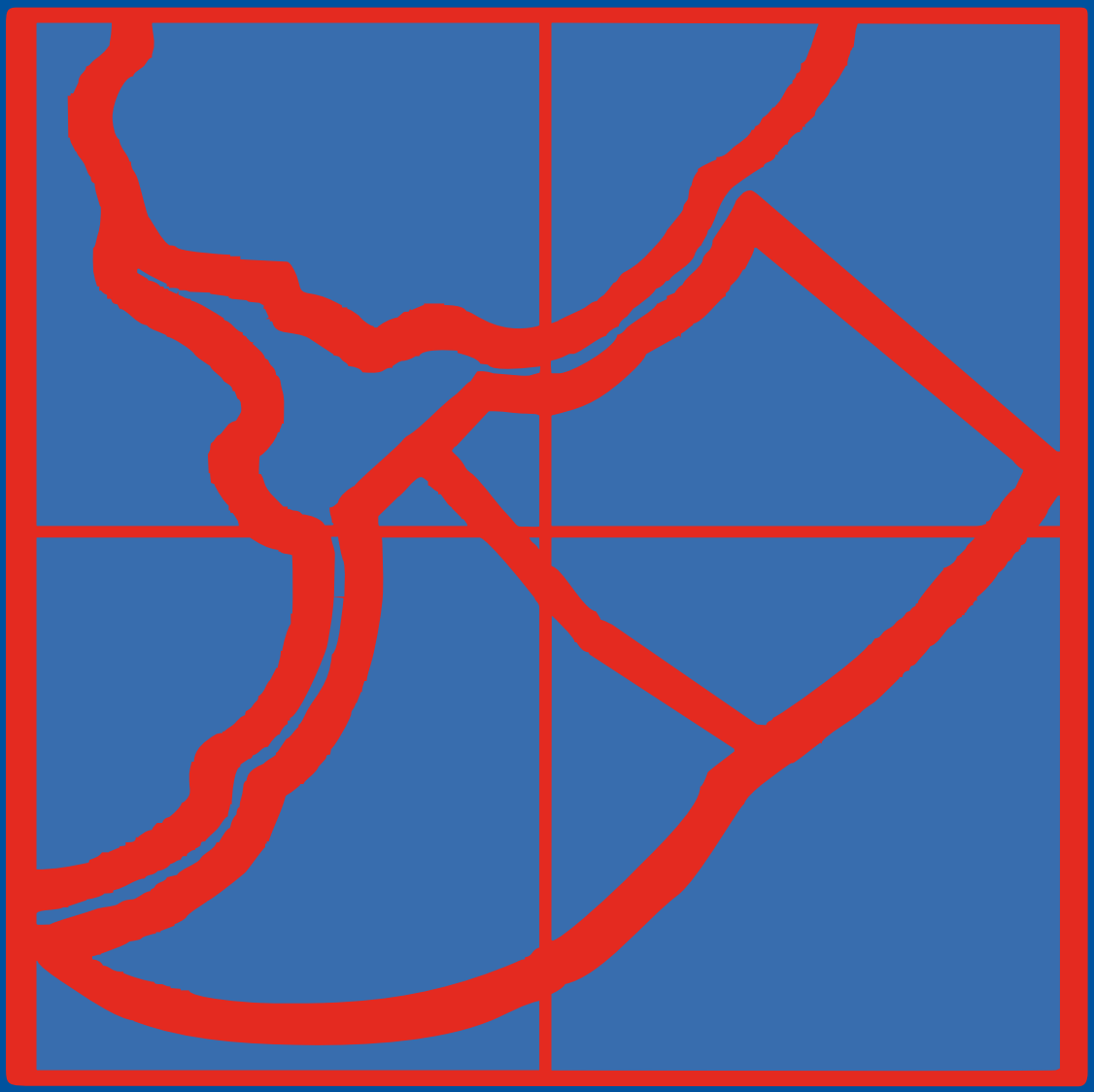
ISSN: 1015-3233

FRENTE MARÍTIMO

Publicación de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo



VOLUMEN 25 SEPTIEMBRE 2018

FRENTE MARÍTIMO

Publicación de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo

VOLUMEN 25 - SEPTIEMBRE 2018

FRENTE MARÍTIMO es una publicación científica periódica patrocinada por la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM), organismo internacional establecido por el Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo, firmado en el año 1973 por la República Argentina y la República Oriental del Uruguay.

La CTMFM se constituyó con el objeto de realizar estudios, adoptar y coordinar planes y medidas relativas a la conservación, preservación y racional explotación de los recursos vivos y a la protección del medio marino en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya creada por el mencionado Tratado. En cumplimiento de estos objetivos la CTMFM recopila las estadísticas pesqueras de ambos países y coordina los planes de investigación de las Partes, promoviendo la realización conjunta de campañas de investigación biológico-pesquera y ambiental, la evaluación de los recursos pesqueros del área del Tratado y su manejo sustentable. Asimismo, la CTMFM organiza talleres, cursos de entrenamiento y simposio científicos.

Desde 1986, la CTMFM promueve la difusión de estas actividades mediante la publicación de aquellos documentos científicos e informes técnicos presentados en los simposios, talleres y jornadas que organiza. La revista científica de la Comisión, originalmente denominada **Publicaciones de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo**, pasó a llamarse **Frente Marítimo** en 1989.

Las versiones digitalizadas de los artículos publicados en volúmenes anteriores de Frente Marítimo pueden descargarse gratuitamente en el siguiente enlace: http://ctmfm.org/revistas/

Se deja constancia de que las afirmaciones y opiniones vertidas en los trabajos que aparecen en FRENTE MARÍTIMO, son de exclusiva responsabilidad de los respectivos autores, por lo tanto su contenido no refleja necesariamente posición oficial de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo ni la de sus Estados miembros. Asimismo la mención de marcas comerciales es circunstancial y no implica por parte de la CTMFM recomendaciones ni valoraciones del producto en cuestión ni de la compañía que lo fabrica.

FRENTE MARITIMO is a periodical scientific journal sponsored by the Joint Technical Commission of the Maritime Front (CTMFM), an international organization established by the Treaty of the Rio de la Plata and its Maritime Front signed by Argentina and Uruguay in 1973.

The main objectives of the Commission are to adopt and coordinate plans and measures relevant to conservation, preservation and the rational exploitation of living resources and to protect the maritime environment in the Common Fishing Zone created by the Treaty. To comply with its objectives the Commission compiles fishery statistics and coordinates research plans of the member Parties, promotes joint stock assessments and conducts sustainable management. In addition the CTMFM sponsors workshops, training courses and scientific symposia.

In 1986, with the objective of promoting the dissemination of results from this research activity the Commission began the publication of scientific articles and technical reports from the presentations made at the organized symposia, workshops and seminars The scientific journal of the Commission formerly known as Publicaciones de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, was renamed Frente Maritimo in 1989.

Digital version of papers published in previous volumes of FRENTE MARITIMO may be freely downloaded from: http://ctmfm.org/revistas/

Statements, views and opinions expressed by the authors of the articles published are theirs, and do not necessarily reflect the official position of the CTMFM or that of the member States. The incidental mention to trademarks is the sole responsibility of the authors and does not imply any endorsement by the Commission.

AUTORIDADES

Presidente de la Delegación argentina	Embajador Roberto García Moritán
Presidente de la Delegación uruguaya	Capitán de Navío (R) Julio Suárez
Delegados argentinos	Delegados uruguayos
Ministro Roque Bourdieu	Doctor Carlos Mata
Licenciado Tomás Gerpe	Señor Juan Carlos Bentancor
Doctor Otto Wöhler	Señor Andrés Domingo

SECRETARÍAS

Secretario Técnico	Doctor Daniel Gilardoni
Secretario Administrativo	Doctor Guillermo González Posse
Coordinación y revisión de textos	Magdalena Pérez

ISSN 1015-3233

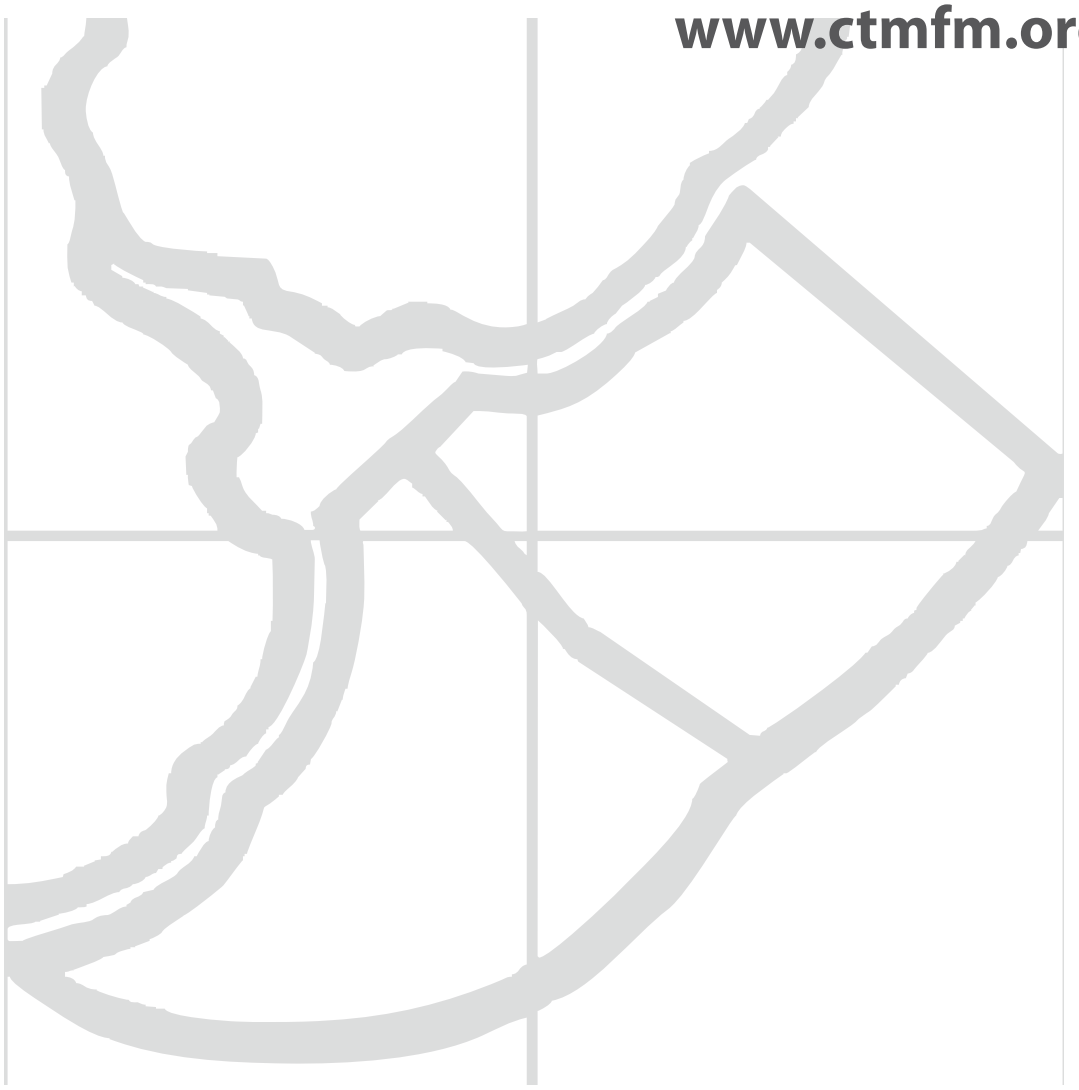
COMISIÓN TÉCNICA MIXTA
DEL FRENTE MARÍTIMO

Impreso en Septiembre de 2018
en PRONTOGRÁFICA
Cerro Largo 850 - Tel.: 2902 3172
Montevideo Uruguay
E-mail: pgrafica@adinet.com.uy

ISSN 1015-3233

COMISIÓN TÉCNICA MIXTA DEL FRENTE MARÍTIMO

www.ctmfm.org



FRENTE MARÍTIMO

VOLUMEN 25 - SEPTIEMBRE 2018

Índice

Conferencias

Nuevos desafíos para los Grupos Técnicos asesores de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo en los próximos años: una mirada estratégica al futuro
Patricia Martínez 1

Reseña de la actividad de la CTMFM en el manejo de los recursos pesqueros en el marco del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo
Hébert Nion 13

Trabajos de investigación

Edad y crecimiento diario de larvas de Merluccius hubbsi. Comparación entre las unidades de manejo norte y sur.
Daniel R. Brown, Paola Betti, Graciela Molinari y Patricia Martos 33

Variaciones en la abundancia de reclutas y adultos de merluza (Merluccius hubbsi) del efectivo norte en vinculación con los parametros oceanográficos y la biomasa reproductiva
Elena Louge, Norberto Scarlato, Daniel Hernández y Graciela Molinari 49

Distribución de hembras adultas de merluza (Merluccius hubbsi) en diferentes estadios de madurez durante el otoño y la primavera de 2012, en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya
Karina Andrea Rodrigues, Marta Estrada y Hugo Brachetta 73

Distribución y abundancia de la comunidad zooplanctónica en primavera (2016) y su relación con el ambiente en el área de distribución de prerreclutas de merluza (Merluccius hubbsi) del efectivo norte
Carla Derisio, Carla F. Berghoff, Graciela Molinari, Rubén Negri y Ricardo Silva 89

Comunidades de macro-invertebrados bentónicos en el área del efectivo norte de merluza común (Merluccius hubbsi). Comparación entre los años 2012 y 2016
Esteban Gaitán y Valeria Souto 105

Evaluación de la abundancia y estado de explotación de corvina (Micropogonias furnieri) y pescadilla (Cynoscion guatucupa) en el área del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo en el año 2017
María Inés Lorenzo, Claudia Carozza y Claudio Ruarte 131

Estimación de edad y crecimiento de juveniles de corvina blanca (Micropogonias furnieri) en las lagunas costeras salobres de Uruguay
Orlando Santana, Graciela Fabiano, Marcos Nieddu, Martín Laporta, Santiago Silveira e Inés Pereyra 177

Parámetros de crecimiento de besugo (Pagrus pagrus) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya
Sebastián García, Francisco Zumpano, Martín Castelletta y Juliana Déspos 193

Estado de la pesquería de pez palo (Percophis brasiliensis) en el área del Río de la Plata, Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y aguas jurisdiccionales adyacentes al norte de los 39°S
M. Rita Rico, A. Nerina Lagos, Julieta S. Rodríguez, y Maria Inés Lorenzo 207

Rayas desembarcadas por buques merluceros uruguayos y su vinculación espacio-temporal con información independiente de la pesquería
Laura Paesch y María Inés Lorenzo 237

Distribución de abundancias de rayas en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya, registradas en campañas de investigación durante el período 2010-2016
Laura Paesch 251

Abundancia y estado de madurez de tiburones y rayas en el área de veda de condrictios, durante el período 2007-2016
Laura Paesch 265

Diversidad y estructura genético poblacional de Mustelus schmitti mediante inter simple sequence repeats (ISSR)
Gabriela Andreoli y Maria Inés Trucco 275

Estimación de una talla de primera madurez sexual para el tiburón Schoederichthys bivius (Müller & Henle, 1838)
Laura Paesch..... 293

Análisis de la captura de condrictios en la pesca artesanal oceánica de Uruguay, Atlántico Sudoccidental
Santiago Silveira, Martín Laporta, Inés Pereyra, Federico Mas, Florencia Doño, Orlando Santana y Graciela Fabiano..... 301

Peces e invertebrados capturados en las pesquerías artesanales oceánicas de enmalle y palangre de fondo de Uruguay
Martín Laporta, Fabrizio Scarabino, Graciela Fabiano, Santiago Silveira, Inés Pereyra y Orlando Santana 325

Relación entre la distribución espacial del surel (Trachurus lathami) y variables ambientales en el ecosistema costero (34°- 41ºS) en primavera
Paula Orlando, Manuela Mendiolar y Claudio C. Buratti..... 349

Pesquería costera de langostino (Pleoticus muelleri) en aguas de la Provincia de Chubut - análisis de riesgo para el hábitat - año 2016 - método CSA
Mayra A. Palacios y Ernesto Godelman..... 369

Anexo I
Programa conjunto de marcado-recaptura de gatuzo (Mustelus schmitti) en el área del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo
Santiago Silveira, Marcelo Pérez, Federico Mas, Rodrigo Forselledo, Federico Cortés, Martín Laporta, Ana Massa y Andrés Domingo..... 393

Prólogo

Entre los días 21 y 23 de noviembre de 2017 se llevó a cabo en Tigre, Provincia de Buenos Aires, el 18º Simposio Científico de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo.

En esta oportunidad el Simposio estuvo dedicado a conmemorar el 40º aniversario de la instalación de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM) que tuvo lugar el 16 de agosto de 1976 y de su primera Sesión Plenaria, que tuvo lugar el 4 de febrero de 1977. El acto de apertura estuvo a cargo del Sr. Presidente de la de la CTMFM y de la Delegación argentina, Embajador Roberto García Moritán quien se refirió al trabajo realizado por la CTMFM en la conservación de los recursos pesqueros en el área del Tratado, destacando los progresos alcanzados en los últimos años.

A 33 años del primer Simposio Científico de la CTMFM y habiendo llegado a su 18ª edición no quedan dudas de que este evento se ha convertido en un ámbito de gran importancia para la comunicación de avances en las investigaciones relacionadas con los recursos pesqueros y su contexto ambiental, a nivel regional. Al mismo tiempo, la publicación de los trabajos presentados en la Revista del Frente Marítimo permite que el esfuerzo de científicos e instituciones pueda llegar a todos los interesados en el tema, asegurando la difusión de sus estudios. Esta revista, con 33 años de vida, llega a su número 25, constituyendo también, sin duda, una experiencia única a nivel regional.

Este número contiene trabajos presentados en el 18º Simposio, contribuciones que trataron, entre otros, desde temas ambientales vinculados a las pesquerías, aspectos biológicos de los diferentes recursos pesqueros y aspectos de dinámica poblacional.

Varios de los trabajos fueron realizados de manera conjunta por científicos de Argentina y Uruguay. En ellos se actualiza el conocimiento sobre el estado de los recursos y pesquerías más importantes del área del Tratado, reflejando el soporte técnico que brindan los distintos grupos de trabajo que asesoran a la Comisión para la adopción de medidas de ordenación científicamente sustentadas, a partir de la aplicación del Criterio Precautorio y el Enfoque Ecosistémico para el Manejo de Pesquerías, teniendo como principio rector el Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO.

Durante el Simposio se dedicó también una jornada a la presentación de trabajos en la modalidad de panel/poster. Las contribuciones científicas presentadas fueron muy numerosas destacándose la calidad de las mismas y el avance en la metodología y estética de los paneles, lo que permitió un fluido intercambio entre autores y público.

En paralelo al Simposio, el grupo interinstitucional que contribuyó a la elaboración del Plan de Acción Regional para la Conservación y Pesca Sustentable de los Condrictios del área del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo acordó los últimos detalles a incluir en la redacción del manuscrito final, el cual, luego de ser puesto a consideración de la CTMFM, fue publicado en julio de este año.

Todas las sesiones tuvieron un tiempo para preguntas y comentarios. También, como ha sido tradicional, el último día se reservó un espacio para comentarios generales, recomendaciones e intercambio de ideas a fin de continuar mejorando la información disponible para la toma de decisiones por la Comisión.

No dudamos que los trabajos que se incluyen en este volumen serán de muchísimo interés para todos los que trabajan en estos temas.

Previo al cierre del Simposio se entregaron sendas medallas a los Dres. Hébert Nion y Fernando Ramírez, en reconocimiento por su trayectoria y contribución a las tareas de investigación. En nombre del Dr. Ramírez recibió la medalla la Dra. Carla Derisio.

El programa de actividades del Simposio, así como los resúmenes de las conferencias y trabajos presentados pueden consultarse en versión digital en el siguiente enlace:

http://www.ctmfm.org/upload/archivoPrograma/programa2017-151122049658.docx

Este volumen también lo pueden descargar o consultar en nuestra página web:

http://www.ctmfm.org/revista/29/volumen-25.

Resta solamente reconocer y agradecer a todos los investigadores que participaron del 18º Simposio Científico de la CTMFM, a los revisores de los manuscritos presentados para su publicación y a quienes contribuyeron en este Volumen número 25 de la Revista del Frente Marítimo.

Muchas gracias!

Comité Consultor

- **Arancibia, Hugo,** Universidad de Concepción, Chile
- **Canales, Cristian,** Universidad Católica de Valparaíso, Chile
- **Carvalho, Alfredo,** Fish Bizz Ltd., Brasil
- **Di Giácomo, Edgardo,** Universidad Nacional de Comahue, Argentina
- **García, Mirta,** Universidad Nacional de La Plata, Argentina
- **Lucífora, Luis,** Universidad Nacional de Misiones, Argentina
- **Oddone, María Cristina,** Universidad Federal de Río Grande, Brasil
- **Penchaszadeh, Pablo**
- **Pérez Rodríguez, Montserrat,** Instituto Español de Oceanografía, España
- **Pérez, María Cristina,** Instituto de Fomento Pesquero, Chile
- **Perier, Raquel,** Universidad Nacional de Comahue, Argentina
- **Presa, Pablo,** Universidad de Vigo, España
- **Riveiro, Isabel,** Universidad de Vigo, España
- **Volpedo, Alejandra,** Universidad de Buenos Aires, Argentina

A todos ustedes, muchas gracias!!

Nuevos desafíos para los Grupos Técnicos asesores de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo en los próximos años: una mirada estratégica al futuro

Patricia A. Martínez

Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)
Paseo V. Ocampo N°1 (7600) Mar del Plata, Argentina
martinez@inidep.edu.ar

RESUMEN: La Comisión Técnica Mixta tiene bajo su custodia los recursos pesqueros que se distribuyen tanto en la Zona Común de Pesca como en el área del Tratado. Los grupos técnicos que funcionan bajo su mandato han explorado y aplicado diferentes metodologías, según la información disponible, para la estimación de la abundancia de esos recursos, generando las recomendaciones de manejo que permitirán pensar en el aprovechamiento de los mismos en el tiempo. Durante los últimos años distintas organizaciones e instituciones internacionales (FAO, NOAA, CITES, MSC, entre otras) han consultado acerca de los procesos de evaluación y manejo establecidos en nuestros países y en la Comisión, haciendo hincapié en la solvencia de los mismos. Ahora no sólo debemos cuidar nuestros recursos como lo creemos conveniente, sino que, en este mundo globalizado debemos también aceptar las reglas de juego generalmente conocidas como "Market State measures" pero que, de ese mercado, solo contemplan las necesidades del comprador condicionando la comercialización de nuestros productos. El cambio climático, el enfoque ecosistémico, la certificación de pesquerías, la implementación de Áreas Marinas Protegidas, la evaluación de las estrategias de manejo y las reglas de control de capturas son algunos de los diferentes aspectos que sin duda la Comisión deberá contemplar en sus recomendaciones en un futuro no muy lejano.

Palabras clave: evaluación, ordenamiento, estrategias

SUMMARY: New challenges for the Technical Groups that provide assessment to the Joint Technical Commission of the Maritime Front: A strategic look into the future.- The Joint Technical Commission supervises the fishing resources distributed in the Common Fishing Zone and in the Treaty area. The Technical groups that operate under its authority have explored and applied different methodologies, according to the available information, to estimate the abundance of said resources, generating the recommendations for their management that allow to consider their utilization in a sustainable manner. In the past few years different international organizations and institutions (FAO, NOAA, CITES, MSC, among others) have referred to the assessment and management processes established by our countries and by the Commission, stressing their reliability. In the globalized world of today, it is not only necessary to take care of the resources the way one sees fit, but it is also necessary to accept the rules of the game, generally known as "Market State measures", that, within said market, only consider the needs of the buyers, conditioning the marketing of our products. Climate change, the ecosystem approach, fisheries certification, the implementation of Marine Protected Areas, the evaluation of management strategies and catch control rules are some of the different aspects that the Commission will have to undoubtedly contemplate in its recommendations in the not too distant future.

Key words: assessment, regulation, strategies

Introducción

La Convención de los Derechos del Mar, firmada en 1982 establece derechos y deberes a los países ribereños. Según la misma cuando en las zonas económicas exclusivas de dos o más Estados ribereños, como son la Argentina y el Uruguay, se encuentre la misma población o poblaciones de especies asociadas, los Estados procurarán, directamente o por medio de las organizaciones subregionales o regionales apropiadas, acordar las medidas necesarias para coordinar y asegurar la conservación y el desarrollo de dichas poblaciones.

Casi diez años antes, en 1973, Argentina y Uruguay en forma casi visionaria, se adelantaban a esta situación y firmaban el Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo mediante el cual establecían la creación de dos Comisiones: la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM) y la Comisión Administradora del Río de la Plata (CARP). La CTMFM tiene entre sus funciones la de promover la realización conjunta de estudios e investigaciones de carácter científico, con especial referencia a la evaluación, conservación y preservación de los recursos vivos y su racional explotación y a la prevención y eliminación de la contaminación y otros efectos nocivos que puedan derivar del uso, exploración y explotación del medio marino. Con el tiempo la función de administración y preservación de los recursos que se distribuyen en aguas del Río de la Plata, propia de la CARP, fue delegada a la CTMFM (Resolución Conjunta CARP/CTMFM N°02/06).

Teniendo presente esos objetivos, la Comisión vió la necesidad de crear un grupo técnico formado por investigadores pertenecientes a las dos instituciones, el INIDEP de Argentina (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero) y la DINARA de Uruguay (Dirección Nacional de Recursos Acuáticos), que tienen como misión primordial asesorar a las Autoridades pesqueras de cada país acerca de la administración de los recursos marinos de modo que la explotación se realice dentro de un marco que tienda a la sustentabilidad de los mismos. Con esa finalidad, y de acuerdo con las demandas generadas por la Comisión, se fueron conformando los primeros grupos de trabajo o grupos técnicos (GT) que tenían como objeto de estudio la corvina y la merluza y sus pesquerías asociadas. Actualmente existen seis GT´s que le aportan a la Comisión los elementos que, instrumentados bajo la forma de resoluciones, con recomendaciones de capturas y sugerencias de áreas de veda entre otros, establecen un ordenamiento que permite pensar en la sostenibilidad de los recursos. Los mismos son: GT- Recursos Costeros, GT- Condrictios, GT- Merluza, GT- Plan Manejo Merluza y GT- Ambiente.

Una de las actividades más relevantes de estos grupos lo constituye sin duda, el proceso de la estimación de la abundancia de los distintos stocks pesqueros, que involucra desde el análisis exploratorio de los datos biológico-pesqueros hasta la aplicación de los modelos de evaluación. Con el correr del tiempo y en la medida en que estos grupos se fueron conformando y afianzando, se exploraron y aplicaron nuevas metodologías para la estimación de la abundancia, considerando la cantidad y la calidad de la información disponible en cada caso. Es así que se avanzó desde los modelos globales de Schaefer hacia los estructurados por edad en diferentes plataformas (*Excel, ADM Builder, Stock Synthesis*) y bajo los enfoques de la estadística frecuentista o bayesiana.

El rol de las Organizaciones Internacionales

Durante los últimos años distintas instituciones y organizaciones internacionales relacionadas con diferentes intereses han consultado acerca de los procesos de evaluación y manejo pesquero establecidos en la Comisión, haciendo particular hincapié en la solvencia y transparencia de los mismos.

El pescado es uno de los productos alimentarios más intensamente comercializado del mundo: un 37 % de toda la producción pesquera, aproximadamente 53 millones de toneladas, es comercializado a nivel internacional. Este pescado es importado principalmente (cerca del 70%) por países muy desarrollados como Japón, Estados Unidos y los que conforman la Unión Europea.

Tanto Argentina como Uruguay son países productores y exportadores de pescado, y eso condiciona que las pesquerías deban ordenarse no sólo de acuerdo con las propias necesidades e intereses, sino que, en este mundo globalizado se deban aceptar las medidas conocidas como "*Market State Measures*" (Medidas de Estado de Mercado) que contemplan mayoritariamente las necesidades o intereses del comprador llegando, en casos extremos, a constituir auténticas barreras al libre comercio pesquero internacional. Un ejemplo de ello lo constituyen las grandes cadenas de comida rápida o de supermercados, establecidas en los países compradores, que han concentrado el interés en aquellos productos pesqueros que posean un certificado que garantice su origen en una pesca sostenible en el tiempo. Con esa finalidad, la de promover prácticas sostenibles y responsables de pesca, se ha creado un abanico de instrumentos y sistemas que certifiquen, o al menos lo intenten, la sustentabilidad de los productos. En la actualidad existen diversos sistemas de certificación, mayoritariamente de origen privado, los cuales instan a cumplir con requisitos, que no solo contemplan las metodologías de evaluación y calidad de la información disponible, sino que también consideran aspectos del manejo o de las políticas pesqueras propias de cada país, siempre con el objetivo final de incorporar previsibilidad y transparencia en los procesos de comercialización que garanticen la llegada del producto a importar.

Una de las acreditadoras más renombradas es la *Marine Stewardship Council* (MSC); la misma gestiona un programa con estándares medioambientales muy exigentes que se basa en tres principios: 1. Poblaciones sostenibles de peces, 2. Minimizar los impactos ambientales y 3. Una gestión eficiente. A través del cumplimiento del mismo se permitirá el acceso de los productos del mar en los tan ansiados mercados internacionales.

El programa prevé la realización de evaluaciones periódicas e independientes por una entidad exterior, a partir de cuya aprobación se demuestra que el producto cumple ciertos estándares establecidos por expertos imparciales. Finalmente se expide el certificado (*ecoetiqueta*) que avala que las normas son respetadas y cuya presencia en los productos pesqueros, permite a los consumidores pensar que ellos también participan colaborando con la implementación de las buenas prácticas pesqueras y con la disminución de la sobrepesca.

Sin embargo para algunas pesquerías y, particularmente para aquéllas que se realizan en países en vías de desarrollo, adquirir los conocimientos técnicos, invertir en la actualización de las instalaciones y el equipamiento y aprender el trabajo administrativo y los procedimientos necesarios para

satisfacer estos requisitos supone un gran desafío. Según la FAO, la aplicación de medidas de control de mercado está generando nuevas trabas a los exportadores muy a menudo difíciles de superar.

De todos modos debe reconocerse que, muy a menudo la presión ejercida por las reglas de mercado para que se cumplan determinadas condiciones que habilite la comercialización del producto en algunos mercados, trae aparejadas ciertas ventajas. En primer lugar motivan a las empresas pesqueras a colaborar con el sector de la administración pesquera y el científico, mostrándose más dispuestos a cumplir con ciertas normas, por ejemplo el uso de algún dispositivo de selectividad para minimizar la captura de juveniles o de otras especies acompañantes particularmente vulnerables como pueden ser los condrictios, aves y mamíferos marinos. También ha favorecido la mirada ecosistémica por parte de los científicos, hacia un aspecto más ecológico, del recurso y su pesquería. La necesidad de contemplar los efectos de la pesca sobre el resto de la fauna que acompaña al recurso objeto de la certificación, y sobre su hábitat, ha propiciado los estudios y la implementación de nuevas líneas de investigación que aborden esas temáticas en forma más concreta.

Pero, sin duda dentro de las organizaciones que impactan sobre las decisiones pesqueras, la más importante es la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). La FAO, a través de su Comité de Pesquerías (COFI), desempeña un papel de liderazgo en la política pesquera internacional, trabajando con un amplio conjunto de colaboradores que van desde gobiernos hasta comunidades de pescadores, así como diversas ONG´s e instituciones privadas. Una de sus principales tareas es la de implementar el Código de Conducta para la Pesca Responsable, los Planes de Acción Internacional (PIA), los acuerdos sobre medidas del Estado Rector del Puerto y el Estado del Pabellón para prevenir, desalentar y eliminar la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada, y la de asegurar la explotación óptima y sostenible de los recursos.

Los compromisos adquiridos: los Objetivos de Desarrollo Sostenible (Agenda 2020 y 2030)

La sostenibilidad de los recursos constituye el desvelo y desafío de autoridades y científicos y el deseo de los pescadores. Anualmente se dedican considerables recursos económicos para tratar de garantizar la sostenibilidad de los recursos ícticos. Recientemente, en la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, los Estados miembro de la ONU aprobaron y se comprometieron a cumplir, de aquí al año 2030, con la nueva Agenda Global de Desarrollo Sustentable, conformada por 17 objetivos y 169 metas. El Objetivo 14 ODS: Conservar y utilizar en forma sostenible los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible, constituye el pertinente al trabajo en la Comisión (Figura 1).

Los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) generan un marco para ordenar y proteger de manera sostenible los ecosistemas marinos y costeros, constituyéndose en el principal referente para las políticas y programas de desarrollo a nivel nacional. Ellos proporcionan un marco para guiar las medidas en materia de desarrollo de gobiernos, organismos internacionales, la sociedad civil y otras instituciones. Como concepto de sustentabilidad, se decidió elegir la definición de sostenibilidad más ampliamente aceptada internacionalmente que es la de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo: "*es el desarrollo que satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades*".

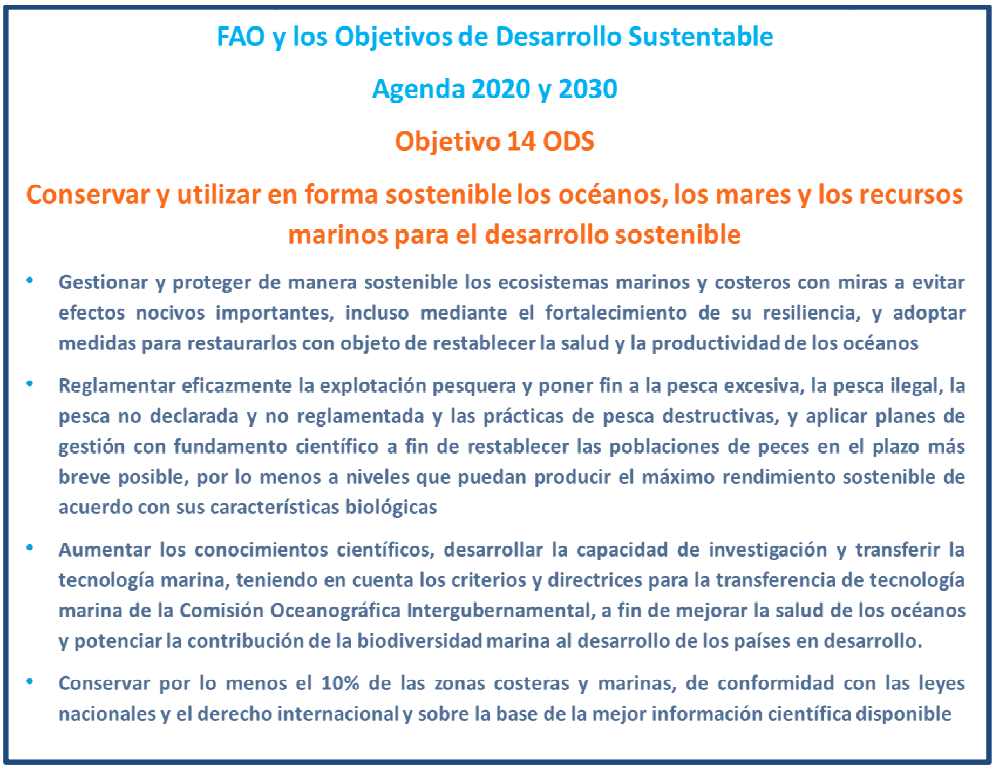


Figura 1. Algunas de las metas más relevantes para la CTMFM incluidas en el ODS 14.

La implementación de los ODS por los países evidenció la necesidad de contar con un indicador de sustentabilidad en la pesca que sea internacionalmente utilizado, con el fin de ayudar a simplificar y armonizar la presentación de informes a distintos niveles y la comparación de la situación de las pesquerías entre los países. Es habitual que, en virtud de los distintos acuerdos internacionales los países deban informar sobre los progresos en muchas facetas del desarrollo sostenible. En ese sentido estandarizar los indicadores ayuda a simplificar las contribuciones de los países a los informes y las evaluaciones a escala mundial, así como a mejorar el intercambio de experiencias y las comparaciones entre los mismos.

Por lo tanto, a efectos de elaborar políticas y planes de ordenación para la pesca, se eligió utilizar el concepto de Máximo Rendimiento Sostenible (MRS) el cual está establecido en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, el Acuerdo de las Naciones Unidas sobre las poblaciones de peces y el Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO (CCPR): los estados ribereños "*...preservarán o restablecerán las poblaciones de las especies capturadas a niveles que puedan producir el máximo rendimiento sostenible, con arreglo a los factores ambientales y económicos pertinentes [...] teniendo en cuenta [...] la interdependencia de las poblaciones y cualesquiera otros estándares mínimos internacionales generalmente recomendados.*" Convención sobre el Derecho del Mar de 1982.

La utilización del MRS como Punto de Referencia Biológico (PBR) resulta más precautorio si se lo compara con algunos de los habitualmente utilizados en los recursos demersales cuya distribución se enmarca en el área del Tratado y que generalmente se formulan en función de la biomasa reproductiva actual y de la existente al inicio de la pesquería. El MRS también es el utilizado por la FAO

en su informe sobre el Estado mundial de la Pesca y la Acuicultura (SOFIA), para categorizar a las pesquerías mundiales como subexplotadas, plenamente explotadas y sobrexplotadas. Las Certificadoras de Sustentabilidad también solicitan, entre sus requisitos, la utilización de ese PBR, el cual por ser más restrictivo muchas veces coloca a las pesquerías en condiciones poco alentadoras para su desarrollo y posterior comercialización en los mercados internacionales.

Hacia la previsibilidad y la transparencia en el manejo. Estrategias de captura

La ordenación pesquera tradicional es un proceso que puede resumirse fácilmente en dos pasos principales: el primero donde los biólogos pesqueros evalúan las poblaciones de peces, y el segundo donde los administradores pesqueros acuerdan medidas de ordenación, para asegurarse de que el recurso se utilice de forma óptima y sostenible.

Es bien conocido que las evaluaciones de los recursos pesqueros tienen incertidumbre (en los datos, en los procesos etc.) provocando que los resultados puedan variar considerablemente de una evaluación a la siguiente, haciendo que las recomendaciones puedan incluir una amplia variedad de opciones de manejo y siendo poco precisas.

A raíz de esta situación surgió un enfoque alternativo, conocido como "estrategias de captura" o "procedimientos de ordenación". Una estrategia de captura es un marco que especifica las acciones de gestión ya predeterminadas para una especie, que resultan necesarias para alcanzar los objetivos biológicos, ecológicos, económicos y sociales que hayan sido acordados previamente, preferentemente en forma consensuada con todos los actores de la pesquería.

Las estrategias de captura incluyen un programa de seguimiento, un método de evaluación de las poblaciones de peces, puntos de referencia (u otros indicadores de la pesca) y reglas de control para la captura, proporcionado a los administradores un enfoque integral con el cual puedan determinar la mejor opción para los recursos y la actividad pesquera asociada.

Las estrategias de captura identifican los objetivos concretos para garantizar el uso de un recurso pesquero en forma óptima para el beneficio de la comunidad, y a los indicadores cuantitativos del desempeño para conocer el progreso de la pesquería respecto del cumplimiento de esos objetivos. A partir de los resultados de esa evaluación se activan las reglas de control de captura, que indican las acciones de gestión específicas y predeterminadas que se implementarán para corregir y para asegurar que la pesquería se gestione de acuerdo con la estrategia de explotación planteada, a fin de garantizar el cumplimiento de los objetivos de ordenación acordados. Luego, el ciclo comienza nuevamente con el programa de seguimiento y registra los efectos de las nuevas medidas implementadas; la evaluación de las poblaciones de peces evalúa estos efectos y así sucesivamente.

Con una estrategia de captura formalmente establecida y en lo posible acordada, los administradores pesqueros y la industria podrán operar con previsibilidad, las decisiones de gestión serán más ágiles y transparentes y se reducirá la probabilidad de respuestas de administración que sean apresuradas e imprevistas.

Entre las ventajas más relevantes y reconocidas que surgen de la aplicación de las estrategias de captura se encuentran:

- compensar la variabilidad natural, la incertidumbre científica y las influencias políticas
- permitir a los administradores que actúen rápida y eficientemente para garantizar el perfecto estado de los recursos y la rentabilidad a largo plazo.
- otorgar previsibilidad brindando a las partes interesadas una visión clara y a largo plazo de poblaciones de peces y pescas sostenibles.
- incrementar la estabilidad del mercado y mejorar la capacidad de la industria de planificar, ya que las decisiones de ordenación son predecibles.

Reglas de control de captura

Las reglas de control de captura (RCC), o también conocidas como reglas de decisiones, forman parte de las estrategias de captura. Se acuerdan previamente sobre la base en un conjunto de respuestas de ordenación ya conocidas respecto a distintas situaciones que sirven como disparadores, como puede ser por ejemplo cambios en la condición del efectivo, en los valores de captura incidental de alguna especie determinada, modificaciones en la ecuación económica, entre otras.

Las reglas de control garantizan que la respuesta de gestión sea automática cuando se alcanza un determinado punto de referencia. Un conjunto de respuestas de gestión, acordadas previamente con todos los actores de la pesquería, para varios factores desencadenantes aseguran una respuesta rápida evitando el sobrepaso de los límites y haciendo que la gestión sea más predecible y transparente para los usuarios. Por esos motivos la utilización de RCC en el manejo de pesquerías es requerida por las certificadoras de sustentabilidad.

Será entonces, función de los administradores pesqueros establecer las reglas de control de captura para cada pesquería en particular, siendo las mismas basadas en las recomendaciones de los científicos y en la información aportada por todas las partes interesadas. Conocidas las medidas y acciones que se tomarán en cada caso se eliminará gran parte de la incertidumbre sobre la gestión de las pesquerías.

Evaluación de estrategias de ordenación (EEO)

Esta metodología compara la eficacia, para alcanzar los objetivos de gestión acordados, de las diferentes combinaciones en los procesos de recopilación de datos, métodos de análisis y procedimientos de administración posteriores a través de simulaciones.

Como se mencionó anteriormente las estrategias de captura diseñadas para una pesquería pueden ser diversas, persiguiendo cada una diferentes objetivos. Pero cómo saber cuál es la más adecuada? o qué desempeño tendrá finalmente la estrategia establecida? La respuesta a estos interrogantes la da la ¨*Evaluación de las Estrategias de Ordenación*¨ (EEO). Esta metodología se basa en el desarrollo de un modelo operativo, que simula una pesquería determinada en la que se implementan decisiones de manejo, se llevan a cabo programas de seguimiento y se analiza el impacto que tendrán sobre el sistema pesquero. No sólo colaborará en determinar cuál es la estrategia más conveniente, sino que también comparará el rendimiento posible de las distintas estrategias consideradas en función de los objetivos de gestión preestablecidos.

Una de las principales ventajas del EEO respecto del enfoque de administración más tradicional, radica en la incorporación de la incertidumbre al considerar distintas hipótesis respecto tanto del recurso como de la pesquería, priorizando los escenarios que se consideran más probables, de acuerdo con la información existente. De este modo se pueden conocer qué factores tienen mayor influencia en los resultados, constituyéndose en una herramienta útil para establecer prioridades de investigación.

El proceso de implementación de EEO requiere de la participación de científicos, administradores pesqueros y el sector extractivo. Los científicos se encargarán del modelado incorporando toda la información aportada por la flota, mientras que los administradores deberán determinar los objetivos de ordenación y cuáles serán los niveles aceptables de riesgo. El EEO constituye una interfaz entre la ciencia y la política estratégica pesquera.

Las reglas de control de captura, la evaluación de las estrategias de manejo, los planes de manejo son herramientas que permiten incorporar la incertidumbre, simular distintos escenarios con diferentes estrategias de explotación y apuntar a un ordenamiento ecosistémico, aportando robustez, previsibilidad y transparencia a la administración pesquera.

El enfoque ecosistémico y las Áreas Marinas Protegidas

La aplicación del concepto de desarrollo sostenible en la gestión de la pesca ha impulsado la ampliación del enfoque tradicional, centrado en las poblaciones de peces y la pesquería asociada, hacia una visión más holística considerando también dimensiones sociales, económicas, institucionales, multisectoriales y temporales adicionales. El enfoque ecosistémico pesquero (EEP) pretende el mantenimiento de la integridad del ecosistema y el mejoramiento del bienestar humano con una equidad sostenida en el tiempo.

Surge de esta aplicación integral, la ampliación del número y la naturaleza de los objetivos, y de los indicadores que permitan cuantificar el nivel de desempeño de los mismos y faciliten los procesos de gestión de los recursos pesqueros. A pesar de la importancia cada vez mayor del uso de los indicadores para el EEP, en el sentido del seguimiento de las pesquerías que se conducen a niveles internacionales y/o regionales, el mismo aún sigue siendo modesto. Según la FAO, algunas de las cuestiones que impiden la utilización de los indicadores económicos y sociales, además de las limitaciones en la disponibilidad de recursos humanos y económicos en algunos países para abordar la problemática, son la escasa integración de las instituciones implicadas en los múltiples aspectos de la gestión del sector. También reconoce que pueden implementarse mejor en un área geográfica acotada o en torno a un tipo de recurso especifico

El establecimiento de AMPs en sitios claves para ciertos procesos ecosistémicos (por ejemplo retención de larvas, refugio y cría de juveniles, alimentación, reproducción, etc.), efectivamente monitoreadas y evaluadas, resultan una herramienta que permite brindar las bases sólidas para evaluar el éxito del manejo ecosistémico y aportar recomendaciones para adaptar los esquemas de manejo. La existencia de Áreas Marinas Protegidas constituye una herramienta efectiva para la aplicación del manejo ecosistémico.

Una AMP es cualquier área geográfica marina que se establezca con el propósito de conservar la biodiversidad o para llevar a cabo la ordenación, y que demuestre que sea el objeto de un nivel de protección mayor que las aguas que la circundan.

En la Agenda 2030 se estableció el compromiso de conservar por lo menos el 10% de las zonas costeras y marinas, delimitadas sobre la base de la mejor información científica disponible. El mismo fue aceptado por parte de los países miembros de la ONU, incluidos Argentina y Uruguay.

Algunos de los fundamentos más concretos para el establecimiento de una AMP es el de coadyuvar con la recuperación de las poblaciones ícticas, además de colaborar con la sostenibilidad de los recursos y sus pesquerías; la protección de la biodiversidad marina y los hábitats críticos; aumentar la capacidad de recuperación del medio marino frente a las variaciones climáticas y ambientales entre otros.

Si bien son numerosos los factores a favor del establecimiento de áreas marinas con diferente nivel de protección, es cierto que tanto el proceso de fundamentación como de adopción de una AMP debe ser participativo y consultivo, considerando a la totalidad de los actores involucrados y aplicando razonabilidad en los criterios de modo de lograr una posición balanceada y beneficiosa para la mayoría.

¿Cómo continuamos?

La existencia de institutos como el INIDEP y DINARA, con competencias claras en el ámbito de la conservación de los recursos pesqueros y su administración y con una comunidad científica que sostiene conceptos comunes en materia de conservación de los recursos pesqueros, sienta las bases para la formulación de políticas de investigación pesquera que dirijan los procesos de adopción de decisiones relacionados con la administración de los mismos.

A fin de cumplir acabadamente con los requisitos de sustentabilidad que se plantean para el futuro próximo a nivel global, estas políticas deberán estar orientadas a: a) promover el mejor conocimiento biológico-pesquero de los recursos; b) alcanzar el mejor aprovechamiento económico del mismo sostenible en el tiempo; c) garantizar los mejores resultados sociales de su aprovechamiento; d) dotar con los medios tecnológicos que hagan socialmente sostenible el aprovechamiento de los mismos recursos.

Ante todos estos nuevos desafíos que incluyen mandatos y compromisos internacionales de nuestros propios países la pregunta se centra en qué líneas de acción deberían adoptarse por parte de la Comisión y sus Grupos Técnicos para dar respuesta a tales obligaciones.

En principio surge como clara estrategia la de actualización y fortalecimiento científico de la investigación pesquera con la finalidad de mejorar la atención y el cumplimiento de los estándares vigentes en materia de evaluación y ordenamiento pesquero.

Considerando los objetivos de lograr un mejor conocimiento biológico-pesquero y un mayor aprovechamiento económico que redunde en una mejora de la condición social de las futuras generaciones, sin duda alguna el **fortalecimiento** y la **capacitación** y **entrenamiento** de los Grupos Técnicos

en las nuevas metodologías de evaluación de abundancia y procesos de ordenación necesarios para el cumplimiento de los estándares vigentes, constituye uno de los ejes estratégicos relevantes.

El mismo contempla las siguientes acciones:

- desarrollo de **métodos y procedimientos de análisis** del estado de explotación de las pesquerías.
- identificación y aplicación de **reglas de control de captura.**
- desarrollo y aplicación de **modelos de evaluación de estrategias de captura.**
- identificación y aplicación de **indicadores socioeconómicos.**

Particularmente, en lo que respecta a la **evaluación de los recursos pesqueros**, debería considerarse lo siguiente:

- Promover la **validación por expertos de las evaluaciones de los recursos pesqueros**, con el objeto de otorgar un mayor grado de robustez a los métodos y procedimientos científicos de los cuales surgen los asesoramientos brindados a los administradores.
- Incorporar estudios que permitan predecir los posibles **efectos del cambio climático sobre los ecosistemas pesqueros**, a fin de proveer escenarios alternativos para el manejo de recursos. A este fin resulta fundamental la recuperación y el uso de datos históricos.
- Establecer ámbitos científicos especializados y permanentes de **discusión e intercambio de experiencias** en materia de investigación pesquera, a los efectos de lograr una mayor integración entre los investigadores de ambos países.
- Promover la realización de talleres de discusión sobre temas particulares que deban ser acordados (entre ellos la discusión sobre adopción de los Puntos Biológicos de Referencia, consideraciones sobre la estimación de CPUE y revisión de los diseños de los planes de campañas).

Otro eje estratégico responde al fortalecimiento de los programas y proyectos permanentes para la toma de **datos biológico-pesqueros, ambientales, económicos y sociales** necesarios para la evaluación de los recursos, el análisis de las pesquerías y del sistema pesquero.

- Fortalecer las **capacidades técnicas** para establecer paulatinamente el enfoque ecosistémico para la investigación y manejo de las principales pesquerías bajo el ámbito de la Comisión.
- Aumentar el número de publicaciones periódicas científicas y tecnológicas que posibiliten la difusión de los resultados de las investigaciones realizadas por los diferentes Grupos Técnicos en materia de las ciencias marinas y pesqueras.

Conclusión

La administración de los recursos vivos en el área del Tratado resulta de competencia directa de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo y, sin duda, uno de los elementos para alcanzar una gestión sostenible de la explotación de los mismos, deriva de la existencia de grupos científico-técnicos convenientemente capacitados y fortalecidos. Disponer de los elementos necesarios para el ordenamiento, en un marco de enfoque ecosistémico y de cambio climático, incorporando nuevos elementos como son las Áreas Marinas Protegidas, las reglas de control de captura y la evaluación de estrategias de manejo, entre otras. Esto sucede si se cuenta con investigación pesquera marina de carácter multidisciplinario, con investigadores capacitados y con un adecuado financiamiento. La formulación de una política de investigación pesquera, que contemple el fortalecimiento de las disciplinas asociadas a este tipo de investigación y considere objetivos interdisciplinarios, resulta uno de los ejes estratégicos necesarios para que la Comisión realice un ordenamiento con un enfoque proactivo optimizando los beneficios derivados de los recursos disponibles para las generaciones venideras.

Bibliografía

Caddy, J. F. 2011. Sustainability indicators for sheries: their use in sheries management. Part II. Ciencia Pesquera Vol. 19, núm. 1, 73- 100.

Caddy, J. F. & Seijo, J.-C. 2005 This is more difficult than we thought! The responsibility of scientists, managers and stakeholders to mitigate the unsustainability of marine fisheries.

Phil. Trans. R. Soc. B 360, 59–75. (doi:10.1098/ rstb.2004.1567)

Cochrane, K. L. & Doulman, D. J. 2005 The rising tide of fisheries instruments and the struggle to keep afloat. Phil. Trans. R. Soc. B 360, 77–94. (doi:10.1098/rstb.2004 1568)

FAO 2010. Report of the Expert Workshop on the Development and Use of Indicators for an Ecosystem Approach to fi sheries. Rome, 20–24 April 2009. FAO EAF-Nansen Project Report. No 7. Rome, FAO. 2010. 57p.

FAO. 2016. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2016. Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos. Roma. 224 pp. (disponible en www.fao.org/3/a-i3720s.pdf).

Gumy, A. 2013. Indicadores económicos y sociales para la aplicación del Enfoque Ecosistémico en la Pesca (EEP). Rev. FRENTE MARÍTIMO Vol. 23, 9 – 21.

Hawkshaw M. and Walters, C. 2015. Harvest control rules for mixed-stock fisheries coping with autocorrelated recruitment variation, conservation of weak stocks, and economic bell-being. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 72: 759–766 (2015) dx.doi.org/10.1139/cjfas-2014-0212

Hilborn, R. 1992 Current and future trends in fisheries stock assessment and management, South African Journal of Marine Science, 12:1, 975-988, DOI: 10.2989/02577619209504756

Hilborn, R., Orensanz, J. M. & Parma, A. M. 2005 Institutions, incentives and the future of fisheries. Phil. Trans. R. Soc. B 360, 47–57. (doi:10.1098/ rstb.2004.1569).

Lorenzen, K. 2005 Population dynamics and potential of fisheries stock enhancement: practical theory for assessment and policy analysis. Phil. Trans. R. Soc. B 360, 171–189. (doi:10.1098/rstb.2004.1570)

Mangel, M. & Levin, P. S. 2005 Regime, phase and paradigm shifts: making community ecology the basic science for fisheries. Phil. Trans. R. Soc. B 360, 95–105. (doi:10.1098/ rstb.2004.1571).

Parada, C, Yannicelli B, Hormazábal S., Vásquez S., Porobić J., Ernst B., Gatica C., Arteaga M., Montecinos A., Núñez S. & Gretchina A. 2013. Variabilidad ambiental y recursos pesqueros en el Pacífico suroriental: Estado de la investigación y desafíos para el manejo pesquero. Lat. Am. J. Aquat. Res. vol.41 no.1. versión. On-line ISSN 0718-560X. http://dx.doi.org/103856/vol41-issue1-fulltext-1.

Roberts, C. M., Hawkins, J. P. & Gell, F. R. 2005 The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. Phil. Trans. R. Soc. B 360, 123–132. (doi:10.1098/rstb.2004. 1578)

Stefansson, G. & Rosenberg, A. A. 2005 Combining control measures for managing fisheries under uncertainty: quotas, effort limitation and protected areas. Phil. Trans. R. Soc. B 360, 133–146. (doi:10.1098/rstb.2004.1579) 4 Introduction Phil. Trans.

Sumaila, U. Rashid, Christophe Bellmann, and Alice Tipping. Fishing for the Future: Trends and Issues in Global Fisheries Trade. E15Initiative. Geneva: International Centre for Trade and Sustainable Development (ICTSD) and World Economic For um, 2014. www.e15initiative.org/.

Reseña de la actividad de la CTMFM en el manejo de los recursos pesqueros en el marco del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo

Hebert Nion

hebertnion@gmail.com

Resumen: El Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo firmado el 19 de noviembre de 1973 creó, en su Art.73, la Zona Común de Pesca argentino uruguaya y en su Art. 80 la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo. Dicha Comisión tiene como cometido llevar a cabo lo establecido en el Tratado referente a la administración de los recursos vivos, la contaminación y asuntos conexos. En esta presentación se pretende hacer una recopilación de las actividades realizadas a tales efectos, así como analizar en forma crítica la manera de alcanzar los objetivos establecidos en el Tratado, desde la constitución de la Comisión, hasta el momento actual. Se analizan las primeras decisiones referentes a la aplicación del Art. 74 del Tratado, así como el camino seguido para lograr llevar adelante programas que permitieron establecer medidas de manejo conjunto y cómo los programas de investigación permitieron alcanzar esos objetivos.

Palabras clave: reseña histórica, investigación, medidas de manejo, ZCPAU, Tratado del Río de la Plata.

SUMMARY: Review of the activity of the CTMFM in the management of fishing resources according to the Rio de la Plata and its Maritime Front Treaty. - The Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone was created as from its Art.73, whereas the Common Fishing Zone was created on its Art.80. The Commission was committed to regulate the application of the Treaty as regards the management of fishing resources, pollution and related aspects. In this presentation, we try to approach the activities of the Commission since the beginning up to date and analyze critically the way to reach the goals established in the Treaty. Analyzes are carried out regarding the first decisions made on the application of Art. 74 of the Treaty. It is also taken into account the chosen path to prosecute the programmes that facilitate the steps to joint management and how the research programmes enable the achievement of these goals.

Key words: historical review, research work, control measures, CFZ, Treaty of the Río de la Plata.

