the ophiuroid *Ophiuroglypha lymani* (Table 1). Cumulative curves of the number of prey as a function of the sample size revealed that the number of stomachs considered

Table 1. Frequency of occurrence (%FO), prey-specific number abundance (% N_i), prey-specific weight abundance (% M_i), Prey-Specific Index of relative Importance (PSIRI), and percentage of PSIRI (%PSIRI) for the total sample of *Bassanago albescens*.

| Prey item | %FO | % N_i | % M_i | PSIRI | %PSIRI |
|------------------------------|-------|---------|---------|--------|--------|
| Teleostei | | | | | 4.48 |
| <i>Patagonotothem</i> sp. | 2.19 | 30.77 | 37.52 | 74.78 | |
| <i>Sebastes oculatus</i> | 0.54 | 33.33 | 20.48 | 14.53 | |
| <i>Iluocoetes fimbriatus</i> | 0.54 | 50.00 | 99.83 | 40.45 | |
| No identificados | 7.65 | 32.65 | 21.39 | 206.70 | |
| Chondrichthyes | | | | | 0.16 |
| <i>Psammobatis</i> sp. | 0.55 | 33.33 | 9.73 | 11.84 | |
| Polychaeta | | | | | 6.95 |
| Questidae | 0.54 | 50.00 | 79.31 | 34.91 | |
| Flabelligeridae | 0.55 | 66.66 | 88.88 | 42.77 | |
| Eunicidae | 1.09 | 45.45 | 79.68 | 68.20 | |
| Ophelidae | 1.63 | 37.50 | 2.66 | 32.73 | |
| Lumbrineridae | 3.28 | 3.28 | 6.63 | 16.25 | |
| Onuphidae | 1.64 | 42.86 | 0.76 | 35.77 | |
| Capitellidae | 0.55 | 20.00 | 6.85 | 7.38 | |
| Gliceridae | 1.64 | 50.00 | 0.62 | 41.51 | |
| Not identified | 12.02 | 31.82 | 8.48 | 242.20 | |

Table 1. Continued

| Prey item | %FO | %N _i | %M _i | PSIRI | %PSIRI |
|---------------------------------|-------|-----------------|-----------------|----------|--------|
| Mollusca | | | | | |
| Cephalopoda | | | | | 37.74 |
| <i>Illex argentinus</i> | 38.80 | 50.74 | 95.29 | 2,832.98 | |
| Gasteropoda | | | | | 0.73 |
| <i>Marginella warrenii</i> | 0.54 | 50.00 | 42.86 | 25.07 | |
| <i>Natica isabelleana</i> | 0.55 | 50.00 | 57.5 | 29.56 | |
| Bivalvia | | | | | 0.78 |
| <i>Amiantis purpurata</i> | 1.09 | 7.41 | 8.22 | 8.52 | |
| <i>Atrina seminude</i> | 0.54 | 96.97 | 87.62 | 49.84 | |
| Crustacea | | | | | |
| Amphipoda | | | | | 11.02 |
| Gammaridae | 13.66 | 57.00 | 2.83 | 408.64 | |
| Hyperiididae | 7.10 | 80.7 | 37.14 | 418.33 | |
| Isopoda | | | | | 15.16 |
| <i>Cirolana</i> sp. | 29.51 | 44.27 | 5.84 | 739.37 | |
| <i>Serolis schythei</i> | 13.66 | 37.36 | 10.12 | 324.29 | |
| <i>Serolis</i> sp. | 2.18 | 60.00 | 8.47 | 74.63 | |
| Brachyura | | | | | 10.35 |
| <i>Sympagurus dimorphus</i> | 10.93 | 35.61 | 93.34 | 704.71 | |
| Not identified | 2.73 | 11.36 | 41.45 | 72.09 | |
| Echinodermata | | | | | |
| Ophiuroidea | | | | | 10.91 |
| <i>Ophiuroglypha lymani</i> | 16.39 | 64.63 | 35.34 | 819.25 | |
| Cnidaria | | | | | 1.41 |
| <i>Actinostola crassicornis</i> | 0.55 | 100.00 | 100.00 | 55.00 | |
| Tubo Hidrozoa indet. | 3.28 | 25.8 | 5.23 | 50.89 | |
| Thaliacea | | | | | 0.13 |
| <i>Iasis zonaria</i> | 0.54 | 7.14 | 28.09 | 9.51 | |
| Algae | | | | | 0.18 |
| Not identified | 0.54 | 25.00 | 25.00 | 13.50 | |

to describe and analyse the diet of *B. albescens* were sufficient since the asymptote was reached as a function of the number of samples for all the groups considered (Figure 2).

Comparison of the composition of the diet between the SC 1 individuals of both sexes did not show significant differences ($F = 0.77$; $P = 0.5405$) and were grouped for subsequent analyses. Results of the two-way NP-MANOVA indicated that there were significant differences in the composition of

the diet between SCs ($F = 15.29$; $P = 0.0009$) and regions ($F = 47.27$; $P = 0.0011$), and also interaction between the effects of both factors ($F = 3.89$; $P = 0.0001$). Subsequent one-way NP-MANOVA indicated significant differences between SC 2 and SC 3 in the southern region, and between all SCs in the northern region *versus* those of the southern region. On the contrary, no significant differences were found in the composition of the diet between the specimens of both SCs from the

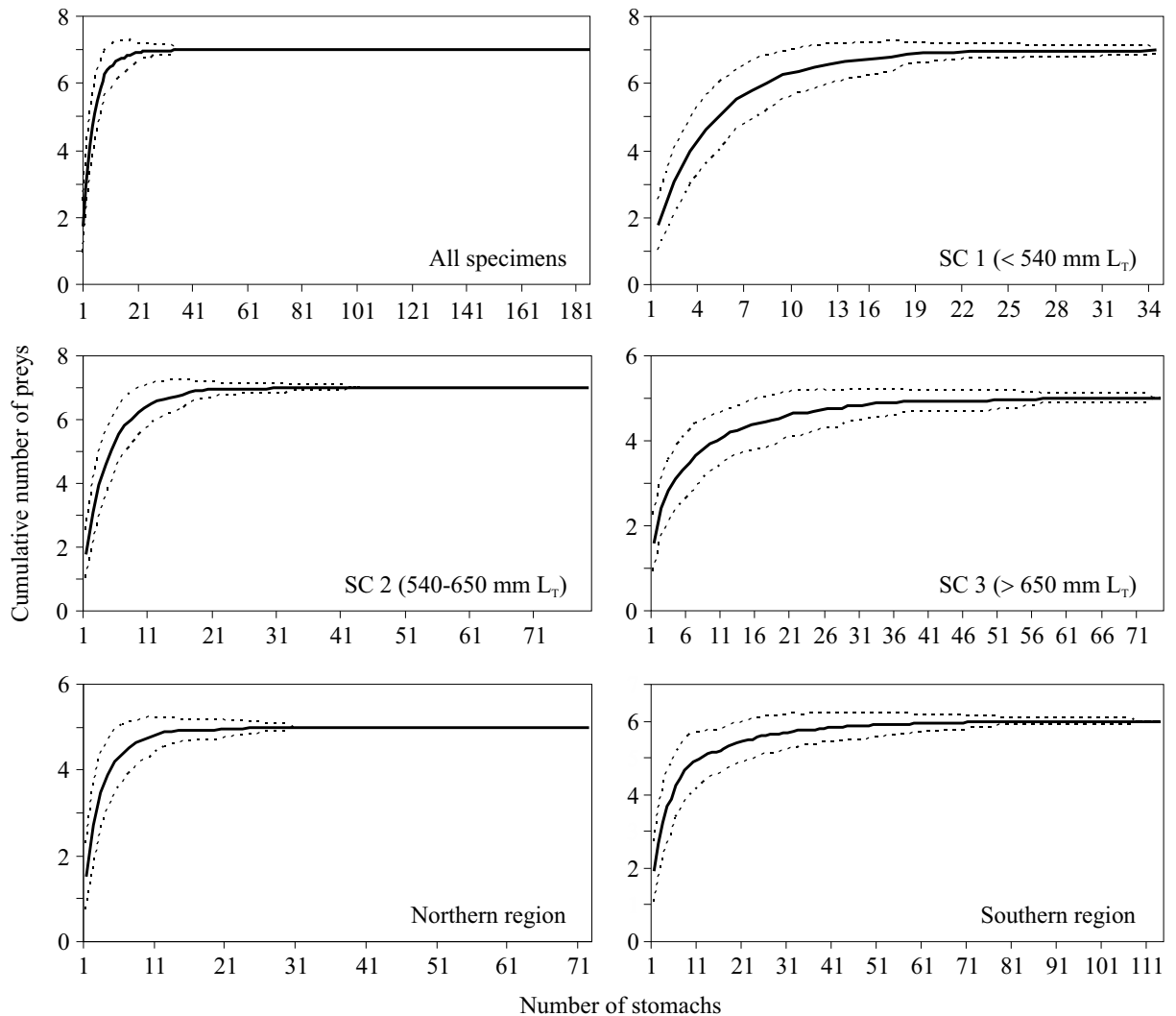


Figure 2. Cumulative prey curves for *Bassanago albescens* as a function of stomach number (mean \pm SD) from all specimens, three size classes (SC) and both regions.

northern region (Table 2). Therefore, all the individuals from the northern region were grouped for the following analyses. The specimens from the northern region fed predominantly on amphipods and ophiuroids, completing their trophic spectrum with brachyurous and polychaetes. As for the southern region, SC 2 specimens consumed a higher proportion of isopods and amphipods, while those corresponding to SC 3 consumed a higher proportion of cephalopods, followed by isopods (Figure 3).

Taking into account the diet variation, the feeding strategy was evaluated in general and for each size class. The relationship between P_i and %FO indicated that the feeding strategy of *B. albescens* tended towards generalist (Figure 4 A), but presented variations according to the size of the individuals. SC 1 specimens tended to specialize in amphipods and those belonging to SC 2 presented a generalist feeding strategy (Figures 4 B and C). SC 3 individuals presented a specialization towards cephalopods and isopods (Figure 4 D).

When analysing the relationship between sizes of predator and prey, we see that the size of the prey increases linearly with the size of the predator. However, the minimum prey size remained

constant, indicating that the largest *B. albescens* individuals fed on both large and small prey, while those with a smaller length fed only on small prey (Table 3; Figure 5).

The TL of *B. albescens* varied by region and between southern region size classes. Individuals captured in the northern region presented an TL of 3.78, whereas the specimens of classes SC 2 and SC 3 captured in the southern region showed an TL of 3.89 and 4.11, respectively.

The L_T -W relationship of *B. albescens* did not differ significantly between regions (ANCOVA; $F = 2.203$; $df = 1$; $P = 0.139$), presenting positive allometric growth in both (Table 4; joint Student's t-test: $t = 8.671$; $P = 0.0002$).

DISCUSSION

The study of the feeding habits of *B. albescens* in the Argentine shelf indicated that the species is a demersal-benthic predator. Its main prey is cephalopods, followed by isopods, amphipods, ophiuroids, brachyurous and polychaetes. The percentage of empty stomachs was low (16.22%),

Table 2. Non-parametric MANOVA testing differences in sex, size classes (SC) and region on the number and weight of main prey items of *Bassanago albescens*. df: degrees of freedom.

| | df | Factor | | | |
|------------------------------|----|--------|---------|--------|---------|
| | | Number | | Weight | |
| | | F | P | F | P |
| North-SC 1 versus North-SC 2 | 1 | 0.50 | 0.7715 | 0.46 | 0.8537 |
| North-SC 1 versus South-SC 2 | 1 | 19.01 | *0.0001 | 8.51 | *0.0001 |
| North-SC 1 versus South-SC 3 | 1 | 24.59 | *0.0001 | 15.60 | *0.0001 |
| North-SC 2 versus South-SC 2 | 1 | 20.93 | *0.0001 | 10.50 | *0.0001 |
| North-SC 2 versus South-SC 3 | 1 | 24.59 | *0.0001 | 19.90 | *0.0001 |
| South-SC 2 versus South-SC 3 | 1 | 7.17 | *0.0002 | 3.84 | *0.0036 |

*Significant differences.

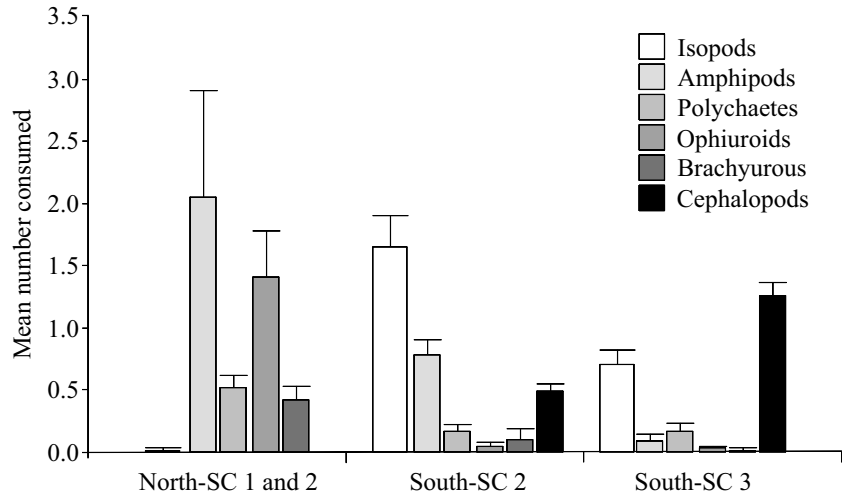


Figure 3. Mean number (\pm SD) of prey consumed by *Bassanago albescens* grouped by size class (SC) and region.

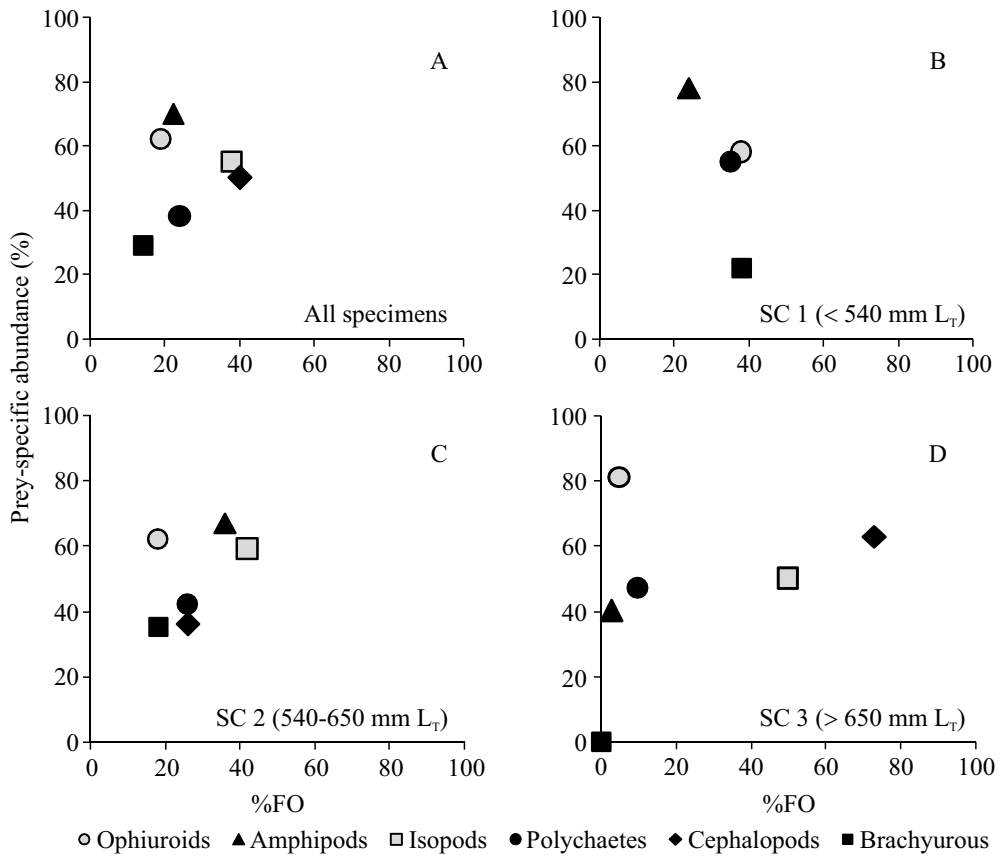


Figure 4. Relationship between percent prey-specific abundance and frequency of occurrence (%FO) of *Bassanago albescens* prey from all specimens and size classes (SC) considered.

Table 3. Predator length-prey length relationship using the total length of *Bassanago albescens* and maximum size of prey. Minimum (5% quantile regressions), mean (50% quantile regressions) and maximum (95% quantile regressions).

| Regression | Maximum size of prey | | P |
|------------|----------------------|-------|---------|
| | Intersection | Slope | |
| Minimum | -17.06 | 0.038 | 0.004 |
| Mean | -59.47 | 0.126 | < 0.001 |
| Maximum | -361.90 | 0.853 | < 0.001 |

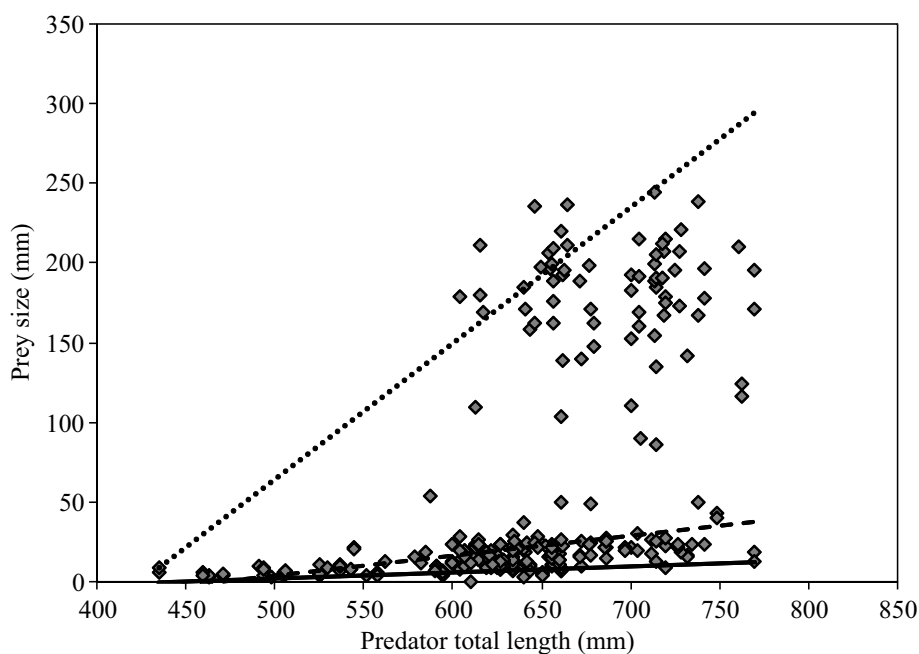


Figure 5. Relationship between *Bassanago albescens* (predator) size and prey size. Dotted, dashed, and solid lines indicate regression quartiles 5, 50, and 95%, respectively.

Table 4. Estimated parameters of length (L_T)-weight (W) relationship and determination coefficient (r^2) for *Bassanago albescens* in the Southwest Atlantic shelf. N: number of individuals, min: minimum, max: maximum, a : intersection, b : slope.

| Region | N | L_T (mm) | | W (g) | | a | b | r^2 |
|--------|-----|------------|-----|-------|-----|--------------------|-------|-------|
| | | Min | Max | Min | Max | | | |
| North | 91 | 371 | 661 | 50 | 510 | 2×10^{-8} | 3.654 | 0.910 |
| South | 131 | 543 | 772 | 208 | 905 | 2×10^{-7} | 3.363 | 0.883 |

with similar values reported by Meyer and Smale (1991) and Figueroa (1999). On the contrary, in related species that feed mainly on teleosts such as the coastal conger eel, *Conger orbignianus*, the proportion of empty stomachs is higher (71%, Figueroa 1999). This is because the species that feed mainly on small and medium invertebrates, such as *B. albescens*, have a more frequent consumption of prey than those species with a diet based on fish (San Martín et al. 2007).

Results from diet composition in the present work are in part consistent with previous studies. In the coasts of Argentina, Figueroa (1999) observed a diet consisting of ophiuroids with the presence of crustaceans and polychaetes. In the coasts of South Africa, Meyer and Smale (1991) found sea pen cnidarians and brachyurous *Chaceon* sp. as dominant and more numerous preys over the ophiuroid *Ophiura trimeni*; many of the prey were small crustaceans that included isopods, tanaidaceans, and *Macrura* decapods. Studies carried out by Anderson (2005) indicated hagfish *Myxine capensis* and different species of mesopelagic teleosts as dominant prey; the most abundant fish in the diet were juveniles of hake *Merluccius* spp. and other conger eels; the second most important category consisted of at least six species of ophiuroids. The rest of the prey were benthic or benthopelagic species, except squid. The differences found in the results of Meyer and Smale (1991), Figueroa (1999) and Anderson (2005) with respect to the present work, could be related to the area from where the samples were obtained in each study.

The diet of *B. albescens* varied according to the study area. In the southern region, the most important prey was *I. argentinus*, which would be explained by a concentration of the South Patagonian subpopulation of this prey that coincided spatiotemporally with the southern sampling survey (Ré 2007). Furthermore, the fact that the survey is directed to the evaluation of squid could generate a bias in the composition of the diet of the SC 3 individuals. The SC 2 class,

the only class present in both areas, fed mainly on isopods in the south, and wide-distributed amphipods and ophiuroids in the north (Boschi et al. 1992; Bremec et al. 2003). Differences in the diet composition of *B. albescens* between different regions would be attributed to differences in the availability of prey species, and the size and sex of the specimens captured in each one, possibly driven by energy requirements of each sex and ontogenetic stage (Livingston 2003). To analyse the selective characteristics of this species in detail, complementary studies should be carried out in which the relative abundance of prey is determined in these two regions of the Argentine shelf.

The analysis indicated that the feeding strategy changed during growth. SC 1 individuals (all males are included here) showed a tendency to specialize in the consumption of amphipods, SC 2 individuals had a generalist feeding strategy, and SC 3 individuals (all mature females) presented a specialization towards cephalopods and isopods. Transitions from one feeding stage to another are generally related to the ontogenetic development of the species (Livingston 2003). Stuart-Smith et al. (2013) highlighted that feeding progressions are associated with ontogenetic changes regarding body morphology and correlated with movement, teething and dimensions of the mouth and guts. Figueroa (1999) mentioned that in *C. orbignianus*, smaller specimens feed on crustaceans and fish while older fish are exclusively piscivorous, with prey of demersal-benthic origin (sciaenids and flounder). On the contrary, Anderson (2005) observed in the coasts of South Africa that there was no relationship between the predator size and the type of diet of *B. albescens* and the southern conger *Gnathopis capensis*. The ontogenetic and regional differences recorded in the present study, both in the diet composition and feeding strategy, suggested that a variation in the abundance of *B. albescens* in the Southwest Atlantic has the potential to impact various levels of the trophic chain of the region.

This observation is supported by the results of the TL analysis, which varies according to the SC and the distribution range of predators.

The relationship between *B. albescens* size and the maximum prey size increased linearly, which is consistent with the maximization of energy intake, although the minimum prey size remained constant. Small prey provides low benefits, while relatively large prey has higher energy content, but is potentially dangerous to attack (Griffiths 1980). Although the probability of an individual prey being encountered by a predator may increase with the body size of that prey (Mihalitsis and Bellwood 2017), predators could also increase energy potential with ingestion as they grow larger if they continue to eat small and easy-to-catch prey (Griffiths 2020). This is why the maximum prey size is roughly proportional to the size of the predator in all habitats, but the minimum prey size slopes may differ between habitats since predators can change the type of prey they ingest to keep elevated encounter rates (Floeter and Temming 2003; Killen et al. 2007). The combination of a high frequency of encounter, due to a greater relative abundance, and a high probability of capture could explain the continued inclusion of small prey in the diet of *B. albescens*.

Blasina et al. (2018) found a sexual dimorphism in the size of *B. albescens*, where males reached smaller size than females. This conclusion is reflected in the ranges of SCs used in the present work, in which all males were included in SC 1 and located in the northern region. The feeding strategy determined for this class indicated a tendency to specialize in amphipods. The situation of SC 3 is different because is comprised of larger female individuals distributed in the southern region, and specialized in cephalopods and isopods. Energy requirements for sperm production are not the same as those required for the production of oocytes, which after fertilization results in leptocephali larvae that can exceed 200 mm (Figueroa and Ehrlich, 2006). This could explain the greater size of females and their

southern distribution to access these resources. Macchi et al. (2010) argued that large mature female hake could travel long distances to deep Patagonian waters in search of *I. argentinus*, where it is found in large concentrations. This cephalopod would be chosen for its high concentration of fatty acids.

In the Argentine shelf, *B. albescens* presents important biomass, recording catches of up to 12 t per trawl (Figueroa 1992, 1999). In the present study, it was determined that one of the most important prey items in the diet of *B. albescens* is the squid *I. argentinus*. This species is also an important trophic resource in the diet of the Argentine hake, *M. hubbsi* (Belleggia et al. 2014), which could suggest a possible trophic niche overlap that would be pertinent to assess in the future. When two or more species coexist, interspecific competitive interactions can develop by exploiting a common resource that is scarce or predated each other. These interactions can affect the abundance and distribution of species in a community (Hayden et al. 2019). Argentine hake *M. hubbsi* represents one of the main species of fish caught in Argentine trawl fisheries (Irusta et al. 2016) and, together with squid *I. argentinus*, are among the most important species in terms of exportable quota from Argentina (MAGyP 2019). Given the complexity of the interactions that can occur in a marine community, the study of individual trophic behaviour and the relationships of the organisms that comprise it become essential for the implementation of adequate management of fishing resources under an ecosystem-based approach (FAO 2018).

ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to INIDEP for the specimens collected in research surveys and to Drs Ricardo Bastida, Santiago Barbini, Cecilia Spath and Mauro Belleggia for their collaboration in identi-

fyng prey items. We also thank the anonymous reviewers for their corrections and suggestions that have improved an earlier version of this work.

REFERENCES

- AMUNDSEN PA, GABLER H, STALDVIK F. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data modification of the Costello (1990) method. *J Fish Biol.* 48: 607-614.
- AMUNDSEN PA, SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ J. 2019. Feeding studies take guts - critical review and recommendations of methods for stomach contents analysis in fish. *J Fish Biol.* 95: 1364-1373.
- ANDERSON ME. 2005. Food habits of some deep-sea fish off South Africa's west coast. 2. Eels and spiny eels. *Afr J Mar Sci.* 27: 557-566.
- ANDERSON MJ. 2001. Permutation test for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Can J Fish Aquat Sci.* 58: 629-639.
- ARKHIPKIN AI, LAPTIKHOVSKY VV, BARTON AJ. 2015. Biology and fishery of common hake (*Merluccius hubbsi*) and southern hake (*Merluccius australis*) around the Falkland/Malvinas Islands on the Patagonian shelf of the Southwest Atlantic Ocean. In: ARANCIBIA H, editor. Hakes, biology and exploitation. Oxford: Wiley. p. 154-184.
- BASTIDA R, TORTI M. 1973. Los isópodos Serolidae en la Argentina. Clave para su reconocimiento. *Physis A.* 32 (84): 19-46.
- BELLEGGIA M, FIGUEROA DE, IRUSTA G, BREMEC C. 2014. Spatio-temporal and ontogenetic changes in the diet of the Argentine hake *Merluccius hubbsi*. *J Mar Biol Assoc UK.* 94: 1701-1710.
- BLASINA GE, IZZO L, FIGUEROA D. 2018. Sexual dimorphism and length-weight relationship of the hairy conger eel *Bassanago albescens* (Anguilliformes: Congridae). *J Ichthyol.* 58 (3): 396-400.
- BOSCHI E, FISCHBACH C, IORIO M. 1992. Catálogo ilustrado de los crustáceos estomatópodos y decápodos marinos de Argentina. *Frente Marít.* 10: 7-94.
- BRANCH TA, WATSON R, FULTON EA, JENNINGS S, MCGILLIARD RC, PABLICO GT, RICARD D, TRACEY SR. 2010. The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature.* 468: 431-435.
- BREMEC C, MARECOS A, SCHEJTER L, LASTA M. 2003. Guía técnica para la identificación de invertebrados epibentónicos asociados a los bancos de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) en el Mar Argentino. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). 28 p.
- BROSE U, ARCHAMBAULT P, BARNES AD, BERSIER LF, BOY T, CANNING-CLODE J, CONTI E, DIAS M, DIGEL C, DISSANAYAKE A, et al. 2019. Predator traits determine food-web architecture across ecosystems. *Nat Ecol Evol.* 3: 919-927.
- BROWN SC, BIZZARRO JJ, CAILLIET GM, EBERT DA. 2012. Breaking with tradition: redefining measures for diet description with a case study of the Aleutian skate *Bathyraja aleutica* (Gilbert 1896). *Environ Biol Fish.* 95 (1): 3-20.
- BURATTI C, DÍAZ DE ASTARLOA JM, FALABELLA V, HÜNE M, IRIGOYEN A, LANDAETA M, LINARDICH C, RIESTRA C, VIEIRA J, CAMPAGNA C. 2020. Informe del Taller Regional de Evaluación del Estado de Conservación de Especies para el Mar Patagónico según criterios de la Lista Roja de UICN: Peces óseos. Foro para la Conservación del Mar Patagónico y áreas de influencia. 117 p.
- CORTÉS E. 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES J Mar Sci.* 56 (5): 707-717.
- CRAING CM, HALPERN BS, BECK MW, KAPPEL CV. 2009. Understanding and managing human threats to the coastal marine environment. *Ann NY Acad Sci.* 1162 (1): 39-62.

- EBERT DA, BIZZARRO JJ. 2007. Standardized diet compositions and trophic levels of skates (Chondrichthyes: Rajiformes: Rajoidei). *Environ Biol Fishes*. 80: 115-131.
- [FAO] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATION. 2018. The state of world fisheries and aquaculture. Rome: FAO. 227 p.
- FERRY L, CAILLIET G. 1996. Sample size and data analysis: are we characterizing and comparing diet properly? In: MAC KINLAY D, SHEARER K, editors. *Feeding ecology and nutrition in fish*. San Francisco: American Fisheries Society. p. 71-80.
- FIGUEROA D. 1992. Distribución geográfica y estadísticas pesqueras de los congrios *Conger orbignyanus* y *Pseudoxenomystax albescens*. *Frente Marít*. 11 (A): 33-36.
- FIGUEROA D. 1999. Estudio sobre la anatomía y algunos aspectos de la biología de los congrios que habitan el Mar Argentino y adyacencias [PhD thesis]. Mar del Plata: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 108 p.
- FIGUEROA DE, EHRLICH M. 2006. Systematics and distribution of leptocephali in the western south Atlantic. *Bull Mar Sci*. 78 (2): 227-242.
- FLOETER J, TEMMING A. 2003. Explaining diet composition of North Sea cod (*Gadus morhua*): prey size preference vs. prey availability. *Can J Fish Aquat Sci*. 60: 140-150.
- FROESE R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J Appl Ichthyol*. 22: 241-253.
- GARCÍA M, JAUREGUIZAR A, PROTOGINO L. 2010. Fish community ecology from Río de la Plata to shelf slope. *Lat Am J Aquat Res*. 38 (1): 81-94.
- GRIFFITHS D. 1980. Foraging costs and relative prey size. *Am Nat*. 116: 743-752.
- GRIFFITHS D. 2020. Foraging habitat determines predator-prey size relationships in marine fishes. *J Fish Biol*. 97 (4): 964-973.
- HAIMOVICI M, BRUNETTI NE, RODHOUSE PG, CSIRKE J, LETA RH. 1998. *Illex argentinus*. In: RODHOUSE PG, DAWE EG, DOR RKO, editors. *Squid recruitment dynamics. The genus Illex as a model, the commercial Illex species and influence on variability*. FAO Fish Tech Pap. 376. p. 27-58
- HAYDEN B, PALOMARES MLD, SMITH BE, POELEN JH. 2019. Biological and environmental drivers of trophic ecology in marine fishes- a global perspective. *Nat Sci Rep*. 9: 11415.
- HILL S, HINKE J, BERTRAND S, FRITZ L, FURNESS R, IANELLI J, MURPHY M, OLIVEROS-RAMOS R, PICHEGRU L, SHARP R, STILLMAN R, WRIGHT P, RATCLIFFE N. 2020. Reference points for predators will progress ecosystem-based management of fisheries. *Fish Fish*. 21 (2): 368-378.
- HOOPER D, CHAPIN F, EWEL J, HECTOR A, INCHAUSTI P, LAVOREL S, LAWTON J, LODGE D, LOREAU M, NAEEM S, et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol Monogr*. 75 (1): 3-35.
- IRUSTA C, MACCHI G, LOUGE E, RODRIGUES K, D'ATRI L, VILLARINO M, SANTOS B, SIMONAZZI M. 2016. Biology and fishery of the Argentine hake (*Merluccius hubbsi*). *Rev Invest Desarr Pesq*. 28: 9-36.
- KILLEN S, BROWN J, GAMPERL A. 2007. The effect of prey density on foraging mode selection in juvenile lumpfish: balancing food intake with the metabolic cost of foraging. *J Anim Ecol*. 76: 814-825.
- LERCARI D, VÖGLER R, VELASCO G. 2014. Trophic models in the Southwestern Atlantic Ocean: evaluating. *Fish Cent Res Rep*. 22 (3): 75 p.
- LIVINGSTON R. 2003. *Trophic organization in coastal systems*. Tallahassee: CRC. Florida University. 388 p.
- MACCHI G, LEONARDUZZI E, DIAZ M, RENZI M, RODRIGUES K. 2013. Maternal effects on fecundity and egg quality of the Patagonian stock of Argentine hake (*Merluccius hubbsi*). *Fish Bull*. 111 (4): 325-336.

- MACCHI G, MARTOS P, RETA R, DATO C. 2010. Offshore spawning of the Argentine hake (*Merluccius hubbsi*) Patagonian stock. *Pan Am J Aquat Sci.* 5: 22-35.
- MEYER M, SMALE M. 1991. Predation patterns of demersal teleosts from the Cape south and west coasts of South Africa. 2. Benthic and epibenthic predators. *S Afr J Mar Sci.* 11: 409-442.
- MIHALITSIS M, BELLWOOD D. 2017. A morphological and functional basis for maximum prey size in piscivorous fishes. *PLoS ONE:* e0184679.
- [MAGYP] MINISTERIO DE AGRICULTURA, GANADERÍA Y PESCA. 2019. [accessed 2021 February]. <https://www.magyp.gob.ar/>.
- PIKITCH E, SANTORA C, BABCOCK E, BAKUN A, BONFIL R, CONOVER D, DAYTON P, DOUKAKIS P, FLUHARTY D, HENEMAN B, HOUE E. 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science.* 305 (5682): 346-347.
- R CORE TEAM. 2019. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. [accessed 2020 December]. <http://www.r-project.org/index.html>.
- RÉ ME. 2007. Cefalópodos. *Illex argentinus*. In: BOLTOVSKOY D, editor. Atlas de sensibilidad ambiental de la costa y el Mar Argentino. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 5 p.
- RENZI M, CASTRUCCI R. 1998. Análisis cualitativo de la fauna acompañante en la pesquería de merluza (*Merluccius hubbsi*) al norte de 41° S. *Inf Téc Int DNI-INIDEP.* 24/1998. 20 p.
- REYES P. 2007. Peces abisales de la 'Triple Unión', lugar de contacto de las placas Antártica, Sudamericana y de Nazca (archipiélago patagónico noroccidental). *Rev Biol Mar Oceanogr.* 42 (1): 37-47.
- SAN MARTÍN M, BRACCINI L, CHIARAMONTE G, PÉREZ J. 2007. Temporal and sexual effects in the feeding ecology of the marbled sand skate *Psammobatis bergi* Marini, 1932. *Mar Biol.* 151: 505-513.
- STEPHENS D, BROWN J, YDENBERG R. 2007. Foraging. Behavior and ecology. Chicago: The University of Chicago Press. 608 p.
- STUART-SMITH R, BATES A, LEFCHECK J, DUFFY J, BAKER S, THOMSON R, STUART-SMITH J, HILL N, KININMONTH S, AIROLDI L, et al. 2013. Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. *Nature.* 501: 539-542.
- ZAR JH. 1999. Biostatistical Analysis, 4th ed. New York: Prentice Hall. 663 p.
- ZUUR A, IENO E, SMITH G. 2007. Analysing ecological data. New York: Springer. 672 p.

MARINE IMPACTS IN THE ANTHROPOCENE

An assessment of discarded catches from the bottom pair trawling fishery in southern Brazil

LUIS G. CARDOSO^{1, *}, DANIELLE DA SILVEIRA MONTEIRO^{1, 2} and MANUEL HAIMOVICI¹

¹Universidade Federal do Rio Grande, Instituto de Oceanografia, Caixa Postal 474, Avenida Itália km 8, CEP 96201-900, Rio Grande, RS, Brazil. ²Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental, Rua Maria Araújo, 450, CEP 96207-480, Rio Grande, RS, Brazil. ORCID *Luis G. Cardoso*  <https://orcid.org/0000-0003-1026-0853>



ABSTRACT. Onboard discards of a fraction of the catch can be considered one of the main issues related to bottom trawling fisheries. The magnitude and composition of the discards still need to be better understood. We assessed the industrial bottom pair trawling fishery's discards from southern Brazil by monitoring 159 fishing hauls during four fishing trips. From the 318.9 mt captured, 77.7 t were discarded (24%). The discards per haul were highly variable, on average 488.9 kg (95% CI: 433.6-544.2 kg) and 31% (95% CI 28-34%) of the total. The rejected catch comprised 64 species, 37 teleosts (78.4% in weight) and 13 elasmobranchs (21.3% in weight), besides crustaceans, mollusks, cnidarians, and echinoderms. The three most commercially important species in the region (*Umbrina canosai*, *Cynoscion guatucupa*, and *Micropogonias furnieri*) accounted for 13% of the discarded biomass, and most of them were individuals under 20-25 cm. The discard rates and species composition did not change over the last 40 years; however, the discarded biomass for both teleost fishes and elasmobranchs decreased sharply, reflecting the abundance decrease of these groups in the region. This work highlights the need for management measures to reduce the bottom pair trawling fishery discards in southern Brazil.

Key words: Bycatch, discard rates, endangered species, juvenile fish.

Evaluación de las capturas descartadas de la pesquería de arrastre de fondo a la pareja de fondo en el sur de Brasil



*Correspondence:
cardosolg15@gmail.com

Received: 19 April 2021
Accepted: 11 June 2021

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de
Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)



This work is licensed under a Creative
Commons Attribution-
NonCommercial-ShareAlike 4.0
International License

RESUMEN. Los descartes a bordo de una fracción de la captura pueden considerarse uno de los principales problemas relacionados con las pesquerías de arrastre de fondo. Aún es necesario comprender mejor la magnitud y composición de los descartes. Evaluamos los descartes de la pesca industrial de arrastre de fondo a la pareja en el sur de Brasil mediante el seguimiento de 159 lances de pesca durante cuatro salidas de pesca. De las 318,9 tm capturadas, se descartaron 77,7 t (24%). Los descartes por lance fueron muy variables, en promedio 488,9 kg (95% CI: 433,6-544,2 kg) y 31% (95% CI 28-34%) del total. La captura descartada estuvo compuesta por 64 especies, 37 teleosteos (78,4% en peso) y 13 elasmobranquios (21,3% en peso), además de crustáceos, moluscos, cnidarios y equinodermos. Las tres especies de mayor importancia comercial de la región (*Umbrina canosai*, *Cynoscion guatucupa* y *Micropogonias furnieri*) representaron el 13% de la biomasa descartada y la mayoría fueron individuos menores de 20-25 cm. Las tasas de descarte y la composición de especies no cambiaron durante los últimos 40 años; sin embargo, la biomasa descartada tanto de peces teleosteos como de elasmobranquios disminuyó drásticamente, lo que refleja la disminución de la abundancia de estos grupos en la región. En este trabajo se destaca la necesidad de medidas de gestión para reducir los descartes de la pesca de arrastre de fondo a la pareja en el sur de Brasil.

Palabras clave: Captura incidental, tasas de descarte, especies amenazadas, peces juveniles.

INTRODUCTION

Incidental catches and subsequent discards of marine life are frequent features of many fisheries worldwide and one of the most important biological and political issues faced by modern fisheries (Gillis et al. 1995; Bellido et al. 2011). Regulation on discards is not common in most fishing jurisdictions (Hall and Mainprize 2005; FAO 2011). However, discards are considered a waste of living resources, and their ecological consequences are still not fully understood (Heath et al. 2014).

Despite trawling fisheries present different métiers, its characteristics of low selectivity generally generate unwanted catches of species besides the targeted ones (Davie and Lordan 2011; Samy-Kamal et al. 2014). The decision to discard is a function of the relative costs and benefits of storing and landing fish or rejecting it (Pascoe 2000). For species without commercial interest, this decision is quite simple since, from the fishers' point of view, there are no benefits associated with landing the discard. For species with a commercial interest, the decision to discard depends on several factors: the price that the catch can attain, the cost of landing it, and the opportunity cost of stocking fish on board (Clucas 1997).

Between 2010 and 2014, on average, 9.1 million t were discarded globally per year, with a massive heterogeneity between fishing gears and regions (Pérez Roda et al. 2019). The trawling fleets accounted for 4.2 million t per year. The shrimp trawling fisheries present the highest discard rate by weight (~ 50% of global catch), and they are exceptionally high in tropical and subtropical regions. Still, otter board and bottom pair trawling's rate of discards were also considerable (Pérez Roda et al. 2019).

Regarding the marine and estuarine fisheries in southern Brazil, several authors quantified the discards rates (Haimovici and Maceira 1981; Haimovici and Habiaga 1982; Haimovici and

Mendonça 1996; Vieira et al. 1996; Dumont and D'Incao 2011; Rezende et al. 2019). Haimovici and Habiaga (1982) quantified in detail the bottom pair trawling fisheries discards from two commercial fishing trips occurring in the summer (sum) of 1978 (Haimovici and Maceira 1981) and the spring (spr) of 1979. In the summer cruise, the discard rate was more significant, 40% of the catch's weight, and 26% in the spring. In terms of species composition by weight of the rejected catch, the dominance was of several species of small sharks and rays (sum: 30% and spr: 56%); of largehead hairtail *Trichiurus lepturus* (sum: 19% and spr: 12%) and the Argentine croaker *Umbrina canosai* (sum: 7% and spr: 8%). Discards in numbers of juveniles of the three most important fish species varied between seasons, reaching high percentages: sum: 70% and spr: 26% of *U. canosai*, sum: 63% and spr: 37% of striped weakfish *Cynoscion guatucupa*, sum: 66% and spr: 37% of king weakfish *Macrodon atricauda*. Studies that aged *U. canosai*, *C. guatucupa*, and *M. atricauda* have shown that discarded individuals were juveniles from 1 to 1.5 years old who still were not fully recruited to the adult stock. Other species such as banded croaker *Paralichthys brasiliensis* and the bluewing searobin *Prionotus punctatus* also occurred in the discarded catch.

The 'Pescadores por Natureza' project carried out by the non-governmental organization Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental (NEMA) sampled several commercial fishing trips of bottom pair trawling by onboard scientific observers. This study aimed to assess the discarded catches in a qualitative and quantitative way and compare the results with those observed by Haimovici and Habiaga (1982) three decades ago.

MATERIALS AND METHODS

We analyzed data from 159 hauls collected by onboard scientific observers during four bottom

pair trawling fishing trips carried out from Santa Marta Grande cape ($28^{\circ} 37' S$) to Chuí ($33^{\circ} 41' S$) between 10 and 48 m deep (Figure 1). The trips occurred between November 2011 and May 2012. Three trips lasted 6, 14, and 13 days, respectively, and took place in two industrial fishing boats measuring 23 m in length, with 360 HP engines and a storage capacity of 57 t of fish each. The fourth trip lasted 19 days and took place in a pair of vessels of 25 m in length, with 360 HP engines and a storage capacity of 70 t each.

Bottom trawling nets were made of nylon multifilament and had headropes measuring 38 m and footropes 45 m. The net measured 56 m in length, the bellies 28 m, and the cod-end 28 m. The mesh of the cod-end and the overcoat were 9 cm and 20 cm between opposite knots, respectively.