Introducción

En esta presentación se hace una reseña de las actividades de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, analizando los cuarenta años de su entrada en funcionamiento y el cumplimiento de los cometidos que le asigna el Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo, fundamentalmente en lo referido a la administración de los recursos vivos del área de referencia.

El 19 de noviembre de 1973 se firma, por parte de los Gobiernos de la República Argentina y de la República Oriental del Uruguay, el Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo. Este es el fruto de largas negociaciones que se llevaron a cabo entre ambos países; se puede decir que se inicia con el establecimiento de los límites del Río de la Plata y la Declaración Conjunta hecha en Montevideo sobre la naturaleza del Río y constituyen la piedra fundamental del mismo. En la Declaración de ambos países del 30 de enero de 1960 (González Lapeyre, 1992), se establece que este cuerpo de agua constituye un río y no un estuario y fija su límite exterior en la línea que une Punta del Este en Uruguay con Punta Rasa del Cabo San Antonio en la República Argentina.

Esta Declaración es de importancia capital, pues si bien varios países presentaron notas de rechazo, finalmente primó la tesis de río sobre la de estuario o bahía, lo que constituyó un hito histórico fundamental, pues determinaba los límites de las jurisdicciones marítimas de los Estados.

Antecedentes

Para analizar la importancia de la creación de la Zona Común de Pesca, tenemos que ubicarnos en la década de los años sesenta en que no existía unanimidad en el reconocimiento de los límites de jurisdicción marítima de los Estados. En esos años tanto Argentina como Uruguay adhieren a las posiciones de los países sudamericanos en la extensión de derechos sobre la Plataforma Continental de 200 millas y sus recursos pesqueros.

Cabe recordar que en esa época sucedieron hechos que cambiaron la situación pesquera de las naciones. Desde el punto de vista científico, se publican en los años cincuenta las principales obras que hacen un enfoque moderno sobre el manejo de los recursos pesqueros como lo fueron *On the dinamics of exploited fish population*, de Raymond Beverton y Sydney Holt, así como la publicación de Ricker *Computations on Fisheries*. En los cincuenta desaparecen los arrastreros a vapor y comienza la construcción de buques congeladores y de barcos arrastreros por la popa, la que se consolida en los sesenta. Esto hace que la industria pesquera dé un salto cuali-cuantitativo importante, relacionado también por el aumento de la demanda de productos pesqueros y el aumento del comercio. También este requerimiento de alimentos en mayor cantidad y calidad se ve para la parte agropecuaria, con cambios profundos en la forma de producción como por ejemplo el aumento de los conocimientos en zootecnia y de alimentación de los animales domésticos utilizados para consumo humano, lo que trae como consecuencia la necesidad de proteínas de origen animal de bajo precio y calidad fundamentalmente, como la harina de pescado para la producción de alimentos balanceados.

Esto produce el meteórico crecimiento de la pesca de peces destinados para la reducción en donde Perú y Chile comienzan un explosivo crecimiento de la pesca de la anchoveta *Engraulis ringens*, que culmina con el colapso de esa pesquería a comienzos de los setenta cuando Perú captura 15.000.000 de toneladas de esa especie. Conjuntamente con el desarrollo de esta pesquería y la fluctuación observada de los recursos relacionada con las condiciones oceanográficas de la región se comienza a estudiar el fenómeno de El Niño considerado fundamental para las poblaciones de peces pelágicos del Pacífico Americano. Este fenómeno que se consideraba como un hecho regional, hace que se cree la Comisión Permanente del Pacífico Sur con la participación de Chile, Perú, Ecuador y Colombia. En la reunión del COI de 1977 al tratar el mismo, debido a la presentación de estudios globales del Pacífico tropical, se pasa a considerar el fenómeno de El Niño como un fenómeno global.

Los hechos planteados anteriormente traen también un aumento en la construcción de buques pesqueros nuevos, destinados a modernizar las flotas de los países europeos y los países socialistas, que provoca un excedente en la oferta de buques usados a precios accesibles, que son enviados principalmente a muchos países en desarrollo. Hay que tener en cuenta que la vida promedio útil de un buque pesquero se consideraba de unos diez años, después de los cuales había que hacerle un ajuste general, tanto de su estructura como de su equipamiento, lo que facilitaba la compra de buques nuevos, así como aumentaba la disponibilidad de buques usados. El precio era más accesible para los países en desarrollo y su disponibilidad era inmediata.

También hay que destacar que mientras sucedía esto, tanto la Argentina como Uruguay se encontraban desarrollando planes que ampliaban sus capacidades pesqueras. En Argentina se optó por la adquisición de unidades principalmente usadas, mientras que en Uruguay, luego de la incorporación de algunos buques usados con capacidad de procesamiento a bordo (congeladores y factoría), se optó que los buques fueran fresqueros y, en el caso de la merluza, de una eslora total no mayor de treinta y tres metros. Esto hizo que la incorporación de los buques en Uruguay fuera progresiva.

El desarrollo de la pesca a un nivel superior trae como consecuencia la necesidad del aumento del conocimiento sobre las pesquerías y las medidas necesarias para su manejo. A esto hay que agregar que con la creación de la FAO y la UNESCO, se comienza en primer lugar la organización y realización de cursos cortos de capacitación en temas de Oceanografía y en Biología Pesquera y que serán fundamentales para aumentar el conocimiento de los sistemas acuáticos. También en esos años se crean diversas comisiones que tienden a regular las pesquerías dentro del paraguas de la FAO. Es en este marco por los años cincuenta que se crea la Comisión Asesora Regional de Pesca para el Atlántico Sudoccidental (CARPAS) que integraban Argentina, Brasil y Uruguay cuya última reunión oficial tiene lugar en Montevideo en Noviembre de 1974, y que por decisión de Argentina y Uruguay suspende sus actividades.

El Tratado del Río de la Plata

En ese panorama tiene lugar la firma del Tratado. El mismo a los efectos de su análisis consta de dos partes: una que rige todo lo relacionado con el Río de la Plata, y otra, a partir del Artículo 73 del Capítulo XVI- Pesca, la creación de la Zona Común de Pesca Argentino – Uruguaya. A los efectos de la aplicación del Tratado y su funcionamiento las Partes (Argentina y Uruguay) establecieron dos

comisiones encargadas de la aplicación de los mismos. En el Capítulo XVII Artículo 59 se constituye una Comisión Mixta que se denominó Comisión Administradora del Río de la Plata que se encargará de todo lo relacionado con lo expresado en el Tratado referente al Río de la Plata incluyendo Pesca. En el Artículo 80 del Capítulo XIX, crea la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, que será la encargada de lo referente a lo establecido con la Zona Común de Pesca del Frente Marítimo.

Esa Comisión tiene su primera reunión de instalación el 16 de agosto de 1976 y su primera reunión Plenaria el 4 de febrero de 1977.

La Comisión está integrada por cinco miembros por cada Parte (un Presidente y cuatro Delegados), y la Presidencia de la misma será ejercida en forma alternada por los Presidentes de cada Delegación.

La Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo en adelante CTMFM, comienza a funcionar en el año 1977, y tiene su sede en la ciudad de Montevideo, República Oriental del Uruguay. Durante sus dos primeros años se dedica a establecer la forma que le permita actuar mediante la contratación de personal y aspectos administrativos y de funcionamiento. La Comisión se reúne en sesión plenaria en forma mensual y crea varias Subcomisiones para el tratamiento en particular de las obligaciones que debe cumplir para llevar a cabo lo establecido en el Tratado principalmente lo relativo a Recursos Vivos, Contaminación, Asuntos administrativos y Asuntos Jurídicos.

Al analizar el cumplimiento de sus funciones se hace prioritario definir lo establecido en los Artículos 74, 79, 80 y 82 del Tratado y coincide en la necesidad de contar con un asesoramiento externo que le ayude a diseñar los mecanismos que le permitan aplicar lo establecido en el mismo.

Cabe destacar que el Artículo 74 merece una atención especial pues su redacción no es simple, por el contrario presenta definiciones que pueden tener diversas apreciaciones referentes a su significado Este Artículo se refiere a los volúmenes de captura de las especies de organismos pesqueros y la forma de cómo repartirlos y expresa: "Los volúmenes de captura por especie se distribuirán en forma equitativa, proporcional a la riqueza ictícola que aporta cada una de las Partes, evaluada en base a criterios científicos y económicos. El volumen de captura que una de las Partes autorice a buques de terceras banderas se imputará al cupo que corresponda a esa Parte". Si lo leemos así vemos que tiene una redacción a primera vista muy elegante y que puede parecer clara, pero cuando lo analizamos en profundidad comenzamos a apreciar la complejidad del mismo. En este sentido las siguientes expresiones son las más complejas: Equitativa; Proporcional; Riqueza ictícola; Aporte; Evaluada en base a criterios científicos y económicos.

La Comisión, en vista de la complejidad de la aplicación de este artículo y el deseo de llegar rápidamente a acuerdos, así como de la necesidad de organizar su tarea para la aplicación del Tratado, decide la contratación de un Consultor Externo que con su opinión contribuya a ayudar a la Comisión a cumplir con los objetivos marcados por el Tratado. Vale la pena recordar que ambos países ya tenían pesquerías establecidas y también planes de desarrollo pesquero apoyados por la FAO para aumentar sus capturas dado que existía en esos momentos una demanda de recursos pesqueros muy importante.

La Comisión decidió contratar al Dr. Geoffrey Kesteven de nacionalidad australiana. El Dr. G. Kesteven era un científico conocido internacionalmente, había obtenido su Doctorado en la Universidad

de Nueva Gales del Sur, Australia y tenía numerosas publicaciones sobre temas pesqueros. Había trabajado en el Fisheries Laboratory de Lowestoft R.U. junto a R. Beverton y S. Holt y otros importantes científicos, y que en esa época era uno de los centros de avanzada en temas pesqueros. Había actuado en diversas oportunidades como consultor en temas pesqueros para la FAO y otras organizaciones internacionales, así como había sido Profesor en cursos de capacitación en temas marinos y pesqueros, que eran una de las formas más comunes de capacitación de personal. En suma tenía antecedentes conocidos como para encarar los temas que la Comisión necesitaba resolver.

El Dr. Kesteven tuvo una estadía compartida en ambos países, donde contactó con autoridades pesqueras y de investigación científica. Organizó en noviembre del año 1979 una reunión con la participación de científicos de ambas partes en el IBM-INIDEP de Mar del Plata, y luego elaboró sus conclusiones bajo la forma de cuatro Notas Asesorales que fueron elevadas a la Comisión. Reunió a científicos de ambas Partes para considerar el estado de la investigación pesquera en la región luego de muchos años de incomunicación. Recomendó la creación de un grupo de científicos que conjuntamente con el Secretario Técnico analizara el Art. 74 y estableciera los criterios de interpretación del mismo, que culminó con la formación del Grupo Criterios.

Este Grupo de Trabajo fue aprobado por el Plenario de la Comisión y estuvo integrado por: el Lic. Héctor Otero y el Lic. Carlos Gregorio por Argentina; el Dr. Hebert Nion y el Prof. Guillermo Arena por Uruguay y el Secretario Técnico C/F (RE) Ernesto A. Urbiztondo. Este Grupo trabajó intensamente durante aproximadamente dos años. Ambas delegaciones elaboraron modelos de reparto de los recursos pesqueros interpretando el Artículo 74 y finalmente presentaron sus conclusiones, representadas por dos tipos de modelos. Estas conclusiones fueron presentadas en una reunión con los Delegados de cada país. En esta reunión en el año 1982 no se llegó a ningún acuerdo. Los modelos presentados por Uruguay se encuentran en el Informe Técnico de INAPE, 41 (Nion y Arena, 1992).

La discusión continuó en el tiempo y, en el año 1989, el Plenario decidió que ambas Delegaciones presentaran por escrito su interpretación del Artículo 74. Esta decisión hizo que se identificaran los puntos de mayor discrepancia. Posteriormente la Comisión no volvió a tratar el tema.

Volviendo al Informe del Dr. Kesteven, éste incluyó en sus notas Asesorales, una definición de Riqueza Ictícola como "La capacidad productiva de los ecosistemas" que fue recogida por la Comisión a través de la Resolución Nº 4/80.También recomendó definir algunas de las actividades que debería encarar la Comisión para cumplir con sus cometidos. Cabe aclarar que se trataba de puntos básicos sobre los que se debería trabajar.

De acuerdo con el Dr. Kesteven, la Comisión en relación a los recursos pesqueros, debía cumplir con dos actividades claras: A) Interpretar el Art.74 y establecer los volúmenes de captura por país; B) Administrar la Zona Común de Pesca estableciendo las normas necesarias para que éstas fueran hechas de acuerdo con los Artículos 80 y 82 del Tratado. Se puede concluir que la Comisión tenía que cumplir, entre otras, con las obligaciones de una comisión de administración de recursos pesqueros.

En 1983 se produce un hecho importante de destacar, la Delegación Argentina frente al aumento de las capturas de la corvina, que superaba en ese momento lo que se establecía en un trabajo científico de 1976 como CMS, convocó una reunión urgente para tratar el tema, pero en razón de

que la mayoría de las capturas de esta especie se realizaban en el Río de la Plata también se invita a delegados de la CARP. La reunión se realizó en Mar del Plata en la sede del INIDEP, participando en la misma los Secretarios Técnicos de ambas Comisiones así como científicos y Delegados de los países. La Delegación Uruguaya planteó en esa reunión que en el año 1979 había tomado importantes medidas de manejo sobre ese recurso (en sus aguas jurisdiccionales y con su flota pesquera) como fue la categorización de la flota, no permitiendo que los buques mayores de 28 metros de eslora total (flota de altura) operaran en el río y los de media altura de más de 22 metros de eslora total solamente podían hacerlo por fuera del Banco Inglés en el Río de la Plata, así como también que había prohibido en sus aguas jurisdiccionales la pesca con red de arrastre de playa en la pesquería de pescadilla de red, en la que se pescaban importantes cantidades de juveniles de corvina. En esa reunión por primera vez se trata el tema de los recursos cuya administración es compartida por ambas Comisiones, por distribuirse en ambas jurisdicciones. La CARP manifestó que entendía que era conveniente que este tipo de recursos pesqueros fuera investigado por la CTMFM, y que las medidas de administración fueran tomadas en forma conjunta (Res. CTMFM 1/84 y Res Conj. CARP-CTMFM 2/84). En esa reunión también se tomó una resolución que se debe destacar y es que se realizaran campañas de investigación pesquera conjuntas, comenzando con una campaña de estandarización del poder de pesca entre los buques de investigación de los países a fin de que los resultados fueran comparables. Se aprobó también que la Comisión colaborara económicamente con los gastos del funcionamiento de los buques de investigación.

La primera campaña se llevó a cabo en el año 1984 entre los buques de investigación Eduardo Holmberg (Argentina) y Cruz del Sur (Uruguay) para comparar el Poder de Pesca de ambas unidades.

Al año siguiente se realizó el primer Simposio Científico de la CTMFM en la Ciudad de Mar del Plata, que contó con 15 participantes de Uruguay, otros tantos de Argentina y con un Representante de la FAO, el Dr. Jorge Csirke. La reunión resultó muy exitosa por la gran cantidad de trabajos presentados y por la camaradería que se logró en la misma. Los resultados de este Simposio dieron motivo a la publicación del primer número de la Revista Frente Marítimo.

En 1983 se crea el Grupo de Trabajo Director integrado por investigadores de ambos países junto con el Secretario Técnico. Este Grupo estaba encargado de diseñar las actividades de investigación científica de la CTMFM y debía informar a la Sub Comisión de Recursos Vivos que se reunía previamente al plenario de la Comisión.

En 1986 ocupa el cargo de Secretario Técnico el Lic. Héctor Otero de nacionalidad argentina. Es el primer Secretario con formación científica en investigación de recursos pesqueros. Durante su gestión se produce un notorio avance en el funcionamiento de los grupos de trabajo y la adopción de medidas de regulación de las pesquerías. Se forma un Grupo que se encarga de estandarizar la toma de información sobre los recursos pesqueros, fundamentalmente en los buques de investigación y en temas biológicos como medidas de longitud de los peces; grados de madurez sexual; contenido estomacal y diseño de las campañas de investigación utilizando el método del área barrida. Este tema, por su importancia, se discutió en el Simposio de 1985 dando lugar a una publicación conjunta especial sobre "Métodos de evaluación de recursos por pesca exploratoria CTMFM" Circular Nº 2, 1988.

En el año 1988 se logra el apoyo del Programa FAO-DANIDA a través del Dr. Siebren Venema para la realización de un curso sobre "Evaluación de recursos pesqueros" con la participación de los doctores Hans Lassen y Eskild Kirkegard. El mismo tuvo lugar en las instalaciones de INAPE con la intervención de científicos de ambos países.

En los años 1988 y 1989 Uruguay llevó a cabo investigaciones sobre el descarte de juveniles de merluza, lo que condujo a tomar medidas de veda unilaterales como por ejemplo la de establecer una veda preventiva para sus buques en otoño como protección del recurso, y elevó su inquietud sobre el tema a la CTMFM, la cual compartió la inquietud.

En razón de la necesidad de estandarizar los equipos de pesca autorizados por ambos países en la pesca de arrastre, se realizó un experimento conjunto de selectividad de los artes de arrastre. Se llevaron a cabo campañas conjuntas de selectividad de los artes de arrastre tanto de merluza como de recursos costeros. Esta experiencia permitió adoptar la malla de 120 mm entre nudos opuestos en el copo de la red para todas las flotas que operan sobre merluza, no llegándose a un acuerdo sobre una malla común para la pesca costera debido a la diversidad de las especies pescadas. Se consideró necesario el establecimiento de una metodología para la fijación de áreas de veda de merluza .En el trabajo de Verazay *et al.,* (1996) se hace una recopilación sobre las medidas de veda de merluza adoptadas por la CTMFM. Mientras que en Verazay *et al.* (1992) se muestran los resultados de las experiencias de selectividad.

También se hizo un trabajo conjunto para la adopción del listado compatibilizado de nombres de peces de la Zona Común de Pesca, codificación de especies, adopción de nombres comunes y científicos que luego fueron aprobados por la Comisión para el área del Tratado (Cousseau *et al.,* 1998.).

Con el fallecimiento prematuro del Lic. Héctor Otero pasa a ocupar el cargo el Lic. Guillermo Verazay quien posteriormente es designado Secretario Administrativo pasando a ocupar la Secretaría Técnica el Dr. Juan Oribe. Esto sucedió en el año 1993.

Durante este período se produce un problema que paralizó por casi un año el funcionamiento de la Comisión, y fue la aplicación por una de las partes de un Modelo Dinámico para la evaluación de corvina. Esto trajo en primera instancia grandes diferencias con respecto al Modelo de Schaeffer (estático) que se venía aplicando y generó grandes discusiones que no llegaron a acuerdos, e hizo que una de las partes, se retirara de la negociación. Este diferendo fue superado en el año 1995 con el cambio de los integrantes de ambas delegaciones.

En esta etapa se trató de mejorar el funcionamiento de la Comisión, primeramente a nivel del plenario y se comenzaron a negociar temas que estaban relacionados con la situación de los recursos pesqueros. Cabe recordar que entre 1991 y 1994 se registraron, por parte de ambos países, altas capturas de merluza, que hicieron que esta especie comenzara a mostrar signos preocupantes respecto al estado de su población. Esto llevó a que se comenzara a discutir nuevamente en forma intensa la Resolución 3/79 sobre la captura total de merluza, a los efectos de su actualización. Es interesante recordar que por esas fechas ambos países se encontraban abocados a analizar dentro de sus jurisdicciones, la adopción del Sistema de Capturas de Cuotas Individuales Transferibles para lo que habían solicitado asesoramiento a la FAO. Este Sistema de Cuotas Individuales Transferibles, fue adoptado

por la Argentina en su nueva Ley de Pesca. En el caso de Uruguay finalmente fue desechado al producirse un cambio de autoridades pesqueras.

El cambio de grupos de trabajo sobre temas metodológicos, por grupos sobre recursos pesqueros específicos durante los años noventa, permitió un avance en el funcionamiento de la Comisión, que comenzó a tomar medidas de manejo fundamentalmente sobre los recursos costeros que presentaban mayores facilidades, porque los países habían tomado ya medidas compatibles. Igualmente la falta de una base estadística común no permitió muchas veces acuerdos sobre cifras de capturas. La Comisión recibía mensualmente las capturas de los países pero éstas no eran puestas en una base común, separada por especies que permitiera que los datos tuvieran una valoración y permanente. Hubo años en que esas capturas eran incompletas y a su vez sujetas a continuas modificaciones. Recién en el año 2006 se contó con una base de datos de capturas unificada.

Otro hecho fundamental fue que si bien se aplicaron modelos de evaluación por ambas partes no hubo unanimidad de criterios sobre los mismos. También faltó un aspecto fundamental que fue una estandarización de los datos de las flotas pesqueras de ambos países.

A pesar de esto se logró un avance considerable sobre el manejo de los recursos costeros, y sobre la pesquería de calamar. En cambio continuó el estancamiento en la consideración de la pesquería de merluza, fundamentalmente por la predominancia de los criterios políticos sobre los científicos.

En estos años se establece la captura total permisible para corvina y mecanismos de reparto de cupos, así como también se establecen mecanismos de cierre de las pesquerías y sanciones para el país que sobrepase el cupo asignado.

Se establece un acuerdo sobre la necesidad de fijar una fecha de apertura y de cierre de la temporada de pesca de calamar (*Illex argentinus*) así como otras medidas complementarias sobre el seguimiento de la pesquería.

En el año 1999 ocupa la Secretaría Técnica el C/N (RE) Julio Daniel Chaluleu que permanecerá en la misma hasta septiembre de 2005.

Durante este período la Comisión modificó la Resolución 3/79 al llegar a una nueva resolución que posteriormente fuera nuevamente modificada. También hizo ajustes sobre las resoluciones que se habían adoptado sobre corvina y pescadilla ajustándolas a requerimientos de las delegaciones.

Se logró un acuerdo para fijar la CTP de varias especies como mero, pez palo, besugo y otras sobre las que se carecía de suficiente conocimiento científico para hacerlo.

La Comisión dio los primeros pasos para que los buques que operaban en la zona debieran hacerlo con el equipamiento de VMS (Vessel Monitoring System) y que la información se debiera intercambiarse entre los países. Esta resolución fue tomada con todas las consideraciones que se deben tener en cuenta para que el sistema implementado fuera efectivo e intercambiado. Por este motivo se demoró mucho para que se hiciera efectiva, a pesar de que los países lo tenían implementado para sus flotas.

Ante la posibilidad de un aumento de las capturas de anchoíta (*Engraulis anchoíta*), se establecieron medidas de manejo de la pesca de esta especie, que incluían aspectos sobre la regulación de su pesquería.

En el año 2000 se realizó el Décimo Quinto Simposio de la Comisión, que incluyó una Jornada especial sobre la situación de los peces cartilaginosos (rayas y tiburones), con la participación de destacados especialistas. Esta reunión fue el punto de partida para que esta tema tan importante para la Pesca Responsable comenzara a ser tratado regularmente por la Comisión, primero con la formación de un grupo que comenzó a intercambiar conocimientos sobre la situación en los países y luego con la formación de un grupo regular dentro de la CTMFM.

En el volumen 19 de la revista Frente Marítimo se comenzó a publicar por primera vez las capturas por países efectuadas en el área del Tratado.

En el año 2005 se produce un nuevo cambio de Secretarios Técnicos pasando a ocupar el cargo el Dr. Hebert Nion, quien se desempeñó en el mismo hasta diciembre del año 2011.

Durante este período se inician cambios en la composición de las Delegaciones de los países, que pasan a estar integradas con una mayoría de miembros de las Autoridades de Pesca e Instituciones de Investigación Pesquera. Esto hace que se inicie una nueva orientación en la resolución de los problemas a abordar por la Comisión.

Nuevamente se intenta tratar la elaboración de un parte de pesca compatible para ambos países, en este caso electrónico. Si bien se dieron pasos importantes para su implementación, el objetivo no fue alcanzado.

En octubre de 2005 la Comisión se ve enfrentada por primera vez a la necesidad del cierre de una pesquería por haberse alcanzado la captura permisible de corvina antes de llegar al final del año. La Comisión cerró la pesquería y esto constituye un acto fundamental para el futuro de su funcionamiento.

Se encargó a la Secretaría Técnica instrumentar mecanismos que previeran con antelación la necesidad de conocer que una pesquería alcanzaba la captura permisible antes de la finalización del año calendario, de forma tal que las medidas correctivas se implementaran en el momento apropiado. Se elaboró un modelo que mediante la utilización de los datos de estadísticas históricas y las tendencias de las capturas del año calendario, permitiera estimar el momento en que se alcanzaría la CTP establecida.

Para esto fue necesario que todos los informes de captura por especie hechos por los países desde el año 1986, fueran puestos en una base de datos estadísticos mensuales y anuales y por especie.

Esta base de datos unificada, también simplificó el funcionamiento de los grupos de trabajo. Durante este período un intenso trabajo de estos grupos permitió que la Comisión dispusiera de información compatibilizada para el manejo de las pesquerías.

Se puso especial énfasis en elección de los modelos a emplear, así como en el intercambio de la información necesaria. En este nuevo enfoque el GT Costero logró avances de gran importancia pues

comenzó a considerar no solamente la pesquería de corvina y de pescadilla, sino también a analizar un grupo importante de especies como besugo, pez palo, mero, etc. El GT Condrictios también siguió la misma metodología y logró grandes avances con la incorporación de estudios sobre rayas, gatuzo, pez ángel y otros.

Estos avances llevaron a que se organizara por parte de la Comisión en diciembre de 2008 una Jornada de discusión técnica sobre la problemática de la pesquería costera en el ámbito del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo donde al final de las mismas se realizó una mesa de debate que alcanzó a identificar los principales problemas que se deberían encarar en el futuro inmediato.

Estas conclusiones permitieron profundizar las investigaciones en recursos que se consideraban prioritarios y que tenían información insuficiente. También permitió que durante el año 2009 se realizara un Taller con la participación de investigadores de ambos países sobre estandarización del esfuerzo pesquero, para lo cual fue necesario el intercambio de información de las flotas que operaban sobre estos recursos. Esto facilitó la aplicación de modelos de evaluación con datos tanto de capturas, como de flotas compatibilizados.

También se llevó a cabo un nuevo taller que consideró las posibilidades de la aplicación de modelos estructurados, que pudieran aportar mejor información sobre el estado de los recursos. A continuación de este taller se comenzó a implementar la aplicación de estos modelos, en forma conjunta con los utilizados anteriormente.

En el mes de diciembre de 2010 en coincidencia con la celebración de su 300º Reunión Plenaria, la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo organizó las Jornadas Científico Técnicas sobre los Principales Recursos Pesqueros en el Área del Tratado y Aspectos Ambientales Relacionados.

En noviembre de 2011 se organizó un nuevo Simposio de la Comisión Técnica Mixta que se llevó a cabo en la Ciudad de Buenos Aires donde por primera vez se presenta un trabajo conjunto de investigadores de ambos países sobre el estado de los principales recursos costeros (corvina y pescadilla), se hace un diagnóstico sobre su estado de explotación y se dan las recomendaciones sobre su manejo.

Dado el estado de situación del recurso merluza, la Comisión solicita al Grupo de Trabajo correspondiente la elaboración de un informe similar que permita tomar las medidas para mejorar la condición de los recursos. Este grupo comenzó a trabajar y finalmente entregó al plenario un Informe Preliminar sobre la gravedad de la situación del stock de merluza.

Durante este período los Grupos de Trabajo Recursos Costeros y Condrictios propusieron capturas permisibles, teniendo en cuenta el enfoque precautorio, recomendaciones para que se adoptaran capturas permisibles anuales para las siguientes especies: besugo, mero, pez palo, gatuzo, pez ángel, rayas costeras y rayas de altura.

En este período la Comisión llegó a un acuerdo para modificar la última Resolución sobre la Captura Permisible de merluza, en la que introdujo el concepto de que la CTMFM se reservaba un volumen de captura extra que se manejaría de acuerdo con determinados criterios.

En este período ambos países elaboraron sus Planes de Acción Nacional para la conservación de Aves Marinas y Condrictios de acuerdo con las directivas establecidas por el Comité de Pesca de la FAO en concordancia con lo establecido en la aplicación del Código de Conducta de Pesca Responsable de 1995. La CTMFM acompañó las medidas de los países en ese sentido.

En el año 2012 asume la Secretaría Técnica el Dr. Ramiro Sánchez. Durante este período se continuó avanzando en el funcionamiento de los grupos de trabajo y se mejoraron los criterios para la aplicación del criterio de pesca precautoria. También se realizaron dos Simposios, así como jornadas y talleres.
Se comenzó con la elaboración de fichas técnicas de las principales especies, y se actualizaron aspectos relacionados con los Planes de Acción.

Reseña de las principales medidas de manejo tomadas por la Comisión

En el año 1989 como consecuencia de la iniciativa planteada por la Delegación uruguaya respecto al descarte de juveniles hecho por la flota que operaba sobre merluza y a las medidas tomadas unilateralmente por Uruguay con sus buques la CTMFM entiende necesario estudiar la situación a fin de tomar medidas conjuntas.

Se nombra un grupo de trabajo para que analice el tema, el que decide la conveniencia de realizar una experiencia conjunta llevando a cabo un experimento de selectividad de redes de merluza. Las conclusiones terminan siendo adoptadas por la Comisión a través de la Resolución Nº1/89, que adopta que el tamaño de la red en el copo para la pesca de merluza debe ser de 120 mm. Para la realización de la experiencia se decide tomar como edad de primera madurez en la merluza los 34 cm. de longitud total. También a partir de la Resolución 1/91 se comienza con el establecimiento de vedas conjuntas estacionales de protección de juveniles de merluza. La determinación de estas áreas era consecuencia de los resultados de cruceros conjuntos de investigación que se hacían previamente.

La Comisión recomienda realizar el mismo trabajo para la corvina y la pescadilla, el cual es llevado, a cabo no lográndose un resultado satisfactorio para ambas especies, por lo que se decide recomendar como talla mínima de desembarque 32cm para la corvina y 28 cm para la pescadilla, y utilizar en la pesca costera una red que tenga en el copo un diámetros de 100 mm entre nudos opuestos.

En el año 1992 se realiza la Conferencia de Río sobre la Tierra, que culmina con la creación del GEF. En la misma participan los Presidentes de ambas delegaciones que inician las conversaciones para un Proyecto GEF en el área del Tratado que culmina en el Proyecto FREPLATA.

En el año 1994 se crean dentro de la Subcomisión de Asuntos Ambientales, dos Grupos de Trabajo: Cólera y Floraciones Algales Nocivas y se incorporan estos temas en las campañas de investigación.
En el año 1994 se incorporan normas sobre los cruceros de investigación.

Se produce un período de inactividad de la Comisión por desencuentros sobre la pesca de corvina.
En 1996 se establece la necesidad de intercambio de los datos de los cruceros de investigación.

En 1996 se establece por primera vez la CTP de corvina en forma provisoria. En el mismo año se aprueban las primeras normas sobre la pesquería de corvina.

También se aprueba la talla mínima de desembarco en 32 cm de longitud total y de 28 cm para la pescadilla.

En 1997 Se establece la CTP de corvina con cupo de reparto de la misma por países. Se establecen los mecanismos de penalización para el país que sobrepase su cupo.

En el mismo año se establecen medidas de regulación sobre la pesquería de Calamar, estableciéndose fechas de apertura y cierre de la Pesquería. También las condiciones que determinaban la fecha de apertura.

Se fija la CTP de corvina para los años 1998 y 1999, aplicando descuentos a Uruguay en un caso y a la Argentina en otro por sobrepasar los cupos de captura.

Se intenta crear un sistema de Observadores, que nunca pudo ponerse en práctica (año 1998).

En el Simposio de 1999 realizado en Mar del Plata se lleva a cabo la primera Mesa de Discusión sobre Condrictios.

En el año 2000 se modifica la resolución 3/79 sobre CTP de merluza.

En el año 2001 se aprueba una resolución referente al dispositivo DEJUPA, para instalarlo en el área del Tratado en la pesquería de merluza.

Comienzan las conversaciones para que ambos países cuenten con sistemas VMS en sus flotas. Cabe recordar que los dos ya tenían por su cuenta instalados el mismo como obligatorio en parte de la flota.

En el año 2002 se establecen en forma provisoria la CTP para las siguientes especies: gatuzo, lenguado, mero, pez palo y besugo.

Al alcanzar la CTP establecida de corvina para 2002 se cierra la pesca de corvina.

También en forma precautoria se establece un cierre para la pesca de rayas.

Se ratifica la CTP para gatuzo, lenguados, meros, pez palo y besugo en el año 2003.

En año 2004 se establece la CTP de corvina y a su vez se establecen áreas de veda permanente en el Río de la Plata, como protección del área de desove desde Punta Yeguas a Punta Piedras.

En el año 2004 se establece la CTP de anchoíta y se establecen condiciones para su pesca.
Desde el año 2005 en adelante se establecieron vedas estacionales de merluza, CTP de corvina y pescadilla y apertura y cierre de pesca de calamar en forma regular por lo que no repetiremos esas resoluciones anuales.

En 2005 se cierra en forma anticipada la pesca de corvina al alcanzarse la CTP. También se establece un área de veda de juveniles de pescadilla en verano sobre el sector norte de la costa uruguaya.

En 2006 se forma un grupo de trabajo Multidisciplinario para que analice y eleve recomendaciones sobre la pesquería de corvina analizando aspectos biológicos pesqueros y económicos.

Veda transitoria de corvina 2006. Se establece el cierre anticipado de la pesquería de corvina en noviembre por haberse llegado a la CTP establecida.

Resolución conjunta para establecer medidas de manejo de pesca costera 2007.

Veda de cartilaginosos 2007.

Año 2008 nuevamente se produce el cierre anticipado de la pesquería de corvina. Se solicita a la Secretaría Técnica analizar mecanismos de predicción que permitan llegar a tiempo para no sobrepasar la CTP establecida.

Año 2009 se establece un área de restricción de esfuerzo para la protección de condrictios y se establecen mecanismos de buenas prácticas para su pesca.

Año 2009 se establece CTP de besugo.

Cierre anticipado de pesca de corvina en 2009.

Año 2010 Cierre anticipado de pesca de corvina,

Prorroga de cierre de pesca de calamar 2010.

Veda de cartilaginosos 2011

Veda de cartilaginosos 2012

Veda de cartilaginosos 2013

Veda de cartilaginosos 2014.

Veda de cartilaginosos 2015

Establecimiento de CTP de corvina, pescadilla y besugo 2016

Declaración de que la especie merluza *Merluccius hubbsi*, se encuentra en estado de riesgo biológico, y se fija la CTP en 50.000 toneladas anuales por Res.7/11.

Se establecen las CTP de corvina, pescadilla, rayas, gatuzo y besugo, 2011

Se establecen CTP de corvina, pescadilla, besugo, gatuzo, rayas, angelito/pez ángel 2011

Cierre de pesca corvina 2012

Cierre de pesca de pez ángel con devolución al mar 2012.

CTP de corvina, pescadilla, besugo, gatuzo, pez palo, pez ángel y rayas. Limitación pesca de cartilaginosos, 2013

Área de prohibición de pesca de cartilaginosos. 2013

CTP de corvina, pescadilla, besugo, gatuzo, pez palo, pez ángel, rayas 2014

CTP de corvina, pescadilla, besugo, gatuzo, pez palo, pez ángel 2014

Rayas costeras y de altura, CTP de anchoíta y modificación de resolución anterior sobre esta especie. 2014.

Habilitación de una reserva de Captura a ser manejada por la Comisión en varias especies 2014.

CTP corvina, pescadilla, besugo, gatuzo, pez palo, pez ángel 2015

Rayas costeras y de altura, anchoíta.2015

Área de veda cartilaginosos. 2015

Habilitación de una reserva de captura a ser manejada por la Comisión en varias especies 2015.

CTP corvina, pescadilla, besugo, gatuzo, pez palo, pez ángel 2016.

Rayas costeras y de altura, anchoíta 2016.

Postergación de uso obligatorio de VMS a buques menores 2016.

Reasignación del cupo de corvina 2016.

Conclusiones

La CTMFM trató, en primer lugar de interpretar en forma conjunta sus obligaciones de acuerdo con el Tratado fundamentalmente en lo relativo a los Artículos 74, 79, 80 y 82. Para encarar los mismos, se procedió a la contratación de un consultor externo que diera líneas a seguir para alcanzar sus cometidos.

Organizó Subcomisiones específicas tales como Recursos Vivos, Contaminación, Asuntos Jurídicos y también grupos de trabajo para que asesoraran a estas Subcomisiones en temas concretos. En los primeros años solamente se logró acuerdo sobre la definición de riqueza ictícola Res 4/80 y la Resolución 3/79 sobre la captura máxima de merluza. Con los planteamientos sobre corvina se entendió que había recursos compartidos con la CARP y que debían tratarse en forma conjunta.

Como consecuencia de esto se comprendió la necesidad de la realización de investigaciones conjuntas que incluyeran en primer lugar campañas en las que participaran los buques de ambos países a los efectos de medir el poder de pesca y de esa forma poder comparar los resultados obtenidos. La primera campaña se llevó a cabo en 1984 entre los BIP Eduardo Holmberg y el B/I Cruz del Sur.

La creación del Grupo de Trabajo Director facilitó y acercó a los científicos de las partes, logrando resultados como la realización de Simposios, estandarización de las metodologías de trabajo, publicación de la revista Frente Marítimo y recibir asesoramiento científico sobre temas de interés de la CTMFM.

Es de destacar la dificultad de muchos de entender los resultados de algunas metodologías de evaluación de recursos empleadas, como por ejemplo, la sobrevaloración de los resultados del método del área barrida. Esto retrasó a que se arribara a soluciones consensuadas.

La Comisión enfocó la actividad de administración durante los primeros años sobre la CTP de merluza y los cupos de esta especie, sin encarar en forma integral la consideración del total de los recursos. No se comprendió que primero es necesario el establecimiento de una base científica consensuada sobre las metodologías que se deben emplear para aplicar medidas de manejo en todas las pesquerías. Un ejemplo claro de lo anterior es que recién a partir de los últimos 15 años se tiene una base estadística común, y un listado de buques pesqueros que pueden operar en la zona, así como consenso sobre los métodos de evaluación más convenientes de aplicar en cada situación requerida.

A partir del año 2005 la Comisión comienza a apoyar los grupos de trabajo cuyo esfuerzo es el que permite alcanzar resultados concretos en los años subsiguientes.

En la actualidad se puede afirmar que la Comisión ha alcanzado el funcionamiento de una Comisión de Pesca, si bien no lo hizo de acuerdo con lo establecido en el Tratado fundamentalmente el Art.74, pero sí de acuerdo con el Art.82.

Análisis de lo actuado por la Comisión por períodos de años extensos

Años 1977 – 1990

Resolución 3/79 Fijación captura máxima de merluza.

Resolución 4/80 sobre definición de riqueza ictícola.

Reunión conjunta de científicos y CTMFM –CARP para tratar situación del recurso corvina año 1983.

Se realizó campaña de estandarización de poder de pesca de buques de investigación año 1984.

Inicio de los Simposios Científicos año 1984.

Publicación de la revista FRENTE MARÍTIMO 1985.

Lista común de especies del área del Tratado 1989.

Experiencia de Selectividad de merluza 1989.

Tamaño mínimo de malla en el copo de merluza y edad de primera madurez de merluza1990.

Años 1991 – 2000

Grupos de Trabajo sobre Cólera y sobre Mareas Rojas.

Interrupción por varios meses de la actividad por desacuerdo sobre corvina.

Establecimiento de áreas de veda de merluza estacionales de protección de juveniles. Las áreas se trazaban siguiendo una metodología acordada previamente, a través de campañas de investigación a partir del año 1992.

A partir de 1996 con una nueva integración la Comisión comienza a actuar con más eficiencia y se logran acuerdos sobre CTP de corvina.

Temporada de pesca de calamar, reglamentaciones sobre pesca costera, tamaños mínimos de corvina y pescadilla.

Este período es un ejemplo de la importancia de la composición de las delegaciones con mayor número de delegados afines al sector pesquero.

En la actualidad se puede afirmar que la Comisión ha alcanzado el funcionamiento de una Comisión de Pesca, si bien no lo hizo de acuerdo con lo establecido en el Art. 74, pero si en gran parte con el Art. 82.

Solamente 4 especies tienen una CTP establecida por criterios científicos y resultado de la aplicación de modelos de avaluación. Las otras especies que tienen capturas establecidas si bien tienen un esfuerzo científico importante la CTP está fijada con la aplicación del criterio de precaución.

Cabe destacar que la mejora de los resultados se logró cuando se trató de llegar a soluciones de consenso, en cambio otras medidas que fueron establecidas anteriormente de otra forma, no se alcanzaron a cumplir totalmente como es el caso del VMS y tampoco el empleo de un parte de pesca compatible.

Hubo medidas de control que no alcanzaron plenamente sus objetivos por carecerse en el momento de puesta en funcionamiento de mecanismos de corroboración como es el caso de las vedas de merluza, cuando no había VMS.

Años 2000 – 2016

A partir del año 2000 comienza una mejora del funcionamiento de los Grupos de Trabajo , y comienzan fundamentalmente a partir del año 2005 a alcanzarse acuerdos y consensos que permiten que la Comisión establezca medidas de manejo modernas tomadas sobre bases científicas y que el número de especies reguladas sea mayor, tanto con el establecimiento de capturas permisibles anuales, así como diversas medidas como vedas preventivas, cierre anticipado de la pesca por alcanzarse la captura establecida, intercambio de información de VMS de las flotas, estadísticas pesqueras actualizadas y continuas, etc.

La gestión de los Grupos de Trabajo Científicos en los últimos 12 a 14 años ha sido excelente y fue lo que permitió la mejora de la tarea de la Comisión, fundamentalmente debido al buen entendimiento de cómo se podían alcanzar los objetivos de manejo.

Listado de especies con medidas de regulación

- Merluza (*Merluccius hubbsi*)
- Corvina (*Micropogonias furnieri*)
- Pescadilla (*Cynoscion guatucupa*)
- Besugo (*Pagrus pagrus*)
- Pez palo (*Percophis brasiliensis*)
- Meros (*Acantisthius spp.*)
- Lenguados (*Paralichthys spp.*)
- Anchoíta (*Engraulis anchoita*)
- Gatuso (*Mustelus schmitti*)
- Rayas (Rajidae)
- Calamar (*Illex argentinus*)
- Pez ángel/angelito (*Squatina guggenheim*)

Tabla 1. Número de Resoluciones de la CTMFM en pesca y contaminación.

Año	Res.		Año	Res.		Año	Res.
1979	2		1992	5		2005	8
1980	3		1993	4		2006	12
1981	0		1994	6		2007	13
1982	2		1995	3		2008	8
1983	0		1996	8		2009	15
1984	2		1997	8		2010	11
1985	0		1998	9		2011	13
1986	0		1999	7		2012	18
1987	0		2000	9		2013	19
1988	0		2001	13		2014	22
1989	1		2003	14		2015	22
1990	0		2003	8		2016	19
1991	1		2004	10		2017	13

Bibliografía

Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo 1998. Documentos Básicos.

Cousseau , M.B. , H. Nion , M.A. Denegri y S. Olivera.1998 . Lista de Peces de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya .Frente Marítimo Vol.17, Anexo. 123-151.

González- Lapeyre, E. 1992. Los Límites de la República Oriental del Uruguay, Ediciones Jurídicas Amalio M. Fernández.

Lorenzo, M.I., C. Carozza y C. Ruarte 2013. Diagnóstico del estado de explotación de los recursos corvina y pescadilla en el área del Tratado. Evaluación y recomendaciones de manejo para el año 2011. Frente Marítimo, Vol. 23:177-196.

Nion, H, 2010. La pesquería costera en el área del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo . Frente Marítimo, Vol. 21: 7 -14

Nion, H. 2010. Medidas adoptadas por la CTMFM para el manejo de la pesquería costera en el área del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo. Frente Marítimo, Vol.21: 175-180.

Nion, H. y G. Arena 1992. Criterios para un Equitativo Reparto de los Recursos Pesqueros Compartidos. INAPE Informe Técnico Nº41.

Rey, M. , S. Bezzi , G. Verazay y J. Oribe Stemmer 1996. Áreas de veda para la protección de los juveniles de merluza (*Merluccius hubbsi*) en la Zona Común de Pesca hasta diciembre de 1993. FRENTE MARÍTIMO Vol. 16. Sec.A 7-27.

Verazay , G.,G. Arena, M . Simonazzi, W. Ubal, H. Cordo, H. Nion, D. Hernández y M. Rey 1992. Selectividad de merluza (*Merluccius hubbsi)* en la Zona Común de Pesca. CTMFM, Montevideo,Uruguay. Serie Circulares. Circular Nº3, 14-25.

Edad y crecimiento diario de larvas de *Merluccius hubbsi*. Comparación entre las unidades de manejo norte y sur.

Daniel R. Brown[1], Paola Betti[1], Graciela Molinari[1] y Patricia Martos[1,2]

[1]*Inidep (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero);*
[2]*Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Mar del Plata (UNMdP);*
dbrown@inidep.edu.ar;

RESUMEN: Se determinaron las edades, tasas de crecimiento diario y fechas de eclosión de larvas de *Merluccius hubbsi* capturadas en las áreas de cría de los efectivos norte y sur de esta especie. Las larvas del efectivo sur fueron colectadas en enero/febrero de 2011 y las del efectivo norte en mayo de 2012. Se contaron y midieron los espesores de los incrementos diarios en los otolitos *sagittae*. Las distribuciones de tallas de las larvas capturadas en ambas campañas fueron similares, extendiéndose desde 3 a 25 mm de longitud estándar; encontrándose las modas a los 6-7 mm en ambos grupos. No se detectaron diferencias significativas en el crecimiento larval de ambos grupos por lo que se representó el crecimiento mediante un modelo único de Laird-Gompertz: LS(t)=2,011exp(2,877(1-exp(-0,022t))). Las fechas de eclosión de las larvas determinadas por retrocálculo se extendieron desde el 20 de noviembre hasta el 31 de enero para los ejemplares provenientes del efectivo sur y desde el 20 de marzo al 20 de mayo para los del efectivo norte. La similitud del crecimiento larval entre ambos grupos podría deberse a la ausencia de diferencias oceanográficas importantes entre ambos sectores y a la presencia de regiones frontales, en las que el alimento no sería un factor limitante.

Palabras claves: merluza, crecimiento, edad, larvas

SUMMARY: Age and daily growth of *Merluccius hubbsi* larvae. Comparison between northern and southern stocks. Ages, daily growth rates and hatching dates of *Merluccius hubbsi* larvae caught at nursery grounds of both the northern and southern *stocks* were determined. Larvae of the southern *stock* were collected in January/February 2011 and those of the northern stock were collected in May 2012. We counted and measured the widths of daily increments in *sagittae* otoliths. The larval size distributions from both cruises were similar ranging from 3 to 25 mm standard length, with modal values around 6-7 mm in both groups. No significant differences were detected in the larval growth between both groups and therefore a unique Laird-Gompertz growth model was fitted: LS(t)=2,011exp(2,877(1-exp(-0,022t))). Larval hatching dates determined by back-calculation extended from November 20 to January 31 for and from 20 March to 20 May for specimens from the southern and northern *stocks*, respectively. The similarity of larval growth between both groups may be related to the absence of important oceanographic differences between the two sectors and to the presence of frontal regions, in which food would not be a limiting factor.

Key words: hake, growth, age, larvae

Introducción

La merluza común (*Merluccius hubbsi*) es la especie demersal más abundante del Océano Atlántico Sudoccidental. Habita desde Cabo Frío en Brasil (22ºS) hasta el sur de Argentina (55ºS), en profundidades de 50 a 500 m (Cousseau y Perrotta, 2000). Representa el recurso pesquero argentino más importante, con volúmenes de captura de 240124 t en 2016 (SAGyP, 2017). A los fines de la administración pesquera, se reconocen dos unidades de manejo sobre la plataforma continental argentina, una al norte y otra al sur de 41ºS. Debido a su importancia ecológica y pesquera, en los últimos años ha aumentado el interés en la determinación de algunos parámetros vitales, como el crecimiento larval.

El conocimiento de los mecanismos que operan durante las etapas de huevos y larvas de peces es importante para entender la variabilidad interanual en el reclutamiento (Houde, 1987). La depredación y la inanición son las principales causas de mortalidad durante la fase larval (Bailey y Houde, 1989). A medida que las larvas crecen son menos vulnerables a la mortalidad por depredación, por lo tanto un crecimiento acelerado favorece la supervivencia larval al disminuir el tiempo de permanencia de los estadios iniciales (Legget y Deblois, 1994; Houde, 2008). Campana (1996) detectó que pequeñas variaciones interanuales del crecimiento diario de larvas de bacalao (*Gadus morhua*) podrían haber sido la causa de la variabilidad del reclutamiento anual de dicha especie. Betti *et al.* (2014) encontraron variaciones interanuales en el crecimiento de larvas de merluza capturadas en el litoral patagónico, entre dos estaciones reproductivas.

En la plataforma argentina existen numerosos sistemas frontales que constituyen áreas de discontinuidad de densidad caracterizadas por la agregación de partículas, elevada producción primaria y altas concentraciones de organismos del nivel trófico superior. Estos frentes favorecen la alimentación y reproducción de especies de importancia ecológica y comercial como el calamar *Illex argentinus*, la anchoita *Engraulis anchoita*, la caballa *Scomber japonicus* y la merluza común *Merluccius hubbsi* (Marrari *et al.*, 2013). En la plataforma bonaerense (al sur de 37°S), se establece el Frente de Plataforma Media (FPM) cerca de la isobata de 50 m, que separa las aguas costeras verticalmente homogéneas de aguas estratificadas de la plataforma media (Martos y Piccolo, 1988; Lucas *et al.*, 2005; Martos *et al.,* 2005). Este frente es más débil en la superficie y presenta gradientes mayores en profundidad (Auad y Martos, 2012; Marrari *et al.*, 2013). En la plataforma Patagónica, durante la primavera-verano se puede observar un sistema frontal de marea que se extiende con dirección NE-SW desde Península de Valdés (42°30´S) a lo largo de la costa Patagónica hasta 45°30'S (Sabatini y Martos, 2002) y cuya formación está controlada principalmente por la estratificación térmica, y la disipación energética de las mareas características de la zona (Simpson y Bowers, 1981; Glorioso, 1987; Glorioso y Flather, 1995; Sabatini y Martos 2002).

En este trabajo se determina el crecimiento diario de larvas de merluza provenientes de los efectivos norte y sur de 41ºS, analizándose por primera vez las diferencias de crecimiento en larvas iniciales entre ejemplares de ambos ecosistemas.

Materiales y Métodos

Las larvas de merluza se capturaron durante dos campañas de investigación realizadas a bordo de los buques del INIDEP Capitán Oca Balda y Eduardo L. Holmberg (Tabla 1, Figura 1).
Se colectaron 167 larvas de merluza provenientes de las 69 muestras de ictioplancton. El muestreo se realizó con una red bongo de 60 cm de diámetro de boca. El muestreador se operó en forma oblicua integrando la columna de agua desde las proximidades del fondo hasta la superficie. La red estaba equipada con un sensor de profundidad SCANMAR y un flujómetro en la boca para el cálculo del volumen filtrado. Las larvas de merluza se identificaron y se separaron a bordo, preservándose en nitrógeno líquido (-80 ºC).

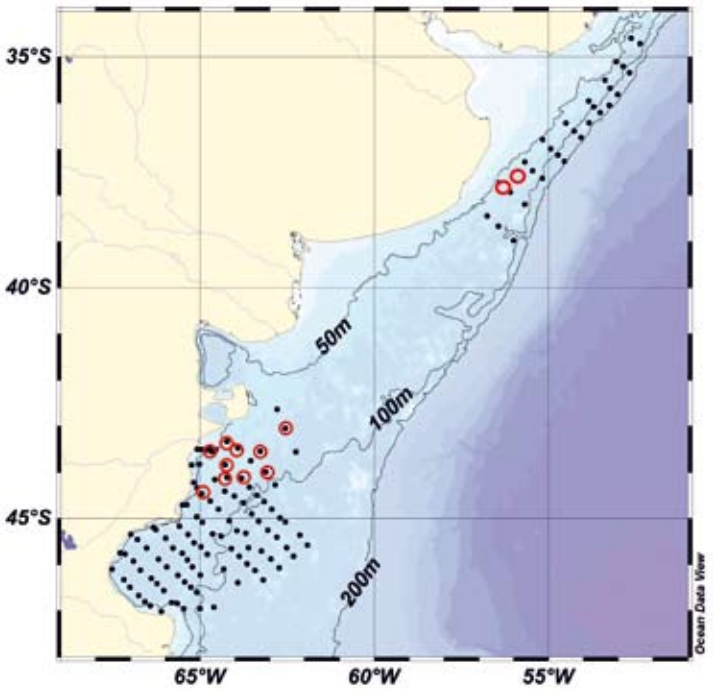


Figura 1. Distribución de las estaciones de las campañas Norte y Sur. Puntos negros: estaciones de CTD de las campañas; Círculos rojos: estaciones donde se capturaron las larvas de merluza utilizadas en este estudio.

Tabla 1. Datos de los muestreos realizados en las campañas Norte y Sur.

Campaña	Fecha	Nº muestras	Nº larvas	Rango de tallas
EH-04/12 (Norte)	16/05/12 al 02/06/12	35	79	3,60-19,80 mm
OB-01/11 (Sur)	17/01/11 al 09/02/11	34	88	3,80-25,15 mm

Se muestreó la columna de agua con un perfilador CTD Sea Bird 25 (Sur) y Sea Bird 19 (Norte) para obtener los datos de temperatura y salinidad, procesados mediante la aplicación Sea Bird data Processing, realizando los controles de calidad según Baldoni *et al.* (2008). Con los registros de todas las

estaciones de CTD de ambas campañas se construyeron distribuciones horizontales de temperatura y salinidad en el fondo, y dos secciones verticales transversales a la batimetría (una en cada área de muestreo). Para la construcción de las distribuciones horizontales y secciones verticales se utilizó el total de las estaciones de CTD de cada campaña. Se generó un diagrama TS utilizando sólo los perfiles de las estaciones asociadas a los lances con muestreo larval (10 estaciones). En el sector bonaerense, las estaciones con presencia de larvas no contaban con perfiles de CTD; por lo que se consideraron los 4 perfiles más cercanos a dichas estaciones. Para la realización de estos gráficos se utilizó el programa ODV (Schlitzer, R., Ocean Data View, http://odv.awi.de, 2016). En cada una de las estaciones correspondientes a las secciones verticales se obtuvo un valor de estratificación de la columna de agua, utilizando el parámetro de estabilidad Φ (Simpson, 1981). Se consideró el valor de estratificación Φ = 40 J/m^3 (Martos y Sánchez, 1997) como indicativo de la posición del frente.

Procesamiento del material biológico

Se midieron las longitudes estándar de las larvas (LS) con una precisión de 0,1 mm, se cortaron las cabezas y se disolvieron los tejidos de las mismas en una solución concentrada de hipoclorito de sodio (lavandina doméstica). Luego se extrajeron los otolitos que se montaron en un medio transparente según la metodología propuesta por Brown *et al.* (2011). Cuando el medio de montaje estuvo completamente seco (48 hs) se contaron los incrementos diarios en cada otolito bajo un microscopio óptico (400 – 1000X) y se midieron en micrones los espesores de dichos incrementos con un software de procesamiento digital de imágenes (Programa Kontron).

Procesamiento de los datos

Se determinaron las fechas de eclosión de las larvas de merluza por substracción a la fecha de captura del número de incrementos diarios registrados en los otolitos. Las fechas de eclosión de las larvas se agruparon en intervalos de diez días (principio, mediado y fin de mes) para facilitar la interpretación de los nacimientos.

Se ajustó un modelo de Laird-Gompertz a los datos largo-edad de las larvas de cada efectivo: LS = Lo exp {G [1 - exp$^{(-\alpha t)}$]}. Se consideró la talla media de depósito del primer incremento diario (Lo) como 2,011 mm LS (Brown *et al.*, 2002). Los parámetros G y α se estimaron por el métodos de máxima verisimilitud y sus diferencias estadísticas se analizaron mediante la prueba de igualdad de coeficientes (Di Marco, 2004). Las coordenadas del punto de inflexión (Pi) del modelo se calcularon según las fórmulas propuestas por Zweiffel y Lasker (1976). Las tasas de crecimiento diario se determinaron derivando la ecuación de Laird-Gompertz (Sánchez, 1999).

Además, las tasas de crecimiento diario se determinaron como promedios de diferencias entre dos tallas retrocalculadas consecutivas para cada individuo, LS_j (i+1), LS_j (i):

$$\sum_{j=1}^{n} \frac{LSj(i+1) - LSj(i)}{n}$$

donde: *n* = número de ejemplares a una edad i; LS_j (i) = LS retrocalculado para un individuo *j* a edad *i*. También se analizó la relación LS-radio del otolito (OR), ajustando una función potencial a los datos de cada campaña: LS = *a* OR^b. Los parámetros *a* y *b*, son constantes de la regresión.