Hauls lasted between 2.25 and 7 h long (on average 4 h 18 min) and the trawling speed was of approximately 4 nautical miles per hour. After each haul, four fishermen selected the catch to be stored and packed it in hampers. The discarded part of the catch was thrown back to the sea through the deck hatches. To make the fishermen's work compatible with the samplings, the observer recorded the number of hampers per species of the stored catch and visually estimated, together with the vessel's master, the amount of discarded catch. Whenever possible, from each sampled haul, the observer collected a 20 kg box from the catch to be discarded for species discrimination, counting, weighing, and measuring the individuals. Species identifications were made based on the observers' previous experi-

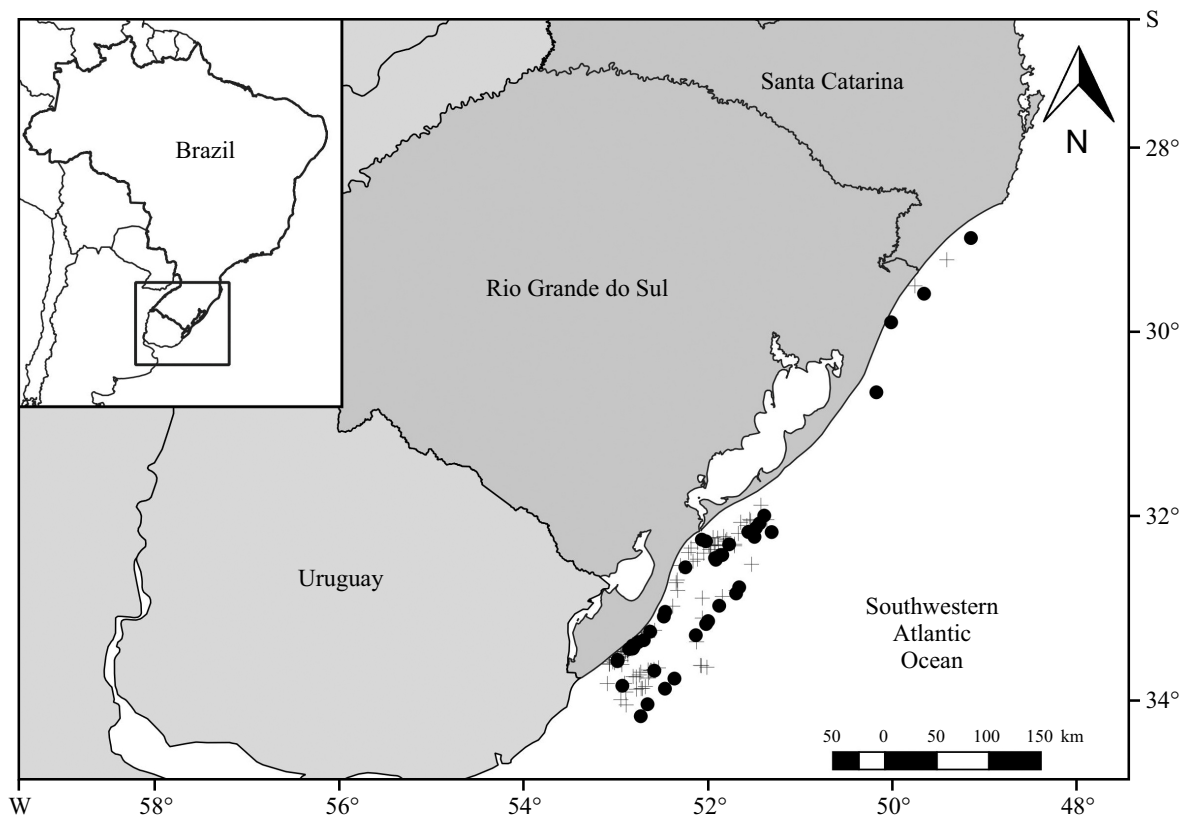


Figure 1. Area with monitored bottom pair trawling fishing hauls in southern Brazil. Crosses represent hauls in which the percentage of total discards was estimated. Solid circles represent hauls in which the composition of discards was sampled.

ence in sampling landings and with the help of identification guides for species present in the coastal waters of southern Brazil by Figueiredo and Menezes (1978, 1980); Menezes and Figueiredo (1980, 1985) and Fischer et al. (2011). Unidentified species were labeled and photographed for later identification.

For each 10 m depth bins, the number of species in the discarded catch was calculated (R = species richness) and the Shannon-Weaver (H) Shannon and Weaver (1949) diversity index, defined as:

$$H = (n \log(n) - \sum_{i=1}^k f_i \log(f_i)) / nt$$

where k is the number of species present in the discards, n is the total number of individuals of all species, and f_i is the number of individuals of each species.

The discarded catch was calculated as average total catches per species, stored catches per species, discarded catches per species, and discarded rates per species. These metrics were compared with those calculated by Haimovici and Habiaga (1982) for two fishing trips with the same fleet realized in the 1970s.

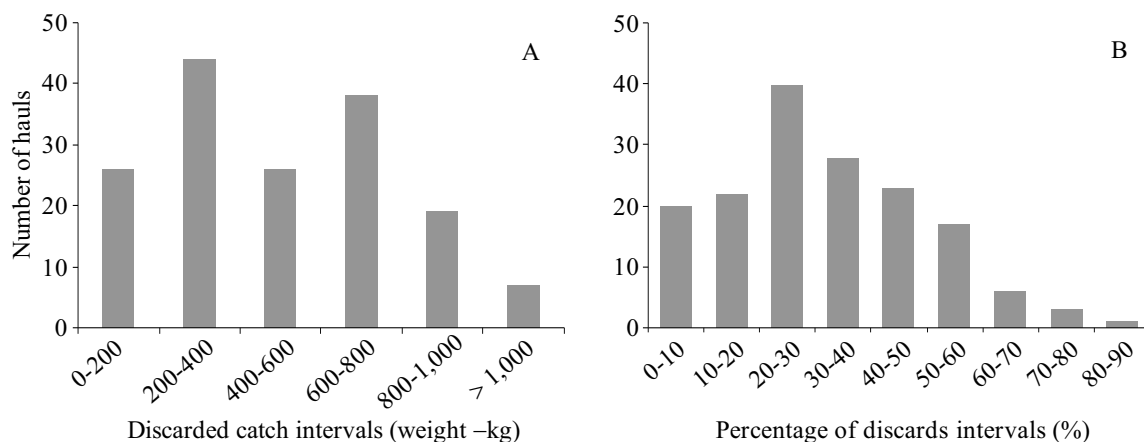


Figure 2. Number of hauls per bin of 200 kg (A) and per bin of 10% (B) of discarded catch on the bottom pair trawling fishing trips monitored in southern Brazil.

RESULTS

Discards quantification

From a total of 318.9 t caught in the 159 monitored hauls, 77.7 t were discarded, 24% of the total. On average, 488.9 kg (± 55.3 kg) were dumped per haul, however, hauls with between 200 and 400 kg of discards were more frequent (23%) (Figure 2 A). On average, 31% of the total catch was discarded ($\pm 3\%$, 95% confidence interval). In 26.2% of the hauls, the discarded catch was less than 20% of the total, in 25% was between 20 and 29.9%, and in 48.8% was 30% or more (Figure 2 B).

The discards varied according to haul's depths (Figure 3). The discarded catch percentage was higher between 10 and 20 m (40%) and showed a decreasing trend with increasing depths (Figure 3 A). Total discards (kg) were not significantly different between 10 and 40 m deep (Figure 3 B).

Each monitored fishing trip took place in a different season in the southern hemisphere, spring 2011, summer and autumn 2012. Average discard rates for each season were 31.6% in spring / 2011

($n = 22$, $sd = 0.19$), 35.7% in summer / 2012 ($n = 109$, $sd = 0.15$) and 15.2% in autumn / 2012 ($n = 26$, $sd = 0.11$). Values differed significantly between seasons (ANOVA, $p < 0.05$). A Tukey test showed that the difference was between autumn and spring and summer. Spring and summer did not differ.

Composition of the discarded catch

In 47 of the monitored hauls, samples were taken from the discarded catch. In each sample, species were identified to the lower taxon, and individuals of each species were counted, weighed (g), and measured (total length – TL in mm). Observers identified 64 species, 37 of which were teleost, 13 elasmobranch, 11 crustaceans, three mollusks in addition to cnidarians

and echinoderms that were not identified at the species level (Table 1).

Teleost fish represented 92.5% in number and 78.4% in weight. Elasmobranchs accounted for 5% in number and 21.3% in weight, and crustaceans (crabs and shrimps) accounted for 1.6% in number and 0.8% in weight. Molluscs, cnidarians, and echinoderms represented less than 1% of the total.

Among the teleost fishes, the most abundant in weight was the banded croaker *P. brasiliensis* (18% in number and 20% in weight of teleost fish and present in 62% of the hauls). The most common species was the largehead hairtail *T. lepturus*, present in 79% of the hauls, representing 9% in number and 20% in weight. Seven species represented 80% in number, and 70% of the total rejected teleosts' weight (Figure 4 A).

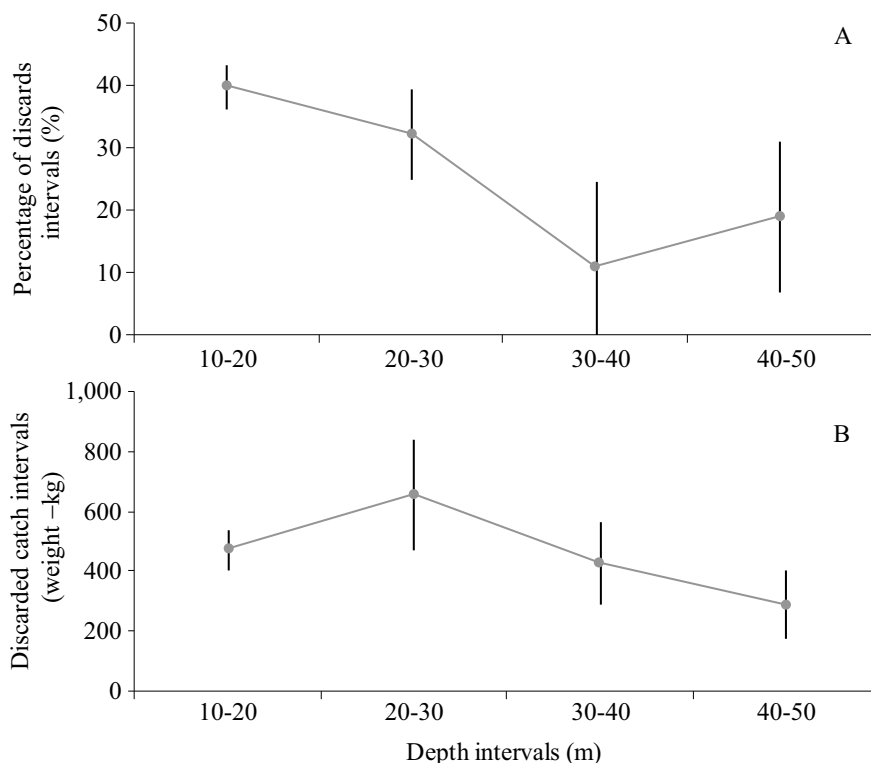


Figure 3. Average discards per depth bin in the bottom pair trawling monitored hauls in southern Brazil. A) Average percentage of discards per haul. B) Average discards in weight per haul. Vertical bars indicate confidence intervals of the means at the 95% level.

Table 1. Number of individuals, total weight, average weight, and frequency of occurrence (FO) of each of the species sampled from the discarded catches in 47 hauls of bottom pair trawling fishing trips monitored in southern Brazil.

| Taxonomic group | Species | Number of individuals on the samples | Total weight (kg) | Average weight (kg) | FO (%) |
|-----------------|------------------------------------|--------------------------------------|-------------------|---------------------|--------|
| Elasmobranch | <i>Sympterygia acuta</i> | 174 | 71.31 | 0.41 | 40 |
| Elasmobranch | <i>Atlantoraja platana</i> | 51 | 28.2 | 0.55 | 13 |
| Elasmobranch | <i>Atlantoraja cyclophora</i> | 28 | 16.6 | 0.59 | 4 |
| Elasmobranch | <i>Zapterix brevirostris</i> | 25 | 5.36 | 0.21 | 28 |
| Elasmobranch | <i>Psammobatis</i> sp. | 23 | 9.94 | 0.43 | 11 |
| Elasmobranch | <i>Sphyrna lewini</i> | 8 | 0.3 | 0.04 | 2 |
| Elasmobranch | <i>Sympterygia bonapartii</i> | 7 | 2.5 | 0.36 | 6 |
| Elasmobranch | <i>Squatina gugenheim</i> | 7 | 5.5 | 0.79 | 9 |
| Elasmobranch | <i>Atlantoraja castelnaui</i> | 4 | 1.94 | 0.49 | 9 |
| Elasmobranch | <i>Mustelus</i> sp. | 4 | 0.42 | 0.11 | 9 |
| Elasmobranch | <i>Pseudobatos horkellii</i> | 4 | 0.89 | 0.22 | 9 |
| Elasmobranch | <i>Myliobatis</i> sp. | 3 | 0.2 | 0.07 | 2 |
| Elasmobranch | <i>Gimmura altavela</i> | 7 | 2.23 | 0.32 | 2 |
| Teleost | <i>Paralonchurus brasiliensis</i> | 1,148 | 112.43 | 0.10 | 62 |
| Teleost | <i>Stephanolepis hispidus</i> | 1,097 | 46.57 | 0.04 | 53 |
| Teleost | <i>Cynoscion guatucupa</i> | 922 | 46.05 | 0.05 | 40 |
| Teleost | <i>Trichiurus lepturus</i> | 562 | 109.6 | 0.20 | 79 |
| Teleost | <i>Umbrina canosai</i> | 523 | 36.76 | 0.07 | 38 |
| Teleost | <i>Prionotus punctatus</i> | 448 | 33.21 | 0.07 | 51 |
| Teleost | <i>Trachurus lathami</i> | 448 | 9.25 | 0.02 | 11 |
| Teleost | <i>Steliffer</i> sp. | 176 | 15.5 | 0.09 | 15 |
| Teleost | <i>Peprilus paru</i> | 153 | 14.94 | 0.10 | 45 |
| Teleost | <i>Micropogonias furnieri</i> | 149 | 14.62 | 0.10 | 21 |
| Teleost | <i>Dules auriga</i> | 120 | 10.18 | 0.08 | 32 |
| Teleost | <i>Macrodon atricauda</i> | 114 | 12.16 | 0.11 | 26 |
| Teleost | <i>Brevoortia pectinata</i> | 107 | 47.36 | 0.44 | 23 |
| Teleost | <i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> | 89 | 10 | 0.11 | 2 |
| Teleost | <i>Porychthys porosissimus</i> | 63 | 5.06 | 0.08 | 11 |
| Teleost | <i>Chylomicterus spinosus</i> | 46 | 7.67 | 0.17 | 17 |
| Teleost | <i>Cynoscion jamaicensis</i> | 45 | 4.05 | 0.09 | 6 |
| Teleost | <i>Urophycis brasiliensis</i> | 44 | 6.24 | 0.14 | 34 |
| Teleost | <i>Mullus argentinus</i> | 40 | 1.751 | 0.04 | 23 |
| Teleost | <i>Percophis brasiliensis</i> | 28 | 2.17 | 0.08 | 19 |
| Teleost | <i>Syngnathus folletti</i> | 28 | 1.55 | 0.06 | 9 |
| Teleost | <i>Paralichthys orbignianus</i> | 24 | 4.7 | 0.20 | 11 |
| Teleost | <i>Oncopterus darwinii</i> | 13 | 0.85 | 0.07 | 9 |
| Teleost | <i>Paralichthys patagonicus</i> | 10 | 0.66 | 0.07 | 9 |

Table 1. Continued.

| Taxonomic group | Species | Number of individuals on the samples | Total weight (kg) | Average weight (kg) | FO (%) |
|-----------------|----------------------------------|--------------------------------------|-------------------|---------------------|--------|
| Teleost | <i>Astroscopus sexspinosus</i> | 8 | 0.85 | 0.11 | 9 |
| Teleost | <i>Pagrus pagrus</i> | 7 | 0.2 | 0.03 | 6 |
| Teleost | <i>Gymnachirus nudus</i> | 5 | 0.2 | 0.04 | 4 |
| Teleost | <i>Selene</i> sp. | 4 | | 0.00 | 9 |
| Teleost | <i>Citharichtays spilopterus</i> | 3 | 0.2 | 0.07 | 2 |
| Teleost | <i>Engraulius anchoita</i> | 3 | | 0.00 | 4 |
| Teleost | <i>Lagocephalus laevigatus</i> | 3 | 0.45 | 0.15 | 2 |
| Teleost | <i>Menticirrhus americanus</i> | 3 | 0.36 | 0.12 | 6 |
| Teleost | <i>Zalieutes mcgintyi</i> | 3 | 0.033 | 0.01 | 6 |
| Teleost | <i>Balistes capriscus</i> | 1 | | 0.00 | 2 |
| Teleost | <i>Paralichthys isosceles</i> | 1 | 0.13 | 0.13 | 2 |
| Teleost | <i>Oligoplites saliens</i> | 1 | 0.5 | 0.50 | 2 |
| Crustacea | <i>Arenaeus cribrarius</i> | 2 | 0.093 | 0.05 | 4 |
| Crustacea | <i>Dardanus insignis</i> | 6 | | 0.00 | 4 |
| Crustacea | <i>Hepatus pudibundus</i> | 3 | | 0.00 | 2 |
| Crustacea | <i>Ovalipes trimaculatus</i> | 38 | 4.25 | 0.11 | 11 |
| Crustacea | <i>Portunus spinimanus</i> | 10 | 1 | 0.10 | 9 |
| Crustacea | <i>Artemesia longinaris</i> | 2 | | 0.00 | 2 |
| Crustacea | <i>Callinectes sapidus</i> | 18 | 0.159 | 0.01 | 15 |
| Crustacea | <i>Libinia spinosa</i> | 5 | 0.24 | 0.05 | 2 |
| Crustacea | <i>Loxopagurus loxochelis</i> | 24 | 0.31 | 0.01 | 17 |
| Crustacea | <i>Scyllarides</i> sp. | 4 | 0.31 | 0.08 | 6 |
| Mollusc | <i>Adelomelon brasiliensis</i> | 3 | 0.2 | 0.07 | 2 |
| Mollusc | <i>Doryteuthis</i> sp. (lulas) | 34 | 0.7 | 0.02 | 17 |
| Mollusc | <i>Octopus tehuelchus</i> | 2 | 0.1 | 0.05 | 2 |
| Cnidaria | | 7 | 14.4 | 2.06 | 4 |
| Echinoderm | | 6 | 0.4 | 0.07 | 2 |

Among the elasmobranchs, the most abundant and frequent species was the stingray *Sympterygia acuta* (50% in number, 49% in weight of elasmobranchs, and present in 40% of the hauls). Five species accounted for 87% of the abundance in number and 90% by weight of the total of discarded elasmobranchs: stingray *S. acuta*, the Atlantic stingrays *Atlantoraja platina*, and *A. cyclophora*, *Zapterix brevirostris*, and *Psammobatis* spp. (Figure 4 B).

Among the crustaceans, the most abundant species was the swimmer crab *Ovalipes trimaculatus* which represented 32% in number and 62% by weight of the total crustaceans and was present in 11% of the hauls. The most frequent species was the hermit crab *Loxopagurus loxochelis*, which was present in 17% of the hauls and represented 20% of the total number of individuals in the crustacean group (Figure 4 C).

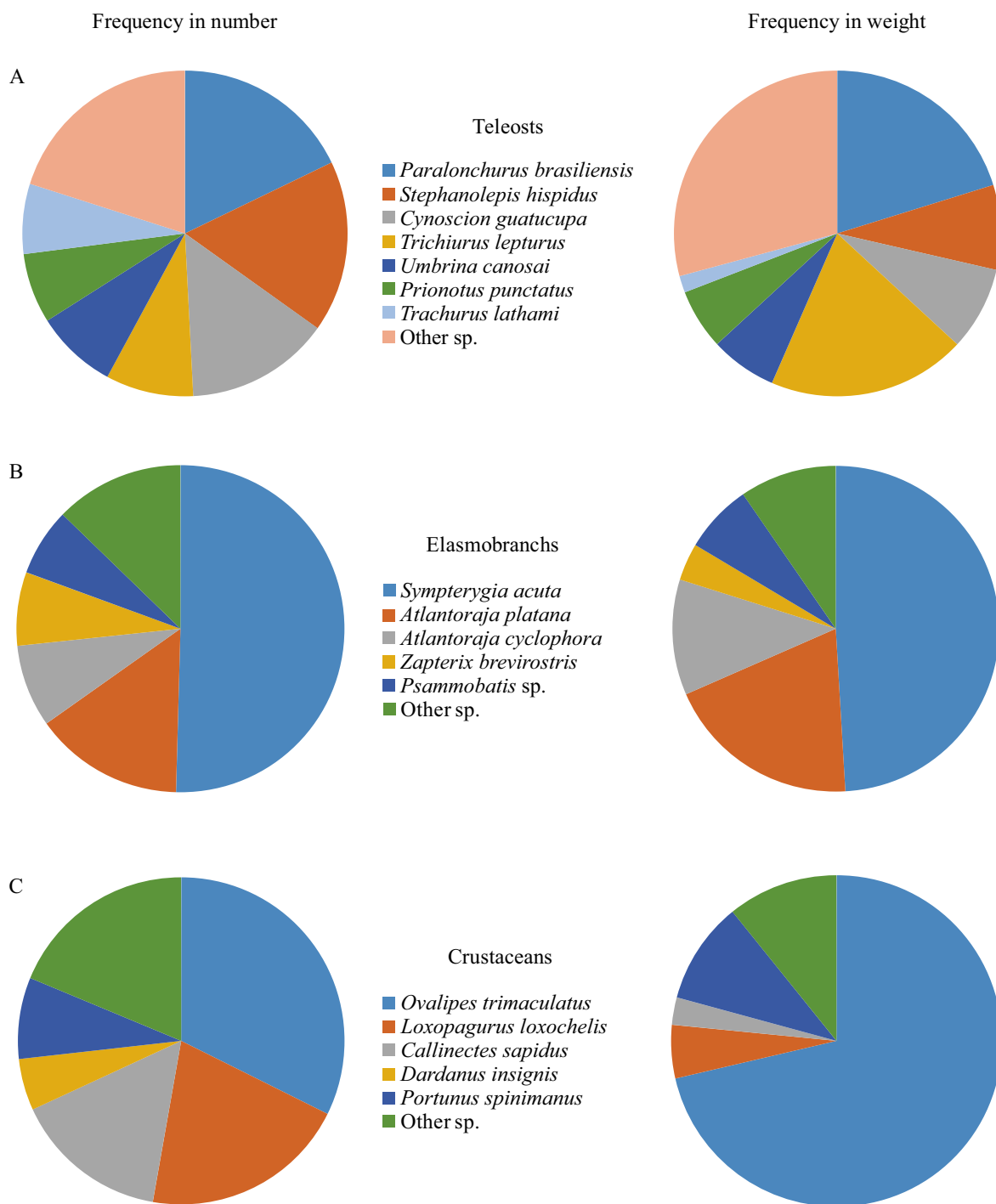


Figure 4. Specific composition of the discarded catch from bottom pair trawling fishing trips monitored in southern Brazil. Percentage in number and weight of species to the total in the taxonomic group. Teleost (A); elasmobranchs (B); crustaceans (C).

Species richness and diversity of the discarded catch per depth range

Both the number of species and the diversity were higher between 20 and 30 m deep ($R = 47$; $H = 1.04$) (Figure 5). No pattern was observed between the number of species and the diversity index, as between 30 to 40 m despite a smaller number of species (< 30), the diversity index was higher because the number per species did not differ much. The lack of pattern is because the diversity index considers, in addition to the number of species, the number of individuals per species, and the more equal this number is, the greater the diversity index. The lower diversity was observed between 10 to 20 m, in which a few species dominate. In this depth range, despite the discards being composed of more than 40 species, the diversity index is low since only two species, *P. brasiliensis* and *T. lepturus*, represent 63.2% of the total number of individuals.

Discards of the species of commercial interest

Top five commercial interest species accounted

for 27% in number and 21% by weight of the discarded catches of teleost fishes. Among the discarded teleost fishes, *M. furnieri* represented 2% in number and 3% in weight, *U. canosai* 8% and 7%, *C. guatucupa* 14% and 8%, *M. atricauda* 2% and 2% and *Urophycis brasiliensis* 1% and 1%, respectively.

For the first three species (*M. furnieri*, *U. canosai*, and *C. guatucupa*), discarded individuals were composed mainly of fishes smaller than 200 mm TL (Figure 6), corresponding to sexually immature individuals with a maximum of two years old (Haimovici and Reis 1984; Miranda and Haimovici 2007; Cavole and Haimovici 2015). For *M. atricauda*, discarded individuals were also mainly composed of fishes smaller than 200 mm TL (Figure 6), which correspond to a maximum of one year old and can be sexually mature if males and sexually immature if females (Cardoso and Haimovici 2014). For *U. brasiliensis*, the discarded individuals were composed mainly of fishes smaller than 300 mm TL, which, if females can reach two years old and males more than three years old, included sexually mature organisms (Cavole et al. 2018).

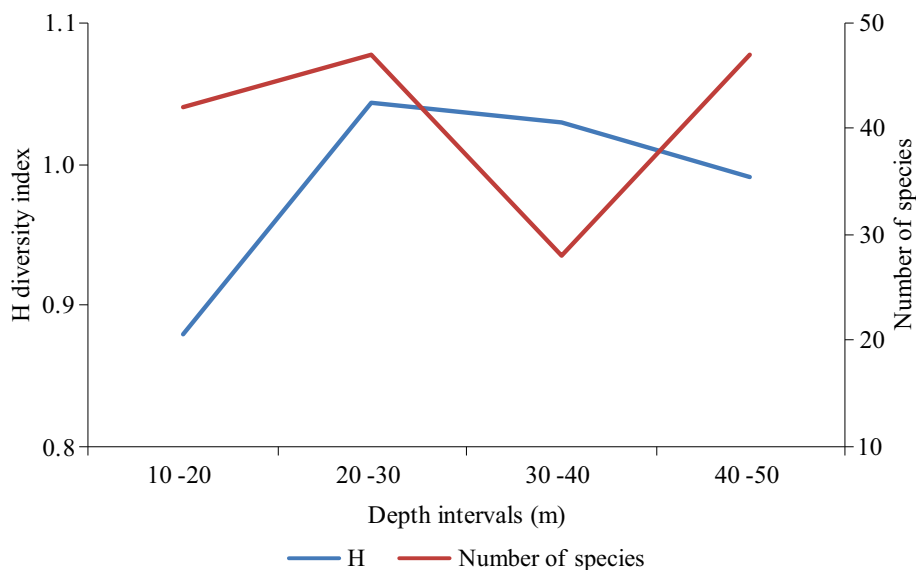


Figure 5. Shannon diversity indices (H) and number of species present in samples from the discarded catch per depth range.

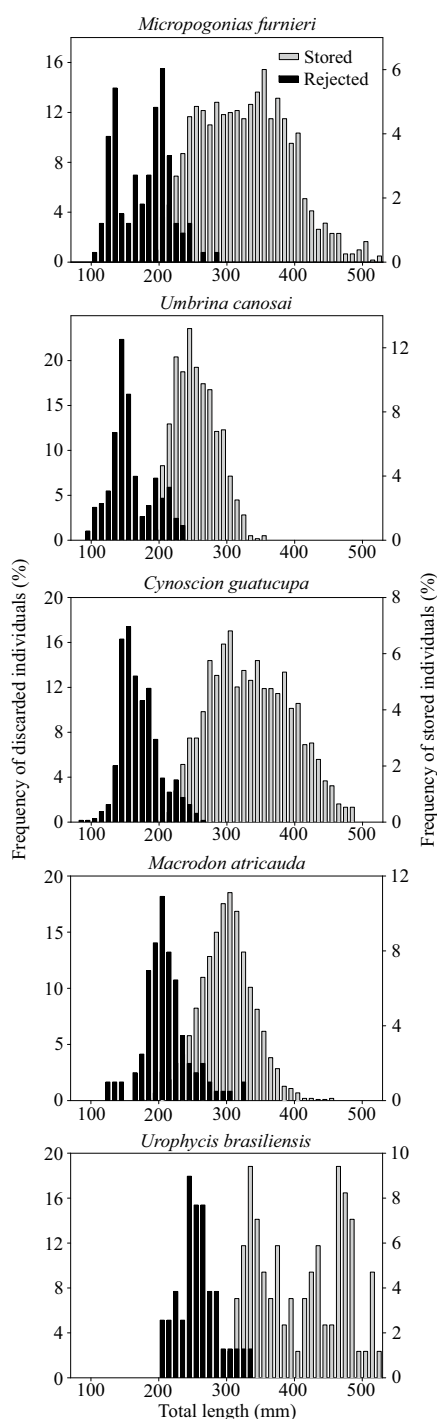


Figure 6. Length composition of stored and discarded individuals for the five main fishing targets of the bottom pair trawling in southern Brazil.

Comparison with the 1970s

Total discard rates presented in this work did not differ significantly from those estimated by Haimovici and Maceira (1981) and Haimovici and Habiaga (1982) three decades ago from commercial bottom pair trawling fishing trips samples (Table 2). However, they differed for some species, e.g. *U. canosai* was much more frequent in the discarded catches in the 1970s while *P. brasiliensis* has been more frequent in recent years (Table 2).

In absolute terms, both the stored total catches and the discarded catch per hour of trawling have decreased along time (Table 2). The most evident change can be seen in the discarded catch per unit of effort for the juveniles of *U. canosai*, *C. guatucupa*, and *M. atricauda* and in total catches of elasmobranch species, which have decreased significantly.

DISCUSSION

The analysis of the discarded catch is essential to evaluate the real impact of fishing on the fish stocks and also to assess the impact of fishing on the entire marine biological community, which is vulnerable to the fishing gears (Heath et al. 2014; Hiddink et al. 2017).

The industrial bottom pair trawling and the double rig bottom trawling affect both juveniles of commercially important species and the demersal biodiversity of the continental shelf of southern Brazil (Haimovici and Habiaga 1982; Haimovici and Mendonça 1996). The discard in kg per haul did not differ between depth ranges, but the rate between the discard and the total catch was higher between 10 to 20 m. Between 20 and 30 m deep, discards were composed of a more significant number of species and a greater biological diversity. Higher discard rates and biological diversity highlight the impact of trawling

Table 2. Average total catches (Tot), stored (Sto), discarded (Disc), and discarded rates (%Disc) per species or species groups in bottom pair trawling fishing trips carried out in southern Brazil during the spring and summer from the 1970s and the 2010s.

| Species | Espada-Delfim March 1978 | | | | Espada-Delfim Nov.-Dec. 1979 | | | | Primavera VII/VIII Jan.-Feb. 2012 | | | | Primavera VII/VIII Nov. 2011 | | | |
|-----------------------------------|---------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------|------------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------|-----------------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------|------------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------|
| | Tot (kg h ⁻¹) | Stor (kg h ⁻¹) | Disc (kg h ⁻¹) | %Disc (%) | Tot (kg h ⁻¹) | Stor (kg h ⁻¹) | Disc (kg h ⁻¹) | %Disc (%) | Tot (kg h ⁻¹) | Stor (kg h ⁻¹) | Disc (kg h ⁻¹) | %Disc (%) | Tot (kg h ⁻¹) | Stor (kg h ⁻¹) | Disc (kg h ⁻¹) | %Disc (%) |
| <i>Microgogonias furnieri</i> | 105.8 | 105.8 | 0 | 0 | 136.6 | 136.6 | 0 | 0 | 79.3 | 70.50 | 8.87 | 5 | 87.5 | 87.5 | 0 | 0 |
| <i>Umbriina canosai</i> | 118.5 | 56.4 | 62.1 | 29 | 342.8 | 322.9 | 19.9 | 8 | 56.3 | 44.40 | 11.83 | 6 | 117.2 | 113.2 | 4.1 | 3 |
| <i>Cynoscion guatucupa</i> | 103.2 | 87.4 | 15.8 | 7 | 174.7 | 169.5 | 5.2 | 2 | 79.3 | 68.90 | 10.45 | 6 | 30.4 | 26.3 | 4.1 | 3 |
| <i>Macrondon atricauda</i> | 44.6 | 37.2 | 7.4 | 3 | 30.9 | 27.6 | 3.3 | 1 | 94.2 | 82.70 | 11.48 | 6 | 8.3 | 7.8 | 0.4 | 0 |
| <i>Trichiurus lepturus</i> | 42.0 | 42.0 | 0 | 0 | 30.9 | 30.9 | 0 | 0 | 26.5 | 1.82 | 24.66 | 13 | 14.1 | 14.1 | 0 | 11 |
| <i>Paralanchurus brasiliensis</i> | 19.4 | 19.4 | 0 | 0 | 5.3 | 5.3 | 0 | 0 | 26.3 | 26.35 | 0 | 14 | 3.4 | 3.4 | 0 | 3 |
| <i>Prionotus punctatus</i> | | | | | 7.6 | 2.9 | 4.7 | 2 | 9.5 | 2.18 | 7.28 | 4 | 14.0 | 9.0 | 9.0 | 7 |
| <i>Stephanolepis hispidus</i> | | | | | | | | | 5.6 | 5.56 | 0 | 3 | 27.3 | 27.3 | 0 | 21 |
| Other teleosts | 26.8 | 16.6 | 6.4 | 3 | 33.4 | 20.4 | 13.0 | 5 | 90.9 | 62.58 | 28.33 | 15 | 84.4 | 41.3 | 43.1 | 33 |
| Angel sharks | 23.3 | 23.3 | 0 | 0 | 60.7 | 28.7 | 32.0 | 5 | 9.2 | 9.2 | 0 | 5 | 2.1 | 2.1 | 0 | 2 |
| Rays and guitarfish | 64.3 | 64.3 | 0 | 0 | 178.4 | 178.4 | 0 | 0 | 40.4 | 40.4 | 0 | 22 | 22.1 | 0.3 | 21.8 | 17 |
| small sharks | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Total | 547.9 | 326.7 | 217.4 | 40 | 995.6 | 734.9 | 260.7 | 26 | 517.5 | 333.10 | 184.4 | 35 | 410.9 | 281.4 | 129.5 | 35 |

in the coastal zone on juveniles of commercially important species, reducing the potential fisheries in the region and preventing the recovery of endangered species of elasmobranchs.

This work shows that 33 years after the first study (Haimovici and Maceira 1981), discard rates of the bottom pair trawling remain high (> 30%) in the spring and summer in southern Brazil. Furthermore, the sizes from which the main species of commercially important teleost species start to be stored remain the same; in general, fish smaller than 20-25 cm are discarded. The fact that the sizes in which fishes are discarded have not changed allows us to suppose that the decrease in discard rates of juveniles of the four main species (Table 2) results from the decrease in the abundance of the adult stocks, which have been suffering intense fishing exploitation for more than seven decades (Haimovici 1998; Vasconcellos et al. 2006; Haimovici and Cardoso 2016). Regarding the elasmobranchs, total catches decreased moderately but discards remain high. The reason is not the lack of a market for small sharks, angelfish, and guitarfish, but the prohibition of landings that discourage directed fishing. The decrease of the elasmobranch catches reflects the substantial decline in their abundance recorded in the last decades in the region (Vooren and Klippel 2005). Some differences regarding the composition of the discarded catches were verified. Currently, *Stephanolepis hispidus* appears the second most abundant species in the discarded catches from spring and summer, while it was not significant in the 1970s.

Our results highlight the necessity for management measures to mitigate discard in the bottom pair trawling fisheries in southern Brazil. Discarded catches include small fish that could be caught in bigger sizes and provide higher yields. Their catch and disposal in smaller sizes mean economically inefficient exploitation of critical natural resources for thousands of fishers, a large number of industries, and consumers. Furthermore, discards include a large number of endan-

gered species whose ecological importance cannot be overlooked.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the Ministry of Fisheries of Brazil for the financial support, the fishing companies, captains and crews for making scientific observers possible on board, and the scientific observers for their dedication to data collection.

REFERENCES

- BELLIDO JM, SANTOS MB, PENNINO MG, VALEIRAS X, PIERCE GJ. 2011. Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia*. 670, 317. doi:10.1007/s10750-011-0721-5
- CARDOSO LG, HAIMOVICI M. 2014. Long term changes in the sexual maturity and in the reproductive biomass of the southern king weakfish *Macrodon atricauda* (Günther, 1880) in southern Brazil. *Fish Res.* 160: 120-128.
- CAVOLE LM, CARDOSO LG, ALMEIDA MS, HAIMOVICI, M. 2018. Unravelling growth trajectories from complicated otoliths - the case of Brazilian codling *Urophycis brasiliensis*. *J. Fish Biol.* 92 (5): 1290-1311. doi:10.1111/jfb.13586
- CAVOLE LM, HAIMOVICI M. 2015. The use of otolith microstructure in resolving issues of ageing and growth of young *Micropogonias furnieri* from southern Brazil. *Mar Biol Res.* 11 (9): 933-943. doi:10.1080/17451000.2015.1031799
- CLUCAS IJ. 1997. A study of the options for utilization of bycatch and discards from marine capture fisheries. *FAO Fish Circ.* 928.




- DAVIE S, LORDAN C. 2011. Definition, dynamics and stability of métiers in the Irish otter trawl fleet. *Fish Res.* 111 (3): 145-158.
- DUMONT LFC, D'INCAO F. 2011. By-catch analysis of Argentinean prawn *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeidae) in surrounding area of Patos Lagoon, southern Brazil: effects of different rainfall. *J Mar Biol Assoc UK.* 91 (5): 1059-1072. doi:10.1017/S0025315410001852
- [FAO] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 2011. International guidelines on bycatch management and reduction of discards. Rome: FAO. 73 p.
- FIGUEIREDO JL, MENEZES NA. 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 110 p.
- FIGUEIREDO JL, MENEZES NA. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 90 p.
- FISCHER LG, PEREIRA LED, VIEIRA JP. 2011. Peixes estuarinos e costeiros. Rio Grande: Luciano Gomes Fischer. 130 p.
- GILLIS DM, PETERMAN RM, PIKITCH EK. 1995. Implications of trip regulations for high-grading: a model of behavior of fisherman. *Can J Fish Aquat Sci.* 52 (2): 402-415. doi:10.1139/f95-042
- HAIMOVICI M. 1998. Present state and perspectives for the southern Brazil shelf demersal fisheries. *Fish Manage Ecol.* 5 (4): 277-290.
- HAIMOVICI M, CARDOSO LG. 2016. Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in southern Brazil. *Mar Biol Res.* 13: 135-150. doi:10.1080/17451000.2016.1228978
- HAIMOVICI M, HABIAGA RGP. 1982. Rejeição a bordo na pesca de arrasto de fundo no litoral de Rio Grande do Sul num cruzeiro de primavera. *Serie Documentos Técnicos de Oceanografia*, 2. Rio Grande: FURG.
- HAIMOVICI M, MACEIRA RP. 1981. Observações sobre a seleção a bordo e rejeição na pesca de arrasto de fundo no Rio Grande do Sul. *Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca*, 2: 401-412.
- HAIMOVICI M, MENDONÇA JT. 1996. Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto de tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. *Atlantica.* 18: 161-177.
- HAIMOVICI M, REIS EG. 1984. Determinação de idade e crescimento da castanha *Umbrina canosai*, (Pisces, Sciaenidae) do sul do Brasil. *Atlantica.* 7: 25-46.
- HALL SJ, MAINPRIZE BM. 2005. Managing bycatch and discards: how much progress are we making and how can we do better? *Fish Fish.* 6 (2): 134-155. doi:10.1111/j.1467-2979.2005.00183.x
- HEATH MR, COOK RM, CAMERON AI, MORRIS DJ, SPEIRS DC. 2014. Cascading ecological effects of eliminating fishery discards. *Nature Commun.* 5 (3893). doi:10.1038/ncomms4893
- HIDDINK JG, JENNINGS S, SCIBERRAS M, SZOSTEK CL, HUGHES KM, ELLIS N, KAISER MJ. 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proc Natl Acad Sci USA.* 114 (31): 8301-8306. doi:10.1073/pnas.1618858114
- MENEZES NA, FIGUEIREDO JL. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 96 p.
- MENEZES NA, FIGUEIREDO JL. 1985. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 105 p.
- MIRANDA LV, HAIMOVICI M. 2007. Changes in the population structure, growth and mortality of striped weakfish *Cynoscion guatucupa* (Sciaenidae, Teleostei) of southern Brazil between 1976 and 2002. *Hydrobiologia.* 589: 69-78. doi:10.1007/s10750-007-0721-7
- PASCOE S. 2000. Economic incentives to discard by-catch in unregulated and individual transferable quotas fisheries. In: KAISER MJ, DE

- GROOT SJ, editors. Effects of fishing on non-target species and habitats. Oxford: Blackwell Science. p. 315-331.
- PÉREZ RODA MA, GILMAN E, HUNTINGTON T, KENNELLY SJ, SUURONEN P, CHALOUKKA M, MEDLEY PA. 2019. A third assessment of global marine fisheries discards. FAO Fish Aquacult Tech Pap. 633.
- REZENDE GA, ORTEGA I, DUMONT LFC. 2019. Interannual variation of bycatch assemblages of artisanal bottom shrimp-trawling on the Patos Lagoon estuary, Brazil. Reg Stud Mar Sci. 32 (100878). doi:10.1016/j.rsma2019.100878
- SAMY-KAMAL M, FORCADA A, SÁNCHEZ-LIZASO JL. 2014. Trawling fishery of the western Mediterranean Sea: métiers identification, effort characteristics, landings and income profiles. Ocean Coast Manage. 102: 269-284.
- SHANNON CE, WEAVER W. 1949. The mathematical theory of communication. Urbana: University of Illinois Press.
- VASCONCELLOS MC, KALIKOSKI DC, HAIMOVICI M, ABDALLAH PR. 2006. Capacidad excesiva del esfuerzo pesquero en el sistema estuario costero del Sur de Brazil. Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe. Vol. 461. Rome: FAO. p. 275-311.
- VIEIRA JP, VASCONCELLOS MC, SILVA RE, FISCHER LR. 1996. A rejeição do camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Atlantica. 18 (1): 123-142.
- VOOREN CM, KLIPPEL S. 2005. Biologia e status de conservação dos tubarões-martelo *Sphyrna lewini* e *S. zygaena*. In: VOOREN CM, KLIPPEL S, editors. Ações para conservação de tubarões e raias no sul do Brasil. Igaré: Porto Alegre. 262 p.

MARINE IMPACTS IN THE ANTHROPOCENE

Linking long-term changes of zooplankton community to environmental variability at the EPEA station (Southwestern Atlantic Ocean)

MARÍA DELIA VIÑAS^{1,2,*}, GEORGINA D. CEPEDA^{1,2} and MOIRA LUZ CLARA^{1,2,3}

¹Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina. ²Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. ³Instituto Franco-Argentino para el Estudio del Clima y sus Impactos (CNRS-IRD-CONICET-UBA; IRL 3351 IFAECI). Buenos Aires, Argentina. ORCID *María Delia Viñas*  <https://orcid.org/0000-0003-2824-4405>, *Georgina D. Cepeda*  <https://orcid.org/0000-0002-8234-6763>, *Maira Luz Clara*  <https://orcid.org/0000-0002-7539-5292>



ABSTRACT. A significant sea surface temperature increase has been reported for the Southwestern Atlantic Ocean between 20° S-50° S over the last decades. Zooplankton organisms are highly sensitive to temperature rise. They play a very important role in marine ecosystems by providing the main pathway of energy transfer from primary producers to consumers. Seasonal and interannual (2000-2017) variability of metazooplankton in relation to environmental changes, particularly temperature, were analyzed at the EPEA station (38° 28' S-57° 41' W). Copepods, appendicularians, cladocerans, chaetognaths, and lamellibranch larvae were identified and quantified. Temperature exhibited a positive interannual trend during the series, whereas the Simpson parameter showed a decreasing tendency and salinity remained almost constant. Adults, copepodites, and *nauplii* of small copepods belonging to Oithonidae (mostly *Oithona nana*) and Paracalanidae-Clausocalanidae families dominated the metazooplankton community during the study period. Three groups of taxa with different seasonal patterns of variability were clearly identified. Members of Oithonidae exhibited positive interannual trends, whereas lamellibranch larvae and Calanidae showed negative interannual trends. A direct influence of temperature anomaly on these changes is suggested as well as possible indirect effects of this anomaly upon zooplankton through different phytoplankton fractions. Under the current scenario of climate change, the maintenance of this time-series becomes crucial in order to evaluate the eventual transfer of the environmental variability to the local food webs through planktonic organisms.



*Correspondence:
mdvinas@gmail.com

Received: 30 April 2021
Accepted: 16 June 2021

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de
Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)



This work is licensed under a Creative
Commons Attribution-
NonCommercial-ShareAlike 4.0
International License

Key words: Microzooplankton, mesozooplankton, time-series, EPEA station, Buenos Aires shelf, Southwestern Atlantic.

Relación entre los cambios a largo plazo de la comunidad de zooplancton y la variabilidad ambiental en la estación EPEA (Océano Atlántico Sudoccidental)

RESUMEN. En las últimas décadas se ha registrado un aumento significativo de la temperatura superficial del mar en el Océano Atlántico Sudoccidental, entre 20° S-50° S. Los organismos del zooplancton son muy sensibles al aumento de la temperatura. Ellos cumplen un rol muy importante en los ecosistemas marinos dado que constituyen la principal vía de transferencia de energía desde los productores primarios a los consumidores. En este trabajo se analizó la variabilidad estacional e interanual (2000-2017) del metazooplancton en la estación EPEA (38° 28' S-57° 41' W), en relación con los cambios ambientales, en particular de la temperatura. Copépodos, apendicularias, cladóceros, quetognatos y larvas de lamelibranquios fueron identificados y cuantificados. La temperatura exhibió una tendencia interanual positiva de las anomalías durante la serie mientras que el parámetro de

Simpson mostró una tendencia decreciente y la salinidad prácticamente se mantuvo invariable. Adultos, copepoditos, y *nauplii* de los copépodos pequeños pertenecientes a las familias Oithonidae (en su mayoría *Oithona nana*) y Paracalanidae-Clausocalanidae dominaron la comunidad del metazooplancton durante el período de estudio. Se identificaron claramente tres grupos de taxa con diferentes patrones estacionales de variabilidad. Miembros de la Familia Oithonidae exhibieron tendencias interanuales positivas mientras que las larvas de lamelibranquios y la Familia Calanidae mostraron tendencias interanuales decrecientes. Se sugiere un efecto directo de las anomalías de la temperatura sobre estas variaciones así como posibles efectos indirectos de este parámetro sobre el zooplancton, a través de su influencia sobre diferentes fracciones del fitoplancton. En el actual escenario de cambio climático, el mantenimiento de esta serie temporal es de gran importancia para evaluar la transferencia eventual de la variabilidad ambiental a la trama trófica local a través del plancton.

Palabras clave: Microzooplancton, mesozooplancton, serie temporal, estación EPEA, plataforma bonaerense, Atlántico Sudoccidental.

INTRODUCTION

Since the beginning of the twentieth century, our planet has been experiencing a gradual increase of the mean global temperature, with an intensification of the warming rate over the last decades (IPCC 2019).

An analysis of time series of satellite sea surface temperatures (SST) carried out in the South Atlantic Ocean during the last 30 years prior to 2012 indicated a SST increase in almost 86% on this region (Muller-Karger et al. 2017). However, whereas in the north Argentine continental shelf, areas of significant increase of surface temperature were observed between 20° S-50° S, others with a cooling trend were registered in latitudes of 49° S-52° S in the south Patagonian shelf (Risaro 2020).

Water temperature and salinity are excellent indicators of the physical environment in which plankton are living, affecting them both directly (i.e., through physiology and growth rates) and indirectly (i.e., through water column stratification and related nutrient availability) (O'Brien et al. 2013).

Marine zooplankton communities are highly diverse and thus perform a variety of ecosystem functions (Richardson 2008 and references within). The most important role of these organisms is to act as major grazers in food-webs by providing the principal pathway for energy from primary producers to consumers at higher trophic levels.

Zooplankton can be, moreover, recognized as beacon of climate change for several reasons (Richardson 2008). Because of their physiology and short live cycles, zooplanktonic species are highly sensitive to temperature rise (Mauchline 1998; Edwards and Richardson 2004; Beaugrand and Kirby 2018). Therefore, present climate changes may strongly affect their population dynamics and phenology (Hays et al. 2005; Rice and Stewart 2016). As these organisms are generally not commercially exploited, their long-term trends of variability are mostly due to environmental changes (Richardson 2008).

Sustained ocean time-series, particularly ship-based repeated measurements, represent one of the most valuable tools to characterize and quantify ocean ecosystem cycles and fluxes, from the plankton up to higher trophic levels, and their association to changing climate (Edwards et al. 2010; Valdés and Lomas 2017). Time-series observations over multiple decades are necessary to differentiate between natural and anthropogenic variability (O'Brien et al. 2017 and references within).

In the northern coastal waters of Argentina (38° 28' S-57° 41' W) (Figure 1), a biogeochemical time-series was established at the EPEA station (Estación Permanente de Estudios Ambientales/Permanent Station of Environmental Studies), as part of the DIPLAMCC (Dinámica del Plancton Marino y Cambio Climático/Dynamics of Marine Plankton and Climate Change) Project of INIDEP (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero). Several chemical, physical,

photo-biological, and planktonic variables are monitored there on a monthly basis since 2000. In this coastal station, phytoplankton community reaches its maximum biomass in winter, mainly represented by 20-200 μm diatoms of the micro-phytoplankton fraction (Negri and Silva 2011). Ultraphytoplankton fraction $< 5 \mu\text{m}$ makes its major contribution to total biomass in summer, thus configuring an oligotrophic-like ecosystem (Silva et al. 2009; Negri and Silva 2011; Viñas et al. 2013). The first approach to analyze phytoplankton dynamics at the EPEA station in an interannual scale (2000-2009) indicated an increasing trend in chlorophyll concentrations during the last years of the study period, mainly due to the contribution of the smallest phytoplankton size fraction, i.e. the picophytoeukariotic organisms (Silva 2011). The proliferation of these organisms due to climatic variations has been reported on a large scale (Li and Harrison 2008; Moran et al. 2010) highlighting the increasing importance of small phytoplankton in a future global warming scenario (Sarmiento et al. 2004; Behrenfeld et al. 2006).

Considering the zooplankton community, Di-
visalvi (2006), Temperoni et al. (2011), Cepeda (2013) and Viñas et al. (2013) analyzed the annual cycle of abundance, size structure, and biomass of its main components at the EPEA station, whereas Daponte et al. (2004) and Capitaniao et al. (2008) focused particularly on chaetognaths and appendicularians, respectively. Small-sized copepods ($< 1 \text{ mm}$ total length) dominated by *Oithona nana* and members of Paracalanidae constitute the bulk of the metazooplankton (81%) throughout the year in the EPEA station with maximum values in summer in terms of abundance and biomass (Viñas et al. 2013). It is known that the reproductive cycle of small copepods in temperate seas (Pittois et al. 2009) is positively controlled by temperature (Viñas 1990; Uye and Shibuno 1992; Temperoni et al. 2011).

The present work shows an analysis of the interannual patterns of variability of main components of metazooplankton and their relationship with physical cues carried out for the first time at the EPEA station between March 2000 and November 2017 (18 years). The concurrent analy-

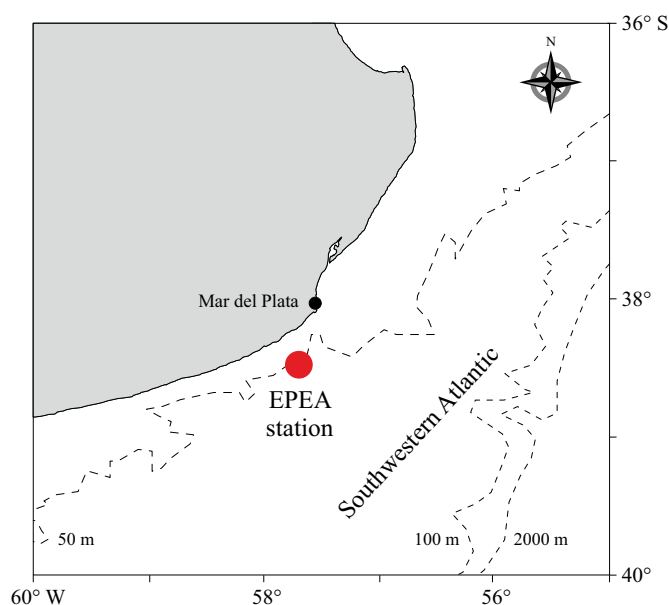


Figure 1. Location of the EPEA station ($38^{\circ} 28' \text{ S } -57^{\circ} 41' \text{ W}$).

sis of seasonal patterns of zooplankton abundance in relationship to the environmental factors will contribute to the interpretation of changes observed in the long-term scale. We hypothesized that during the studied period, under a scenario of Climate Change with increasing of both sea surface temperature and smallest phytoplankton size fraction concentration, a rise in the abundance of small copepod species is to be expected.

MATERIALS AND METHODS

Hydrography

During each cruise to the EPEA station, conductivity and temperature profiles were obtained with a Seabird CTD (SBE19) 01 CTD. Data were processed, quality checked, and stored in the Regional Oceanographic Database (BaRDO) at the Physical Oceanography Laboratory of INIDEP.

Zooplankton sampling and laboratory analysis

A total of 93 zooplankton samples were obtained with a small Bongo net (67 and 220 μm meshes) equipped with flowmeters in each mouth for calculation of the filtered water volume. The net was obliquely trawled through the water column from 5 m of the bottom (48 m depth) to the surface. Tows were short (towing time: 2 min; towing rate: 20 m min^{-1}) with the ship moving at 2 knots speed. After obtained, samples were immediately preserved in 4% formaldehyde solution. For the present study, only samples from the finest mesh net were analyzed considering the strong dominance of microzooplankton and mesozooplankton smaller than 1 mm total length previously reported at this station (Viñas et al. 2013) and the adequacy of this mesh size to retain them (Di Mauro et al. 2009).

Zooplankton components were identified under stereoscopic microscopy and grouped into the following categories:

- Oithonidae (OIT): includes adult and copepodite stages of *O. nana* and *O. aff. helgolandica*.
- Oithonidae (OITN): includes *nauplii* of *O. nana* and *O. aff. helgolandica*.
- Paracalanidae-Clausocalanidae (PACL): includes adult and copepodite stages of *Paracalanus parvus*, *Parvocalanus scotti* and *Ctenocalanus* spp.
- Paracalanidae-Clausocalanidae (PACLN): includes *nauplii* of *Paracalanus parvus*, *Parvocalanus scotti* and *Ctenocalanus* spp.
- Calanidae (CAL): includes only adult and copepodite stages of *Calanoides carinatus*.
- *Evdne nordmanni* (ENO).
- *Penilia avirostris* (PAV).
- Appendicularians (APP).
- Chaetognaths (CHA).
- Lamellibranchs larvae (LLA).

The number of individuals per cubic meter (ind. m^{-3}) for each category was estimated from the counts of individuals in different aliquots of the original sample and the filtered volume by the net. The aliquot size of each taxon was established according to its original concentration in the sample.

Data analysis

Considering that the zooplankton sampling was performed obliquely through a portion of the water column, mean temperature (MT) and mean salinity (MS) were measured taking into account the maximum depth attained by the net. To determine the location of the transition between stratified waters and mixed waters, the stability Simpson parameter (ϕ) was estimated (Simpson 1981). This is a measure of the mechanical work required to vertically mix the water column. Small values of ϕ indicate

poorly stratified waters while high values are associated with stratified ones. In this work, the value of 40 J m^{-3} was used as the limit between homogeneous ($\varphi < 40$) and stratified ($\varphi > 40$) waters, as established by Sabatini and Martos (2002).

Analyses of both seasonal and interannual variability were performed on the zooplankton data and then related with changes in physical data (MT, MS, and φ).

As with other time-series worldwide, sampling at the EPEA station exhibited irregularity in time-frequency. This fact was recurrent in the time-series and calculation of an annual average of zooplankton abundance can be greatly influenced by time of sampling. This problem is further compounded by missing months within sampling years. Mackas et al. (2001) proposed a solution to this difficulty in which the annual anomaly is calculated as an average of individual monthly anomalies. This method, adopted by the Working Group on Zooplankton Ecology (WGZE) of ICES, reduces many of the issues of low frequency and/or irregular sampling and also removes seasonal signal from the year-to-year analysis (O'Brien et al. 2008). In order to estimate interannual and seasonal anomalies of physical and biological variables in the EPEA time-series, the method of Mackas et al. (2001) was used.

For seasonal analysis, the year was divided into four periods of three months each, starting in January for summer. Kruskal-Wallis non-parametric test was employed to compare abundances by seasons in view of the non-normality of the data. Before data analysis, the outliers of each

taxonomic category were estimated considering the mean ± 1.96 SD of its abundance and eliminating all minor or major values from the database. This procedure was applied for each season considered separately. After that, $\log(x + 1)$ transformation was applied to the remaining data.

A Principal Component Analysis (PCA) was employed to identify patterns in the data set corresponding to the original variables (zooplankton categories). Correlations among the biological variables and between these and the physical ones were used to interpret the grouping patterns produced by PCA. Analyses were performed employing Statistica v7 software (StatSoft Inc. 2007).

RESULTS

Hydrography

Temperature varied seasonally, with minima in winter (10.93 ± 0.85 °C, July-September), and maxima in summer (19.20 ± 0.88 °C, January-March) (Table 1). Salinity did not exhibit a clear seasonal variation and values fluctuated between 33.74 ± 0.14 in spring (October-December) and 33.94 ± 0.15 in autumn (April-June). Vertical stratification, quantified by φ , was more accentuated in summer (50.42 ± 44.23) and spring (23.50 ± 23.52) than in autumn (4.26 ± 11.72) and winter (2.63 ± 2.61). Mixing of water column, typical of the winter months, was reflected in the lowest value of φ recorded during this season.

Table 1. Mean seasonal values \pm SD of MT, MS and φ at the EPEA station during the period 2000-2017.

| Season | MT | MS | φ |
|----------------|------------------|------------------|-------------------|
| Summer (J-F-M) | 19.20 ± 0.88 | 33.76 ± 0.24 | 50.42 ± 44.23 |
| Autumn (A-M-J) | 15.71 ± 2.12 | 33.94 ± 0.15 | 4.26 ± 11.72 |
| Winter (J-A-S) | 10.93 ± 0.85 | 33.89 ± 0.13 | 2.63 ± 2.61 |
| Spring (O-N-D) | 13.71 ± 2.26 | 33.74 ± 0.14 | 23.50 ± 23.52 |

Interannual anomalies were analyzed in physical parameters during the study period. Whereas temperature displayed an increasing trend, Simpson parameter showed a decreasing tendency, and salinity did not show any important variation (Figure 2).

Zooplankton

Composition and seasonal abundance

Microzooplankton was dominated by *nauplii* of copepods and lamellibranch larvae (Table 2). Within the mesozooplankton, adults and copepodites of small copepods (< 1 mm), represented

mostly by Oithonidae and members of Paracalanidae-Clausocalanidae, dominated throughout the year, alternating their preeminence among seasons (Table 2; Figure 3). Thus, the dominance of Oithonidae was higher in spring and winter. On the contrary, Paracalanidae-Clausocalanidae predominated upon Oithonidae in summer and autumn. Appendicularians were also abundant all year round followed by cladocerans. Calanidae and chaetognaths were the less abundant taxa.

Adult and copepodite stages of Oithonidae attained their highest abundance in spring with a mean of 11,293 ind. m⁻³, followed by a mean of 7,159 ind. m⁻³ in summer (Table 2). Minimum

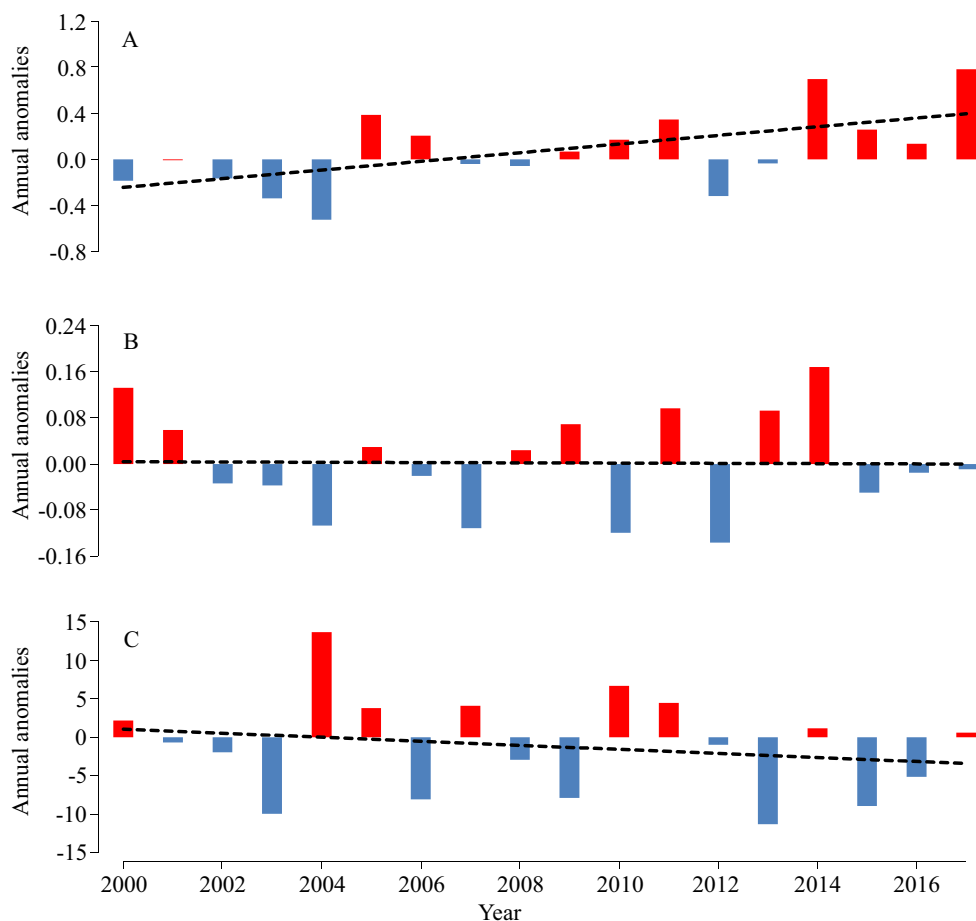


Figure 2. Annual anomalies of mean temperature (A), mean salinity (B) and ϕ (C) at the EPEA station during the period 2000-2017. Dashed line: ns. trend.

Table 2. Seasonal abundance of main components of micro and mesozooplankton (mean \pm SD) at the EPEA station during the period 2000-2017. A: adults, C: copepodites. Within parentheses: number of seasonal observations.

| | Summer | Autumn | Winter | Spring |
|----------------------------------|-------------------------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| Microzooplankton | | | | |
| <i>Nauplii</i> of Oithonidae | 3,546.09 \pm 4,108.83 (18) | 958.54 \pm 921.65 (15) | 6,498.75 \pm 5,913.18 (16) | 15,932.14 \pm 13,939.34 |
| (16) | | | | |
| (OITN) | | | | |
| <i>Nauplii</i> of Paracalanidae- | 6,315.29 \pm 5,967.95 (20) | 2,640.30 \pm 1,849.01 (15) | 2,563.48 \pm 1,921.88 (19) | 2,895.74 \pm 1,984.82 (18) |
| Clausocalanidae (PACLN) | | | | |
| Micro-mesozooplankton | | | | |
| Lamellibranch larvae | 1,021.46 \pm 1,096.61 (21) | 261.26 \pm 289.13 (18) | 1,175.85 \pm 1601.68 (21) | 604.25 \pm 734.60 (20) |
| (LLA) | | | | |
| Mesozooplankton | | | | |
| Oithonidae (A + C) (OIT) | 7,159.12 \pm 10,289.04 (21) | 1,218.72 \pm 967.50 (18) | 5,039.15 \pm 4,494.19 (21) | 11,792.59 \pm 9,200.15 (21) |
| Paracalanidae- | 7,295.85 \pm 5,730.31 (21) | 2,540.22 \pm 1,225.83 (17) | 1,867.29 \pm 1,311.71 (15) | 2,956.31 \pm 2,771.98 (21) |
| Clausocalanidae (A + C) | | | | |
| (PACL) | | | | |
| Calanidae (A+C) (CAL) | 26.46 \pm 81.86 (22) | 36.57 \pm 90.51 (19) | 115.34 \pm 123.02 (22) | 69.84 \pm 177.27 (22) |
| <i>Evadne nordmanni</i> (ENO) | 108.32 \pm 143.15 (21) | 1.41 \pm 5.98 (18) | 10.90 \pm 27.85 (21) | 281.46 \pm 430.75 (21) |
| <i>Penilia avirostris</i> (PAV) | 735.33 \pm 988.47 (20) | 66.74 \pm 125.93 (18) | 0 \pm 0 (21) | 0 \pm 0 (20) |
| Appendicularians (APP) | 2,515.97 \pm 2,279.54 (21) | 526.89 \pm 622.60 (18) | 1,740.70 \pm 1,846.93 (21) | 2,485.34 \pm 2,608.36 (21) |

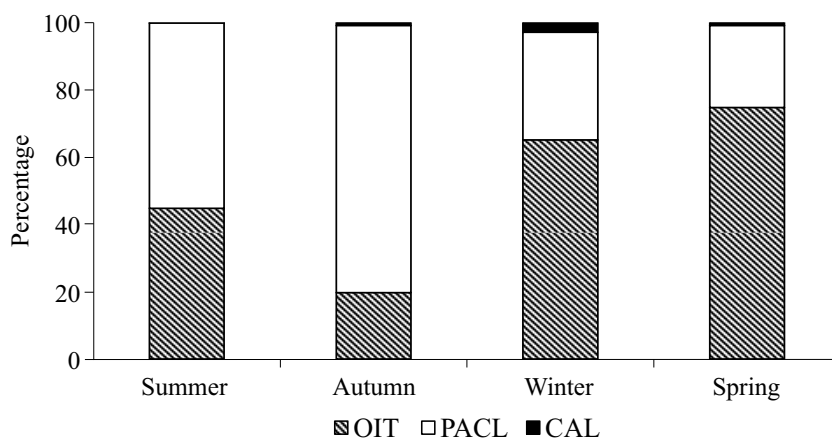


Figure 3. Mean seasonal percentages of contribution of OIT, PACL and CAL to copepods abundance at the EPEA station during the period 2000-2017.

occurred in autumn (1,219 ind. m^{-3}) which differed significantly from others seasons (Kruskal Wallis test, $H_{(3, N=81)} = 26.08$; $p = 0.000$). Similarly, *nauplii* of Oithonidae exhibited a clear increase of abundances from winter onwards with the highest densities occurring in spring (15,932 ind. m^{-3}), a gradual decrease in summer (3,546 ind. m^{-3}) and minimum (958 ind. m^{-3}) in autumn (Table 2). Highly significant differences ($H_{(3, N=65)} = 29.69$; $p = .0000$) among seasonal abundances were recorded for these *nauplii*. Autumn was significantly different from winter and spring, while the latter differed from summer ($p < 0.01$).

The highest abundance (7,296 ind. m^{-3}) of adults and copepodites of Paracalanidae-Clausocalanidae was registered in summer (7,296 ind. m^{-3}) and the lowest in winter (1,867 ind. m^{-3}), exhibiting significant differences among seasons ($H_{(3, N=80)} = 18.68$; $p = .0003$). Summer significantly differed from winter and spring ($p < 0.05$) (Table 2, Figure 5 A). Although *nauplii* of Paracalanidae-Clausocalanidae showed also the highest values in summer (6,315 ind. m^{-3}), non-significant differences were observed among seasons ($H_{(3, N=72)} = 4.230$; $p = 0.24$).

Among the Calanidae (> 2 mm), *Calanoides carinatus* was the only identified species. It was very scarce all around the year exhibiting the

highest abundance in winter (115 ind. m^{-3}) and the lowest one in summer (82 ind. m^{-3}) (Table 2). Significant dissimilarities among seasons were documented for this species ($H_{(3, N=85)} = 20.23$; $p = .0002$), with winter differing from summer and spring ($p < 0.05$).

The abundance of lamellibranch larvae showed the highest seasonal value in winter (1,176 ind. m^{-3}), another minor peak in summer (1,021 ind. m^{-3}), and the lowest value in autumn (261 ind. m^{-3}) (Table 2). This group showed significant seasonal differences ($H_{(3, N=80)} = 8.95$; $p = .0299$) in general, but no significant differences were detected between pairs of seasons.

Among cladocerans, *E. nordmanni* presented the peak of abundance in spring with 281 ind. m^{-3} and the minimum in autumn (1.4 ind. m^{-3}) with significant seasonal differences ($H_{(3, N=81)} = 27.89$; $p = 0.0000$). Autumn was dissimilar from summer ($p < 0.05$) and spring ($p < 0.001$) and the latter differed from winter ($p < 0.005$) (Table 2; Figure 7 A). *P. avirostris* was absent in winter and spring and was more abundant in summer (735 ind. m^{-3}) (Table 2). Significant differences among seasons were detected ($H_{(3, N=79)} = 47.77$; $p = .0000$), with summer differing from autumn ($p < 0.05$).

Appendicularians presented higher abundances in summer and spring (2,516 and 2,485 ind. m^{-3} ,

respectively) and the lowest value in autumn (527 ind. m^{-3}) (Table 2). Significant differences were recorded among seasons ($H_{(3, N=81)} = 14.02$; $p = .0029$), with autumn differing from summer and spring ($p < 0.05$).

Chaetognaths exhibited their highest abundance in summer (75 ind. m^{-3}) and the lowest one in spring (19 ind. m^{-3}) (Table 2). Significant differences among seasons were observed ($H_{(3, N=80)} = 10.79$; $p = 0.0129$) but only winter and spring distinguished significantly ($p < 0.05$) between them.

Grouping of taxa and their correlation with physical variables

Factors 1, 2, and 3 of the PCA explained 56.67% of the variance (Figure 4). In the space configured by factors 1 and 2, a group of six taxa (OIT, PACL, OITN, PACLN, ENO, and APP) evidenced negative correlations with factor 1 (Table 3; Figure 4) and clearly separated from CAL and PAV. These six taxa occurred all year

round with higher abundances during spring and summer. In several cases, significant positive correlations among them and physical variables, especially MT and ϕ , were observed (Table 4).

On the contrary, CAL was strongly associated with negative values of factor 2 (Table 3; Figure 4). CAL occurred throughout the year with the highest abundance in winter, showing a negative correlation with PAV and a positive one with CHA. As regards physical variables, CAL was negatively correlated with MT and ϕ (Table 4).

PAV was strongly and positively related to factor 2 (Table 3). This species was partially present throughout the year, with maximum abundance in summer and showing a positive correlation with PACL and a negative one with OITN and CAL (Table 4).

CHA was positively associated to factor 3 (Figure 4). This taxon presented the lowest abundances in spring, a negative correlation with both OIT and ϕ ($p < 0.05$), and a strong positive correlation with CAL ($p < 0.001$) (Table 4).

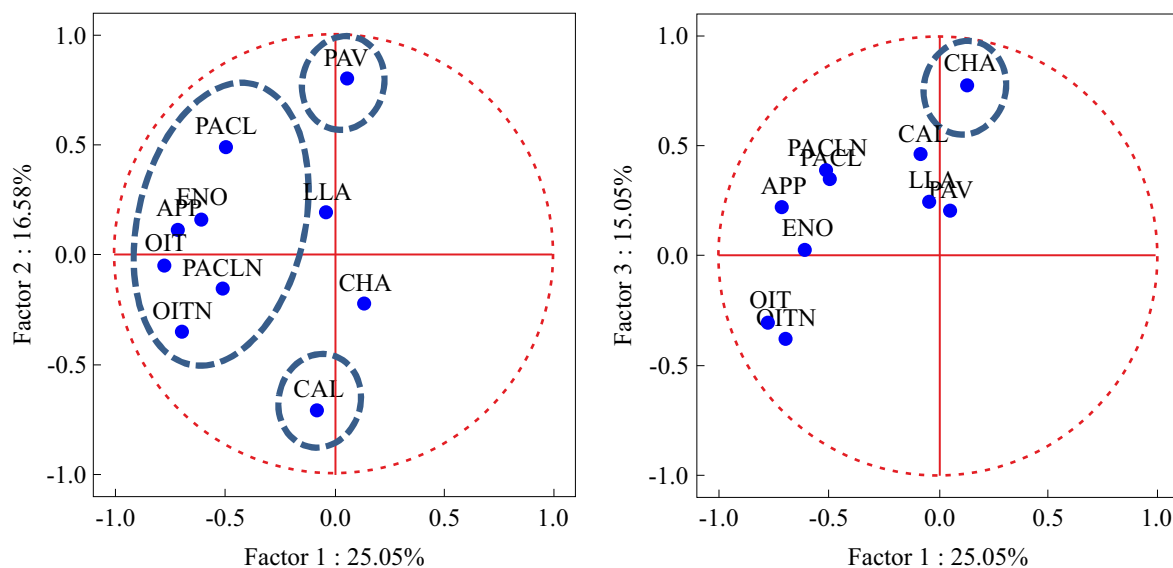


Figure 4. Principal Component Analysis (PCA) results. Projection of variables on the factor planes 1 x 2 (on the left) and 1 x 3 (on the right). Oithonidae (OIT), Paracalanidae-Clausocalanidae (PACL), *Evdne nordmanni* (ENO), *Penilia avirostris* (PAV), *nauplii* of Oithonidae (OITN), *nauplii* of Paracalanidae-Clausocalanidae (PACLN), Appendicularians (APP), Calanidae (CAL), Chaetognaths (CHA), Lamellibranch larvae (LLA). Blue dashed ellipses indicate grouping of taxa (see text).

Table 3. Principal Component Analysis (PCA) results. Factor coordinates of the variables. Variables that contributed the most to each factor are indicated in bold.

| Variable | Factor 1 | Factor 2 | Factor 3 |
|----------|--------------|--------------|-------------|
| OIT | -0.78 | -0.05 | -0.30 |
| OITN | -0.70 | -0.35 | -0.38 |
| PACL | -0.50 | 0.49 | 0.35 |
| PACLN | -0.51 | -0.15 | 0.40 |
| ENO | -0.61 | 0.16 | 0.03 |
| APP | -0.71 | 0.12 | 0.23 |
| PAV | 0.05 | 0.80 | 0.21 |
| CHA | 0.13 | -0.22 | 0.78 |
| CAL | -0.08 | -0.71 | 0.47 |
| LLA | -0.04 | 0.19 | 0.25 |

Long-term interannual variability

Among all the zooplankton categories analyzed, OIT and OITN showed increasing patterns of variation, but trends were not statistically significant (Figure 5 A and 5 B). By contrast, CAL, LLA and CHA exhibited decreasing anomalies (Figures 6 A, 6 B and 9 B).

Other taxa such as PACL, PACLN, ENO, PAV and APP displayed neutral trends (Figures 7 A, 7 B, 8 A, 8 B and 9 A). No significant relationships among anomalies of biological and physical variables were observed.

Long-term seasonal variability

Non-significant annual trends were observed in the analyzed taxa of this time series. However, at a seasonal scale, some significant tendencies were registered. CAL and LLA exhibited decreasing trends in winter ($p = 0.05$ and $p = 0.03$, respectively). Also, a negative tendency was observed for chaetognaths in summer ($p = 0.03$) and a positive one for appendicularians in spring ($p = 0.02$). These anomalies had no significant correlation with those of the physical parameters.

DISCUSSION

Hydrography

In terms of the seasonal cycle, temperature at the EPEA station behaves like a region influenced by the deep water of Península Valdés (Luz Clara et al. 2019). Minimum temperatures occurred in July-September (with a peak in August) and maximum values corresponded to January-March (peaking in February), in response to the annual radiative cycle effect, as observed in other studies in the South Atlantic Ocean (e.g. Podestá et al. 1991; Lentini et al. 2000; Martínez-Avellaneda 2005; Luz Clara et al. 2019).

Zooplankton

Composition and seasonal abundance

PCA analysis grouped zooplankton taxa with similar environmental affinity. The resulting pattern was comparable in composition with that found by Viñas et al. (2013) in their annual 2000-2001 study of zooplankton at the EPEA station. One group, including species with more affinity

Table 4. Significant linear correlations among biological variables ($\log x + 1$) and between these ones and physical variables.

| Biological variable 1 | Biological variable 2 | r | p | N |
|-----------------------|-----------------------|--------|-------|----|
| OIT | OITN | 0.665 | 0.000 | 80 |
| OIT | PACL | 0.362 | 0.001 | 80 |
| OIT | PACLN | 0.232 | 0.038 | 80 |
| OIT | APP | 0.321 | 0.004 | 80 |
| OIT | ENO | 0.222 | 0.048 | 80 |
| OIT | CHA | -0.265 | 0.017 | 80 |
| PACL | PACLN | 0.297 | 0.007 | 80 |
| PACL | APP | 0.346 | 0.002 | 80 |
| PACL | PAV | 0.348 | 0.002 | 80 |
| CAL | PAV | -0.328 | 0.003 | 80 |
| CAL | CHA | 0.382 | 0.000 | 80 |
| APP | ENO | 0.518 | 0.000 | 80 |
| APP | OITN | 0.310 | 0.005 | 80 |
| APP | PACLN | 0.251 | 0.025 | 80 |
| ENO | OITN | 0.284 | 0.011 | 80 |
| PAV | OITN | -0.221 | 0.048 | 80 |
| Biological variable | Physical variable | r | p | N |
| PACL | MT | 0.317 | 0.002 | 93 |
| CAL | MT | -0.270 | 0.009 | 93 |
| OIT | φ | 0.238 | 0.021 | 93 |
| PACL | φ | 0.213 | 0.040 | 93 |
| CAL | φ | -0.294 | 0.004 | 93 |
| CHA | φ | -0.222 | 0.033 | 93 |

for warm-temperate waters of spring and summer such as the small copepods Oithonidae and Paracalanidae-Clausocalanidae, the cladoceran *E. nordmanni* and appendicularians, separated from the large herbivore *C. carinatus* (Calanidae), which showed more affinity to colder winter waters (Cepeda et al. 2018 and references therein) and from the cladoceran *P. avirostris*, with more affinity for warmer waters of summer (Viñas et al. 2007). Chaetognaths presented their highest values in summer followed by lower and similar values in autumn and winter. A comparable pattern of seasonal abundance was found by

Daponte et al. (2004) in their study of an annual cycle of *Sagitta friderici*, the main chaetognath species of the EPEA station.

Copepod species smaller than 1 mm total length numerically dominated the zooplankton community throughout the year during the study period. At the EPEA station, this fraction exceeds other copepods not only in terms of abundance but also in biomass (Viñas et al. 2013). Small copepods are very abundant in temperate and tropical coastal regions (Mazzocchi and Ribera d'Alcalá 1995; Hopcroft et al. 2001; Satapoomin et al. 2004; Turner 2004; Atienza et al. 2006; Zer-

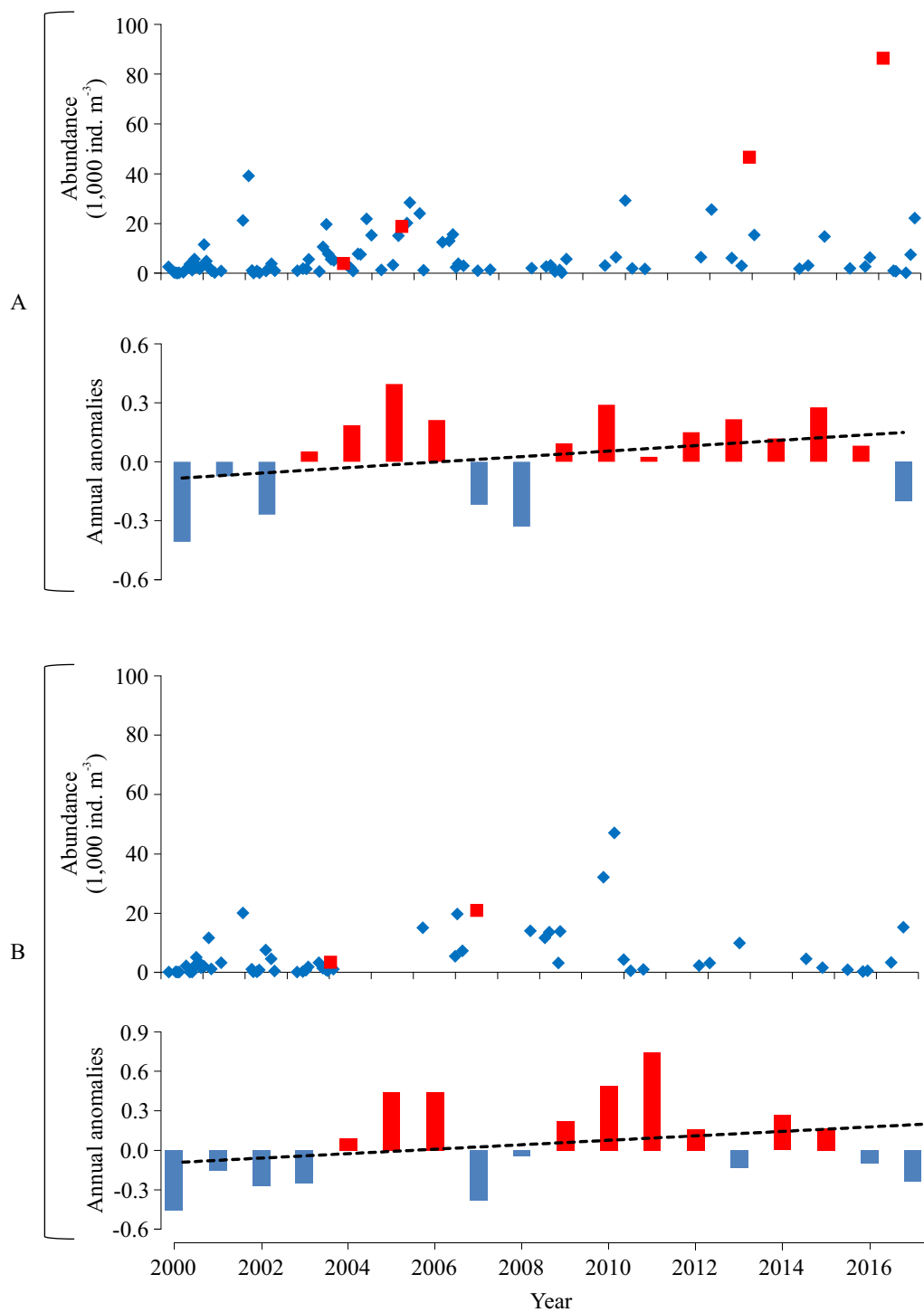


Figure 5. Interannual variation of abundance and annual anomalies of OIT (A) and OITN (B) during the period 2000-2017 at the EPEA station. Red squares: outliers. Dashed line: ns. trend.

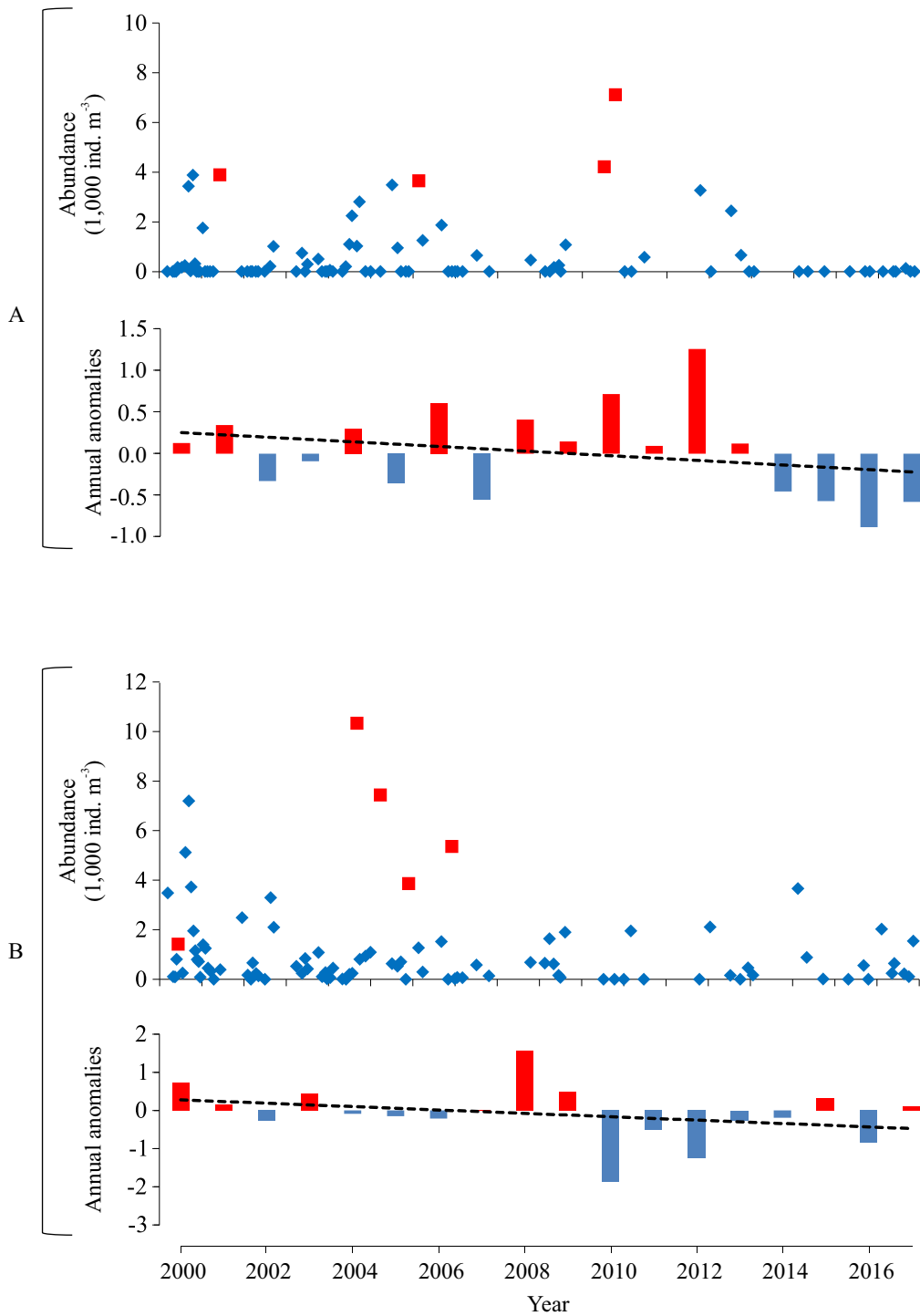


Figure 6. Interannual variation of abundance and annual anomalies of CAL (A) and LLA (B) during the period 2000-2017 at the EPEA station. Red squares: outliers. Dashed line: ns. trend.