Resultados

Análisis de temperatura y salinidad

Los registros termohalinos de las estaciones asociadas a los lances con muestreo larval pertenecieron al rango establecido para el agua de plataforma de origen subantártico, transportada hacia el norte por la corriente Patagónica (Guerrero y Piola, 1997; Moller *et al.* 2008). Los de la campaña Sur mostraron un mínimo relativo de salinidad resultante del aporte de aguas diluidas por escurrimiento continental (Tabla 2. Figura 2). Los valores termohalinos de la campaña Norte resultaron mayores en salinidad y menores en temperatura indicando la presencia de agua costera con alta salinidad proveniente de El Rincón (Tabla 2. Figura 2).

Tabla 2. Rangos y promedios termohalinos para las estaciones CTD de donde se obtuvieron las larvas analizadas.

	Promedio	Desv.Estándar	Mínimo	Máximo
		Norte		
Salinidad	33,724	0,179	33,516	34,139
Temperatura [°C]	12,60	2,18	7,99	15,26
Presión [db]			1	77
		Sur		
Salinidad	33,439	0,080	33,331	33,674
Temperatura [°C]	13,99	3,13	8,96	18,32
Presión [db]			1	78

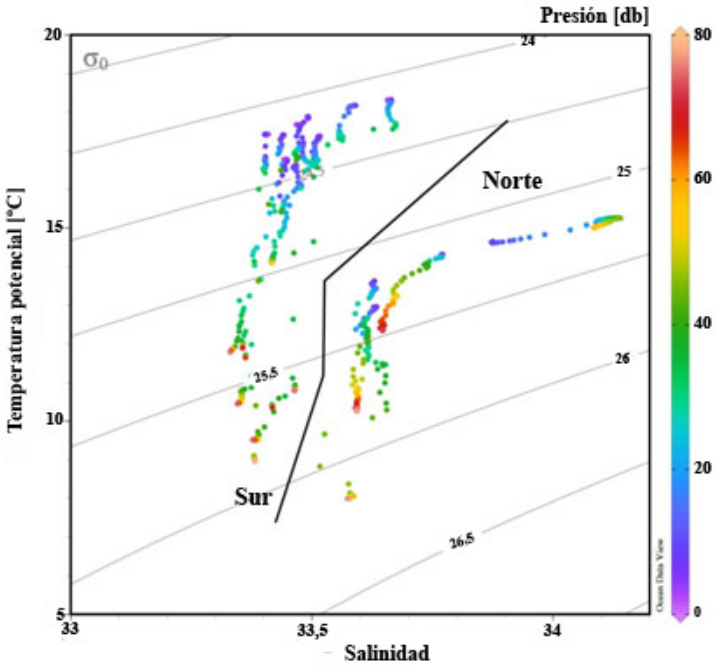


Figura 2. Diagrama TS de las estaciones de las campañas Sur y Norte de donde provinieron las larvas.

Las distribuciones horizontales termohalinas de fondo de la campaña Norte mostraron al sur de los 37°S una zona de salinidad relativamente baja (Figura 3 B) y de gradiente de temperatura intenso sobre la isobata de 80 m, con isotermas alineadas con la batimetría (Figura 3 A). Las de la campaña Sur mostraron la salinidad de fondo relativamente homogénea (Figura 3 D), y gradientes máximos de temperatura próximos a la costa, especialmente al norte del Golfo de San Jorge (Figura 3 C). Ambas distribuciones de salinidad sugieren el ingreso de aguas de baja salinidad desde el sur y hasta 37,5°S. Las dos zonas de gradiente indican la posición de los frentes mencionados en la descripción de estas regiones.

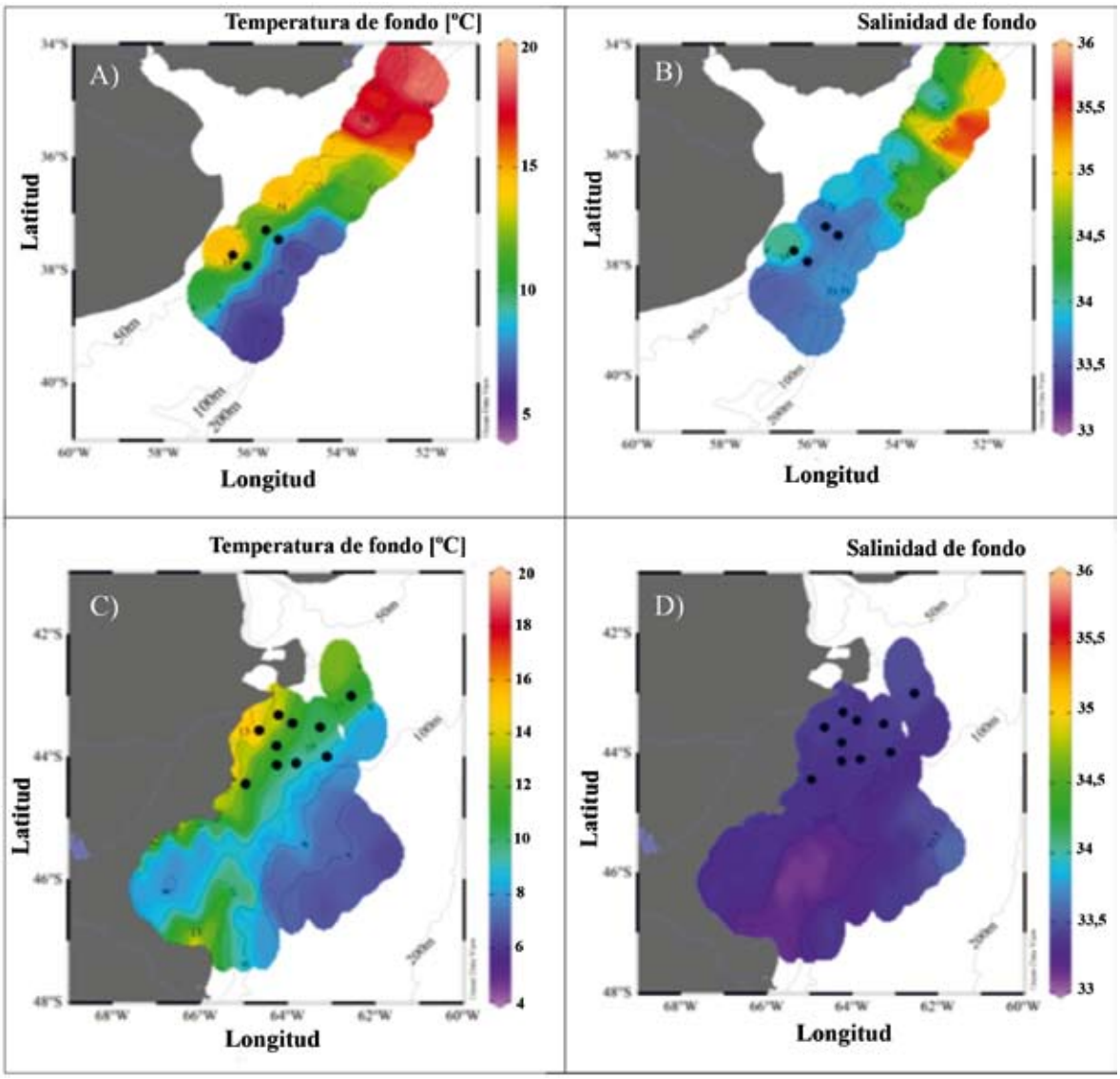


Figura 3. Distribución horizontal de temperatura (izquierda) y salinidad (derecha) en el fondo. Campaña Norte (otoño): A y B; campaña Sur (verano): C y D. Los puntos negros indican la posición de las estaciones CTD de donde provinieron las larvas.

En la sección vertical de temperatura correspondiente a la campaña Norte (Figura 4 A), se observó un área costera homogénea, y un área más profunda con marcada estratificación vertical que presentó una termoclina entre 10 y 45 m de profundidad. Los valores de estratificación, indicados en el eje superior, indican la posición media del frente con valores de Φ entre 9 y 78 J/m^3, separando aguas homogéneas de estratificadas. La sección de salinidad, presentó una región costera levemente estratificada con alta salinidad (Figura 4 B), correspondiéndose con la máxima temperatura del perfil, indicando la presencia de aguas provenientes de El Rincón. Hacia mayores profundidades se observó un mínimo relativo de salinidad sobre la plataforma media y un aumento hacia aguas profundas.

El perfil de temperatura del área nor-patagónica (Figura 5 A), indicó la existencia del sistema frontal conocido para esta región, con una región costera levemente estratificada (Φ < 20 J/m^3), separada de una región estratificada en dos capas, por encima y por debajo de la termoclina (Φ > 96 J/m^3). La separación entre ambas regiones mostró la existencia de una zona frontal, la cual tuvo su señal más importante en el fondo sobre la isobata de 50 m aproximadamente. La termoclina se encontró a una profundidad de 30 m, profundizándose en forma escalonada. En el perfil de salinidad se observó una leve estratificación (Figura 5 B), presentándose los valores más bajos en la capa de fondo, mientras los valores máximos ocurrieron en el área costera y en la capa de superficie.

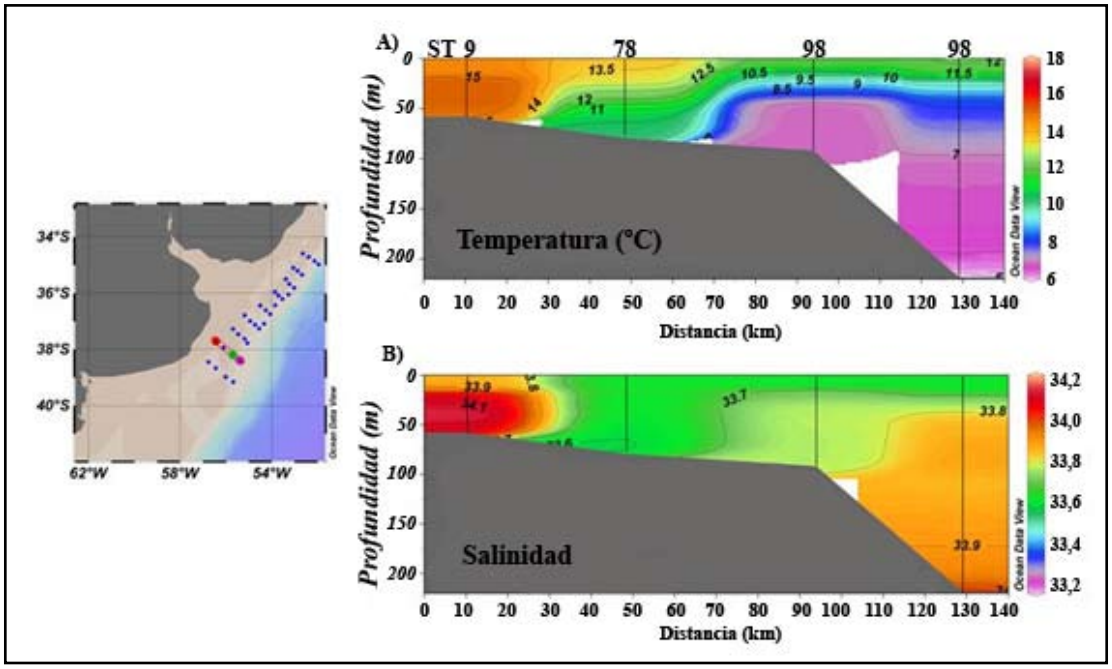


Figura 4. Perfil vertical de temperatura (A) y salinidad (B) de la sección de la campaña Norte.

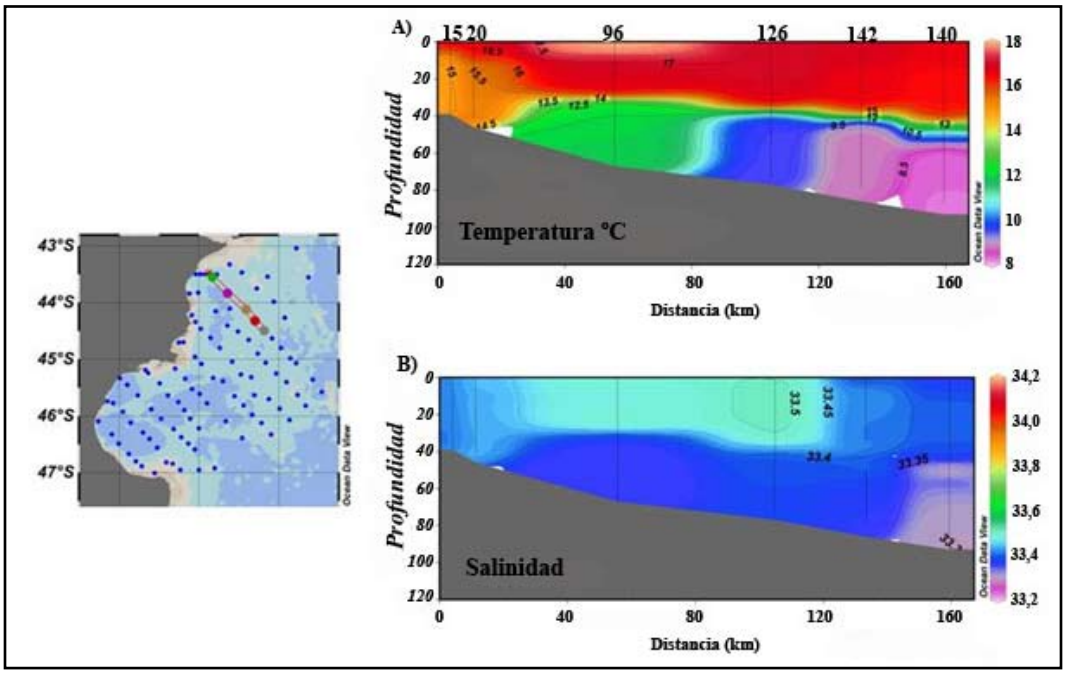


Figura 5. Perfil vertical de temperatura (A) y salinidad (B) de la sección de la campaña Sur.

Edad y crecimiento diario

Las distribuciones de tallas de las larvas capturadas fueron similares, extendiéndose desde 3 a 25 mm en el Sur, y entre 3 y 19 mm en el Norte. Las modas se observaron a los 6-7 mm en ambos grupos (Figura 6).

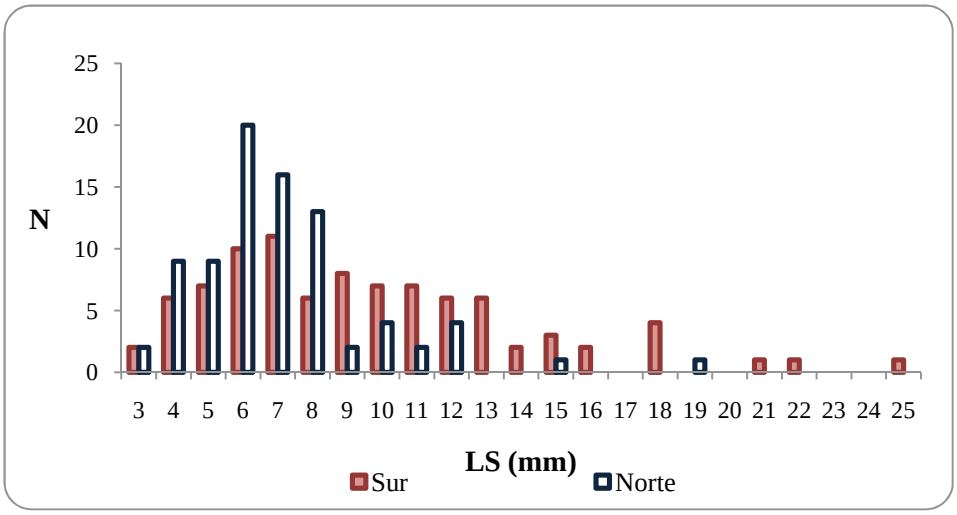


Figura 6. Distribución de tallas de los ejemplares correspondientes a las campañas Sur y Norte.

Las fechas de eclosión se extendieron desde el 20 de noviembre hasta el 31 de enero para los ejemplares provenientes del efectivo sur y desde el 20 de marzo al 20 de mayo en los provenientes del efectivo norte (Figura 7). Los modelos de Laird-Gompertz ajustados a los datos de largo-edad de las larvas de merluza de ambos efectivos fueron:

LS =2,011 exp {2,935 [1 – exp (-0,021 t)]}; para campaña Sur

LS =2,011 exp {2,877 [1 – exp (-0,022 t)]}; para campaña Norte.

Como dichos modelos no fueron significativamente distintos (prueba de igualdad de coeficientes, p = 0,88), las constantes G y α se ajustaron a un único modelo de Laird-Gompertz (Tabla 3, Figura 8 A). También se representan las tasas de crecimiento derivadas del modelo teórico (Figura 8 B).

Tal como se observa en la Tabla 3 los puntos de inflexión fueron también similares.

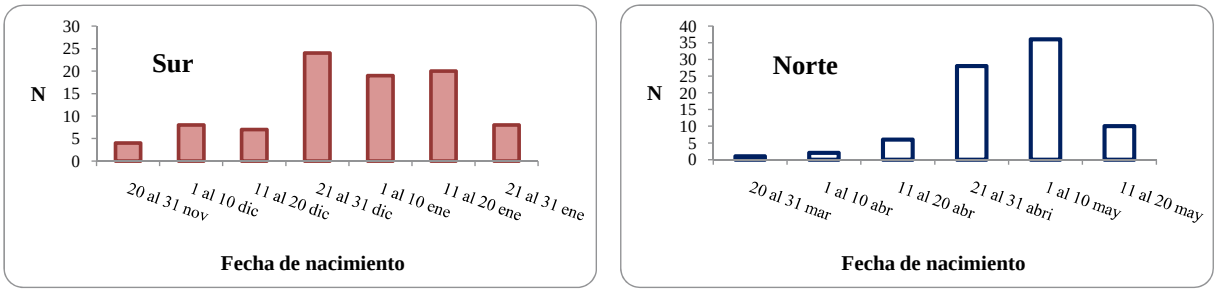


Figura 7. Fechas de eclosión de las larvas capturadas en las campañas Sur y Norte.

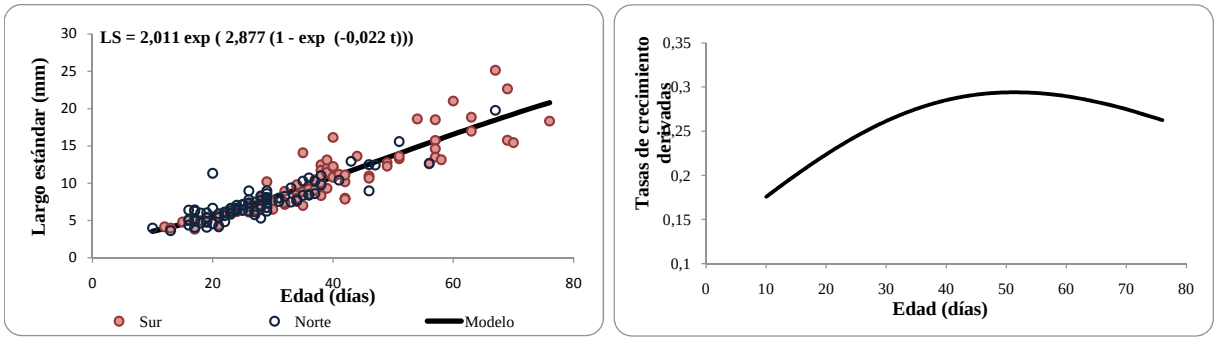


Figura 8. Datos largo-edad de las larvas de merluza capturadas en las campañas Sur y Norte, y modelo de Laird-Gompertz ajustado a los datos de ambos años (A). Tasas de crecimiento derivadas del modelo teórico (B).

Tabla 3. Constantes y puntos de inflexión correspondientes a los modelos de Laird-Gompertz ajustados a los datos de Norte, Sur y totales (modelo final). Las coordenadas de los puntos de inflexión (Pi) están expresadas en (días; mm).

	G	IC 95% (G)	*α*	IC 95% (α)	P_i (t_i; L_i)
Norte	2,877	(2,496; 3,257)	0,021	(0,017; 0,026)	(49; 13,136)
Sur	2,935	(2,603; 3,268)	0,021	(0,017; 0,025)	(51; 13,929)
Total	2,941	(2,710; 3,172)	0,021	(0,018;0,024)	(51; 14,011)

Los espesores de los incrementos, que reflejan el crecimiento diario de los otolitos en micrones día^{-1}, mostraron una tendencia positiva con respecto a la edad y evidenciaron un alto grado de superposición de los dos grupos. La variabilidad se incrementó en las edades mayores (Figura 9).

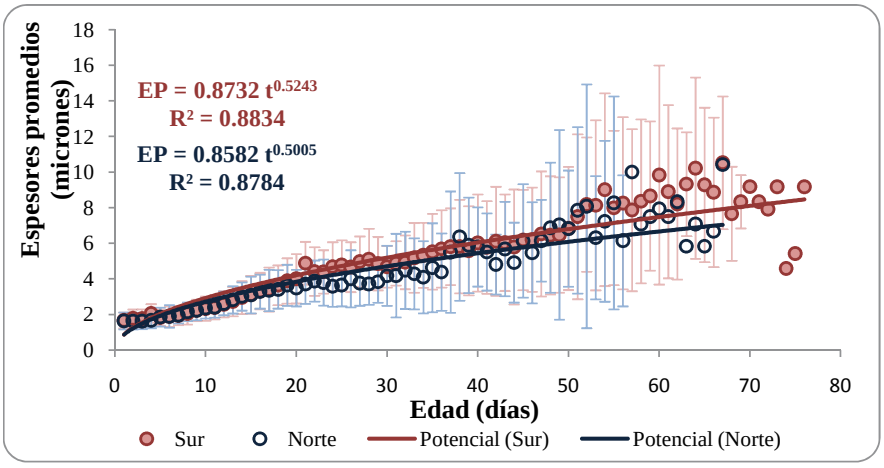


Figura 9. Espesores promedios de los incrementos por edad correspondientes a las larvas capturadas en las campañas Sur y Norte.

Las pendientes de las relaciones potenciales linealizadas ajustadas a los espesores de los incrementos de los otolitos con respecto a la edad, no resultaron significativamente distintas entre larvas de ambos efectivos (ANCOVA, p >0,1). También resultaron iguales las relaciones entre el largo estándar y el radio del otolito (ANCOVA, p > 0,23) (Figura 10).

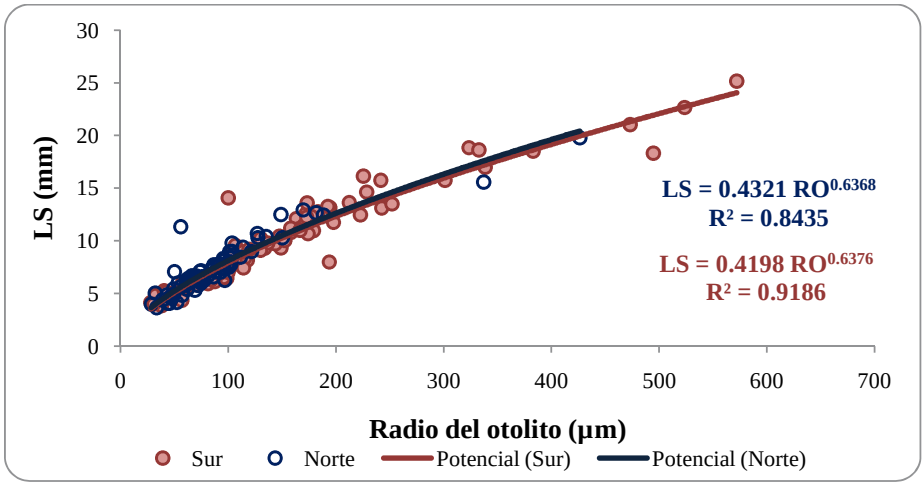


Figura 10. Relaciones entre el largo estándar y el radio del otolito de las larvas de merluza capturadas en las campañas Sur y Norte.

Los valores promedios de crecimiento diario fueron 0,20 ± 0,07 mm día^{-1} para las larvas capturadas en el efectivo norte y 0,22 ± 0,09 mm día^{-1} para las del efectivo sur. Dichos valores no mostraron una tendencia positiva al graficarlas con respecto a la edad, observándose una alta variabilidad y un alto grado de superposición de los datos de ambos efectivos. A los fines comparativos se graficaron las tasas de crecimiento obtenidas por retrocálculo y los valores de crecimiento diario obtenidos a partir

de la derivada del modelo de Laird-Gompertz (Figura 11), observándose una tendencia similar en ambos casos. Hasta los 25 días aproximadamente, los valores derivados del modelo teórico fueron casi idénticos a las tasas de crecimiento retrocalculadas. Después de los 25 días, las primeras se situaron por encima de las medias retrocalculadas, aunque siempre estuvieron comprendidas dentro del intervalo de variación (Figura 11).

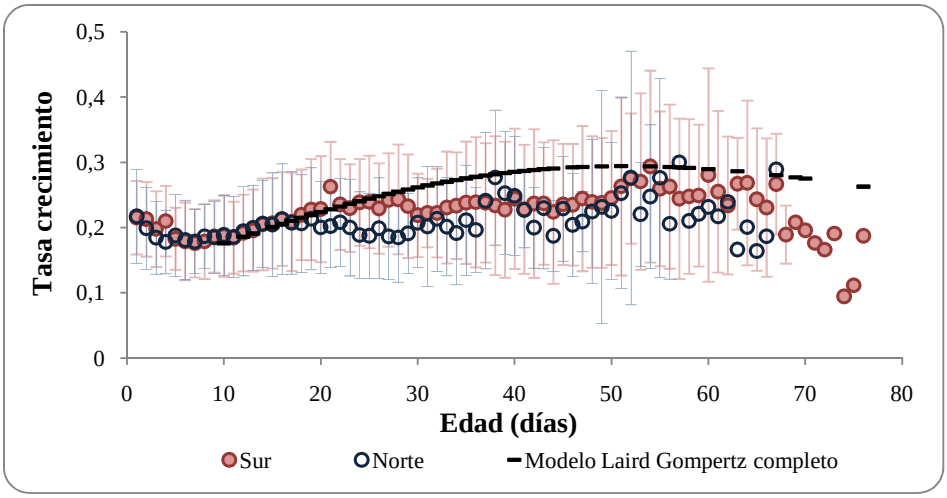


Figura 11. Relación entre las tasas de crecimiento obtenidas por retrocálculo y la edad de las larvas de merluza capturadas en las campañas Sur y Norte. Valores de crecimiento diario obtenidos a partir de la derivada del modelo de Laird-Gompertz (línea negra discontinua).

Discusión

En ambas zonas se obtuvieron larvas de rangos de tallas similares. La poca representatividad de las tallas mayores se debería a que las larvas no serían capturadas debido al arte de pesca disponible. Las larvas del norte nacieron principalmente a mediados de otoño y las del sur, a principios del verano. Las fechas de eclosión obtenidas en este trabajo para las larvas colectadas en ambas áreas de muestreo estuvieron dentro de los períodos de desove previamente registrados para cada una de las unidades de manejo (Ehrlich, 2000; Pájaro y Macchi, 2001; Santos y Renzi, 2002).

Trabajando con larvas y juveniles de merluza de tamaños mayores a 14 mm (LS) Buratti y Santos (2010), hallaron diferencias en el crecimiento de los otolitos entre el *stock* norte y sur, a partir de los 70 días de edad, lo que indicaría diferencias en el crecimiento somático entre ambos grupos a partir de dicha edad. Además, Betti *et al.* (2014) hallaron variaciones en el crecimiento diario de larvas de merluza provenientes del efectivo sur, capturadas a lo largo de dos estaciones reproductivas. Por lo tanto, podría pensarse que larvas iniciales de merluza provenientes de dos unidades de manejo distintas y que eclosionaron en distintos momentos del año, hubieran evidenciado diferencias en su crecimiento diario. Sin embargo el crecimiento de larvas pequeñas entre ambos *stocks* resultó significativamente igual en este trabajo. A pesar de que se encontraron diferencias oceanográficas por tratarse de áreas geográficas y épocas diferentes, es probable que tales efectos ambientales no sean suficientes para afectar significativamente el crecimiento larval, debido a que la merluza es una especie que habita en un amplio rango latitudinal y estaría adaptada a condiciones variables de

temperatura. La especie tolera un amplio rango térmico, entre 3 y 18ºC, con un óptimo comprendido entre 5 y 10ºC (Angelescu y Prenski, 1987). Estudios más recientes han demostrado que las temperaturas de fondo donde se registraron hembras en puesta en el norte varió entre 6 y 17°C, observándose los porcentajes más altos de hembras en puesta entre 11 y 16,7°C (Rodrigues y Macchi, 2011). En el sur las temperaturas de fondo durante las épocas reproductivas varían de 6 a 16ºC (Macchi *et al.*, 2009). Ambas regiones (norte y sur) tienen como característica común la existencia de áreas frontales, caracterizadas por la alta producción biológica y disponibilidad de alimento (Acha *et al.*, 2004).

En el área sur, Álvarez Colombo *et al.* (2011), demostraron que las larvas mayores a 4 mm evidenciaban un marcado patrón de distribución vertical, migrando hacia la termoclina durante la noche y hacia mayores profundidades durante el día, en coincidencia con el desarrollo de una vejiga natatoria funcional. La distribución de las larvas se extiende al resto de la zona de crianza al avanzar la temporada reproductiva. Las larvas de merluza (<4 mm) se concentran a la profundidad de la termoclina, que es una capa con poco movimiento, lo que ayuda a minimizar la dispersión. Esta capa concentra también a las presas de larvas de merluza (principalmente huevos y larvas de copépodos) (Álvarez Colombo *et al.*, 2011). Como las larvas de esta especie permanecen en la termoclina durante la noche, tienen acceso a altas concentraciones de presas; por lo cual, probablemente el alimento no sea un factor limitante para su crecimiento. Si bien no se han realizado estudios específicos de migraciones nictimerales de larvas en el norte y su relación con la distribución de sus presas, la existencia de un sistema frontal garantizaría la buena disponibilidad de alimento (Marrari *et al.,* 2013). La presencia de regiones frontales y el hecho de que el alimento no sea un factor limitante podría ser la causa de que no se hayan encontrado diferencias significativas en el crecimiento larval de ambos grupos.

La ausencia de variaciones en el crecimiento diario de las larvas provenientes de ambos efectivos posibilitó el ajuste de un único modelo de Laird-Gompertz a los datos largo-edad. Santos y Renzi (2006) utilizaron el modelo de Laird-Gompertz para describir el crecimiento de larvas tardías y juveniles tempranos de merluza (14 a 69 mm LT), del efectivo norte. Dichas autoras mencionan para larvas iniciales de merluza tasas de crecimiento menores a 0,30 mm día^{-1}. Por otro lado, Brown *et al.* (2004) y Betti *et al.* (2014) ajustaron modelos diferentes para describir el crecimiento de larvas de esta especie (exponencial y lineal, respectivamente), sin embargo, la ventaja de utilizar el modelo de Laird-Gompertz radica en que el mismo contempla la existencia de un punto de inflexión, el cual corresponde a la talla y edad de máxima tasa de crecimiento (51 días y 14 mm de LS). Es probable que la disminución del crecimiento diario a partir del punto de inflexión se relacione con la adquisición de hábitos bentónicos. En relación con esto, Buratti y Santos (2010) relacionaron la aparición de los primeros núcleos accesorios en los otolitos de larvas de merluza (50 días y 15-16 mm de LT) con el final de la etapa pelágica y la adquisición de hábitos demersales.

Al comparar con estudios previos, se observa que los modelos utilizados para representar el crecimiento diario durante la etapa larval resultaron distintos (Figura 12). Sin embargo, hasta los 25 días los datos largo-edad descriptos por cualquiera de los cuatro modelos fueron muy similares. Betti *et al.* (2011) detectaron que la alimentación exógena de las larvas de esta especie comienza alrededor de los 10 días de vida. Es probable que la similitud del crecimiento diario de los primeros días se deba principalmente, a cuestiones genéticas. El modelo de Laird-Gompertz ajustado en este trabajo, hasta los 50 días fue muy similar al modelo de 2009 y a partir de dicha edad resultó semejante al de 2005 (Figura 12).

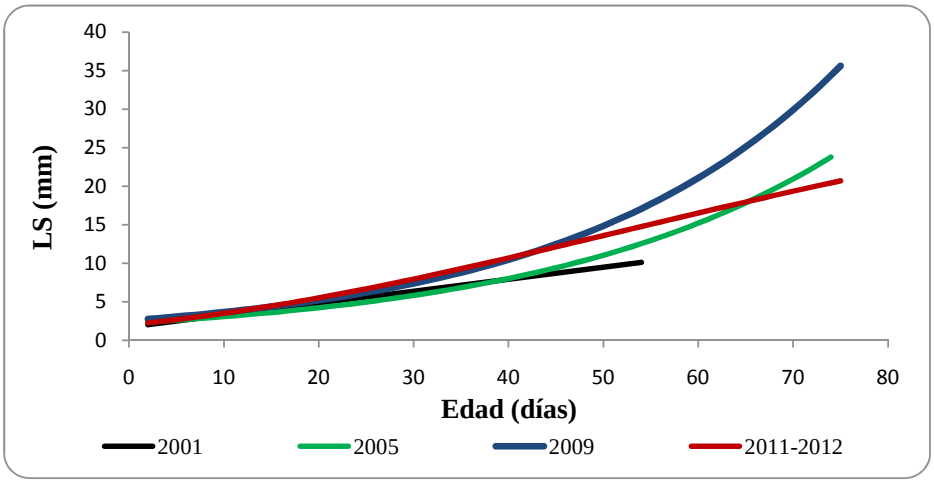


Figura 12. Modelos utilizados para representar el crecimiento diario de larvas de merluza en estudios realizados. 2001, Brown, *et al.* (2004); 2005, Brown, *et al.* (2009); 2009, Brown, *et al.* (2011); 2011-2012, presente trabajo.

Ahora bien, si no hubiese diferencias en el crecimiento de las larvas de merluza en toda la plataforma argentina, probablemente el mismo no afecte la supervivencia de las larvas y el consiguiente reclutamiento en forma directa. Sin embargo, ¿el crecimiento de las larvas de merluza del norte y sur, es siempre igual, o es una particularidad que se observó en este trabajo al provenir los ejemplares de dos zonas frontales? Las larvas del norte provinieron sólo de dos posiciones de muestreo, pero el área de desove y cría de merluza del stock norte es bastante más extensa según Machinandiarena *et al.* (2006). Por lo tanto, las larvas estarían sujetas a condiciones ambientales diferentes debido a la influencia de las corrientes de Malvinas, Brasil y la descarga del Río de la Plata. Por lo tanto, sería importante realizar nuevos estudios de crecimiento larval en los cuales la distribución de los ejemplares sea representativa del área de cría en dicho ecosistema.

Agradecimientos

Agradecemos al señor Carlos Bertelo y al Lic. Ezequiel Leonarduzzi por la recolección y fijación de las muestras, y a la Lic. Laura Machinandiarena por la lectura crítica de este manuscrito. Además, agradecemos a la Lic. Betina Santos por las detalladas correcciones realizadas a este trabajo que ayudaron a mejorarlo sustancialmente.

Bibliografía

ACHA, E.M., MIANZAN, H.W., GUERRERO, R.A., FAVERO, M., BAVA, J. 2004. Marine fronts at the continental shelves of austral South America Physical and ecological processes. J. Mar. Syst., 44: 83-105.

ÁLVAREZ-COLOMBO, G., DATO, C., MACCHI, G., PALMA, E., MACHINANDIARENA, L., CHRISTIANSEN, E., BETTI, P., MARTOS, P., CASTRO-MACHADO, F., BROWN, D., EHRLICH, M., MIANZAN, H., ACHA, E.M. 2011. Distribution and behaviour of Argentine hake larvae: evidences of a biophysical mechanism for self-recruitment at the NorthPatagonian shelf waters. Sci. Mar., 37 (4B), 633–657.

ANGELESCU, V., PRENSKI, L. 1987. Ecología trófica de la merluza común del Mar Argentino. (Merluccidae, *Merluccius hubbsi*). Parte 2. Dinámica de la alimentación, analizada sobre la base de las condiciones ambientales, la estructura y las evaluaciones de los efectivos en su área de distribución. Contrib. Inst. Nac. Invest. Des. Pesq. (Argentina), 561. 205 pp.

AUAD, G., MARTOS, P. 2012. Climate variability of the northern Argentinean shelf circulation: impact on *Engraulis anchoita*. Int. J. Ocean Clim. Syst., 3: 17–44.

BAILEY, K.M., HOUDE, E.D. 1989. Predation of eggs and larvae of marine fishes and the recruitment problem. Adv. Mar. Biol., 25, 1–67.

BALDONI, A., KRUK, M., MOLINARI, G., ARIAS, R. 2008. Base Regional de Datos Oceanográficos (BaRDO) – INIDEP. Controles de Calidad. Informe de Investigación DNI-INIDEP, Nº14, 47pp.

BETTI, P., MACHINANDIARENA, L, EHRLICH, M. 2011. Desarrollo de la boca de la merluza (*Merluccius hubbsi*) Implicancias ecológicas. Informe de Investigación DNI-INIDEP, N° 10, 32 pp.

BETTI, P., BROWN, D., TEMPERONI, B., MACHINANDIARENA, L, EHRLICH, M. 2014. Larval growth of hake (*Merluccius hubbsi*) in the Patagonian shelf: Analysis of two reproductive seasons. Fish. Res., 160: 69-76.

BROWN, D., BETTI, P., MACHINANDIARENA, L., EHRLICH, M.D. 2009. Crecimiento y mortalidad larval de *Merluccius hubbsi* en el litoral norpatagónico. Período diciembre de 2004-febrero de 2005. Informe de Investigación DNI-INIDEP, N° 33, 13 pp.

BROWN, D., BETTI, P., MACHINANDIARENA, L., EHRLICH, M., CADAVEIRA, M. 2011. Crecimiento y mortalidad larval de *Merluccius hubbsi* en el litoral norpatagónico. Período enero-abril de 2009. Inf. Invest. INIDEP Nº 06: 15 p.

BROWN, D.R., LEONARDUZI, E., MACHINANDIARENA, L. 2002. Edad, crecimiento y mortalidad de larvas de merluza (*Merluccius hubbsi*) en el litoral norpatagónico durante Enero y Febrero de 2001. Inf. Téc. INIDEP, N° 004: 17 p.

BROWN, D.R., LEONARDUZZI, E., MACHINANDIARENA, L. 2004. Age, growth and mortality of hake larvae (*Merluccius hubbsi*) in the Patagonian shelf. Sci Mar., 68 (2), 273–283.

BURATTI, C.C., SANTOS, B.A. 2010. Otolith microstructure and pelagic larval duration in two stocks of the Argentine hake *Merluccius hubbsi*. Fish. Res., 106, 2–7.

CAMPANA, S. E. 1996. Year-class strength and growth rate in young Atlantic cod *Gadus morhua*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 135: 21-26.

COUSSEAU, M.B., PERROTTA, R.G. 2000. Peces marinos de Argentina. Biología, distribución, pesca. Segunda edición. INIDEP, Mar del Plata: 167 p.

DI MARCO, E. 2004. Planilla Gompertz_EMV v: 040416. Estimación de los parámetros de la función de Laird Gompertz por el método de máxima verosimilitud. Gabinete de Biomatemática, Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Argentina. E-mail: edimarco@inidep.edu.ar.

EHRLICH, M.D. 2000. Distribución y abundancia de huevos, larvas y juveniles de merluza (*Merluccius hubbsi*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. 1996-1998. Fr. Mar., 18: 31-44.

GLORIOSO P.D. 1987. Temperature distribution related to shelf-sea fronts on the Patagonian shelf. Cont. Shelf Res., 7: 27–34.

GLORIOSO, P.D., FLATHER, R.A. 1995. A barotropic model of the currents off SE South America. J. Geophys. Res., 100 (C7): 13427–13440.

GUERRERO, R.A., PIOLA, A.R. 1997. Masas de agua en la plataforma continental. En: Boschi, E. (ed). El Mar Argentino y sus recursos pesqueros, vol 1, Mar del Plata: INIDEP, pp. 107–118.

HOUDE, E.D. 1987. Fish early life dynamics and recruitment variability. Am. Fish. Soc.Symp., 2, 17–29.

HOUDE, E. 2008. Emerging from Hjort' Shadow. J. Northw. Atl. Sci., 41, 53–70.

LEGGET, W.C., DEBLOIS, E. 1994. Recruitment in marine fishes: is it regulated by starvation and predation in the egg and larval stages?. J. Sea Res., 32,119–134.

LUCAS, A.J., GUERRERO, R.A., MIANZÁN, H.W., ACHA, M.E., LASTA, C.A. 2005. Coastal oceanographic regimes of the Northern Argentine Continental Shelf (34–43°S). Estuar. Coast Shelf Sci., 65: 405–420.

MACCHI, G.J., MARTOS, P., PÁJARO, M., DATO, C. 2009. Distribución espacial y estructura poblacional del efectivo desovante de merluza al sur de 41° s durante la temporada reproductiva 2008-2009. Caracterización oceanográfica de las áreas de puesta. Informe de Investigación DNI-INIDEP, N° 54, 19 pp.

MACHINANDIARENA, L., BROWN, D.R., EHRLICH, M.D., PÁJARO, M., DORADO, J., TESO, V. 2006. Distribución de huevos, larvas y prerreclutas de merluza (*Merluccius hubbsi*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Período 1999-2001. Rev. Invest. Desarr. Pesq., N° 18: 21-32.

MARRARI, M., SIGNORINI, S., MCCLAIN, C., PÁJARO, M., MARTOS, P., VIÑAS, M.D., HANSEN, J., DI MAURO, R., CEPEDA, G., BURATTI, C. 2013. Reproductive success of the Argentine anchovy, *Engraulis anchoíta*, in relation to environmental variability at a mid-shelf front (Southwestern Atlantic Ocean). Fish. Oceanogr., 22 (3): 247-261.

MARTOS, P., PICCOLO, M.C. 1988. Hydrography of the Argentine continental shelf between 38° and 42°S. Cont. Shelf Res., 8: 1043–1056.

MARTOS, P., SÁNCHEZ, R.P. (1997) Caracterización oceanográfica de regiones frontales en la plataforma patagónica en relación con áreas de desove y cría de anchoíta (*Engraulis anchoita*). En: Resumenes Coloquio Argentino de Oceanografía, IAPSO-IA-DO (Conicet), Bahía Blanca, Argentina, 4–5 September 1997, p 30.

MARTOS P., HANSEN, J.E., NEGRI, R.M, MADIROLAS, A. 2005. Factores Oceanográficos relacionados con la abundancia relativa de anchoíta sobre la plataforma bonaerense (34°–41°S) durante la primavera. Rev. Invest. Desarr. Pesq., N° 17: 5–33. ISSN: 0325-6375.

MOLLER, O., PIOLA, A., FREITAS, A. CAMPOS, E. 2008. The effects of river discharge and seasonal winds on the shelf off southeastern South America. Cont. Shelf Res., Vol. 28 (13): 1607-1624 pp.

PÁJARO, M., MACCHI, G.J. 2001. Distribución espacial y estimación de la talla de primera maduración del stock patagónico de merluza (*Merluccius hubbsi*) en el periodo de puesta diciembre-abril 2000-2001. Inf. Téc. INIDEP Nº 100, 14 pp.

RODRIGUES, K., MACCHI, G. 2011. Distribución de desovantes y estimación de variables reproductivas de la merluza (*Merluccius hubbsi*) en la Zona Común de Pesca argentino-uruguaya. Resultados de dos campañas de investigación realizadas por el INIDEP en mayo de 2009 y mayo-junio de 2011. Inf. Téc. INIDEP Nº 87, 15 pp.

SABATINI, M., MARTOS, P., 2002. Mesozooplankton features in a frontal area off northern Patagonia (Argentina) during spring 1995 and 1998. Sci. Mar., 66 (3) 215-232.

SAGyP. 2017. Ministerio de Agroindustria. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Desembarques 2017. http://www.agroindustria.gob.ar/site/pesca/pesca_maritima/02-desembarques/lectura.php?imp=1&tabla=especie_mes_2016.

SÁNCHEZ, R.P. 1999. Edad y crecimiento en larvas y juveniles de peces. Su determinación a partir del análisis de la microestructura de sus otolitos. En: Estudios sobre edad y crecimiento de calamares y peces. Sesión 2. Seminario Final Proyecto INIDEP – JICA: 79-84.

SANTOS, B., RENZI, M. 2002. Crecimiento en el grupo de edad 0 de la merluza argentina, *Merluccius hubbsi*, de la zona común de pesca argentino uruguaya. INIDEP Inf. Téc. Int. Nº 102, 12 pp.

SANTOS, B.A., RENZI, M.A. 2006. Growth in the 0-group of Argentine hake *Merluccius hubbsi* from the Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone. Rev. Invest. Des.Pesq. 18, 45–55.

SCHLITZER, R. 2016. Ocean Data View, http://odv.awi.de.

SIMPSON, J.H. 1981. The shelf-sea fronts: implications of their existence and behaviour. Phil. Trans. R. Soc. A, 302: 531–546.

SIMPSON, J.H., BOWERS, D. 1981. Models of stratification and frontal movement in shelf seas. Deep Sea Res., 28 A: 727–738.

ZWEIFEL, J.R., LASKER, R. 1976. Prehatch and posthatch growth of fishes-a general model. Fish. Bull., 74 (3): 609-621.

Variaciones en la abundancia de reclutas y adultos de merluza (*Merluccius hubbsi*) del efectivo norte en vinculación con los parametros oceanográficos y la biomasa reproductiva

Elena Louge, Norberto Scarlato, Daniel Hernández y Graciela Molinari

Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP),
Paseo Victoria Ocampo N°1, Escollera Norte, B7602HSA, Mar del Plata, Argentina.
elouge@inidep.edu.ar

RESUMEN: Se estudió la influencia del ambiente físico y de la biomasa reproductiva sobre los niveles de reclutamiento con el objeto de comprender las variaciones espacio-temporales de la abundancia en la población de merluza. Se analizó la temperatura, la salinidad, la profundidad y la longitud geográfica provenientes de siete campañas de investigación realizadas durante la primavera entre los años 2001 y 2012. Se asignó a cada lance de pesca un valor de temperatura y salinidad de fondo utilizando herramientas geoestadísticas y se los relacionó a través del Modelo Aditivo Generalizado. Por otro lado, se analizó la influencia de la biomasa reproductiva considerando la relación stock-recluta según el modelo de Ricker y se elaboró la curva de sobrevivencia (recluta por desovante). Las variables ambientales, en especial la temperatura de fondo, influyeron sobre la distribución espacial de los individuos en los tres grupos de talla considerados y particularmente los reclutas (edad 1) mostraron una mayor respuesta a los cambios en dichas variables. La biomasa reproductiva, aún con valores inferiores a la biomasa de referencia de 150.000 t, seguiría ejerciendo efecto sobre el reclutamiento, ya que al decrecer también lo hace el número de reclutas y se produce un aumento de la sobrevivencia.

Palabras clave: *Merluccius hubbsi*, distribución geográfica, campos de temperatura, reclutamiento, biomasa reproductiva, stock-recluta.

SUMMARY: Variations in recruitment and adult abundance of argentine hake (*Merluccius hubbsi*) from the northern stock linked to oceanographic parameters and to reproductive biomass. -The influence of physical environment and reproductive biomass on recruitment levels were studied with the aim of understanding spatio temporal abundance variations within the Argentine hake population. Bottom temperature, salinity, depth and longitude from seven research cruises carried out in spring time during 2001 to 2012 were analyzed in this study. Estimates obtained by means of geostatistical analysis were assigned for each fishing trawl and related to the afore mentioned variables by means of the Generalized Additive Model. Besides, reproductive biomass influence was analyzed considering the stock-recruitment relationship

according to the model of Ricker, and the survival curve (recruit per spawner) was plotted. Environmental variables, especially bottom temperature, influenced spatial distribution in all three groups considered. Age-1 recruits showed greater sensitivity to changes in these variables. Reproductive biomass values lower than the reference value (150.000 t) would still influence recruitment, for less spawners mean less recruits and an increase in their survival.

Key words: *Merluccius hubbsi*, geographical distribution, temperature fields, recruitment, reproductive biomass, stock-recruit relationship.

Introducción

La merluza (*Merluccius hubbsi*) se extiende a lo largo de la plataforma argentina desde 35ºS hasta los 54ºS, estableciéndose dos efectivos, norte y sur, separados por la latitud 41ºS.

La población de la merluza del efectivo Norte en la actualidad se encontraría en un estado de sobrepesca de reclutamiento, donde la alta tasa de mortalidad por pesca ejercida sobre el stock provocó una disminución del 85% de la biomasa reproductiva que no permite su recuperación Irusta y D'Atri, 2013; Irusta, 2014. En esta situación, la pesquería quedó muy ligada a la abundancia de reclutas, por lo que reviste interés el conocer el comportamiento de los mismos, su distribución y las causas de las variaciones en su abundancia. Estudios anteriores sobre la distribución de merluza indicaron predominancia de juveniles al norte de 37º S (Renzi y Santos, 2004; Renzi *et al.*, 2005 b; Pájaro *et al.*, 2007; Louge *et al.*, 2010, 2011, 2014). En esa misma región, durante el otoño, los reclutas y demás grupos etarios se concentran mayormente en profundidades superiores a los 100 m, en tanto que en la primavera se amplía la distribución hacia la costa, mostrando un comportamiento estacional diferencial (Louge *et al.*, 2014). Además de las variaciones geográficas en la distribución del reclutamiento, también se observaron variaciones interanuales en su abundancia que estarían vinculadas en parte a los cambios en la biomasa parental. Así, la biomasa reproductiva del stock del Norte comenzó a descender a partir del final de la década de 1980 (Figura 1). Sin embargo, durante este período se observó poca variación en el reclutamiento, hasta el año 2000, cuando el nivel de biomasa reproductiva descendió por debajo del Punto Biológico de Referencia Objetivo de 150.000 t indicado por Irusta y D'Atri (2013) e Irusta (2014). A partir de este momento, se observó una disminución en el reclutamiento y un aumento en su variabilidad (Louge *et al.*, 2014) (Figura 1). Durante los años 2001 y 2004 los valores de abundancia de reclutas fueron los máximos y durante los años 2005 y 2006 se registraron los menores valores de la serie temporal considerada (Irusta y D'Atri, 2013).

En este estudio se analizaron variaciones en la abundancia que contemplan por un lado, las vinculaciones con las variables oceanográficas en reclutas, juveniles y adultos, y por otro lado, la influencia de la biomasa parental sobre los índices interanuales de reclutas y su sobrevivencia.

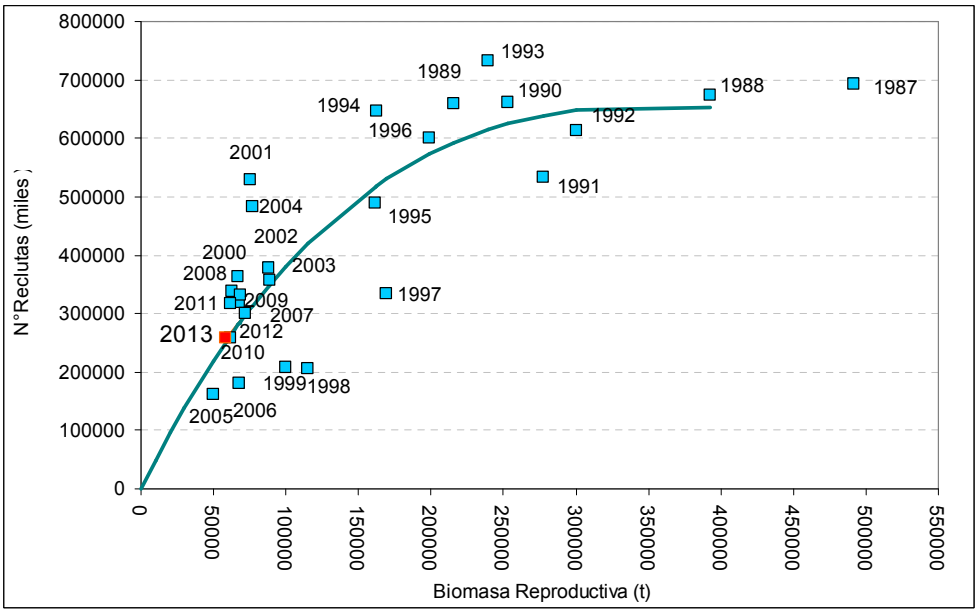


Figura 1. Relación stock-recluta. Número de reclutas (individuos de edad 1) correspondiente a los años señalados (T) en función de la Biomasa reproductiva (Br) correspondiente al año de nacimiento (T-1). (t)= toneladas. Período 1987-2013. Tomado de Irusta (2014).

Materiales y Métodos

Se examinaron 7 campañas de investigación a bordo de los buques E. Holmberg y Capitán Oca Balda durante la primavera en los meses de septiembre a noviembre entre los años 2001 y 2012 (Tabla 1, Figura 2). Se realizaron lances de pesca con redes de arrastre en un diseño de muestreo estratificado al azar, delimitado cada estrato en función de la batimetría y de la latitud (Bambill *et al.*, 1996); la distancia recorrida fue de dos millas, con una duración del lance de pesca de 30 minutos.

Tabla 1. Campañas de evaluación pesquera de *M. hubbsi* realizadas en el efectivo norte entre 34º y 41º S.

Año	Campañas	Período	Lances
2001	H-08	octubre	84
2003	OB-08 OB-09	septiembre	81
2004	OB- 05 OB-06	septiembre	83
2006	OB-04 OB-05	set.-oct.	71
2008	OB-02	octubre	91
2011	H-05	oct.-nov.	98
2012	H-06	noviembre	107

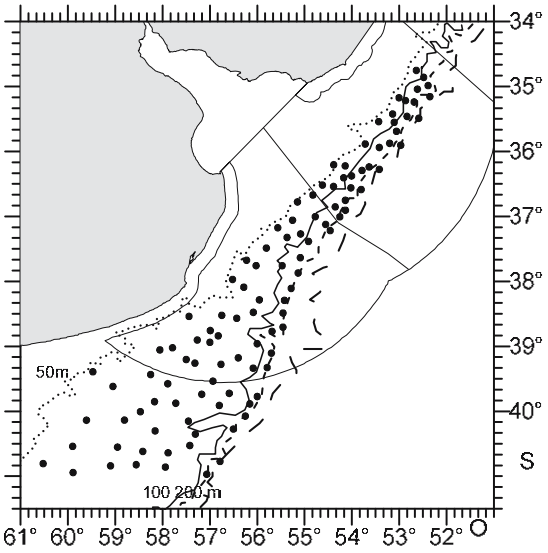


Figura 2. Distribución de lances de la campaña H 06-2012. Se señala la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya ZCPAU.

Los ejemplares se agruparon por rangos de tallas, correspondientes con las edades estimadas mediante la curva de crecimiento del modelo de Von Bertalanffy (Renzi *et al.*, 2009) de acuerdo a los siguientes parámetros:

$L_{\infty} = 103,16$
$K = 0,15$
$T_0 = -0,29$

Los individuos menores de 18 cm LT se asignaron a la edad 0 (Santos *et al.*, 2007) y los individuos entre 18 y 30 cm a la edad 1(Renzi *et al.*, 2009), dada la preponderancia casi exclusiva de estas edades en esos rangos de talla. El resto se dividió en ejemplares comprendidos entre 31 y 40 cm LT y mayores de 40 cm LT, manteniendo el criterio de rangos de tallas para los cuatro grupos.

Se calculó el número de individuos por milla náutica cuadrada según la expresión:

$$N_i = nc_i\,(PC/PM)/A$$

siendo:
N_i: abundancia de individuos de la clase de talla $_i$ (N°. mn^{-2})
nc_i: número de individuos en la muestra, de la clase de talla
PC: peso de la captura (kg)
PM: peso de la muestra (kg)
A: área barrida (mn^2)

La sobrevivencia (S) de la merluza del efectivo norte se calculó de acuerdo a Myers (2001):

$$S = LN(R/Br)$$

siendo:
LN = logaritmo natural
R = reclutamiento en miles, individuos de edad uno estimados por Irusta (2014)
Br = biomasa reproductiva en toneladas estimados por Irusta (2014)

El cálculo de la sobrevivencia se basó en la información de biomasa reproductiva y reclutamiento por año contenida en Irusta (2014), quien aplicó el método XSA.