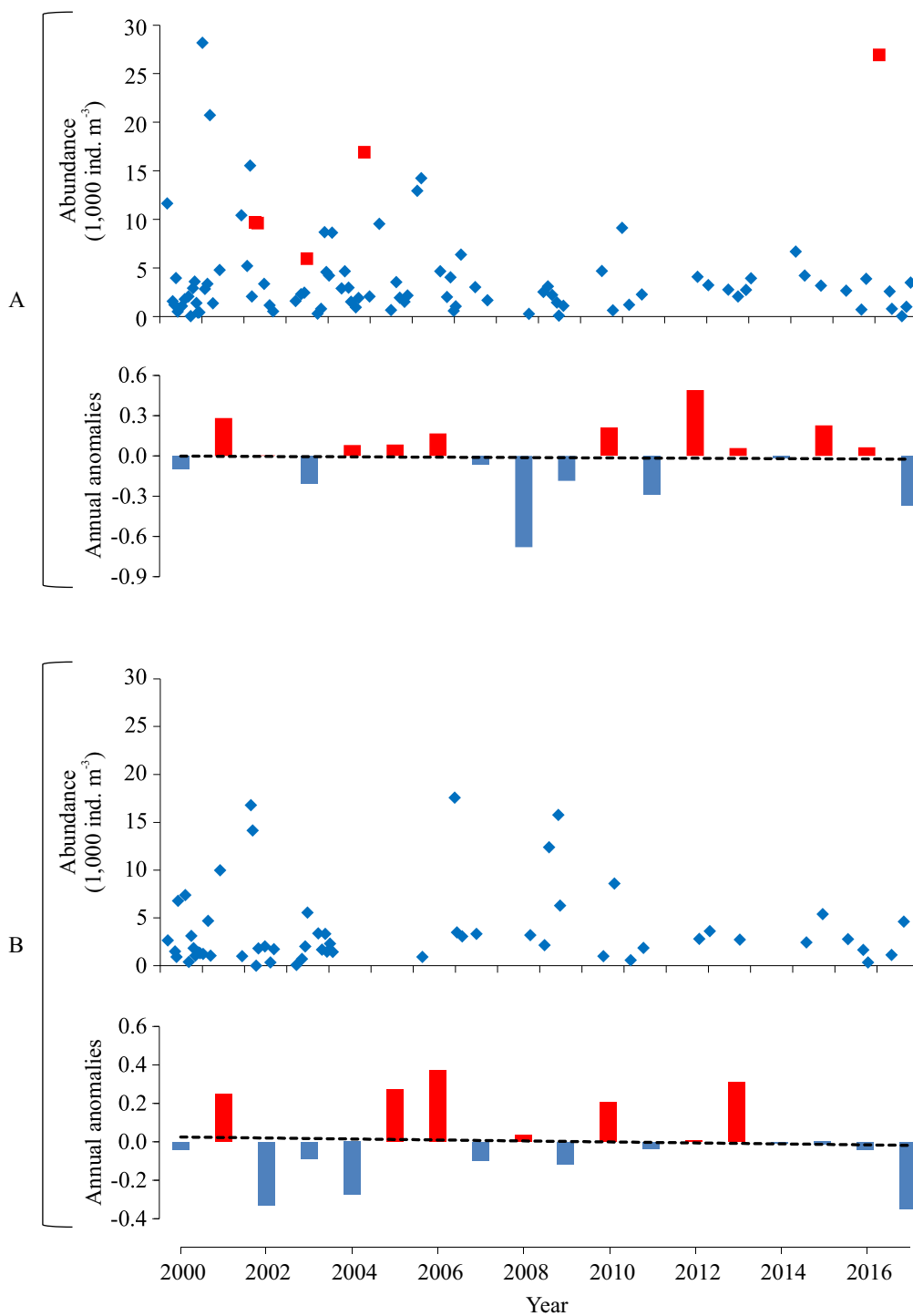


Figure 7. Interannual variation of abundance and annual anomalies of (A) PACL and (B) PACLN during the period 2000-2017 at the EPEA station. Red squares: outliers. Dashed line: ns. trend.

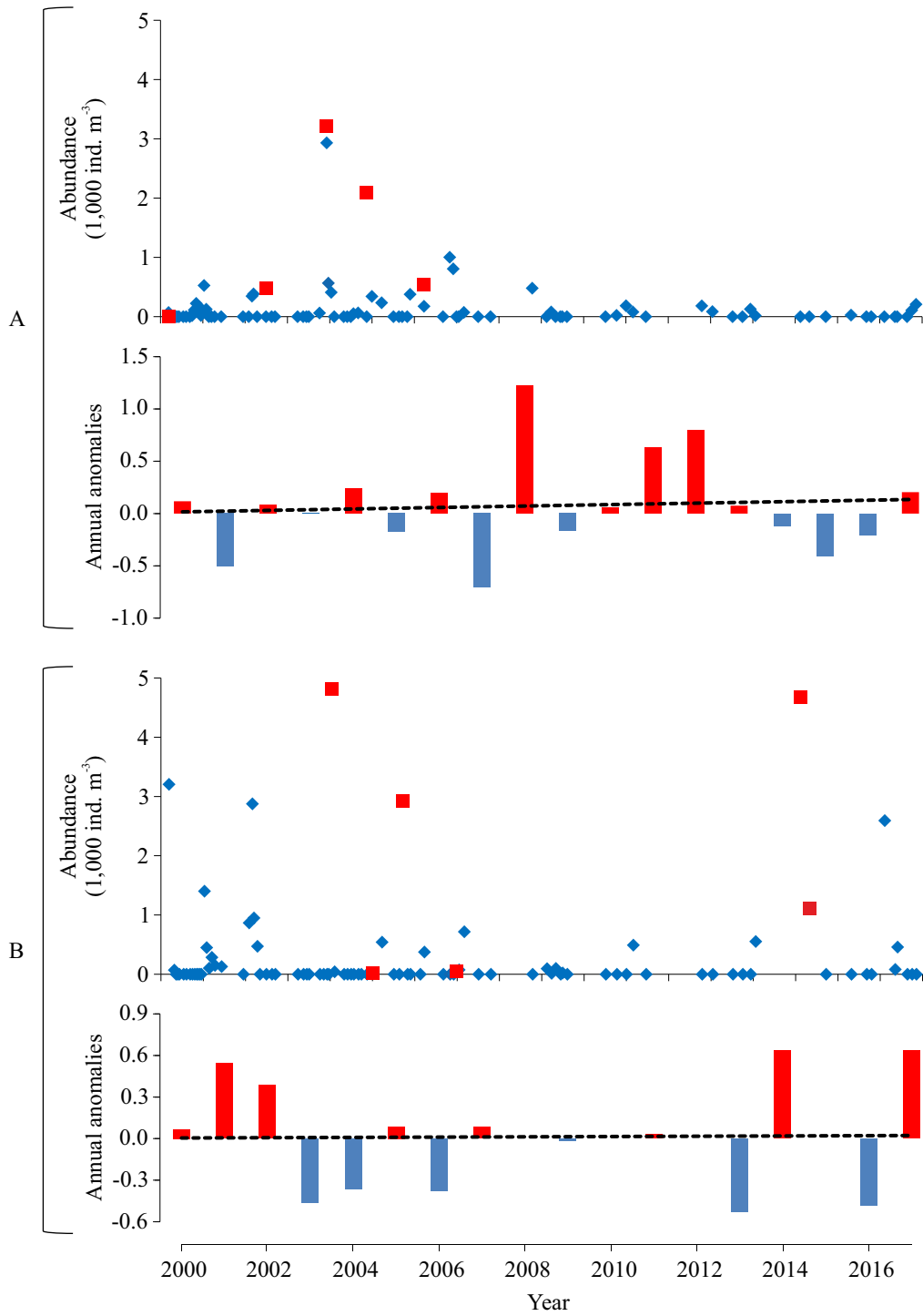


Figure 8. Interannual variation of abundance and annual anomalies of ENO (A) and PAV (B) during the period 2000-2017 at the EPEA station. Red squares: outliers. Dashed line: ns. trend.

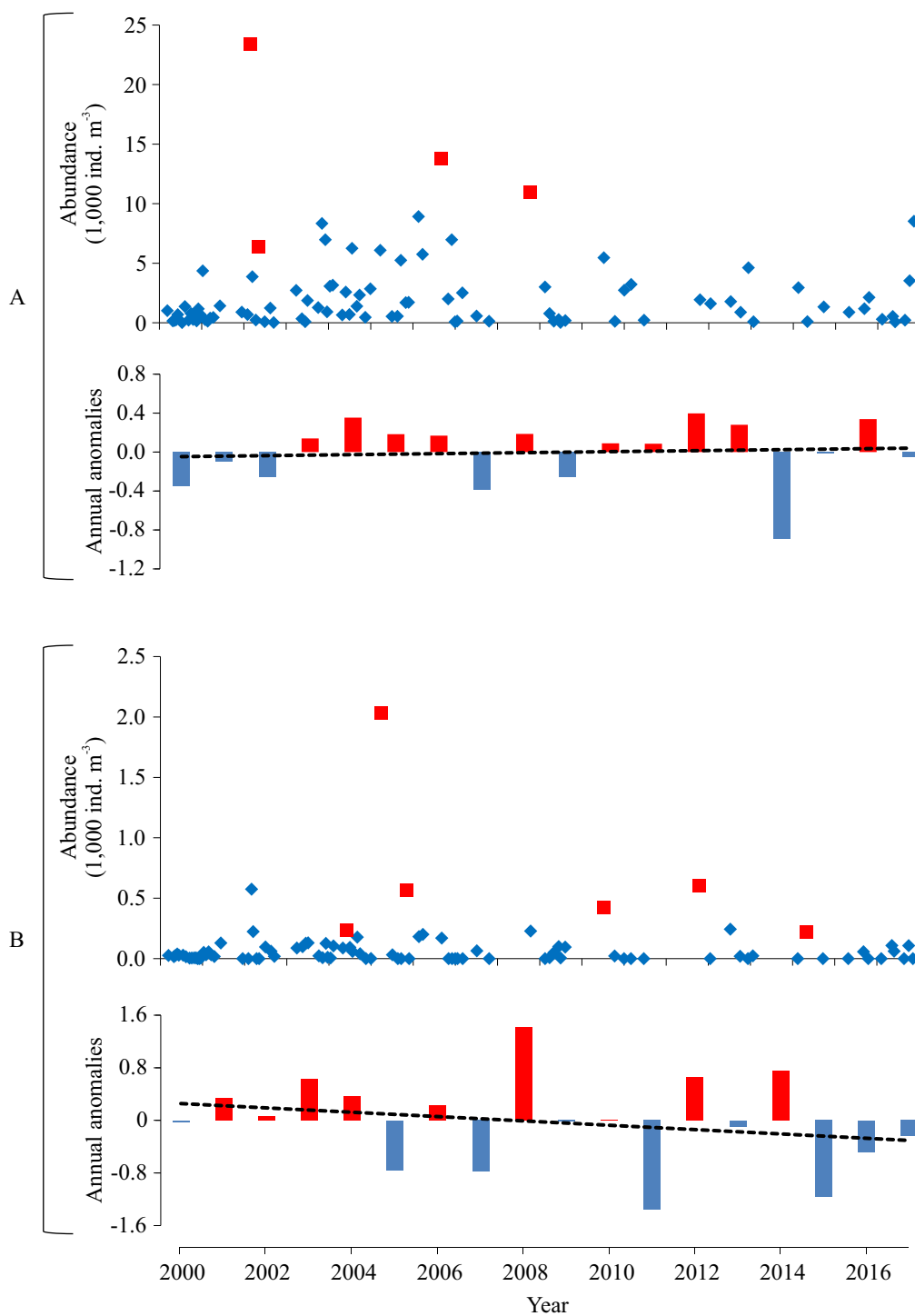


Figure 9. Interannual variation of abundance and annual anomalies of APP (A) and CHA (B) during the period 2000-2017 at the EPEA station. Red squares: outliers. Dashed line: ns. trend.

voudaki et al. 2007) including the Argentine shelf where they distribute in a large latitudinal range (Ramírez, 1981; Cepeda et al. 2018). Moreover, it was shown that small copepods and their early developmental stages dominate all marine communities (Hopcroft et al. 2001).

In the taxonomic analysis, a great percentage of adults (*ca.* 80%) of Oithonidae were identified as belonging to *O. nana* (not shown). Accordingly, the present study assumes that most of the copepodite and *nauplii* stages of Oithonidae also corresponded to this species. In coincidence with the present findings, a high abundance of *O. nana* in all seasons has been typically observed at the EPEA station (Temperoni et al. 2011; Viñas et al. 2013). The great tolerance of this species to seasonal variation of temperature might explain its ample distribution in temperate and tropical coastal waters all around the world, i.e. the Mediterranean Sea (Jamet et al. 2001), Southampton Water (Williams and Muxagata 2006), and the Argentine shelf (Cepeda et al. 2015, 2018).

The notorious numerical dominance of Oithonidae (mainly *O. nana*) all through the year is probably related to its ability to consume a wide size range of food particles including microphytoplankton, microbial heterotrophic components, and copepod *nauplii* (Paffenhöfer 1993; Turner 2004; Atienza et al. 2006; Madsen et al. 2008; Böttjer et al. 2010). An additional advantage could be the reproductive modality of this species. The egg-carrier trait might be a good strategy to prevent eggs predation, thus assuring higher survival rates and consequently more abundant populations (Kjørboe et al. 2015).

On a seasonal basis, the abundance of *O. nana* started increasing in winter and attained its highest abundance in spring. In accordance, microphytoplankton showed a similar pattern (Viñas et al. 2013; Negri et al. in preparation). During this period, adequate temperature range and food availability have probably stimulated *O. nana* females to reproduce intensively producing the highest peak of *nauplii* of the year. *O. nana* as

well as Paracalanidae, very abundant in summer, might have taken advantage of high densities of microbial components associated to the abundant picophytoplankton fraction recorded during this season. In fact, this fraction had an outstanding contribution from the end of spring up to early autumn (Ruiz et al. 2020; Negri et al. in preparation) during present period. Silva et al. (2009) reported that this fraction can reach 50-90% of the total *Chl-a* at the EPEA station during summer.

It is worth mentioning that small copepods (such as all stages of *O. nana* and Paracalanidae-Clausocalanidae) are not able to graze efficiently upon nano and picophytoplankton components. In fact, these fractions are consumed by nano- and micro-heterotrophs which are predated by protozooplankton, especially ciliates, and the latter are the main prey for small copepods. In particular, they have a greater influence on the efficiency of the trophic food webs than larger species, coupling between the primary producers, the protozooplankton, and the higher trophic levels (Zervoudaki et al. 2007).

Microbial filter-feeders *P. avirostris* and appendicularians displayed also their maximum abundance in summer. As mentioned above, this period is characterized by a strongly stratified water column with phytoplankton biomass mostly represented by nano- and picophytoplankton fractions (Silva et al. 2009; Viñas et al. 2013). *Penilia avirostris* grazes mostly on small flagellates, dinoflagellates and diatoms (Atienza et al. 2006), whereas appendicularians are major pico- and nanoplankton feeders (Flood et al. 1992; Tønnesson et al. 2005). The dominance of microbial filter-feeding such as cladocerans and larvaceans in warmer seasons is a common feature in coastal waters of the Mediterranean (Ribera d'Alcalá et al. 2004) and the Aegean and Black Seas (Siokou-Frangou et al. 2004) as well as in the Northeast Atlantic (Rodríguez et al. 2000).

In summer, chaetognaths, mostly represented by *S. friderici* (Daponte et al. 2004) also exhibit-

ed their highest abundance. It is well known that older chaetognaths prey upon appendicularians (Purcell et al. 2004) and small copepodite stages (Sato et al. 2011a), which are very abundant during this season.

Present series recorded the highest abundance of the herbivorous calanoid *C. carinatus* in cold waters of winter and spring. The high nutrient input typical of the mixing during the winter period and the starting of water column stratification in spring favor the development of the main phytoplankton bloom of the year represented mainly by the microphytoplankton fraction (Carreto et al. 1998; Negri and Silva 2003; Viñas et al. 2013). Diatoms and dinoflagellates are the main food of *C. carinatus* (Cepeda et al. 2018 and references therein).

Long term annual and seasonal variability

During the study period, a positive trend of interannual anomalies was observed in the mean temperature of the water column, but it was non-significant. However, bottom and surface temperature analysis of a longer series (19 years) in the EPEA showed a significant positive trend, as also occurred in an extended satellite-sea surface-temperature-series (Luz Clara et al. in preparation).

In support of our initial hypothesis, the abundance of Family Oithonidae (more abundant small copepods of the EPEA zooplankton community) increased during the 18 years of observation. This is clearly perceived when comparing the abundance of this species at the beginning of the series (period 2000-2001; Viñas et al. 2013) with results of the entire series between 2000 and 2017. In summer 2000, OIT abundance (adults + copepodites) was $4,428 \pm 5,816$ ind. m^{-3} on average, whereas in the total series it was $7,159 \pm 10,289$ ind. m^{-3} . In spring 2000 its abundance attained only $2,293 \pm 1,497$ ind. m^{-3} , five times less than in the present study (mean $11,793 \pm 9,200$ ind. m^{-3}). However, non-significant correlation was found between interannual anomalies of the abundance of these species and those of the

temperature during the sampling period. Duration of time-series was probably no long enough to detect such relationships in both Oithonidae and other categories of metazooplankton.

It should be noted that in coincidence with the positive trend observed in Oithonidae, concentrations of Chl_{total} and $Chl_{<5}$ showed a significant increasing trend during the present series (Silva 2011; Ruiz et al. 2020; Negri et al. in preparation). Percentage of $Chl_{<5}$ displayed a significant positive trend coincident with a significant positive tendency of pico and nanophytoplankton fractions (Negri et al. in preparation). Increasing food availability from a rich microbial food web could have favored the development of Oithonidae populations in the long-term, as it was observed in summer, on a seasonal scale.

As previously mentioned, small copepod species are the major contributor to the total copepod community abundance at the EPEA station, especially during the warmest period of the year. This is probably related to the positive and direct influence of the increasing temperature on their reproductive cycle (Uye and Shibuno 1992; Pittois et al. 2009) as well as the indirect and favorable influence of this parameter increasing the abundance of the smaller phytoplankton fraction (Negri et al. in preparation).

But not all the zooplankton species of the EPEA community seemed to be favored by the temperature increase and its possible influence upon the phytoplankton structure and phenology, among other factors. For example, a significant decreasing trend was observed in winter on the abundance of herbivorous like lamellibranch larvae and the calanoid *C. carinatus* during 2000-2017 series. The highest peak of abundance of lamellibranch larvae was recorded in August (winter). Although no information on the species composition of these larvae was available in the present zooplankton series, they probably belonged to *Mytilus platensis*, which beds are distributed in the study area (Bremec and Lasta 1998). A marked synchrony in the emission of

gametes with peaks of reproductive activity during September and October has been reported for *M. platensis* in the study area (Penchaszadeh 1980). In the present work, maximum emission of gametes corresponded to August, one month earlier than usual. One explanation for this observed decreasing anomaly could be the temperature rise on the sea surface throughout the time-series studied. In such conditions, adults of *M. platensis*, stimulated by higher temperature ranges, could have had their spawning timing earlier, which could produce a mismatch between the recently hatched larvae and the adequate phytoplankton cells that bloom later in the season. Similarly, the decreasing tendency observed in *C. carinatus* was probably due to the same causes. In both cases, fitness consequences tend to be negative when the organism is at the wrong seasonal window. In other words, as the species completes its life span within a single year, the fact of missing the best window to grow during that year prevents them from getting another chance the following year (Mackas et al. 2012). Future results of ongoing analysis of phytoplankton diversity and long-term variability of the present series (Negri et al. in preparation) would give some insight to test this hypothesis.

Perturbations to average seasonal cycles of environmental conditions, and the ability (or inability) of biota to track these variations are very important drivers of interannual variability in growth, survival, and population size (Mackas et al. 2012), as it was observed in the present work.

Small copepods represent a main food source for local fish, especially during larval stages (Viñas and Ramírez 1996; Sato et al. 2011b). If the observed increasing tendency of these species (mainly *O. nana* and members of Paracalanidae-Clausocalanidae) remains in the long term, this would expand the availability of food for fish larvae, thus favoring their growth and survival. In the study area, *Engraulis anchoita* larvae are dominant during a great part of the

year (Sánchez and Ciechowski 1995). With acoustic biomass fluctuating between one and five million tons in the period 1993-2008 (Madirolas et al 2013), this species has a superlative ecological importance because of its central role in pelagic food webs in the Argentine shelf (Leonarduzzi et al. 2010 and references therein). A recent study analyzing the same time-series denoted that density and nutritional condition of anchovy larval were higher in spring and autumn, but lower in winter (Leonarduzzi et al. 2021). Interestingly, the present work shows that higher concentrations of small copepods (all stages together) were observed in spring and summer whereas lower values corresponded to autumn. Many factors must be considered to understand larval-zooplankton relationships: real concentration of food in the larval habitat (a mean concentration in the water column is not the best approach), seasonal predators abundance (non-considered in present work) and concentration of other zooplanktonic food items (i.e. protozooplankton), among others.

Time series provide the oceanographic community with the long, high-quality data necessary to characterize the functioning of the ocean (Henson 2014) and help to unravel natural and human-induced changes in marine ecosystems (Reid and Valdés 2011). Consequently, these time-series sampling sites represent a phenomenal heritage legacy, and intergovernmental bodies such as ICES, the European Marine Board, or IOC-UNESCO strongly recommend their continuity and the establishment of new time-series based on previous findings (Valdés and Lomas 2017).

CONCLUSIONS

This work covers a time-series of 18 years in which the variability of main metazooplankton taxa of the EPEA station was studied for the first time. Results indicated that small copepods dom-

inate the metazooplankton at this station. The most abundant family, Oithonidae, showed an interannual increasing trend during the study period, whereas lamellibranch larvae and other cryophilic taxa exhibited a decreasing trend. Physical parameters (MT, MS and ϕ) did not show significant interannual trends. However, temperature exhibited a strong increasing tendency. No clear relationships were found between both long-term interannual and seasonal anomalies of taxa and those of the physical parameters, probably because of the short period analyzed. The increasing of Oithonidae abundance could be due both to the direct effect of the temperature rise on their reproductive rates and the positive influence of this parameter on the concentration of small phytoplankton fractions, an important food item for these copepods. Opposite, for other cryophilic taxa such as Calanidae and lamellibranch larvae with decreasing abundances, the increase of temperature could have had a negative effect, although the mechanisms involved are less clear. More observations are necessary to confirm these hypotheses.

ACKNOWLEDGMENTS

INIDEP provided financial support for samples collection. We thank all the colleagues of the DIPLAMCC project who collaborated in onboard activities during the cruises. We are grateful to the captains and crews of all the vessels who took part in EPEA cruises for their shipboard assistance. Part of the equipment used in this work was acquired through grants from the Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 15227/03), Universidad Nacional de Mar del Plata EXA717/14 and EXA843/17 to MDV. Our acknowledgment to anonymous reviewers who provided very constructive comments on the earlier version of the manuscript. This is INIDEP contribution no 2246.

REFERENCES

- ATIENZA D, CALBET A, SAIZ E, ALCARAZ M, TREPAT I. 2006. Trophic impact, metabolism, and biogeochemical role of the marine cladoceran *Penilia avirostris* and the co-dominant copepod *Oithona nana* in NW Mediterranean coastal waters. *Mar Biol.* 50: 221-235.
- BEAUGRAND G, KIRBY RR. 2018. How do marine pelagic species respond to climate change? Theories and observations. *Ann Review Mar Sci.* 10: 169-197.
- BEHRENFELD MJ, O'MALLEY RT, SIEGEL DA, MCCLAIN CR, SARMIENTO JL, FELDMAN GC, MILLIGAN AJ, FALKOWSKI PG, LETELIER RM, BOSS ES. 2006. Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature.* 444: 752-755.
- BÖTTJER D, MORALES CE, BATHMANN U. 2010. Trophic role of small cyclopoid copepod *nauplii* in the microbial food web: a case study in the coastal upwelling system off central Chile. *Mar Biol.* 157: 689-705.
- BREMEC CM, LASTA M. 1998. Mapeo sinóptico del macrobentos asociado a la dieta en fondos de alimentación de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en el área de El Rincón. *Noviembre, 1994. INIDEP Inf Téc.* 21: 117-132.
- CAPITANIO FL, CURELOVICH J, TRESGUERRES M, NEGRI RM, VIÑAS MD, ESNAL G. 2008. Seasonal cycle of appendicularians at a coastal station (38°28'S, 57°41'W) of the SW Atlantic Ocean. *B Mar Sci.* 82:171-184.
- CARRETO JI, AKSELMAN R, MONTOYA NG, NEGRI RM, BENAVIDES HR, CARIGNAN MO, CUCCHI COLLEONI AD. 1998. *Alexandrium tamarense* Bloom dynamics and *Mytilus edulis* toxicity in the coastal waters off Mar del Plata (Argentina). In: REGUERA B, BLANCO J, FERNÁNDEZ MI, WYATT T, editors. Harmful microalgae. Santiago de Compostela: Xunta de Galicia and

- IOC-UNESCO: 135-138.
- CEPEDA G. 2013. Sistemática molecular, distribución y dinámica poblacional de las especies de *Oithona* (Copepoda, Cyclopoida) en diversos sectores costeros del Mar Argentino [PhD thesis]. Mar del Plata: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 193 p.
- CEPEDA GD, DI MAURO RP, HOZBOR MC, CUCCHI COLLEONI BD, HERNÁNDEZ D, VIÑAS MD. 2015. Spatial variation in life-history traits of *Oithona* spp. in a shallow temperate estuarine system (Río de la Plata, south-west Atlantic) during spring. *Mar Freshwater Res.* 66: 795-804.
- CEPEDA G, TEMPERONI B, SABATINI M, VIÑAS MD, DERISIO C, SANTOS B, ANTACLI J, PADOVANI L. 2018. Zooplankton communities of the Argentine continental shelf (SW Atlantic, ca. 34°-55°S) an Overview. In: HOFFMEYER M, SABATINI M, BRANDINI F, CALLIARI D, SANTINELLI N, editors. *Plankton ecology of the Southwestern Atlantic from the subtropical to the subantarctic realm*. Springer. p. 171-200.
- DAPONTE MC, CAPITANIO FL, NAHABEDIAN DE, VIÑAS MD, NEGRI RM. 2004. *Sagitta friderici* Ritter-Zahony (Chaetognatha) from South Atlantic waters: abundance, population structure, and life cycle. *ICES J Mar Sci.* 61: 680-686.
- DI MAURO R, CAPITANIO F, VIÑAS MD. 2009. Capture efficiency for small dominant mesozooplankters (Copepoda, Appendicularia) off Buenos Aires Province (34°S-41°S), Argentine Sea, using two plankton mesh sizes. *Braz J Oceanogr.* 57: 205-214.
- DIOSALVI N. 2006. Estudio del ciclo anual del mesozooplankton en una estación permanente ubicada en aguas costeras bonaerenses [tesis de grado]. Mar del Plata: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 48 p.
- EDWARDS M, RICHARDSON AJ. 2004. The impact of climate change on the phenology of the plankton community and trophic mismatch. *Nature.* 430: 881-884.
- EDWARDS M, BEAUGRAND G, HAYS GC, KOSLOW JA, RICHARDSON AJ. 2010. Multidecadal oceanic ecological datasets and their application in marine policy and management. *Trends Ecol Evol.* 25: 602-610.
- FLOOD PR, DEIBEL D, MORRIS CC. 1992. Filtration of colloidal melanin from sea-water by planktonic tunicates. *Nature.* 355: 630-632.
- HAYS GC, RICHARDSON AJ, ROBINSON C. 2005. Climate change and plankton. *Trends Ecol Evol.* 20: 337-344.
- HENSON SA. 2014. Slow science: the value of long ocean biogeochemistry records. *Philos Trans R Soc A.* 372. doi:10.1098/rsta.2013.0334
- HOPCROFT RR, ROFF JC, CHAVEZ FP. 2001. Size paradigms in copepod communities: a re-examination. *Hydrobiologia.* 453: 133-141.
- [IPCC] GRUPO INTERGUBERNAMENTAL DE EXPERTOS SOBRE EL CAMBIO CLIMÁTICO. 2019. El océano y la criosfera en un clima cambiante. Informe especial del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Resumen para responsables de políticas. In: PÖRTNER HO, ROBERTS DC, MASSON-DELMOTTE V, ZHAI P, TIGNOR M, POŁOCZANSKA E, MINTENBECK K, NICOLAI M, OKEM A, PETZOLD J, RAMA B, WEYER NM, editors. Geneva: IPCC. 38 p.
- JAMET JL, BOGÉ G, RICHARD S, GENEYS C, JAMET D. 2001. The zooplankton community in bays of Toulon area (northwest Mediterranean Sea, France). *Hydrobiologia.* 457: 155-165.
- KIØRBOE T, CEBALLOS S, HØGSBRO THYGESEN U. 2015. Interrelations between senescence, life-history traits, and behavior in planktonic copepods. *Ecology.* 96 (8): 2225-2235.
- LENTINI CAD, CAMPOS EJD, PODESTÁ GG. 2000. The annual cycle of satellite derived sea surface temperature on the western South Atlantic shelf. *Rev Bras Oceanogr.* 48 (2): 93-105.

- LEONARDUZZI E, BROWN DR, SÁNCHEZ R. 2010. Seasonal variations in the growth of anchovy larvae (*Engraulis anchoita*) on the Argentine coastal shelf. *Sci Mar*. 74: 267-274.
- LEONARDUZZI E, DO SOUTO M, DIAZ MV. 2021. Early stages of anchovy: abundance, variability and larval condition at the fixed coastal station EPEA between 2000-2017. *Mar Fish Sci*. 34 (2): 123-142.
- LI WKW, HARRISON WG. 2008. Propagation of an atmospheric climate signal to phytoplankton in a small marine basin. *Limnol Oceanogr*. 53: 1734-1745.
- LUZ CLARA M, SIMIONATO CG, JAUREGUIZAR AJ. 2019. Annual variability of sea surface temperature in the northern Argentinean continental shelf. *Geoacta*. 43.
- MACKAS DL, GREVE W, EDWARDS M, CHIBA S, TADOKORO K, ELOIRE D, MAZZOCCHI MG, BATTEN S, RICHARDSON A, JOHNSON C, et al. 2012. Changing zooplankton seasonality in a changing ocean: comparing time series of zooplankton phenology. *Progr Oceanogr*. 97-100: 31-62.
- MACKAS D, THOMSON RE, GALBRAITH M. 2001. Covariation of zooplankton community changes and oceanographic conditions on the British Columbia continental margin, 1995-1998. *Can J Fish Aquat Sci*. 58: 1-18.
- MADIROLAS A, CABREIRA A, HANSEN JE. 2013. Revisión y síntesis de las estimaciones acústicas de abundancia de anchoíta (*Engraulis anchoita*) efectuadas entre 1993 y 2008. *Rev Invest Desarr Pesq*. 23: 35-48.
- MADSEN SD, NIELSEN TG, HANSEN BW. 2008. Annual population development and production by small copepods in Disko Bay, western Greenland. *Mar Biol*. 155: 63-77.
- MARTÍNEZ-AVELLANEDA N. 2005. Ciclo anual y variabilidad de baja frecuencia de la temperatura superficial del mar en el Océano Atlántico Sudoccidental [tesis de licenciatura]. Buenos Aires: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. 133 p.
- MAUCLINE J. 1998. The biology of calanoid copepods. *Adv Mar Biol*. 33. 710 p.
- MAZZOCCHI MG, RIBERA D'ALCALA M. 1995. Recurrent patterns in zooplankton structure and succession in a variable coastal environment. *ICES J Mar Sci*. 52: 679-691.
- MORAN XAG, LÓPEZ-URRURIA A, CALVO-DIAZ A, LI WKW. 2010. Increasing importance of small phytoplankton in a warmer ocean. *Global Change Biol*. 16: 1137-1144.
- MULLER KARGER FE, PIOLA A, VERHEYE HM, O'BRIEN TD, LORENZONI L. 2017. South Atlantic Ocean. In: O'BRIEN TD, LORENZONI L, ISENSEE K, VALDÉS L, editors. What are Marine Ecological Time Series telling us about the ocean? A status report. IOC-UNESCO, IOC Tech Ser. 129: 83-96.
- NEGRI R, SILVA RI. 2003. Contribución de las distintas fracciones del fitoplancton a la biomasa fototrófica durante un ciclo anual en la estación EPEA (38° 28' S-57° 41' W). V Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar. Mar del Plata, Argentina. 147.
- NEGRI R, SILVA RI. 2011. Estructura de la comunidad del fitoplancton en la estación costera EPEA durante el período 2000-2010 (provincia de Buenos Aires, Argentina). *Bol Soc Argent Bot*. 46 (Supl): 99-100.
- O'BRIEN TD, LÓPEZ URRUTIA A, WIEBE PH, HAY S. 2008. ICES Zooplankton Status Report 2006/2007. *ICES Coop Res Rep*. 292: 167 p.
- O'BRIEN TD, LORENZONI L, ISENSEE K, VALDÉS L, editors. 2017. What are Marine Ecological Time Series telling us about the ocean? A status report. IOC-UNESCO, IOC Tech Ser. 129 297 p.
- O'BRIEN TD, WIEBE PH, FALKENHAUG T, editors. 2013. ICES Zooplankton Status Report 2010/2011. *ICES Coop Res Rep*. 318: 208 p.
- PAFFENHÖFER GA. 1993. On the ecology of marine cyclopoid copepods (Crustacea, Copepoda, Cyclopoida). *J Plankton Res*. 15: 37-55.
- PENCHASZADEH P. 1980. Ecología larvaria y reclutamiento del mejillón del Atlántico Suroccidental.

- dental, *Mytilus platensis* D'Orbigny. Cah Biol Mar. 21:169-179.
- PITTOIS SG, SHAW M, FOX CJ, FRID CL. 2009. A new fine-mesh zooplankton time series from the Dove sampling station (North Sea). J Plankton Res. 31: 337-343.
- PODESTÁ GP, BROWN OB, EVANS RH. 1991. The annual cycle of satellite-derived sea surface temperature in the Southwestern Atlantic Ocean. American Meteorological Society. J Climate. 4: 157-467.
- PURCELL JE, STURDEVANT MV, GALT CP. 2004. A review of appendicularians as prey of invertebrate and fish predators. In: GORSKY G, YOUNGBLUTH MJ, DEIBEL D, editors. Response of marine ecosystems to global change. Ecological impact of appendicularians. Paris: Editions des Archives Contemporaines. 359-435.
- RAMÍREZ, FC. 1981. Zooplancton y producción secundaria. Parte I. Variación y distribución estacional de los copépodos. Contrib Inst Nac Invest Desarr Pesq (Mar del Plata) N° 383: 202-212.
- REID PC, VALDÉS L. 2011. ICES status report on climate change in the North Atlantic. ICES Coop Res Rep. 310: 262 p.
- RIBERA D'ALCALÁ MR, CONVERSANO F, CORATO F, LICANDRO P, MANGONI O, MARINO D, MAZZOCCHI MG, MODIGH M, MOTRESOR M, NARDELLA M, et al. 2004. Seasonal patterns in plankton communities in a pluriannual time series at a coastal Mediterranean site (Gulf of Naples): an attempt to discern recurrences and trends. Sci Mar. 68 (Suppl 1): 65-83.
- RICE E, STEWART G. 2016. Decadal changes in zooplankton abundance and phenology of Long Island Sound reflect interacting changes in temperature and community composition. Mar Env Res. 120: 154-165.
- RICHARDSON AJ. 2008. In hot water: zooplankton and climate change. ICES J Mar Sci. 65: 279-295.
- RISARO D. 2020 Las tendencias de largo plazo de la temperatura superficial del mar alrededor de Sudamérica y su posible impacto ecológico [PhD thesis]. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. 185 p.
- RODRÍGUEZ F, FERNÁNDEZ E, HEAD RN, HARBOUR DS, BRATBAK G, HELDAL M, HARRIS RP. 2000. Temporal variability of viruses, bacteria, phytoplankton and zooplankton in the western English Channel off Plymouth. J Mar Biol Assoc UK. 80: 575-586.
- RUIZ MG, LUTZ VA, SEGURA V, BERGHOF CF, NEGRI RM. 2020. The color of Epea: variability in the *in situ* bio-optical properties in the period 2000-2017. Mar Fish Sci. 33 (2): 205-225.
- SABATINI ME, MARTOS P. 2002. Mesozooplankton features in a frontal area off northern Patagonia (Argentina) during spring 1995 and 1998. Sci Mar. 66 (3): 215-232.
- SÁNCHEZ RP, CIECHOMSKI JD. 1995. Spawning and nursery grounds of pelagic fish species in the sea-shelf off Argentina and adjacent areas. Sci Mar. 59: 455-478.
- SARMIENTO JL, SLATER R, BARBER R, BOPP L, DONEY SC, HIRST AC, KLEYPAS J, MATEAR R, MIKOLAJEWICZ U, MONFRAY P. et al. 2004. Response of ocean ecosystems to climate warming. Global Biogeochem. Cycles. 18: GB3003. doi:10.1029/2003GB002134
- SATAPOOMIN S, NIELSEN TG, HANSEN PJ. 2004. Andaman-Sea copepods. Spatio-temporal variations in biomass and production and role in the pelagic food web. Mar Ecol Prog Ser. 274: 99-122.
- SATO NE, HERNÁNDEZ D, VIÑAS MD. 2011a. Hábitos alimentarios de *Sagitta friderici* Ritter-Zahony, en las aguas costeras de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. Bol Investig Mar Costeras. 40 (1): 59-74.
- SATO NE, HERNÁNDEZ D, VIÑAS MD. 2011b. Hábitos alimentarios de las larvas de *Engraulis anchoita* (Hubbs & Marini, 1935) en las aguas costeras de la Provincia de Buenos

- Aires, Argentina. *Lat Am J Aquat Res.* 39: 16-24.
- SILVA RI. 2011. Dinámica del ultrafitoplancton en el Mar Argentino [PhD thesis]. Mar del Plata: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 187 p.
- SILVA RI, NEGRI RM, LUTZ VA. 2009. Summer succession of ultraphytoplankton at the EPEA coastal station (Northern Argentina). *J Plankton Res.* 31 (4): 447-458.
- SIMPSON JH. 1981. The shelf-sea fronts: implications of their existence and behavior. *Phil Trans Roy Soc London A.* 302: 531-546.
- SIKOU-FRANGOU I, SHIGANOVA T, CHRISTOU ED, KAMBURSKA L, GUBANOVA A, KONSULOV A, MUSAEVA EI, SKRYABIN VA, KHOROSHILOV V. 2004. Mesozooplankton communities in the Aegean and Black seas: a comparative study. *Mar Biol.* 114: 111-126.
- STATSOFT, INC. 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.
- TEMPERONI B, VIÑAS MD, DIOVISALVI NR, NEGRI RM. 2011. Seasonal production of *Oithona nana* Giesbrecht, 1893 (Copepoda: Cyclopoida) in temperate coastal waters off Argentina. *J Plankton Res.* 33: 729-740.
- TÖNNESSON K, MAAR M, VARGAS C, MØLLER EF, SATAPOOMIN S, ZERVOUDAKI S, CHRISTOU E, GIANNAKOUROU A, SELL A, PETERSEN JK, et al. 2005. Grazing impact of *Oikopleura dioica* and copepods on an autumn plankton community. *Mar Biol Res.* 1: 365-373.
- TURNER JT. 2004. The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. *Zool Stud.* 43: 255-266.
- UYE S, SHIBUNO N. 1992. Reproductive biology of the planktonic copepod *Paracalanus* sp. in the Inland Sea of Japan. *J Plankton Res.* 14: 343-358.
- VALDÉS L, LOMAS MW. 2017. New light for ship-based time series. In: O'BRIEN TD, LORENZONI L, ISENSEE K, VALDÉS L, editors. What are Marine Ecological Time Series telling us about the ocean? A status report. IOC-UNESCO, IOC Tech Ser. 129: 11-17.
- VIÑAS MD. 1990. Influence de la température sur la durée du développement d'*Euterpina acutifrons* (Copepoda: Harpacticoida) élevé au laboratoire. *Mar Nat.* 3: 29-35.
- VIÑAS MD, NEGRI RM, CEPEDA GD, HERNÁNDEZ D, SILVA R, DAPONTE MC, CAPITANIO FL. 2013. Seasonal succession of zooplankton in coastal waters of the Argentine Sea (Southwest Atlantic Ocean): prevalence of classical or microbial food webs. *Mar Biol Res.* 9 (4): 371-382.
- VIÑAS MD, RAMÍREZ FC. 1996. Gut analysis of first-feeding anchovy larvae from Patagonian spawning area in relation to food availability. *Arch Fish Mar Res.* 43: 231-256.
- VIÑAS MD, RAMÍREZ FC, SANTOS B, MARRARI M. 2007. Spatial and temporal distribution patterns of cladocerans in the Argentine Sea. *Hydrobiologia.* 594: 59-68.
- WILLIAMS JA, MUXAGATA E. 2006. The seasonal abundance and production of *Oithona nana* Copepoda: Cyclopoida) in Southampton Water. *J Plankton Res.* 28: 1055-1065.
- ZERVOUDAKI S, CHRISTOU ED, NIELSEN TG, SIKOU-FRANGOU I, ASSIMAKOPOULOU G, GIANNAKOUROU A, MAAR M, PAGOU K, KRASAKOPOULOU E, CHRISTAKI U, et al. 2007. The importance of small-sized copepods in a frontal area of the Aegean Sea. *J Plankton Res.* 29: 317-338.

REVIEW

Ensilados químicos y biológicos. Una alternativa de aprovechamiento integral y sustentable de los residuos pesqueros en la Argentina

ADRIANA FERNÁNDEZ HERRERO*

Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina



RESUMEN. Durante el procesamiento y comercialización de los productos pesqueros se producen residuos orgánicos que se destinan principalmente a la elaboración de harina y aceite de pescado. En zonas donde no existen plantas de harina de pescado, los residuos provenientes de la pesca y la acuicultura terminan volcados en forma directa sobre fuentes hídricas o a orillas de éstas causando problemas de contaminación. Para evitar el impacto que puedan causar, y revalorizar los residuos pesqueros, existen alternativas viables desde el punto de vista económico y ambiental, como es la producción de ensilado para la obtención de un producto de buena calidad nutricional y microbiológicamente estable. El ensilado se utiliza cada vez más como ingrediente para piensos en la cría de animales y en la acuicultura, así también como fertilizante. El objetivo de esta revisión fue presentar los métodos de producción de ensilados, su composición nutricional y su utilización como insumo alimenticio o fertilizante en los campos de la acuicultura y agronomía.

Palabras clave: Ensilado de pescado, subproductos pesqueros, descartes pesqueros, aprovechamiento de recursos, aplicaciones potenciales.



*Correspondence:
aherrero@inidep.edu.ar

Received: 5 July 2020
Accepted: 30 November 2020

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de
Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)



This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-
NonCommercial-ShareAlike 4.0
International License

Chemical and biological ensilates. An alternative for the integral and sustainable use of fishing waste in Argentina

ABSTRACT. During the processing and marketing of fishery products, organic waste is produced which are mainly used for the production of fishmeal and fish oil. In areas where there are no fishmeal plants, residues from fishing and aquaculture end up dumped directly onto water sources or on their banks, causing pollution problems. In order to avoid the impact that they may cause, and to revalue fishing waste, there are viable alternatives from an economic and environmental point of view, such as the production of silage to obtain a product of good nutritional quality and microbiologically stable. Silage is increasingly used as a feed ingredient in animal husbandry and aquaculture, as well as a fertilizer. The objective of this review was to present silage production methods, their nutritional composition and their use as feed or fertilizer in the fields of aquaculture and agronomy.

Key words: Fish silage, fishery by-products, fishery discards, resource development, potential applications.

INTRODUCCIÓN

Generalidades

Recursos pesqueros y acuícolas en el mundo

Los recursos pesqueros y acuícolas de los ecosistemas tanto marinos como de agua dulce constituyen una de las mayores fuentes de proteína animal del mundo. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO 2020), la producción mundial de pescado (incluyendo crustáceos y moluscos) alcanzó unas 179.000.000 t en 2018, de las cuales 82.000.000 t procedieron de la acuicultura. Del total general, alrededor del 88% se destinó al consumo humano y el 12% restante se destinó a usos no alimentarios: el 82% de esta cantidad se utilizó para producir harina y aceite de pescado, mientras que el resto se comercializó para producir peces ornamentales y organismos de cultivo (por ejemplo, semillas, alevines o adultos pequeños para cría), como cebo, en usos farmacéuticos, para alimento de animales de compañía o como materia prima para la alimentación directa en la acuicultura y para la cría de ganado y animales de peletería.

En la Argentina, la producción pesquera marina alcanzó en 2019 las 781.327 t, de las cuales 314.326 t correspondieron a la especie de mayor importancia económica de la Argentina, *Merluccius hubbsi* (Argentina 2020a; Tabla 1). Las pesquerías continentales tienen una importancia significativa debido al volumen exportable y al impacto social que ejerce en cuanto a su aporte a la seguridad alimentaria y a las economías familiares regionales. Más del 90% de la producción pesquera continental del país proviene de las pesquerías de la cuenca del Río de la Plata, que registró volúmenes totales de extracción para 2019 de 25.485 t. De éstas, las capturas de sábalo (*Prochilodus lineatus*) aportan la mayor proporción (Argentina 2020b).