Se confeccionaron mapas con la distribución de la temperatura, la salinidad y la distribución de los residuos en el fondo según el método geoestadístico de interpolación y las herramientas utilizadas por Molinari *et al.* (2010). Los valores estimados de temperatura y salinidad de fondo en la posición de los lances fueron los utilizados en el análisis estadístico posterior. Cabe señalar que aunque la distribución espacial de las observaciones es heterogénea, variando anualmente entre las campañas, el 87,45% de ellas están ubicadas entre las isobatas de 50 y 200 m y el 82,14% entre las latitudes 34°S y 40°S. Por otra parte, el muestreo en la región no fue constante a lo largo de los años y en la escala mensual la frecuencia de muestreo varió notablemente.

Análisis estadístico

Se analizó la abundancia relativa (número de individuos/mn^2) de merluza de tres clases de talla: 18-30cmLT (reclutas), 31-40cm LT y >40cm LT y su relación con las covariables: profundidad en metros (*prof*), longitud geográfica (*long*), latitud (*lat*), temperatura de fondo en ºC (*tf*) y salinidad de fondo (*sf*).

Se efectuó un análisis exploratorio preliminar para detectar colinealidad, para eliminar posibles redundancias y visualizar valores anómalos fuera de escala y proceder a extraerlos de la matriz de datos. Para ello se realizaron análisis a partir de gráficos de dispersión matriciales y se calcularon además los Factores de Inflación de la Varianza (*FIV*) (Zuur *et al.*, 2009) para cuantificar el grado de colinealidad de las variables ambientales ó covariables. Para determinar las variables ambientales con baja colinealidad que serían incorporadas en el análisis posterior (Modelo Aditivo Generalizado), se utilizó un procedimiento paso a paso, eliminando en cada paso la variable con mayor *FIV* superior alvalor de corte=*3*, repitiendo el procedimiento hasta obtener todos los valores de los *FIV* inferiores al valor de corte. El valor de corte 3 se utilizó considerando que en los gráficos de dispersión la relación entre la variable respuesta y las covariables fue débil (Zuur *et al.*, 2010).

Para el análisis de los datos de abundancia relativa de merluza, para las clases de tamaño 18-30 cm y 31-40 cm se consideró el siguiente enfoque:

(M_1) Ajustar un *MAG* (Hastie y Tibshirani, 1990), considerando sólo los valores de abundancia positivos, transformados con el método Box-Cox a los efectos de normalizar la variable respuesta (*family= normal, link=identidad*).

(M_2) Ajustar un *MAG* a los datos de presencia/ausencia (*family= binomial, link=log*).

En el caso del análisis de la abundancia relativa de merluza correspondiente a la clase de tamaño >40 cm, se optó por el siguiente análisis:

(M_3) Ajustar un *MAG* considerando todos los valores de abundancia (incluyendo los ceros) sumándole 1 y transformados mediante Box-Cox a los efectos de normalizar la variable respuesta (*family= normal, link=identidad*).

Genéricamente, los modelos considerados en (M_1), (M_2) y (M_3) se pueden expresar en la forma:

$$\phi(E(y) = \mu + \sum_k s_k(x_k) \qquad (1)$$

Siendo:
E : operador "Esperanza Matemática".
Φ : la función de enlace (*link function*).
y : la transformación de Box-Cox de la abundancia relativa en el caso (M_1), la variable que toma los valores 0 o 1 al considerar sólo la presencia/ausencia en el caso (M_2) o la transformación de Box-Cox de la abundancia relativa +1 en el caso (M_3).

El término derecho de la relación (1) incluye el intercepto μ y las funciones de suavizado S_k unidimensionales (funciones que describen la tendencia mostrada por la variable respuesta ante cambios en cada covariable considerada), correspondientes a cada variable ambiental X_k. Se incluyó además el factor categórico *AÑO*, para incorporar los posibles cambios de abundancia a lo largo de los años. El grado de suavizado es determinado por los grados de libertad asociados a cada función. Cuanto mayor son los grados de libertad menor es el suavizado y más flexible es la función, mostrando por lo tanto una mayor ondulación. En la implementación numérica considerada, las funciones de suavizado fueron modeladas en términos de *thin plate regression splines y* los grados de libertad fueron calculados considerando el criterio de Validación Cruzada Generalizada, *VCG* (Wood, 2006).

Para seleccionar el modelo se consideró un procedimiento *forward stepwise*, evaluando modelos alternativos en términos del Criterio de Información de Akaike (CIA)(Burnham y Anderson, 2002). Inicialmente se calculó la devianza explicada, es decir una medida de la variabilidad de la abundancia explicada por el modelo, por cada covariable por separado más lo explicado por el factor año. Como modelos alternativos se consideraron los modelos obtenidos incluyendo cada covariable por vez, incorporándolas en los sucesivos modelos comenzando con la de mayor devianza explicada, luego la siguiente con mayor devianza explicada y así sucesivamente hasta la última.

El análisis estadístico se realizó utilizando el programa de distribución libre R (http://www.R-project.org/). En particular los *MAG* se implementaron considerando la función *gam* de la librería *mgcv* del R.

Resultados y Discusión

Variables geográficas y físicas

Entre los tres grupos de tallas analizados, el de los reclutas (18-30 cm) es el que mostró mayor porcentaje de ausencia de individuos (% de ceros) entre esas tallas, en todos los años (Tabla 2).

Tabla 2. Tamaños muestrales (n) y porcentajes de cero por año y totales para cada clase de tamaño.

Años	2001	2003	2004	2006	2008	2011	2012	total
n	84	81	83	71	91	98	107	615
% de ceros 18 - 30 cm	7,14	27,16	12,05	18,31	32,97	15,31	8,41	17,07
% de ceros 31 - 40 cm	3,57	9,88	6,02	7,04	15,38	11,2	6,54	8,62
% de ceros > 40 cm	1,19	0,00	1,20	2,82	14,29	7,14	7,48	5,20

Dado que la latitud y la longitud geográfica poseen coeficientes FIV superiores al umbral establecido (corte=3), se procedió a extraer la latitud; en consecuencia en el segundo paso se obtuvieron valores de FIV por debajo del umbral (Tabla 3).

Tabla 3. Valores VIF en el proceso paso a paso para las covariables bajo análisis. La variable latitud fue eliminada.

	prof	long	lat	tf	sf
VIF primer paso	2,68	**11,91**	**13,29**	3,11	1,53
VIF segundo paso	2,66	1,50	-----	1,91	1,49

En el caso del modelado de la abundancia relativa y de la presencia/ausencia correspondiente a la clase de talla 18-30 cm (Tabla 4), la devianza explicada es moderada y mayor que en el caso del modelado de la abundancia relativa y de la presencia/ausencia para las otras dos clases de tamaño analizadas (31-40 cm y >40 cm). Esto podría estar indicando que las variables ambientales tienen mayor influencia en la presencia y distribución espacial de las abundancias relativas para los individuos de la clase de talla 18-30 cm (reclutas), que para las otras dos clases de tamaño consideradas.

Tabla 4. Modelos seleccionados por el Criterio de Información de Akaike (AIC), pesos w de Akaike para cada modelo y devianza porcentual explicada por el modelo seleccionado (DE %).

Tallas	Caso de análisis	Modelo seleccionado	*Pesos w de Akaike*	DE (%)
18-30cm	M_1 abundancia relativa (> 0)	$AÑO + s(long) + s\,(tf) + s(sprof) + s(sf)$	w=0,86	53,70
	M_2 presencia/ausencia	$AÑO + s(tf) + s(prof) + s(long)$	w=0,98	52,90
31-40cm	M_1 abundancia relativa (> 0)	$AÑO + s(tf) + s(prof) + s(tf) + s(long)$	w=0,99	34,40
	M_2 presencia/ausencia	$AÑO + s(tf) + s(prof) + s(prof) + s(tf)$	w=0,87	30,80
>40cm	M_3 abundancia relativa (>0)	$AÑO + s(long) + s(tf) + s(prof) + s(sf)$	w=0,98	35,30

Tabla 5. Estadísticos F y chi-cuadrado para evaluar la significancia estadística de las variables ambientales en su efecto sobre la presencia/ausencia y la abundancia relativa de merluza, para la clase de talla 18-30cm. Los suavizadores se consideran significativos si P<0,02.

18-30 cm	Presencia/ausencia		Abundancia relativa	
Variable	X^2	P	F	P
AÑO	31,28	**2,25E-05**	13,03	**1,12E-13**
s(tf)	32,16	**3,73E-06**	7,95	**1,42E-08**
s(prof)	27,40	**0,000538**	3,55	**0,000675**
s(long)	25,50	**9,73E-05**	21,63	**<2E-16**
s(sf)	-----	-----	1,80	0,079538 ns

ns: no significativo

Tabla 6. Estadísticos F y chi-cuadrado para evaluar la significancia estadística de las variables ambientales en su efecto sobre la presencia/ausencia y la abundancia relativa para la clase de talla 31-40 cm. Los suavizadores se consideran significativos si P<0,02.

31-40cm	Presencia/ausencia		Abundancia relativa	
Variable	X^2	P	F	P
AÑO	9,44	0,150303 ns	7,73	**5,62E-08**
s(tf)	18,28	**0,000765**	3,24	**0,001031**
s(long)	12,70	0,041607 ns	5,84	**3,81E-06**
s(prof)	0,21	0,648632 ns	3,19	0,002723 ns
s(sf)	10,12	0,018478ns	3,48	0,009021 ns

ns: no significativo

Tabla 7. Estadísticos F para evaluar la significancia estadística de las variables ambientales en su efecto sobre la abundancia relativa (incluyendo valores ceros) para la clase de talla >40cm. Los suavizadores se consideran significativos si P<0,02.

>40 cm	Abundancia relativa	
Variable	F	P
AÑO	13,85	**9,78E-15**
s(long)	10,08	**2,16E-13**
s(tf)	5,70	**8,00E-07**
s(prof)	5,00	**4,28E-06**
s(sf)	2,87	0,026813 ns

ns: no significativo

A los efectos de determinar aquellas variables que, de las seleccionadas por el criterio CIA tengan casi con seguridad un efecto estadísticamente significativo sobre la abundancia relativa o la presencia/ausencia, se calcularon estadísticos F para los modelos de abundancia relativa y estadísticos chi-cuadrado (X^2) para los modelos de presencia/ausencia , en forma precautoria y asumiendo una actitud conservadora, se consideraron como estadísticamente significativas diferencias con probabilidades asociadas P<0,02 (Zuur *et al.*, 2009).

Para el rango de tallas entre 18-30 cm las variables analizadas fueron significativas excepto la salinidad (Tabla 5).

Entre 31-40 cm la temperatura de fondo fue significativa tanto en presencia/ausencia como en la abundancia relativa (Tabla 6). En este último caso, además, aportaron las variables año y longitud geográfica. Para los adultos (>40 cm) la salinidad es la única variable no significativa (Tabla 7).

En los gráficos de suavizadores y bandas de confianza las diferentes densidades de las líneas de escala en el eje de las abscisas indican una mayor densidad de datos (Figuras 3, 5 y 7). La interpretación de estos gráficos, por lo tanto, se concentra en los intervalos dentro del eje de las abscisas en donde hay una mayor cantidad de información muestral.

La probabilidad de presencia de merluza aumentó con algunas fluctuaciones, al disminuir la longitud geográfica. Los reclutas indicaron un máximo relativo de abundancia a una longitud de 54ºO, luego un descenso en 56ºO y nuevamente otro máximo relativo de menor intensidad aproximadamente en 59ºO (Figura 3). Hubo una máxima probabilidad de presencia y abundancia a la profundidad de 80 m y en el caso de la temperatura se observó máxima probabilidad de presencia entre 7º y 9ºC y valores mayores de abundancia entre 8º y 10ºC. La distribución de reclutas descripta, se ve en la Figura 4, con una concentración mayor en el sector norte (menor longitud geográfica y una concentración menor hacia el sur (mayor longitud).

En el grupo de tallas siguiente (31-40 cm) donde encontramos juveniles y adultos, sólo la temperatura de fondo fue significativa para la presencia/ausencia. La probabilidad de presencia de merluza decreció ante el aumento de la temperatura. En la abundancia relativa son significativas las variables longitud geográfica y temperatura (Figura 5). La temperatura generó diferencias respecto de los reclutas ya que al incrementarse dicha variable, la abundancia se mantuvo más estable, con disminución a temperaturas mayores a 9ºC. Al igual que en los reclutas, existieron dos máximos relativos de abundancia a distintas longitudes, el del norte fue más marcado (Figura 6).

La abundancia de adultos (>40 cm) presentó un comportamiento similar con la longitud geográfica, un máximo relativo moderado a los 54º y un mínimo relativo a los 56ºO, pero a diferencia de las clases de talla menores luego se incrementa a medida que lo hace la longitud. (Figura 7). Se observó una notoria variabilidad en la abundancia a lo largo del gradiente de profundidades. Con respecto a la temperatura se destacó que las máximas abundancias se dan aproximadamente en el rango entre 6º y 10ºC, siendo el límite inferior más bajo que para los otros grupos y además se ve una relación decreciente muy clara de la abundancia a medida que se incrementa la temperatura.

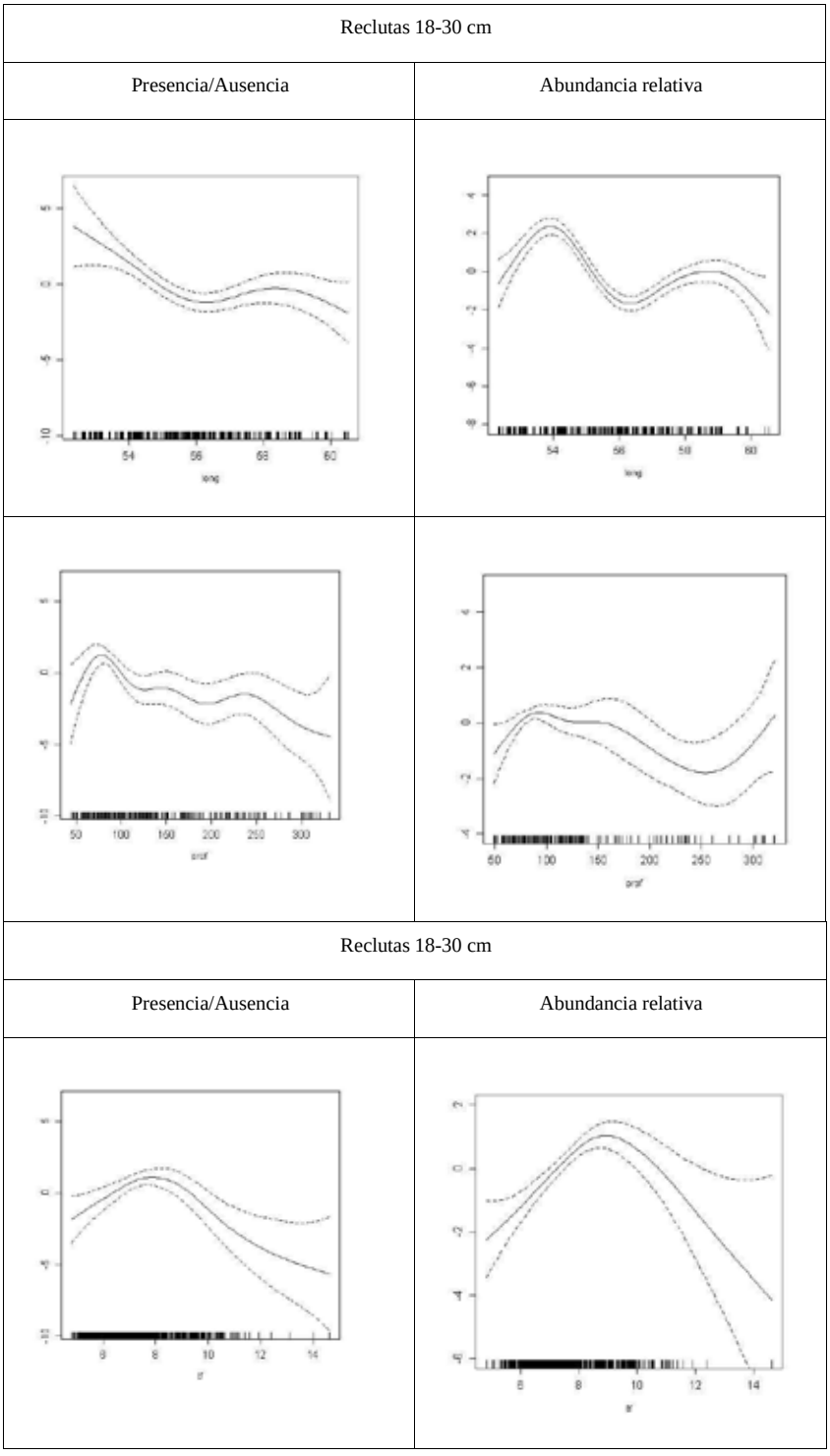


Figura 3. Suavizadores y bandas de confianza del 95%, para presencia/ausencia y abundancia relativa, en relación a las variables ambientales estadísticamente significativas, para la clase de talla 18-30 cm. Las diferentes densidades de las líneas de escala en el eje de las abcisas indican una mayor densidad de datos.

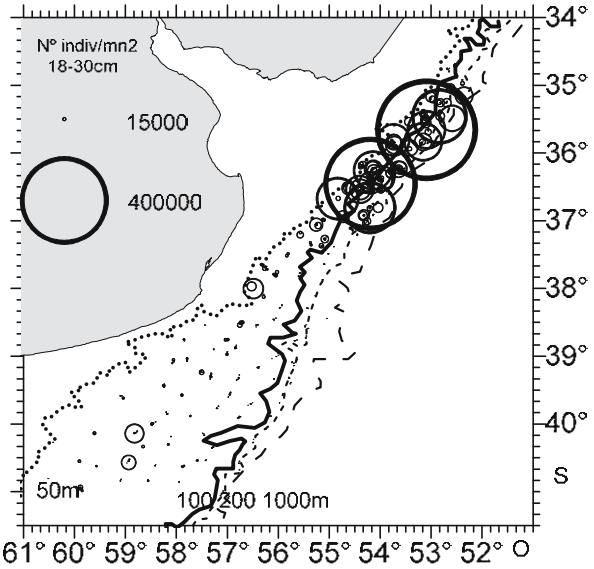


Figura 4. Distribución de reclutas (18-30cm) pertenecientes a los años 2001-2012. Círculos proporcionales a la abundancia.

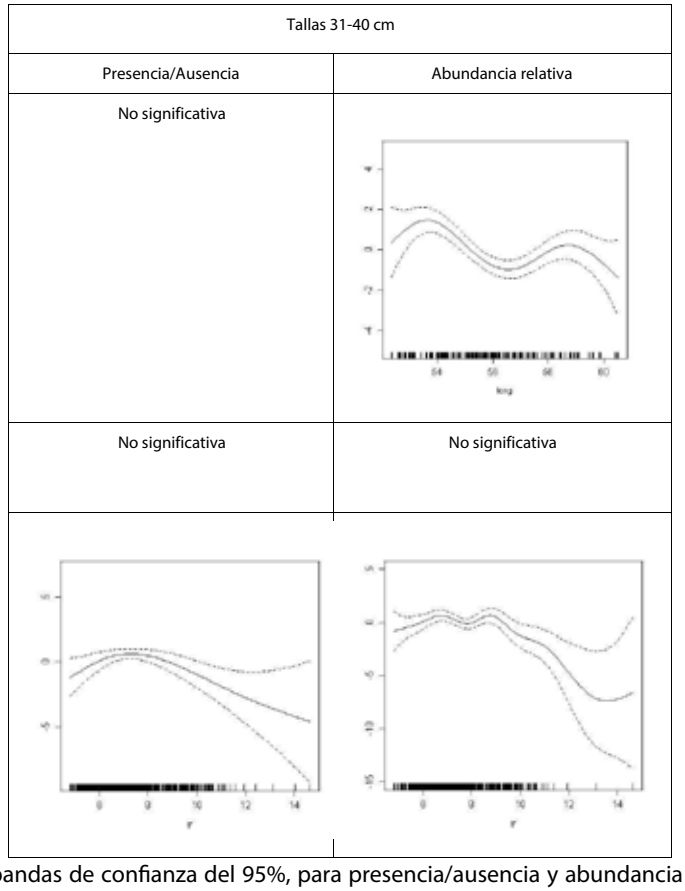


Figura 5. Suavizadores y bandas de confianza del 95%, para presencia/ausencia y abundancia relativa, en relación a las variables ambientales estadísticamente significativas, para la clase de talla 31-40 cm.

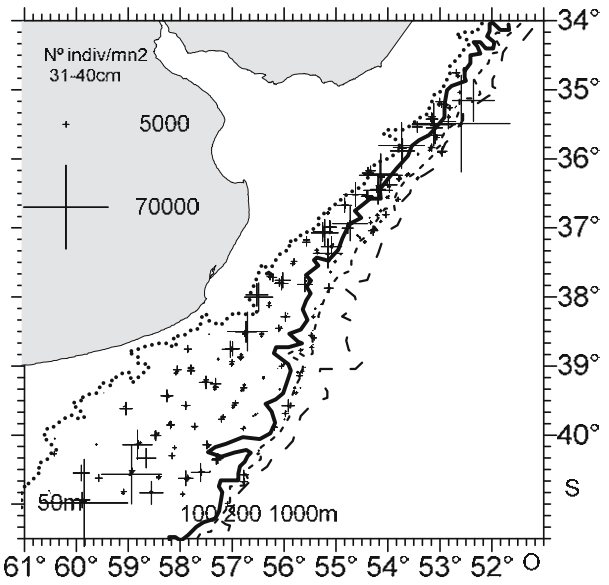


Figura 6. Distribución de merluza entre 31-40 cm pertenecientes a los años 2001-2012. Cruces proporcionales a la abundancia.

Las diferentes densidades de las líneas de escala en el eje de las abscisas indican una mayor densidad de datos. El pico de menor abundancia a baja longitud geográfica, es decir hacia el norte, corresponde a la profundidad cercana a 200 m y otra concentración de mayor magnitud a mayor longitud, a una profundidad menor (Figura 8).

Los gráficos de diagnóstico (no se muestran en el presente trabajo) *Scaled Pearson residual* vs. valores teóricos y *Probability-Probability Normal Plots*, que consideran la transformación de Box-Cox de la abundancia relativa como variable respuesta, no mostraron patrones que indicaran un comportamiento inadecuado de los modelos.

Es interesante señalar que el grupo de tallas perteneciente a los reclutas (18-30 cm) sería el que presenta mayor influencia a los cambios de las variables ambientales analizadas.

Las mayores abundancias de los reclutas fueron halladas en el sector norte (longitudes menores de 56ºO aproximadamente, que por la distribución de la especie, correspondería a latitudes menores a 38ºS), con una clara preferencia, por rangos de temperatura entre 7º y 10ºC. Presentaron una distribución típica de primavera, es decir, con presencia en áreas someras a partir de los 50 m además de las de mayor profundidad. También se señaló que disminuye la abundancia a medida que aumenta la longitud. Por otro lado, la salinidad no ejerció influencia en la distribución de individuos.

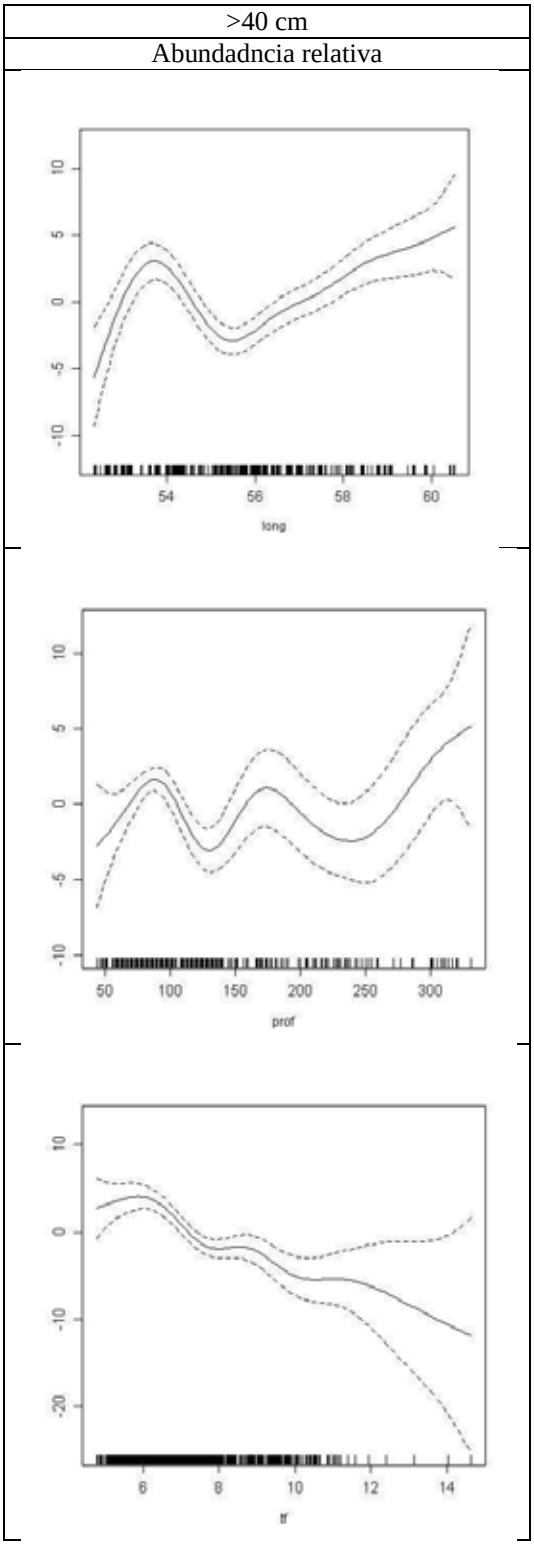


Figura 7. Suavizadores y bandas de confianza del 95%, correspondientes a la relación entre la abundancia relativa incluyendo los valores ceros y las variables ambientales estadísticamente significativas, para la clase de talla >40cm.

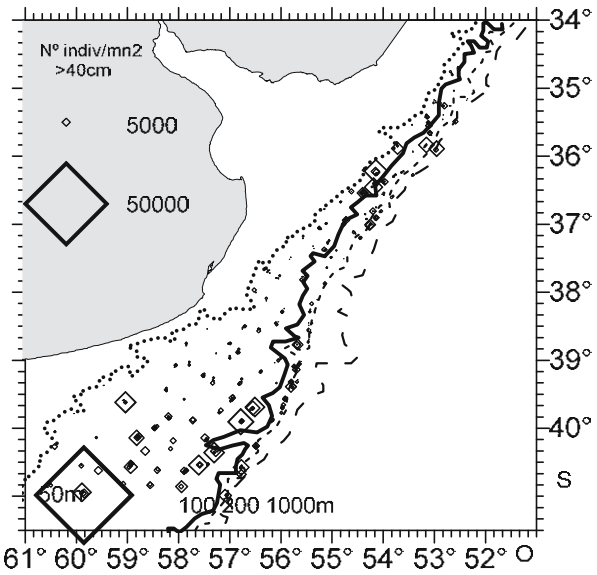


Figura 8. Distribución de merluza > 40 cm pertenecientes a los años 2001-2012. Rombos proporcionales a la abundancia.

Biomasa parental

En la introducción de este trabajo, se mencionó cómo varía el reclutamiento en función de la biomasa reproductiva, según el modelo de Ricker, calculado por Irusta (2014).La ampliación del gráfico de la Figura 1 en los últimos años permite ver con más claridad (Figura 9) que en el primer tramo de la curva, como en todas las que describen esta relación, se parece a una relación lineal, donde a pesar de la gran variación de reclutas la biomasa reproductiva seguiría marcando una tendencia. Es importante recalcar que los años que figuran en el gráfico pertenecen a la edad de los reclutas (edad uno) pero su biomasa reproductiva es del año anterior, que corresponde al año de nacimiento. Así, la biomasa reproductiva del año 2003 con valores de alrededor de 76.000 t (señalada como 2004 en el gráfico de la Figura 9, que es la edad de los reclutas) padece una brusca caída al año siguiente debido al aumento de la mortalidad por pesca (Renzi *et al.*, 2005 a), adoptando el valor más bajo de la serie (alrededor de 50.000 t). La reducción de la mortalidad por pesca en 2005 posibilitó la recuperación de la biomasa reproductiva (señalada como 2006 alcanzando las 68.000 t) y si bien volvió a incrementarse el esfuerzo en ese año (Irusta *et al.*, 2008), la Br del año siguiente (señalada como 2007) no disminuyó debido, en parte, al buen reclutamiento de dos años atrás es decir, del año 2004. Si bien esta relación es considerada sin incertidumbre, una mirada más global permite apreciar, en este conjunto restringido de años, dos etapas sucesivas en el tiempo: los primeros años entre el 2001 y el 2004 con valores de Br por encima de las 76.000 toneladas señaladas por un óvalo, se corresponden con valores de reclutamiento superiores a 360.000 individuos (Figura 9); en una segunda etapa, en los años siguientes y hasta la actualidad, la Br desciende por debajo de las 76.000 toneladas y el reclutamiento acompaña este descenso sin poder recuperarse, reflejando así la posible influencia de la abundancia parental; las líneas verticales resaltan la variación del reclutamiento para valores similares de biomasa reproductiva.

Esta variación tan marcada en el reclutamiento es coincidente con lo hallado por Myers, (2001) quien utilizó en su análisis alrededor de 700 poblaciones de peces y concluyó que la variabilidad en el reclutamiento se incrementó a bajos niveles de densidad poblacional para especies con alta fecundidad y en regiones con poca estabilidad oceanográfica.

También Beggs *et al.* (2014) observaron un aumento de la sensibilidad del reclutamiento del bacalao *Gadusmorhua* a los cambios climáticos cuando disminuye la biomasa reproductiva.

En el arenque del Mar del Norte, *Clupeaharengus*, Corten (2013) halló una depresión en el reclutamiento a partir del año 2000 que coincide con una disminución de la temperatura y posiblemente un aumento del canibalismo; Bogstad *et al.*(2013) también señalaron una relación positiva entre el reclutamiento y la temperatura para la misma especie en el Mar de Barents.

En cambio en el bacalao *G. morhua* del Mar del Norte el aumento de temperatura de superficie coincidió con una disminución del reclutamiento y con un descenso en la biomasa de zooplancton (fuente de alimento para la especie), (Nicolas *et al.*, 2014).

También se ha asociado la variabilidad del reclutamiento con la descarga de arroyos y no con la biomasa parental en el caso de la trucha marrón de España *Salmo trutta* (Lobón Cerviá, 2014).

¿Cómo eran las condiciones oceanográficas durante la década de los años 2000 hasta la actualidad en el área de distribución de la merluza del efectivo norte? Según Louge *et al.* (2014) los años 2004 y 2005 fueron cálidos y los años 2003 y 2007 fríos respecto a los valores climatológicos entre 1986 y 2009, y no se halló una clara relación entre las diferencias en la densidad de reclutas con los cambios

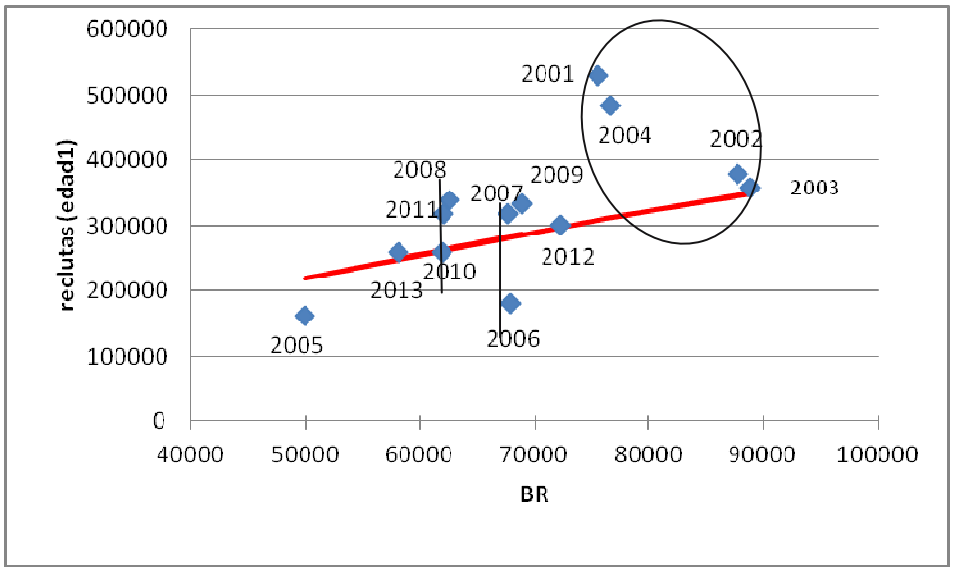


Figura 9. Número de reclutas (individuos de edad 1) correspondiente a los años señalados (T) en función de la Biomasa reproductiva (Br) correspondiente al año de nacimiento (T-1) según el modelo de Ricker. Valores tomados de Irusta (2014).

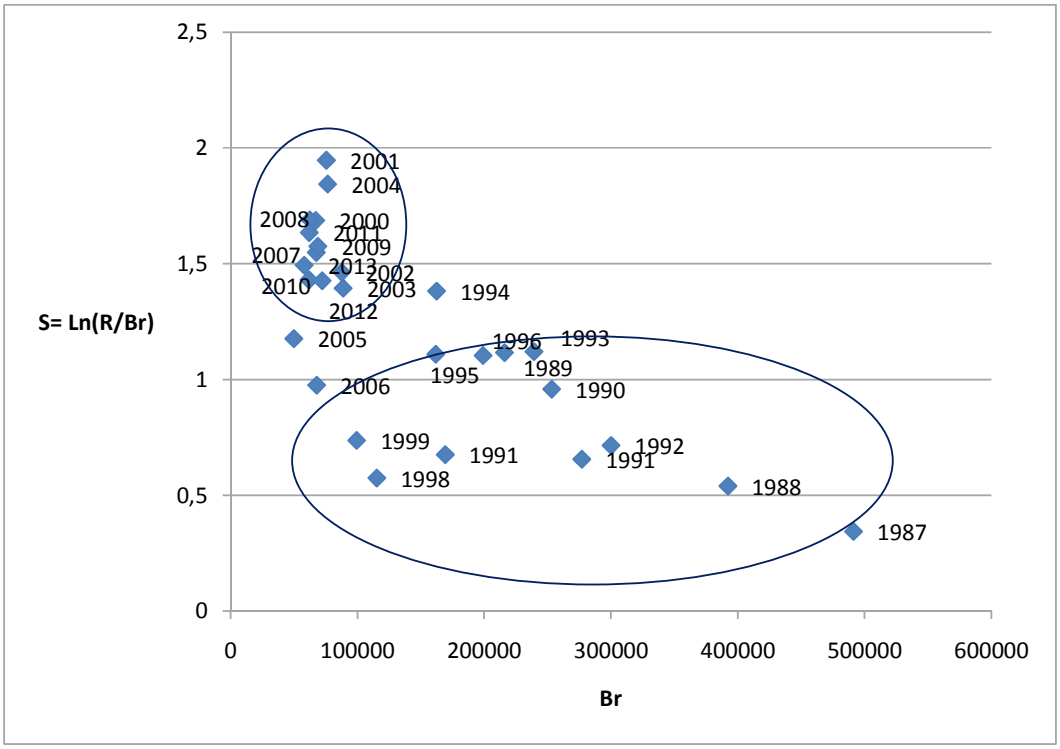


Figura 10. Sobrevivencia (LN(R/Br)) en función de la biomasa reproductiva de la merluza del efectivo norte. Datos de R y Br tomados de Irusta (2014).

de temperatura y la salinidad en el fondo mencionados. Si bien en el presente trabajo indicamos que los reclutas presentan una mayor influencia a los cambios ambientales debido a la mayor devianza explicada, podemos advertir que en el análisis interanual de las variaciones aún no hemos encontrado una correlación directa, lo cual es comprensible dado que intervienen múltiples variables en la regulación del reclutamiento.

Por ejemplo, otra de las variables consideradas en la variación del reclutamiento es el estudio de la diversidad en la estructura de edad en la biomasa desovante de una población de peces. Así, Cardinale y Arrhenius (2000) señalan que las hembras de *G. morhua* de mayor edad no sólo desovan más huevos sino que las larvas son de mayor tamaño y su tasa de sobrevivencia es más elevada. También la mayor calidad de huevos en los desoves de las hembras de elevada talla produce un "efecto maternal" que incide favorablemente en el reclutamiento de determinadas poblaciones (Calduch-Verdiell *et al.*, 2014). En ese sentido, Macchi *et al.* (2006, 2012) hallaron en la merluza (*M. hubbsi*) del efectivo sur no solo un aumento de la fecundidad en las hembras de mayor tamaño sino una mejor calidad de huevos. También en este efectivo, hallaron que una parte importante de individuos que ya han tenido un primer desove anual podrían saltar el siguiente afectando el cálculo de la biomasa reproductiva y explicar en parte la variabilidad en la relación stock- reclutamiento (Macchi *et al.*, 2016); esta variabilidad también se estudia en vinculación con el análisis de los sedimentos donde se asientan los prerreclutas (Lough, 2010).

Aubone (2004, 2015) estudió el efecto de la estructura de edades en la dinámica poblacional a largo plazo. Este autor determina un indicador de sostenibilidad biológica, que es el aporte de individuos de edad 1 a la estructura de edades estable (número reproductivo neto). Este valor tiene una cota superior bajo sostenibilidad biológica. Esto es, la estructura de edades puede desbalancearse hacia los juveniles (juvenilización de la población) hasta un límite, a partir del cual la población no lo resiste, debido a la fecundidad diferencial por edades.

La sobrevivencia (S, recluta por desovante) de la merluza del efectivo norte en función de la Br señala que a medida que disminuye la Br, aumenta la variabilidad de S y también aparecen valores más altos de S (Figura 10), para lo cual el R podría ser constante (o aumentar, quizás en el caso de un ingreso de otro efectivo). Así, hasta el año 2000 los valores son menores a 1.5 y a continuación hasta el 2013 son mayores. Esta situación respondería a mecanismos compensatorios donde al aumentar la Br la S disminuye, o bien, al disminuir la Br la S se mantiene o aumenta por la disminución de la competencia intraespecífica. Hilborn y Walters (1992) describen procesos compensatorios cuando indican que ante un incremento en la Br se observa una disminución de la S, dada la limitación en la disponibilidad de recursos que afectarían el crecimiento. ¿Qué procesos compensatorios estarían involucrados en la merluza del efectivo norte, disminución de la competencia por el alimento, disminución del canibalismo, entre otros?

Minto *et al.* (2008) también señalaron un aumento en la variabilidad interanual de sobrevivencia (recluta por desovante) en función de la disminución de la densidad parental en147 poblaciones de peces. Archambault *et al.* (2014) observaron una disminución en la varianza de la sobrevivencia con el aumento de la biomasa reproductiva en 39 stocks de peces planos del Mar del Norte, lo cual implica una fuerte evidencia de una denso-dependencia durante el proceso de reclutamiento, sobre todo en la fase de asentamiento en el fondo (etapa demersal) donde hay competencia intraespecífica por el espacio, o por el alimento, es decir, la influencia de la densidad parental se resalta en el comienzo de la etapa demersal. Por otro lado, los mismos autores señalan que las condiciones ambientales influyen en los primeros momentos del ciclo de vida de los peces; así, en la fase pelágica la tasa de mortalidad es muy fluctuante y está sujeta a factores denso-independientes como la temperatura, que modifica el crecimiento y la supervivencia de huevos y larvas en su deriva. Los cambios en las condiciones ambientales también pueden favorecer la nutrición de las hembras desovantes e indirectamente mejorar la abundancia del reclutamiento. Por ejemplo, en el eglefino (*Melanogrammus aeglefinus*) se halló una relación positiva y significativa entre la sobrevivencia y el factor de condición de las hembras en primavera, a causa del bloom fitoplanctónico de otoño, que actuaría como un índice predictivo de la fuerza del reclutamiento (Leaf y Friedland, 2014).

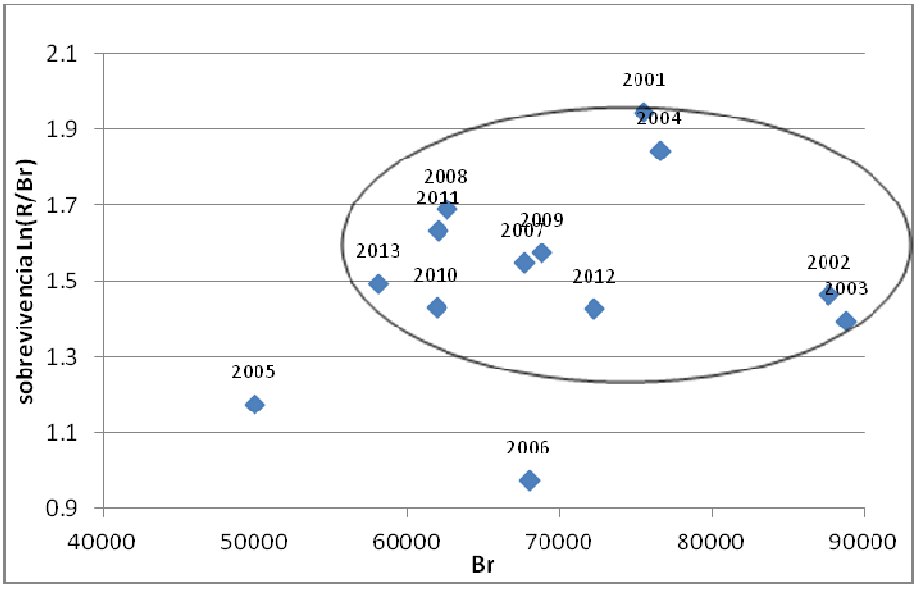


Figura 11. Sobrevivencia en función de la biomasa reproductiva de la merluza del efectivo norte, entre los años 2000 y 2013. Datos de R y Br tomados de Irusta (2014).

Al mostrar con mayor detalle los últimos años del gráfico de la Figura 10, la sobrevivencia en función de la Br se mantiene variable dentro de un rango constante (valores constantes encerrados en un óvalo) es decir, al disminuir la Br disminuye el R y la S se mantiene constante (Figura 11).

Sin embargo, en otras especies, como en el bacalao del Atlántico (*G.morhua*) ante la disminución de la biomasa reproductiva, aparecen signos de disminución de la sobrevivencia. Este descenso en Br y S se denomina depensación o *efecto Allee* (Keith y Hutchings, 2012) y sería causada entre otros factores, por la dificultad de encontrar el compañero, por la baja densidad de la población, que generaría una disminución en la fertilización y en consecuencia una caída del reclutamiento (Hilborn y Walters, 1992).

Para la merluza del efectivo norte se halló una marcada influencia de la Br en los niveles de reclutamiento, en donde a bajos niveles de Br se observó menor abundancia y alta variabilidad de R y un aumento de la sobrevivencia. Cuando los niveles de población son bajos, la sobrevivencia, refleja la resiliencia de la especie a la explotación y a los cambios ambientales (Archambault *et al.*, 2014).

Conclusiones

1) Las variables ambientales influyeron sobre la distribución espacial de merluza de las tres clases de talla considerada.

2) En las tres clases de talla total, la temperatura de fondo influyó en la distribución y en la abundancia, a diferencia de la variable salinidad de fondo.

3) La distribución espacial de la merluza de la clase de talla 18-30 cm (reclutas) tiene una mayor dependencia con las variables ambientales incluidas en el GAM que las otras dos clases de tamaño (31-40 cm y >40 cm), dado que presentó valores mayores de devianza explicada para esta clase de tamaño.

4) Los suavizadores de las clases de talla 18-30 cm y 31-40 cm son similares para los distintos valores de temperatura de fondo en el análisis de presencia/ausencia. En el caso de la abundancia relativa, ocurre lo mismo para la longitud geográfica.

5) Para la clase de talla 18-30 cm la probabilidad de presencia de merluza disminuyó al aumentar la longitud geográfica. Por otro lado, los suavizadores muestran valores de profundidad y temperatura de fondo con máxima probabilidad de presencia y abundancia alrededor de los 80 m. Y en el caso de la temperatura se observó máxima probabilidad de presencia entre 7º y 9ºC y valores mayores de abundancia entre 8º y 10ºC.

6) Para la clase de talla 31-40 cm la probabilidad de presencia de merluza y la abundancia decreció con el aumento de la temperatura. A su vez, la abundancia se redujo con el aumento de la longitud geográfica

7) La abundancia relativa de merluza de la clase de talla >40 cm disminuyó cuando la temperatura de fondo aumentó.

8) La biomasa reproductiva, aún con valores inferiores a la Br de referencia, seguiría ejerciendo influencia sobre los índices de reclutamiento.

9) A medida que la Br de merluza disminuye desde mediados de1980 hasta la actualidad, la sobrevivencia aumentaría debido en parte a mecanismos compensatorios. A partir del año 2000 los valores de sobrevivencia oscilan dentro de un rango constante.

Bibliografía

ARCHAMBAULT, B., LE PAPE O., BOUSQUET N. & RIVOT, E. 2014. Density-dependence can be revealed by modelling the variance in the stock–recruitment process: an application to flatfish. ICES Journal of Marine Science, 71(8), 2127–2140.

AUBONE, A. 2004. Loss of stability owing to a stable age structure skewed toward juveniles. EcologicalModelling 175: 55-64

AUBONE, A. 2015. Estudios en la frontera de la sostenibilidad biológica de poblaciones con estructura de edades. Tesis de Doctorado en Ciencia y Tecnología, Universidad Nacional de General Sarmiento, 20/04/2015, 142 p.

BAMBILL G, PÉREZ, M., DATO, C., WÖHLER, O., CAÑETE, G. & BEZZI, S.1996. Evaluación de merluza (*Merluccius hubbsi*) en la plataforma argentina entre 34°S y 48°S en agosto y septiembre de 1993. Informe Técnico, INIDEP Nº7: 21-68.

BEGGS,S.,M. CARDINALE,R., GOWEN, J.& BARTOLINO, V.2014. Linking cod (Gadusmorhua) and climate: investigating variability in Irish Sea cod recruitment. Fish.Oceanogr. 23(1), 54–64.

BOGSTAD, B., DINGSØR, G., INGVALDSEN, R. & GJØSÆTER, .H. 2013 Changes in the relationship between sea temperature and recruitment of cod, haddock and herring in the Barents Sea. Marine Biology Research, Vol. 9 (9), 895-907.

BURNHAM, K.P. & ANDERSON, D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference.A Practical Information-Theoretic Approach.Second Edition. Springer Verlag. New York. 488 pp.

CALDUCH-VERDIELL,N., MACKENZIE, B., VAUPEL, J.&. ANDERSEN, K . 2014. A life-history evaluation of the impact of maternal effects on recruitment and fisheries reference points. Can. J. Fish.Aquat. Sci. 71: 1113–1120.

CARDINALE, M. & ARRHENIUS, F. 2000. The relationship between stock and recruitment: are the assumptions valid? Mar. Ecol. Prog. Ser. 196: 305–309.

CORTEN, A. 2013.Food for Thought.Recruitment depressions in North Sea herring. ICES Journal of Marine Science, 70(1) 1–15.

HASTIE, T. & TIBSHIRANI, R. 1990.Generalized additive models.Chapman and Hall. London. 335 pp.

HILBORN, R. & WALTERS, C. 1992.Quantitative Fisheries Stock Assessment.Ed. Chapman and Hall, New York. 570pp

IRUSTA, G. 2014. Evaluación del estado del efectivo norte de 41° S de la merluza (Merlucciushubbsi) y estimación de la captura biológicamente aceptable para el año 2015.Inf. Téc. Ofic.Nº 29, 30pp.

IRUSTA, G., D'ATRI, L. & RENZI, M. 2008. Evaluación del estado del efectivo norte de 41º S de la merluza (Merlucciushubbsi) y estimación de la captura biológicamente aceptable para el año 2008. Informe Técnico oficial Nº 32, 34pp.

IRUSTA, G. & D'ATRI, L. 2013. Evaluación del estado del efectivo norte de 41° S de la merluza (Merlucciushubbsi) y estimación de la captura biológicamente aceptable para el año 2014. Inf. Téc. Ofic.Nº 26, 29pp.

KEITH, D. & HUTCHINGS, J. 2012.Population dynamics of marine fishes at low abundance.Can. J. Fish.Aquat. Sci. 69: 1150-1163.

LEAF, R. & FRIEDLAND, D. 2014. Autumn bloom phenology and magnitude influence haddock recruitment on Georges Bank. ICES Journal of Marine Science, 71(8), 2017–2025.

LOBÓN CERVIÁ, J. 2014. Recruitment and survival rate variability in fish populations:density-dependent regulation or further evidence of environmental determinants? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 71: 290–300.

LOUGE, E., MOLINARI, G. & CASTRUCCI, R. 2010. Distribución de la merluza (Merlucciushubbsi) del efectivo norte (34º-41º S) con relación a la temperatura y la salinidad. Agosto-Octubre 2000-2008.INIDEP,Inf.Invest, Nº91, 16pp.

LOUGE, E., MOLINARI, G. & CASTRUCCI, R. 2011. Distribución de la merluza (Merlucciushubbsi) Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya en relación con parámetros oceanográficos. Diciembre 1995-2000. Frente Mar. 22, 177 – 190.

LOUGE, E., MOLINARI, G. & CASTRUCCI, R. 2014. Distribución del efectivo norte (34º- 41ºS) de merluza (Merlucciushubbsi Marini, 1933) en relación con parámetros ambientales durante fines del invierno (2000-2008). Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero Nº 24-59-74.

LOUGE, E., MOLINARI, G. & HERNÁNDEZ, D. 2014. Diferencias en la distribución de merluza (Merlucciushubbsimarini, 1933) en la zona común de pesca argentino-uruguaya entre otoño y primavera. Período 1998-2012. INIDEP, Inf.Invest, Nº19, 22pp.

LOUGH, R. 2010. Juvenile cod (Gadusmorhua) mortality and the importance of bottom sediment type to recruitment on Georges Bank. Fish. Oceanogr. 19(2): 159–181

MACCHI G., DIAZ, M., LEONARDUZZI, E., MILITELLI, M.& RODRIGUES, K. 2016. Skipped spawning in the Patagonian stock ofArgentine hake (Merlucciushubbsi).FisheriesBulletin, 114: 397-408.

MACCHI, G., ESTRADA, M., BRACHETTA, H. & RENZI, M. 2012. Estructura y producción potencial de huevos del efectivo desovante de merluza (Merlucciushubbsi) al sur de 41ºS durante enero de 2012. INIDEP, Informe Investigación Nº39 12pp.

MACCHI, G., PAJARO, M. , MILITELLI, M., RADOVANI, N. &RIVAS, L. 2006. Influence of size, age and maternal condition on the oocyte dry weight of Argentine hake (Merlucciushubbsi). Fisheries Research, 80:345-349.

MINTO, C. MYERS, R. & BLANCHARD, W. 2008. Survival variability and population density in fish populations. Nature, Vol 452pp.

MOLINARI, G., GUERRERO, A. & BALDONI, A. 2010 Interpolación geoestadística en el cálculo de campos medios de parámetros oceanográficos, Inf. Invest. INIDEP N° 75/2010, 37 pp.

MYERS, R. 2001Stock and recruitment: generalizations about maximum reproductive rate, density dependence, and variability using meta-analytic approaches. ICES Journal of Marine Science, 58: 937–951

NICOLAS, D., ROCHETTE, S., LLOPE, M. & LICANDRO, P. 2014. Spatio-Temporal Variability of the North Sea Cod Recruitment in Relation to Temperature and Zooplankton.PLoS ONE 9(2): 1-13.

PÁJARO, M., MACCHI, G. & IBÁÑEZ, P. 2007. Análisis de la condición reproductiva del efectivo norte de merluza (Merlucciushubbsi) en invierno de 2006. Inf. Tec. INIDEP N°4, 12pp.

RENZI, M. & SANTOS, B. 2004. Estructura por edad de la población de merluza capturada durante la campaña realizada a la Zona Común de Pesca en abril de 2003 (OB - 02/03). Inf. Téc. INIDEP N° 3, 12 pp.

RENZI, M., IRUSTA, G.& CORDO, G. 2005 a. Evaluación del estado del efectivo norte de 41° S de la merluza (Merlucciushubbsi) y estimación de la captura biológicamente aceptable correspondiente al año 2005. Informe Técnico interno INIDEP, Nº 48, 27pp.

RENZI, M., SANTOS, B. &SIMONAZZI, M. 2005 b. Estructura por edad y sexo de la población de merluza (Merlucciushubbsi) en el área norte de 41ºS. Período 1993-1999. Frente Mar. (20) Sec. A: 41-49 pp.

RENZI, M., SANTOS, B. & ABACCHIAN, V. 2009. Crecimiento de la merluza (Merlucciushubbsi) del Atlántico Sudoccidental entre 1993-2003 al norte y al sur de 41ºS. Inf.Téc. INIDEP-Nº 76.

SANTOS, B., BURATTI, C., & RENZI , M., 2007. Estimación del crecimiento diario de la merluza argentina (*Merluccius hubbsi*), al norte de 41º S. Informe técnico INIDEP Nº11, 8pp.

WOOD, S.N. 2006. Generalized Additive Models. An Introduction with R. Chapman &Hall.391 pp.

ZUUR, A.F., IENO, E.N., WALKER, N.J., SAVELIEV, A.A. & SMITH, G.M. 2009.Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer. Statistics for Biology and Health.574 pp.

ZUUR, A.F., IENO, E.N. & ELPHICK, C.S. 2010.A protocol for data exploration to avoid common satatistical problems.MethodsEcology and Evolution 1:3-14.

Distribución de hembras adultas de merluza (*Merluccius hubbsi*) en diferentes estadios de madurez durante el otoño y la primavera de 2012, en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya

Karina Andrea Rodrigues[1,2], Marta Estrada[2] y Hugo Brachetta[2]

[1] *Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Rodríguez Peña 4002, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.*
[2] *Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo Nro. 1, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.*
krodrigues@inidep.edu.ar

RESUMEN: En el presente trabajo se analizó la distribución de las hembras adultas de merluza común del stock norteño en diferentes estadios de madurez, durante el otoño y la primavera de 2012. El material biológico fue obtenido en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU) durante dos campañas de investigación realizadas por el Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) en mayo y noviembre de dicho año. Se seleccionaron ovarios de hembras adultas muestreadas al azar (710 en otoño y 531 en primavera) en distintos lances de pesca.

Los resultados obtenidos a partir de submuestras histológicas de gónadas de hembras adultas mostraron una alta proporción de hembras reproductivamente activas dentro de la población adulta durante el mes de mayo, con un bajo porcentaje de ejemplares en post-desove y reposo en el sector analizado. Esta composición de estadios es característica de un grupo en plena actividad reproductiva. Mientras que en el mes de noviembre se observó una situación opuesta, con altos porcentajes en reposo y maduración temprana, y muy poca presencia de hembras en plena actividad reproductiva, siendo esto característico de un final de periodo de puesta.

Palabras clave: *Merluccius hubbsi,* madurez, otoño, primavera.

SUMMARY: Distribution of hake adult females (*Merluccius hubbsi*) in different maturity stages during autumn and spring 2012, in the argentine-uruguayan Common Fishing Zone. In the present work, the distribution of adult hake female from the Northern stock at different maturity stages was analyzed, during autumn and spring 2012. The biological material was obtained in the Argentine Uruguayan Common Fishing Zone (ZCPAU) during two research surveys conducted by the Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) in May and November of that year. Ovaries were selected from adult females sampled randomly (710 females in autumn and 531 in spring) in different fishing trawls.

The results obtained from histological subsamples of adult female gonads showed a high

proportion of reproductively active females within the adult population during May, with a low percentage of specimens in post-spawning and resting in the analyzed sector. This stages composition is characteristic of a group in full reproductive activity. While in November an opposite situation was observed, with high percentages at rest and early maturation, and very little presence of females in full reproductive activity, this being characteristic of the end of spawning period.

Keywords: *Merluccius hubbsi*, maturity, autumn, spring.

Introducción

La merluza común (*Merluccius hubbsi*) es una especie demersal que se distribuye desde 22° S a 55° S, principalmente entre 50 y 500 m de profundidad (Cousseau y Perrotta, 1998). Este es el principal recurso pesquero para las flotas de arrastre de Argentina y Uruguay (FAO, 2003), con abundancia de alrededor de un millón de toneladas (Irusta y D'Atri, 2013; Santos y Villarino, 2013). En Argentina, y a los efectos de manejo administrativo, se han considerado dos efectivos principales de merluza: el grupo norteño o bonaerense (entre 34° S y 41° S), que se comparte con Uruguay dentro de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU), y el grupo sureño o Patagónico (entre 41° S y 55° S) (Bezzi *et al.*, 1997).

A partir de estudios de distribución y abundancia de huevos y larvas tempranas de merluza se determinó que para el efectivo norteño la reproducción se extiende desde abril hasta agosto, siendo el mes de mayo el de mayor intensidad reproductiva (Ehrlich y Ciechomski, 1994; Ehrlich, 2000). Por otra parte, el análisis de los estadios de madurez de los adultos de merluza en dicha zona, mostró que la actividad reproductiva de esta especie ocurre principalmente durante abril y mayo en el sector sur (37°-38°30'S), y que se iría desplazado hacia el norte a medida que transcurre el periodo de puesta (Macchi y Pájaro, 2003; Rodrigues y Macchi, 2010), llegando a aguas brasileñas (32-34° S) donde se han observado huevos de merluza durante el final del invierno (Gonçalves Torres-Pereira, 1983).

Si bien se han realizado estudios sobre la distribución de estadios gonadales, estimación de la talla de primera madurez y fecundidad de este conjunto pesquero (Christiansen *et al.*, 1986; Otero *et al.*, 1986; Simonazzi y Otero, 1986; Ubal *et al.*, 1987; Louge, 1996; Macchi y Pájaro, 2003; Rodrigues y Macchi, 2010), es muy poco lo que se sabe de estos procesos durante la primavera y el verano. En este sentido Olivieri y Christiansen (1987) concluyen que hay una fuerte incidencia de absorción ovocitaria en el mes de septiembre, mientras que Simonazzi y Otero (1986) determinaron talla y edad de primera madurez en época estival, pero el área de estudio cubrió ambos efectivos. El objetivo del presente trabajo es analizar la distribución de las hembras adultas de merluza común en diferentes estadios de madurez, dentro de la ZCPAU durante el otoño y la primavera de 2012.

Materiales y Métodos

La información biológica provino de dos campañas de investigación realizadas en el otoño (15 de mayo al 4 de junio) y la primavera (5 de noviembre al 3 de diciembre) del año 2012, cuyo objetivo principal fue la evaluación de ejemplares de merluza del efectivo norteño, incluyendo la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU) entre aproximadamente 50 y 300 m de profundidad (Figura 1). En diferentes lances de pesca se seleccionaron ovarios de hembras adultas muestreadas al azar (710 en otoño y 531 en primavera). Estos ejemplares presentaron rangos de tallas similares, 27-90 cm en otoño y 26-89 cm en primavera.

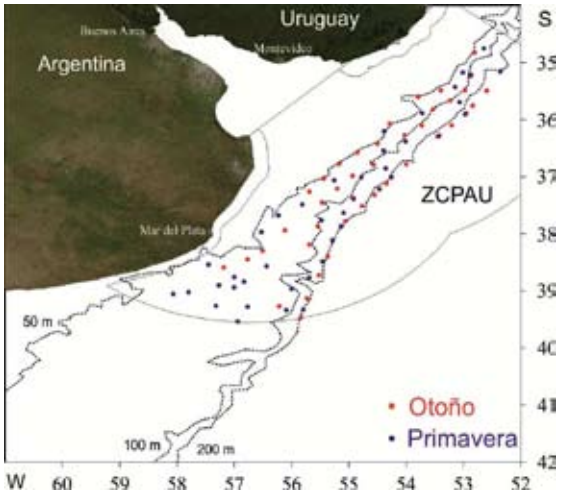


Figura 1. *Merluccius hubbsi*. Ubicación geográfica de lances en los que se colectaron gónadas para realizar diagnósticos histológicos, en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU) durante el otoño y la primavera de 2012.

Las gónadas se preservaron en formol al 10% para su procesamiento histológico en el laboratorio, que consistió en la deshidratación en alcohol etílico, aclaramiento en xilol e inclusión en parafina. Se realizaron cortes de este material de aproximadamente 5 µm y se colorearon con la técnica de hematoxilina-eosina-floxina. Para la asignación del grado de madurez se tuvieron en cuenta las fases de crecimiento ovocitario (Wallace y Selman, 1981), la presencia de folículos postovulatorios (FPO) y los estadios de atresia, de acuerdo a lo reportado previamente para la merluza (Macchi y Pájaro, 2002; Macchi *et al.*, 2004). Los estadios de madurez microscópicos o gaméticos de las hembras adultas se clasificaron como: 1) Maduración temprana; 2) Maduración; 3) Maduración avanzada; 4) Puesta o desove; 5) Puesta parcial; 6) Post-puesta y 7) Reposo.

Resultados y Discusión

A continuación se describen los diferentes estadios de madurez microscópicos y se analiza la distribución espacial y los porcentajes de hembras adultas de *M. hubbsi*, en otoño y primavera de 2012.

Maduración temprana

Durante esta fase y hasta el momento previo al desove, las crestas ováricas se mantienen compactas. Comienza la síntesis endógena de vitelo y formación de vesículas incoloras o alveolos corticales (AC: estructuras que liberan su contenido en el espacio perivitelínico al momento de la fecundación) (Figura 2).

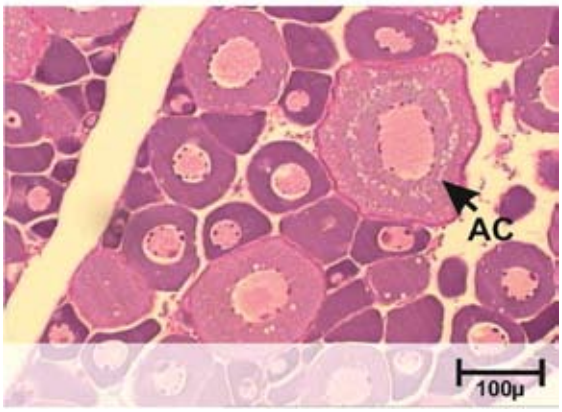


Figura 2. *Merluccius hubbsi*. Estadio de maduración temprana. AC: alveolos corticales.

Las hembras en este estadio predominaron en primavera, con una amplia distribución en el área de estudio. En otoño fueron escasas, localizándose las mayores concentraciones al sur de 37º S y en aguas profundas (Figura 3).

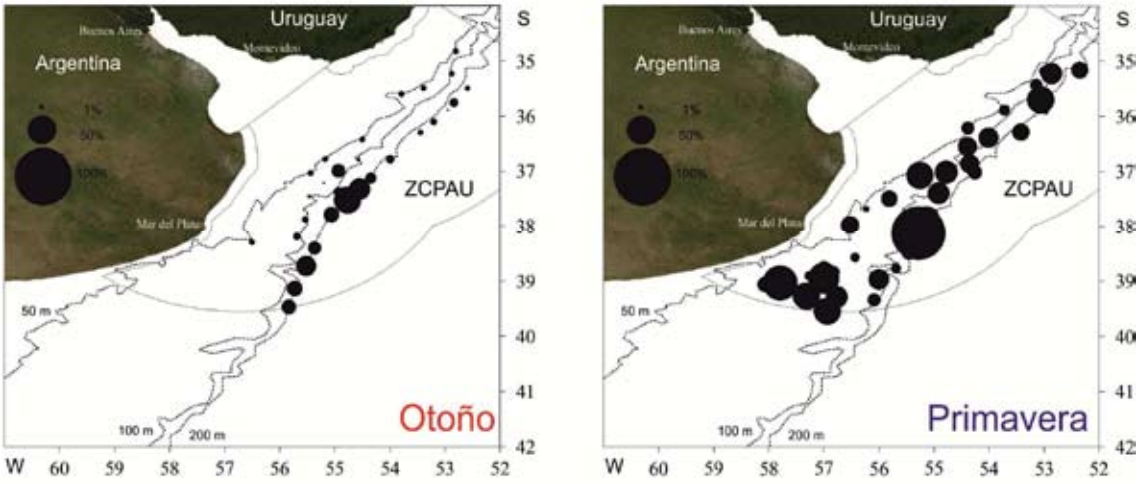


Figura 3. *Merluccius hubbsi*. Distribución espacial y porcentaje de hembras en maduración temprana por lance de pesca, a partir de muestras histológicas, durante el otoño y la primavera de 2012.

Maduración

Los ovocitos se encuentran en comienzo de vitelogénesis (CV) exógena. Además de los alvéolos corticales, se observan alrededor del núcleo, otras vesículas incoloras de mayor tamaño, compuestas por lípidos. Se hace evidente la membrana pelúcida (M) o zona radiata (Figura 4).

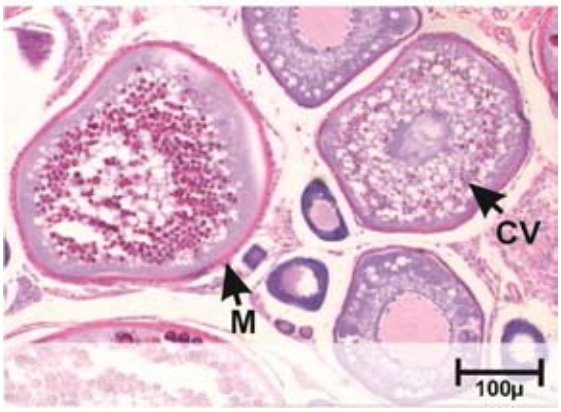


Figura 4. *Merluccius hubbsi*. Estadio de maduración. CV: comienzo de vitelogénesis; M: membrana pelúcida.

Las hembras en maduración fueron escasas en ambos meses, en otoño se localizaron preferentemente en aguas profundas y en primavera debajo de los 38ºS (Figura 5).

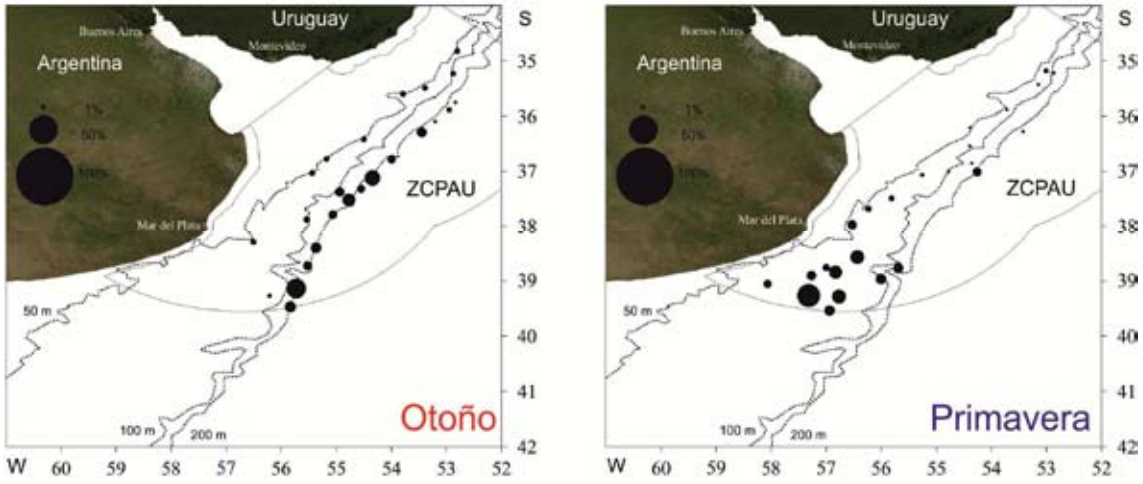


Figura 5. *Merluccius hubbsi*. Distribución espacial y porcentaje de hembras en maduración por lance de pesca, a partir de las muestras histológicas, durante las campañas de otoño y primavera de 2012.

Maduración avanzada

Los ovocitos presentan una gran acumulación de glóbulos de vitelo (V) (Figura 6). Las vesículas lipídicas comienzan a fusionarse para dar origen a la gota oleosa. La membrana pelúcida alcanza su máximo espesor, observándose diferentes estratos en esta estructura (células de la granulosa y teca).

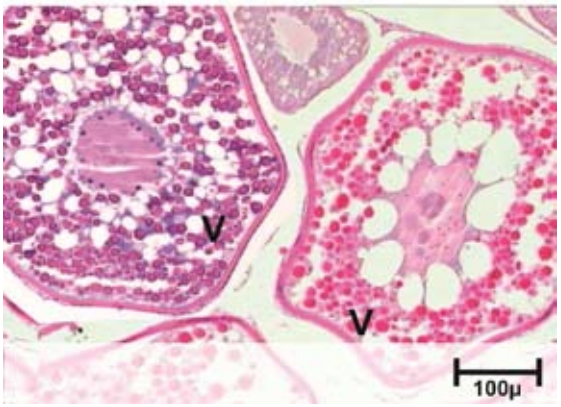


Figura 6. *Merluccius hubbsi*. Estadio de maduración avanzada. V: ovocitos vitelados.

Las hembras en maduración avanzada fueron más abundantes en otoño, se distribuyeron en toda la zona muestreada. En primavera se localizó un grupo importante bien al norte (35ºS) y luego grupos menores dispersos (Figura 7).

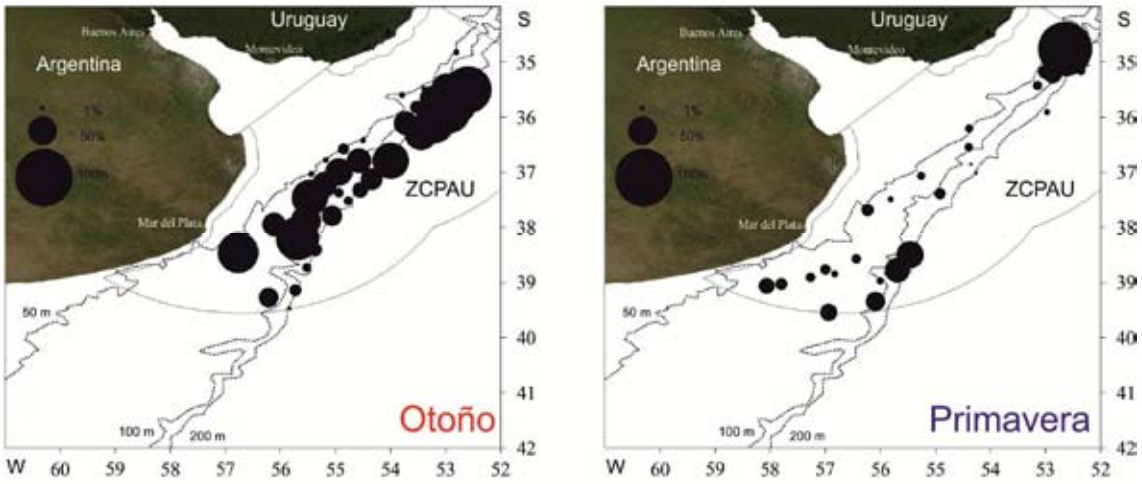


Figura 7. *Merluccius hubbsi*. Distribución espacial y porcentaje de hembras en maduración avanzada por lance de pesca, a partir de las muestras histológicas, durante las campañas de otoño y primavera de 2012.

Puesta o desove

En esta fase el ovario alcanza su máximo desarrollo y ocupa la mayor parte de la cavidad abdominal. Previo al desove los ovocitos más maduros entran en la etapa de hidratación (H) (Figura 8).

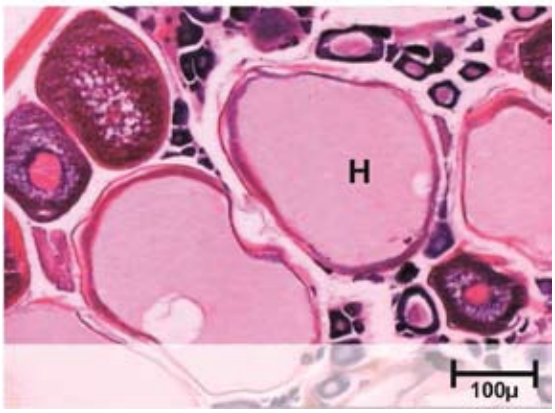


Figura 8. *Merluccius hubbsi*. Estadio de puesta o desove. H: ovocitos hidratados.

Las hembras en puesta predominaron en otoño, con la mayor cantidad de ejemplares en desove entre 36º y 39ºS, en proximidades de los 50 m de profundidad. En primavera solo se observaron algunos desoves aislados (Figura 9).

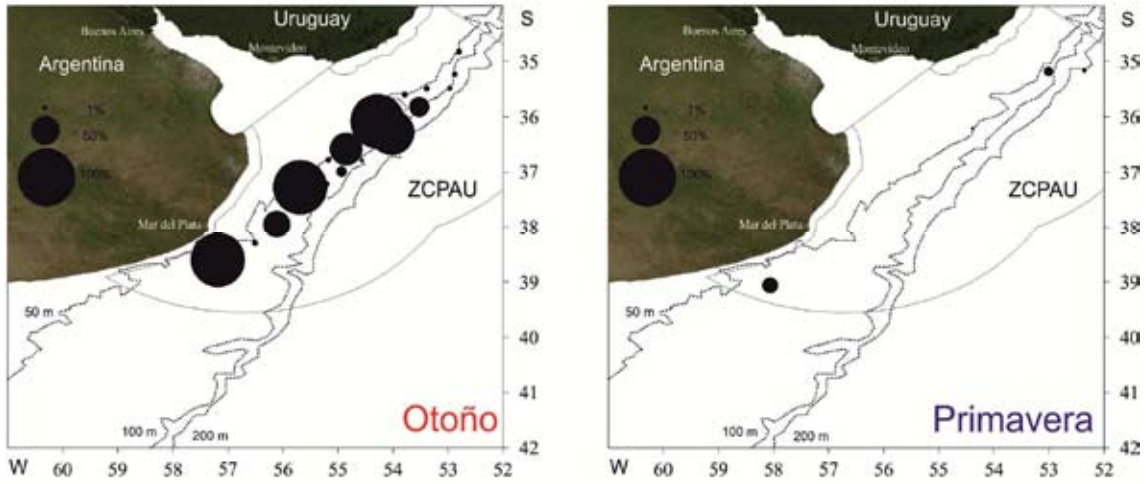


Figura 9. *Merluccius hubbsi*. Distribución espacial y porcentaje de hembras en puesta por lance de pesca, a partir de las muestras histológicas, durante el otoño y la primavera de 2012.

Puesta parcial

Se observan reacciones inflamatorias, hemorragias y folículos post-ovulatorios (FPO) en diferentes etapas de reabsorción. Juntamente con estos indicadores de evacuación ovocitaria, se presentan ovocitos vitelados (V) en maduración que serán expulsados en la próxima puesta (Figura 10).

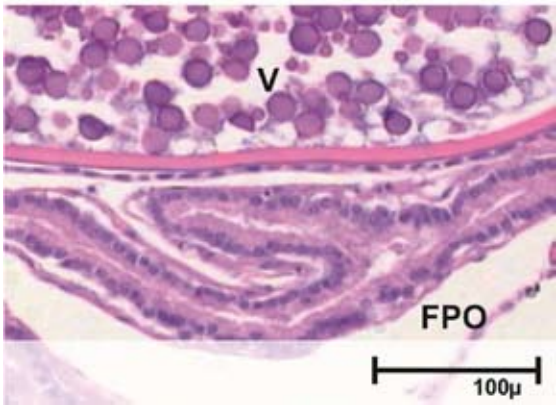


Figura 10. *Merluccius hubbsi*. Estadio de puesta parcial. FPO: folículos post-ovulatorios; V: ovocitos vitelados.

En concordancia con las hembras en puesta, aquéllas que habían desovado recientemente fueron más abundantes en mayo, con predominancia en cercanías de la isobata de 100 m. Solo se registraron 3 lances con hembras en puesta parcial con FPO recientes en primavera (Figura 11).

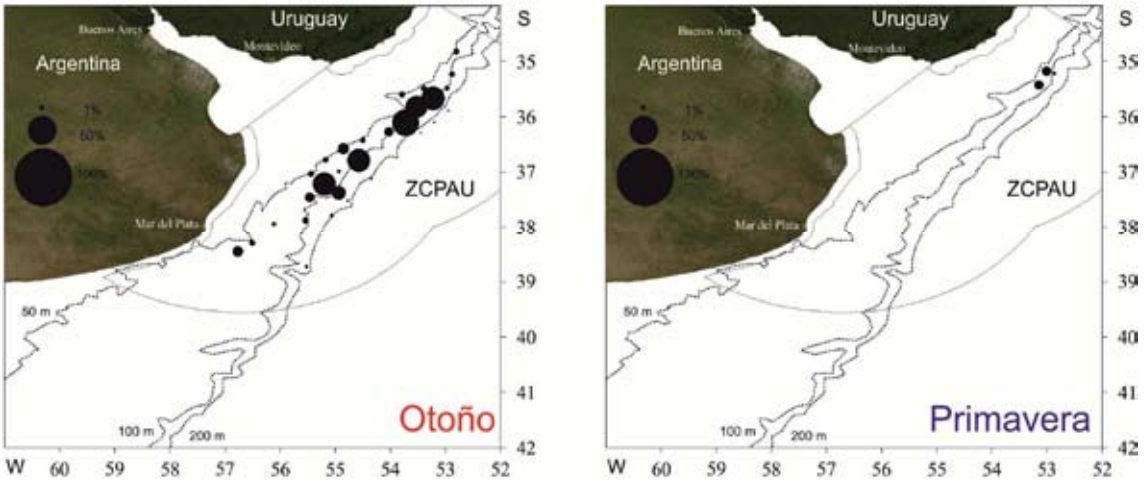


Figura 11. *Merluccius hubbsi*. Distribución espacial y porcentaje de hembras en puesta parcial con FPO por lance de pesca, a partir de las muestras histológicas, durante las campañas de otoño y primavera de 2012.

Post-puesta

En esta etapa se ha producido la expulsión de los ovocitos maduros, indicando la finalización del proceso reproductivo. Se observan ovocitos residuales o atresia (AT) en diferentes fases de reabsorción (Figura 12). La túnica ovárica se presenta muy engrosada debido a la retracción acontecida en la gónada después del desove.

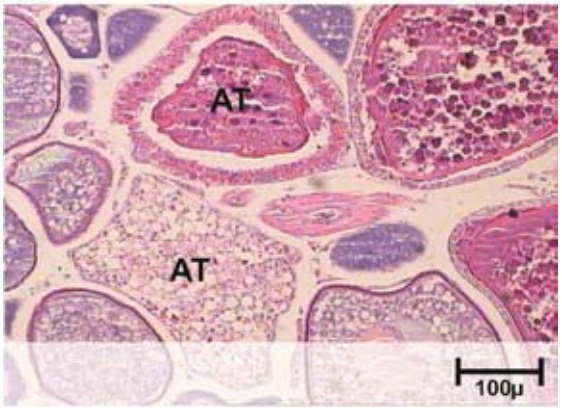


Figura 12. *Merluccius hubbsi*. Estadio de post-puesta. AT: atresia.

Los ejemplares en post-puesta fueron escasos en mayo, localizándose principalmente en aguas profundas al sur de 38ºS. En primavera fueron más abundantes y con una distribución bastante uniforme entre 36º y 38ºS (Figura 13).

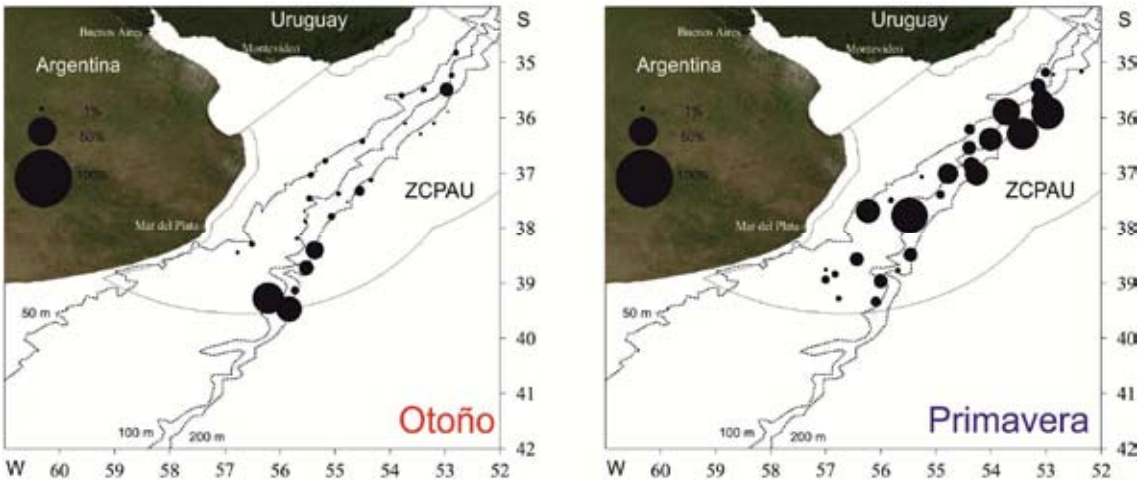


Figura 13. *Merluccius hubbsi*. Distribución espacial y porcentaje de hembras en post-puesta por lance de pesca, a partir de las muestras histológicas, durante las campañas de otoño y primavera de 2012.

Reposo

Una vez finalizada la puesta, los ovarios entran en un proceso de reversión hasta el próximo período de desove. Presentan ovocitos en crecimiento primario (PV) y atresias residuales (AT) (Figura 14). La túnica se encuentra engrosada y las crestas ováricas con cierto grado de laxitud.

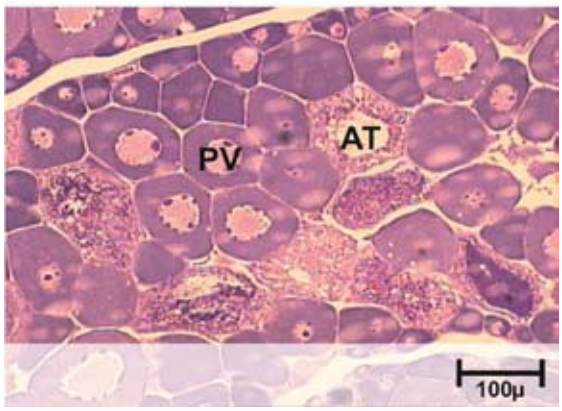


Figura 14. *Merluccius hubbsi*. Estadio de reposo. PV: ovocitos en crecimiento primario; AT: atresia.

Las hembras en reposo fueron poco abundantes en otoño, mientras que se observaron en altos porcentajes y con una amplia distribución en primavera (Figura 15).

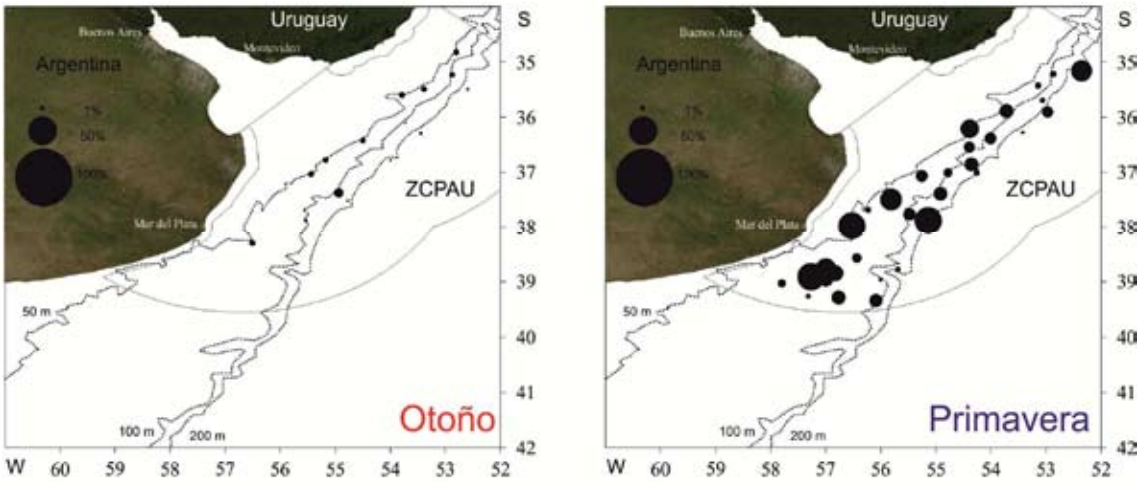


Figura 15. *Merluccius hubbsi*. Distribución espacial y porcentaje de hembras en reposo por lance de pesca, a partir de las muestras histológicas, durante el otoño y la primavera de 2012.

Durante el mes de mayo se observó un alto porcentaje de hembras en actividad reproductiva, con un 45% del total de los ejemplares en maduración avanzada y un 24% en hidratación y puesta parcial, es decir con desoves inminentes y recientes. El porcentaje de hembras en reposo fue muy bajo, aproximadamente el 1%. A diferencia de esto, en noviembre, la mayor parte de las hembras se encontraban en maduración temprana (32,5%) y en el final del ciclo reproductivo (42%, post-puesta y reposo) (Figura 16).

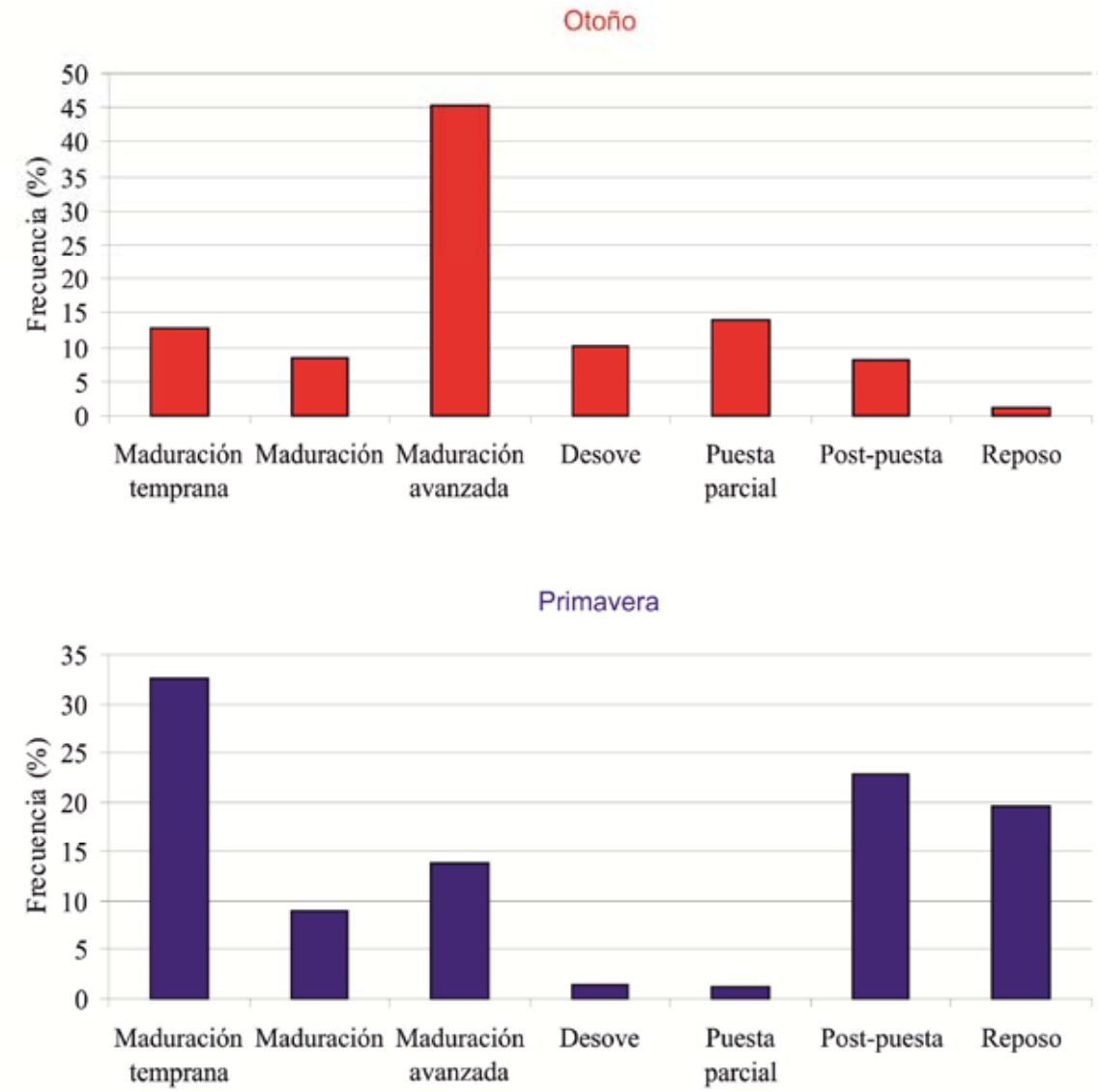


Figura 16. *Merluccius hubbsi*. Frecuencia porcentual de hembras adultas en diferentes estadios de madurez gamética durante el otoño y la primavera del año 2012.

Estudios previos sobre la variación espacio-temporal de los estadios de madurez de merluza en el área que comprende la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU), han mostrado que la actividad reproductiva de esta especie ocurre principalmente durante el otoño (Macchi y Pájaro, 2003; Rodrigues y Macchi, 2010) e iría disminuyendo hacia la primavera (Olivieri y Christianasen, 1987; Louge, 1996; Pájaro *et al.*, 2007). Esto junto al análisis de la distribución de huevos y larvas de esta especie entre los meses de marzo y agosto de diferentes años, coincide con lo observado en adultos, sugiriendo que el desove comienza en abril con un pico principal en mayo (Ehrlich, 2000). Los resultados obtenidos en el presente trabajo, a partir de submuestras histológicas de gónadas de hembras adultas, se ajustan a tales registros. La composición proporcional de estadios de madurez descripta en este trabajo es característica de un grupo en plena actividad reproductiva y no de un final de período de puesta, como ocurre con la merluza del efectivo sur durante marzo-abril (Macchi y Pájaro, 2002). Los pocos ejemplares en desove y puesta parcial, junto con los altos porcentajes en post-puesta observados en noviembre, estarían indicando que el proceso reproductivo continua durante el invierno disminuyendo hacia la primavera. Aunque Macchi y Pájaro (2003), basándose en registros obtenidos en el mes de diciembre de diferentes años, donde se observaron algunas hembras en desove, mencionaron que sería factible encontrar actividad reproductiva de merluza en la zona. Lamentablemente no se cuenta con información del análisis gonadal de hembras adultas durante un ciclo anual que permitiría delimitar el pico de desove.

Bibliografía

BEZZI, S., IRUSTA, G., PEREZ, M. & RENZI, M., 1997. Sobre la unidad de población de la merluza. Inf. Téc. Interno, DNI-INIDEP 25: 1-12.

CHRISTIANSEN, H.E., GLORIOSO, P.D., OLIVIERI, C.E. 1986. Aplicación de la histología en la determinación de efectivos de merluza (*Merluccius hubbsi*). Tipificación de tejidos, cálculos de la fecundidad y vinculación con las condiciones ambientales. Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar., 1 (2): 567-574.

COUSSEAU, M.B. y PERROTTA, R.G. 1998. Peces Marinos de Argentina: Biología, Distribución, Pesca. INIDEP, Mar del Plata, Argentina.

EHRLICH, M.D. 2000. Distribución y abundancia de huevos, larvas y juveniles de merluza (*Merluccius hubbsi*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. 1996-1998. Frente Marítimo, 18 (Sec. A): 31-44.

EHRLICH, M.D. y DE, CIECHOMSKI, J.D. 1994. Reseña sobre la distribución de larvas de merluza (*Merluccius hubbsi*) basada en veinte años de investigaciones. Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar. 15(A), 37-50.

GONÇALVES TORRES-PEREIRA, I. 1983. Morfometria, caracteres merísticos, osteologia e alimentaçao dos estadios larvais, e ditribuiçao de ovos e larvas de merluza *Merluccius hubbsi* (Gadiformes, Merlucciidae), na plataforma continental do Rio Grande do Sul. Trabajo de tesis para optar El grado de Mestre de la Universidad de Rio Grande do Sul, 105pp.

IRUSTA, G. y D´ATRI, L. 2013. Evaluación del estado del efectivo norte de 41°S de la merluza (*Merluccius hubbsi*) y estimación de la captura biológicamente aceptable para el año 2014. Inf. Téc. Of. DNI-INIDEP 26, 29 pp.

LOUGE, E.B. 1996. Variaciones espacio-temporales del fenómeno reproductivo de la merluza *Merluccius hubbsi* Marini, 1933 durante su concentración invernal en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Boletín del Instituto Español de Oceanografía, 11 (2): 123-139.

MACCHI, G.J. y PÁJARO, M. 2002. Variación estacional de la producción de huevos del stock patagónico de merluza (*Merluccius hubbsi*) en el período reproductivo diciembre 2000-marzo 2001. Inf. Téc. Int. DNI-INIDEP N° 14, 21pp.

MACCHI G.J. y PÁJARO, M. 2003. Fecundidad, producción potencial de huevos y talla de primera maduración de la merluza (*Merluccius hubbsi*) en el área de reproducción otoñal (35E-39-E30'S). Inf. Téc. Int. DNI-INIDEP Nº 86, 13 pp.

MACCHI, G.J., PÁJARO, M., EHRLICH, M.D. 2004. Seasonal egg production pattern of the Patagonian stock of Argentine hake (*Merluccius hubbsi*). Fisheries Research, 67: 25-38.

OLIVIERI, C. & CHRISTIANSEN, H. E. 1987. Consideraciones preliminares sobre la frecuencia reproductiva de la merluza común (*Merluccius hubbsi*). Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar. 3: 67-71.

OTERO, H.O, GIANGIOBBE, M.S., RENZI , M.A. 1986. Aspectos de la estructura de población de la merluza común (*Merluccius hubbsi*). II. Distribución de tallas y edades. Estadios sexuales. Variaciones estacionales. Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar. 1 (1): 147-179.

PÁJARO, M., MACCHI, G.J., IBAÑEZ, P. 2007. Análisis de la condición reproductiva del efectivo norte de merluza (*Merluccius hubbsi*) en el invierno de 2006. INIDEP Inf. Téc. 24, 1-12.

RODRIGUES K.A. y MACCHI G.J. 2010. Spawning and reproductive potencial of the Northern stock of Argentine hake (*Merluccius hubbsi*). Fisheries Research 106: 560-566.

SANTOS, B. y VILLARINO, M. 2013. Evaluación del estado de explotación del efectivo sur de 41°S de la merluza (*Merluccius hubbsi*) y estimación de la captura biológicamente aceptable para 2014. INIDEP Inf. Téc. 29 pp. 1–30.

SIMONAZZI, M.A. y OTERO, H.O. 1986. Aspectos de la estructura de población de la merluza común (*Merluccius hubbsi*). I. Largo y edad de primera madurez, relación largo peso. Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar., 1 (1): 135-146.

UBAL, W., NORBIS, W., BOSCH, B., PAGANO, D. 1987. Estudio del stock desovante de la merluza (*Merluccius hubbsi*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar., 3: 59-66.

WALLACE, R.A. y SELMAN, K. 1981. Cellular and dynamic aspects of oocyte growth in teleosts. American Zoology, 21: 325-343.

Distribución y abundancia de la comunidad zooplanctónica en primavera (2016) y su relación con el ambiente en el área de distribución de prerreclutas de merluza (*Merluccius hubbsi*) del efectivo norte

Carla Derisio, Carla F. Berghoff, Graciela Molinari, Rubén Negri y Ricardo Silva

Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, INIDEP, Mar del Plata, Argentina
cderisio@inidep.edu.ar

RESUMEN: Se analizaron muestras de plancton colectadas con red Bongo (300 µm) en noviembre de 2016 en la Zona Común de Pesca Argentina Uruguaya (ZCPAU). Los resultados del análisis del zooplancton fueron tratados conjuntamente con información ambiental (temperatura, salinidad, concentración de clorofila a y composición fitoplanctónica). Se realizaron análisis multivariados para determinar patrones de distribución y asociaciones de especies. Las mayores abundancias de zooplancton se hallaron en el sector sur de la ZCPAU y hacia la isobata de 100 m. Estos valores coincidieron con valores muy elevados de clorofila a en superficie que correspondían a una floración de dinoflagelados atecados. Esta zona presentó características oceanográficas favorables para el desarrollo tanto del fitoplancton como del zooplancton. La distribución de las especies del zooplancton se relacionó con las masas de aguas características del área y época de estudio. La alta disponibilidad de presas zooplanctónicas observada en el presente estudio estaría indicando que es un sector favorable para el éxito de reclutamiento de la merluza del efectivo norte, por lo cual se remarca la importancia en el estudio sistemático de la comunidad zooplanctónica y su ambiente en el área de distribución de esta especie.

Palabras clave: zooplancton, clorofila a, ambiente de la merluza, ZCPAU.

SUMMARY: Distribution and abundance of zooplankton community during spring (2016) and its relationship with the environment in the distribution area of the Northern stock of Argentine hake (*Merluccius hubbsi*).- Plankton samples were collected with a Bongo net (300 µm) in november of 2016 in the Argentine Uruguayan Common Fishing Zone (AUCFZ) (between 34° S and 41° S). The results of the zooplankton analysis were treated together with environmental information (temperature, salinity, chlorophyll a concentration and phytoplankton composition). Multivariate analyzes were performed to determine species distribution patterns and its associations. The highest zooplankton abundances were found in the southern sector of the AUCFZ and towards the 100 m isobath. These values are in coincidence with the highest values of surface chlorophyll a that corresponded with an athecate dinoflagellate bloom. This zone presents favorable oceanographic

characteristics for the development of both phytoplankton and zooplankton. The zooplankton species distribution was related to the typical water masses in the study area and time of the year. The high availability of zooplanktonic prey observed in this study could indicate that it is a favorable sector for the recruitment success of northern hake, whereby it is highlighted the importance in the systematic zooplankton community study and its environment in the distribution area of this species.

Key words: zooplankton, chlorophyll a, hake environment, AUCFZ

Introducción

En el ambiente marino, el zooplancton desempeña un rol clave en la cadena trófica pelágica por enlazar los productores primarios con los consumidores secundarios. La disponibilidad de presas zooplanctónicas para larvas de peces, y peces adultos planctívoros, es considerada uno de los principales factores que regulan la biomasa y dinámica poblacional de muchas especies de interés comercial (Kiørboe, 1993; Lenz, 2000).

En el Mar Argentino, la merluza común (*Merluccius hubbsi*) es uno de los recursos pesqueros de mayor importancia y está representada por dos efectivos, uno norte (entre 34º y 41ºS) y otro sur (entre 41º y 55ºS) (Bezzi *et al.*, 2004). La principal actividad reproductiva (período de puesta) del efectivo norte ocurre en otoño (Ehrlich y Ciechomski, 1994; Rodrigues y Macchi, 2010), donde se registran las mayores abundancias de larvas (Ehrlich y Ciechomski, 1994) que, hacia la primavera, se desarrollan en prerreclutas o juveniles de edad 0 (Louge *et al.*, 2014). Durante estos primeros estadios de vida de la merluza, su alimentación es exclusivamente a base de organismos zooplanctónicos (ej. Viñas *et al*., 1992; Moriondo, 2002; Sabatini *et al.*, 2004; Temperoni y Viñas, 2013; Temperoni, 2015).

A pesar de que la información sobre zooplancton en el área de distribución de la merluza del efectivo norte es numerosa, mucha ha sido focalizada en relación a la hidrografía (ej. Ramírez, 2007; Fernández Aráoz *et al.*, 1991; 1994; Santos y Ramírez, 1991; Ramírez y Santos, 1994; Viñas *et al.*, 1994; 2002; Marrari *et al.*, 2004; Di Mauro *et al.*, 2009; Cepeda *et al.*, 2012; Viñas *et al.*, 2013), y poco se conoce sobre su relación con la distribución de sus prerreclutas.

Para ampliar el conocimiento sobre "el ambiente" en el que se distribuye la merluza del efectivo norte, en el presente trabajo se propone describir la comunidad zooplanctónica y su relación con las variables ambientales en primavera de 2016, con el propósito de interpretar y discutir los patrones de distribución de sus prerreclutas,

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio comprende la plataforma bonaerense entre los 34 ºS y 41 ºS. Está limitada por la isobata de 50 m al oeste y por la isobata de 200 m al este. La plataforma está cubierta por agua de origen subantártico que se desplaza hacia el norte de forma más lenta que las aguas del talud. Las características oceanográficas del área están afectadas por distintas masas de agua con propiedades físicas-químicas diferentes, lo que lo hace un ambiente altamente dinámico desde el punto de vista hidrográfico. Estas incluyen el efecto de la circulación de las corrientes Malvinas- Brasil y su confluencia, el aporte fluvial del Rio de la Plata, la presencia del frente de talud, la acción de los vientos, y el ciclo térmico anual. En la superficie y durante la primavera, la temperatura en la región no supera los 16º C y la salinidad aumenta hacia la plataforma externa o talud. Así, la plataforma media se caracteriza por presentar salinidades entre 33,5 y 33,7 y la plataforma externa entre 33,8 y 34,0. En la zona

costera, asociada a la descarga del Río de la Plata, la salinidad no supera los 33,5; mientras que la influencia de agua de origen subtropical en la región externa, se caracteriza por presentar temperaturas superiores a los 16º C y altas salinidades que llegan hasta los 34,0 (Guerrero y Piola, 1997; Lucas *et al.*, 2005; Möller *et al.*, 2008; Molinari *et al.*, 2017).

Colección de muestras

En el presente estudio, se utilizaron los datos ambientales y los obtenidos a partir de muestras de plancton correspondientes al área de distribución de la merluza del efectivo norte, cuya campaña "Evaluación integral de los recursos demersales en el área del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo" fue realizada en noviembre de 2016 (EH-02/16).

Los datos ambientales incluyeron la toma de datos termohalinos continuos y muestras de agua para determinar tanto la concentración de Clorofila *a* (Cl *a*) como la composición fitoplanctónica. Se realizaron un total de 43 estaciones oceanográficas distribuidas en el área de estudio (Figura 1). Las mediciones de presión, temperatura y conductividad se realizaron con un CTD marca Sea Bird, modelo SBE-19, en tiempo real. Se procesaron las estaciones con el paquete de rutinas SBE Data Processing obteniéndose datos filtrados y decimados cada 1db de profundidad. Para la determinación de Cl*a in situ*, se tomaron 40 muestras en superficie de agua de mar mediante botellas Niskin en estaciones CTD seleccionadas (Figura 1). En todos los casos las muestras fueron colectadas en botellas oscuras de 250 ml y posteriormente se concentró el material celular con el pigmento mediante filtrado en oscuridad a baja presión (menor a 5 psi) en filtros de fibra de vidrio (Millipore GF/F) con tamaño de poro nominal de 0,7 µm. Posteriormente el filtro fue plegado a la mitad de modo que el contenido fitoplanctónico se encuentre hacia adentro. Una vez plegado el filtro fue envuelto en papel de aluminio, e inmediatamente estas muestras fueron mantenidas a - 196ºC y en el laboratorio en tierra en ultrafreezer (-84ºC) hasta su análisis. Para el estudio del fitoplancton se tomaron 250 ml de agua de mar y se fijaron con una solución de formaldehido neutralizado, y se almacenaron en oscuridad hasta su análisis en el laboratorio.

Para estudiar la comunidad zooplanctónica, se examinaron un total de 34 muestras de plancton (Figura 1) colectadas utilizando una red Bongo de 60 cm de diámetro de boca, provista de malla de tamaño de poro 300 µm, operando en arrastres oblicuos desde cercanías del fondo hasta la superficie a una velocidad de ~3 nudos. Las profundidades alcanzadas por dicha red se determinaron utilizando un sensor SCANMAR y el volumen de agua filtrado en cada caso se estimó a partir de un flujómetro Hydrobios ubicado en la boca de la red. Las muestras fueron fijadas en formol al 5% en agua de mar.

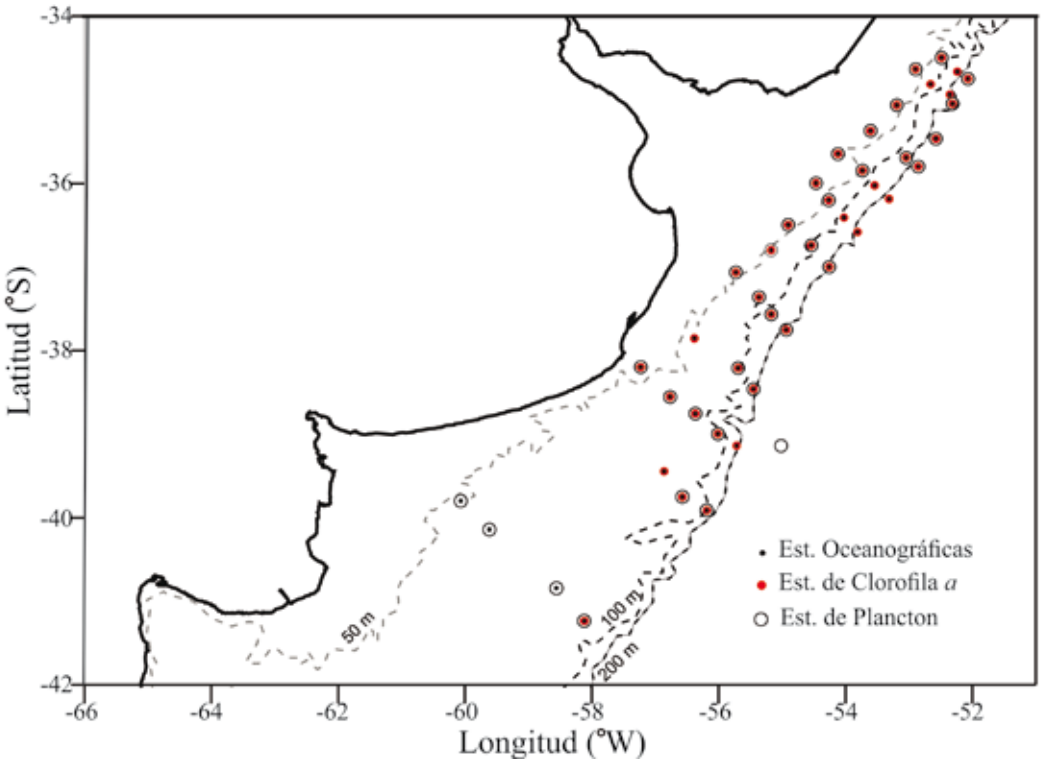


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo de la campaña EH-02/16. En puntos negros se indican las estaciones oceanográficas, en puntos rojos las estaciones de muestreo para la determinación de Clorofila a y en círculos negros las estaciones de muestreo de plancton.

Observación y análisis de las muestras

Con los datos oceanográficos se realizaron isolíneas del campo de temperatura y salinidad de superficie y fondo utilizando el Programa Surfer v12. Para identificar estaciones no representativas respecto a la climatología de la base Regional de Datos Oceanográficos BaRDO-INIDEP, se compararon los datos de temperatura y salinidad en la superficie y en el fondo obtenidos durante la campaña con los valores estadísticos de noviembre; estos últimos calculados agrupando mensualmente y en cuadrados geográficos regulares de tamaño 0,5 la información histórica almacenada en la base.

En el Laboratorio de Producción Primaria y Biotoxicidad se procedió a la extracción de los pigmentos de las células con metanol 100% y cuantificación de la concentración de Cl a (mg/m^3) en el extracto mediante el espectrofluorómetro Perkin-Elmer LS3. El método utilizado siguió los lineamientos propuestos por Holm-Hansen *et al.* (1965) con modificaciones (Lutz *et al.*, 2007; 2010). En aquellas estaciones donde se observaron las máximas concentraciones de Cl *a* se procedió a cuantificar la comunidad del fitoplancton, la cual fue expresada como número de células por litro (cél l^{-1}). Las muestras de plancton se examinaron en el laboratorio de zooplancton del INIDEP bajo lupa binocular y microscopio óptico. El tamaño de red utilizada permitió la recolección de organismos correspondientes al meso y macrozooplancton, principalmente tallas > a 1 mm. Se identificaron los diferentes grupos zooplanctónicos y se llegó al nivel especie en la mayoría, principalmente en sus estadios adultos. La abundancia se calculó en base a la cuantificación de organismos en alícuotas, cuyo volumen vario dependiendo de la densidad en la muestra original, y se expresó como individuos por metro cúbico (Ind m^{-3}).

Se analizó el patrón de distribución horizontal y la abundancia del zooplancton en función a las características ambientales y se graficaron aquellos grupos más representativos en cuanto a la abundancia y frecuencia de aparición. Para todos los grupos zooplanctónicos se calculó el valor medio (x) y su desvío estándar (d.e.). Para estudiar las asociaciones de las diferentes especies y/o grupos zooplanctónicos se aplicó un análisis de agrupamiento jerárquico (análisis clúster) para caracterizar biológicamente a las estaciones de muestreo en base a la estructura de la comunidad, y cuya matriz de similitud fue calculada aplicando el índice de Bray-Curtis (Field *et al.*, 1982; Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 2001). Los datos de abundancia zooplanctónica fueron transformados a log (x+1) para minimizar las diferencias en abundancia, evitando que el clúster sea formado en función solo de las especies más abundantes (Clarke y Warwick, 2001). Para este análisis, se utilizó una matriz única de abundancia que cubrió toda el área de estudio. El análisis se llevó a cabo entre estaciones para definir una similitud espacial. Las estaciones que mostraron una tendencia a agruparse fueron usadas posteriormente para realizar un análisis de similitud de porcentajes o SIMPER con el objetivo de identificar aquellas especies y/o grupos de zooplancton que contribuyeron más a la similitud dentro de cada grupo y para estudiar la disimilitud entre grupos (Clarke y Warwick, 2001). Se compararon las abundancias zooplanctónicas entre grupos utilizando un test no paramétrico Kruskal-Wallis (Zar, 1996). La presencia de cada agrupación zooplanctónica obtenida a partir del clúster fue comparada con los valores ambientales como temperatura, salinidad, profundidad y concentración de Cl *a*.

Resultados

En superficie la temperatura osciló entre los 8,9 y 19°C y la salinidad entre 33,2 y 35,5. En el fondo, la temperatura fluctuó entre los 4,2 y 14,1°C y la salinidad entre 33,5 y 35,3. En cuanto a los rangos térmicos, se observa un enfriamiento desde superficie al fondo y desde la costa hacia el talud y a partir de los rangos salinos se observa mayor salinidad hacia el fondo (Figura 2). Los registros muestran el predominio de aguas de origen subantártico de Plataforma, pero al norte de los 36°S y aguas afuera de los 150 m, donde la salinidad superó los 34,8 se observó la influencia de aguas de origen subtropical (Figuras 2). Al sur de los 39°S y aguas afuera de los 85 m, se observaron registros termohalinos más fríos y más salinos que el rango climatológico calculado para el mes de noviembre (anomalías termohalinas) (ver punteado rojo en Figura 2). Esta información muestra discontinuidad en el muestreo.

La Cl *a* en superficie presentó gran variación en el área de estudio (0,4-39,3 mg m^{-3}; x=6,3; d.e=8,7). Se registraron máximos valores de 39,3 mg m^{-3} hacia el sur del área de estudio, entre los 38,4° S y 39,7° S y hacia afuera de la plataforma (entre 100 y 200 m de profundidad). Estos máximos *in situ* coincidieron con máximos satelitales, a los largo de la isobata de 200 m de profundidad según Cozzolino (com.pers.)[1]. Los mínimos valores se observaron principalmente al norte, entre 34,7° S y 35,8° S y hacia afuera de la plataforma en cercanías de los 200 m de profundidad (Figura 3a). Los máximos de Cl *a* correspondieron a floraciones de un dinoflagelado atecado alcanzando concentraciones de 7.257.000 cél l-1.

[1] Ing. Ezequiel Cozzolino, Subprograma Sensoramiento Remoto, INIDEP

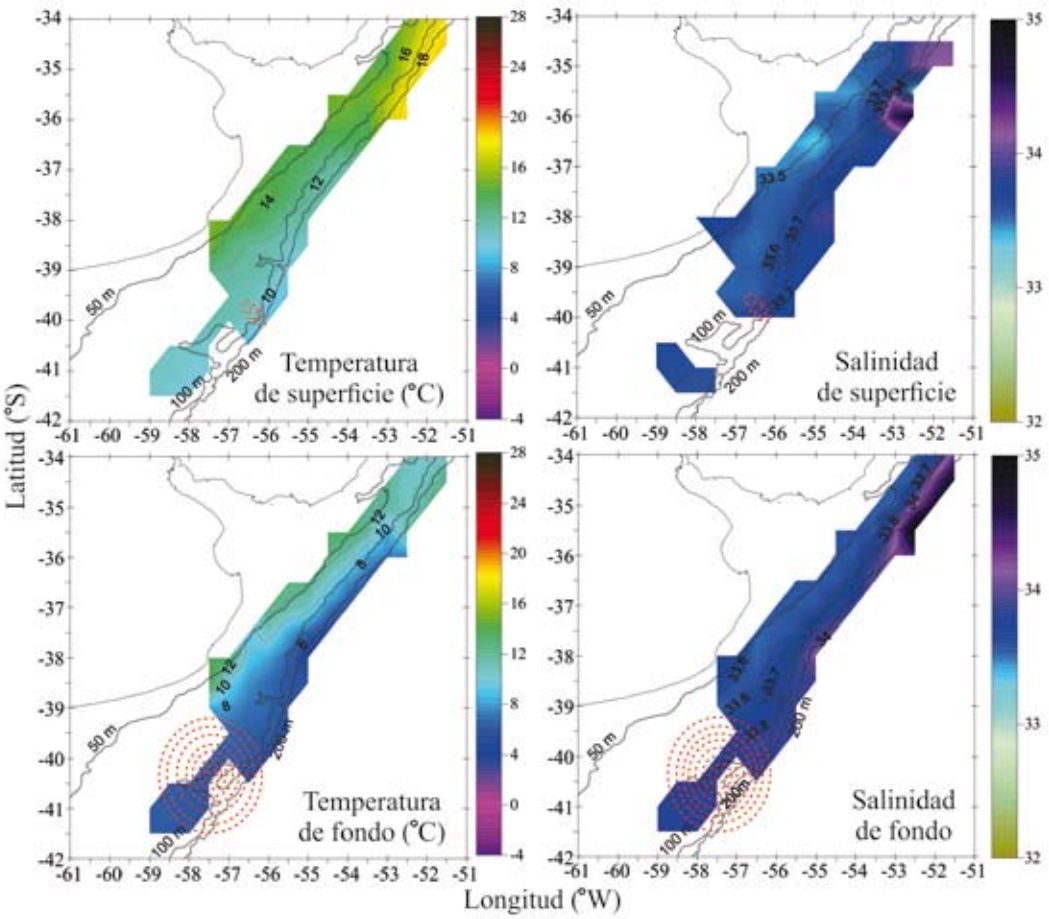


Figura 2. Distribución superficial y de fondo de temperatura (ºC) y salinidad. El punteado rojo representa la zona donde se observaron anomalías termohalinas.