Tabla 1. Producción por sector pesquero en la Argentina durante 2019.

Table 1. Production by fishing sector in Argentina during 2019.

| Actividad | Volumen (t) |
|-------------------|-------------|
| Pesca captura | 781.327 |
| Pesca continental | 25.485 |
| Acuicultura | 2.592 |

La Argentina es uno de los pocos países de Latinoamérica que presenta una acuicultura escasamente desarrollada. Esta actividad se inició en la década de los setenta con el cultivo de trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) en la región patagónica andina. En la misma década, en la Provincia del Chubut se realizaron los primeros ensayos en mar, con el mejillón (*Mytilus platensis*), vieira (*Zygochlamys patagonica*) y ostra plana (*Crassostrea gigas*) (Zárate 2013). El lento crecimiento de la actividad se produjo de forma escalonada hasta una producción máxima en 2014 que apenas superó las 4.000 t, valor que se redujo gradualmente en años posteriores (Tablas 1 y 2) hasta aproximadamente 2.592 t en 2019 (Panné Huidobro 2019).

Los avances científicos de los últimos 50 años han permitido mejorar en gran medida los conocimientos acerca del funcionamiento de los ecosistemas acuáticos así como la conciencia mundial sobre la necesidad de gestionarlos de forma sostenible. Veinticinco años después de la aprobación del Código de Conducta para la Pesca Responsable (FAO 1995), en la actualidad se reconoce ampliamente la importancia de utilizar los recursos pesqueros y acuícolas de forma responsable y se prioriza este objetivo. Desde 2015, estos esfuerzos fueron prioridad con miras a abordar en particular, de forma coherente y coordinada, el Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) N° 14 “Conservar y utilizar en forma sostenible los océanos, los mares y los recursos

Tabla 2. Producción acuícola argentina durante 2019.
Table 2. Argentine aquaculture production during 2019.

| Especie | Volumen (t) |
|--|-------------|
| Pacu (<i>Piaractus mesopotamicus</i>) | 1.063,05 |
| Trucha (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) | 1.201,74 |
| Carpas (<i>Cyprinus carpio</i> , <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> , <i>Aristichthys nobilis</i> , <i>Ctenopharyngodon idella</i>) | 103,81 |
| Salmon de río (<i>Brycon orbignyanus</i>) | 55,00 |
| Surubí (<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> y <i>P. coruscans</i>) | 87,11 |
| Tilapia (<i>Oreochromis niloticus</i>) | 23,70 |
| Dorado (<i>Salminus brasiliensis</i>) | 12,39 |
| Sábalo (<i>Prochilodus lineatus</i>) | 7,66 |
| Ostra (<i>Crassostrea gigas</i>) | 15,50 |
| Mejillones (<i>Mytilus edulis</i> , <i>M. chilensis</i> y <i>Aulacomya ater</i>) | 4,00 |
| Boga (<i>Leoporinus obtusidens</i>) | 9,63 |
| Total | 2.592,19 |

marinos para el desarrollo sostenible”, y otros ODS pertinentes para la pesca y la acuicultura. A tal fin, se acepta que la aplicación de políticas de ordenación de la pesca y la acuicultura con base científica, junto con regímenes previsibles y transparentes para la utilización y el comercio de pescado a nivel internacional, constituyen criterios sustantivos mínimos para la sostenibilidad de la pesca y la acuicultura (FAO 2020).

Revalorización de subproductos pesqueros

En la industria de los productos pesqueros existen tanto residuos de pescado, como también especies de bajo valor comercial que son descartadas. Según las estimaciones de FAO (2020), alrededor de 70 millones de toneladas de pescados y mariscos se procesan al año mediante eviscerado, fileteado, congelación, enlatado o curado. Durante el procesamiento y comercialización se producen subproductos (35-50%) compuestos en general por cabezas (9-12%), vísceras (12-18%), piel (1-3%), espinas (9-15%) y escamas (5%).

Los subproductos pesqueros contienen una

gran cantidad de proteínas, lípidos, vitaminas, pigmentos y minerales (Kristinsson y Rasco 2000; Gbogouri et al. 2004). Estos subproductos se pueden utilizar mediante distintos procesos industriales en la elaboración de ensilados e hidrolizados proteínicos que tienen ciertas aplicaciones en la obtención de productos dietéticos (quitosano), productos farmacéuticos (aceites), pigmentos naturales (tras la extracción) y cosméticos (colágeno), en las industrias del pienso para animales de compañía y para peces, en la producción de biodiesel y biogás, entre otras aplicaciones (FAO 2020). Los generados a escala industrial se destinan principalmente a la elaboración de harina y aceite de pescado, para lo cual se requiere la instalación de plantas harineras exigentes en energía y ávidas de cantidades importantes de materia prima.

Los residuos provenientes de la pesca en zonas donde no existen plantas de harina de pescado (HP), junto con los de la pesca artesanal y acuícola, son dispuestos directamente en fuentes hídricas o a orillas de éstas o reciben el mismo trata-

miento que los residuos sólidos urbanos, situación que puede causar problemas de contaminación.

Actualmente, los esfuerzos encaminados a la posibilidad de dar un uso adecuado a los residuos generados de la pesca y acuicultura y, evitar el impacto que puedan causar, han llevado a buscar opciones de revalorización de los mismos que sean viables desde el punto de vista ambiental y económico. Una alternativa viable a la HP es destinar los residuos de la pesca a la producción de ensilados por ser un proceso de fácil elaboración y que no exige alta inversión, obteniéndose un producto de buena calidad nutricional y microbiológicamente estable (Bello 1994; Berenz 1994; Toledo y Llanes Iglesias 2006).

El objetivo de esta revisión fue presentar los métodos de producción de ensilado de pescado (EP), sus características nutricionales, así como su utilización como insumo alimenticio o fertilizante en los campos de la acuicultura y agronomía.

Ensilado de pescado

Historia del ensilado

El ensilado de subproductos de pescado constituye una técnica antigua de preservación de la materia orgánica. La producción de ensilado se remonta a los años 1920, cuando Virtanen utilizó ácidos sulfúrico y clorhídrico para el mantenimiento del forraje vegetal. Este método se adoptó en Suecia por Edin en la década de los treinta, evaluándose la acidificación y la fermentación anaeróbica como métodos para la preservación de subproductos de pescado. Esta técnica continuó desarrollándose en Dinamarca en años posteriores, donde dichos subproductos se destinaban principalmente a la formulación de dietas para engorde de animales de granja, como aves y cerdos (Bottello 2005). Desde la década del cuarenta, el ensilado ha sido producido en varios países, como Polonia, Dinamarca, países escandinavos y los Países Bajos, los cuales siguieron el procesamiento del ensilado en escala comercial (Ramírez 2013).

En los años ochenta, la FAO impulsó las investigaciones sobre ensilados biológicos en el ámbito latinoamericano. Los resultados se expusieron en la Segunda Consulta de expertos sobre Tecnología de Productos Pesqueros en América Latina celebrada en Montevideo en 1989 (FAO 1990). Entre 2001-2002, en el Centro de Desarrollo Acuícola de Aguas Cálidas (CENADAC) conjuntamente con el Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), ambos de la Argentina, se implementó la tecnología de ensilado químico como una alternativa para la disminución de costos para las dietas de peces. Posteriormente, en 2004 reaparece el tema pero con el desarrollo de ensilados biológicos (Manca y Carrizo 2002; Panné Huidobro et al. 2006).

Definición de ensilado

En la industria de los productos pesqueros existen tanto residuos de pescado como también especies descartadas que poseen un alto contenido proteico. Ambas tienen la particularidad de sufrir rápidos procesos de alteración, produciendo malos olores, problemas de polución y contaminación ambiental. Una de las alternativas para aprovechar estos “residuos” la constituyen los ensilados, que son un producto semilíquido pastoso, elaborado a partir de pescado entero o de residuos del mismo en medio ácido (Seibel y Souza Soares 2003; Borghesi 2004; Ferraz de Arruda 2004; Toledo y Llanes Iglesias 2006). El descenso del pH puede obtenerse por la acción de ácidos (ensilado químico) o por fermentación microbiana (ensilado biológico) que utiliza una fuente de carbohidratos para producir el ácido *in situ* (Ramírez Ramírez 2009) en donde se activan las enzimas autolíticas (principalmente proteolíticas) que modifican las características intrínsecas del pescado e inhiben el desarrollo de bacterias deteriorantes y patógenas, confiriéndole al producto una conservación prolongada en el tiempo (Copes et al. 2006). Normalmente, se realiza a temperatura ambiente y el almacenamiento de este sistema durante cierto tiempo conducirá a los

cambios bioquímicos deseados. Este producto se puede emplear cuando el pH se estabiliza a valores cercanos a 4 y se mantiene con una composición semejante a la materia prima por alrededor de 30 días (Ferraz de Arruda 2004; Borghesi et al. 2008). Varios autores demostraron que el éxito en la producción de ensilado está relacionado con ciertas precauciones en la preparación del material residual, que debe molerse previamente y mezclarse bien para evitar la acumulación de material sin tratamiento. Idealmente, el material destinado a la producción de EP debe triturarse en partículas de 3,0 a 4,0 mm de diámetro. El ácido (agregado o producido) actúa para permitir la preservación de la biomasa pastosa, y la agitación de la mezcla, además de proporcionar la uniformidad deseada, evita que las partes no tratadas se pudran por la acción de las bacterias deteriorantes (Maia y de Oliveira Sales 2013).

La escala de producción es adaptable a los volúmenes de captura y puede ser aplicado tanto a la pesca industrial como artesanal y a la acuicultura. El producto final es fácil de manejar, ya que solo necesita contenedores sellados que pueden variar en tamaño según los requisitos de transporte final, desde bidones de 50 l hasta tanques o silos de 30 t (Ramírez 2013).

Tipos de ensilado de pescado

Ensilado químico

Los ensilados químicos (EQ) se basan en la utilización de ácidos orgánicos (fórmico, propiónico, acético, cítrico) o inorgánicos (sulfúrico, clorhídrico, fosfórico), éstos generan un ambiente que inhibe el desarrollo de los microorganismos putrefactivos y patógenos (Berenz 1997). Distintos autores han trabajado en determinar que ácidos y en que proporciones son más eficientes para la preparación de ensilados con distintas especies de peces (Ferraz de Arruda 2004).

El descenso de pH de los ensilados depende de la materia prima y de la proporción y tipo de ácido (Tabla 3). Es importante señalar que los áci-

dos ejercen dos efectos sobre los microorganismos, aunque estrechamente relacionados. En primer lugar, existe un efecto antimicrobiano debido a la acidez del medio. En segundo lugar, la forma disociada del ácido permite su difusión libre a través de la membrana celular hacia el citoplasma suprimiendo sistemas enzimáticos y de transporte de nutrientes (Pölonen 2000; Roth 2000).

En los primeros EQ se trabajó con ácidos minerales como sulfúrico y clorhídrico, y/o mezclas de ellos, con muy buenos resultados. En trabajos más recientes se prefiere la utilización de ácidos orgánicos. Éstos, son generalmente más caros que los minerales pero producen ensilados menos ácidos y no exigen una neutralización antes del uso. Si solo se usan ácidos minerales, el pH debe estar alrededor de 2 para detener el crecimiento microbiano y esto requiere aumentar el pH agregando una base antes de incluirlo en el alimento (Olsen y Toppe 2017).

Los ácidos más comúnmente utilizados eran: sulfúrico, fórmico, acético y propiónico. El ácido fórmico es uno de los ácidos orgánicos más elegidos como acidificante en dietas de animales. Fernández Herrero et al. (2008, 2009, 2019a, 2019b) utilizaron el ácido fórmico en distintas proporciones (2,5 al 4,5%) con residuos de peces marinos, obteniendo buenos resultados. En varios estudios se recomienda una mezcla de ácidos fórmico y propiónico (Anbe 2011; De et al. 2020). La mezcla de ácido sulfúrico con ácido fórmico o ácido fosfórico en distintas proporciones demostró ser eficiente en la producción de EQ. Esta posibilidad de sustituir el ácido fórmico por ácido fosfórico es interesante, ya que permite la reducción de los costos de producción de ensilado (Góngora y Ruiz 2008; Botello et al. 2010; Llanes Iglesias et al. 2012; Vignezzi 2012; Yupanqui Pajuelo 2013; Vásquez Zuluaga 2015; Tezel et al. 2016; Fernández Herrero et al. 2017a, 2018). En otros trabajos se buscó reducir costos usando ácido acético (Crexi et al. 2009; Reyes Ramos 2010; Perea Román et al. 2017; Lopes de Lima et al. 2020) y ácido clorhídrico (Tanuja et al. 2017).

Tabla 3. Tecnologías empleadas en la preparación de los ensilados químicos de pescado.
 Table 3. Technologies used in the preparation of chemical fish silage.

| Materia prima | Ácidos | País | Bibliografía |
|--|---|-----------|---|
| <i>Merluccius hubbsi</i> | Ácido sulfúrico:ácido fórmico | Argentina | Góngora y Ruiz (2008) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> | (2,5-3,5 y 4,5%) ácido fórmico | Argentina | Fernández Herrero et al. (2008) |
| <i>Cyprinus carpio</i> | 10% ácido acético glacial | Brasil | Crexi et al. (2009) |
| <i>Salilota australis</i> | 4,5% ácido fórmico | Argentina | Fernández Herrero et al. (2009) |
| <i>Opisthonema oglinum</i> | Ácido sulfúrico-fórmico / ácido fosfórico-cítrico | Cuba | Botello et al. (2010) |
| <i>Hypostomus plecostomus</i> | Ácido fosfórico-cítrico / ácido sulfúrico-acético | México | Reyes Ramos (2010) |
| <i>Sardinella brasiliensis</i> | Ácido fórmico / propiónico | Brasil | Anbe (2011) |
| <i>Oreochromis niloticus</i> | 2% ácido sulfúrico y 1% ácido fórmico | Cuba | Llanes Iglesias et al. (2012) |
| <i>Cyprinus carpio</i> | Ácido fórmico / ácido sulfúrico | Argentina | Viglezzi (2012) |
| <i>Trachurus murphy</i> | Ácido fórmico / ácido sulfúrico 3% | Perú | Yupanqui Pajuelo (2013) |
| <i>Epinephelus malabaricus</i> | (2-2,5 y 3%) ácido fórmico | India | Ramasubburayan et al. (2013) |
| <i>Piaractus brachyomus</i> | Ácido fórmico y el ácido sulfúrico | Colombia | Vásquez Zuluaga (2015) |
| Desecho pesquero | 1,5% ácido fórmico - 1,5% sulfúrico | Turquía | Tezel et al. (2016) |
| <i>Cyprinus carpio</i> | 1,5% ácido fórmico - 1,5% ácido clorhídrico | India | Tanuja et al. (2017) |
| <i>Acanthistius patachonicus</i> | 3,0-3,5% ácido fórmico-fosfórico o fórmico | Argentina | Fernández Herrero et al. (2017a) |
| <i>Oncorhynchus mykiss</i> | Ácido fórmico / ácido acético | Colombia | Perea Román et al. (2017) |
| Residuos de pescado | (2,5-3,5 y 4.5%) ácido sulfúrico o fórmico | India | Palkar et al. (2017) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> | 3,0% ácido fórmico-fosfórico / 3,0% fórmico | Argentina | Fernández Herrero et al. (2018) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> | 3,0% ácido fórmico | Argentina | Fernández Herrero et al. (2019a, 2019b) |
| Residuos de pescado | Ácido fórmico / ácido propiónico | India | De et al. (2020) |
| <i>Pseudoplatystoma corruscans</i> / <i>Piaractus brachyomus</i> | 10% ácido acético | Brasil | Lopes de Lima et al. (2020) |

Actualmente, en Escandinavia, Polonia, Dinamarca y los Países Bajos se pueden encontrar

mercados bien establecidos para el EQ a partir de subproductos de pescado. Se utiliza ensilado de

pescado blanco, como alternativa a la HP y se vende a un precio más bajo en una base de peso seco equivalente (Ramírez 2013). En Noruega existen alrededor de 50 plantas de procesamiento de salmón, la mayoría de las cuales llevan a cabo la conservación ácida de subproductos. También se utiliza para preservar los subproductos del procesamiento de peces silvestres cuando la producción tradicional de HP no es conveniente. Algunos buques pesqueros más grandes utilizan la preservación ácida (ensilado ácido) de subproductos y captura secundaria (Olsen et al. 2014).

Ensilado biológico

Para la obtención del ensilado biológico (EB) se requiere una fuente de carbohidratos y microorganismos que permitan la fermentación láctica y la consecuente disminución del pH (Llanes Iglesias et al. 2007a). Bacterias ácido lácticas (*Lactobacillus* spp., *Bacillus* spp., etc), hongos (*Aspergillus* spp.) y levaduras (*Saccharomyces* spp.) se encuentran entre los microorganismos que utilizan las materias orgánicas como los carbohidratos (almidones: como harina de maíz, trigo, arroz, yuca, papa, cebada; azúcares: melaza, miel, sacarosa, glucosa) como fuente de energía para el crecimiento y carbono para la síntesis de la biomasa celular durante la fermentación. Los ácidos orgánicos producidos a través de la fermentación dan como resultado la reducción de la acidez del producto y previenen el crecimiento de otros microorganismos deteriorantes, proporcionando un medio adecuado para la actividad de las enzimas proteolíticas del propio pescado (presentes principalmente en las vísceras) que degradarán las proteínas a péptidos y aminoácidos libres (Areche et al. 1992; Bello 1994). Este proceso de producción de ensilado es más complicado que la acidificación directa, ya que debe existir un cultivo iniciador, pero podría ser adecuado en países donde los azúcares fermentables están fácilmente disponibles (Olsen y Toppe 2017).

Las bacterias ácido lácticas producen ácido

láctico durante el proceso y se sabe que algunas cepas de *Aspergillus* y *Saccharomyces* producen ácido cítrico a partir de carbohidratos (Khodanazary et al. 2013). Complementado la actividad de las bacterias ácido lácticas en los ensilados, se suele utilizar en la elaboración de los mismos ácido sórbico. Su uso hace que se prevenga la formación de hongos, mohos o levaduras.

El EB presenta una serie de ventajas: sencilla manipulación, posibilidad de agregar diferentes cepas de bacterias ácido lácticas, permite la utilización de carbohidratos de costo razonable y de fácil disponibilidad en la zona, la no destrucción de aminoácidos esenciales que hace que la proteína retenga su valor nutritivo y la obtención de un producto de sabor y olor atractivo, agradable y apetecible (Panné Huidobro et al. 2006).

Varios autores trabajaron en la utilización de subproductos pesqueros con distintas combinaciones de bacterias ácido lácticas y fuentes de carbohidratos para producir EB, obteniendo productos con alto valor nutricional (Tabla 4). Utilizaron diferentes bacterias ácido lácticas como *Lactobacillus plantarum* (Vázquez et al. 2010; Góngora et al. 2012; Khodanazary et al. 2013; Vázquez Zuluaga 2015; Ortega Toro y Hoyos Concha 2016; Sánchez Trujillo et al. 2016; Fernández Herrero et al. 2017b, 2017c, 2019a; Harrabi et al. 2017; Perea Román et al. 2017); *Lactobacillus* spp. (Cipriano Salazar et al. 2015); bacterias del yogur, *Lactobacillus casei*, *Lactobacillus acidophilus*, *Lactobacillus bulgaricus* y *Streptococcus thermophilus* (Sesto 2010; Spanopoulos et al. 2010; Fernández Herrero et al. 2011, 2013, 2015a, 2015b, 2015c, 2016; Llanes Iglesias et al. 2012; Gama Ortiz 2013); *Pediococcus acidilactici* y *Enterococcus faecium* (Rai et al. 2010) entre otros. En todos los casos, se añade una fuente fermentable de hidratos de carbono como melaza (Spanopoulos et al. 2010; Baldovino Pacce et al. 2011; Guedes 2012; Gama Ortiz 2013; Góngora 2013; Cipriano Salazar et al. 2015; Vázquez Zuluaga 2015; Churacutipa Mamani 2016; Sánchez Trujillo et al. 2016; Jato-

Tabla 4. Tecnologías empleadas en la preparación de los ensilados biológicos de pescado.
 Table 4. Technologies used in the preparation of biological fish silage.

| Materia prima | Microorganismos | Fuente de carbono | País | Bibliografía |
|--|---|-------------------|-----------|----------------------------------|
| <i>Cyprinus carpio</i> | <i>Lactobacillus bulgaricus</i> / <i>Streptococcus thermophilus</i> | Miel / sacarosa | Argentina | Sesto (2010) |
| Procesamiento de mejillones | <i>Lactobacillus plantarum</i> / <i>Lactobacillus casei</i> | Glucosa | España | Vázquez et al. (2010) |
| <i>Thunnus albacares</i> / <i>Oreochromis</i> | <i>Lactobacillus casei</i> | Melaza | México | Spanopoulos et al. (2010) |
| <i>Labeo rohita</i> / <i>Catla catla</i> | <i>Enterococcus faecium</i> / <i>Pediococcus acidilactic</i> | Dextrosa | India | Rai et al. (2010) |
| Residuo de pescado | Yogurt | Harina de yuca | Colombia | Perea Román et al. (2011) |
| <i>Cyprinus carpio</i> | <i>Lactobacillus bulgaricus</i> / <i>Streptococcus thermophilus</i> | Miel | Argentina | Fernández Herrero et al. (2011) |
| <i>Cynoscion guatucupa</i> y <i>Merluccius hubbsi</i> | <i>Lactobacillus delbruecki</i> / <i>Streptococcus thermophilus</i> | Melaza /sacarosa | Uruguay | Baldovino Pacce et al. (2011) |
| Tilapia | <i>Lactobacillus acidophilus</i> | Miel | Cuba | Llanes Iglesias et al. (2012) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> | <i>Lactobacillus plantarum</i> / <i>Lactobacillus buchneri</i> | Glucosa /sacarosa | Argentina | Góngora et al. (2012) |
| <i>Pseudoplatystoma</i> spp. | <i>Lactobacillus sakei</i> / <i>Weissella viridensis</i> | Maicena / melaza | Brasil | Guedes (2012) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> | <i>Lactobacillus lactis</i> / <i>Lactobacillus fermentum</i> / <i>Lactobacillus sakei</i> | Melaza | Argentina | Góngora (2013) |
| <i>Dosidiscus gigas</i> y <i>Argopecten ventricus</i> | <i>Lactobacillus casei</i> y <i>Streptococcus thermophilus</i> | Melaza | México | Gama Ortiz (2013) |
| <i>Engraulis anchoita</i> | <i>Lactobacillus bulgaricus</i> / <i>Streptococcus thermophilus</i> | Miel | Argentina | Fernández Herrero et al. (2013) |
| <i>Clupeonella engrauliformis</i> | <i>Lactobacillus plantarum</i> / <i>Bacillus subtilis</i> | Harina de trigo | Irán | Khodanazary et al. (2013) |
| <i>Engraulis anchoita</i> | <i>Lactobacillus bulgaricus</i> / <i>Streptococcus thermophilus</i> | Hez de cebada | Argentina | Fernández Herrero et al. (2015a) |
| <i>Plecostomus</i> spp. | <i>Lactobacillus</i> spp. | Melaza | México | Cipriano Salazar et al. (2015) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> | <i>Lactobacillus bulgaricus</i> / <i>Streptococcus thermophilus</i> | Sacarosa | Argentina | Fernández Herrero et al. (2015b) |
| <i>Piaractus brachypomus</i> | <i>Lactobacillus plantarum</i> | Melaza / suero | Colombia | Vásquez Zuluaga (2015) |
| <i>Micropogonias furnieri</i> | <i>Lactobacillus bulgaricus</i> / <i>Streptococcus thermophilus</i> | Sacarosa | Argentina | Fernández Herrero et al. (2015c) |

Tabla 4. Continuación.
Table 4. Continued.

| Materia prima | Microorganismos | Fuente de carbono | País | Bibliografía |
|--|--|-------------------|-----------|----------------------------------|
| <i>Oncorhynchus mykiss</i> | <i>Lactobacillus plantarum</i> | Melaza | Colombia | Sánchez Trujillo et al. (2016) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> | <i>Lactobacillus bulgaricus</i> / <i>Streptococcus thermophilus</i> | Sacarosa | Argentina | Fernández Herrero et al. (2016) |
| Tilapia roja | <i>Lactobacillus plantarum</i> | Harina de yuca | Colombia | Ortega Toro y Hoyos (2016) |
| <i>Oncorhynchus mykiss</i> | <i>Aspergillus oryzae</i> | Melaza | Perú | Churacutipa Mamani (2016) |
| <i>Micropogonias furnieri</i> | <i>Lactobacillus plantarum</i> | Sacarosa | Argentina | Fernández Herrero et al. (2017b) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> | <i>Lactobacillus plantarum</i> | Sacarosa | Argentina | Fernández Herrero et al. (2017c) |
| <i>Penaeus kerathurus</i> y <i>Octopus vulgaris</i> | <i>Lactobacillus plantarum</i> | Sacarosa | Túnez | Harrabi et al. (2017) |
| <i>Dicentrarchus labrax</i> | <i>Lactobacillus brevis</i> / <i>Enterococcus gallinarum</i> | Melaza | Turquía | Özyurt et al. (2017) |
| <i>Oncorhynchus mykiss</i> | <i>Lactobacillus plantarum</i> | Melaza / yuca | Colombia | Perea Román et al (2017) |
| <i>Arapaima gigas</i> | Bacterias lácticas | Melaza / plátano | Perú | Sosa Espinosa (2017) |
| <i>Pseudupeneus maculatus</i> | Yogurt | Melaza / maicena | Brasil | Jatobá y Oliveira Filho (2017) |
| Residuos de pescado marino | <i>Lactobacillus</i> spp. | Sacarosa / mango | México | Ramírez Ramírez et al. (2018) |
| <i>Acanthistius patachonicus</i> | <i>Lactobacillus plantarum</i> | Sacarosa | Argentina | Fernández Herrero et al. (2019a) |
| Cabezas de langostino | <i>Lactobacillus fermentus</i> | Melaza | Perú | Castillo et al. (2019) |
| <i>Pseudoplatystoma corruscans</i> / <i>Piaractus brachypomus</i> | Yogurt | Sacarosa | Brasil | Lopes de Lima et al. (2020) |

bá y Oliveira Filho 2017; Özyurt et al. 2017; Perea Román et al. 2017; Sosa Espinosa 2017; Castillo et al. 2019), dextrosa (Rai et al. 2010), glucosa (Vázquez et al. 2010; Góngora et al. 2012), sacarosa (Sesto 2010; Baldovino Pacce et al. 2011; Góngora et al. 2012; Fernández Herrero et al. 2015b, 2015c, 2016, 2017b, 2017c, 2019a; Harrabi et al. 2017; Ramírez Ramírez et al. 2018; Lopes de Lima et al. 2020), miel (Sesto 2010;

Fernández Herrero et al. 2011, 2013; Llanes Iglesias et al. 2012), maicena (Guedes 2012; Jatobá y Oliveira Filho 2017), harina de trigo (Khodanazary et al. 2013), hez de malta de cebada (Fernández Herrero et al. 2015a), yuca / suero lácteo / plátano / mango (Perea Román et al. 2011, 2017; Vásquez Zuluaga 2015; Ortega Toro y Hoyos 2016; Sosa Espinosa 2017; Ramírez Ramírez et al. 2018).

Composición nutricional del ensilado de pescado

El pescado y los productos pesqueros contienen agua, proteínas y otros compuestos de nitrógeno, lípidos, carbohidratos, minerales y vitaminas. La composición bioquímica varía de una especie de pescado a otra y hasta dentro de la misma especie, dependiendo de la época del año, tipo de alimentación, grado de maduración gonadal y sexo. Además, puede presentar variaciones dentro del mismo pez dependiendo de la parte que se utilice (Huss 1998). Debido a que la composición del EP es muy semejante a la de la materia prima (Fernández Herrero et al. 2019a), su valor nutricional también varía según los factores citados. Además dependerá de si se utilizan los peces enteros, los residuos o solo las vísceras, y también del tipo de ensilado químico o biológico (Tabla 5).

Los EP tienen una alta calidad nutricional, similar a la HP (en relación al porcentaje de proteínas en base seca). En general, los ensilados ácidos presentan mayor porcentaje de proteínas, valores cercanos al de una harina Prime que contiene alrededor de 67% de proteínas, 12% de grasas, 14% de cenizas y 10% de humedad (Cifuentes 2002); mientras que los ensilados biológicos, presentan menor porcentaje de proteínas debido a la presencia de carbohidratos y fibras, lo cual está asociado al material fermentable utilizado.

En cuanto al contenido graso en los EP, éste variará además dependiendo de la presencia o no de vísceras y del tipo de pescado utilizado. El porcentaje de grasa del pescado es muy variado y, dependiendo de la forma como almacenan los lípidos de reserva energética, se clasifican en magros o en grasos. Los pescados magros usan el hígado como su depósito energético (merluza, lenguado) y los grasos (anchoíta, caballa) almacenan los lípidos en células grasas en todas partes del cuerpo (generalmente localizadas en el tejido subcutáneo, en los músculos del vientre y en los músculos que mueven las aletas y cola). Algunas especies que guardan grandes cantidades de lípidos, también la

depositan en la cavidad ventral (Huss 1998). Por otro lado, los altos valores de ceniza están relacionados directamente con la alta presencia de estructuras óseas (cabezas y esqueletos).

Valor nutricional de los ensilados

La composición química del ensilado de pescado es semejante al de la materia prima que le dio origen e incluye proteínas de elevado valor biológico con perfil adecuado de aminoácidos, ácidos grasos poliinsaturados (AGPI) de la serie omega3 (n3) como el EPA (ácido eicosapentaenoico) y el DHA (ácido docosahexaenoico), micronutrientes como vitamina A y D, riboflavina, niacina y minerales (Anbe 2011).

Las proteínas

Para evaluar el aporte nutricional de una proteína se utilizan distintos índices, entre los que se incluyen el “score químico” o “cómputo químico” (CQ) y el “índice de eficiencia proteica” (*protein efficiency ratio*: PER) (Tabla 6). El CQ de un insumo proteico informa sobre la capacidad para satisfacer los requerimientos de aminoácidos esenciales (AAE) que tenga la especie a alimentar respecto de una proteína de referencia (Sgarbieri 1987). El CQ fue aplicado por distintos autores en estudios de nutrición de peces y crustáceos (Bhaskar et al. 2008; Espinosa Chaurand et al. 2013).

Vidotti et al. (2003) hallaron que la lisina, histidina, metionina y fenilalanina están presentes en concentraciones más altas, mientras que la valina y la isoleucina son deficientes en ensilados ácidos y, la arginina es deficiente en ensilados fermentados. A su vez, el nivel de triptófano se halló por debajo de los estándares de la NRC (1993) y solo superado en el ensilado ácido de peces de agua dulce enteros, por lo que de acuerdo con el CQ, el triptófano es el aminoácido limitante. También se halló al triptófano como limitante en ensilados de subproductos de *Micropogonias furnieri* y de *Merluccius hubbsi* (Fernández Herrero et al. 2017d, 2018). La valina se halló en cantidades

Tabla 5. Composición química de distintos tipos de ensilados (% MS).
Table 5. Chemical composition of different types of silage (% DM).

| Materia prima | %P | %EE | %C | %HC | Bibliografía |
|--|-------|-------|-------|-------|--------------------------------------|
| <i>Oreochromis niloticus</i> | 33,00 | 12,25 | 25,07 | - | Borghesi (2004) (B) |
| <i>Oreochromis niloticus</i> | 42,53 | 11,94 | 20,64 | 24,89 | Toledo y Llanes Iglesias (2006) (B) |
| <i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> , <i>Oncorhynchus mykiss</i> y <i>Pimelodus groskopfii</i> | 33,01 | 35,74 | 15,28 | 16,14 | Holguin et al. (2009) (B) |
| <i>Cyprinus carpio</i> (carpa) | 54,82 | 9,09 | 12,67 | 23,41 | Sesto (2010) (B) |
| <i>Thunnus albacares</i> | 30,52 | 14,26 | 21,11 | 34,10 | Spanopoulos et al. (2010) (B) |
| <i>Oreochromis</i> sp. | 26,84 | 16,04 | 10,05 | 47,07 | Spanopoulos et al. (2010) (B) |
| <i>Cyprinus carpio</i> (carpa) | 57,39 | 6,93 | 10,59 | ND | Fernández Herrero et al. (2011) (B) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> | 63,50 | 5,60 | 11,30 | ND | Góngora (2013) (B) |
| <i>Engraulis anchoita</i> (anchoíta) | 49,41 | 21,35 | 7,92 | ND | Fernández Herrero et al. (2013) (B) |
| <i>Engraulis anchoita</i> (anchoíta) | 48,29 | 12,09 | 7,89 | 31,73 | Fernández Herrero et al. (2015a) (B) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> (merluza) | 44,58 | 13,19 | 12,12 | 24,34 | Fernández Herrero et al. (2015b) (B) |
| <i>Micropogonias furnieri</i> (corvina) | 41,27 | 9,91 | 13,45 | 27,99 | Fernández Herrero et al. (2015c) (B) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> (merluza) | 47,90 | 15,80 | 8,70 | - | Fernández Herrero et al. (2016) (B) |
| <i>Arapaima gigas</i> (paiche) | 32,05 | 16,91 | 18,10 | 32,94 | Sosa Espinosa (2017) (B) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> (merluza) | 58,23 | 9,40 | 9,90 | 22,47 | Fernández Herrero et al. (2017c) (B) |
| <i>Micropogonias furnieri</i> (corvina) | 41,28 | 15,05 | 16,89 | ND | Fernández Herrero et al. (2017b) (B) |
| <i>Acanthistius patachonicus</i> (mero) | 56,21 | 8,65 | 12,28 | 21,73 | Fernández Herrero et al. (2019a) (B) |
| <i>Cynoscion</i> sp. | 53,79 | 16,80 | 21,13 | - | Seibel y Souza Soares (2003) (Q) |
| <i>Sorgentinia incisan</i> (cornalito) | 61,87 | 14,52 | 27,71 | - | Fernández Herrero et al. (2004) (Q) |
| <i>Aristichthys nobilis</i> | 51,97 | 14,59 | 25,23 | - | Llanes Iglesias et al. (2007 b) (Q) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> (merluza) | 61,88 | 20,63 | 16,50 | - | Góngora y Ruiz (2008) (Q) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> (merluza) | 70,71 | 18,78 | 11,43 | - | Fernández Herrero et al. (2008) (Q) |
| <i>Salilota australis</i> (bacalao criollo) | 74,22 | 9,39 | 17,22 | - | Fernández Herrero et al. (2009) (Q) |
| <i>Sardinella brasiliensis</i> (sardina) | 65,62 | 21,23 | 13,11 | - | Anbe (2011) (Q) |
| <i>Epinephelus malabaricus</i> | 36,06 | 12,24 | 14,04 | - | Ramasubburayan et al. (2013) (Q) |
| <i>Cyprinus carpio</i> (carpa) | 60,74 | 9,12 | 26,85 | - | Viglezzi (2012) (Q) |
| <i>Trachurus murphy</i> | 72,75 | 19,81 | 6,86 | - | Yupanqui Pajuelo (2013) (Q) |
| <i>Acanthistius patachonicus</i> (mero) | 71,56 | 13,28 | 12,70 | - | Fernández Herrero et al. (2017a) (Q) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> (merluza) | 64,60 | 18,66 | 16,74 | - | Fernández Herrero et al. (2018) (Q) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> (merluza) | 64,00 | 13,10 | 21,66 | - | Fernández Herrero et al. (2019b) (Q) |

P: proteínas, EE: extracto etéreo, C: cenizas, HC: hidratos de carbono. Ensilados químico (Q) y biológico (B).

deficientes en el ensilado ácido de merluza coincidiendo con Vidotti et al. (2003), mientras que el resto de los aminoácidos están presentes en cantidades suficientes o superior al valor requerido.

El PER es un método fiable que calcula la calidad nutricional de las proteínas en un ensayo *in vivo* mediante la medición del crecimiento de un animal en estudio (aumento de peso g⁻¹ de proteí-

Tabla 6. Composición de aminoácidos esenciales (AAE) de ensilados proteicos (g 100 g⁻¹ de proteína) y cómputo químico (CQ).
 Table 6. Essential amino acids (EAA) composition of protein silage (g 100 g⁻¹ of protein) and chemical count (CQ).

| AAE | Ensilados | | | | | | | | | Ref. | CQ | | | | | | | |
|--------------|-----------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|--|
| | A | B | C | D | E | F | G | H | A | | B | C | D | E | F | G | H | |
| Treonina | 5,50 | 5,43 | 4,97 | 4,58 | 5,12 | 5,28 | 4,68 | 4,72 | 3,75 | 1,47 | 1,45 | 1,33 | 1,22 | 1,37 | 1,41 | 1,25 | 1,26 | |
| Histidina | 3,09 | 2,63 | 5,85 | 5,70 | 3,08 | 2,75 | 2,52 | 2,20 | 1,72 | 1,80 | 1,53 | 3,40 | 3,31 | 1,79 | 1,60 | 1,47 | 1,28 | |
| Arginina | 9,19 | 6,45 | 2,19 | 6,11 | 1,80 | 7,72 | 2,49 | 7,27 | 4,20 | 2,19 | 1,54 | 0,52 | 1,45 | 0,43 | 1,84 | 0,59 | 1,73 | |
| Metionina | 2,06 | 3,31 | 6,03 | 3,75 | 4,97 | 5,31 | 5,54 | 5,37 | 2,68 | 0,77 | 1,24 | 2,25 | 1,40 | 1,85 | 1,98 | 2,07 | 2,00 | |
| Valina | 5,58 | 6,79 | 5,77 | 4,16 | 5,83 | 3,92 | 5,06 | 4,31 | 2,80 | 1,99 | 2,43 | 2,06 | 1,49 | 2,08 | 1,40 | 1,81 | 1,54 | |
| Triptofano | 0,09 | 0,08 | 0,65 | 0,66 | 0,87 | 1,34 | 0,61 | 0,43 | 1,00 | 0,09 | 0,08 | 0,65 | 0,66 | 0,87 | 1,34 | 0,61 | 0,43 | |
| Fenilalanina | 4,30 | 4,41 | 4,32 | 4,08 | 4,07 | 4,26 | 3,63 | 3,35 | 3,75 | 1,15 | 1,18 | 1,15 | 1,09 | 1,09 | 1,14 | 0,97 | 0,89 | |
| Isoleucina | 4,73 | 5,17 | 5,05 | 3,10 | 5,00 | 3,10 | 4,63 | 2,51 | 3,11 | 1,52 | 1,66 | 1,62 | 1,00 | 1,61 | 1,00 | 1,49 | 0,81 | |
| Leucina | 8,16 | 9,08 | 8,00 | 7,33 | 9,31 | 7,57 | 6,72 | 6,23 | 3,39 | 2,41 | 2,68 | 2,36 | 2,16 | 2,75 | 2,23 | 1,98 | 1,84 | |
| Lisina | 10,57 | 6,79 | 9,16 | 7,9 | 9,92 | 9,09 | 5,94 | 6,77 | 5,12 | 2,06 | 1,33 | 1,79 | 1,54 | 1,94 | 1,78 | 1,16 | 1,32 | |

A: químico de residuos de merluza (Fernández Herrero et al. 2018), B: biológico de residuos de corvina (Fernández Herrero et al. 2017d), C: biológico de residuos de pescado marino (Vidotti et al. 2003), D: químico de residuos de pescado marino (Vidotti et al. 2003), E: biológico de residuos de pescado de agua dulce (Vidotti et al. 2003), F: químico de residuos de pescado de agua dulce (Vidotti et al. 2003), G: biológico de residuos de tilapia (Vidotti et al. 2003), H: químico de residuos de tilapia (Vidotti et al. 2003), Ref.: requerimientos de AAE (en g 100 g⁻¹ de proteína) de tilapia del Nilo (NRC 1993).

na en el alimento); sin embargo, presenta la desventaja de que es un método caro y requiere mucho tiempo (Šližyte et al. 2005). Frente a estas dificultades, Alsmeyer et al. (1974) y Lee et al. (1978) citado por Ovissipour et al. (2009), demostraron que las cantidades relativas de los diversos aminoácidos en los alimentos podrían utilizarse como estimadores confiables de calidad de la proteína real y desarrollaron ecuaciones matemáticas para predecir los valores de PER (Tabla 7).

Fernández Herrero et al. (2017d, 2018) hallaron en EB de subproductos de corvina (*M. furnieri*) y EQ de merluza (*M. hubbsi*) valores de PER similares o mayores a los reportados por Schuchardt (2005) para HP y a los resultados de Ovissipour et al. (2009, 2010) en hidrolizados de vísceras de atún (*Thunnus albacares*) y esturión persa (*Acipenser persicus*) (Tabla 8).

Este tipo de índices (CQ y PER) son muy útiles si los EP son considerados como un ingrediente

en dietas equilibradas, evidenciando que, a pesar de deficiencias menores en ciertos aminoácidos esenciales, los ensilados no pierden su valor nutricional.

Los lípidos

En los EP la composición de ácidos grasos (AG) es muy variable dependiendo directamente de la materia prima utilizada en su elaboración. La mayoría de los estudios sobre la composición de AG de los aceites de pescado se refieren a partes comestibles; sin embargo, existen muchos trabajos sobre ensilados de subproductos pesqueros que han determinado la composición de los ácidos grasos y además han utilizado como criterio de evaluación de la calidad de las grasas la relación entre ácidos grasos poliinsaturados y los saturados.

En los estudios revisados de EP ácidos y biológicos de especies marinas y dulceacuícolas (Tabla

Tabla 7. Ecuaciones para el cálculo del índice de eficiencia proteica (PER). Tomado de Alsmeyer et al. (1974) y Lee et al. (1978) citado por Ovissipour et al. (2009).

Table 7. Equations for calculating the protein efficiency ratio (PER). Taken from Alsmeyer et al. (1974) and Lee et al. (1978) cited in Ovissipour et al. (2009).

| Nº de ecuación | Ecuación |
|----------------|--|
| 1 | $-0,684 + 0,456 [\text{Leu}] - 0,047 [\text{Pro}]$ |
| 2 | $-0,468 + 0,454 [\text{Leu}] - 0,104 [\text{Tyr}]$ |
| 3 | $-1,816 + 0,435 [\text{Met}] + 0,780 [\text{Leu}] + 0,211 [\text{His}] - 0,944 [\text{Tyr}]$ |
| 4 | $0,08084 [X_7] - 0,1094$ |
| 5 | $0,06320 [X_{10}] - 0,1539$ |

$X_7 = \text{Thr} + \text{Val} + \text{Met} + \text{Ile} + \text{Leu} + \text{Phe} + \text{Lys}$; $X_{10} = X_7 + \text{His} + \text{Arg} + \text{Tyr}$

Tabla 8. Índice de eficiencia proteica (PER) de ensilado de merluza (*Merluccius hubbsi*) y corvina (*Micropogonias furnieri*); harina de pescado (HP) e hidrolizados de atún (*Thunnus albacares*) y esturión (*Acipenser persicus*).

Table 8. Protein efficiency ratio (PER) of silage of hake (*Merluccius hubbsi*) and croaker (*Micropogonias furnieri*); fish meal (HP) and hydrolyzed tuna (*Thunnus albacares*) and Sturgeon (*Acipenser persicus*).

| Nº de ecuación (Tabla 7) | PER | | | | |
|--------------------------|---------|---------|------|----------|------|
| | Merluza | Corvina | Atún | Esturión | HP |
| 1 | 2,80 | 2,72 | - | 2,40 | 2,68 |
| 2 | 3,02 | 3,44 | 2,89 | 2,52 | 2,74 |
| 3 | 4,15 | 5,34 | 5,38 | 6,45 | 3,02 |
| 4 | 3,20 | 3,20 | 2,85 | 3,16 | 2,84 |
| 5 | 3,34 | 3,14 | 3,33 | 3,14 | 2,87 |

9), el ácido graso saturado (AGS) más abundante fue el palmítico (C16:0), con un valor mínimo de 16,14% (*Cyprinus carpio*; Crexi et al. 2009) y un valor máximo de 30,16% (*Acanthistius patachonicus*; Fernández Herrero et al. 2019a). El ácido palmítico es reconocido como una fuente de energía metabólica durante el crecimiento y formación de huevos en los peces (Özyurt et al. 2015). Otros AGS con una amplia variación en su concentración son el ácido mirístico (C14:0), con un valor mínimo de 2,54 % (*M. hubbsi*; Fernández Herrero et al. 2017e) y un valor máximo de 14,12% (*Equulite kluzingeri*; Özyurt et al. 2015),

y el ácido esteárico (C18:0) cuyo intervalo se halla entre 2,45% (*M. hubbsi*) hasta 8,67% (*E. kluzingeri*). En cuanto a los ácidos grasos monoinsaturados (AGMI), el más abundante identificado en los ensilados analizados fue el ácido oleico (C18:1n9), con valores que van desde 8,9% (*E. kluzingeri*) a 32,67% en tilapia (Vidotti et al. 2011). El ácido graso poliinsaturado (AGPI) más abundante en los ensilados fue el DHA, excepto en tilapia y carpa, donde el ácido linoleico llega a valores entre 9,47 y 10,35% y, el ácido linolénico se encontró entre 0,81 a 7,17% (ensilado de tilapia y carpa, respectivamente).