Las abundancias zooplanctónicas totales en el área de estudio variaron entre 47 y 15.028 Ind m^{-3} (x=1.434; d.e.=2.758) y fueron en general altas (Figura 3a). Estas estuvieron representadas por organismos del meso (0,5-2 mm) y macrozooplancton (>2 mm). Debido al tipo de red utilizada, el mesozooplancton correspondiente a un rango de tallas entre 1 y 2 mm, fue el grupo dominante en toda el área. En particular, los copépodos contribuyeron con el 90 % de la abundancia total en la mayoría de las estaciones, con un rango de abundancia entre 38 y 15.011 Ind m^{-3}; y una abundancia media de =1.39±2.760 Ind m^{-3} (Figura 3b). Este grupo estuvo representado en su mayoría por inmaduros y adultos de copépodos calanoideos (*Calanoides carinatus, Calanus simillimus, Ctenocalanus vanus, Drepanopus forcipatus, Acartia tonsa, A. danae, Clausocalanus brevipes, Paracalanus parvus, Centropages. brachiatus, Lavidocera fluviatilis, Lucicutia flavicornis, Eucalanus longiceps, E. elongatus y Pleuromamma gracilis*) y algunas especies de copépodos ciclopoideos (*Oithona aff. helgolandica y O. atlántica*). Entre otros grupos mesozooplanctónicos se identificaron cladóceros *Evadne nordmanii* y *Podon sp.* (0,7-234 Ind m^{-3}; x=12,6; d.e.=44,6); las apendicularias estuvieron representadas por *Oikopleura dioica* (1,9-21,4 Ind m^{-3}; x=2,2; d.e.=4,8), larvas de eufaúsidos (0,1-141 Ind m^{-3}; x=14; d.e.=30,6), larvas de decápodos (principalmente zoeas < 2mm de talla) con abundancias 0,1-1,2 Ind m^{-3} (x=0,1; d.e.=0,3) y nauplii de cirripedios (2,9-3,1 Ind m^{-3}; x=0,2; d.e.=0,7).

El macrozooplancton estuvo representado principalmente por juveniles y adultos de eufaúsidos de la especie *Euphausia lucens* (0,3-74 Ind m^{-3}; x=8,9; d.e.=13,9) y del anfípodo hipérido *Themisto gaudichaudii* (0,1-22 Ind m-3; x=3,5; d.e.=5,1) (Figura 3c-d). Las tallas promedios de estas especies fueron 7,2 mm (3,5-19 mm; d.e.=3,4) y 4,7 mm (1,5-10 mm; d.e.=2,1), respectivamente. También se observaron en unas pocas estaciones la presencia del eufaúsido *Thysanoessa gregaria* y el anfípodo hipérido *Phrosina semilunata*. Otros grupos de macrozooplancton observados fueron los quetognatos (principalmente *Sagitta sp.*) con abundancias 0,1-13,1 Ind m-3 (x=1,7; d.e.=2,8), juveniles y adultos del mysidaceos *Mysidopsis rionegrensis* (0,1-0,3 Ind m-3; x=0,04; d.e.=0,1), cumáceos (0,1-0,4 Ind m^{-3}; x=0,03; d.e.=0,1), ostrácodos (0,15-0,48 Ind m^{-3}; x=0,03; d.e.=0,11), larvas de decápodos (principalmente de camarones > 2mm de talla) con abundancias 0,09-0,84 Ind m^{-3} (x=0,09; d.e.=0,21) y larvas de estomatópodos (0,44-1,21 Ind m^{-3}; x=0,05; d.e.=0,22). Las mayores abundancias de los grupos más representativos del zooplancton, principalmente copépodos seguido de eufaúsidos y anfípodos hipéridos, fueron observadas en el sector sur (37° S -39° S) de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU) y hacia la isobata de 100 m, en coincidencia con máximos valores de Cl a en superficie (Figura 3). Esta zona presentó un fuerte gradiente termohalino tanto en la superficie como en el fondo, con registros de temperaturas mínimas (inferiores a 10°C), salinidad alta del orden de 33,7 y se ubicó inmediatamente al norte de la zona con anomalías termohalinas (Figuras 2 y 3).

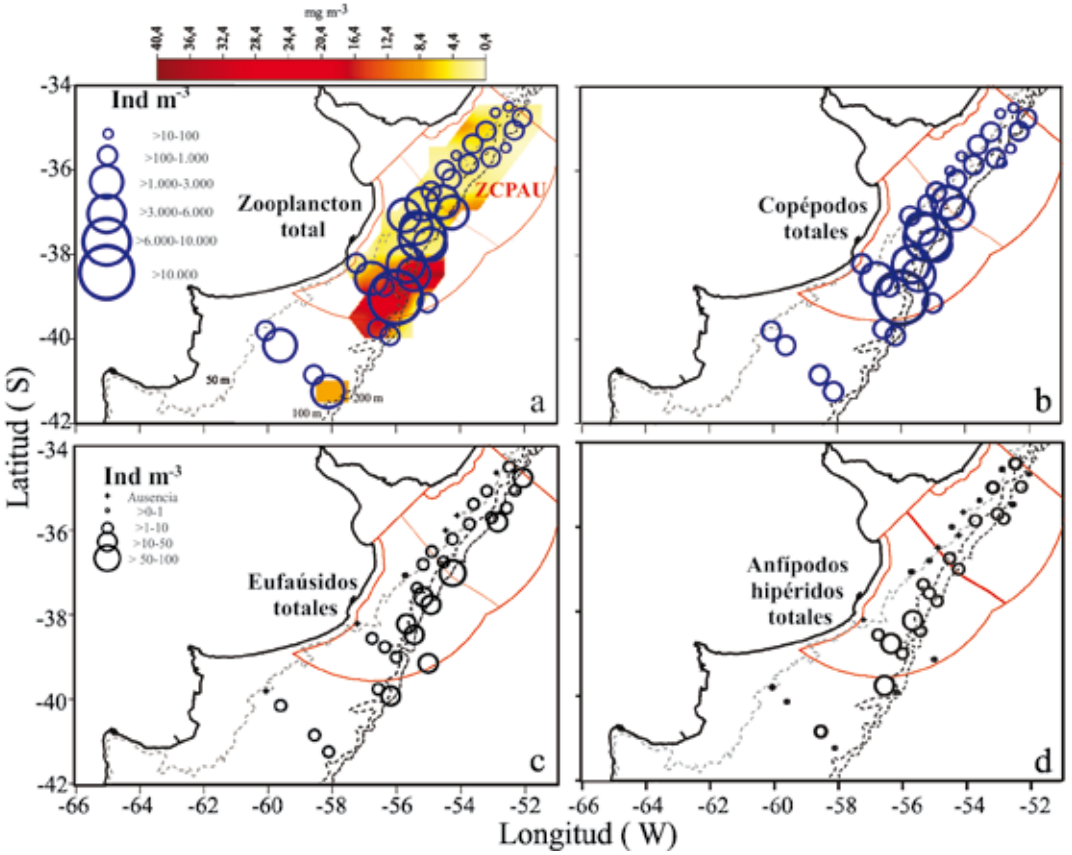


Figura 3. Distribución horizontal del zooplancton total y sus grupos más representativos en el área de estudio. a) Zooplancton total en relación con la distribución superficial de Clorofila a (Cl a, mg m^{-3}), b) Copépodos c) Eufaúsidos, y d) Anfípodos Hipéridos. El área remarcada corresponde a la Zona Común de Pesca Argentina Uruguaya (ZCPAU).

A partir de los resultados del análisis de clúster, se observaron 3 agrupaciones de estaciones (G1, G2 y G3) en el área de estudio (Figura 4). A partir del análisis de SIMPER se observó que los porcentajes de similitud dentro de cada agrupación fueron entre 49 y 56 %. Las agrupaciones se diferenciaron principalmente por las abundancias de las diferentes especies y/o grupos zooplanctónicos (Tabla 1). Las mayores disimilitudes se observaron entre G1 y G3 (74 %), mientras que las menores fueron entre G2 y G3 (58 %).

Las abundancias zooplanctónicas fueron significativamente diferentes entre las agrupaciones (Kruskal-Wallis: H=6,22 con 2 grados de libertad; p=0,04), siendo las mayores abundancias promedios registradas en G2 (1.738 Ind m^{-3}) y las menores en G3 (53 Ind m^{-3}).

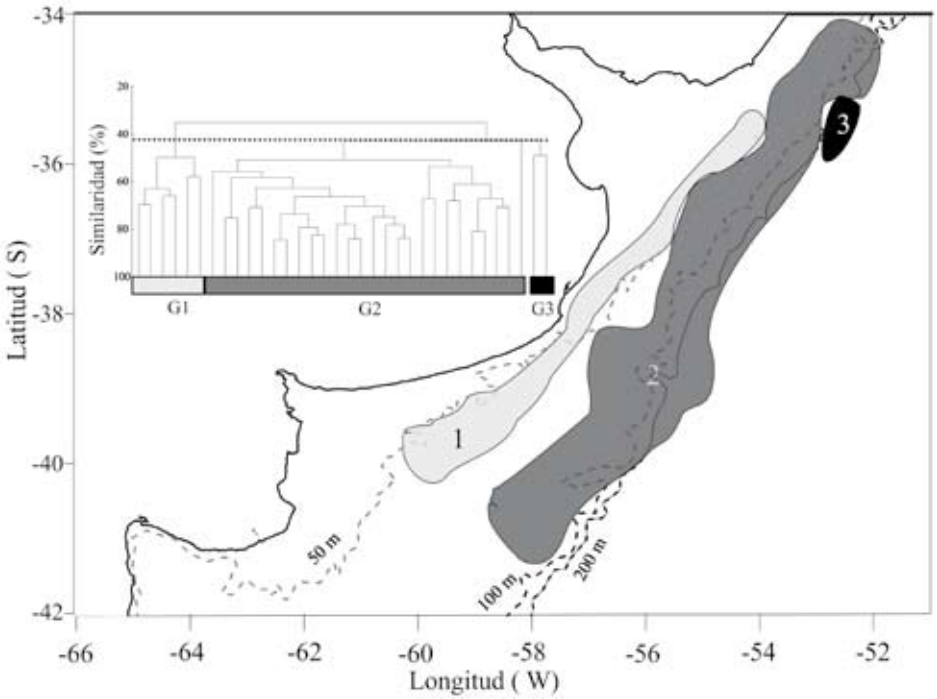


Figura 4. Dendrograma obtenido a partir del análisis clúster de las estaciones de muestreo de plancton y distribución de las 3 agrupaciones halladas por análisis clúster en el área de estudio. La línea de corte (línea punteada) permitió identificar 3 agrupaciones (G1, G2 y G3).

Las estaciones correspondientes a G1 presentaron rangos de temperaturas entre 10,2 y 18,6 °C (x=14; d.e.=2,6), salinidades entre 33,6 y 34,3 (x=33,8; d.e.=0,3), profundidades entre 40 y 68 m (x=48,8; d.e.=10) y concentraciones de Cl *a* entre 0,5 y 2,6 mg m-3 (x=1,4; d.e.=0,9). Las correspondientes a G2 se caracterizaron por tener rangos de temperaturas entre 4,2 y 21,3 °C (x=10; d.e.=3,7), salinidades entre 33,5 y 36,8 (x=34; d.e.=0,7), profundidades entre 37 y 623 m (x=114,5; d.e.=111,8) y concentraciones de Cl a muy variables entre 0,5 y 39,3 mg m^{-3} (x=8,2; d.e.=10,4). Para las estaciones de G3 se detectaron rangos de temperaturas entre 6,9 y 17,5 °C (x=11,8; d.e.=0,6), salinidades entre 34,4 y 35,9 (x=35,1; d.e.=0,6), profundidades entre 296 y 375 m (x=336; d.e.=55,9) y concentraciones de Cl *a* entre 0,6 y 0,8 mg m-3 (x=0,7; d.e.=0,2). Al comparar las tres agrupaciones con estos valores ambientales, se observó que G1 presentó el mayor valor medio de temperatura y los menores de salinidad y profundidad, G2 obtuvo los mayores valores medios de concentración de Cl *a* y los menores de temperatura y G3 se caracterizó por tener los mayores valores medios de salinidad y profundidad.

Tabla 1. Valor medio de abundancia (Ind m^{-3}) para cada especie/grupo zooplanctónico en cada una de las agrupaciones (G1, G2 y G3). Se resalta en negrita aquellos valores que corresponden a las especies/grupos zooplanctónicos que son más abundantes en cada agrupación.

Especies/grupos zooplanctónicos	G1 valor medio Ind m^{-3}	G2 valor medio Ind m^{-3}	G3 valor medio Ind m^{-3}
Copepodito Calanidae I-III	22	42	1
Copepodito No Calanidae I-III	7	7	0
Calanus simillimus	0	305	3
Calanoides carinatus	89	33	1
Ctenocalanus vanus	255	322	10
Drepanopus forcipatus	0,31	201	4
Paracalanus parvus	3	11	0
Clausocalanus brevipes	3	668	14
Acartia tonsa	0,17	5	0
A. danae	0	0	1
Lucicutia flavicornis	0	0	0,50
Labidocera fluviatilis	0	0	0,50
Eucalanus elongatus	0	1,30	0,50
E. longiceps	0	8	0
Pleuromamma gracilis	0	3	2
Oithona aff. helgolandica	6	3	0
O. atlántica	1	67	3
Evadne nordmanni	73	0,45	0
Podon sp.	10	0,03	0
Oikopleura dioica	7	2	0
Larvas eufaúsidos	10	15	0,72
Juv. Euphausia sp.	0,46	9,13	5
Adul. Euphausia lucens	0	1,22	0,50
Juv. Thysanoessa gregaria	0	0,26	1,50
Juv. Themisto gaudichaudii	0,12	3	1
Adul. Themisto gaudichaudii	0,02	1,30	0,20
Quetognato	3	1	3

Discusión

En primavera de 2016, las abundancias y la composición de especies y/o grupos del meso (principalmente copépodos) y macrozooplancton (principalmente eufaúsidos y anfípodos hipéridos) variaron a lo largo del área de distribución del efectivo norte de merluza. Las mayores abundancias zooplanctónicas fueron encontradas en coincidencia con máximos de Cl *a* en superficie y en condiciones oceanográficas favorables para su desarrollo. La distribución de las especies del zooplancton se relacionó con masas de agua diferentes, características del área y época de estudio (Guerrero y Piola, 1997; Lucas *et al.*, 2005; Möller *et al.*, 2008).

Las altas abundancias zooplanctónicas, tanto del meso como del macrozooplancton, observadas al sur de la ZCPAU (principalmente entre los 37° y 39° S) y hacia la isobata de los 100 m coincidieron con los máximos valores de Cl a, los cuales correspondieron a una floración de dinoflagelados atecados. Estas altas abundancias planctónicas ya han sido detectadas en trabajos previos en similares latitudes y profundidades (Carreto *et al.*, 1995; Viñas *et al.*, 1994; Carreto *et al.* 2007 y referencias). Esto podría explicarse por la influencia del frente permanente del talud y de la confluencia de las corrientes Malvinas-Brasil. El frente del talud, cuya posición varía estacionalmente desplazándose hacia la plataforma durante la primavera, es la zona de encuentro de aguas de plataforma externa con las aguas subantárticas, frías, de baja salinidad y ricas en nutrientes transportadas por la corriente de Malvinas, que fluye hacia el norte. La corriente de Brasil, de aguas subtropicales, cálidas y salinas, fluye hacia el sur, ambas confluyen cerca de los 38°S determinando importantes gradientes físico-químicos que favorecen la presencia de altas concentraciones de nutrientes con importantes consecuencias biológicas para todo el ecosistema (Guerrero y Piola, 1997; Piola y Rivas, 1997; Lucas *et al.*, 2005; Carreto *et al.*, 2007; Acha *et al.*, 2004). A su vez, en el presente estudio, la alta producción planctónica fue observada inmediatamente al norte del área donde se registraron valores termohalinos anómalos (más fríos y más salinos) respecto al rango climatológico de noviembre tanto en superficie como en fondo, extendiendo la zona oceanográfica de mayor gradiente termohalino hacia el sur- sudoeste de la región de muestreo.

En el área de estudio, la formación del frente de plataforma en primavera, producto de la estratificación de la columna de agua y establecimiento conjunto de una termoclina, favorece la presencia de altas abundancias de organismos planctónicos, los cuales disminuyen hacia el verano tardío debido a la falta de nutrientes en el ambiente. Este frente, al romperse en otoño, provoca un nuevo incremente del plancton debido a la resuspensión de los nutrientes (Martos y Picolo, 1988; Carreto *et al.*, 1995; Marrari *et al.*, 2004). Estas altas abundancias planctónicas serían el sustento alimenticio para larvas de merluza (Temperoni, 2015) del efectivo norte en otoño y para sus prerreclutas (Temperoni, 2015) así como para otros organismos de interés comercial como larvas y adultos de la anchoíta *Engraulis anchoíta* (Viñas *et al.*, 2002; Marrari *et al.*, 2004; Pajaro *et al.*, 2008) y juveniles de calamar *Illex argentinus* (Ivanovic, 2012) en primavera.

Dentro de la comunidad zooplanctónica, el macrozooplancton, principalmente los eufaúsidos y anfípodos hipéridos, son el alimento de prerreclutas de merluza (Temperoni, 2015), las cuales abundan en primavera en el área de estudio (Louge *et al.*, 2014). La comparación de nuestros resultados con los obtenidos por otros autores, para la misma campaña de investigación (primavera de 2016), mues-

tran que la distribución de abundancias de eufaúsidos y anfípodos hipéridos coincidió con la de prerreclutas (< 18 cm de talla), encontrándose las mayores abundancias de estos grupos principalmente entre los 37° y 39° S y hacia la isobata de los 100 m (Ver Figuras 3 y Louge y Molinari, 2017). A su vez, prerreclutas de tallas entre 10 y 15 cm, colectados en dicha área, presentaron la mejor condición nutricional y tuvieron una mayor incidencia trófica por eufaúsidos y anfípodos hipéridos (Temperoni *et al.*, 2017) con valores medios de tallas de 11,6 mm (5,5-18,7 mm) y 9,8 mm (3,9-17,6 mm), respectivamente (Temperoni com.pers.)[2]. Al relacionar estos valores de tallas con los observados en las muestras de plancton se podría decir que las prerreclutas tienen una preferencia por los organismos macrozooplanctónicos de mayor tamaño. A partir de esto, concluimos que la disponibilidad de estas presas para las prerreclutasde la merluza del efectivo norte en esta época del año estaría indicando que es un sector favorable para el éxito de reclutamiento de esta especie, por lo cual se remarca la importancia del estudio sistemático de la comunidad zooplanctónica y su ambiente en el área de distribución de esta especie.

La distribución geográfica de las tres agrupaciones zooplanctónicas observadas estuvo asociada a las características de las masas de agua típicas de la zona y época del año (Guerrero y Piola, 1997; Lucas *et al.,* 2005; Möller *et al.*, 2008). Las especies características de cada grupo observado en el presente trabajo fueron coincidentes con estudios previos (ej. Fernandéz Aráoz *et al.*, 1991; 1994; Viñas *et al.*, 2002; Marrari *et al.*, 2004). Dentro de las aguas de origen subantártico de plataforma, que fueron las predominantes, observamos dos agrupaciones zooplanctónicas, una con especies típicas de aguas costeras (hasta 50 m de profundidad) con salinidades más bajas y temperaturas más altas que las que se encontraron en aguas más profundas de plataforma externa. El tercer grupo zooplanctónico observado coincidió con especies de aguas de plataforma externa con influencia de aguas de origen subtropical las cuales se caracterizan por presentar temperaturas y salinidades mayores respecto a las de plataforma media.

La gran complejidad y variabilidad hidrográfica correspondiente a la ZCPAU juega un rol fundamental en el desarrollo de los organismos zooplanctónicos que a su vez son los responsables de la supervivencia, principalmente de los estadios de vida tempranos, no sólo de la merluza del efectivo norte sino además de muchas otras comunidades de peces que allí habitan. Por este motivo el estudio de las comunidades zooplanctónicas, como ambiente de los peces, debe ser considerado tan importante como aquellos estudios directamente relacionados con los recursos pesqueros.

Agradecimientos

Agradecemos al personal del Programa "Pesquería de Merluza y Fauna Acompañante" del INIDEP y a la tripulación del BIP "Eduardo Holmberg" por la toma de muestras a bordo.

[2] Dra. Brenda Temperoni (CONICET), Labortorio de Zooplancton INIDEP

Bibliografía

ACHA, E.M., MIANZAN, H., GUERRERO, R., FAVERO, M. & BAVA, J. 2004. Marine fronts at the continental shelves of austral South America. Physical and ecological processes. J. Marine Syst., 44: 83-105.

ANGELESCU, V. & PRENSKY, L. B. 1987. Ecología trófica de la merluza común del Mar Argentino (Merlucciidae, *Merluccius hubbsi*): Dinámica de la alimentación analizada sobre la base de las condiciones ambientales, la estructura y las evaluaciones de los efectivos en su área de distribución, Parte 2. Contrib. Inst. Nac. Invest. Des. Pesq., 561:205 p.

BELLEGGIA, M., FIGUEROA, D.E., IRUSTA, G. & BREMEC, C. 2014. Spatio-temporal and ontogenetic changes in the diet of the Argentine hake *Merluccius hubbsi*. J. Mar. Biol. Assoc. U.K., 94 (8):1701-1710.

BEZZI, S.I., RENZI, M., IRUSTA, G., SANTOS, B., TRINGALI, L.S., EHRLICH, M.D., SÁNCHEZ, F., GARCÍA DE LA ROSA, S.B., SIMONAZZI, M. & CASTRUCCI, R. 2004. Caracterización biológica y pesquera de la merluza (*Merluccius hubbsi*). En: SÁNCHEZ, R.P. & BEZZI, S.I. (Eds). El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación, Volumen 4, Public. Espec. INIDEP (Mar del Plata), 157-205.

CARRETO, J.I., LUTZ, V.A., CARIGNAN, M., CUCHI COLLEONI, A.D. & DE MARCOS, S.G. 1995. Hydrography chlorophyll a in a transect from the coast to the shelf-break in the Argentinian sea. Cont. Shelf Res.,15: 315-336.

CARRETO, J.I., CARIGNAN, M.O., MONTOYA, N.G. & CUCCHI COLLEONI, A.D. 2007. Ecología del fitoplancton en los sistemas frontales del Mar Argentino. In: Sánchez, R.P. & Bezzi, S.I. (Eds). El Mar Argentino y sus recursos pesqueros, 5. El ecosistema marino. Public. Espec. INIDEP (Mar del Plata), 11-31.

CEPEDA, G.C., DI MAURO, R., MARTOS, P. & VIÑAS, M.D. 2012. A section-sampling design to assess copepods and cladocerans distribution patterns in a highly complex hydrographic region (SW Atlantic Ocean, 34-41 ˚S): insights for a new time series?. Braz. J. Oceanogr., 60(3):381-390.

CIECHOMSKI, J.D. 1967. Carácter de desove y fecundidad de la merluza argentina, Merluccius *merluccius hubbsi*, del sector bonaerense. Bol. Inst. Biol. Mar., 13: 1-30.

CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Aust. J. Ecol., 18: 117-143.

CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. 2001. Change in Marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth. PRIMER-E.

DI MAURO, R., CAPITANIO, F. & VIÑAS, M.D. 2009. Capture efficiency for small dominant mesozooplankters (Copepoda, Appendicularia) off Buenos Aires province (34ºS-41ºS). Braz. J. Oceanog., 57(3): 205-214.

EHRLICH, M.D. & CIECHOMSKI, J.D. 1994. Reseña sobre la distribución de huevos y larvas de merluza (*Merluccius hubbsi*) basada en veinte años de investigaciones. Frente Marít., 15: 37-50.

FERNÁNDEZ ARÁOZ, N.C., PÉREZ SEIJAS, G.M., VIÑAS, M.D. & RETA, R. 1991. Asociaciones zooplanctónicas de la Zona Común de Pesca argentino-uruguaya en relación con parámetros ambientales. Primavera 1986. Frente Marit., 8: 85-99.

FERNÁNDEZ ARÁOZ, N.C., SANTOS, B.A. & RAMÍREZ, F.C. 1994. Análisis ecológico de la distribución de los copépodos planctónicos, de una campaña de primavera, en la Zona Común de Pesca. Frente Marit., 15, 133-140.

FIELD, J.G., CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. Mar. Ecol. Prog. Ser., 8: 37-52.

GUERRERO, R.A. & PIOLA, A.R. 1997. Masas de agua en la plataforma continental. El mar argentino y sus recursos pesqueros, 1: 107-118.

HOLM-HANSEN, O., LORENZEN, C.J., HOLMS, R.W. & STRICKLAND, J.D.H. 1965. Fluorometric Determination of Chlorophyll. J. Cons.perm.int Explor. Mer. 30: 3-15.

IVANOVIC, M.L. 2012. Alimentación del calamar Illex argentinus sobre la plataforma bonaerense durante la primavera de 2011. INIDEP Inf. Inv., 18: 6 pp.

KIΦRBOE, T. 1993. Turbulence, phytoplankton cell size, and the structure of pelagic food webs. Adv. Mar. Biol., 29: 1-72.

LENZ, J. 2000. Introduction. En: HARRIS, R.P.; WIEBE, P.H.; LENZ, J.; SKJOLDAL, H.R. & HUNTLEY, M. (Eds.). ICES Zooplanton Methodology Manual, Academic Press, London, 1-32 pp.

LOUGE, E.; MOLINARI, G. & CASTRUCCI, R. 2014. Distribución del efectivo norte (34 °S-41 °S) de merluza (*Merluccius hubbsi* Marini, 1933) en relación con los parámetros ambientales durante fines del invierno 2000-2008. Rev. Invest. Desarr. Pesq., 24: 59-74.

LOUGE, E. & MOLINARI, G. 2017. Distribución de la merluza (*Merluccius hubbsi*) del efectivo norte vinculada a las condiciones oceanográficas durante noviembre de 2016. INIDEP Inf. Inv., 94: 13 pp.

LUCAS, A.J.; GUERRERO, R.A. & MIANZAN, H.W. 2005. Coastal oceanographic regimes of the Northern Argentine Continental Shelf (34-43°S). Estuar. Coast. Shelf Sci., 65: 405-420.

LUTZ, V.A., BARLOW, R., TILSTONE, G., SATHYENDRANATH, S., PLATT, T. & HARDMAN-MOUNTFORD, N. 2007. Report of the *in situ* component of the 'Plymouth Chlorophyll Meeting and Workshops (Extended Antares Network)'. Sponsored by GOOS, GEO, PML and POGO. 18-22 September 2006. GOOS Report No. 171 UNESCO Publishing: Paris,18 pp.

LUTZ, V.A., SEGURA, V., DOGLIOTTI, A.I., GAGLIARDINI, D.A., BIANCHI, A.A. & BALESTRINI, C.F. 2010. Primary production in the Argentine Sea during spring estimated by field and satellite models. J. Plankton Res., 32 (2): 181-195.

MARRARI, M., VIÑAS, M.D., MARTOS, P. & HERNÁNDEZ, D. 2004. Spatial patterns of mesozooplankton distribution in the Southwestern Atlantic Ocean (34°S–41°S) during austral spring: relationship with the hydrographic conditions. ICES J. Mar. Sci., 61: 667-679.

MARTOS, P. & PICOLO, M.C. 1988. Hidrography of the argentine continental shelf between 38° and 42° S. Cont. Shelf Res., 8: 1043-1056.

MOLINARI, G.N., BALDONI, A.G., COZZOLINO, E. & ALLEGA, L. 2017. Caracterización termohalina estacional en el Río de la Plata, su Frente Marítimo y la Zona Común de Pesca argentino0-uruguaya. 18° Simposio CTMFM, Tigre, Argentina. Ambiente, panel 9, Poster.

MÖLLER, O.O.JR., PIOLA, A.R., FREITAS, A.C. & CAMPOS, E.J.D. 2008. The effects of river discharge and seasonal winds on the shelf off southeastern South America. Cont. Shelf Res., 28: 1607-1624.

MORIONDO, P.I. 2002. Alimentación de larvas y juveniles de merluza (*Merluccius hubbsi*) en su área de cría norpatagónica. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, 47 pp.

PAJARO, M.; MARTOS, P.; LEONARDUZZI, E.; MACCHI, G.J.; DÍAZ, M.V. & BROWN, D. 2008. Estrategia de puesta de la anchoíta (Engraulis anchoíta) en el Mar Argentino y Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. INIDEP Inf. Tec., 11: 14 pp.

PIOLA, A.R. & RIVAS, A.L. 1997. Corrientes en la Plataforma Continental. El Mar Argentino y sus recursos pesqueros, 1: 119-132.

RAMÍREZ, F.C. & SANTOS, B.A. 1994. Análisis del zooplancton de la plataforma bonaerense en relación con algunas variables ambientales: campañas "transección" de 1987. Frente Marit., 15: 141-156.

RAMÍREZ, F.C. 2007. Distribución y alimentacion del zooplankton. En: CARRETO, J.I. & C. BREMEC (Eds.), El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. El ecosistema marino. Publicacion especial INIDEP, Mar del Plata, Tomo 5, 45-69.

RODRIGUES, K.A. & MACCHI, G.G. 2010. Spawning and reproductive potential of the Northern stock of Argentine hake (*Merluccius hubbsi*). Fish. Res., 106: 560-566.

SABATINI, M. RETA, R. & MATANO, R. 2004. Circulation and zooplankton biomass distribution over the southern Patagonian shelf during late summer. Cont. Shelf Res., 24:1359-1373.

SÁNCHEZ, M.F. & PRENSKI, L.B. 1996. Ecología trófica de peces demersales en el Golfo San Jorge. EN: Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). Rev. Invest. Desarr. Pesq., 10: 57-71.

SÁNCHEZ, M.F. 2009. Alimentación de la merluza (*Merluccius hubbsi*) en el Golfo San Jorge y aguas adyacentes. INIDEP Inf. Tec., 75: 21 pp.

SANTOS, B.A. & RAMÍREZ, F.C. 1991. Variación estacional de las asociaciones de copépodos en una transecta de la plataforma argentina. Bolm. Oceanogr. Sâo Paulo, 39(1): 71-86.

SANTOS, B.A. & RENZI, M.A. 1999. Estudios de edad del grupo 0 de la merluza argentina (*Merluccius hubbsi*) de la Zona Común de Pesca. En: Avances en métodos y tecnología aplicados a la investigación pesquera. Seminario final del proyecto INIDEP-JICA sobre Evaluación y Monitoreo de Recuersos Pesqueros y Monitoreo de Recursos Pesqueros, 1994-1999. Public. Espec. INIDEP (Mar del Plata), 111-113.

SANTOS, B.A. & RENZI, M.A. 2006. Growth in the 0-group of Argentine hake (*Merluccius hubbsi*) from the Argentina-Uruguayan common fishing zone. Rev. Invest. Desarr. Pesq., 18: 45-55.

SANTOS, B.A., BURATTI, C.C. & RENZI, M.A. 2007. Estimación del crecimiento diario de la merluza argentina (*Merluccius hubbsi*), al norte de 41·S. INIDEP Inf. Tec., 11: 8 pp.

TEMPERONI, B. & VIÑAS, M.D. 2013. Food and feeding of Argentine hake (*Merluccius hubbsi*) larvae in the Patagonian nursery ground. Fisheries Research, 148: 47-55.

TEMPERONI, B. 2015. Análisis de la alimentación de larvas y juveniles de merluza del "stock" patagónico de la merluza común (*Merluccius hubbsi*) en relación con la composición taxonómica, abundancia y calidad nutricional del zooplancton. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 112 pp.

TEMPERONI, B., DERISIO, C., MASSA, A. & VIÑAS, M.D. 2017. Condición nutricional de prerreclutas del efectivo bonaerense de *Merluccius hubbsi*: relación con la disponibilidad y selectividad de presas del macrozooplancton. 18° Simposio CTMFM, Tigre, Argentina. Pesquerías, panel 5, Poster.

VIÑAS, M.D., RAMÍREZ, F.C., SANTOS, B.A. & PÉREZ SEIJAS, G.M. 1992. Zooplancton distribuido en el área de desove y crianza norpatagónica de la merluza (*Merluccius hubbsi*). Frente Marit., 11:105-113.

VIÑAS, M.D., SANTOS, B.A. & FERNANDEZ ARAOZ, N.C. 1994. Biomasa y composición del zooplancton de interés trófico pesquero en el área del Atlántico Sudoccidental. Campaña OB-02/91, Zona Común de Pesca Argentina-Uruguaya, mayo-junio 1991. INIDEP Inf. Tec., 2: 35-42.

VIÑAS, M.D., NEGRI, R., RAMÍREZ, F.C. & HERNÁNDEZ, D. 2002. Zooplankton assemblages and hydrography in the spawning area of anchovy (*Engraulis anchoita*) off Río de la Plata estuary (Argentina-Uruguay). Mar. Freshwater Res., 53(6): 1031-1043.

VIÑAS, M.D., MARRARI, M., DI MAURO, R., PADOVANI, L. & CEPEDA, G.C. 2013. El zooplancton del hábitat reproductivo de la población bonaerense de anchoíta (*Engraulis anchoita*), con especial énfasis en crustáceos. Rev. Invest. Desarr. Pesq., 23: 125-144.

ZAR, J. 1996. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 718 pp.

Comunidades de macro-invertebrados bentónicos en el área del efectivo norte de merluza común (*Merluccius hubbsi*). Comparación entre los años 2012 y 2016

Esteban Gaitán[1] y Valeria Souto[1]

[1]-*Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte. B7602HSA, Mar del Plata, Argentina.*
esteban@inidep.edu.ar

RESUMEN: Se analizaron los invertebrados bentónicos colectados en campañas de evaluación de merluza común (*Merluccius hubbsi*) realizadas en 2012 y 2016 entre 34°-41°S. Se determinó la salinidad y temperatura de fondo, se estimó la densidad de organismos bentónicos, se estimron índices de diversidad y se efectuaron análisis multivariados para identificar patrones de distribución y asociaciones de especies. La composición de la comunidad bentónica en el sector vedado permanentemente a la pesca se comparó con zonas aledañas. Se identificaron 128 taxones correspondientes a diez phyla. No se detectaron diferencias en la densidad media de macro-bentos entre años, aunque la diversidad fue mayor en 2016. Las mayores densidades correspondieron a tunicados en zonas de plataforma media, y anémonas y tubos de poliquetos en áreas cercanas al talud. En ambos años se definieron seis asociaciones de especies relacionadas con condiciones oceanográficas relativamente estables. Se observaron diferencias en la densidad entre el área de veda y zona aledaña en ambos años, mientras que no hubo diferencias en la riqueza de especies ni en la composición de los principales grupos, siendo las anémonas dominantes en ambos casos. Los resultados obtenidos no muestran cambios significativos para la comunidad bentónica entre los años analizados, con ensambles de especies asociados a características ambientales estables.

Palabras clave: invertebrados bentónicos, merluza común, ZCPAU, zona de veda, asociaciones

SUMMARY: Benthic macro-invertebrates communities in the area of north effective of common hake (*Merluccius hubbsi*). Comparison between the years 2012 and 2016. The benthic invertebrates collected in stock assessment surveys of common hake (*Merluccius hubbsi*) carried out in 2012 and 2016 between 34°-41°S were analyzed. Bottom salinity and temperature were determined, the density of benthic organisms was estimated and diversity indices and multivariate analyzes were carried out to identify distribution patterns and species assemblages. The composition of the benthic community in the sector permanently closed to fishing was compared with neighboring areas. We identified 128 taxa corresponding to ten phyla. No differences were detected in the average density of macro-benthos between years, although the diversity was greater in 2016.The highest densities corresponded to tunicates in the intermedia shelf and anemones

and polychaete tubes in areas near the slope. Six assemblages of species related to relatively stable oceanographic conditions were defined in both years. There were slight differences in density between the closed area and the surrounding area in both years, while there were no differences for the species richness and for the composition of the main groups, with the anemones being the dominant group in both cases. The results obtained do not show substantial changes for the benthic community between the years analyzed, with assemblages of species associated with stable environmental characteristics.

Key words: benthic invertebrates, hake, ZCPAU, closed area, assemblages

Introducción

El ambiente bentónico puede ser fuertemente impactado por las pesquerías de arrastre de fondo, las cuales generan una serie de efectos perjudiciales sobre él y sobre las comunidades de invertebrados que lo integran. Estos efectos incluyen la disminución en la complejidad del hábitat debido a la remoción de estructuras biogénicas y sedimentarias, cambios en la composición de especies y/o grupos dominantes y reducción de la biodiversidad (Thrush *et al.*, 2001; Blanchard *et al.*, 2004, Tillin *et al.*, 2006). Dentro de los factores que pueden condicionar el nivel de impacto de los arrastres se encuentran el arte de pesca y su frecuencia de uso, el tipo de fondo, los taxones implicados en la estructura de la comunidad y la clase e intensidad de los disturbios naturales (Kaiser *et al.*, 1998; Blanchard *et al.*, 2004; Lambert *et al.*, 2014).

Además de estas consecuencias directas sobre la comunidad de invertebrados bentónicos están aquellas que de forma indirecta pueden afectar a las comunidades de peces, tales como la pérdida de áreas de refugio o los cambios en la dinámica trófica producidos a partir de variaciones en la abundancia de presas (Kaiser *et al.*, 2002; van Denderen *et al.*, 2013; Johnson *et al.*, 2015). Este cúmulo de situaciones y la necesidad de entender sus consecuencias sobre el ecosistema produce que año a año se incremente el número de investigaciones referidas al efecto de los arrastres de fondo y a como se pueden mitigar dichos efectos (Buhl-Mortensen *et al.*, 2016).

Una forma de atenuar las consecuencias de los arrastres de fondo es utilizar artes de pesca de menor impacto, como redes pelágicas o artes "pasivas" como palangres y trampas (Eno *et al.*, 2001; Pham *et al.*, 2014). Otro método es el establecimiento de áreas de veda donde directamente se prohíben los arrastres de fondo. Estas zonas de veda pueden ser permanentes o presentar variaciones espacio-temporales que se ajustan periódicamente en virtud de la información científica disponible y las necesidades de la administración pesquera (Hall, 2005).

En la mayoría de los casos la designación de un área de veda se realiza con fines de reducir la mortalidad por pesca o en función de ser áreas de reproducción, cría y/o alimentación de una especie determinada (Gulland, 1977). Su implementación puede tener efectos beneficiosos incluso sobre otros peces (Fisher y Frank, 2002; Alemany *et al.*, 2013; Kincaid y Rose, 2017) o predadores superiores (Daunt *et al.*, 2008; Aburto-Oropeza *et al.*, 2011). Asimismo, la exclusión de los arrastres permite la protección indirecta de los fondos, lo cual puede verse reflejado en un aumento de la diversidad y abundancia de los invertebrados bentónicos (Asch y Collie, 2008; Grizzle *et al.*, 2009). Sin embargo, este aumento puede revertirse al producirse la reapertura de las zonas protegidas (Blyth *et al.*, 2004; Demestre *et al.*, 2008) lo que indicaría una relación directa entre arrastres y abundancia del bentos. Por otra parte, otros estudios remarcan que los gradientes ambientales que regulan la distribución de los organismos y/o el nivel de adaptabilidad a los disturbios naturales tienen mayor importancia que el impacto pesquero (Stokesbury y Harris, 2006; Beare *et al.*, 2013; Sciberras *et al.*, 2013). Por todo esto hay que considerar numerosas variables para tratar de entender la dinámica de los fondos sujetos a arrastres pesqueros, más aún si existen variaciones espacio-temporales que regulan los forzantes causantes de impacto.

La merluza común (*Merluccius hubbsi*) es el principal recurso demersal capturado con redes de arrastre de fondo en la plataforma argentina. Debido al estado crítico en que se encuentra este recurso se han desarrollado distintas estrategias para su manejo y recuperación, lo que incluye la delimitación de áreas de veda de pesca de la especie (Irusta *et al.*, 2011). Para su mejor manejo se diferencian dos efectivos (sur y norte) que se encuentran delimitados por el paralelo 41ºS (Irusta *et al.*, 2016). El efectivo norte se distribuye principalmente entre 34 y 41ºS, de 80 a 400 m de profundidad (Bezzi *et al.*, 2004). En todo este sector existe una importante variabilidad ambiental y batimétrica que condiciona la distribución de invertebrados pelágicos (Berasategui *et al.*, 2006), organismos bentónicos (Genzano *et al.*, 2009; Escolar *et al.*, 2013; Souto *et al.*, 2014) y peces (García *et al.*, 2010). Aquí coexisten zonas vedadas temporalmente con áreas donde la flota arrastrera de altura (y en menor medida la flota dirigida a corvina rubia) operan con intensidad variable, lo que genera un mosaico de distintas intensidades de arrastre (Sánchez *et al.*, 2011; Tringali *et al.*, 2015). Esta conjunción de variabilidad ambiental sumado a un esfuerzo de pesca con una distribución diferencial podría resultar en niveles variables de impacto sobre la/s comunidad/es bentónica/s presente/s en el sector.

Dado que se cuenta con la información de las campañas de investigación del INIDEP enmarcadas en el *Proyecto Merluza y fauna acompañante*, en este trabajo se describe la composición cuali-cuantitativa de la comunidad bentónica asociada al área de pesca del efectivo norte de merluza común durante los años 2012 y 2016. Asimismo, se analiza la existencia de modificaciones en espacio y tiempo para las asociaciones de especies resultantes en función de las variables ambientales (salinidad, temperatura y profundidad). Esta información se discutirá en el contexto de la existencia en el sector de una zona de veda que presenta variaciones espacio-temporales delimitadas en función de regulaciones sobre la especie objetivo merluza común y no enfocadas específicamente en la protección del ambiente bentónico.

Materiales y Métodos

Se analizó la fauna de invertebrados bentónicos colectada en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y adyacencias durante dos campaña realizadas en forma conjunta por INIDEP-DINARA en el B.I.P. "E. HOLMBERG": campaña EH-06/12 (6 de noviembre al 2 de diciembre de 2012) y EH 02/16 (31 de octubre al 25 de noviembre de 2016). Cabe destacar que no hubo campañas en el período intermedio entre esos años. Cada campaña consistió de 116 lances de pesca realizados entre 34-41°S a profundidades de 43 a 347 metros (Figura 1). Los lances se realizaron con red de arrastre de fondo Engel de 35,5 m de relinga superior y 50,0 m de relinga inferior, equipada con portones polivalentes de 1200 kg, luz de malla en el copo de 100 mm con un forro interno de 24 mm de luz de malla. El tiempo efectivo de arrastre se estimó aproximadamente en 30 minutos.

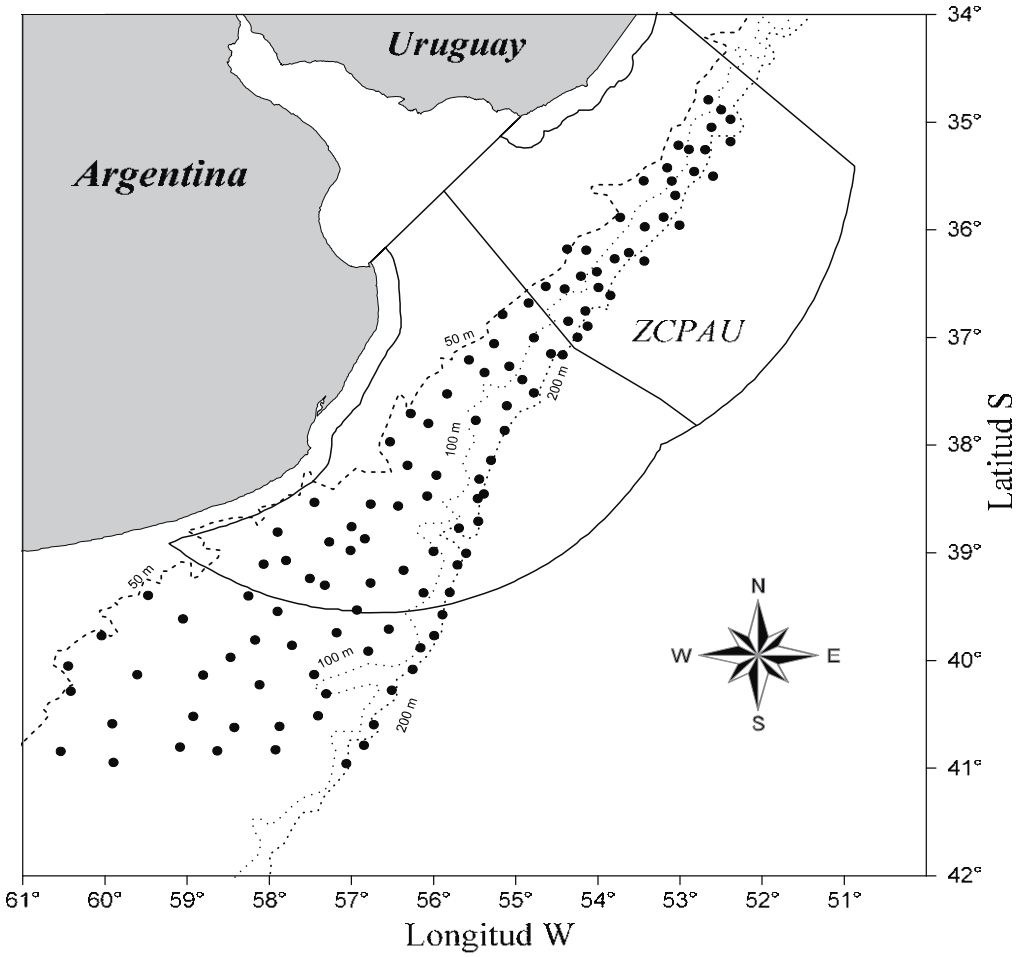


Figura 1: Localización de los lances de pesca en la campaña EH 06/12. La misma localización corresponde a la campaña EH 02/16.

Los valores de salinidad y temperatura de fondo fueron obtenidos *in situ* y luego cedidos por la Base Regional de Datos Oceanográficos-BaRDO (Gabinete de Oceanografía Física, INIDEP). Para descartar aquellos datos no representativos, la información de la campaña se comparó geográficamente con los registros históricos mensuales calculados agrupando en cuadrados de 0,5°. Los datos se clasificaron calculando el apartamiento de los datos respecto al valor medio ±N desvío estándar del cuadrado correspondiente. Se asignó un valor de N=3 a los datos de fondo medidos a más de 50 m.

Los invertebrados colectados fueron separados por taxón, identificados y pesados a bordo. Cuando este no pudo ser realizado en el momento, fueron congelados y posteriormente analizados en laboratorio en tierra. En todos los casos los organismos fueron identificados hasta el nivel taxonómico más bajo posible, excepto para los Briozoos donde solo se distinguió entre morfo-especies.

Para cada año se estimó la frecuencia de ocurrencia espacial (presencia en lances positivos relativa al total de lances efectuados, en porcentaje) y la biomasa relativa (peso en lances positivos relativo al peso total de capturas efectuadas, en porcentaje) de cada uno de los taxones hallados. Se calculó la densidad de cada taxón en cada lance expresada como $kgmn^{-2}$ a partir del área barrida y tiempo de arrastre. Con esos datos se obtuvo el aporte (%) por grupos taxonómicos al total capturado y la

densidad total de invertebrados bentónicos por cada lance de pesca (kgmn^{-2}). Asimismo, se estimó el Índice de Importancia relativa (IIR) considerando la frecuencia de ocurrencia y biomasa relativa para cada taxón.

Para analizar las asociaciones de invertebrados bentónicos se aplicaron técnicas multivariadas utilizando el software PRIMER v6.0 (Clarke y Warwick, 2001). Se realizó un análisis de agrupamiento jerárquico (CLUSTER) entre lances de pesca y entre taxones. La significancia en la formación de los grupos de estaciones o lances de pesca en el dendrograma se determinó con la prueba SIMPROF, la cual realiza una prueba de permutaciones a cada nodo del dendrograma para identificar patrones de asociación significativos en muestras *a priori* no estructuradas. Como otra forma de validación de los grupos obtenidos también se aplicó un análisis de escalamiento multidimensional (MDS). Como ambas técnicas generaron los mismos patrones de agrupamiento de estaciones se optó por presentar gráficamente solo los resultados del análisis del CLUSTER-SIMPROF. Luego se aplicó el test de porcentaje de similitud (SIMPER) para conocer la contribución de cada taxón a la similitud dentro del grupo de estaciones y a la disimilitud entre grupos. Para todos los análisis se calculó la matriz de similitud usando el índice de Bray-Curtis. A la vez se estimó la riqueza de especies (S), el Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el Índice de uniformidad (J') para cada lance (Clarke y Warwick, 2001). Los valores medios de los índices S, H' y J', así como también la densidad de invertebrados macro-bentónicos (kgmn^{-2}) entre ambos años se pusieron a prueba mediante un test de *Student* o un test de Mann-Whitney en caso de no cumplir con los supuestos de normalidad (test de D'Agostino & Pearson) y homocedasticidad (test F).

En el caso del análisis sobre la veda estacional de merluza y su efecto sobre la comunidad bentónica se determinó el sector considerado como "veda núcleo", es decir el área que quedó de forma permanente incluida dentro del sector vedado a través de los distintos años. Para ello se consideró el estudio de Tringali *et al.* (2015) quienes analizaron el período 2003-2013 a través de la superposición de las distintas vedas estacionales (primavera, verano, otoño e invierno). Como recién en 2011 comenzaron a implementarse las vedas para el período de invierno, el polígono núcleo que Tringali *et al.* (2015) señalan a partir de 2011 es entonces el sector que permaneció invariablemente cerrado a la pesca. Si bien este sector comprende solo el período 2011-2013, se tomó como representativo para el período 2011-2016 ya que durante los años 2014/15/16 las vedas estacionales sufrieron mínimas variaciones respecto a 2013 y se solaparon con el área antes mencionada.

A partir de esta delimitación, para los años 2012 y 2016 se analizaron aquellas estaciones incluidas en la veda núcleo (n=11) y un número similar de estaciones ubicadas en áreas aledañas (denominado "borde") (Figura 2). Con el fin de identificar si existieron diferencias en la densidad media de organismos macrobentónicos en los sectores previamente delimitados se realizó un análisis ANOVA a dos vías empleando como factores el año (2012 y 2016) y la zona (veda núcleo y borde). Para cumplir con los supuestos de normalidad y homocedasticidad que exige el modelo, los datos de densidad fueron transformados utilizando la familia de transformaciones Box-Cox por ser la que mejor se ajustaba al modelo.

Además la densidad en cada área y años se graficó en función de la profundidad a fin de estimar alguna relación entre ambas variables. Asimismo, para ambos años se puso a prueba mediante un test t-*Student* o un test de Mann-Whitney la existencia de diferencias en la riqueza de especies entre sectores. Por último se analizó la composición en biomasa de los principales grupos en cada año y sector.

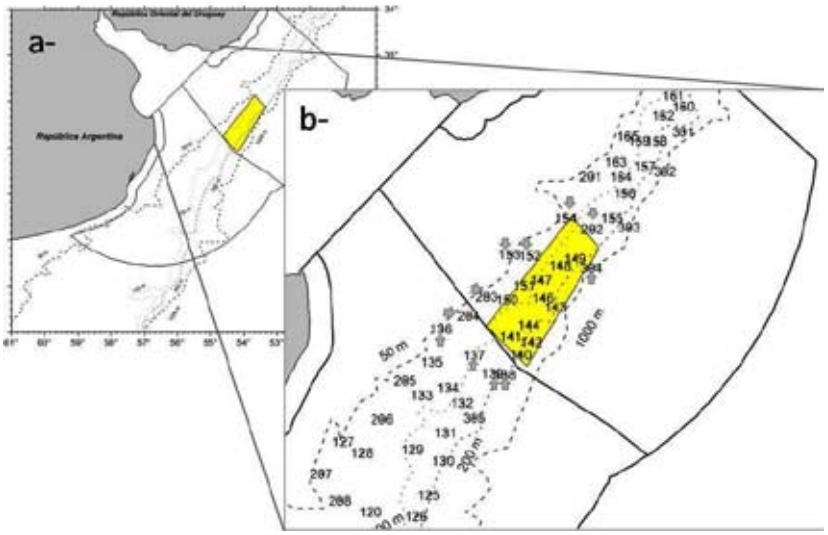


Figura 2: (a-) Localización de la "veda núcleo" y (b-) detalle de las estaciones analizadas en la "veda núcleo" (amarillo, n=11) y el sector aledaño o "área borde" (flechas grises, estaciones n=11)

Resultados

Variables ambientales: Salinidad y temperatura de fondo

En ambos años los valores de salinidad y temperatura de fondo coincidieron con los valores medios históricos para la época y sector analizado. La mayor parte del sector presentó valores de salinidad (33,6-33,8) y temperatura (6-9ºC) correspondientes a aguas de plataforma media. El sector de plataforma externa (área de mayor profundidad) tuvo los valores más altos de salinidad (34-34,2) y menores de temperatura (5-6º C), acordes a la presencia de aguas de la Corriente de Malvinas. En el sector norte (entre 34-36ºS) se evidenció la influencia de aguas de la Corriente de Brasil, ejemplificada por los mayores valores de salinidad (alrededor de 35) y temperatura (superiores a 10ºC) (Figura 3).

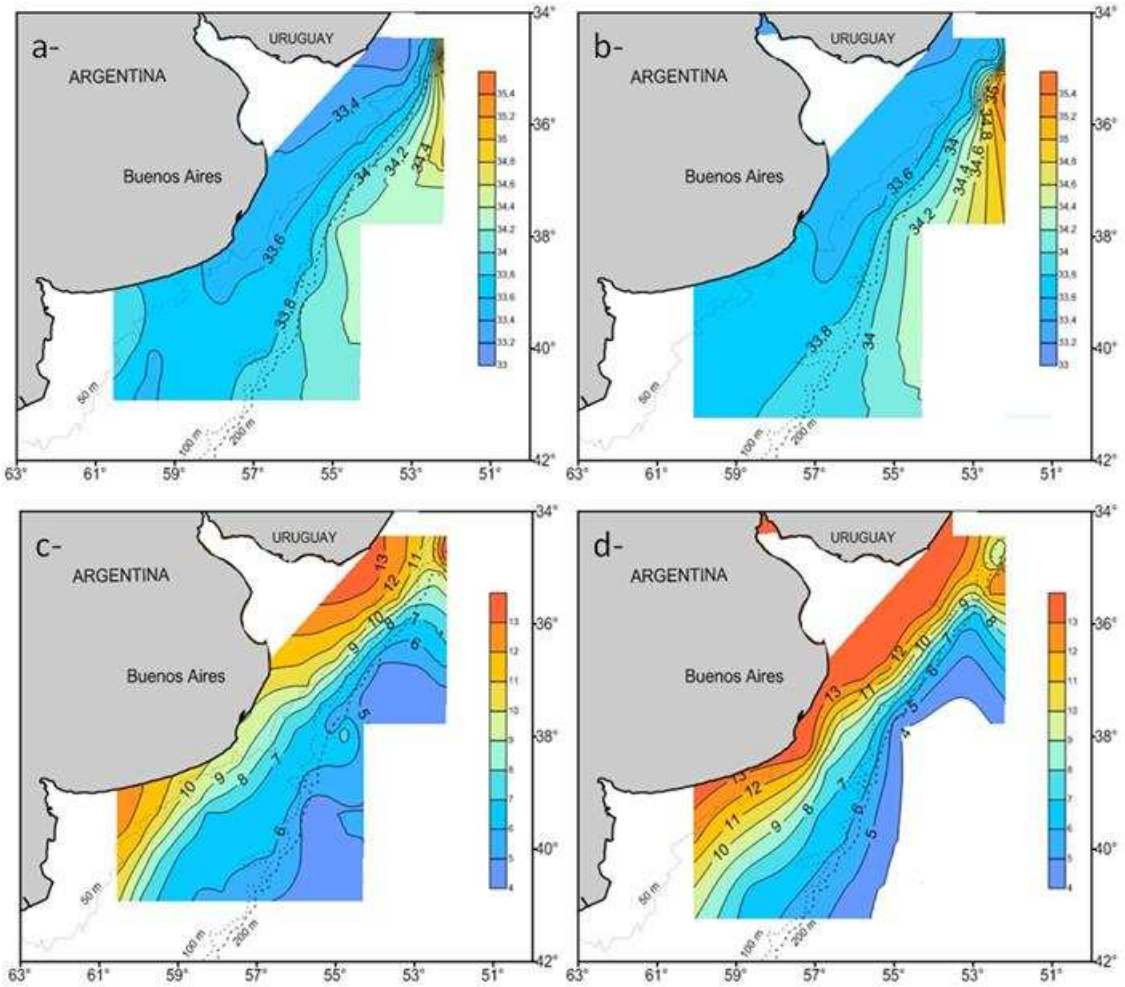


Figura 3: Campos de fondo de salinidad: años 2012 (a) y 2016 (b) y temperatura: años 2012 (c) y 2016 (d).