Tabla 9. Perfil de ácidos grasos en ensilados de distintas especies de peces.
 Table 9. Profile of fatty acids of silage from different fish species.

| Ácidos grasos | | Ensilados | | | | | | | | | |
|-------------------------------------|-----------------|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | A | B | C | D | E | F | G | H | I | J |
| Ácido mirístico | C14:0 | 2,65 | 2,54 | 2,81 | 4,54 | 5,16 | 3,24 | 3,15 | 14,10 | 14,12 | 3,82 |
| | C15:0 | 0,35 | 0,31 | 0,83 | 0,70 | - | 0,45 | 0,45 | 0,23 | 0,24 | 1,20 |
| Ácido palmítico | C16:0 | 20,27 | 22,10 | 28,58 | 23,20 | 30,16 | 24,03 | 23,58 | 25,04 | 25,05 | 16,14 |
| | C17:0 | 0,60 | 0,23 | 1,32 | 0,60 | - | 0,63 | 0,63 | 0,26 | 0,23 | 1,10 |
| Ácido esteárico | C18:0 | 2,57 | 2,45 | 9,22 | 6,73 | 7,37 | 4,77 | 5,04 | 8,33 | 8,67 | 3,17 |
| | C20:0 | - | - | - | - | - | 0,27 | 0,36 | 0,03 | 0,96 | 0,25 |
| | C21:0 | 0,27 | 0,26 | 0,49 | 0,30 | - | - | - | - | - | 0,18 |
| | C22:0 | 0,49 | 0,57 | 0,86 | 1,52 | - | 0,09 | 0,09 | - | 0,07 | 0,17 |
| | C23:0 | 1,70 | 1,17 | 0,41 | 1,19 | - | - | - | - | - | 0,20 |
| Total ácidos grasos saturados | | 28,89 | 29,64 | 44,85 | 38,78 | 47,04 | 33,48 | 33,30 | 40,30 | 39,50 | 26,87 |
| Ácido palmitoleico | C14:1 | 0,17 | 0,15 | 0,24 | 0,24 | - | - | - | 0,29 | 0,28 | 0,18 |
| | C15:1 | 0,11 | 0,08 | 0,27 | 0,15 | - | - | - | - | - | 0,43 |
| | C16:1 | 3,87 | 4,76 | 12,40 | 5,10 | 5,41 | 6,03 | 5,94 | 9,67 | 8,59 | 9,04 |
| Ácido oleico | C17:1 | 0,42 | 0,41 | 0,67 | 0,64 | - | 0,27 | 0,27 | 0,14 | 0,13 | 1,30 |
| | C18:1n9 t y c | 14,89 | 19,04 | 14,00 | 13,12 | 13,68 | 32,67 | 32,67 | 8,90 | 9,06 | 26,01 |
| | C18:1n7 | 2,71 | 3,03 | 4,40 | 3,50 | 3,10 | - | - | 4,22 | 4,21 | - |
| | C18:1n11 | 0,50 | 0,45 | 0,22 | 0,34 | - | - | - | - | - | - |
| | C20:1 | 0,28 | 0,17 | 0,51 | 0,51 | - | - | - | 0,38 | 0,25 | 1,85 |
| | C22:1n11 | 0,82 | 0,51 | 0,72 | 0,51 | - | 1,26 | 1,44 | - | - | - |
| | C22:1n9 | 5,42 | 4,68 | 1,01 | 4,48 | 2,39 | - | - | 0,16 | 0,19 | 0,08 |
| Total ácidos grasos monoinsaturados | | 29,18 | 33,27 | 34,45 | 28,59 | 26,80 | 40,23 | 40,32 | 24,40 | 23,10 | 41,88 |
| Ácido linoleico | C18:2n6 t y c | 1,19 | 1,13 | 0,73 | 0,75 | 0,74 | 10,35 | 10,35 | 0,66 | 0,69 | 9,47 |
| | C18:3n6 | 0,50 | 0,46 | 0,22 | 0,38 | 0,33 | 0,63 | 0,54 | 0,46 | 0,46 | 0,32 |
| | C18:4n3 | 1,11 | 1,17 | 0,20 | 0,65 | - | - | - | - | - | - |
| Ácido linolénico | C18:3n3 | 4,77 | 5,94 | 1,46 | 2,94 | 2,71 | 0,81 | 0,99 | - | - | 7,17 |
| | C20:2 y C20:3n3 | 0,33 | 0,16 | 0,18 | 0,59 | - | - | - | 2,53 | 2,58 | 1,44 |
| | C20:3n6 | 0,11 | 0,15 | - | - | - | 0,09 | 0,09 | - | - | 0,43 |
| Ácido araquidónico EPA | C20:4n6 | 0,24 | - | 0,33 | - | - | 0,45 | 0,54 | 0,26 | 0,24 | 1,22 |
| | C20:5n3 | 1,57 | 0,80 | 3,00 | 1,66 | 1,27 | 0,09 | 0,09 | 1,25 | 0,75 | 0,02 |
| | C22:5n3 | - | - | 1,76 | 0,40 | - | 0,18 | 0,36 | - | - | 3,81 |

Tabla 9. Continuación.
Table 9. Continued.

| Ácidos grasos | | Ensilados | | | | | | | | | |
|--|---------|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | A | B | C | D | E | F | G | H | I | J |
| DHA | C22:6n3 | 19,69 | 18,60 | 4,80 | 11,62 | 9,34 | 0,27 | 0,45 | 7,94 | 9,07 | 1,20 |
| Total ácidos grasos poliinsaturados | | 29,52 | 28,40 | 12,68 | 18,99 | 14,39 | 12,87 | 13,41 | 14,30 | 15,10 | 25,50 |
| n3/n6 | | 13,47 | 15,33 | 8,91 | 15,81 | 12,45 | 0,12 | 0,16 | 8,49 | 8,92 | 1,15 |

A: biológico de residuos de merluza (Fernández Herrero et al. 2017c), B: químico de residuos de merluza (Fernández Herrero et al. 2017e), C: biológico de residuos de corvina (Fernández Herrero et al. 2017b), D: químico de residuos de mero (Fernández Herrero et al. 2017a), E: biológico de residuos de mero (Fernández Herrero et al. 2019a), F: químico de residuos de tilapia (Vidotti et al. 2011), G: biológico de residuos de tilapia (Vidotti et al. 2011), H: químico de residuos de pez marino (Özyurt et al. 2015), I: biológico de residuos de pez marino (Özyurt et al. 2015), J: químico de residuos de carpa (Crexi et al. 2009).

Criterios para evaluar la calidad del ensilado de pescado

La calidad del ensilado de pescado está directamente relacionada a la frescura de la materia prima, la cual debe procesarse lo antes posible. Las enzimas y bacterias endógenas pueden degradar rápidamente el material crudo impactando significativamente en la calidad del producto final. Los parámetros usualmente utilizados para la evaluación de la calidad son: histamina, nitrógeno básico volátil total (NBVT), grado de oxidación de los lípidos (TBARS) y la composición microbiológica, entre otros.

La formación de histamina es el resultado de una inadecuada preservación del pescado. En general, se hallan bajos valores de histamina en los ensilados, lo cual podría asociarse al poder bactericida que presenta el medio ácido (ya sea por ácido agregado o producido). En HP se establecen niveles promedios máximos de histamina según el tipo de harina: super prime (250 ppm), prime (600 ppm) y estándar (por encima de 600 ppm) (Fernández Jeri 2002).

La determinación del NBVT es una de las pruebas analíticas más ampliamente utilizadas para evaluar el grado de frescura del pescado y los productos derivados. En la Argentina, no se cuenta con normas que establezcan valores permitidos de NBVT en subproductos de origen acuático y, debido a que los EP suelen utilizarse como insumo en alimentos balanceados, se han tomado como referencia los valores para HP que según Belli Contreras (2009) se clasifican en: buenas 115-117 mg N₂ 100 g⁻¹, contaminada 450-500 mg N₂ 100 g⁻¹ y muy contaminada 1.100 mg N₂ 100 g⁻¹.

En los EP se han reportado distintos valores de NBVT dependiendo de la materia prima utilizada, tipo de ensilado (químico o biológico) y el tiempo de almacenamiento (Tabla 10). González y Marín (2005) obtuvieron valores entre 172,9-157,4 mg N₂ 100 g⁻¹ en EB con residuos de sardina a los 60 días de almacenamiento. Dapkevicius et al. (2007) informaron resultados de 18 mg N₂ 100 g⁻¹ en ensilado químico de *Trachurus picturatus* a los 21 días. Fernández Herrero et al. (2008, 2018) en EQ de merluza obtuvieron valores entre 65,97-74,86

Tabla 10. Valores de NBVT y TBAR en distintos ensilados.
 Table 10. NBVT and TBAR values in different silages.

| Materia prima | Ensilado | NBVT (mg N ₂ 100 g ⁻¹) | TBAR (mg MDA kg ⁻¹) | Bibliografía |
|-----------------------------------|-----------|--|------------------------------------|----------------------------------|
| <i>Cyprinus carpio</i> | Biológico | 97,24-96,44 | 2,79-2,88 | Sesto (2010) |
| <i>Cyprinus carpio</i> | Químico | 75,34 | | Vigliezzi (2012) |
| <i>Engraulis anchoita</i> | Biológico | 188,59-231,51 | 4,04-4,84 | Fernández Herrero et al. (2013) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> | Biológico | 162,37 | 5,82 | Fernández Herrero et al. (2015b) |
| <i>Micropogonias furnieri</i> | Biológico | 104,81-102,70 | 13,12-13,69 | Fernández Herrero et al. (2017b) |
| <i>Acanthisthius patachonicus</i> | Químico | 81,21-112,81 | | Fernández Herrero et al. (2017a) |
| <i>Merluccius hubbsi</i> | Químico | 99,68-103,52 | | Fernández Herrero et al. (2018) |
| <i>Acanthisthius patachonicus</i> | Biológico | 111,98-145,54 | | Fernández Herrero et al. (2019a) |

mg N₂ 100 g⁻¹ a los 15 días de almacenamiento y, entre 99,68-103,52 mg N₂ 100 g⁻¹ a los 30 días; mientras que en ensilado biológico de merluza a los 30 días, 162,37 mg N₂ 100 g⁻¹ (Fernández Herrero et al. 2015b). Fernández Herrero et al. (2013, 2017a, 2017b, 2019a) también trabajaron con ensilados químicos y biológicos de otras especies como corvina, anchoíta y mero, hallando distintos valores de NBVT. Por su parte, Sesto (2010) halló en ensilado biológico de carpa valores entre 97,24-96,44 mg N₂ 100 g⁻¹ a los 30 días, mientras que Vigliezzi (2012) trabajando en ensilado químico de carpa determinó 96 mg N₂ 100 g⁻¹ a los 20 días de almacenamiento.

Para estimar como se degradan los lípidos durante el proceso de ensilado se puede determinar el TBARS (thiobarbituric acid reactive substances), el cual se toma como un indicador del grado de oxidación lipídica y formación de productos secundarios de oxidación tales como aldehídos, cetonas y alcoholes. El valor de TBARS que indica buena calidad del músculo de pescado es alrededor de 5 mg MDA kg⁻¹, pero se acepta para el consumo humano valores de hasta 8 mg MDA kg⁻¹ (Osorio Contreras 2014; Rodríguez y Rojas 2014). Para una HP el valor de TBARS puede considerarse normal hasta 8 mg MD kg⁻¹ y altamente oxidado a partir de 15 mg MDA kg⁻¹

(Cruz Suárez et al. 2000). Nuevamente, el grado de oxidación de los lípidos contenidos en el EP dependerá de la materia prima, tipo de ensilado, tiempo de almacenamiento y uso o no de antioxidantes. Sesto (2010) trabajó con EB de carpa y halló valores entre 2,79-2,88 mg MDA kg⁻¹ a los 30 días de almacenamiento. Vigliezzi (2012) en EQ de carpa obtuvo valores cercanos a 4,50 mg MDA kg⁻¹. Por su parte, Fernández Herrero et al. (2013, 2015b, 2017b) en EB hallaron valores entre 4,04-4,84 mg MDA kg⁻¹ para anchoíta, 5,82 mg MDA kg⁻¹ para merluza y entre 13,12-13,69 mg MDA kg⁻¹ para corvina (Tabla 10).

Con respecto a los análisis microbiológicos, éstos permiten evaluar la inocuidad de los EB obtenidos y la aplicación de una buena práctica de elaboración. Es importante señalar que la Argentina no cuenta con normas que establezcan valores permitidos de microorganismos en residuos de origen acuático. Sin embargo, Bello (1994) y Huss (1998) consideran aceptables valores por debajo de 5 × 10⁵ UFC g⁻¹ de coliformes y la ausencia de *Salmonella* spp. en productos para la alimentación animal. Por su parte, Fernández Herrero et al. (2017a) tomaron como valores de referencia para bacterias aerobias mesófilas totales el nivel máximo permitido para pescado fresco (10⁶ UFC g⁻¹) e inferiores al límite máximo de

5×10^5 UFC g^{-1} para pescado congelado de acuerdo con International Commission on Microbiological Specification for Foods (ICMSF 1983); y para hongos y levaduras los rangos permitidos por la normativa del Instituto Colombiano Agropecuario (ICA 1999) para alimentos de animales en Colombia ($0,05 \times 10^5$ a $1,0 \times 10^5$ UFC g^{-1}). Los valores de histamina, NBVT, TBARS y el perfil microbiológico nos permiten definir la calidad de un ensilado para considerarlo en su uso posterior como insumo en alimentos balanceados.

Evaluación sensorial

Durante la maduración de los EP se producen cambios en cuanto a su consistencia, olor y color (Tabla 11). Se observa un aumento gradual de la licuefacción, pasando de una mezcla homogénea de textura pastosa con apenas exudado de líquido, a una forma líquida con partículas pequeñas. El color presenta leves cambios: al inicio del proceso el color es beige-rojizo (semejante a carne picada) y cambia a beige claro-oscuro, etc. Por último, el olor comienza siendo a pescado fresco, pasa a ácido o vinagre en los EQ, mientras que en los EB puede tener olor a queso suave, frutas, oporto.

Potenciales aplicaciones de los ensilados de pescado

Como insumo en alimentación

El insumo de mayor importancia en producción animal es la HP por su alto contenido proteico (60-72%). La proporción de HP en los alimentos para animales terrestres podría oscilar entre 1

y 5%. Sin embargo, para el salmón de cultivo la cantidad puede ser mucho mayor (20-30%), ya que no hay restricciones de sabor en el producto final. Debido a su alto costo en el mercado se demandan fuentes alternativas de proteína (Castillo et al. 2019; FAO 2020).

El EP es una alternativa menos costosa a la harina y al aceite de pescado, y se utiliza cada vez más como insumo para piensos en la industria de alimentos para animales de cría y en la acuicultura. Su uso también reduciría los costos en la formulación del pienso y consecuentemente los costos de producción de peces, ya que los gastos con el pienso representan aproximadamente el 60% del costo total (Balsinde et al. 2003; Vidotti et al. 2003; Borghesi et al. 2008). Es una excelente fuente de proteínas, posee gran digestibilidad y es un producto de alto valor biológico para la alimentación animal. Además, el EB de pescado presenta beneficios antibacterianos, antioxidantes y es una fuente posible de probióticos (Özyurt et al. 2017; Ramírez Ramírez et al. 2018).

Diversos autores evaluaron la utilización del EP en la alimentación de distintos animales de cría. En rumiantes, Lira Sánchez (2010) evaluó el efecto de la inclusión del EB en la dieta sobre la composición y producción de leche de vacas en un sistema de manejo de doble propósito y concluyó que vacas en lactación pueden consumir hasta 2 kg d^{-1} de EB sin cambios en la producción de leche pero con mayor contenido de proteína y menos grasa. Por su parte Parisuaña Callata et al. (2018) determinaron el efecto del nivel de inclusión de ensilado de subproductos de trucha en tres proporciones (0, 4 y 8%) en la ración de ovinos.

Tabla 11. Descriptores utilizados para la evaluación sensorial de la maduración del ensilado.

Table 11. Descriptors used for the sensory evaluation of silage maturation.

| | |
|---------------------|---|
| Color | Beige, beige oscuro, marrón, rojizo, grisáceo, otros |
| Olor | Yogur, queso, frutas, vísceras, vinagre, ácido, oporto, otros |
| Consistencia | Cremoso, pastoso, levado, con burbujas de CO ₂ , con hongos en superficie, otros |
| Según su intensidad | Ligero, definido y fuerte |

Los resultados indicaron que el ensilado en las raciones de engorde de ovino mejora el rendimiento productivo sin afectar el sabor de la carne. Anuraj et al. (2014) trabajaron con cerdos Large White Yorkshire incorporando en su dieta distintos porcentajes (10, 50 y 100%) de ensilado de subproductos de atún. Los animales no presentaron diferencias con respecto a su ganancia diaria promedio, peso corporal quincenal y conversión alimenticia. Por su parte, Sánchez et al. (2013) estudiaron el efecto del EB de subproductos del procesamiento de *Penaeus vannamei* en tres niveles de inclusión (0, 10, 15 y 20%) en marranas gestantes y lactantes evaluadas independiente. El uso de ensilado permitió su incremento en peso en la etapa de gestación. Las mejores conversiones alimenticias se obtuvieron en la etapa de gestación para los tres niveles de tratamiento y aumenta la digestibilidad en las dietas. Góngora y Ruiz (2008) observaron en la alimentación de cerdos en crecimiento el rendimiento de un alimento experimental formulado con 50% de EQ de subproductos de *M. hubbsi* como insumo proteico. Concluyeron que el EQ se puede emplear para mejorar la conversión alimentaria, con posibilidad de reducir costos en la cría de porcinos en crecimiento.

En aves, De Souza Batalha (2017) evaluó el efecto de la harina de EQ producido a partir de subproductos de Pirarucu (*Arapaima gigas*) en la alimentación de gallinas ponedoras. Los resultados indicaron que este EQ se puede incluir en forma de harina al nivel del 3% en sus dietas, presentando buena digestibilidad de nutrientes y potencial para utilizarse como fuente de energía. Valenzuela et al. (2015) analizaron el efecto del uso de EQ de salmón co-secado con afrecho de trigo en dietas de pollos (*broiler*). Utilizaron cuatro porcentajes de inclusión (4, 8, 12 y 15%) y concluyeron que el ensilado puede convertirse en una importante contribución a la alimentación de estos pollos y una alternativa a los concentrados proteicos que existen actualmente en el mercado. También observaron que su incorporación en die-

tas de los pollos hasta 15% al día 32 de vida de los animales no genera efectos sobre los parámetros de rendimiento productivo como tampoco en las características sensoriales de la carne de pechuga. Por su parte, Muhammed et al. (2015) observaron los efectos de la inclusión (entre 1 y 2%) de aceite de pescado (FO) obtenido a partir del EB de subproductos del procesamiento de la carpa india rohu (*Labeo rohita*) y de catla (*Catla catla*) en la alimentación de pollos de engorde. Las características de rendimiento de la carne de pollos de engorde no difirieron entre tratamientos. La alimentación con FO redujo la concentración de colesterol total en suero, carne e hígado en comparación con los controles, pero no hubo diferencias en la concentración de triglicéridos entre los tratamientos. Se observaron concentraciones aumentadas de EPA y DHA en suero, hígado y carne a medida que aumentó la concentración de FO. El estudio demuestra claramente el valor del aceite obtenido de EB. Ramírez Ramírez et al. (2013) estudiaron la utilización de EB con diferentes niveles de inclusión (0, 10, 20 y 30%) en la alimentación de codornices (*Coturnix coturnix japonica*) y determinaron que el uso de EB en sus dietas podría ofrecer una buena alternativa para la utilización de subproductos de pescado como componente alimenticio para la mejora de la composición de ácidos grasos en la carne.

En acuicultura, Terrones España y Reyes Avalos (2018) evaluaron el efecto de dietas con EB de subproductos del molusco bivalvo (*Argopecten purpuratus*) en el crecimiento del camarón *Cryphiops caementarius* y tilapia *Oreochromis niloticus* en cocultivo intensivo. Emplearon tres dietas experimentales (25, 50 y 75% de ensilado) y una dieta control. El crecimiento del camarón fue similar entre tratamiento, mientras que el crecimiento de tilapia fue mayor con 25 y 50% de ensilado. La tasa de conversión alimenticia fue baja (1,5 a 1,7) en camarón y alta (1,9 a 2,1) en tilapia hasta con 50% de ensilado. Tanuja et al. (2017) trabajaron con dietas isonitrogenadas que contenían 0, 2,5, 5 y 10% de EQ de subproductos

de carpa de agua dulce en la alimentación de alevines de rohu (*Labeo rohita*). Los resultados del estudio no indicaron diferencias en el aumento de peso, tasa de crecimiento específico, supervivencia y tasa de conversión alimenticia. El coeficiente de digestibilidad aparente de materia seca y proteína fue mayor para alimento con 10% de ensilado. La inclusión de EP a un nivel del 5% resultó en una reducción del 14,31% en el costo del alimento kg^{-1} de aumento de peso en los alevines de rohu. Perea Román (2016) estudió el valor nutricional de ensilados de subproductos de trucha arco iris (*O. mykiss*) en la alimentación de tilapia roja (*Oreochromis* spp). Consideró que el EQ puede ser una alternativa de alta calidad nutricional para la alimentación de tilapia roja debido al buen contenido de nutrientes y a la alta digestibilidad. Sousa et al. (2016) analizaron los parámetros de crecimiento de alevines de *Brycon amazonicus* sometidos a dietas con diferentes niveles de reemplazo de HP por EB (0, 10, 20 y 30%) y encontraron que la HP se puede sustituir por 10% por EB. Ramasubburayan et al. (2013) prepararon dietas con EQ de subproductos de pescado (con distinto porcentaje de ácido fórmico) para alevines de *Cyprinus carpio* y hallaron que con la dieta de ensilado ácido al 2% de ácido fórmico, los alevines tuvieron mayor ganancia de peso, tasa específica de crecimiento y un aumento significativo en los componentes bioquímicos. Llanes Iglesias et al. (2012) evaluaron el efecto de dos dietas semi-húmedas formuladas con EQ y EB de subproductos del fileteado de tilapias como única fuente de proteína animal en la alimentación de alevines de tilapias rojas (*Oreochromis niloticus* x *O. mossambicus*). La menor digestibilidad de la proteína se presentó en la dieta con EB (86,8 %), la que difirió del EQ (89,4%) y el control (88,7%). No hubo diferencias en los pesos finales, conversión alimentaria y eficiencia proteica entre los peces que consumieron EP y HP. La supervivencia fue alta para todos los tratamientos. Es así que los ensilados de subproductos del fileteado de tilapias representan una alternativa de alimentación para los cultivos de esta especie.

Wicki et al. (2012) estudiaron el efecto de dos dietas que contienen EQ de pescado en lugar de HP, la primera ofrecida como dieta seca (20% EQ) y la segunda como dieta húmeda (40% EQ), en el ciclo final de cultivo de pacú (*Piaractus mesopotamicus*). Hallaron que el pacú acepta fácilmente la dieta húmeda con aumento de peso en comparación con la dieta seca, y consideraron que es posible cultivar pacú con alimento húmedo de elaboración propia sin HP con un crecimiento similar al de los alimentados con dieta seca.

Como fertilizante

Los EP pueden utilizarse como fertilizantes en agronomía o medio nutritivo para el cultivo de microalgas. Como medio nutritivo para microalgas, Fernández Herrero et al. (2019c) evaluaron el crecimiento y la calidad nutricional del cultivo de *Nannochloropsis oculata* empleando tres medios de cultivo diferentes: EB; C (Conway, reactivos pro-análisis) y F (fertilizante agroindustrial). Como resultado luego de 10 días de cultivo, el tratamiento EB registró las más altas densidades celulares, seguido del tratamiento C y por último el F, no hallándose diferencias entre tratamientos. Concluyeron que el empleo de ensilado como medio nutritivo para el cultivo de *N. oculata* permite un buen crecimiento y concentraciones similares a las obtenidas con medios analíticos. Resultados similares fueron hallados por Sánchez Torres et al. (2008), quienes cultivaron la microalga *N. oculata* en siete diferentes medios de cultivo (T1, Guillard F/2, T2, Yashima y T3-T6, cuatro medios basados en EP, y T7: HP). Los medios basados en EP fueron dos con diferentes ensilados (hidrolizados y no-hidrolizado) y dos por enriquecimiento del medio Yashima con ensilado no-hidrolizado en diferentes concentraciones. El mejor de los tratamientos experimentales fue el del medio basado en EP no-hidrolizado (T6), no encontrándose diferencias en la productividad máxima de este cultivo comparado con la del medio Yashima. Se evaluó la calidad nutricional de la biomasa de *N. oculata* obtenida como ali-

mento vivo para el rotífero *Brachionus plicatilis* y se encontró que el tratamiento T6 obtuvo un mayor índice de fecundidad en comparación al tratamiento T2, lo que es un indicador de buena calidad nutricional. El medio basado en EP mostró una alta producción, bajo costo y buena calidad nutricional para la producción de microalgas. Por su parte, Abdulsamad y Varghese (2017) trabajaron con la microalga *Scenedesmus* sp. cultivada con EP para estudiar los efectos de diferentes concentraciones sobre su crecimiento y las características bioquímicas (proteínas, carbohidratos y lípidos). Hallaron que el EP con una concentración del 12% fue más eficaz para el crecimiento y la producción de biomasa de *Scenedesmus* sp. y, en el cultivo masivo, encontraron una mayor producción de proteína, carbohidratos y lípidos utilizando un 9% de EP, demostrando que las microalgas pueden ser cultivadas utilizando el EP. Como fertilizante en agronomía, Ulfah Karim et al. (2015) estudiaron la eficacia del ensilado líquido de pescado (LFS) como abono orgánico sobre la calidad poscosecha de pak choy (col de origen asiático). Los tratamientos con LFS se prepararon en cinco concentraciones diferentes (1,0; 2,5; 5,0; 7,5 y 10,0%). Cada tratamiento se comparó con la planta fertilizada con fertilizante comercial (N-P-K 15:15:15) utilizando el nutriente recomendado por hectárea. Los resultados mostraron que LFS al 5,0, 7,5 y 10,0% produjo un crecimiento de la planta, rendimiento, contenido de pigmento y calidad poscosecha similares a la planta fertilizada con fertilizantes comerciales. Además, recomiendan utilizar 5,0% LFS ya que es más económico en comparación con 7,5 y 10,0%.

CONCLUSIONES

Para el aprovechamiento y valorización de los subproductos pesqueros, el ensilado de pescado es una alternativa a la HP por ser un proceso de fácil elaboración y que no exige alta inversión, obteniéndose un producto de buena calidad nutricional y microbiológicamente estable, a la vez que se reducen los problemas de contaminación ambiental y disposición de residuos sólidos. La escala de producción es adaptable a los volúmenes de captura y puede ser aplicado tanto a la pesca industrial, artesanal y a la acuicultura.

La composición química del ensilado de pescado es semejante al de la materia prima que le dio origen e incluye proteínas de elevado valor biológico con perfil adecuado de aminoácidos y ácidos grasos poliinsaturados (AGPI) de la serie omega3 (n3), como el EPA (ácido eicosapentaenoico) y el DHA (ácido docosahexaenoico). Puede usarse como ingrediente de ración en la industria de alimentos para animales de cría y en la acuicultura o eventualmente como fertilizante. El ensilado de pescado es un valioso ingrediente para los alimentos con características únicas que han demostrado mejorar las cualidades de los alimentos para animales y peces cultivados, a la vez que permitiría disminuir los costos de alimentación y, en consecuencia, los costos de producción de peces, ya que la alimentación corresponde aproximadamente al 60% de los gastos totales de la producción.

Contribución INIDEP N° 2239.

BIBLIOGRAFÍA

- ABDULSAMAD JK, VARGHESE SA. 2017. Effects of fish silage on growth and biochemical characteristics of fresh water microalga *Scenedesmus* sp. MB 23. Agric Nat Resour. 51 (4): 235-242.
- ALSMEYER RH, CUNNINGHAM AE, HAPPICH ML. 1974. Equations predicting PER from amino acid analysis. Food Technol. 28 (7): 34-40.
- ANBE L. 2011. Prospecção de componentes bioativos em resíduos do processamento do pescado visando a sustentabilidade da cadeia produtiva [tesis de maestría]. Sao Paulo: Escuela Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidad de Sao Paulo. 135 p.

- ANURAJ KS, SREEPARVATHY M, SHYAMA K, DIPU MT, HARI R. 2014. Dried tuna waste silage as an alternate protein source for swine feeding. *Ind J Sci Res Tech.* 2 (3): 49-52.
- ARECHE N, BERENZ Z, LEON G. 1992. Desarrollo de ensilado de residuo de pescado utilizando bacterias lácticas de yogurt en engorde. En: Segunda consulta de expertos sobre tecnología de productos pesqueros en América Latina. 11-15 de diciembre de 1989. FAO Informe de Pesca. 441: 51-63.
- ARGENTINA. 2020a. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. 2020. Desembarques de capturas marítimas totales - por especie y mes (t). 2019. [consultado 7 julio 2020]. https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/pesca_maritima/desembarques/lectura.php?imp=1&tabela=especie_mes_2019.
- ARGENTINA. 2020b. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. 2020. Pesquerías continentales de la Argentina. [consultado 9 noviembre 2020]. https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/pesca_continental/estadisticas.
- BALDOVINO PACCE MF, LUJAMBIO GENTA SM, BALZANI PUJO L. 2011. Hidrolizados proteicos de pescado obtenidos por métodos biológicos [tesis doctoral]. Montevideo: Facultad de Veterinaria, Universidad de la República. 33 p.
- BALSINDE RM, FRAGA CI, GALINDO LJ. 2003. Inclusión de ensilado de pescado como alternativa en la elaboración de alimento extruido para el camarón de cultivo (*Litopenaeus schmitti*). II Congreso Iberoamericano Virtual de Acuicultura. La Habana: Centro de Investigaciones Pesqueras (CIVA). p. 303-309.
- BELLI CONTRERAS JE. 2009. Estabilidad aeróbica y día óptimo de uso del ensilado biológico de pescado para la alimentación animal [tesis veterinario]. Veracruz: Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Veracruzana. 99 p.
- BELLO R. 1994. Experiencias con ensilado de pescado en Venezuela. En: Taller tratamiento y utilización de desechos de origen animal y otros desperdicios en la ganadería. FAO. Habana. Cuba. Del 5 al 8 de Septiembre. [consultado 7 julio 2020]. <http://www.fao.org/ag/aga/agap/frg/APH134/cap1.htm>. 1994.
- BERENZ Z. 1994. Utilización del ensilado de residuos de pescado en pollos. En: Taller Tratamiento y utilización de desechos de origen animal y otros desperdicios en la ganadería. FAO. La Habana. Cuba. Del 5 al 8 de Septiembre. [consultado 7 julio 2020]. <http://www.fao.org/ag/AGA/AGAP/FRG/APH134/cap2.htm>.
- BERENZ Z. 1997. Procedimiento de ensilado de pescado. En: XII Curso Internacional de Tecnología de procesamiento de productos pesqueros. 13 de Enero al 7 de Marzo de 1997. Instituto Tecnológico Pesquero del Perú (ITP). Callao. 39 p.
- BHASKAR N, BENILA T, RADHA C, LALITHA RG. 2008. Optimization of enzymatic hydrolysis of visceral waste proteins of Catla (*Catla catla*) for preparing protein hydrolysate using a commercial protease. *Bioresour Technol.* 99 (2): 335-343.
- BORGHESI R. 2004. Avaliação físico-química e biológica das silagens ácida, biológica e enzimática elaboradas com descarte e resíduo do beneficiamento da tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*) [tesis de maestría]. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. 108 p.
- BORGHESI R, PORTZ L, OETTERER M, CYRINO JEP. 2008. Apparent digestibility coefficient of protein and aminoacids of acid, biological and enzymatic silage for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquacul Nutr.* 14: 242-248.
- BOTELLO AL. 2005. Utilización de diferentes ensilados químicos de pescado en la alimentación de alevines del pez gato africano (*Clarias gariepinus* Burchell, 1822) [tesis de maestría]. La Habana: Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana.
- BOTELLO AL, TOLEDO PÉREZ J, GARCÍA GALANO

- T, LLANES IGLESIAS J, LAZO DE LA VEGA TOR-NÉS J. 2010. Conservación in vitro de tres ensilajes de pescado (*Opisthonema oglinum*). Caracterización físico-química. Revista Electrónica Granma Ciencia. 14 (1): 1-10.
- CASTILLO GARCÍA WE, SÁNCHEZ SUÁREZ HA, OCHOA MOGOLLÓN GM. 2019. Evaluación del ensilado de residuos de pescado y de cabeza de langostino fermentado con *Lactobacillus fermentus* aislado de cerdo. Rev Inv Vet Perú. 30 (4): 1456-1469.
- CHURACUTIPA MAMANI M. 2016. Obtención de un ensilado biológico a partir de residuos de trucha (*Oncorhynchus mykiss*) [tesis ingeniería]. Puno: Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Altiplano. 103 p.
- CIFUENTES A. 2002. Factores de calidad en harina de pescado para su empleo en la alimentación de salmónidos. En: Curso de Ciencia y Tecnología de los Productos Pesqueros. Aprovechamiento integral de los recursos del mar. Mar del Plata. Argentina. 2, 3 y 4 de Mayo de 2002.
- CIPRIANO SALAZAR M, ABREGO SALGADO NP, CRUZ LAGUNAS B, ROJAS HERNÁNDEZ S, OLIVARES PÉREZ J, ÁVILA MORALES B, SALEM AH ZM, CAMACHO DÍAZ LM. 2015. Elaboration and characterization of biological devil fish silage (*Plecostomus* spp.) with *Lactobacillus* spp. and molasses as an additive, in the lower basin of The Balsas River in The State of Guerrero, Mexico. Life Sci J. 12 (2s): 68-74.
- COPES J, PELLICER K, DEL HOYO G, GARCÍA N. 2006. Producción de ensilado de pescado en baja escala para uso de emprendimientos artesanales. Analecta Vet. 26 (1): 5-8.
- CREXI V, SOUZA SOARES L, PINTO L. 2009. Carp (*Cyprinus carpio*) oils obtained by fishmeal and ensilage process: characteristics and lipid profiles. Int J Food Sci Tech. 44 (8): 1642-1648.
- CRUZ SUÁREZ LE, RICQUE MARIE D, NIETO LÓPEZ M, TAPIA SALAZAR M. 2000. Revisión sobre calidad de harinas y aceites de pescado para la nutrición del camarón. En: CIVERA-CERECEDO R, PÉREZ-ESTRADA CJ, RICQUE-MARIE D, CRUZ-SUÁREZ LE, editores. Avances en nutrición acuícola IV. Memorias del IV Simposium Internacional de Nutrición Acuícola. Noviembre 15-18, 1998. La Paz. 298-326 p.
- DAPKEVICIUS MLE, ROBERT NOUT MJ, ROMBOUTS FM, HOUBEN JH. 2007. Preservation of bluejack mackerel (*Trachurus picturatus* Bowdich) silage by chemical and fermentative acidification. J Food Process Preserv. 31: 454-468.
- DE D, SANDEEP KP, SUJEET KUMAR, ANANDA RAJA R, MAHALAKSHMI P, SIVARAMAKRISHNAN T, AMBASANKAR K, VIJAYAN KK. 2020. Effect of fish waste hydrolysate on growth, survival, health of *Penaeus vannamei* and plankton diversity in culture systems. Aquaculture. 524: 735240.
- DE SOUZA BATALHA O. 2017. Silagem ácida de resíduos de pirarucu (*Arapaima gigas*, Schinz 1822) na alimentação de poedeiras comerciais leves [tesis de maestría]. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia-INPA. Pós-graduação em Agricultura no Trópico Úmido-PPGATU. 78 p.
- ESPINOSA CHAURAND LD, VEGA VILLASANTE F, NOLASCO SORIA H, CARRILLO FARNÉS O, LÓPEZ LÓPEZ S. 2013. Perfil de aminoácidos del músculo de *Macrobrachium tenellum* y cómputo químico de proteínas usadas en su alimentación. Bol Inst Pesca São Paulo. 39 (4): 369-378.
- [FAO] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. 1990. Curso regional sobre tecnología de productos pesqueros. Caracas: Programa de Cooperación Gubernamental. 3-15.
- [FAO] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. 1995. Prácticas postcaptura y comercio. En: Código de conducta para la pesca responsable. Roma: FAO. 31-38. [consultado 7 julio 2020]. <http://www.fao.org/3/a-v9878s.pdf>.
- [FAO] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. 2020. El estado mundial de la pesca y acuicultura. La sostenibilidad en acción. Roma: FAO.

- 243 p. [consultado 7 julio 2020]. doi:10.4060/ca9229es
- FERNÁNDEZ HERRERO A, CARRIZO JC, SÁNCHEZ J. 2004. Ensilado químico del cornalito (*Sorgentia incisa*). Inf Téc Int DNI-INIDEP N° 7/2004. 2 p.
- FERNÁNDEZ HERRERO A, FERNÁNDEZ COMPÁS A, MANCA E. 2015a. Ensayo preliminar de obtención de ensilado biológico de anchoíta (*Engraulis anchoita*), utilizando hez de malta de cebada (*Hordeum vulgare L*) como fuente de hidratos de carbono. Rev Electrón Vet. 16 (3).
- FERNÁNDEZ HERRERO A, FERNÁNDEZ COMPÁS A, MANCA E. 2015b. Valor nutricional del ensilado láctico obtenido a partir de residuos del fileteado de *Merluccius hubbsi*. XVII Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rías Galegas. 17: 245-251.
- FERNÁNDEZ HERRERO A, FERNÁNDEZ COMPÁS A, SALOMONE A, VITTONI M. 2017b. Utilización de inóculo comercial para la producción de ensilado de pescado. Estudio preliminar. Rev Electrón Vet. 18 (9).
- FERNÁNDEZ HERRERO A, FERNÁNDEZ COMPÁS A, SALOMONE A, VITTONI M, MANCA E. 2016. Fermentación láctica del residuo de *Merluccius hubbsi*. Evaluación de la calidad nutricional. Rev Electrón Vet. 17 (7).
- FERNÁNDEZ HERRERO A, INCORVAIA I, MANCA E. 2009. Obtención de ensilado químico a partir de residuos de bacalao criollo (*Salilota australis*). Inf Invest INIDEP N° 21/2009. 6 p.
- FERNÁNDEZ HERRERO A, LÓPEZ A, GORRITI GOROSO B, VITTONI M, CHAME D, MENDIOLAR M. 2019c. Utilización de un ensilado biológico de merluza como medio de cultivo para la microalga marina *Nannochloropsis oculata*. Inf Invest INIDEP N° 53/2019. 17 p.
- FERNÁNDEZ HERRERO A, MACCHIAVELLO DG, SALOMONE A. 2019a. Elaboración de ensilado biológico de residuos de mero (*Acanthisthius patachonicus*. Jenyns, 1840) utilizando inóculo agrícola. XXII Foro Rec Mar Ac Rías Gal. 21: 363-371.
- FERNÁNDEZ HERRERO A, TABERA A, AGÜERIA D, MANCA E. 2013. Obtención, caracterización microbiológica y físico-química de ensilado biológico de anchoíta (*Engraulis anchoita*). Rev Electrón Vet. 14 (2).
- FERNÁNDEZ HERRERO A, TABERA A, AGÜERIA D, SANZANO P, GROSMAN F, MANCA E. 2011. Obtención, caracterización microbiológica y físico-química de ensilado biológico de carpa (*Cyprinus carpio*). Rev Electrón Vet. 12 (8).
- FERNÁNDEZ HERRERO A, VITTONI M. 2019b. Ensilado químico de merluza (*Merluccius hubbsi*) con ácido fórmico como insumo proteico en la cría de lenguado. Inf Ases Transf INIDEP N° 46/2019. 5 p.
- FERNÁNDEZ HERRERO A, VITTONI M, FERNÁNDEZ COMPÁS A. 2015c. Aspectos nutricionales del ensilado de residuos de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) obtenido por fermentación láctica. Inf Invest INIDEP N° 106/2015. 11 p.
- FERNÁNDEZ HERRERO A, VITTONI M, FERNÁNDEZ COMPÁS A. 2018. Aspectos nutricionales de ensilados químicos de merluza (*Merluccius hubbsi*). Inf Invest INIDEP N° 80/2018. 11 p.
- FERNÁNDEZ HERRERO A, VITTONI M, MASSA A, MANCA, E. 2008. Obtención, caracterización microbiológica y físico-química de ensilados químicos de merluza (*Merluccius hubbsi*). En CD de resúmenes. III Simposio de Acuicultura ACUACUBA 2008. II Taller Regional de Producción y Utilización de Ensilados de Pescado para la Alimentación Animal y Taller de Acuicultura Marina. 15 al 18 de Septiembre de 2008. La Habana.
- FERNÁNDEZ HERRERO A, VITTONI M, SALOMONE A. 2017c. Obtención y caracterización de ensilado biológico de residuos de *Merluccius hubbsi*. Inf Ases Transf INIDEP N° 88/2017. 7 p.
- FERNÁNDEZ HERRERO A, VITTONI M, SALOMONE A. 2017d. Caracterización de la fracción proteica de ensilados biológicos de residuos de *Micropogonias furnieri*. XIX Foro Rec Mar Ac Rías Gal. 19: 251-269.