Fauna bentónica presente en lances de pesca

Se obtuvieron invertebrados bentónicos en el 94% de los lances de pesca en el año 2012 y en el 100% de los lances de 2016. En total se determinaron 128 taxones pertenecientes a 10 phyla, con 73 de los taxones siendo comunes a ambas campañas (Tabla 1). El peso de los invertebrados colectados varió entre 0,008 kg y 287,14 kg, con un número máximo de 28 taxones por lance. Los grupos más representados en número de especies/taxones fueron equinodermos (36), moluscos (22) y crustáceos (21). Considerando ambos años, la mayor frecuencia de aparición en el área correspondió a la estrella canasto *Gorgonocephalus chilensis* (42,7%), seguida por los tubos del poliqueto *Chaetopterus* sp. (40,9%), la vieira *Zygochlamys patagonica* (39,6%), la anémona *Metridium senile* (38,7%) y los tunicados de la Fam. Polyclinidae (37,8%). Respecto al IIR (%), para 2012 solo 10 taxones mostraron un IIR>1% pero éstos representaron el 94,4% del total, mientras que en 2016 fueron 18 taxones los que tuvieron un IIR>1% y comprendieron el 92,9% del total. Siete taxones fueron comunes a ambos años entre las diez principales especies (Tabla 2).

Si bien los valores máximos de densidad fueron mayores en 2012 (10.306 kg mn^{-2}) respecto a 2016 (4.266 kg mn^{-2}), la densidad media de invertebrados para el total de los lances en cada año (n=116) no mostró diferencias (test de Mann Whitney: U: 5845 p=0,1283) (Figura 4). Para ambos años, las mayores densidades ocurrieron en zonas de plataforma media entre 40-41ºS (de 52 a 118 m), seguido por las áreas asociadas al talud entre 35-38ºS (de 131 a 347 m) (Figura 5).

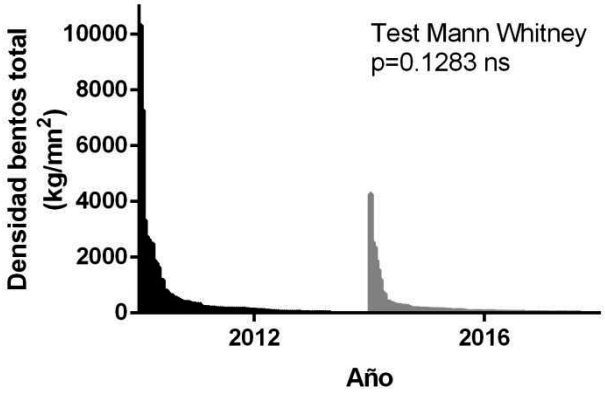


Figura 4: Densidad media de invertebrados por lance (kg mn^{-2}) para los años 2012 y 2016.

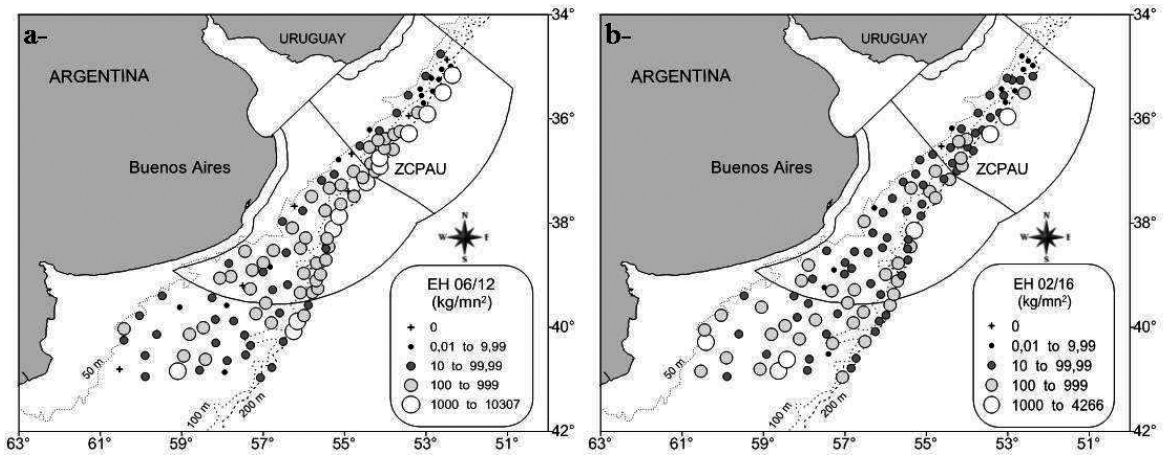


Figura 5: Distribución de densidad total de macro-bentos (kg mn^{-2}) por lance para los años 2012 (a) y 2016 (b).

Tabla 1: Listado de los taxones determinados. (1): En ambas campañas; (2): EH 06/12; (3): EH 02/16.

ARTHROPODA	*Tubos Phyllochaetopterus sp. (3)*	Pennatulaceo ind. (3)	*Odontocymbiola magellanica (1)*	*Henrisia obesa (1)*
Munida subrugosa (3)	*Tubos Chaetopterus sp. (1)*	Hidrozoo ind. (1)	*Zidona dufresnii (1)*	Holoturia ind.(1)
Lithodes santolla (1)	*Tubos Serpulidae (3)*	CHORDATA (ASCIDIACEA)	*Neomenia herwigi (1)*	*Labidiaster radiosus (1)*
Libidoclaea granaría (3)	PORIFERA	*Alloeocarpa incrustans (3)*	*Ademete sp. (3)*	*Ophiacantha vivípara (1)*
Libinia spinosa (2)	*Tedania sp.1 (3)*	*Ascidiella aspersa (1)*	Carditidae (3)	*Ophiactis asperula (1)*
Pleoticus muelleri (3)	*Tedania sp. 2 (1)*	*Sycozoa sigillinoides (1)*	Nudibranquio ind. 1 (3)	*Ophiura (Ophiuroglypha) limani (1)*
Peltarion spinosulum (1)	*Callyspongia sp. (3)*	*Cnemidocarpa sp.(3)*	Nudibranquio no ident. 2 (1)	*Perissasterias polyacantha (1)*
Sympagurus dimorphus (1)	Porifero ind. 1 (3)	*Paramolgula gregaria (1)*	Nudibranquio ind. 3 (1)	*Pseudechinus magellanicus(1)*
Propagurus gaudichaudii (3)	Porifero ind. 2 (3)	*Pyura legumen (3)*	Nudibranquio no ident 4 (1)	*Pseuducnus dubiosus leoninus (1)*
Squilla sp. (1)	Porifero ind. 3 (3)	*Didemnium sp .(1)*	Nudibranquio ind. 5 (3)	*Pteraster affinis lebruni (1)*
Eurypodius latreillii (1)	Porifero ind. 4 (3)	Polyclinidae (1)	ECHINODERMATA	*Pteraster stilifer (3)*
Thymops birsteini (2)	Porifero ind. 5 (3)	Polyzoa (1)	*Acodontaster sp. (1)*	*Solaster regularis (3)*
Acanthocarpus alexandrii (2)	Porifero ind. 6 (3)	Tunicado ind. 1 (3)	*Anasterias antarctica (1)*	*Sterechinus agassizii(1)*
Acanthoserolis schythei (3)	Porifero ind. 7 (3)	Tunicado ind. 2 (1)	*Anasterias minuta (3)*	*Tripylaster philippi (1)*
Leurocyclus tuberculosus (3)	Porifero ind. 8 (3)	Tunicado ind. 3 (3)	*Arbacia dufresnii (1)*	*Asterina stellifera (2)*
Pagurus comptus (3)	Porifero ind. 9 (3)	MOLLUSCA	Asteroidea ind. 1 (1)	Crinoideo no ident. (2)
Chaceon notialis (1)	CNIDARIA	*Octopus tehuelchus (3)*	Asteroidea ind. 2 (1)	*Glabraster antarctica (2)*
Cirollana sp. (1)	*Metridium senile (1)*	*Zygochlamys patagonica (1)*	Asteroidea ind. 3 (3)	*Odontaster sp. (2)*
Pantopoda ind. (1)	*Actinostola crassicornis (1)*	*Adelomelon ancilla (1)*	*Astropecten cingulatus (1)*	*Psolus patagonicus (2)*
Ornatoscalpellum gibberum (1)	*Isotealia antarctica (1)*	*Trophon acanthodes (3)*	*Austrocidaris canaliculata (1)*	BRACHIOPODA
Lepadomorpha ind. 1 (3)	*Antholoba achates (1)*	*Fissurella patagonica (1)*	*Bathydiaster loripes (1)*	*Magellania venosa(1)*
Lepadomorpha ind. 2 (3)	*Epizoanthus paguricola (1)*	*Mytilus edulis (1)*	*Comasterias lurida (1)*	*Terebratella dorsata (2)*
ANNELIDA	*Actinauge longicornis (1)*	*Aulacomya atra (3)*	*Ctenodiscus australis (1)*	SIPUNCULA
Eunice magellanica (1)	*Convexella magelhaenica(1)*	*Trophon patagonicus (3)*	*Cycethra verrucosa (1)*	Sipunculido ind. (1)
Aphrodita longicornis (1)	*Tripalea clavaria (3)*	*Fusitriton magellanicus (1)*	*Diplasterias brandti (1)*	ECHIURA
Polynoide (1)	*Flabellum sp. (1)*	*Pteria colymbus (3)*	*Diplopteraster clarki (1)*	*Pinuca chilensis (1)*
Tubos *Eunice magellanica (1)*	*Alcyonium sp. (1)*	*Geitodoris patagonica (3)*	*Diplopteraster verrucosus (1)*	
Tubos *Idanthirsus armatus (3)*	*Gorgonáceo no ident. (2)*	*Doris fontainei (3)*	*Gorgonocepahalus chilensis (1)*	

Tabla 2: Taxones con Índice de Importancia Relativa (IIR %) >1 para los años 2012 y 2016 (en negrita las especies comunes a ambos años).*Solo se muestran los 10 primeros taxones para 2016.

EH 06/12	IRI %	EH 02/16 *	IRI %
Tubos *Chaetopterus* sp.	44,5	*Paramolgula gregaria*	27,3
Tedania sp. 2	9,8	*Gorgonocepahalus chilensis*	10,0
Sympagurus dimorphus	9,5	*Metridium senile*	9,1
Zygochlamys patagonica	8,2	*Zygochlamys patagonica*	8,5
Gorgonocephalus chilensis	5,6	*Ascidiella aspersa*	4,9
Actinauge longicornis	5,4	*Isotealia antarctica*	4,5
Metridium senile	3,3	**Tubos** *Chaetopterus* sp.	4,0
Tunicado Polyclinidae	1,8	**Tunicado Polyclinidae**	4,0
Paramolgula gregaria	1,6	*Epizoanthus paguricola*	3,4
Sterechinus agassizii	1,4	*Tedania sp. 2*	3,1
Pseudechinus magellanicus	1,3	*Pseudechinus magellanicus*	2,9

Con respecto a los grupos dominantes, en 2012 prevalecieron en biomasa relativa los poliquetos (30%), crustáceos (22%) y anémonas (19%), mientras que en 2016 las mayores contribuciones correspondieron a tunicados (43%), anémonas (15%) y equinodermos (12%). Se destaca la variabilidad en biomasa de los dos grupos dominantes (poliquetos y tunicados) entre 2012 y 2016 y la permanencia de las anémonas entre los principales componentes para ambos años (Figura 6).

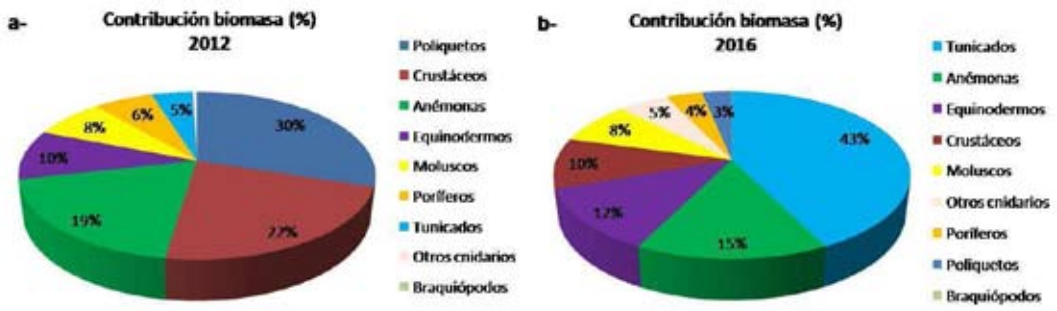


Figura 6: Contribución en biomasa total (%) de los diferentes grupos de invertebrados bentónicos para los años 2012 (a) y 2016 (b).

No se detectaron diferencias entre años para los valores medios de riqueza de especies (S) (t-*Student* t=0,9113 df=222 p= 0,3631), pero si para los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H) (test Mann-Whitney U: 5069, p<0,05) y para el índice de Equitatividad de Pielou (J) (test Mann-Whitney U: 5271, p<0,05), en ambos casos más altos en 2016 (Figura 7).

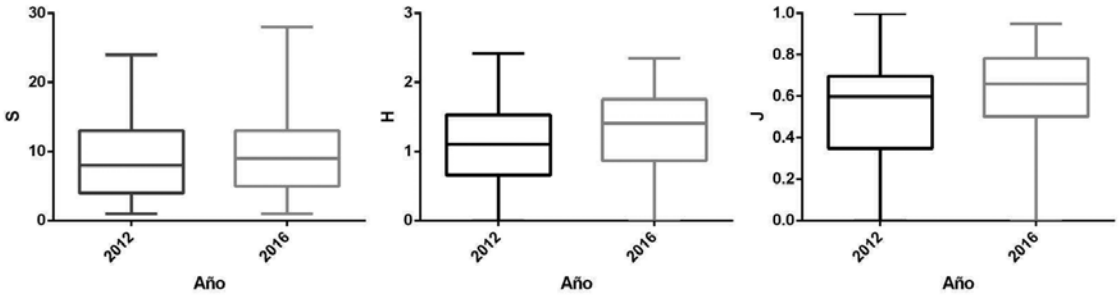


Figura 7: Índices de riqueza de especies (S), diversidad (H) y equitatividad (J) para los años 2012 y 2016. Líneas horizontales: mediana y valores máximos y mínimos; cajas: percentiles 25 y 75.

Asociaciones de especies

El análisis de agrupamiento tanto para el 2012 como 2016 indicó la existencia de seis grupos de estaciones, de las cuales en cada año cinco fueron estadísticamente diferentes (SIMPROF $p<0,05$). Estas asociaciones representaron áreas geográficas diferenciables y definidas (Figura 8-a y c) con pequeñas variaciones entre años (Figura 8-b y d).

En general, en cada uno de los grupos las principales especies fueron similares para ambos años (SIMPER, Tabla 3). El Grupo 1 abarcó el sector de menor profundidad y fue determinado principalmente por el molusco *Fisurella magellanica*, el poliqueto Aphrodita longicornis y la ascidia *Ascidiella aspersa*. El Grupo 2 comprendió un pequeño grupo de estaciones ubicado en el sector norte del área analizada y fue caracterizado por la estrella *Astropecten cingulatus* y tubos de poliquetos. El Grupo 3 corresponde a un sector del talud determinado por la presencia de las anémonas *Actinauge longicornis* e *Isotealia antarctica*. El Grupo 4 comprendió estaciones ubicadas a lo largo de todo el sector de plataforma media siendo la anémona *Metridium senile* y los tubos del poliqueto *Chaetopterus* sp. los taxones característicos. El Grupo 5, si bien solapó su distribución en parte con el Grupo 4, fue determinado básicamente por tunicados de la familia Polyclinidae y la vieira *Zygochlamys patagonica*. El Grupo 6 abarcó el sector de plataforma externa y talud y fue caracterizado por la estrella canasto *Gorgonocephalus chilensis*, la vieira *Z. patagonica*, los gasterópodos *Fusitriton magellanicus* y *Adelomelon ancilla* y el cangrejo ermitaño *Sympagurus dimorphus* con su epibionte *Epizoanthus paguricola*.

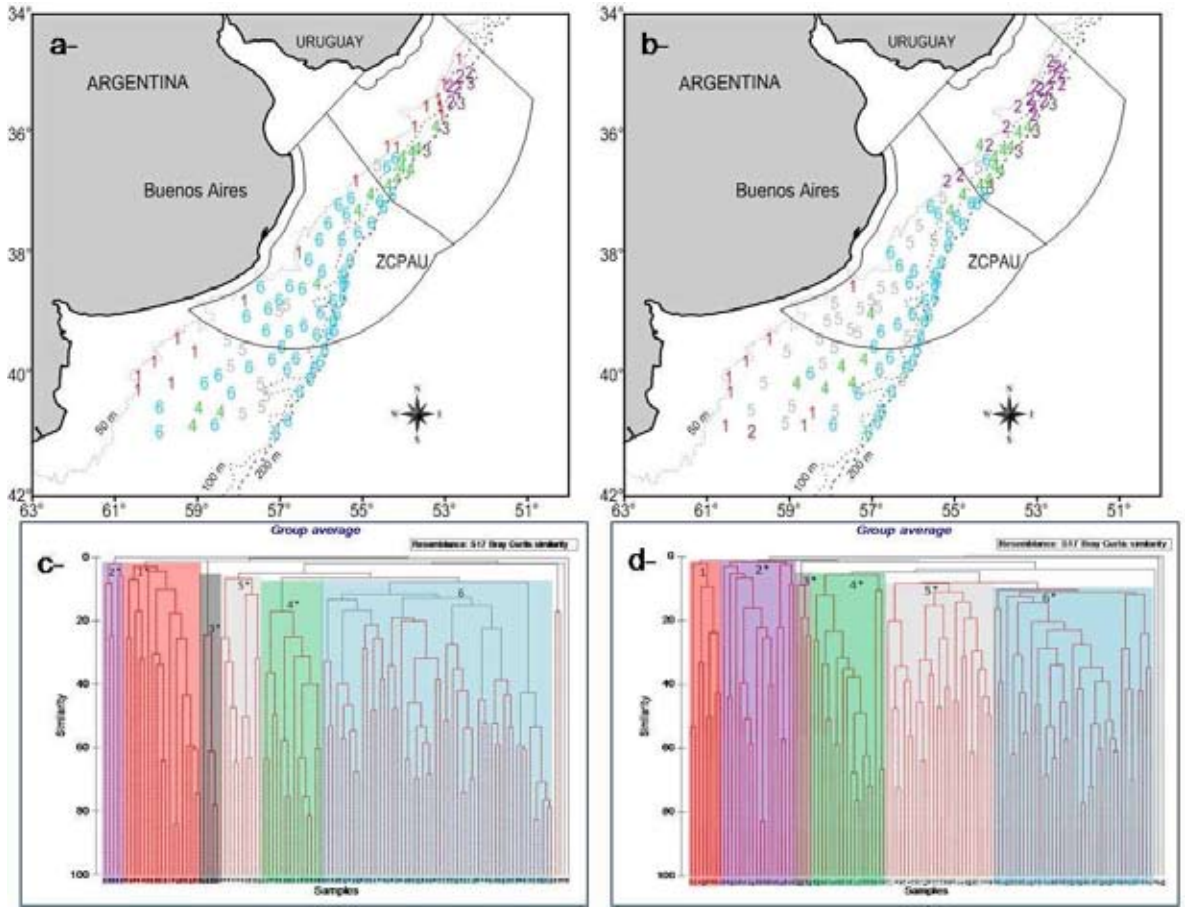


Figura 8: a y c- Representación geográfica de las asociaciones resultantes del CLUSTER para los años 2012 y 2016 respectivamente. b y d- Cluster (índice de Bray-Curtis) con los seis grupos principales de estaciones determinados para los años 2012 y 2016 respectivamente (*indica diferencias significativas (SIMPROF p<0,05) para ese agrupamiento respecto al resto de estaciones).

Tabla 3: Contribución en porcentaje de los principales taxones a partir del análisis SIMPER para los años 2012 y 2016. *Acumulado* representa el % de contribución de los principales taxones a la similitud dentro de cada grupo. ( )[1] son los % totales de similitud dentro de cada grupo.

AÑO 2012	EH 06/12					
TAXONES	**Grupo 1** (12,56)[1]	**Grupo 2** (5,99)[1]	**Grupo 3** (45,43)[1]	**Grupo 4** (29,04)[1]	**Grupo 5** (17,6)[1]	**Grupo 6** (14,84)[1]
Fissurella magellanica	69,96	-	-	-	-	-
Aphrodita longicornis	11,83	-	-	-	-	-
Ascidiella aspersa	4,94	-	-	-	-	-
Zidona dufresnei	3,54	-	-	-	-	-
Astropecten cingulatus	-	90,65	-	-	-	-
Actinauge longicornis	-	-	80,59	-	-	-
Chaceon notialis	-	-	19,41	-	-	-
Metridium senile	-	-	-	61,4	-	-
Tubos *Chaetopterus* sp.	-	-	-	17,78	-	7,59
Lithodes santolla	-	-	-	8,93	-	-
Paramolgula gregaria	-	-	-	8,54	-	-
TunicadoPolyclinidae	-	-	-	-	59,38	-
Zygochlamys patagonica	-	-	-	-	27,67	15,97
Adelomelon ancilla	-	-	-	-	9,05	-
Tedania sp. 1	-	-	-	-	-	23,42
Gorgonocephalus chilensis	-	-	-	-	-	23,34
Epizoanthus paguricola	-	-	-	-	-	7,06
Sympagurus dimorphus	-	-	-	-	-	4,71
ACUMULADO	90,27	90,65	100	96,66	96,1	82,1

AÑO 2016	EH 02/16					
TAXONES	**Grupo 1** (13,6)[1]	**Grupo 2** (9,18)[1]	**Grupo 3** (14,97)[1]	**Grupo 4** (22,25)[1]	**Grupo 5** (14,55)[1]	**Grupo 6** (18,38)[1]
Ascidiella aspersa	63,02	-	-	-	-	-
Paramolgula gregaria	21,88	-	-	-	-	-
Fissurella magellanica	6,35	-	-	-	-	-
Tubos Eunice magellanica	-	32,37	-	-	2,86	-
Tubos Phyllo*Chaetopterus* sp.	-	26,76	-	-	-	-
Astropecten cingulatus.	-	10,17	-	-	-	-
Tunicadoind. 2	-	9,56	-	-	-	-
Sycozoa sp.	-	4,22	-	-	-	-
Isoteallia antarctica	-	-	52,72	-	-	-
Actinauge longicornis	-	-	41,11	-	-	-
Metridium senile	-	-	-	80,38	-	-
Tubos *Chaetopterus* sp.	-	-	-	7,03	11,5	-
Tedania sp 1	-	-	-	4,33	-	-
TunicadoPolyclinidae	-	-	-	-	22,03	-
Tedania sp. 2	-	-	-	-	18,87	-
Zygoclamys patagonica	-	-	-	-	16,96	10,77
Pseudechinus magellanicus	-	-	-	-	11,06	-
Gorgonocephalus chilensis	-	-	-	-	4,68	55,21
Fusitriton magellanicus	-	-	-	-	-	6,49
Epizoanthus paguricola	-	-	-	-	-	3,64
Sterechinus agassizii	-	-	-	-	-	2,94
Adelomelon ancilla	-	-	-	-	-	2,47
Sympagurus dimorphus	-	-	-	-	-	2,42
ACUMULADO	91,25	90,32	93,84	91,74	87,97	83,95

Composición de la comunidad bentónica en veda núcleo y zona aledaña

Al comparar números equivalentes de estaciones (n=11) entre la veda núcleo y el sector aledaño (denominado "borde") se detectaron diferencias significativas en la densidad media de organismos macro-bentónicos entre las zonas delimitadas pero no así entre años (Tabla 4).

Tabla 4: ANOVA de dos vías (factores año y zona) para datos de densidad transformados (Box-Cox).

ANOVA dos vías	G.L	F	p
Año	1	3,12230	0,08486
Zona	1	8,69340	0,00531(**)
Año*Zona	1	2,02850	0,16213

La densidad de macro-bentos en la "veda núcleo" mostró un cierto grado de aumento lineal en relación con la profundidad en 2012 pero no en 2016, mientras que en el caso del "área borde" en ambos años hubo una fuerte relación, explicitada claramente por la estación de mayor profundidad (asociada al talud) que presentó las más elevadas densidades (Figura 9).

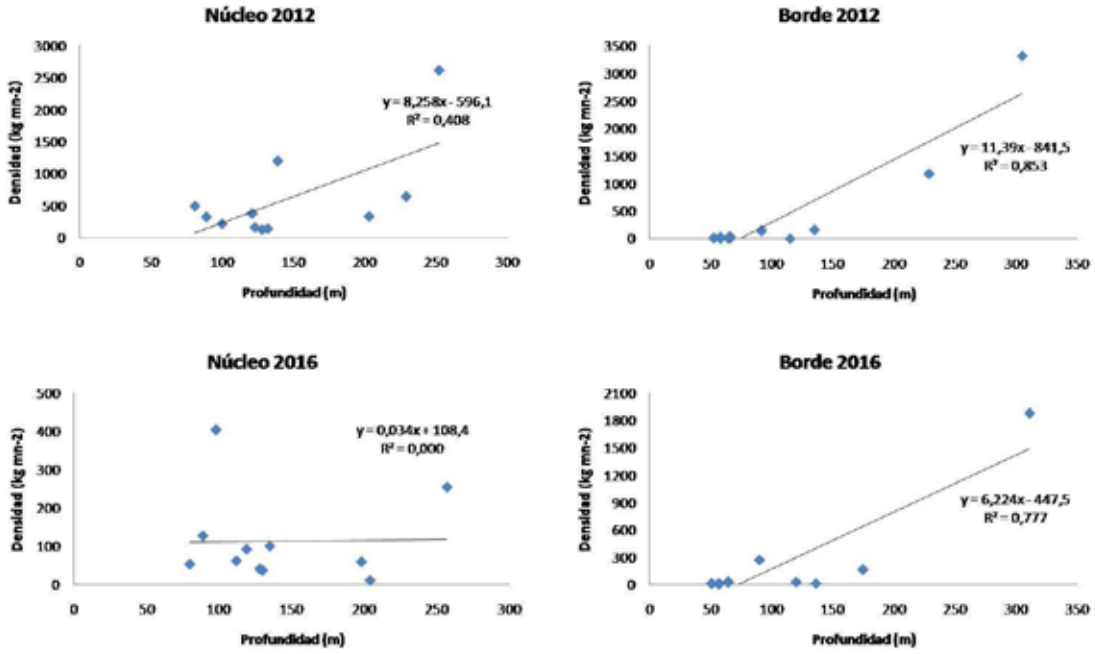


Figura 9: Relación entre densidad de macro-bentos y profundidad de las estaciones de muestreo para los años 2012 y 2016 en la "veda núcleo" y el "área borde".

Para la riqueza de especies no se detectaron diferencias entre sectores en 2012 (test Mann-Whitney U=35,0 p=0,0977) ni en 2016 (t-*Student* t=0,8635 df=20 p=0,3981) (Figura 10-a y b).

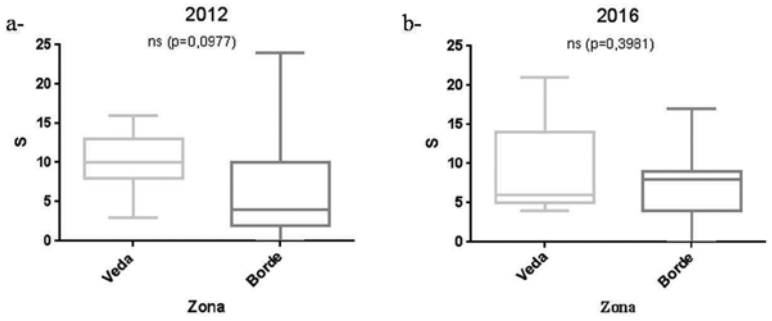


Figura 10: Comparación de la riqueza de especies (S) de macro-bentos entre la "veda núcleo" y "área borde" para los años 2012 (a) y 2016 (b). Líneas horizontales: mediana y valores máximos y mínimos; cajas: percentiles 25 y 75.

Al considerar los principales taxones aportantes en biomasa relativa, tanto en la "veda núcleo" como en el "área borde" las anémonas (*Metridium senile*, *Actinauge longicornis*, *Isotealia antarctica* y *Anthola achates*) constituyeron el principal grupo en ambos años, con valores que oscilaron entre el 40 y 55 % del total (Figura 11).

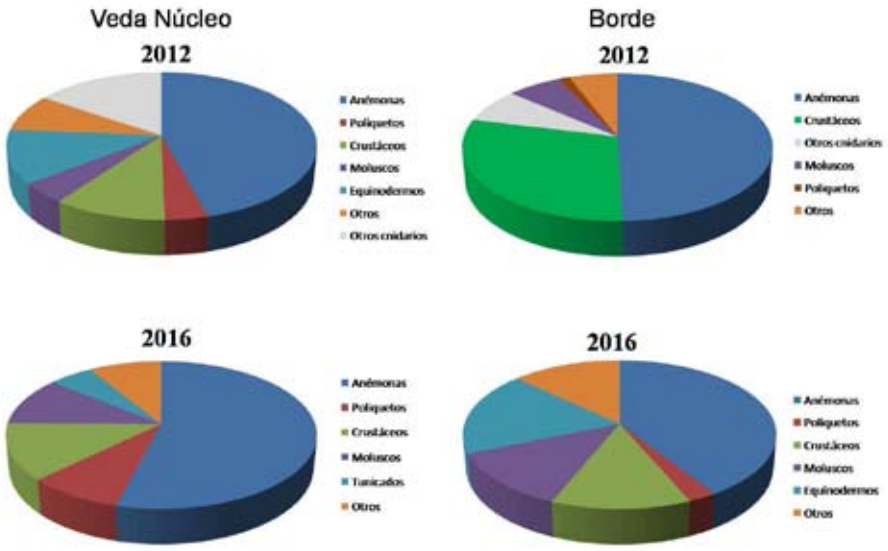


Figura 11: Contribución en biomasa de los distintos grupos de invertebrados bentónicos en la "veda núcleo" y "área borde" para 2012 y 2016.

Discusión

El análisis de las campañas de investigación realizadas en el área de distribución del efectivo norte de merluza común permite describir cuali-cuantitativamente la composición de la comunidad de invertebrados bentónicos asociada. De esta manera podemos detectar la presencia de especies vulnerables, las distintas sub-comunidades o asociaciones de especies distribuidas dentro de la zona estudiada y en base a la secuencia temporal, ver si existieron cambios en dichos patrones. A la vez, la caracterización de la comunidad dentro de la zona de veda y alrededores al combinarse a futuro con datos de esfuerzo pesquero permitirá analizar las diferencias y similitudes halladas y discutirlas en función de un posible impacto de los arrastres de fondo.

El área analizada (34-41ºS) presenta una importante variabilidad ambiental dada la influencia de diferentes corrientes y masas de agua (Malvinas y Brasil) y la confluencia de distintas regiones biogeográficas (Magallánica y Argentina) (Balech y Ehrlich, 2008). A pesar de esto, análisis a gran escala temporal demuestran que las diferencias de temperatura de fondo entre los período cálido y frío son en general menores a 2ºC, mientras que la salinidad en la mayor parte del área presenta valores típicos de agua de plataforma media (Baldoni *et al.*, 2015). De acuerdo a nuestros resultados, dentro del período estudiado el área se caracterizó por la persistencia de estas distintas masas de agua, las cuales presentaron límites relativamente estables y bien definidos. En ese sentido, la distribución y abundancia de los organismos bentónicos en el área depende fuertemente de la salinidad y temperatura, las cuales se asocian a la vez con la batimetría (Giberto *et al.*, 2004; Carranza *et al.*, 2008; Escolar *et al.*, 2013). Por ello, el mantenimiento de estas variables dentro de los niveles usuales explicaría en parte la consistencia en la localización de las zonas donde se detectaron las mayores densidades de organismos bentónicos (concentradas a lo largo del talud entre 35-38ºS y un sector de plataforma media entre 40-41ºS) así como la permanencia de las asociaciones de especies halladas en ambos años.

En cuanto a la composición de la comunidad bentónica, se destaca la presencia de un grupo de especies que fueron dominantes en biomasa y muy frecuentes en ambos años. Ellas son la ascidia *Paramolgula gregaria* y los tunicados Polyclinidae, la estrella canasto *Gorgonocephalus chilensis*, esponjas del género *Tedania*, la anémona *Metridium senile*, los tubos del poliqueto *Chaetopterus* sp y la vieira *Zygochlamys patagonica*. Merece subrayarse que en 2016 aparece como una especie importante la ascidia invasora *Ascidiella aspersa*, común en puertos y zonas submareales de la costa argentina (Tatián *et al.*, 2010), pero hallada aquí a profundidades cercanas a 50 m.

Salvo los poliquetos y la vieira patagónica, el resto de las especies dominantes son consideradas Taxones Indicadores de Ecosistemas Marinos Vulnerables (EMV) (CCAMLR, 2009). Es apropiado destacar que los hábitats caracterizados por este tipo de organismos son considerados más vulnerables a los arrastres de fondo que otros ambientes (Pitcher *et al.*, 2000; Tillin *et al.*, 2006; Welsford *et al.*, 2014). Todas estas especies también son dominantes en la zona de distribución del efectivo sur de merluza (41-48ºS) y presentan altas concentraciones tanto dentro como fuera de la Zona de Veda Permanente de Juveniles de Merluza (ZVPJM) (Gaitán y Souto, 2017) así como en la plataforma austral (Gaitán y Marí, 2016). Esto remarca su importancia ya que en muchos casos son especies que modifican la estructura tridimensional del fondo y actúan como multiplicadores de sustrato y proveedores de

refugio para numerosos organismos, lo que redunda en un aumento de la biodiversidad en el sector respecto a áreas donde estos taxones están ausentes (Buhl-Mortensen *et al.*, 2010; Buhl-Mortensen *et al.*, 2012; Beazley *et al.*, 2013). De igual manera, la vieira patagónica presenta numerosos organismos epibiontes, lo cual hace que esta especie puede ser considerada como un ingeniero ecosistémico que contribuye a incrementar la riqueza de especies bentónicas en las áreas donde está presente (Schejter y Bremec, 2007).

Las diferencias en biomasa halladas entre años para los grupos dominantes pueden deberse a cuestiones naturales que favorezcan o no los procesos reproductivos, de dispersión y asentamiento de larvas, etc., aunque también podrían estar influenciadas por la distribución en parches característica de los invertebrados bentónicos. Debido a este tipo de distribución parcheada, pequeñas diferencias en la dirección en que se realizan los arrastres de fondo en una misma estación de muestreo (debido a cuestiones climáticas, de maniobrabilidad, etc.) pueden generar el hallazgo (o no) de altas cantidades de organismos. Por ej., en 2012 en la estación 130 se reportó un lance con la captura de 270 kg de tubos de *Chaetopterus* sp. (que representa en peso casi el 25% de la captura de invertebrados en toda la campaña), con lo cual se estimó una densidad total de macro-bentos de 10.307 kg mn^{-2}, cuatro veces más alta que las estaciones que siguieron en orden de importancia. Esto no se repitió en 2016, donde la captura total en la misma estación fue menos de 1 kg. En contrapartida, en 2016 en la estación 172 se registraron 110 kg de la ascidia *P. gregaria* (que representó casi el 20% en peso del total de invertebrados de la campaña), dando como resultado una densidad de 4.266 kg mn^{-2}, el doble que el resto de estaciones de alta densidad de macro-bentos. En 2012 por el contrario, esa estación registró capturas menores a 1 kg. Esas pronunciadas variaciones en densidad, establecidas casi siempre por la elevada biomasa de una o como muchas dos especies en determinados lances, explican también las diferencias en los índices de Diversidad (H) y el índice de Equitatividad (J). Así, los valores más altos de estos índices en 2016 serían producto de la ocurrencia de un número menor de lances con pocas especies que dominan en biomasa, lo que redunda en capturas más heterogéneas y diversas.

Como se mencionó antes, la salinidad y temperatura de fondo se mantuvieron relativamente estables en el período analizado. Dada la gran extensión del área bajo estudio, que abarca desde plataforma media hasta el talud, la batimetría y los procesos oceanográficos a mediana-gran escala serían los factores condicionantes para la distribución de los organismos. Esto puede visualizarse en las seis asociaciones de especies determinadas que presentaron bastante consistencia entre ambos años. Las estaciones del Grupo 1 correspondieron a profundidades menores a 70 m promedio, donde predominó la fauna característica de la provincia bio-geográfica Argentina, que presenta para el bentos su límite entre los 82 y 95 m a las latitudes de 35 a 39ºS (Balech y Ehrlich, 2008; Souto *et al.*, 2014). El Grupo 2 correspondió al sector norte del área analizada y representa a la fauna subtropical, como la estrella *Astropecten cingulatus* característica de ese bioma (Balech y Ehrlich, 2008). El Grupo 3 se ubicó en el área norte de la plataforma externa y talud (zona que mostró las mayores profundidades analizadas) y presentó una comunidad poco diversa, dominada por la anémona *Actinauge longicornis*, típicamente asociada a márgenes continentales (Ammons & Daly, 2008; INVEMAR, 2010). El Grupo 4 se caracterizó por la dominancia de otra anémona (*Metridium senile*) acompañada por tubos de poliqueto (*Chaetopterus* sp.) y se superpuso espacialmente con la zona de veda entre 36-37ºS, sobre la isobata de 100 m. El Grupo 5 se distribuyó en plataforma media (80 m) y presentó tunicados Polyclinidae y *Zygochlamys patagonica* como especies más características. Por su parte, el Grupo 6

reflejó con su composición la presencia en el sector de fauna de origen magallánico que asciende latitudinalmente siguiendo el borde de talud hasta cerca de su límite norte de distribución (Boschi, 1979; Balech y Ehrlich, 2008), e incluye a la ofiura *Gorgonocephalus chilensis*, la vieira *Z. patagonica* y una diversa fauna asociada, común a los bancos de vieira (Bremec y Lasta, 2002). El límite entre la fauna subtropical y la magallánica (Grupos 2 y 6 respectivamente) parece estar entre 35-36ºS en coincidencia con los patrones de temperatura y salinidad de fondo que marcan el encuentro de las masas de agua de Brasil y Malvinas en ese sector, como se ve en la Figura 3. Esto coincide con lo apuntado por Carranza *et al.* (2008), que señalan que para mega-gasterópodos este límite se encuentra alrededor de los 35ºS.

La "veda núcleo" tomada a partir de los datos de Tringali *et al.* (2015) coincide con la indicada por Louge y Molinari (2011) e Irusta *et al.* (2013) como zona que protege juveniles y hembras en desove. Estos autores señalan la importancia de conocer el estado de los fondos de pesca del sector y áreas aledañas en función de evaluaciones de impacto pesquero. A partir de los análisis realizados en este estudio se detectaron diferencias en la densidad media de organismos macro-bentónicos entre las zonas delimitadas pero no así entre años. Además se observó que en la "veda núcleo" las densidades en general fueron mayores que en el "área borde" en ambos años. Sin embargo, la gran variabilidad observada en las muestras del "área borde" (principalmente una única estación en talud de muy alta densidad, ver Figura 12) podría estar enmascarando diferencias mayores.

Dado que en este trabajo no se analizó el esfuerzo pesquero que pueda haber existido fuera de la "veda núcleo", las diferencias halladas en densidad de invertebrados macro-bentónicos pueden ser atribuibles tanto a factores naturales como antropogénicos. Sin embargo, la ausencia de diferencias tanto en riqueza de especies como en la composición de la comunidad (siendo dominantes en biomasa para ambos años y áreas el grupo de las anémonas) parecería mostrar una cierta continuidad ecológica entre ambos sectores, aunque con un recambio gradual de especies de plataforma a talud donde predominan *Metridium senile* e *Isotealia antarctica* (en menor medida) y *Actinauge longicornis*, respectivamente.

Si bien distintas especies de anemonas son componentes usuales en las comunidades bentónicas y presentan una amplia distribución en el Mar Argentino (Zamponi y Acuña, 1991; Bremec y Lasta, 2002; Gaitán *et al.*, 2014), merece destacarse que tan elevadas biomasas en áreas de plataforma no habían sido señaladas en previos estudios. Estas altas concentraciones, principalmente de *M. senile* y *A. longicornis*, podrían deberse a distintas causas. La productividad del sector, influenciada por la relativa cercanía del frente de talud podría favorecer a organismos zooplanctofagos como *M. senile* (Sebens y Koehl, 1984). Sin embargo, es paradójico que otros organismos que también podrían verse beneficiados por esto (como esponjas o tunicados) registren una muy baja presencia en la "veda núcleo" y el "área borde" mientras que son muy abundantes en otros sectores. Otra alternativa podría relacionarse con la disponibilidad de sustrato existente en estos sectores. Riis y Dolmer (2003) compararon la abundancia de *M. senile* entre áreas sin pesca y áreas bajo pesca y detectaron que en las zonas que presentan un cierto grado de protección la disponibilidad de sustrato es mayor, siendo allí más abundante *M. senile*. En nuestro caso, la abundante presencia de tubos del poliqueto *Chaetopterus* sp. podría ser una opción como sustrato disponible, lo que junto con la capacidad de reproducción asexual de la especie le daría ventaja para colonizar o recolonizar rápidamente el área aledaña cuando los disturbios cesan. También debe considerarse el

impacto que puede tener el establecimiento de un área vedada a la pesca sobre las interacciones tróficas. Si una especie bentónica es vulnerable a las redes, pero no es un ítem presa importante de peces, el establecimiento de la veda permitirá un incremento de su abundancia. En el mismo caso, pero siendo una presa habitual el aumento de peces en el área conllevará una disminución de su abundancia debido al afecto de predación (Van Denderen *et al.* 2016). Considerando esto, una revisión de la ecología trófica de peces del Mar Argentino realizada por Cousseau y Perrota (2000) revela que de 70 especies solo para el gatuzo *Mustelus schmitti* las anémonas aparecen como un ítem minoritario, mientras que un análisis más reciente de Giberto *et al.* (2017) refleja que de 23 especies solo la castañeta *Cheilodactylus bergi* utiliza anémonas como recurso trófico. Esto indicaría que la disminución de disturbios sería beneficiosa para las anémonas y que no se vería alterado por un posible incremento de predación. En definitiva, si bien no está claro cuáles son los factores que están influenciando las elevadas densidades que alcanza este grupo es necesario realizar futuros estudios para determinar la importancia ecológica de las anémonas en las comunidades de invertebrados bentónicos del sector.

De igual manera, es necesario un análisis más detallado para corroborar si el cambio de especies hallado desde la "veda núcleo" hacia sectores más alejados donde se aplica esfuerzo pesquero está asociado a variables ambientales o se debe al efecto de los arrastres de fondo. En esta primera exploración, las diferencias encontradas dentro del área analizada parecen explicarse mayormente como una consecuencia de ser ambientes diferentes con distintas asociaciones de especies. Así, los gradientes ambientales y/o el nivel de adaptabilidad a los disturbios naturales podrían ser los factores que presentan la mayor importancia en la estructuración de las diferentes asociaciones halladas, tal como se observó en otros mares (Stokesbury y Harris, 2006; Beare *et al.*, 2013; Sciberras *et al.*, 2013) y también en diferentes sectores del Mar Argentino (Giberto *et al.*, 2004; Mauna *et al.*, 2011; Souto *et al.*, 2014). Sin embargo, para descartar la bioturbación que puede resultar de las actividades pesqueras es necesario continuar el monitoreo en el tiempo a fin de verificar que pasa con las biomasas de los distintos grupos implicados. Distintos trabajos (Blanchard *et al.*, 2004; Tillin *et al.*, 2006; de Juan *et al.*, 2007) señalan mayores biomasas de invertebrados móviles y carroñeros en zonas sometidas a mayor esfuerzo en detrimento de sectores con menor impacto donde predominan alimentadores por filtración de tipo sésil. Análisis de este tipo permitirán tener mayores certezas sobre el estado en que se encuentran los fondos de pesca asociados al efectivo norte de merluza común.

Agrdecimientos

A los Dres. Fabián Acuña y Agustín Garese (U.N.M.d.P.) por la identificación de dos especies de anémonas, a la Lic. Manuela Mendiolar por su aporte estadístico y al revisor anónimo que con sus sugerencias contribuyó a las mejoras de la versión final del manuscrito.

Bibliografía

ABURTO-OROPEZA, O., ERISMAN, B., GALLAND, G.R., MASCAREÑAS-OSORIO, I., SALA, E. y EZCURRA, E. 2011. Large recovery of fish biomass in a no-take marine reserve. PLoS ONE, 6 (8): e23601. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023601

ALEMANY, D., IRIBARNE, O.O y ACHA, E.M. 2013. Effects of a large-scale and offshore marine protected area on the demersal fish assemblage in the Southwest Atlantic. ICES J. Mar. Sc., 70 (1): 123–134.

AMMONS, A.W. y DALY, M. 2008. Distribution, habitat use and ecology of deepwater Anemones (Actiniaria) in the Gulf of Mexico. Deep-Sea Res. II, 55: 2657–2666.

ASCH, R.G. y COLLIE, J.S. 2008. Changes in a benthic megafaunal community due to disturbance from bottom fishing and the establishment of a fishery closure. Fish. Bull., 106 (4): 438-456.

BALDONI, A., MOLINARI, G.R, RETA, R. y GUERRERO, R.A. 2015. Atlas de temperatura y salinidad de la plataforma continental del Atlántico Sudoccidental: períodos cálido y frío. Publ. Esp. INIDEP, Mar del Plata, Argentina, 85 pp.

BALECH, E. y EHRLICH, M.D. 2008. Esquema biogeográfico del Mar Argentino. Rev. Invest. Desarr. Pesq., 19: 45-75.

BEARE, D., RIJNSDORP, A.D., BLAESBERG, M. *et al.* 2013. Evaluating the effect of fishery closures: lessons learnt from the Plaice Box. J. Sea Res., 84: 49-60.

BEAZLEY, L.I., KENCHINGTON, E.L., MURILLO, F. y SACAU, M.M. 2013. Deep-sea sponge grounds enhance diversity and abundance of epibenthic megafauna in the Northwest Atlantic. ICES J. Mar. Sc., 70 (7): 1471–1490.

BERASATEGUI, A.D., MENU MARQUE, S., GÓMEZ-ERACHE, M., RAMÍREZ, F.C., MIANZAN, H.W. y ACHA, E.M. 2006. Copepod assemblages in a highly complex hydrographic region. Est. Coast. Shelf Sc., 66: 483-492.

BEZZI, S.I., RENZI, M., IRUSTA, G., SANTOS, B., TRINGALI, L.S., EHRLICH, M.D., SÁNCHEZ, F., GARCÍA DE LA ROSA, S.B., SIMONAZZI, M. y VILLARINO, M.F. 2004. Caracterización biológica y pesquera de la merluza (*Merluccius hubbsi*). En: R. Sánchez y S.I. Bezzi (eds.). El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación. Pub. Esp. INIDEP, Mar del Plata, 4: 157-205.

BLANCHARD, F., LELOC'H, F., HILY, C. y BOUCHER, J. 2004. Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France. Mar. Ecol. Prog. Ser., 280: 249–260.

BLYTH, R.E., KAISER, M.J., EDWARDS-JONES, G. y HART, P.J.B. 2004. Implications of a zoned fishery management system for marine benthic communities. J. Appl. Ecol., 41: 951–961.

BOSCHI, E.E. 1979. Geographic distribution of argentinian marine decapod crustaceans. Bull. Biol. Soc. Wash., 3:134–143

BREMEC, C. & LASTA, M. 2002. Epibenthic assemblage associated with scallop (*Zygochlamys patagonica*) beds in the Argentine shelf. Bull. Mar. Sc., 70: 89–105.

BUHL-MORTENSEN, L., VANREUSEL, A., GOODAY, A.J., LEVIN, L.A., PRIEDE, I.G., BUHL-MORTENSEN, P., GHEERARDYN, H., KING, N.J. y RAES, M. 2010. Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. Mar. Ecol., 31: 21–50.

BUHL-MORTENSEN, L., NEAT, F., KOEN-ALONSO, M., HVINGEL, C. y HOLT, B. Fishing impacts on benthic ecosystems: an introduction to the 2014 ICES symposium special issue. 2016. ICES J. Mar. Sc., 73 (1): 1-4.

BUHL-MORTENSEN, P., HOVLAND, M., BRATTEGARD, T.Y. y FARESTVEIT, R. 2012. Deep water bioherms of the scleractinian coral *Lophelia pertusa* (L.) at 64°N on the Norwegian shelf: Structure and associated megafauna. Sarsia, 80 (2): 145-158.

CARRANZA, A., SCARABINO, F., BRAZEIRO, A. ORTEGA, L. y MARTÍNEZ, S. 2008. Assemblages of megabenthic gastropods from Uruguayan and northern Argentinean shelf: Spatial structure and environmental controls. Cont. Shelf Res., 28: 788–796.

CCAMLR 2009. VME Taxa Classifcation Guide. Hobart, Australia,4 pp.

CLARKE, K.R. y WARWICK, R.M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK, 144 pp.

COUSSEAU, M.B. y PERROTA, R.G. 2000. Peces marinos de Argentina: biología, distribución, pesca. 2a ed. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero INIDEP, 167 p.

DAUNT, F., WANLESS, S., GREENSTREET, S.P.R., JENSEN, H., HAMER, K.C. y HARRIS, M.P. 2008 The impact of the sandeel fishery closure in the northwestern North Sea on seabird food consumption, distribution and productivity. Can. J. Fish. Aq. Sc., 65 (3): 362-381.

DE JUAN, S., THRUSH, S.F. y DEMESTRE, M. 2007. Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea). Mar. Ecol. Prog. Ser., 334: 117–129.

DEMESTRE, M., DE JUAN, S., SARTOR, P. y LIGAS, A. 2008. Seasonal closures as a measure of trawling effort control in two Mediterranean trawling grounds: Effects on epibenthic communities. Mar. Poll. Bull., 56: 1765–1773.

ENO, N.C., MACDONALD, D.S., KINNEAR, J.A.M., AMOS, C.S., CHAPMAN, C.J., CLARK, R.A., BUNKER, F. y MUNRO, C. 2001. Effects of crustacean traps on benthic fauna. ICES J. Mar. Sc., 58: 11–20.

ESCOLAR, M., HERNÁNDEZ, D.R. y BREMEC, C. 2013. Latitudinal and bathymetric distribution patterns of ophiuroids (Echinodermata: Ophiuroidea) on scallop fishing grounds at the shelf-break frontal system, South-Western Atlantic. Mar. Biodiver. Rec., 6: 1-8.

FISHER, J.A.D. y FRANK, K.T. 2002. Changes in finfish community structure associated with an offshore fishery closed area on the Scotian Shelf. Mar. Ecol. Prog. Ser., 240: 249-265.

GAITÁN, E., GIBERTO, D., ESCOLAR, M. y BREMEC, C. 2014. Fauna bentónica asociada a los fondos de pesca en la plataforma patagónica entre 41ºS y 48ºS. Resultados de la campaña de evaluación de merluza EH-04/13. Inf. Inv. INIDEP Nº 35/14, 19 pp.

GAITÁN, E. y MARÍ, N. 2016. Análisis de las comunidades bentónicas asociadas a capturas de la flota comercial dirigida a *Macruronus magellanicus* (merluza de cola). Inf. Inv. INIDEP, Nº 59/16, 12 pp.

GAITAN, E. y SOUTO, V. 2017. Estructura de las comunidades de macro-invertebrados bentónicos asociados al área de distribución (34-47ºS) de *Merluccius hubbsi* (merluza común) inferida a partir de arrastres de fondo. Inf. Invest. INIDEP Nº 88/17, 27 pp.

GARCÍA, M.L., JAUREGUIZAR, A.J. y PROTOGINO, L.G. 2010. From fresh water to the slope: fish community ecology in the Río de la Plata and the sea beyond. Lat. Am. J. Aquat. Res., 38 (1): 81-94.

GENZANO, G.N., GIBERTO, D., SCHEJTER, L., BREMEC, C. y MERETTA, P. 2009. Hydroid assemblages from the Southwestern Atlantic Ocean (34–42ºS). Mar. Ecol., 30: 33–46.

GIBERTO, D.A., BREMEC, C.S., ACHA, E.M. y MIANZAN, H. 2004. Large-scale spatial patterns of benthic assemblages in the SW Atlantic: the Río de la Plata estuary and adjacent shelf waters. Est. Coast. Shelf Sc., 61 (1): 1-13.

GIBERTO, D., BELLEGIA, M. y BREMEC, C. 2017. El bentos como alimento de peces comerciales. En: (Eds.) Bremec, C. S. y Giberto, D. A. Comunidades bentónicas en regiones de interés pesquero de la Argentina. Pub. Esp. INIDEP, Mar del Plata, 129 pp.

GRIZZLE, R.E., WARD, L.G., MAYER, L.A., MALIK, M.A., COOPER, A.B., ABEELS, H.A., GREENE, J.K., BRODEUR, M.A. y ROSENBERG, A.A. 2009. Effects of a large fishing closure on benthic communities in the western Gulf of Maine: recovery from the effects of gillnets and otter trawls. Fish. Bull., 6: 308-317.

GULLAND, J. A. 1977. Fish Population Dynamics. John Wiley & Sons. New York, 372 pp.

HALL, S. 2005. Uso de medidas técnicas en la pesca responsable: restricciones espaciales y temporales. Cap. 3. En (ed.) Cochrane, K.L. "Guía del administrador pesquero. Medidas de ordenación y su aplicación. FAO Doc. Téc. 424, 240 pp.

INVEMAR (eds.). 2010. Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Serie Pub. Esp., Invemar, 20: 458 pp.

IRUSTA, C.G, D'ATRI, L. y LORENZO, M.I. 2011. Diagnóstico del estado del recurso merluza (*Merluccius hubbsi*) realizado en el ámbito de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo. Fr. Marít., 22: 193-206.

IRUSTA, C. G., D'ATRI, L. L., LOUGE, E. y TRINGALI, L. 2013. Distribución y áreas de concentración de los grupos de edad e individuos maduros de merluza (*Merluccius hubbsi*) y su relación con las áreas de veda entre 34º y 40º LS. Documento de trabajo INIDEP para la Reunión del Grupo de Trabajo Merluza de la CTMFM. Buenos Aires 17 – 18 junio 2013. 60 pp.

IRUSTA, C.G, MACCHI, G., LOUGE, E, RODRIGUES, K., D' ATRI, L., VILLARINO, M.F, SANTOS, B y SIMONAZZI, M. 2016. Biology and fisheries of the argentine hake (*Merluccius hubbsi*). Rev. Invest. Desarr. Pesq., 28: 9-36.

JOHNSON, A.F, GORELLI, G., JENKINS, S.R, HIDDINK, J.G. y HINZ, H. 2015. Effects of bottom trawling on fish foraging and feeding. Proc. R. Soc. B, 282:20142336. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.2336

KAISER, M.J., EDWARDS D.B., ARMSTRONG, P.J., RADFORD, K., LOUGH, N.E.L., FLATT, R.P. y JONES. H.D. 1998. Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. ICES J. Mar. Sc., 55: 353–361.

KAISER, M.J., COLLIE, J.S., HALL, S.J., JENNINGS, S. y POINER, I.R 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. Fish Fish., 3: 114-136.

KINCAID, K y ROSE, G. 2017. Effects of closing bottom trawling on fisheries, biodiversity, and fishing communities in a boreal marine ecosystem: the Hawke Box off Labrador, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 74: 1490–1502.