- FERNÁNDEZ HERRERO A, VITTONI M, SALOMONE A, FERNÁNDEZ COMPÁS A. 2017e. Obtención y caracterización de ensilado químico de residuos de *Merluccius hubbsi* con ácido fórmico. Inf Ases Transf INIDEP N° 91/2017. 7 p.
- FERNÁNDEZ HERRERO A, VITTONI M, SALOMONE A, MACCHIAVELLO D, FERNÁNDEZ COMPÁS A. 2017a. Obtención y caracterización de ensilado químico de residuos de mero (*Acanthistius patachonicus*). Inf Invest INIDEP N° 121/2017. 11 p.
- FERNÁNDEZ JERI A. 2002. Control de la Producción de Histamina durante el deterioro del pescado. [consultado 15 julio 2020]. <https://odont.info/control-de-la-produccion-de-histamina-en-el-deterioro-del-psca.html>.
- FERRAZ DE ARRUDA L. 2004. Aproveitamento do resíduo do beneficiamento da tilapia do nilo (*Oreochromis niloticus*) para obtencao de silagem e óleo como subproductos [tesis de maestría]. Sao Paulo: Escuela Superior de Agricultura Luiz de Quiroz, Universidad de Sao Paulo. 91 p.
- GAMA ORTIZ AL. 2013. Utilización de subproductos de almeja y calamar para la elaboración de ensilados biológicos y su uso en dieta de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) [tesis ingeniería]. La Paz: Departamento Académico de Ingeniería en Pesquerías, Universidad Autónoma de Baja California Sur. 50 p.
- GBOGOURI GA, LINDER M, FANNI J, PARMENTIER M. 2004. Influence of hydrolysis degree on the functional properties of salmon by-products hydrolysates. J Food Sci. 69 (8): 615-622.
- GÓNGORA HG. 2013. Optimización de los procesos de ensilado a partir de residuos de la industria pesquera y evaluación de nuevas aplicaciones en la alimentación animal [tesis doctoral]. Bariloche: Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue. 131 p.
- GÓNGORA HG, LEDESMA P, LO VALVO VR, RUIZ AE, BRECCIA JD. 2012. Screening of lactic acid bacteria for fermentation of minced wastes of Argentinean hake (*Merluccius hubbsi*). Food Bioprod Process. 9: 767-772.
- GÓNGORA HG, RUIZ AE. 2008. Experiencia piloto de alimentación porcina con ensilado químico de pescado en el valle inferior del Río Chubut. Naturalia Patagónica. 4 (1): 118-126.
- GONZÁLEZ D, MARÍN M. 2005. Obtención de ensilados biológicos a partir de los desechos del procesamiento de sardinas. Revista Científica FCV-LUZ. 15 (6): 560-567.
- GUEDES RDO. 2012. Produção de silagem biológica a partir de coprodutos do processamento de pescado e fontes de carbono de baixo custo [tesis de maestría]. Dourados: Faculdade de Engenharia, Universidade Federal da Grande Dourados. 81 p.
- HARRABI H, LEROI F, MIHOUBI B. 2017. Biological silages from Tunisian shrimp and octopus byproducts. J Aquatic Food Prod Technol. 26 (3): 279-295.
- HOLGUÍN MS, CAICEDO LA, VELOZA LC. 2009. Estabilidad de almacenamiento de ensilados biológicos a partir de residuos de pescado inoculados con bacterias ácido-lácticas. Rev Med Vet Zoot. 56: 95-104.
- HUSS HH, editor. 1998. El pescado fresco: su calidad y cambios de su calidad. FAO Documento Técnico de Pesca. 348. 202 p. [consultado 15 julio 2020]. <http://www.fao.org/3/v7180s/v7180s00.htm>.
- [ICA] INSTITUTO COLOMBIANO AGROPECUARIO. 1999. Alimentos para animales: parámetros microbiológicos. Bogotá. 1-3 p.
- [ICMSF] INTERNATIONAL COMMISSION ON MICROBIOLOGICAL SPECIFICATION FOR FOODS. 1983. Microorganismos de los alimentos. 1. Técnicas de análisis microbiológicos. Zaragoza: Editorial Acribia S.A.
- JATOBÁ RF, OLIVEIRA FILHO PR. C. 2017. Silagem biológica elaborada com residuos de filetagem de saramunete (*Pseudupeneus maculatus*). Rev Bras Eng Pesca. 10 (1): 58-68
- KHODANAZARY A, HAJIMORADLOO A, GHORBANI R. 2013. Influence of solid-state fermentation

- on nutritive values and enzymatic activities of Anchovy Kilka (*Clupeonella engrauliformis* Svetovidov, 1941) meal by using different microorganisms. *Intl Res J Appl Basic Sci.* 4 (8): 2357-2367.
- KRISTINSSON HG, RASCO BA. 2000. Biochemical and functional properties of Atlantic salmon (*Salmo salar*) muscle proteins hydrolyzed with various alkaline proteases. *J Agric Food Chem.* 48: 657-666.
- LEE YB, ELLIOT JG, RICKANSRUD DA, MUGBERG EC. 1978. Predicting protein efficiency ratio by the chemical determination of connective tissue content in meat. *J Food Sci.* 43: 1359-62.
- LIRA SÁNCHEZ JR. 2010. Suplementación con ensilado de pescado en vacas lactantes [tesis de Médico Veterinario Zootecnista]. Veracruz: Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Veracruzana. 67 p.
- LLANES IGLESIAS J, TOLEDO PÉREZ J, FERNÁNDEZ VALDEZ I, LAZO DE LA VEGA J. 2007a. Estudio del ensilado biológico del pescado como inóculo de bacterias ácido lácticas en la conservación de desechos pesqueros. *Rev Electrón Vet.* 8 (9).
- LLANES IGLESIAS J, TOLEDO PÉREZ J, LAZO DE LA VEGA J. 2007b. Máximo porcentaje de ensilado químico de pescado en la dieta de *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). *Rev Electrón Vet.* 8 (9).
- LLANES IGLESIAS J, TOLEDO PÉREZ J, SAVÓN VALDÉS L, GUTIÉRREZ BORROTO O. 2012. Utilización de silos pesqueros en la formulación de dietas semi-húmedas para tilapias rojas (*Oreochromis niloticus* x *O. mossambicus*). *Revista Cubana de Ciencia Agrícola.* 46 (1): 67-72.
- LOPES DE LIMA J, GOMES FA, BARRETO LV, ROSA BL, DE SOUZA LP, FERREIRA JB, DE FREITAS HJ. 2020. Silagem ácida e biológica de resíduos de peixes produzidos na Amazônia ocidental - Acre. *Braz J Develop.* 6 (6): 36677-36693.
- MAIA JUNIOR WM, DE OLIVEIRA SALES R. 2013. Propiedades Funcionais da obtencao da silagem ácida e biológica de resíduos de pescado. Uma revisao. *Rev Bras Hig Sanid Anim.* 7 (2): 126-156.
- MANCA E, CARRIZO JC. 2002. Informe final de producción y utilización de ensilados en la formulación de dietas. *Proy. DNA/INIDEP. Expte.* 4961.
- MUHAMMED MA, DOMENDRA D, MUTHUKUMAR SP, SAKHARE PZ, BHASKAR N. 2015. Effects of fermentatively recovered fish waste lipids on the growth and composition of broiler meat. *Br Poul Sci.* 56 (1): 79-87.
- [NRC] NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1993. Nutrient requirements of fish. Washington: National Academy Press. 115 p.
- OLSEN RL, TOPPE J. 2017. Fish silage hydrolysates: No only a feed nutrient, but also a useful feed additive. *Trends Food Sci Technol.* 66: 93-97.
- OLSEN RL, TOPPE J, KARUNASAGAR I. 2014. Challenges and realistic opportunities in the use of by-products from processing of fish and shellfish. *Trends Food Sci Technol.* 36: 144-151.
- ORTEGA TORO R, HOYOS CONCHA JL. 2016. Residuos piscícolas a ensilaje biológico: evaluación fisicoquímica. *Publ Investig.* 10: 13-20.
- OSORIO CONTRERAS MA. 2014. Producción de harinas obtenidas a partir de coproductos de la industria del fileteado del pescado en Colombia [tesis de maestría]. Bogotá: Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia, Universidad Nacional de Colombia. 123 p.
- OVISSIPOUR M, ABEDIAN AM, MOTAMEDZADEGAN A, RASCO B, SAFARI R, SHAHIRI H. 2009. The effect of enzymatic hydrolysis time and temperature on the properties of protein hydrolysates from the Persian sturgeon (*Acipenser persicus*) viscera. *Food Chem.* 115: 238-242.
- OVISSIPOUR M, ABEDIAN KENARI A, MOTAMEDZADEGAN A, NAZARI R. 2010. Optimization of enzymatic hydrolysis of visceral waste proteins of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*). *Food Bioprocess Technol.* 5: 696-705.

doi:10.1007/s11947-010-0357-x

- ÖZYURT G, GÖKDOĞAN S, ŞİMŞEK A, YUVKA I, ERGÜVEN M, KULEY BOGA E. 2015. Fatty acid composition and biogenic amines in acidified and fermented fish silage: a comparison study. *Arch Anim Nutr.* 70: 72-86. doi:10.1080/1745039X.2015.1117696
- ÖZYURT G, ÖZKÜTÜK A, BOĞA M, DURMUŞ M, BOĞA EK. 2017. Biotransformation of seafood processing wastes fermented with natural lactic acid bacteria; the quality of fermented products and their use in animal feeding. *Turkish J Fish Aquat Sci.* 17: 543-555.
- PALKAR ND, KOLI JM, PATANGE SB, SHARANGDHAR ST, SADAVARTE RK, SONAVANE AE. 2017. Comparative study of fish silage prepared from fish market waste by using different techniques. *Int Curr Microbiol App Sci.* 6 (12): 3844-3858.
- PANNÉ HUIDOBRO S. 2019. Producción acuícola destinada al consumo humano en Argentina durante el año 2019. Coordinación de acuicultura y promoción del consumo interno. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. [consultado 9 noviembre 2020]. https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/acuicultura/estadisticas/_archivos/000000_Producci%C3%B3n/190000_Producci%C3%B3n%20de%20Acuicultura%20destinada%20al%20consumo%20en%20Argentina%20-%202019.pdf.
- PANNÉ HUIDOBRO S, ÁLVAREZ A, FERNÁNDEZ HERRERO A, MANCA E, MARTIN S, ROSSI R, WICKI G. 2006. Puesta a punto de las metodologías para desarrollo de ensilados biológicos. En: Desarrollo y estandarización de tecnologías para la producción de alimentos para peces y de productos pesqueros con añadido de valor". CFI - Dirección de Acuicultura: 67-99.
- PARISUAÑA CALLATA J, CHURACUTIPA MAMANI M, SALAS A, BARRIGA SÁNCHEZ M, ARANÍBAR MJ. 2018. Ensilado de residuos de trucha en la alimentación de ovinos de engorde. *Rev Inv Vet Perú.* 29 (1): 151-160.
- PEREA ROMÁN C. 2016. Evaluación nutricional de ensilajes de residuos de trucha arcoiris *Oncorhynchus mykiss* en la alimentación de tilapia roja *Oreochromis* spp. [tesis doctoral]. Palmira: Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Colombia. 190 p.
- PEREA ROMÁN C, GARCÉS CAICEDO YJ, HOYOS CONCHA JL. 2011. Evaluación de ensilaje biológico de residuos de pescado en alimentación de tilapia roja (*Oreochromis* spp.). *Biotechnol Sector Agropecuario Agroind.* 9 (1): 60-68.
- PEREA ROMÁN C, HOYOS CONCHA JL, GARCÉS CAICEDO YJ, MUÑOZ ARBOLEDA LS, GÓMEZ PEÑARANDA JA. 2017. Evaluación de procesos para obtener ensilaje de residuos piscícolas para alimentación animal. *Cienc en Desarr.* 8 (2): 39-50.
- PÖLÖNEN, I. 2000. Silage for fur animals. preservation efficiency of formic acid and benzoic acid in the ensiling of slaughterhouse by-products and their subsequent metabolism in farmed fur animals [tesis doctoral]. Helsinki: Faculty of Agriculture and Forestry, University of Helsinki. 63 p.
- RAI AK, SWAPNA CY, BHASKAR N, HALAMI PM, SACHINDRA NM. 2010. Effect of fermentation ensilaging on recovery of oil from fresh water fish viscera. *Enzyme Microb Technol.* 46: 9-13.
- RAMASUBBURAYAN R, IYAPPARAJ P, SUBHASHINI KJ, CHANDRAN MN, PALAVESAM A, IMMANUEL G. 2013. Characterization and Nutritional quality of formic acid silage developed from marine fishery waste and their potential utilization as feed stuff for Common Carp *Cyprinus carpio* fingerlings. *Turkish J Fish Aquat Sci.* 13: 281-289.
- RAMÍREZ A. 2013. FAO consultant. Innovative uses of fisheries by-products. *Globefish Research Programme.* Vol. 110. Roma: FAO. 53 p.
- RAMÍREZ RAMÍREZ JC. 2009. Aprovechamiento de fauna de acompañamiento del camarón y subproductos pesqueros mediante la elaboración de ensilado de pescado [tesis doctoral]. Iztapa-



- lapa: Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. 158 p.
- RAMÍREZ RAMÍREZ JC, GUTIÉRREZ R, ULLOA JA, ROSAS P, TORRES G, BAUTISTA PU. 2018. Utilization of fish and mango wastes on biological silage production. *Curr Res Agric Sci.* 5 (1): 6-14.
- RAMÍREZ RAMÍREZ JC, IBARRA JI, ROMERO FA, ULLOA PR, ULLOA JA MATSUMOTO KS, VALLEJO CÓRDOBA B, MAZORRA MANZANO MA. 2013. Preparation of biological fish silage and its effect on the performance and meat quality characteristics of quails (*Coturnix coturnix japonica*). *Braz Arch Biol Technol.* 56 (6): 1002-1010.
- REYES RAMOS M. 2010. Manual para la elaboración de ensilado ácidos de pez diablo (*Hyposotomus plecostomus*). Instituto Tecnológico de la Región Sierra. Teapa. Tabasco. 16 p.
- RODRÍGUEZ PH, ROJAS MS. 2014. Efecto de dietas enriquecidas con vitamina e y selenio orgánico en el comportamiento productivo y calidad funcional del filete de trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*). *Rev Inv Vet Perú.* 25 (2): 213-225.
- ROTH FX. 2000. Ácidos orgánicos en nutrición porcina: eficacia y modo de acción. En: Avances en nutrición y alimentación animal: XVI Curso de especialización FEDNA / Coord. por Rebollar, Carlos de Blas Beortegui, Gonzalo G. Mateos. 9: 169-181.
- SÁNCHEZ E, BENITES E, UBILLUS E, OCHOA G. 2013. Efecto de tres niveles de ensilado biológico de cabeza de *Penaes vannamei*, en alimentación de cerdos (*Sus escrofa*) en las etapas fisiológicas de gestación y lactación. *Revista Manglar.* 10 (2): 27-38.
- SÁNCHEZ TORRES H, JUSCAMAITA MORALES J, VARGAS CÁRDENAS J, OLIVEROS RAMOS R. 2008. Producción de la microalga *Nannochloropsis oculata* (Droop) Hibberd en medios enriquecidos con ensilado biológico de pescado. *Ecol Apl.* 7 (1-2): 149-158
- SÁNCHEZ TRUJILLO SM, HURTADO PINZÓN AJ, TORO SILVA J, HOYOS CONCHA JL. 2016. Evaluación a nivel piloto del proceso de ensilaje biológico de residuos de *Oncorhynchus mykiss*. *Agron Colombiana.* 34 (1 Supl.): S1303-S1307.
- SCHUCHARDT D. 2005. Requerimientos nutricionales en bocinegro (*Pagrus pagrus*) [tesis doctoral]. Las Palmas de Gran Canaria: Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 244 p.
- SEIBEL NF, SOUZA SOARES LA. 2003. Production of chemical silage from marine residue. *Brac J Food Technol.* 6 (2): 333-337.
- SESTO A. 2010. Ensilado biológico de carpa común (*Cyprinus carpio*). Obtención, caracterización físico-química y microbiológica [tesis de licenciatura]. Tandil: Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. 54 p.
- SGARBIERI VC. 1987. Alimentacao e nutricao: fator de saude e desenvolvimento. Campinas: Editora da UNICAMP. São Paulo: Almed. 387 p.
- ŠLIŽYTE R, DAUKŠAS E, FALCH E, STORRØ I, RUSTAD T. 2005. Characteristics of protein fractions generated from cod (*Gadus morhua*) by-products. *Process Biochem.* 40: 2021-2033.
- SOUSA E, DA SILVA J, CAVALCANTI F, BUSSONS I, MACHADO M. 2016. Use of biological silage in diets for fish of *Brycon amazonicus* (Spix & Agassiz, 1829) fingerlings. *Int J Fish Aquat Stud.* 4 (6): 518-521.
- SOSA ESPINOZA CF. 2017. Elaboración de ensilado biológico a partir de residuos de paiche (*Arapaima gigas*) [tesis de Ingeniero Pesquero]. Lima: Facultad de Pesquería, Universidad Nacional Agraria La Molina. 89 p.
- SPANOPOULOS HERNÁNDEZ M, PONCE PALAFOX JT, BARBA QUINTERO G, RUELAS INZUNZA JR, TIZNADO CONTRERAS MR, HERNÁNDEZ GONZÁLEZ C, SHIRAI K. 2010. Producción de Ensilados Biológicos a partir de desechos de pescado, del ahumado de atún de aleta amarilla (*Thunnus albacares*) y del fileteado de Tilapia (*Ore-*

- ochromis* sp.), para la alimentación de especies acuícolas. *Rev Mex Ing Quim.* 9 (2): 167-178.
- TANUJA S, KUMAR A, NAYAK SK. 2017. Effect of dietary intake of acid ensiled fish waste on the growth, feed utilization, hematology and serum biochemistry of rohu *Labeo rohita*, (Hamilton, 1822) fingerlings. *Indian J Anim Res.* 51 (3): 501-505.
- TERRONES ESPAÑA S, REYES AVALOS W. 2018. Efecto de dietas con ensilado biológico de residuos de molusco en el crecimiento del camarón *Cryphiops caementarius* y tilapia *Oreochromis niloticus* en co-cultivo intensivo. *Sci Agropecu.* 9 (2): 167-176.
- TEZEL R, GÜLLÜ K, ALIŞARLI M, EKICI K, GÜZEL Ş. 2016. A study on chemical and microbiological composition of silage made of industrial fisheries processing waste. *Mugla J Sci Technol.* 2 (1): 30-37.
- TOLEDO PÉREZ J, LLANES IGLESIAS J. 2006. Estudio comparativo de los residuos de pescado ensilado por vías bioquímica y biológica. *Revista AquaTIC.* 25: 28-33.
- ULFAH KARIM N, MOHD ALI LEE MF, MAT ARSHAD A. 2015. The effectiveness of fish silage as organic fertilizer on post-harvest quality of pak choy (*Brassica rapa* L. subsp. *chinensis*). *Eur Int J Sci Technol.* 4 (5): 163-174.
- VALENZUELA C, CARVALLO F, MORALES MS, REYES P. 2015. Efecto del uso de ensilado seco de salmón en dietas de pollos broiler sobre parámetros productivos y calidad sensorial de la carne. *Arch Med Vet.* 47: 53-59.
- VÁZQUEZ JA, RODRIGUES AC, FUCIÑOS P, PASTRANA L, MURADO MA. 2010. Bio-silage of mussel work-processing wastes by lactobacilli on semi-solid culture. *J Food Eng.* 97: 355-359.
- VÁSQUEZ ZULUAGA SA. 2015. Estudio del proceso de ensilaje de vísceras de cachama blanca (*Piaractus brachyomus*) utilizando el método químico y el biológico con melaza y suero lácteo como sustrato [tesis de maestría]. Medellín: Universidad de Antioquia. 101 p.
- VIDOTTI RM, BERTOLDO MT, GONÇALVES GS. 2011. Characterization of the oils present in acid and fermented silage produced from Tilapia filleting residue. *Rev Bras Zootecn.* 40 (2): 240-244.
- VIDOTTI RM, MACEDO VIEGAS EM, CAREIRO DJ. 2003. Amino acid composition of processed fish silage using different raw materials. *Anim Feed Sci Tech.* 105: 199-204.
- VIGLEZZI V. 2012. Elaboración de ensilado químico a partir de desechos de carpa común (*Cyprinus carpio*) utilizando ácidos fórmico y sulfúrico, con su posterior evaluación físico-química, microbiológica y sensorial [tesis de licenciatura]. Tandil: Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. 51 p.
- WICKI G, GALLI MERINO O, CALÓ P, SAL F. 2012. Use of High Content Fish Silage Wet Food in Final Growth out of Pacú (*Piaractus mesopotamicus*, Holmberg 1887) in Northeast Argentina. *J Agric Sci Technol. B* 2: 307-311.
- YUPANQUI PAJUELO MG. 2013. Reciclaje de los residuos industriales del Jurel por medio de las Técnicas de hidrólisis [tesis ingeniería]. Trujillo: Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional de Trujillo. 110 p.
- ZÁRATE R. 2013. Argentina Innovadora 2020. Plan Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación. Mesa de Implementación del NSPE. Producción y Procesamiento de Recursos Oceánicos. Documento de Referencia. Secretaría de Planeamiento y Políticas en Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva. Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva. Argentina. 56 p.

NOTE

Movement of the bull shark (*Carcharhinus leucas*) in the upper Mississippi River Basin, North America

RYAN SHELL^{1,*} and NICHOLAS GARDNER²

¹Department of Vertebrate Paleontology, Cincinnati Museum Center, 1301 Western Ave, 45203 - Cincinnati, USA. ²Potomac State College, West Virginia University, 101 Fort Avenue, 26726 - Keyser, USA. ORCID *Ryan Shell*  <https://orcid.org/0000-0001-6634-3127>, *Nicholas Gardner*  <https://orcid.org/0000-0002-5278-7541>



ABSTRACT. Rare appearances of bull sharks (*Carcharhinus leucas*) in river systems and other freshwater ecosystems have been reported from five continents. The wide geographic range of this phenomenon, the physiological adaptations of this species to allow for movement into rivers, and a fossil record in the Miocene Epoch, all imply that this behavior has a long history. In the Mississippi River basin, however, only two specimens were captured in the river's upper portion during the entire 20th century. Further historical, archeological, and paleontological records of these animals appearing farther than 500 km upstream from the Mississippi delta is almost nonexistent. Bull shark movements in the upper portions of this river are likely sufficiently rare or cryptic to avoid detection using historical, archaeological, paleontological, and modern fisheries conservation techniques. Deeper research into these sharks, and their historical biogeography is needed to better understand the relationship these large predators have to the freshwater ecosystems of the American mid-continent.

Key words: Bull shark, *Carcharhinus leucas*, biogeography, Illinois, Missouri, Mississippi River, cryptic species, zooarchaeology.



*Correspondence:
ryanshell501@gmail.com

Received: 5 April 2021
Accepted: 27 April 2021

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de
Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)



This work is licensed under a Creative
Commons Attribution-
NonCommercial-ShareAlike 4.0
International License

Movimiento del tiburón toro (*Carcharhinus leucas*) en la cuenca superior del Río Mississippi, América del Norte

RESUMEN. Se han reportado raras apariciones de tiburones toro (*Carcharhinus leucas*) en sistemas fluviales y otros ecosistemas de agua dulce en cinco continentes. El amplio rango geográfico de este fenómeno, las adaptaciones fisiológicas de esta especie para permitir el movimiento hacia los ríos y un registro fósil en la época del Mioceno, implican que este comportamiento tiene una larga historia. En la cuenca del Río Mississippi, sin embargo, solo dos especímenes fueron capturados en la parte superior del río durante todo el siglo XX. Los registros históricos, arqueológicos y paleontológicos a más de 500 km río arriba del delta del Mississippi son casi inexistentes. Es probable que los movimientos del tiburón toro en las porciones superiores de este río sean lo suficientemente raros o crípticos como para evitar su detección utilizando técnicas históricas, arqueológicas, paleontológicas y modernas de conservación de la pesca. Se necesita una investigación más profunda sobre estos tiburones y su biogeografía histórica para comprender mejor la relación que estos grandes depredadores tienen con los ecosistemas de agua dulce del continente americano medio.

Palabras clave: Tiburón toro, *Carcharhinus leucas*, biogeografía, Illinois, Missouri, Río Mississippi, especies crípticas, zooarqueología.

The bull shark, *Carcharhinus leucas* Müller and Henle, 1839, is an extant, large-bodied requiem shark that is well-known for its ability to move between freshwater and saltwater ecosystems (Ebert et al. 2013). The use of river systems by these apex predators sometimes extends 1,000 km or more from a river's mouth: Bull sharks have been recorded in the upper Amazon River of Peru, the upper Mississippi River Basin of the United States, and in other freshwater bodies such as the Zambezi and Ganges Rivers, of Africa and the Indian subcontinent, respectively (Gaussman 2018). Recent records of freshwater incursions have expanded to include the islands of Indonesia (Iqbal et al. 2019a, 2019b).

Bull shark fossil remains are known from the Miocene of North and South America (Cameron and Boreske 1972; Apolín et al. 2007), though fossil teeth similar to the 'bull [shark] group' of species may extend the North American record of similar animals to the Eocene (Cappetta 2012). Similarly, both the Mississippi and Amazon Rivers have geological histories spanning 10 million years or more. Given these observations, it is likely that far upstream exploration of river systems by these sharks is a behavior with a long history as well. However, it is not presently clear if the history of upstream exploration in the Mississippi River Basin is well-evidenced.

MISSISSIPPI RIVER BULL SHARKS IN DEEP TO RECENT TIME

In the Miocene and Pliocene North American fossil record, bull shark teeth are reported in marine depositional environments and marginal marine depositional environments, especially in North and South Carolina (Cameron and Boreske 1972). Their appearance in what were once marginal, near-shore ecosystems suggests a potential for past movement into fresh waters, but there are

no definitive reports of bull shark teeth in Miocene Pliocene freshwater deposits.

The Pleistocene to early Holocene record of freshwater bull sharks is equally limited. In the Pleistocene, remains from a possible estuarine deposit reported from Florida are known (Hulbert and Morgan 1989), but all similarly aged bull shark localities near the mouth of the Mississippi River are most certainly marine (Ebersole et al. 2017). Historic accounts of shark teeth from Pleistocene to Holocene Mississippi River gravels in western Illinois lack the identification of teeth to species level or sketches/photographs of the teeth that would aid current researchers in identifying the specimens (Worthen 1882).

The Holocene archaeological record of shark teeth found at inland Indigenous American sites is fairly rich, especially in the Ohio River Valley portion of the upper Mississippi River Basin. But here bull shark teeth occur alongside marine sharks such as the white shark (*Carcharodon carcharias*), or occur alongside the teeth of Miocene-Pliocene sharks, such as *Hemipristis serra*, *Isurus* (or *Carcharodon*) *hastalis*, or *Carcharocles megalodon*, suggesting their current context resulted from extra-regional trade or travel (Murphy 1975); which is well accepted for other exotics such as marine snail shells and alligator teeth (Colvin 2011).

One exception to the trend of non-contemporaneous shark tooth utilization by Indigenous peoples associated with the Mississippian material culture is the report of a non-fossil shark tooth from an archaeological site (Troyville and Coles Creek cultural stages) in Louisiana (Springer 1980). The tooth in question, however, was neither identified to the species level nor figured in sketches or photographs, and this record is from the lower Mississippi River Basin, so it does not shed light on the problem at hand.

Historic bull shark catches or sightings in the upper Mississippi River Basin seem absent prior to the 20th century, though confirmed catches of bull sharks occurred in Alton, Illinois in 1937

(Thomerson et al. 1977) and St. Louis, Missouri near Rush Island Power Station in 1995 (Burr et al. 2004) (Figure 1).

Excluding the aforementioned accounts, the bull shark has not been confirmed to travel the Mississippi River Basin north of Louisiana, let alone the upper Mississippi River Basin. This is in spite of this species' capture in the Atchafalaya and Red Rivers. While archaeological records generally reveal an interest and use of shark teeth by Indigenous people during pre-Columbian time, there is no evidence this ever included the recovery of bull shark material from local fresh waters as opposed extra-regional trade (Murphy 1975; Colvin 2011). Finally, the North American fossil record also appears to lack confirmed alluvial deposits of bull shark remains in the Mississippi River Basin.

Given the fossil, archaeological, and historical rarity of bull sharks in the Mississippi River Basin of the United States, the historical behavior of this species to sometimes explore far upstream (with particular emphasis on occurrences near the city of St. Louis) in America's largest river basin may be described by one of three hypothetical explanations.

The first hypothesis would be that far upstream exploration, as a behavior, is very new and may have only begun in the last 1 million years or fewer. This appears unlikely (see below), but if it genuinely represents a true pattern, it could imply that the bull shark's ability to persist in freshwater may also be novel, in an evolutionary sense.

A second hypothesis is that the behavior is deeply rooted in the evolutionary history of this species. Given the wide global range of bull sharks that enter rivers, and their similarity to fresh water sharks of the Genus *Glyphis* this appears the most likely explanation (Fowler et al. 1997).

If either of these two hypotheses are true, it would indicate that bull sharks are capable of engaging in cryptic movement. This in turn seems to suggest that a group of these large bodied, aquatic apex-predators are capable of moving into the Mississippi River Basin and avoid being represented in the fossil record, the archaeological record, and (mostly) avoid detection by the modern society living along the waterways. Such cryptic movement appears to have extended past the placement of locks on the Mississippi River during the mid 20th century. The movement of these

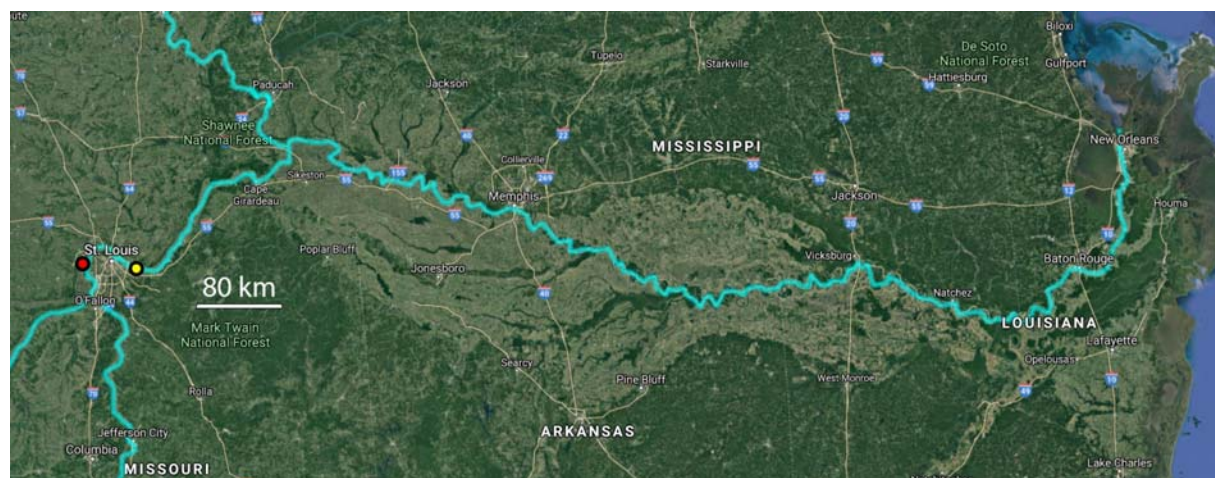


Figure 1. Map of historical records of bull sharks in the upper Mississippi River Basin. The Mississippi River is highlighted in light blue. Red dot: Alton, Illinois in 1937; yellow dot: Rush Island Power Station near St. Louis, Missouri in 1995. The base map was modified from Google Maps imagery derived from Landsat/Copernicus and TerraMetrics.

sharks past locks begs a question on how many bull sharks enter the upper Mississippi River without detection to this day.

Finally, the third possible hypothesis is simply that the tendency of the bull shark to move into the upper Mississippi River is rare and anomalous to the point of being unprecedented in North America. It may be that the 1937 and 1995 captured specimens in Illinois and Missouri were hoaxes (despite photographic evidence for both) or totally dependent on random chance; that temperature differences between the Mississippi River and the Gulf of Mexico prevent bull sharks from exploring as far upstream as they do in the Amazon River. However, this does not seem particularly likely given that both 20th century records seem legitimate (see above), and that the average preferred temperature of this species is experienced or exceeded by the Mississippi River at Alton, Illinois over a large portion of the year (Elderkin and Klerks 2004; Kaschner et al. 2016).

Regardless of the reason for the paucity of data, in the absence of new confirmed catches, or new fossil and archaeological finds, the history of far-upstream exploration in the Mississippi River Basin by bull sharks remains in need of further research. Key areas for consideration should include to what extent physical barriers (such as locks) play a role in limiting bull shark upstream movement and what motivates or fails to motivate bull shark movement into upstream environments. How habitats, prey species, and species potentially competitive with bull sharks interact with this shark far upstream from the mouth of the Mississippi River will factor heavily into a more thorough understanding of these apparently cryptic predators.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to express our thanks to colleagues who pre-read this report and offered use-

ful suggestions during the final writing and editing phase, especially C. Bridges, M. Hintermeister, JP Hodnett, H. Robison, G. Storrs, and D. Cline. Additionally, we thank two anonymous reviewers whose comments helped strengthen this manuscript.

REFERENCES

- APOLÍN J, GONZÁLEZ-BARBA G, MARTÍNEZ J. 2007. Seláceos del Mioceno superior de Quebrada Pajaritos (Piura, Perú). *Sociedad Geológica del Perú, Publicación Especial*. 6: 401-404.
- BURR BM, BASILE CM, ADAMS GL, NICHOLSON MC. 2004. Exotic aquatic and terrestrial animals in the Hoosier-Shawnee ecological assessment area. In: THOMPSON FR, editor. *The Hoosier-Shawnee Ecological Assessment*. St. Johns (MI): U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station. p. 236-267.
- CAMERON B, BORESKE JR. 1972. Clam borings in reworked whale skull, shark teeth and oysters: Miocene of Maryland and North Carolina. *Geological Society of America. Abstracts*. 4 (1): 7.
- CAPPETTA H. 2012. *Handbook of paleoichthyology*. Vol. 3E. Chondrichthyes Mesozoic and Cenozoic Elasmobranchii: teeth. München: Verlag Dr. Freidrich Pfeil. 512 p.
- COLVIN GH. 2011. The presence, source and use of fossil shark teeth from Ohio archaeological sites. *Ohio Archaeol*. 61: 26-46.
- EBERSOLE JA, EBERSOLE SM, CICIMURRI DJ. 2017. The occurrence of early Pleistocene marine fish remains from the Gulf Coast of Mobile County, Alabama, USA. *Palaeodiversity*. 10: 97-115. doi:10.18476/pale.v10.a6
- EBERT DA, FOWLER SL, COMPAGNO LJV. 2013. *Sharks of the world*. Princeton (NJ): Princeton University Press.

- ELDERKIN CL, KLERKS PL. 2004. Variation in thermal tolerance among three Mississippi River populations of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. J Shellfish Res. 24: 221-226. doi:10.2983/0730-8000(2005)24[221:VITTAT]2.0.CO;2
- FOWLER SL, REED TM, DIPPER FA. 1997. Elasmobranch biodiversity, conservation, and management. Proceedings of the International Seminar and Workshop, Sabah, Malaysia, July 1997. Gland, Switzerland: The IUCN Species Survival Commission. <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/ssc-op-025.pdf>.
- GAUSSMAN P. 2018. Synopsis of global freshwater occurrences of the bull shark (*Carcharhinus leucas* Valenciennes 1839, Carcharhinidae) with comments on the geographical range. ResearchGate. [2018 June]. https://www.researchgate.net/profile/Peter-Gausmann/publication/325737350_Synopsis_of_global_freshwater_occurrences_of_the_bull_shark_Carcharhinus_leucas_VALENCIENNES_1839_Carcharhinidae_with_comments_on_the_geographical_range/links/5b20f4f4458515270fc6379d/Synopsis-of-global-freshwater-occurrences-of-the-bull-shark-Carcharhinus-leucas-VALENCIENNES-1839-Carcharhinidae-with-comments-on-the-geographical-range.pdf.
- HULBERT RC, GS MORGAN. 1989. Stratigraphy, paleoecology, and vertebrate fauna of the Leisey Shell Pit local fauna, early Pleistocene (Irvingtonian) of southwestern Florida. Papers in Florida Paleontology. 2: 1-19.
- IQBAL M, NURNAWATI E, SETIAWAN A, DAHLAN Z, YUSTIAN I. 2019a. First photographic inland records of bull shark *Carcharhinus leucas* (Carchariniiformes: Carcharinidae) in Sumatran waters, Indonesia. Ecol Montenegrina. 22: 171-176.
- IQBAL M, SETIAWAN A, YUSTIAN I. 2019b. First inland record of bull shark *Carcharhinus leucas* (Carchariniiformes: Carcharinidae) in Indonesian Borneo. Ecol Montenegrina. 22: 52-57.
- KASCHNER K, KESNER-REYES K, GARILAO C, RIUS-BARILE J, REES T, FROESE R. 2016. AquaMaps: predicted ranges for aquatic species. Version 08/2016. [accessed 2021 February]. <https://www.aquamaps.org/>.
- MURPHY JL. 1975. Shark tooth caches in Wayne County, Ohio. Ohio Archaeol. 25: 26-27.
- SPRINGER JW. 1980. An analysis of prehistoric food remains from the Bruly St. Martin Site, Louisiana, with a comparative discussion of Mississippi Valley faunal studies. MidCont J Archaeol. 5: 193-223.
- THOMERSON JE, THORSON TB, HEMPEL RL. 1977. The bull shark, *Carcharhinus leucas*, from the upper Mississippi River near Alton, Illinois. Copeia. 1977: 166-168. doi:10.2307/1443522
- WORTHEN AH. 1882. Economical geology of Illinois. Springfield (IL): Illinois State Geological Survey. <https://archive.org/details/economicalgeolog02wort>.

NOTE

Unusual record of a multiple predation of the Patagonian seahorse *Hippocampus patagonicus* by the Narrownose smooth-hound *Mustelus schmitti* in Argentine coastal waters

MAURO BELLEGGIA^{1, 2, 3}, MARÍA G. PUJOL⁴, MARÍA L. ESTALLES⁵, DANIEL E. FIGUEROA^{2, 6} and DIEGO C. LUZZATTO^{6, *}

¹Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina. ²Laboratorio de Biología de Peces, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Funes 3350, B7602AYL - Mar del Plata, Argentina. ³Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. ⁴Museo Municipal de Ciencias Naturales “Lorenzo Scaglia”, Libertad 3099, B7600 - Mar del Plata, Argentina. ⁵Instituto de Formación Docente Continua - San Antonio Oeste, Islas Malvinas 1190, R8520 - San Antonio Oeste, Argentina. ⁶Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina



ABSTRACT. Seahorses (Genus *Hippocampus*) are rarely reported as prey items. Their low population numbers, their ability to blend with the environment and their low palatability are the features making them an unsuitable option for predators. Five individuals of the Patagonian seahorse *Hippocampus patagonicus* were found in the stomach of a single narrownose smooth-hound shark *Mustelus schmitti* from a sample of 959 stomachs analyzed. This rare record in a single stomach out of hundreds analyzed suggests that these individuals might have clustered in a group which was detected by the opportunistic *M. schmitti*.

Key words: Crypsis, diet, ‘El Rincón’, Syngnathidae, Triakidae.

Registro inusual de depredación múltiple del caballito de mar patagónico *Hippocampus patagonicus* por el tiburón gatuzo *Mustelus schmitti* en aguas costeras argentinas

RESUMEN. Los caballitos de mar (Género *Hippocampus*) raramente son reportados como presas. Su baja densidad poblacional, su habilidad para confundirse entre su entorno y su baja palatabilidad son características que los hacen una opción poco atractiva para depredadores. Cinco individuos del caballito de mar patagónico *Hippocampus patagonicus* fueron encontrados en un único estómago del análisis de una muestra de 959 estómagos del tiburón gatuzo *Mustelus schmitti*. Este inusual registro en un solo estómago de los cientos analizados sugiere que los caballitos de mar se encontraban agrupados cuando fueron detectados por el tiburón de hábitos oportunistas *M. schmitti*.

Palabras clave: Cripsis, dieta, “El Rincón”, Syngnathidae, Triakidae.



*Correspondence:
diegoluzzatto@conicet.gov.ar

Received: 9 December 2020
Accepted: 9 February 2021

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de
Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)



This work is licensed under a Creative
Commons Attribution-
NonCommercial-ShareAlike 4.0
International License

Sharks often play a role in the transfer of energy between trophic levels within marine ecosystems. The diet composition of sharks has been studied in order to understand the natural history of a particular species, their role in marine ecosystems, the impact of shark predation on economically valuable or endangered prey, among other reasons (Wetherbee and Cortés 2004).

On their side, seahorses are rarely found as prey items (Kleiber et al. 2011). Morphological and ecological characteristics might contribute to predator avoidance. These species exhibit a remarkable capacity to be cryptic, they can change their coloration pattern and some species have long skin filaments or encrusting organisms on the skin enabling them to blend with their environments. They can remain virtually immobile for a long time and occur at low densities, which further complicates their localization (Foster and Vincent 2004). Their bony plates, spines and low energetic value make them an unpalatable option for predators. In addition, in all the cases recording seahorses as prey items, the predator has opportunistic and generalist habits (Kleiber et al. 2011).

The Narrownose smooth-hound *Mustelus schmitti* (Springer, 1939) is an opportunistic and generalist benthic mesopredator. Its diet varies along geographical locations and ontogeny and it is mainly composed of fishes, crabs, isopods, polychaetes, and mollusks (Belleggia et al. 2012). The geographical range of this shark largely overlaps with that of the Patagonian seahorse *Hippocampus patagonicus* Piacentino and Luzzatto 2004 (Figure 1 A). Both species inhabit the coastal areas of the Southwestern Atlantic Ocean extending from Rio de Janeiro (22° S, Brazil). However, their southern limit differs. While *M. schmitti* extends as south as Ria Puerto Deseado (47° 45' S, Argentina) mainly at depths below 140 m (Chiaramonte and Pettovello 2000), *H. patagonicus* extends up to Puerto Madryn (42° 47' S, Argentina) and has been described as occupying patches in restricted areas at low depths mainly < 20 m (Piacentino and Luzzatto 2004; Luzzatto et al. 2012; Silveira et al. 2014).

The Narrownose smooth-hound is the shark most commonly caught by Argentinean fleets (Sánchez et al. 2012). Heavy exploitation over its entire geographical range (including nursery areas), its decreasing biomass, declines in landings, and reduction of size at first breeding have

all led to this species being considered Critical Endangered by the International Union for Conservation of Nature (IUCN) Red List (Pollom et al. 2020). The Patagonian seahorse is also a threatened species and it is catalogued as Vulnerable due to habitat degradation and overexploitation (Wei et al. 2017). The present study reports and describes a rare record of a multiple predation of the seahorse *H. patagonicus* by the shark *M. schmitti*.

Sharks analyzed were collected during six bottom-trawl research cruises conducted by the research vessels 'Doctor Eduardo L. Holmberg', 'Capitán Cánepa', and 'Capitán Oca Balda' as part of a study led by the Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) during 2008-2011 (Belleggia 2012). These research cruises were performed using a random stratified sampling scheme (stratified on latitude and depth; Figure 1 B). Surveys have been regularly conducted by INIDEP in order to estimate abundance. Fishing was conducted during daylight hours (07:00-19:00), at 3 to 4 knots for 30 min at each sampling site using an Engel bottom trawl (200 mm mesh in the wings, 103 mm in the cod end, 4 m vertical opening and 15 m horizontal opening). As part of a trophic ecology study, we undertook research into the diet of *M. schmitti* by sampling 959 individuals. Specimens of *M. schmitti* were sexed and total length (TL) was measured to the nearest mm from tip of the snout to the posterior end of the dorsal caudal lobe in its natural position. Maturity stage was recorded according to Walker (2005) and Colonello et al. (2011). Stomachs were excised, frozen and analyzed at the laboratory.

Prey items were identified to the lowest possible taxonomic level, counted and weighed to the nearest 0.01 g. Diet composition was quantified for each prey by calculating the percentage frequency of occurrence (%F, total number of stomachs in which a given prey was found expressed as percentage of total number of stomachs with food), the percentage by number (%N, total num-

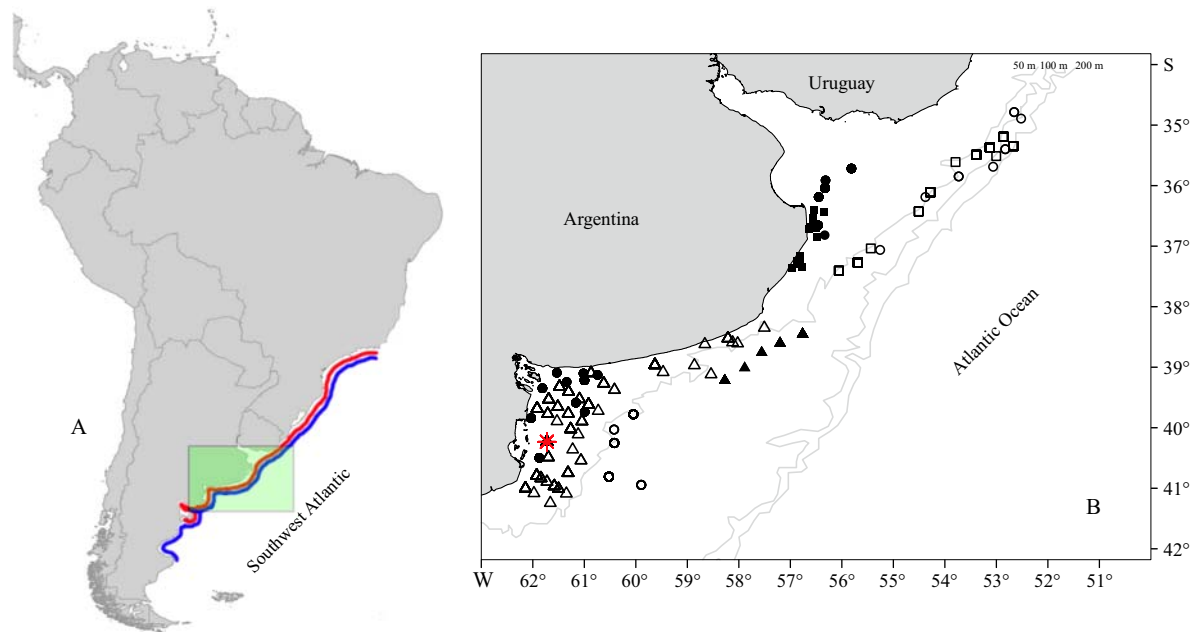


Figure 1. A) Geographical range of *Mustelus schmitti* (blue) and *Hippocampus patagonicus* (red) in the Southwest Atlantic. Green square represents the study area. B) Study area indicating the position of bottom trawl samplings per date: October 2008 open dots, November 2008 bold dots, May 2009 open squares, September 2010 bold squares, April 2011 open triangles, June 2011 bold triangles. Red asterisk indicates the sampling site (40.139° S- 61.436° W; 20 m depth) where the specimen of *M. schmitti* presenting five individuals of *H. patagonicus* in its stomach was recorded.

ber of a given prey as percentage of total number of prey found), percentage by mass (%M, mass of a given prey as percentage of total mass of prey found) and index of relative importance: $IRI = \%F \times (\%N + \%M)$ (Pinkas et al. 1971), expressed as a percentage (%IRI; Cortés 1997).

A *M. schmitti* mature male of 652 mm TL and 1,052 g weight caught on research cruise ‘Capitán Oca Balda’ in ‘El Rincón’ area (40.139° S- 61.436° W; 20 m depth) in April 2011 (Figure 1 B) contained five individuals of *H. patagonicus* in different stages of digestion in its stomach. One of the seahorses remained almost intact, allowing several morphological measurements (Figure 2 A). Another individual was partially digested and some measurements were performed (Figure 2 B). Both individuals were deposited in the Syngnathid Collection of the Museum of Natural History ‘Lorenzo Scaglia’ (MMPEAA) (Table 1). The other three individuals were

inferred by fragments of their tails and thoraxes. No morphological measurements could be performed on them.

Out of 959 specimens of *M. schmitti* analyzed and 944 (98.43%) containing prey items, only one contained seahorses. According to the indexes estimated to quantify the diet composition of *M. schmitti*, percentage of frequency of occurrence (%F) of seahorses in the diet was 0.01, percentage by number (%N) was 0.05, percentage by weight (%W) was 0.02, and percentage of index of relative importance (%IRI) was < 0.001. Together with the five seahorses identified, this stomach also contained other frequent prey items for *M. schmitti*: shrimp *Artemesia longinaris* (Bate, 1888) (0.04 g), brachyuran crabs *Armases rubripes* Rathbun, 1897 (0.13 g) and *Collodes rostratus* Edwards, 1878 (1.31 g, 14 mm), and seven polychaetes of the families Ampharetidae (0.33 g) and Onuphidae (0.21 g).

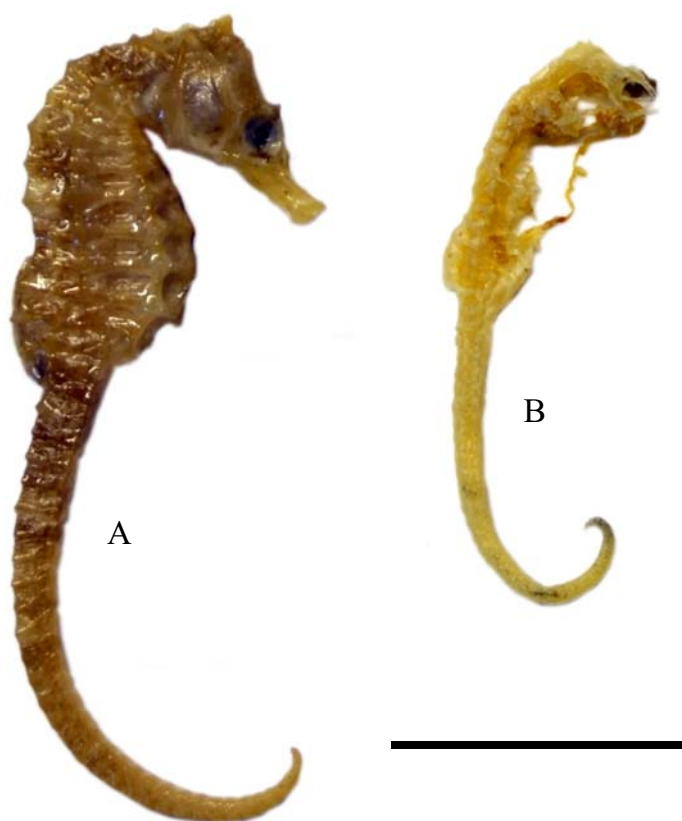


Figure 2. Measurable individuals of *Hippocampus patagonicus* obtained from the stomach of *Mustelus schmitti*. MMPEAA 36 (A) and MMPEAA 49 (B). Scale bar indicates 2 cm.

The record of patches of *H. patagonicus* at shallow and intermediate depths (0-20 m) along the coastal area of north Patagonia and Buenos Aires Province and its record at deep waters (60 m) in the Uruguayan and Argentine Common Fishing Zone (Luzzatto et al. 2012, 2014) indicated the presence of seahorses over a large depth range. Juvenile specimens of *H. patagonicus* drifting attached to floating debris or swimming freely may interconnect the patches and facilitate their ability to disperse to deep waters (Luzzatto et al. 2013). The record presented here together with that provided by Estalles et al. (2017) near Monte Hermoso allow to infer the presence of the species in an extended coastal area (Figure 1 B).

As it was indicated above, *M. schmitti* is an opportunistic mesopredator shark. Its teeth are

similar in shape, arranged in semi-pavement like crushing plates dentition, which makes it possible for them to eat crabs, gastropods, bivalves and other species protected by hard carapaces (Belleggia et al. 2014). Bony plates, spines and other morphological features of seahorses do not seem to make them an unpalatable option for the shark. However, this finding is the first record of seahorses in the diet composition of a *Mustelus* spp.

The predation event reported here is in line with the general findings of seahorses as prey items: their presence in the diet composition of marine predators is infrequent and mainly consisted of a single record. The presence of more than one seahorse individual in a single stomach is even rarer (Kleiber et al. 2011). The presence of five seahorses in a single stomach out of hun-

Table 1. Morphological measurements of the predated seahorses deposited in the syngnathid collection of the Museum of Natural History 'Lorenzo Scaglia' (MMPEAA).

| | MMPEAA 36 | MMPEAA 49 |
|-------------------------|-----------|-----------|
| Height (mm) | 74 | 50 |
| Tail length (mm) | 46 | 27 |
| Trunk length (mm) | 15 | - |
| Head height (mm) | 9 | - |
| Head length (mm) | 13 | - |
| Postorbital length (mm) | 3 | - |
| Snout length (mm) | 6 | - |
| Dorsal fin base (mm) | 7 | 4 |
| Pectoral fin base (mm) | 3 | - |
| Dorsal fin rays | 18 | 18-19 |
| Pectoral fin rays | 12 | - |
| Anal fin rays | 4 | - |
| Trunk rings | 11 | 11-12 |
| Tail rings | 38 | 38-39 |

dreds analyzed suggests that these individuals might have clustered in a group that was detected by the opportunistic *M. schmitti*.

INIDEP contribution no 2240.

REFERENCES



- BELLEGGIA M. 2012. Ecología trófica del gatuzo, *Mustelus schmitti* (Springer, 1939) en el Mar Argentino [PhD thesis]. Mar del Plata: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 228 p.
- BELLEGGIA M, FIGUEROA DE, BREMEC C. 2014. The dentition of the narrownose smooth-hound shark, *Mustelus schmitti*. Mar Fresh Res. 65: 688-696.
- BELLEGGIA M, FIGUEROA DE, SÁNCHEZ F, BREMEC C. 2012. The feeding ecology of *Mustelus schmitti* in the southwestern Atlantic: geographic variations and dietary shifts. Environ Biol Fish. 95: 99-114.
- CHIARAMONTE GE, PETTOVELLO AD. 2000. The biology of *Mustelus schmitti* in southern Patagonia, Argentina. J Fish Biol. 57: 930-942.
- COLONELLO JH, CHRISTIANSEN EH, MACCHI GL. 2011. Escala de madurez sexual para peces cartilagosos de la Plataforma Continental Argentina. In: WÖHLER OC, CEDROLA P, COUSSEAU MB, editors. Contribuciones sobre biología, pesca y comercialización de tiburones en la Argentina. Aportes para la elaboración del Plan de Acción Nacional. Buenos Aires: Consejo Federal Pesquero. p. 115-128.
- CORTÉS E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. Can J Fish Aquat Sci. 54: 726-738.
- ESTALLES ML, PUJOL MG, SÁNCHEZ NE, DÍAZ DE ASTARLOA JM, LUZZATTO DC. 2017. The presence of the Patagonian seahorse *Hippocampus patagonicus* Piacentino and Luzzatto, 2004 (Teleostei: Syngnathidae) in Monte Hermoso, southwestern Buenos Aires province, Argenti-

- na. Check List. 13: 2065.
- FOSTER S, VINCENT ACJ. 2004. Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *J Fish Biol.* 65: 1-61.
- KLEIBER D, BLIGHT LK, CALDWELL IR, VINCENT ACJ. 2011. The importance of seahorses and pipefishes in the diet of marine animals. *Rev Fish Biol Fish.* 21: 205-223.
- LUZZATTO DC, ESTALLES ML, DÍAZ DE ASTARLOA JM. 2013. Rafting seahorses: The presence of juvenile *Hippocampus patagonicus* in floating debris. *J Fish Biol.* 83: 677-681.
- LUZZATTO DC, PUJOL MG, FIGUEROA D, DÍAZ DE ASTARLOA JM. 2014. The presence of the seahorse *Hippocampus patagonicus* in deep waters: additional evidence of the dispersive capacity of the species. *Mar Biod Rec.* 7: 1-2.
- LUZZATTO DC, SIEIRA R, PUJOL MG, DÍAZ DE ASTARLOA JM. 2012. The presence of the seahorse *Hippocampus patagonicus* in the Argentine Sea based on the Cytochrome b sequence of mitochondrial DNA. *Cybium.* 36: 329-333.
- PIACENTINO GLM, LUZZATTO DC. 2004. *Hippocampus patagonicus* sp. nov., nuevo caballito de mar para la Argentina (Pisces, Syngnathiformes). *Rev Mus Arg Cienc Nat ns.* 6: 339-349.
- PINKAS LM, OLIPHANT S, IVERSON ILK. 1971. Food habits of albacore, blue fin tuna and bonito in Californian waters. *Cal Dep Fish Game.* 152: 1-105.
- POLLOM R, BARRETO R, CHARVET P, CHIARAMONTE GE, CUEVAS JM, HERMAN K, MONTEALEGRE-QUIJANO S, MOTTA F, PAESCH L, RINCON, G. 2020. *Mustelus schmitti*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T60203A3092243.
- SÁNCHEZ RP, NAVARRO G, ROZYCKI V. 2012. Estadísticas de la pesca marina en la Argentina. Evolución de los desembarques 1898-2010. 1st ed. Buenos Aires: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación.
- SILVEIRA RB, SICCHA-RAMIREZ R, SANTOS SILVA JR, OLIVEIRA C. 2014. Morphological and molecular evidence for the occurrence of three *Hippocampus* species (Teleostei: Syngnathidae) in Brazil. *Zootaxa.* 3861: 317-332. doi:10.11646/zootaxa.3861.4.2
- WALKER TI. 2005. Reproduction in fisheries science. In: HAMLETT WC, editor. Reproductive biology and phylogeny of chondrichthyes: sharks, rays and chimaeras. Enfield: Science Publishers. p. 81-127.
- WEI J, ESTALLES ML, POLLOM R, LUZZATTO DC. 2017. *Hippocampus patagonicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T195100A54909767.
- WETHERBEE BM, CORTÉS E. 2004. Food consumption and feeding habits. In: CARRIER JC, MUSICK JA, HEITHAUS MR, editors. Biology of sharks and their relatives. CRC Press. p. 225-246.

NOTE

New record and range extension of the primnoid octocoral *Verticillata castellviae* in the Southwest Atlantic Ocean

LAURA SCHEJTER^{1,2,*}, CECILIA MAUNA¹ and CARLOS D. PÉREZ³

¹Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina. ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. ³Grupo de Pesquisa em Antozoários-GPA, Centro Acadêmico da Vitória, Universidade Federal de Pernambuco, Rua Alto do Reservatório s/n, Bela Vista, Vitória de Santo Antão-PE, Brazil. ORCID *Laura Schejter*  <https://orcid.org/0000-0001-5443-4048>, *Carlos D. Pérez*  <https://orcid.org/0000-0002-0866-1183>



ABSTRACT. In this study we report the presence of the soft coral *Verticillata castellviae* at 947 m deep, off Buenos Aires Province, Argentina, which constitutes the northernmost record for this species. The specimen was collected as a bycatch species with a troncopyramidal trap during an experimental cruise devoted to the study of the red crab *Chaceon notialis* and the Patagonian lobsterette *Thymops birsteini*.

Key words: New distributional record, Primnoidae, bycatch species, cold-water corals.

Nuevo registro y extensión de la distribución del octocoral primnoideo *Verticillata castellviae* en el Océano Atlántico Sudoccidental

RESUMEN. En este estudio se reporta la presencia del coral blando *Verticillata castellviae* en la plataforma continental externa de la Provincia de Buenos Aires, Argentina, a 947 m de profundidad, lo que constituye el registro más septentrional para esta especie. El ejemplar de estudio fue colectado con una trampa troncopiramidal, como parte de la captura incidental, durante una campaña de pesca experimental dedicada al estudio del cangrejo rojo *Chaceon notialis* y de la langosta patagónica *Thymops birsteini*.

Palabras clave: Nuevo registro de distribución, Primnoidae, captura incidental, corales de aguas frías.



*Correspondence:
schejter@inidep.edu.ar

Received: 19 April 2021
Accepted: 22 May 2021

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de
Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)



This work is licensed under a Creative
Commons Attribution-
NonCommercial-ShareAlike 4.0
International License

Octocorals are a poorly known group in the marine benthic communities of the Argentine waters in the Southwest Atlantic Ocean. Although some species could be found in waters < 100 m, the majority of the records come from greater depths (i.e. Zamponi and Pérez 1995; Excoffon et al. 2004; Pérez and Zamponi 2004; Portela et al. 2012; McFadden and van Ofwegen 2013; Schejter et al. 2018, 2020a, 2020b; Pérez and Cordeiro 2020). They play important ecological roles in the benthic-pelagic coupling (Rossi et al. 2017), in the trophic ecology of the system (i.e. Buhl Mortensen et al. 2017), in the blue carbon budget (i.e. Coppari et al. 2019) and as essential fish habitats (i.e. Baillon et al. 2012), among others. They may constitute marine animal forests and coral gardens, hosting a large and biodiverse associated fauna (i.e. De Clip-

pele et al. 2015; Schejter et al. 2020a). Additionally, octocorals have been studied from a chemical perspective, considering that new molecules and bioactive compounds have been discovered from several species (Rojo de Almeida et al. 2010; Almeida et al. 2014; Patiño Cano et al. 2018).

Between July 4th and August 3rd of 2017, the FV ‘Atlantic Express’ performed an experimental fishing cruise devoted to the study of the red crab *Chaceon notialis* R.B. Manning and Holthuis, 1989 and the Patagonian lobsterette *Thymops birsteini* (Zarenkov and Semenov, 1972) at the continental shelf edge and slope of Argentina. Truncopyramidal traps were used as sampling devices and placed along the shelf for a period of about 52 h (Mauna et al. 2017). In general, trapping is a common fishing practice that has low bycatch rates and often cause minimal habitat destruction, at least when compared to trawling or dredging activities (Eno et al. 2001; National Research Council 2002). However, setting and retrieval of the traps, including dragging along the seafloor, may cause the catch of benthic organisms (bycatch) and can damage habitat components such as corals, sponges, and other epifauna (Stevens 2020). As a complementary objective during the same cruise, samples of the bycatch species were preserved frozen onboard and transported to the Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) for their proper identification. A general and preliminary list of the organisms recorded as bycatch was reported by Mauna et al. (2018). The present contribution, reports the presence of the soft coral *Verticillata castellviae* (Zapata-Guardiola, López-González and Gili, 2013), also recorded as a bycatch species, which constitutes the northernmost record for the species.

Taxonomy

Phylum Cnidaria Hatschek, 1888
 Class Anthozoa Ehrenberg, 1834
 Subclass Octocorallia Haeckel, 1866
 Order Alcyonacea Lamouroux, 1812

Family Primnoidae Milne Edwards, 1857
 Genus *Verticillata* Zapata-Guardiola, López-González and Gili, 2013

Verticillata castellviae (Zapata-Guardiola, López-González and Gili, 2013)
 (Figure 1)

Synonyms

Plumarella (Verticillata) castellviae Zapata-Guardiola, López-González and Gili, 2013; Schejter et al. 2020b: 224, 229.

Material examined

Two specimens collected as bycatch in a red crab trap at 38° 27' 00" S, 54° 39' 32" W, 947 m, on July 29th 2017 (FV ‘Atlantic Express’).

Description

Yellowish, uniplanar, pinnate colonies, with polyps almost perpendicular to branchlet, placed in whorls of 4-6, each polyp with eight marginal sclerites and with a strong terminal thorn (Figure 1).

Notes

Cairns and Wirshing (2018: 11) changed the status of *Verticillata* from subgenus to genus. This species is distributed from Tierra del Fuego to Malvinas Islands and Burdwood Bank (Zapata-Guardiola et al. 2013). Recently, Schejter et al. (2020b) recorded this species for the second time after its original description from samples collected at the Marine Protected Area Namuncurá/Burdwood Bank.

According to Steinman et al. (2020), our specimens were collected from an area comprised within a giant cold-water coral mound province called ‘Northern Argentine Mound Province’ linked to a contourite depositional system that covers at least 2,000 km². These ecosystems are characterized by particular conditions that include the availability of suspended food and sediment particles in combination with a suffi-

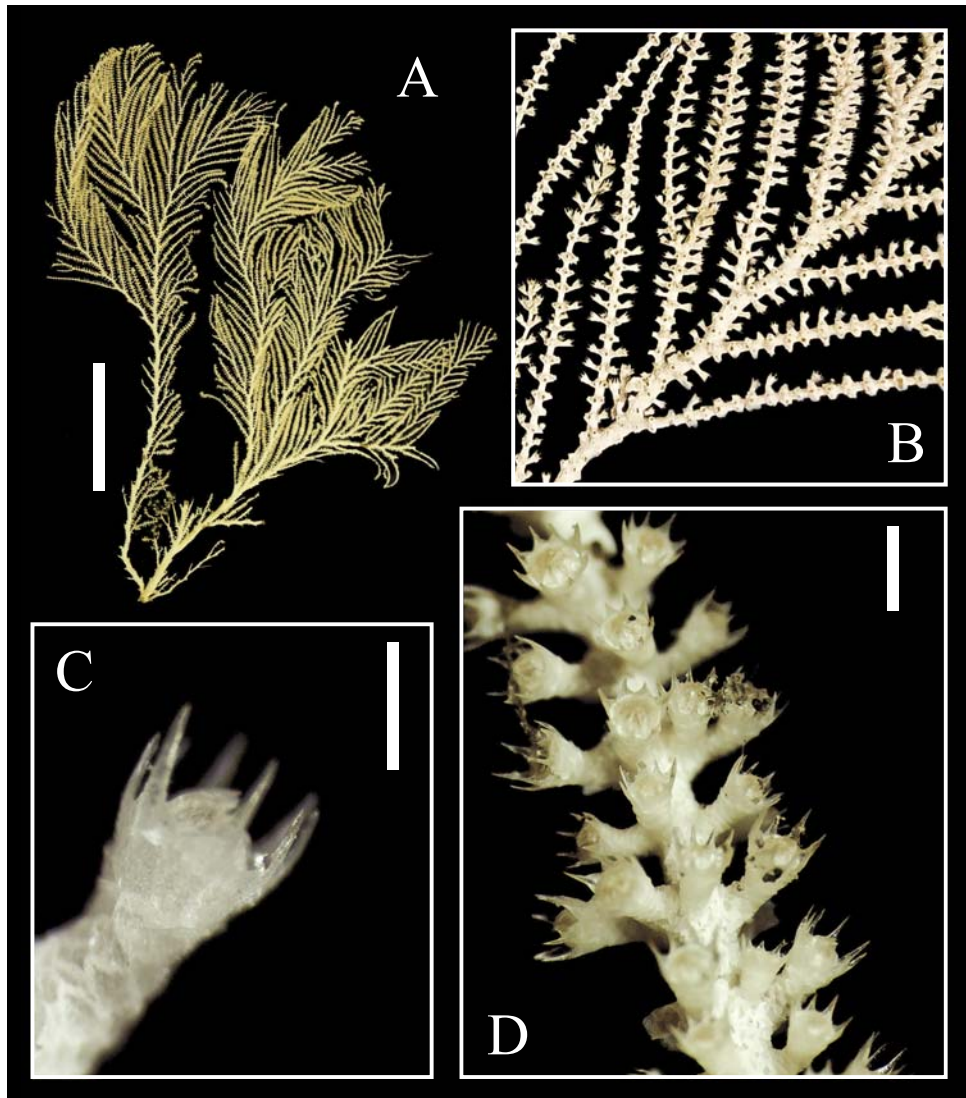


Figure 1. *Verticillata castellviae*. A) General morphology of the colony. Scale bar: 6 cm. B) Detail of the branches in the colony. C) Detail of a single polyp in the colony. Scale bar: 0.5 mm. D) Detail of the verticillate arrangement of the polyps in a branch. Scale bar: 1 mm.

cient bottom-current strength, keeping material in suspension while preventing destructive erosion and excessive sedimentation. These habitats in the Southwest Atlantic Ocean are understudied and they probably still host undescribed species and a high biodiversity as already observed in the nearby area of the Mar del Plata canyon (Martínez et al. 2014; Ocampo et al. 2014; Risaro

et al. 2020) and in a southern submarine canyon located at the Ameghino system (Bremec and Schejter 2010; Schejter et al. 2014).

Considering our finding of *V. castellviae* off Buenos Aires ($38^{\circ} 27' 00''$ S) and the previously recorded distribution range from Tierra del Fuego and Malvinas (Zapata Guardiola et al. 2013) to Burdwood Bank ($\sim 54^{\circ}$ S, Schejter et al. 2020b),



Figure 2. Other bycatch species recorded during the same haul. A) *Plumarella* sp. Scale bar: 6 cm. B) Detail of the arrangement of the polyps in the *Plumarella* sp. colony. Scale bar: 2 mm. C) *Thouarella* sp. settled on a dead skeleton of the coral *Bathelia candida*. Scale bar: 9 cm. D) *Thouarella* sp., arrow shows an epibiotic comatulid crinoid. Scale bar: 10 cm. E) *B. candida*. Scale bar: 6 cm. F) Fragment of an hexactinellid sponge. Scale bar: 9 cm. G) *Astrotoma agassizii*. Scale bar: 10 cm. H) *Thouarella* sp. Scale bar: 4 cm.

it is likely that this species has a continuous distribution all along the Argentine continental edge and slope, as recorded for other octocoral species (Portela et al. 2012; Schejter et al. 2018). This distribution pattern is favored by the Malvinas Current, a branch of the Circumpolar Current flowing northward along the continental shelf of Argentina (Piola and Gordon 1989, Combes and Matano 2014).

Additional comments

Other organisms recorded as bycatch species at the same place were an unidentified species of *Plumarella*, some fragments of *Thouarella* spp. with epibiotic crinoids, the colonial scleractinian *Bathelia candida* Moseley, 1880, also used as settlement substrate for other corals, and the ophiuroid *Astrotoma agassizii* Lyman, 1875. Fragments of two sponge species were also recorded, one belonging to the Class Hexactinellida and a second specimen belonging to the Order Haplosclerida (Figure 2).

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) and FACEPE (Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia de Pernambuco) for research grants given to CDP (CNPq/MCTI/FACEPE/PROTAX 001/2015, 440633/20150 and APQ-0913 2.04/17). This study was financed in part by Capes, Finance Code 001 to CDP and PICT 2019-4233 to LS. This is INIDEP Contribution no 2244.

REFERENCES

- ALMEIDA MTR, MORITZ MIG, CAPEL KCC, PÉREZ CD, SCHENKEL EP. 2014. Chemical and biological aspects of octocorals from the Brazilian coast. *Rev Bras Farmacogn.* 24 (4): 446-467.
- BAILLON S, HAMEL JF, WAREHAM VE, MERCIER A. 2012. Deep cold-water corals as nurseries for fish larvae. *Front Ecol Environ.* 10: 351-356.
- BREMEC C, SCHEJTER L. 2010. Benthic diversity in a submarine canyon in the Argentine sea. *Rev Chil Hist Nat.* 83: 453-457.
- BUHL-MORTENSEN P, BUHL-MORTENSEN L, PURSER A. 2017. Trophic ecology and habitat provision in cold-water coral ecosystems. In: ROSSI S, BRAMANTI L, GORI A, OREJAS C, editors. *Marine animal forests*. Cham: Springer. p. 919-944.
- CAIRNS SD, WIRSHING HH. 2018. A phylogenetic analysis of the Primnoidae (Anthozoa: Octocorallia: Calcaxonia) with analyses of character evolution and a key to the genera and subgenera. *BMC Evol Biol.* 18: 66. doi:10.1186/s12862-018-1182-5
- COMBES V, MATANO RP. 2014. Trends in the Brazil/Malvinas Confluence region. *Geophys Res Lett.* 41: 8971-8977.
- COPPARI M, ZANELLA C, ROSSI S. 2019. The importance of coastal gorgonians in the blue carbon budget. *Sci Rep.* 9: 13550.
- DE CLIPPELE LH, BUHL-MORTENSEN P, BUHL-MORTENSEN L. 2015. Fauna associated with cold water gorgonians and sea pens. *Cont Shelf Res.* 105: 67-78.
- ENO NC, MACDONALD DS, KINNEAR JAM, AMOS SC, CHAPMAN CJ, CLARK RA, BUNKER FSPD, MUNRO C. 2001. Effects of crustacean traps on benthic fauna. *ICES J Mar Sci.* 58: 11-20.
- EXCOFFON A, ACUÑA F, ZAMPONI M, GENZANO G. 2004. Reproduction of the temperate octocoral *Tripalea clavaria* (Octocorallia: Anthotheliidae) from sublittoral outcrops off Mar del Plata, Argentina. *J Mar Biol Assoc UK.* 84 (4): 695-699.
- MARTÍNEZ MI, SOLÍS-MARÍN FA, PENCHASZADEH PE. 2014. *Benthodytes violeta*, a new species

ALMEIDA MTR, MORITZ MIG, CAPEL KCC, PÉREZ CD, SCHENKEL EP. 2014. Chemical and

- of a deep-sea holothuroid (Elasipodida: Psychropotidae) from Mar del Plata Canyon (south-western Atlantic Ocean). *Zootaxa*. 3760: 89-95.
- MAUNA C, FIRPO CA, FLORES N, MANGO V. 2017. Pesca experimental de cangrejo rojo (*Chaceon notialis*) y langosta de profundidad (*Thymops birsteini*), Área I, 2017. Inf Camp INIDEP 23/2017. 15 p.
- MAUNA C, FLORES N, MANGO V, LÉRTORA P, FIRPO C. 2018. Fauna acompañante del cangrejo rojo (*Chaceon notialis*) en Argentina. X Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, July 30th to 3rd August 2018, Buenos Aires, p. 310.
- McFADDEN CS, VAN OFWEGEN LP. 2013. A second, cryptic species of the soft coral genus *Incrustatus* (Anthozoa: Octocorallia: Clavulariidae) from Tierra del Fuego, Argentina, revealed by DNA barcoding. *Helgol Mar Res*. 67: 137-147.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 2002. Effects of trawling and dredging on seafloor habitat. Committee on Ecosystem Effects of Fishing: phase 1— effects of bottom trawling on seafloor habitats, ocean studies board, division on earth and life studies. Washington: National Academy. 126 p.
- O CAMPO EH, FARIÁS NE, LUPPI TA. 2014. New record of the deep-sea crab *Ethusina abyssicola* from the Mar del Plata Canyon, Argentina. *New Zeal J Zool*. 41 (3): 218-221.
- PATIÑO CANO LP, QUINTANA MANFREDI R, PÉREZ M, GARCÍA M, BLUSTEIN G, CORDEIRO RT, PÉREZ CD, SCHEJTER L, PALERMO J. 2018. Isolation and antifouling activity of azulene derivatives from the Antarctic gorgonian *Acanthogorgia laxa*. *Chem Biodiv*. 15: e1700425.
- PÉREZ CD, CORDEIRO RT. 2020. *Ideogorgia laurae*, an uncommon new octocoral species (Alcyonacea: Keroeidae) from a newly established Marine Protected Area at Burdwood Bank, Argentina. *Pol Biol*. 43: 63-69.
- PÉREZ CD, ZAMPONI MO. 2004. New records of octocorals (Cnidaria, Anthozoa) from the south western Atlantic Ocean, with zoogeographic considerations. *Zootaxa*. 630: 1-12.
- PIOLA AR, GORDON AL. 1989. Intermediate waters in the southwest South Atlantic. *Deep Sea Res Part A*. 36 (1): 1-16
- PORTELA J, ACOSTA J, CRISTOBO J, MUÑOZ A, PARRA S, IBARROLA T, DEL RÍO JL, VILELA R, RÍOS P, BLANCO R. et al. 2012. Management strategies to limit the impact of bottom trawling on VMEs in the high seas of the SW Atlantic. In: CRUZADO A, editor. Marine ecosystem. Rijeka: In Tech. p. 199-228.
- RISARO J, WILLIAMS GC, PEREYRA D, LAURETTA D. 2020. *Umbellula pomona* sp. nov., a new sea pen from Mar del Plata Submarine Canyon (Cnidaria: Octocorallia: Pennatulacea). *Europ J Taxon*. 720: 121-143.
- ROJO DE ALMEIDA MT, SILESS GE, PÉREZ CD, VELOSO MJ, SCHEJTER L, PURICELLI L, PALERMO JA. 2010. Dolabellane diterpenoids from the South Atlantic Gorgonian *Convexella magelhaenica*. *J Nat Prod*. 73: 1714-1717.
- ROSSI S, COPPARI M, VILADRICH N. 2017. Benthic-Pelagic Coupling: New Perspectives in the Animal Forests. In: ROSSI S, BRAMANTI L, GORI A, OREJAS C, editors. Marine animal forests. Cham: Springer. p. 855-886.
- SCHEJTER L, ACUÑA FH, GARESE A, CORDEIRO RT, PÉREZ CD. 2018. Sea Pens (Cnidaria: Pennatulacea) from Argentine waters: new distributional records and first report of associated anemones. *Pan Am J Aquat Sci*. 13: 292-301.
- SCHEJTER L, GENZANO G, GAITÁN E, PÉREZ CD, BREMEC CS. 2020a. Benthic communities in the Southwest Atlantic Ocean: conservation value of animal forests at the Burdwood Bank slope. *Aquat Cons Mar Fresh Ecosyst*. 30: 426-439.
- SCHEJTER L, GENZANO G, PÉREZ C, ACUÑA F, CORDEIRO RTS, SILVA RA, GARESE A, BREMEC CS. 2020b. Checklist of Benthic Cnidaria in the SW Atlantic Ocean (54°S-56°S). *Zootaxa*. 4878 (2): 201-239.

- SCHEJTER L, LÓPEZ GAPPA J, BREMEC C. 2014. Epibiotic relationships on *Zygochlamys patagonica* (Mollusca, Bivalvia, Pectinidae) increase biodiversity in a submarine canyon in Argentina. *Deep-Sea Res Part II*. 104: 252-258.
- STEINMANN L, BAQUES M, WENAU S, SCHWENK T, SPIESS V, PIOLA AR, BOZZANO G, VIOLANTE R, KASTENAD S. 2020. Discovery of a giant cold-water coral mound province along the northern Argentine margin and its link to the regional Contourite Depositional System and oceanographic setting. *Mar Geol*. 427: 106223.
- STEVENS BG. 2020. The ups and downs of traps: environmental impacts, entanglement, mitigation, and the future of trap fishing for crustaceans and fish. *ICES J Mar Sci*. 135. doi:10.1093/icesjms/fsaa135
- ZAMPONI MO, PÉREZ CD. 1995. Revision of the genus *Renilla* Lamarck, 1816 (Octocorallia, Pennatulacea), with descriptions of two new species from the sub-antarctic region. *Misc Zool*. 18: 21-32.
- ZAPATA-GUARDIOLA R, LÓPEZ-GONZÁLEZ P, GILI JM. 2013. A review of the genus *Mirostenella* Bayer 1988 (Octocorallia: Primnoidae) with a description of new subgenus and species. *Helg Mar Res*. 67: 229-240.

ADDENDUM

Adenda: Los poliquetos como indicadores biológicos en Latinoamérica y el Caribe

RODOLFO ELÍAS*, NURIA MÉNDEZ, PABLO MUNIZ, ROSSANA CABANILLAS, CARLOS GUTIÉRREZ-ROJAS, NICOLAS ROZBACZYLO, MARIO H. LONDOÑO-MESA, PAULINA JAVIERA GÁRATE CONTRERAS, MARITZA CÁRDENAS-CALLE, FRANCISCO VILLAMAR, JUAN J. A. LAVERDE-CASTILLO, KALINA M. BRAUKO, MARIANA ARAKI BRAGA, PAULO DA CUNHA LANA y OSCAR DÍAZ-DÍAZ



Adenda a:

Los poliquetos como indicadores biológicos en Latinoamérica y el Caribe

por Rodolfo Elías, Nuria Méndez, Pablo Muniz, Rossana Cabanillas, Carlos Gutiérrez-Rojas, Nicolas Rozbaczyllo, Mario H. Londoño-Mesa, Paulina Javiera Gárate Contreras, Maritza Cárdenas-Calle, Francisco Villamar, Juan J. Laverde-Castillo, Kalina Brauko, Mariana Araki Braga, Paulo Lana, Oscar Díaz-Díaz (2020). *Mar Fish Sci.* 34 (1).
<https://doi.org/10.47193/mafis.3412021010301>

Razón de la adenda:

En la elaboración del manuscrito original no se tuvo en cuenta un trabajo científico que trata precisamente de los poliquetos como indicadores ambientales en la Patagonia. Siendo este el primer y único trabajo sobre el tema, era justo y necesario incluir esta información.

Addendum to:

Polychaetes as biological indicators in Latin America and the Caribbean

by Rodolfo Elías, Nuria Méndez, Pablo Muniz, Rossana Cabanillas, Carlos Gutiérrez-Rojas, Nicolas Rozbaczyllo, Mario H. Londoño-Mesa, Paulina Javiera Gárate Contreras, Maritza Cárdenas-Calle, Francisco Villamar, Juan J. Laverde-Castillo, Kalina Brauko, Mariana Araki Braga, Paulo Lana, Oscar Díaz-Díaz (2020). *Mar Fish Sci.* 34 (1).
<https://doi.org/10.47193/mafis.3412021010301>



*Correspondence:
roelias@mdp.edu.ar

Received: 29 March 2021
Accepted: 26 April 2021

ISSN 2683-7595 (print)
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de
Investigación y Desarrollo Pesquero
(INIDEP)



This work is licensed under a Creative
Commons Attribution-
NonCommercial-ShareAlike 4.0
International License

Reason for addendum:

During the preparation of the original manuscript, a scientific work that dealt precisely with Polychaeta as environmental indicators in Patagonia was not considered. This being the first and only work regarding this subject, it was reasonable and necessary to incorporate this information.

En sedimentos provenientes de Caleta Valdés (42° 15' 53" S, 63° 40' 50" W) (Península Valdés, Patagonia argentina), se evaluaron los efectos de dos concentraciones de petróleo crudo (tipo Escalante) (1 g kg⁻¹ y 20 g kg⁻¹) sobre la estructura comunitaria y la actividad de bioturbación (Ferrando et al. 2015). Los sedimentos fueron contaminados en el laboratorio e incubados durante 30 días. Se registró una progresiva disminución en la densidad y la riqueza específica en ambas concentraciones, sin embargo el efecto fue mayor (40 y 55%, respectivamente) en los sedimentos más contaminados. Asimismo, los coefi-

cientes de biodifusión (D_b) y bioadvección (r) calculados para la experiencia completa y para los últimos 15 días, fueron casi nulos en estas condiciones experimentales. *Axiothella* sp. (Maldanidae) mostró cierta sensibilidad al agregado de petróleo, mientras que *Cerathocephale* sp. (Nereididae) fue tolerante. Resultados similares fueron encontrados en sedimentos provenientes de Caleta Malaspina (45° 8.616' S-66° 34.793' W) y Caleta Sara (44° 54' 0" S-65° 34' 0" W) (Golfo San Jorge, Patagonia argentina) aplicando una metodología similar a la del estudio anterior. En Caleta Malaspina, Glyceridae fue la familia más sensible, mientras que Spionidae, Capitellidae, Maldanidae, Hesionidae, Paraonidae, Syllidae, Orbiniidae, Nereididae, Sabellidae, Dorvilleidae, Onuphidae y Cirratulidae fueron tolerantes a la adición de este contaminante. Dentro de este grupo, Spionidae, Capitellidae y Maldanidae fueron las más abundantes en los sedimentos más contaminados (Ferrando 2015). De manera similar, Capitella sp. (Capitellidae) y *Boccardia* sp. (Spionidae) predominaron en Caleta Sara en dichas condiciones (Romanut 2019). Además, se

evaluó la respuesta a nivel específico de los espiónidos registrados en Caleta Malaspina y se encontraron especies sensibles como *Scolecopsis* (Parascolelepis) sp. y *Rhynchospio glutaea* mientras que *Boccardia proboscidea* mostró una alta resistencia a la presencia de petróleo crudo en los sedimentos (Ferrando et al. 2019).

REFERENCIAS

- FERRANDO A. 2015. Biodiversidad de la macrofauna bentónica marina en la zona norte del golfo San Jorge (Patagonia, Argentina) [tesis de doctoral]. Mar del Plata: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 149 p.
- ROMANUT O. 2019. Respuesta de los ensamblajes de poliquetos y crustáceos de fondo blando ante el agregado de petróleo crudo a los sedimentos (Caleta Sara, Patagonia Argentina) [tesis de licenciatura]. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. 47 p.

AUTHOR GUIDELINES

GENERAL CONSIDERATIONS

Peer review

This Journal operates a double blind review process. All contributions will be initially assessed by the editor for suitability for the journal. Papers deemed suitable are then typically sent to three independent expert reviewers to assess the scientific quality of the paper. The Editor is responsible for the final decision regarding acceptance or rejection of articles. The Editor's decision is final.

Use of word processing software

It is important that the file be saved in a format compatible with Microsoft Word 2003-2007 processor. The texts should be in single-column form line-numbered. Keep the layout of the text as simple as possible. When preparing tables, if you are using a table grid, use only one grid for each individual table and not a grid for each row. If no grid is used, use tabs, not spaces, to align columns. Source files of figures, tables and text graphics may be required for final formatting.

Structure

Manuscript should be arranged in the following order: **Title page** should include a Running Head with no more than 50 characters, Title, Author(s), Affiliation, Address(es), e-mail and telephone from the corresponding author; **Abstract page** with an Abstract not exceeding 200 words, and up to six Key words; **Main text** should include an Introduction, Materials and Methods, Results, Discussion, Acknowledgements, References, Figure Legends, Tables, Figures and Appendices. If work is written in Spanish, please provide an Abstract and key words in English also. Please follow the Aquatic Science & Fisheries Thesaurus (<https://agrovoc.fao.org/skosmosAsfa/asfa/es/?clang=en>) for guidance.

Submission

Original manuscript for consideration including text, tables and figures should be uploaded to MAFIS (<https://ojs.inidep.edu.ar>) previous registration. If any problem uploading submission, please contact Editorial Committee (c-editor@inidep.edu.ar). All correspondence, including notification of the Editor's decision and requests for revision, is sent by e-mail. Please suggest the names, institutions and e-mail addresses of up to four potential reviewers from different countries in the research field of the paper. The works that do not adapt to the standards set by the Editorial Committee will not be considered.

Papers must be original contributions written in Spanish or English. The text will be typed double-spaced on A4 sheets of white paper, Times New Roman typography, body 11 points, with numbered lines are encouraged.

For the use of abbreviations and units the Typographic Code adopted by the FAO and the International System of Units (SI) must be followed (<http://physics.nist.gov/cuu/Units/units.html>).

Tables, figures and photographs

Tables and figures will be presented individually with their respective epigraphs in Times New Roman typography. All figures must be provided in electronic format. Please save vector graphics (e.g. line artwork) in Encapsulated Postscript Format (EPS) and bitmap files (e.g. halftones) or clinical or in vitro pictures in Tagged Image Format (TIFF). Further information can be obtained at the Journal website <https://ojs.inidep.edu.ar>.

REFERENCES

The Council of Scientific Editors (CSE) citation style should be followed: *Name-Year (N-Y) system (Scientific style and format: the CSE manual for authors, editors, and publishers. 2014. 8th ed. Chicago (IL): University of Chicago Press).*

ACCEPTANCE OF A MANUSCRIPT FOR PUBLICATION

Authors submitting a paper do so on the understanding that the work has not been published before, is not being considered for publication elsewhere and has been read and approved by all authors. Proofs will be sent via e-mail as an Acrobat PDF (portable document format) file. The e-mail server must be able to accept attachments up to 4 MB in size. Corrections must be returned within one week of receipt.

Contents

Original research papers

- Early stages of anchovy: abundance, variability and larval condition at the fixed coastal station EPEA between 2000-2017 123

Ezequiel Leonarduzzi, Marina Do Souto and Marina V. Diaz

- Evolución temporal de la diversidad, abundancia y estructura del ensamble de peces costeros en el área de "El Rincón" (39° S-41° 30' S), Argentina 143

Daniela Alemany, M. Rita Rico, Nerina Á. Lagos, Patricia Martos, Manuela Mendiolar y Claudia Carozza

- Trophic ecology of hairy conger eel *Bassanago albescens* in the Southwest Atlantic and its implications for the ecosystem-based fishery management 181

Gabriela Blasina, Luciano Izzo, Agustín De Wysiecki and Daniel Figueroa

Marine impacts in the Anthropocene

- An assessment of discarded catches from the bottom pair trawling fishery in southern Brazil 197

Luis G. Cardoso, Danielle da Silveira Monteiro and Manuel Haimovici

- Linking long-term changes of zooplankton community to environmental variability at the EPEA station (Southwestern Atlantic Ocean) 211

María Delia Viñas, Georgina D. Cepeda and Moira Luz Clara

Review

- Ensilados químicos y biológicos. Una alternativa de aprovechamiento integral y sustentable de los residuos pesqueros en la Argentina 235

Adriana Fernández Herrero

Notes

- Movement of the bull shark (*Carcharhinus leucas*) in the upper Mississippi River Basin, North America 263

Ryan Shell and Nicholas Gardner

- Unusual record of a multiple predation of the Patagonian seahorse *Hippocampus patagonicus* by the Narrownose smooth-hound *Mustelus schmitti* in Argentine coastal waters 269

Mauro Belleggia, María G. Pujol, María L. Estalles, Daniel E. Figueroa and Diego C. Luzzatto

- New record and range extension of the primnoid octocoral *Verticillata castellviae* in the Southwest Atlantic Ocean 275

Laura Schejter, Cecilia Mauna and Carlos D. Pérez

Addendum

- Adenda: Los poliquetos como indicadores biológicos en Latinoamérica y el Caribe 283

Rodolfo Elías, Nuria Méndez, Pablo Muniz, Rossana Cabanillas, Carlos Gutiérrez-Rojas, Nicolas Rozbaczylo, Mario H. Londoño-Mesa, Paulina Javiera Gárate Contreras, Maritza Cárdenas-Calle, Francisco Villamar, Juan J. A. Laverde-Castillo, Kalina M. Brauko, Mariana Araki Braga, Paulo da Cunha Lana y Oscar Díaz-Díaz