LAMBERT, G.I., JENNINGS, S., KAISER, M.J., DAVIES, T.W. y HIDDINK, J.G. 2014. Quantifying recovery rates and resilience of seabed habitats impacted by bottom fishing. J. Appl. Ecol., 51: 1326–1336.

LOUGE, E. y MOLINARI, G. 2011. Distribución de la merluza (*Merluccius hubbsi*) del efectivo norte con relación a la temperatura y la salinidad. Otoño-primavera 1998-2010. Inf. Invest. INIDEP Nº 98/2011, 13 pp.

MAUNA, A.C., ACHA, E.M., LASTA, M.L. e IRIBARNE, O.O. 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.

PHAM, C.K., DIOGO, H., MENEZES, G., PORTEIRO, F., BRAGA-HENRIQUES, A., VANDEPERRE, F. y MORATO, T. 2014. Deep-water longline fishing has reduced impact on Vulnerable Marine Ecosystems. Sci. Rep. 4, 4837; DOI: 10.1038/srep04837.

PITCHER, C.R., POINER, I.R., HILL, B.J. y BURRIDGE, C.Y. 2000. Implications of the effects of trawling on sessile megazoobenthos on a tropical shelf in northeastern Australia. ICES J. Mar. Sc. 57: 1359–1368.

RIIS, A. y DOLMER, P. 2003. The distribution of the sea anemone *Metridium senile* (L.) related to dredging for blue mussels (*Mytilus edulis* L.) and flow habitat. Ophelia, 57 (1): 43-52.

SÁNCHEZ, R.P., NAVARRO, G., MONSALVO, M. y MARTÍNEZ PULJAK, G. 2011. Operatoria de la flota argentina dirigida a los recursos corvina y merluza en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Alternativas a la pesca de los recursos objetivo. Fr. Marít., 22: 71- 29.

SCHEJTER, L. y BREMEC, C. 2007. Benthic richness in the Argentine continental shelf: the role of *Zygochlamys patagonica* (Mollusca: Bivalvia: Pectinidae) as settlement substrate J. Mar. Biol. Ass. U.K., 87: 917–925.

SCIBERRAS, M., HINZ, H., BENNELL, J.D., JENKINS, S.R., HAWKINS, S.J. y KAISER, M.J. 2013. Benthic community response to a scallop dredging closure within a dynamic seabed habitat. Mar. Ecol. Prog. Ser., 480: 83-98.

SEBENS, K.P. y KOEHL, M.A.R. 1984. Predation on zooplankton by the benthic anthozoans **Alcyonium siderium** (Alcyonacea) and *Metridium senile* (Actiniaria) in the New England subtidal. Mar. Biol., 81: 255-271.

SOUTO, V., ESCOLAR, M., GENZANO, G. y BREMEC, C. 2014. Species richness and distribution patterns of echinoderms in the southwestern Atlantic Ocean (34-56°S). Sci. Mar., 78 (2): 269-280.

STOKESBURY, K.D.E. y HARRIS, B.P. 2006. Impact of limited short-term sea scallop fishery on epibenthic community of Georges Bank closed areas. Mar. Ecol. Prog. Ser., 307: 85–100.

TATIÁN, M., SCHWINDT, E., LAGGER, C. y VARELA, M.M. 2010. Colonization of Patagonian harbours (SW Atlantic) by an invasive sea squirt (Chordata, Ascidiacea). Spixiana, 33 (1): 111-117.

THRUSH, S.F., HEWITT, J.E., FUNNELL, G.A., CUMMINGS, V.J., ELLIS, J., SCHULTZ, D., TALLEY, D. y NORKKO, A. 2001. Fishing disturbance and marine biodiversity: the role of habitat structure in simple soft-sediment systems. Mar. Ecol. Prog. Ser., 223: 277–286.

TILLIN, H.M., HIDDINK, J.G., JENNINGS, S. y KAISER, M.J. 2006. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. Mar. Ecol. Prog. Ser., 318: 31-45.

TRINGALI, L., SCARLATO, N. e IBAÑEZ, P. 2015. Marco regulatorio y análisis de las áreas de veda que protegen juveniles de merluza común en aguas de la ZCPAU 1992-2013. Inf. Inv. INIDEP, 47/2015, 28 pp.

VAN DENDEREN, P.D, VAN KOOTEN, T. y RIJNSDORP, A.D. 2013 When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. Proc. R. Soc. B 280: 20131883. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.1883

VAN DENDEREN, P.D., RIJNSDORP, A.D y VAN KOOTEN, T. 2016. Using marine reserves to manage impact of bottom trawl fisheries requires considerations of benthic food-web interactions. Ecol. Appl., 26 (7): 2302–2310.

WELSFORD, D., EWING, G.P., CONSTABLE, A.J., HIBBERD, T. y KILPATRICK, R. 2014. Demersal fishing interactions with marine benthos in the Australian EEZ of the Southern Ocean: An assessment of the vulnerability of benthic habitats to impact by demersal gears. Final Report FRDC Project.

ZAMPONI, M.O. y ACUÑA F.H. 1991. Zoogeografía y algunos aspectos ecológicos de la fauna de anémonas de la Provincia Magallánica. Neotrópica, 37: 95-105.

Evaluación de la abundancia y estado de explotación de corvina (*Micropogonias furnieri*) y pescadilla (*Cynoscion guatucupa)* en el área del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo en el año 2017

María Inés Lorenzo[1], Claudia Carozza[2] y Claudio Ruarte[2]

[1] *Dirección Nacional de Recursos Acuáticos. DINARA. Constituyente 1497. Montevideo, Uruguay*
[2] *Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero. INIDEP. Escollera Norte. Mar del Plata, Argentina*
ilorenzo@dinara.gub.uy

RESUMEN: Se consideran los principales antecedentes sobre la dinámica de la población de corvina (*Micropogonias furnieri*) y pescadilla (*Cynoscion guatucupa*), el procedimiento actual de evaluación de stock, así como los métodos empleados para la asignación de la Captura Total Permisible (CTP) por parte de las autoridades de la Comisión Técnica Marítima del Frente Marítimo (CTMFM) y la Comisión Administradora del Río de la Plata (CARP). Para tal efecto, se analiza la información biológica del recurso y se presentan los modelos de evaluación y la estimación de la Captura Biológicamente Aceptable (CBA). Actualmente la evaluación de corvina y pescadilla en el área del Tratado, Río de la Plata y aguas adyacentes se basa en modelos globales y modelos integrados estructurados por edad. Estos modelos, son calibrados con índices de abundancia relativa provenientes de la estandarización de las capturas de la flota pesquera costera uruguaya y argentina, así como índices independientes de la pesquería. Para el modelo de producción excedente, los parámetros, su incertidumbre y los indicadores de desempeño de la estrategia de manejo, se ajustan por inferencia bayesiana de estado-espacio a los datos de CPUE. Por su parte, los modelos integrados pueden incorporar información de los procesos biológicos como crecimiento, madurez, mortalidad, vulnerabilidad, reclutamiento, error en la lectura de edades, diferencias entre sexos, variabilidad de los parámetros en el tiempo, diferentes áreas, movimiento espacial, entre otras. Permitiendo también la búsqueda del conjunto de parámetros que maximizan la bondad del ajuste y calcula la incertidumbre asociada a estos parámetros a partir de la inversa de la matriz Hessiana y métodos de Cadenas de Markov Monte Carlo (MCMC). Las alternativas proporcionadas a la CTMFM y a la CARP para el establecimiento de la Captura Total Permisible (CTP) de corvina y pescadilla, se realizan sobre la base de la estimación de la CBA. Se analizan los riesgos de sobrepasar los puntos de referencia objetivos y limites, que se generan con diferentes niveles de captura y tasa de explotación a corto y mediano plazo.

Palabras claves: corvina, pescadilla, dinámica poblacional, evaluación del stock, análisis de riesgo.

SUMMARY: Stock assessment and current state of the whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) and stripped weakfish (*Cynoscion guatucupa*) in the area of the Rio de la Plata, Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone in 2017. The main precedent on the dynamics of the whitemouth

croaker population (*Micropogonias furnieri*) and stripped weakfish (*Cynoscion guatucupa*), the current stock assessment, as well as the methods used for the assignment of Total Allowable Catch (TAC) by the authorities of the Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM) and the Comisión Administradora del Río de la Plata (CARP). For this purpose, the information generated in different researches on the resources is analyzed and the stock assessment model and the estimation of the Biologically Acceptable Capture (CBA) are presented. Currently the whitemouth croaker evaluation and stripped weakfish in the Treaty of the Rio de la Plata and its Maritime Front and adjacent waters is based on surplus models and integrated age - structured model. These models are calibrated with relative abundance indices derived from the standardizing catch and effort data of the Uruguayan and Argentine coastal fishing fleet, as well as indices independent of the fishery. For the surplus model, the parameters, their uncertainty and the performance indicators of the management strategy are adjusted by Bayesian state-space inference to the CPUE data. On the other hand, integrated age - structured model can incorporate information of the biological processes as growth, maturity, mortality, vulnerability, recruitment, error in reading of ages, differences between sexes, variability of the parameters in the time, different areas, among others. These parameters maximize the fit and calculate the uncertainty associated with them from the inverse of the Hessian matrix. The alternatives provided to the CTMFM and the CARP for the establishment of the Total Allowable Catch (TAC) of whitemouth croaker and stripped weakfish, are made on the basis of the CBA estimate. The risks of exceeding the objective and limit reference points, which are generated with different levels of capture and exploitation rate in the short and medium term, are analyzed.

Key words: whitemouth croaker, stripped weakfish, population dynamics, stock assessment, risk analysis.

Introducción

La pesquería costera, que se realiza hasta la isobata de los 50 m, se desarrolla tanto en el Río de la Plata medio y exterior, como en el Frente Marítimo. La administración de los recursos pesqueros en esta zona la comparten la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM) y la Comisión Administradora del Río de la Plata (CARP). En esta área, operan flotas de Argentina y Uruguay, que según la reglamentación vigente, deben tener esloras menores a los 28 m (Resolución CTMFM N° 10/00). Esta pesquería, está integrada por distintos tipos de unidades de pesca (artesanales y comerciales) que operan con varias modalidades, con predominio del arrastre en pareja en la pesquería comercial y en menor proporción, el arrastre de puertas o portones. En este trabajo se hace una revisión histórica de la administración de estas pesquerías, se analiza la información biológica sobre recurso y se presentan los modelos de evaluación y estimación de la Captura Biológicamente Aceptable (CBA) de la corvina y la pescadilla en el área del Tratado, Río de la Plata y aguas adyacentes.

Contexto histórico del manejo de las pesquerías

La administración de estas pesquerías se ha modificado a través del tiempo. En 1983, en el ámbito de la CTMFM se convocó por primera vez a un grupo de investigadores para tratar el estado de la pesquería, intercambio de la información científica de ambas partes sobre la especie corvina. En 1996, la CTMFM y la CARP firman la "Declaración Conjunta de CARP y CTMFM referente a la conservación y racional explotación de la especie corvina (*Micropogonias furnieri*)". También acuerdan que la CTMFM realizará un programa de estudios e investigaciones dirigido a la evaluación, conservación y explotación racional de la especie corvina, en toda el área del Tratado, incluyendo, entre otros, el intercambio de información estadística de las capturas realizadas, así como de la información acerca de las normas de administración pesqueras aplicadas por cada una de las partes, a fin de facilitar la coordinación entre ambas para contribuir a la formulación de normas y medidas conjuntas dentro del marco de lo estipulado en el Tratado.

Como antecedentes en la evaluación de estado de corvina que se distribuye en el área del Tratado, aplicando los modelos de producción excedente de Schaefer (1954) y Fox (1970), Ehrhardt & Arena (1977), Arena (1984), Otero & Ibáñez (1986), Arena (1990), Arena & Rey (1993), Pin (1999) y Pin & Defeo (2000), utilizaron por su parte modelos de producción pesquera de Captura y Mortalidad Total (C-Z) para el período 1985-1995. Entre los años 1998 y 2001, se realizaron reuniones a fin de incrementar el conocimiento biológico-pesquero de corvina y pescadilla, análisis de resultados de campañas de investigación y realizar recomendaciones de manejo sobre estas especies. A partir del año 2007 se retoman las reuniones del Grupo de Trabajo Recursos Costeros (GTRC) con el objetivo de la evaluación, diagnóstico y otras medidas de manejo dirigidas a las especies costeras. En este contexto, se delineó un plan de trabajo a seguir, con la finalidad de discutir el estado actual del recurso corvina y establecer un valor de Captura Biológicamente Aceptable (CBA) anual, según lo solicitado por las autoridades de la CTMFM. En este sentido, en el año 2009 se conformó una base de datos común de la flota comercial argentina y uruguaya, obteniéndose índices de abundancia (CPUE) para ambas flotas en conjunto. A medida que se actualizaron datos de estructuras de longitudes y edades de las principales especies, se incorporó la utilización de modelos analíticos que permiten realizar diagnósticos más precisos, teniendo en cuenta la composición del stock y su dinámica (composición de juveniles, adultos, curvas de madurez, crecimiento, etc.).

En los últimos años (2010), el GTRC planteó la necesidad de avanzar en la aplicación de un modelo de evaluación que contemplara la estructura de la población, para lo cual, mediante la realización de un taller, se acordó la utilización del modelo ASPM (*Age Structured Production Model*). En este sentido, los investigadores argentinos aplican en la actualidad Modelos Integrados utilizando la plataforma *Stock Synthesis 3* (SS3) (Maunder *et al.*, 2013; Methot *et al.*, 2013). Este tipo de modelo tiene una gran flexibilidad para incorporar una amplia variedad de información (Rodríguez & Carozza, 2016; Carozza *et al.*, 2018).

Con relación a los modelos de producción excedente, modelos del cual se obtiene la tendencia de la biomasa total sólo requiere para su aplicación datos de captura y esfuerzo. En los últimos años se avanzó en el ajuste de los parámetros del modelo, siendo en un principio por máxima verosimilitud Lorenzo *et al.*, (2011, 2012). Posteriormente tanto los parámetros, como su incertidumbre y los indicadores de desempeño de la estrategia de manejo se estimaron con métodos bayesianos (Lorenzo & Saravia 2013, 2014, 2015, 2016, Lorenzo, 2017a). Carozza & Hernández (2011, 2012, 2013, 2014) para describir la dinámica poblacional de la biomasa del stock explotable y determinar la Captura Biológicamente Aceptable (CBA) de esta especie en el área al norte de los 39ºS, utilizaron el modelo en diferencias con retardo (*delay difference model*) de Deriso (1980) y Schnute (1985, 1987). La estimación de los parámetros del modelo de evaluación y la toma de decisiones se efectuó dentro de un contexto bayesiano (Hernández, 2007). En la Figura 1 se presenta un esquema de la evolución de los modelos de evaluación de la dinámica de la población de corvina así como las medidas de ordenación vigentes para la misma en el ámbito de la CTMFM y la CARP.

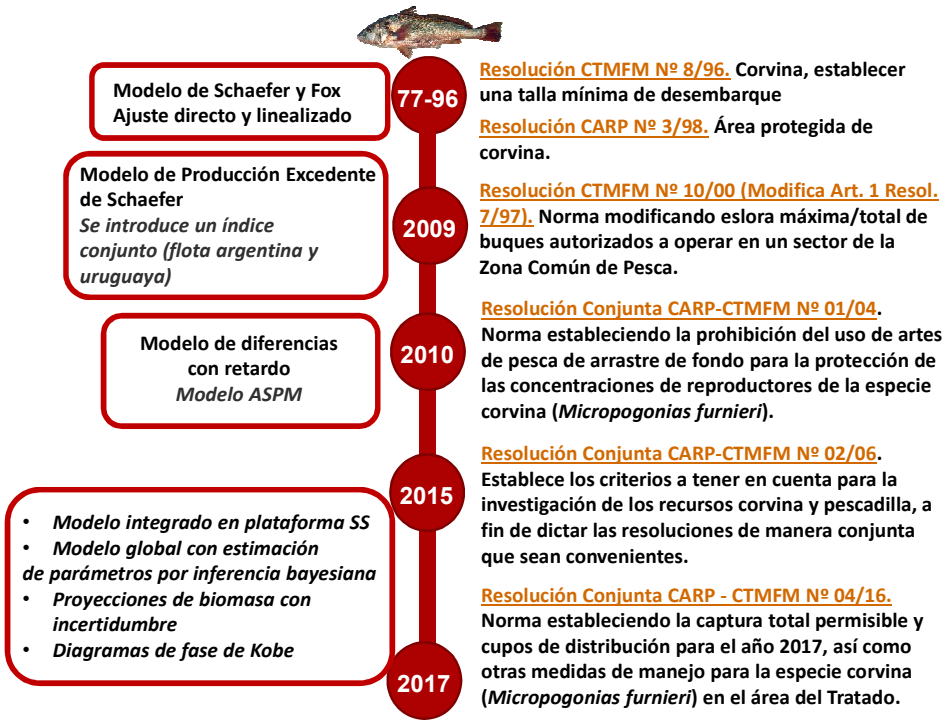


Figura 1. Reseña de la evolución metodológica en la evaluación de abundancia de la corvina *Micropogonias furnieri* en el área del Tratado y medidas de ordenación vigentes.

Para la pescadilla *Cynoscion guatucupa*, se siguió el mismo esquema de manejo que para corvina. La CTMFM tomó medidas de regulación como talla mínima de desembarque, modificación del tamaño de los buques que operan en el área del Tratado, normas de establecimiento de la captura total permisible anual (Figura 2) y el establecimiento de un área de veda para protección de juveniles basados en el trabajo de Ruarte *et al.* (2005).

El diagnóstico del estado poblacional de la pescadilla comenzó mediante la aplicación de modelos globales de dinámica de biomasa tanto en Argentina (Ruarte & Aubone, 2001; 2002; 2003) como en Uruguay (Arena & Gamarra, 2000; Lorenzo & Scavino, 2010; Lorenzo, *et al.* 2011, 2012). Posteriormente, al detectarse cambios en las distribuciones de tallas del desembarque y de la edad máxima de los individuos en la población, con desaparición de los peces más grandes (Ruarte & Aubone, 2003; Lorenzo & Scavino, 2010), se desarrolló un modelo matricial estructurado de tallas de la especie (Aubone *et al.*, 2005, 2006). En el marco de la CTMFM, a partir del año 2011 el diagnóstico poblacional se complementó con la aplicación de un modelo de producción de biomasa estructurado por edades (ASPM) el cual incorpora información relativa a la estructura de tallas de la población. El proceso consistió básicamente en la aplicación de un modelo estructurado por clase de edad ajustándolo a los datos de abundancia de la población disponibles (CPUE e índices de abundancia de campañas) maximizando una función de verosimilitud. El modelo ASPM se puede utilizar cuando no se dispone de los datos de captura por edad mediante la consideración de patrones de selección y supuestos de factorización del patrón de extracción o de las tasas instantáneas de mortalidad por pesca por edad. Desde el año 2014, los investigadores argentinos implementaron la aplicación de modelos estructurados por edad en la plataforma *Stock Synthesis* (SS) (Maunder *et. al.*, 2013; Methot *et. al.*, 2013) con el objeto de describir la dinámica poblacional de esta especie (Rodríguez y Ruarte, 2014; Ruarte *et. al.*, 2014; Rodríguez & Ruarte, 2015; Ruarte *et. al.*, 2015). En la Figura 2 se presenta un esquema de la evolución de los modelos de evaluación de la dinámica de la población de la pescadilla así como las medidas de ordenación vigentes para la misma en el ámbito de la CTMFM y la CARP.

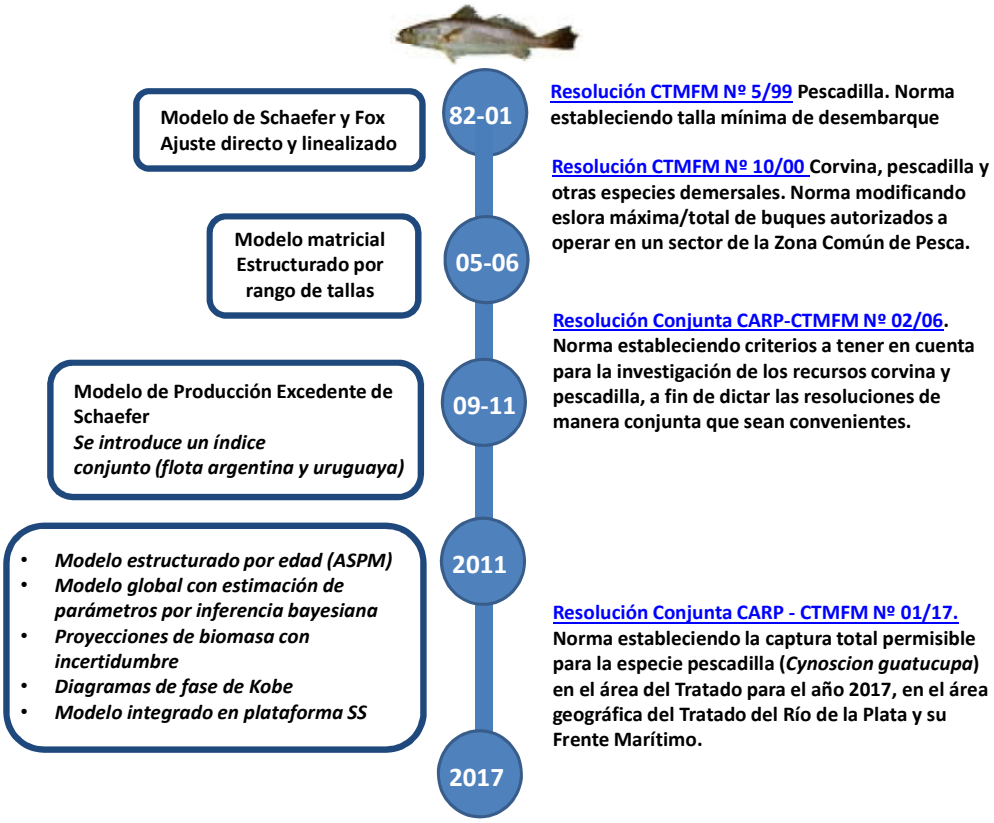


Figura 2. Reseña de la evolución metodológica en la evaluación de abundancia de la pescadilla *Cynoscion guatucupa* en el área del Tratado y medidas de ordenación vigentes.

El diagnóstico, metodologías y resultados que permiten recomendar la Captura Máxima Permisible (CMP) para la corvina (*Micropogonias furnieri*) y la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) que se presentan en esta instancia surge de los Documentos de Trabajo presentados y discutidos en el Grupo de Trabajo Recursos Costeros (GTC) en el ámbito de la CTMFM (GTC 1/16, GTC 5/16 y GTC 1/17 CTMFM). Asimismo, los investigadores argentinos y uruguayos integrantes del GTC realizan en forma conjunta, ensayos adicionales sobre los modelos de evaluación iniciales según se considere oportuno, tanto para el diagnóstico como para las proyecciones de biomasa de cada especie.

2. Descripción general e indicadores de las pesquerías de corvina y pescadilla en el área del Tratado

2.1. Información procedente de la estadística pesquera

En Argentina, la información para el análisis de la captura desembarcada así como para la estimación de los índices de abundancia derivados de la flota comercial, proviene de los datos disponibles en el Sistema de Información Oceanográfico-Pesquera (SIOP), Subprograma de la Dirección de Información, Operaciones y Tecnología del INIDEP. La fuente de información utilizada por el SIOP son los archivos de partes de pesca originados en la DNCP (Dirección Nacional de Coordinación Pesquera, SAGPyA) y recibidos en el INIDEP. Desde el año 2006, la estadística nacional ha incorporado las declaraciones de captura provenientes de los partes de pesca de la Provincia de Buenos Aires, ya en el año 2013 con una alta eficiencia en el sistema de recepción de los mismos. Los investigadores

argentinos analizan esta información aplicando los criterios de discriminación y de corrección de las capturas establecidos en Fernández Aráoz *et al.* (2005): Ecosistema Costero Bonaerense (ECB), Plataforma, Área Norte (Río de la Plata y ZCP), Área Sur (El Rincón) y comparando los partes de pesca con la información proveniente del monitoreo satelital.

La información sobre la actividad pesquera uruguaya en el área del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo se basó en los desembarques anuales diferenciada por especies y características de los buques pesqueros Categoría B. Las estadísticas de pesca de Uruguay son responsabilidad de la Direccion Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA). La información procedente de la flota industrial, que se remite a la autoridad de aplicación, se plasmó en los partes de pesca y el resumen mensual de desembarque de captura. Ambos documentos son de carácter obligatorio y son considerados declaración jurada. Con dicha información se analizó la tendencia de la captura por especie.

El registro estadístico de las áreas de pesca que se encuentran en el Río de la Plata y en el área del Tratado está comprendido por cuadrícula de un grado por un grado. Cada cuadrícula está designado por los dos numerales correspondientes a los grados de latitud, seguidos por el segundo numeral en grados de la longitud (ej. cuadrícula del área de pesca 346 corresponde a 34°S y 56°W).

2.2. Tendencia de la captura de corvina y pescadilla

La corvina *Micropogonias furnieri* es la especie dominante en el denominado "variado costero" en Argentina y la primera especie costera en volumen de captura comercial en Uruguay. Hasta los años 80, las cifras de desembarque de corvina por la flota argentina oscilaron entre 4.000 y 17.000 t, incrementado hacia 1992. A partir de dicho año, se observó un marcado incremento en la captura alcanzando las 30.000 t debido a la expansión del mercado externo (Carozza *et al.*, 2004). Esta situación condujo a un cambio en la modalidad de pesca; las flotas costeras y de rada o ría intensificaron su captura en la Bahía Samborombón provocando un aumento notorio del esfuerzo aplicado (N° barcos) en dicha área. Esto conllevó a que se implementaran medidas de manejo que restringieron la entrada de buques de esloras mayores a 21,99 m para operar dentro de la Bahía Samborombón reduciendo así, los volúmenes de extracción. Desde 2003 al 2013, el desembarque de la especie proveniente del Río de la Plata se incrementó de 10.000 a 30.000 t. A partir de 2013 que se observa un descenso de la captura hasta valores del orden de las 20.000 t en 2016. En la última década, en el área ubicada al norte de los 39°S, la distribución de las capturas provenientes de las aguas jurisdiccionales adyacentes representó entre el 50 y 70%, mientras que el porcentaje restante se originó en aguas del Tratado.

En Uruguay, a raíz del Plan de Desarrollo Pesquero iniciado en 1974, así como de la incorporación a la pesquería de buques argentinos en 1981, las capturas del recurso se incrementaron de forma sustancial entre 1975 y 1980 de 5.000 a 32.000 t respectivamente. Desde el inicio de la década de los 80's hasta el 2008 el registro de captura de la especie por la flota uruguaya fue relativamente estable promediando las 25.000 t anuales (Lorenzo, 2016). A partir de 2008 disminuyó progresivamente hasta 2016 con capturas del orden de las 12.000 t (Figura 3).

Los promedios mensuales de captura de ambos países permiten reconocer una cierta estacionalidad en la actividad extractiva. Entre los meses de junio y septiembre presenta, en promedio, más del 50% de los desembarques anuales de la especie (Figura 3), siendo julio y agosto los meses de mayor captura (> 2.000 t).

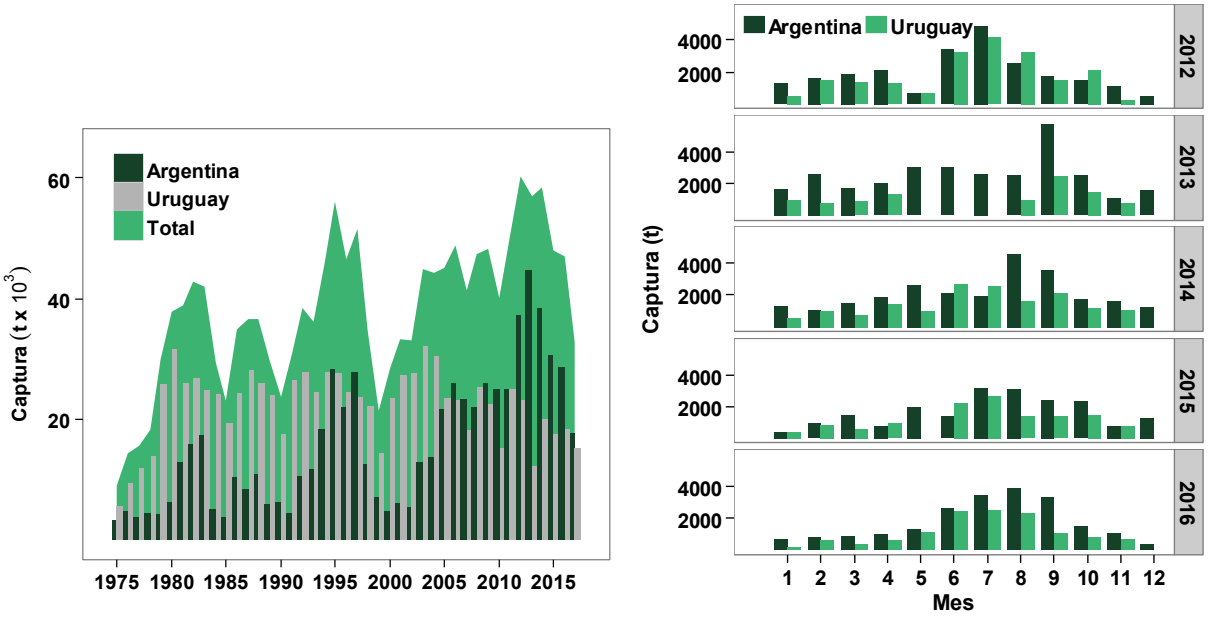


Figura 3. Tendencia de las capturas desembarcadas (t) de corvina por la flota argentina, uruguaya en la ZCP y en total para la ZCP incluyendo aguas jurisdiccionales de cada país. Periodo 1975-2016. Tendencia mensual de las capturas desembarcadas (t) de corvina por la flota argentina y uruguaya en el área del Tratado.

La pescadilla *Cynoscion guatucupa*, es un recurso explotado por Brasil, Uruguay y Argentina. En Argentina, la pescadilla pertenece al "variado costero", que forma parte de una pesquería multiespecífica y multiflota (Carozza *et al.*, 2001, Ruarte & Rico 2017). En Uruguay esta especie es considerada la segunda en importancia entre los recursos demersales costeros del área del Tratado, después de la corvina (*Micropogonias furnieri*). Esta especie es capturada mayoritariamente por la flota industrial mediante redes de arrastre de fondo en la modalidad de pareja (Cordo, 1986; Nion, 1998; Lorenzo, 2016). Los desembarques de pescadilla realizados por la flota uruguaya entre 2000 y 2003 superaron los volúmenes de captura argentina promediando las 10.800 t y 2.500 t respectivamente, esto se debió probablemente, a la crisis económica de los años 2000-2001 en este último periodo (Ruarte *et al.*, 2014). Entre 2004 y 2008 los desembarques de ambos países se estabilizaron en valores cercanos a las 10.000 t. A partir de este año la captura por parte de Argentina duplicó a la realizada por la flota uruguaya. En el año 2014, se observó un leve incremento por parte de Uruguay y un descenso del desembarque en Argentina respecto de 2013. Si bien en 2015, Argentina aumentó el desembarque de esta especie, en 2016 disminuyó en el orden de las 5.000 t con relación al año anterior. Uruguay promedió las 3.500 t entre 2014 y 2016. El desembarque total alcanzado en 2016 en el área del Tratado fue 12.125 t, 8.571 t por parte de la flota argentina y 3.554 t por parte de la uruguaya (Figura 4).

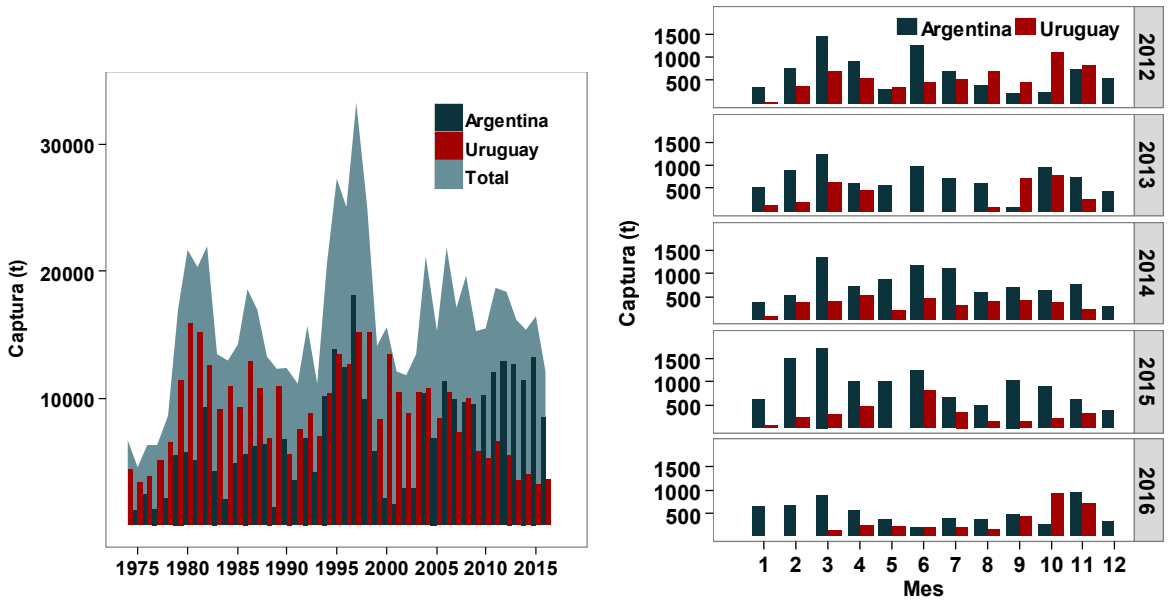


Figura 4. Capturas desembarcadas (t) de pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) por país en el área del Tratado incluyendo aguas jurisdiccionales argentinas. Periodo 1973-2016. Tendencia de captura mensual por país en el área del Tratado y su Frente Marítimo.

La captura de pescadilla y corvina desembarcada por la flota Categoría B de Uruguay entre 2010 y 2016 representan en promedio el 93% de las capturas de la pesca industrial costera. A partir de 2010, los volúmenes de pescadilla descendieron sistemáticamente hasta 2015 para recuperarse en 2016. Por su parte, la proporción de corvina desembarcada se mantuvo estable también incrementando en 2016 respecto de 2015 (Figura 5). Por trimestre, la tendencia de la pesquería de corvina fue el indicador del esfuerzo y de la captura total de la flota costera, lo cual no se observó con la pescadilla. En términos generales, el desembarque de pescadilla fue mayor en el tercer y cuarto trimestre. En 2016 se registró un incremento importante (1.900 t) del desembarque superando incluso el valor de corvina en la época de primavera (Figura 5).

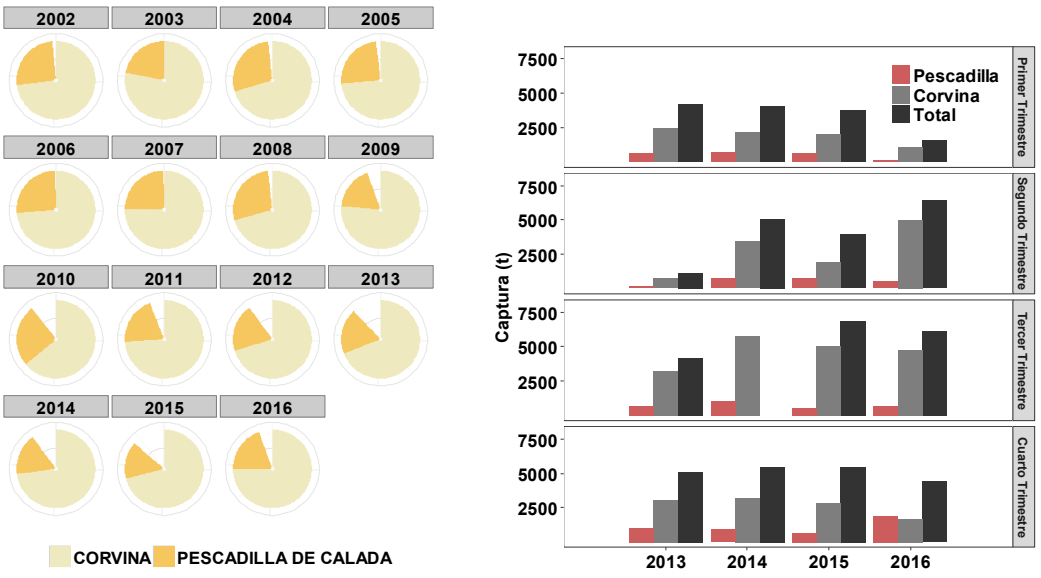


Figura 5. A) Proporción de corvina y pescadilla sobre el total de captura de la flota Categoría B para el periodo 2002-2016. B) Captura (toneladas) y esfuerzo (horas de arrastre) para pescadilla, corvina y total de la flota Categoría B por trimestre. Período 2013-2016.

2.3. Modalidad de pesca

La modalidad de pesca sobre el recurso corvina, tanto por la flota argentina como uruguaya, se efectúa mediante red de arrastre de fondo y en particular mediante la utilización de red de arrastre a la pareja. La principal flota argentina que opera sobre corvina esta clasificada en 4 niveles según su eslora: Ia (de 8 a 14,96 m de eslora), *Ib* (de 15 a 18,23 m de eslora), *Ic* (de 18,24 a 24,99 m de eslora) y *IIa* (25 a 28,99 y 38 a 38,99 m de eslora). La flota que realiza el mayor esfuerzo, así como también captura la mayor proporción del desembarque total de corvina es la flota denominada *Ic* (Figura 6, Carozza & Rico 2017). Asimismo, Carozza *et al.* (2018) señalan que el estrato *Ic* mantuvo el número de embarcaciones alrededor de las 50-60 unidades entre 1998 y 2006, realizando un promedio de 1.000 viajes anuales.

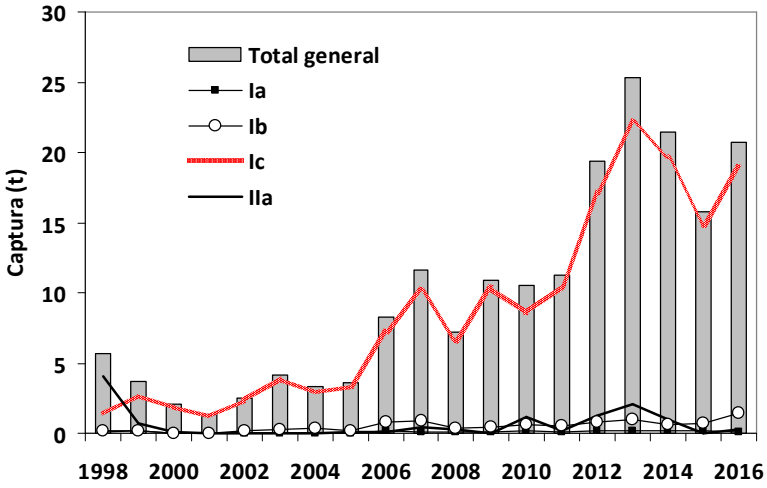


Figura 6. Evolución captura de corvina (t) desembarcada por tipo de flota en Argentina. Período 1998-2016.

En la flota industrial uruguaya denominada Categoría B se encuentran comprendidos los buques cuyas especies objetivos son corvina, pescadilla y su fauna acompañante. Son embarcaciones con esloras de 23 m aproximadamente, 129 TRB y 415 HP. Estas embarcaciones operan con redes de arrastre de fondo, ya sea en forma independiente utilizando portones, o bien a la pareja. El número de buque en esta categoría incrementó de 18 a 35 unidades entre 1996 y 2001, estabilizándose en 33 buques posteriormente, de los cuales 1 opera con portones y los restantes con modalidad de arrastre a la pareja.

En la Figura 7 A se presenta el número de buques Categoría B y el número de mareas realizadas por año por la flota uruguaya. Se observa que, mientras los buques se mantuvieron constantes en el periodo, el número de mareas descendió a partir de 2014 de 800 a aproximadamente 600 mareas en 2015. Mientras que hasta agosto de 2016 se cuantificaron alrededor de 300 mareas. Se observa que las mareas son principalmente en la zona del Río de la Plata aunque hay una notoria disminución en 2015 respecto a 2014 (Figura 7 B). Cabe destacar que los bajos valores registrados en el número de mareas en 2009 corresponde a un paro de actividad de la flota entre mayo y la primera quincena de agosto.

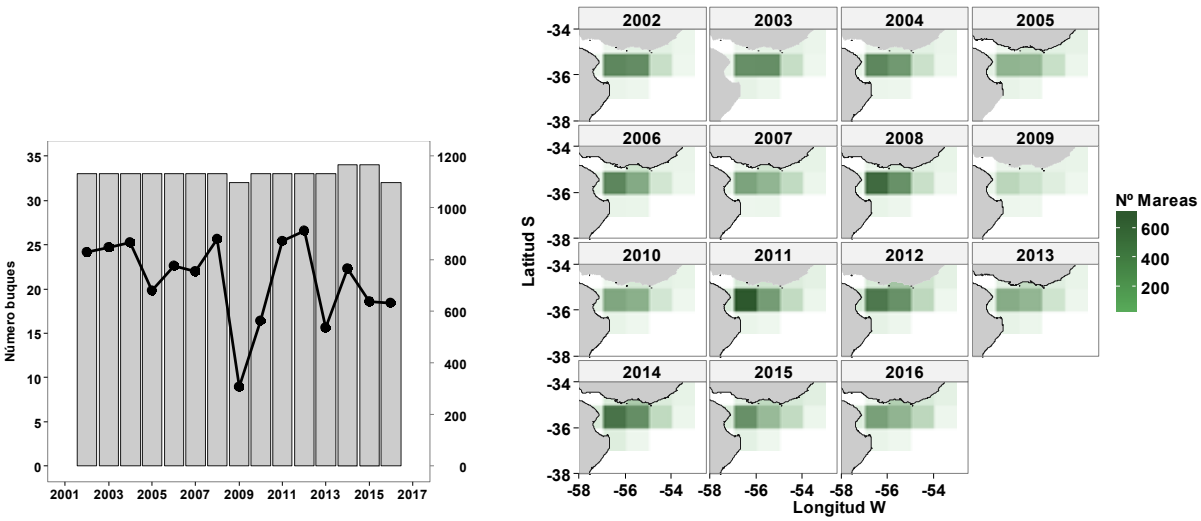


Figura 7. A) Número de buques pesqueros correspondientes a la Categoría B y número de mareas realizadas por año. **B)** Número de mareas por cuadrángulo de pesca para cada año realizados por la flota costera uruguaya.

En Argentina, el mayor desembarque de pescadilla se realiza en el puerto de Mar del Plata, por la flota de arrastre de fondo con portones y red de arrastre a la pareja (Ruarte *et al.*, 2004). La especie es capturada por barcos pertenecientes a distintas flotas que trabajan con diferentes artes de pesca: red de arrastre con portones; arrastre a la pareja; red de enmalle; líneas de mano y palangre. Dentro de la flota costera, como se mencionó anteriormente, el estrato de barcos denominado *Ic* (esloras comprendidas entre los 18 y 25 m) es el que tiene mayor actividad sobre el variado costero en general y sobre la pescadilla en particular. Los desembarques provenientes de la flota de pesca a la pareja han ido en aumento, convirtiéndose en una de las modalidades preferidas por la flota costera, llegando a sumar más del 50% de las capturas en la zona norte del ecosistema costero a partir de 2010 (Figura 8). La principal área y temporada de pesca de la flota argentina se encuentran en El Rincón, la zona del Faro San Antonio y la costa de Uruguay, existiendo un pico en las capturas en el período invierno-primavera (Ruarte & Rico 2014, Ruarte *et al.*, 2004).

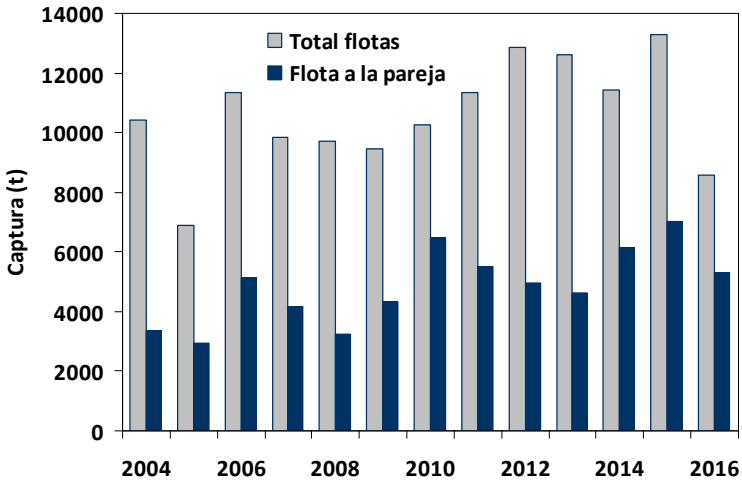


Figura 8. Desembarques de pescadilla del total de la flota y de la flota argentina que pesca a la pareja.

En Uruguay actualmente no existe una flota industrial cuya especie objetivo sea la captura de pescadilla, situación que sí se registró hasta el año 2001. La desaparición de la flota dirigida a pescadilla se debe fundamentalmente a la menor demanda de la especie en los mercados internacionales y que la corvina ha absorbido dicha demanda. Por lo tanto, a pesar de ser la tercera especie en volumen desembarcado, la pescadilla podría considerarse como pesca incidental de la flota dirigida a corvina.

2.4. Área de operación de las flotas que operan sobre los recursos corvina y pescadilla

Las flotas pesqueras argentina y uruguaya que operan sobre la corvina, evidenciaron una concentración marcada de las capturas sobre las cuadriculas 35°S-55°O y 35°S-56°O, (en adelante 3555, 3556), ubicadas en aguas del Río de la Plata. La flota argentina opera sistemáticamente en la cuadrícula 3656 donde realizó las mayores capturas. El desembarque realizado por la flota que opera en el puerto de Gral. Lavalle fue aumentando en la cuadrícula 3557 (cercana a la costa de la Bahía Samborombón), mientras que en la cuadrícula 3556 la captura disminuyó hacia 2015. El esfuerzo aplicado por la flota de Mar del Plata fue muy superior al ejercido por la flota de Gral. Lavalle. El mayor número de horas empleadas para la pesca fueron aplicadas en la cuadrícula 3655 (alrededor de las 20.000 hs anuales) y en la 3656 con un máximo de 40.000 hs (Carozza *et al.*, 2017). En particular, considerando el año 2016 se observó que las mayores capturas hasta septiembre se realizaron en las cuadrículas 3655, 3556, 3557 y 3656 (Figura 9). Los desembarques realizados por la flota de Mar del Plata contribuyeron al mayor porcentaje registrado en la cuadrícula 3655, que corresponde a la cuadrícula más externa al Frente Marítimo. Para la flota de Gral. Lavalle y otros puertos se destacan las cuadrículas más costeras 3557 (entorno a Punta Piedras) y la 3656 costa del Puerto de Lavalle y Partido de la Costa (Carozza *et al.*, 2016, Carozza & Rico 2017).

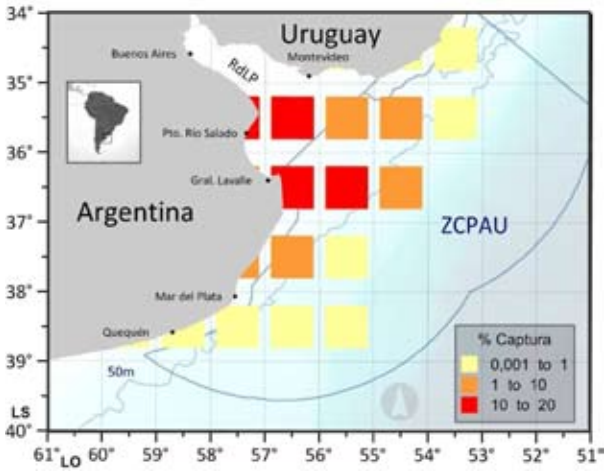


Figura 9. Distribución espacio-temporal de la captura (t) de corvina por la flota argentina en el área del Tratado (2016).

La flota argentina que opera desde el Puerto de Mar del Plata, presenta dos periodos de máxima extracción. El primero en abril y mayo y el segundo entre julio y setiembre. A partir de 2013, las máximas capturas realizadas por dicha flota son en agosto y septiembre. La flota que opera desde Gral. Lavalle tiene mayores capturas en julio y agosto. La flota uruguaya, entre julio y setiembre, representa entre el 29 y 53% del total de la captura anual. Con relación al esfuerzo expresado en horas, se observaron dos periodos anuales, uno en marzo y abril (3.500 hs promedio) y el segundo en octubre y noviembre (3.000 hs promedio), ambos relacionados a bajas capturas (Carozza *et al.*, 2016; Carozza & Rico 2017; Carozza *et al.*, 2018).

Por su parte, el área de operación de la flota uruguaya se realiza principalmente sobre las cuadriculas estadísticas 3555 y 3556 las que presentaron los mayores volúmenes de captura de corvina así como el mayor esfuerzo (hs) en las últimas tres décadas. Las restantes cuadrículas, no solo mostraron bajos valores sino también mínima variación interanual (Figura 10). La cuadrícula 3556, ubicado en el Río de la Plata, representó aproximadamente el 50% de la captura total anual en toda el área de operación de la flota. El promedio anual de captura en dicho rectángulo fue aproximadamente 8.500 t. Sin embargo, en 2006, 2008 y 2011 los valores registrados oscilaron entre las 11.000 y 12.500 t. El mayor esfuerzo de la flota, asociado a las mayores capturas, se observó en el 3556 (máximo 17.000 h en 2008). En el rectángulos 3555, el segundo en importancia en cuanto a captura y esfuerzo se observó que, a partir de 2008 disminuyó la captura promedio de 5.600 a 3.300 t entre 2009 y 2014, de igual manera para las horas de arrastre de 11.000 a 7.500 (Lorenzo & Saravia 2016, Lorenzo 2017).

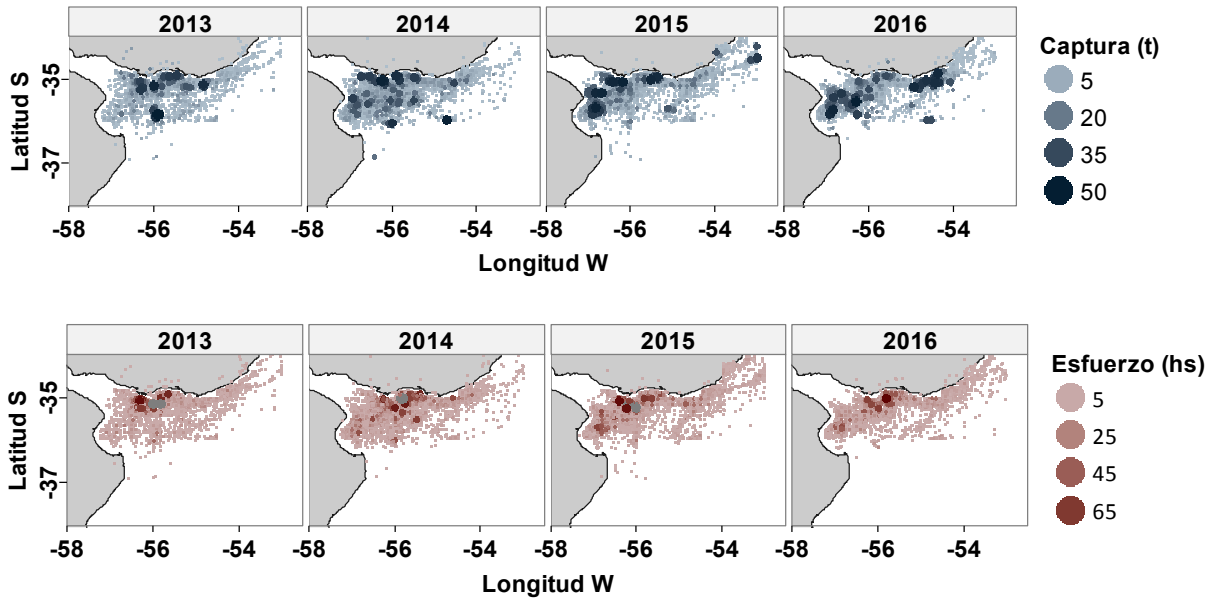


Figura 10. Distribución de captura (toneladas) de corvina y esfuerzo (horas de arrastre) de la flota uruguaya.

En el caso de pescadilla, Ruarte (2017) destacó que las zonas de pesca visitadas por la flota argentina (estrato *Ic*) amplió su área de operación entre 2011 y 2016, con una tendencia a visitar mayor número de cuadrículas de pesca en los últimos años (Figura 11).

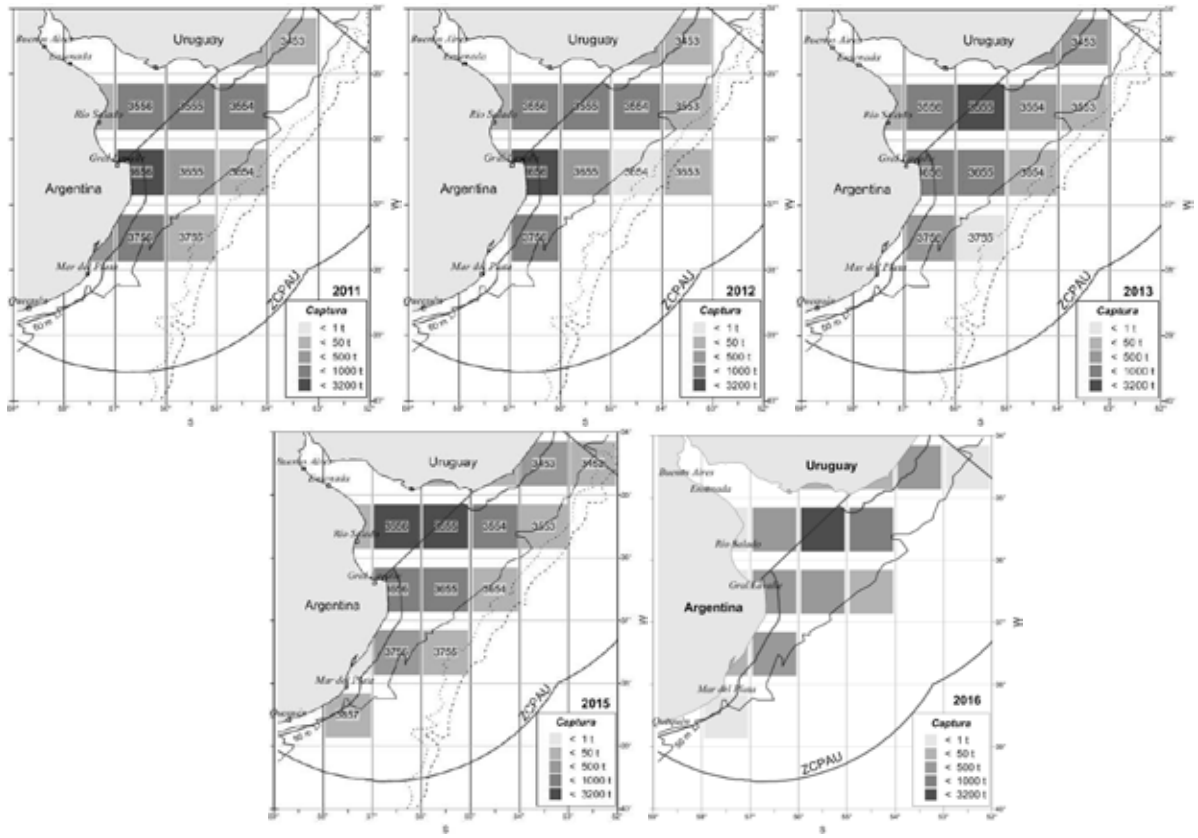


Figura 11. Captura anual (t) de pescadilla por rectángulo estadístico declarada por la flota argentina de pesca a la pareja (Estrato *Ic*).

En la Figura 12 se presenta la distribución lance a lance por año de captura de pescadilla por la flota pesquera uruguaya. El área de mayor concentración de las capturas es la región del Río de la Plata. A partir de 2014 se observa que también la región costera atlántica uruguaya representa más de la cuarta parte de las capturas. Al considerar las cuadrículas de pesca (Figura 12), entre 2013 y 2015 la mayor actividad se realizó en el área 355 y 356, dado que esta flota es dirigida a corvina y éstas son las áreas de mayor concentración de la especie. En la cuadrícula 355, la captura se mantiene en los mayores niveles de la región con un promedio de 1.200 t y 5.000 h. En la región oceánica costera el cuadrante 344 presenta tendencia creciente del desembarque hacía 2016 alcanzando 1.500 t (Lorenzo, 2017).

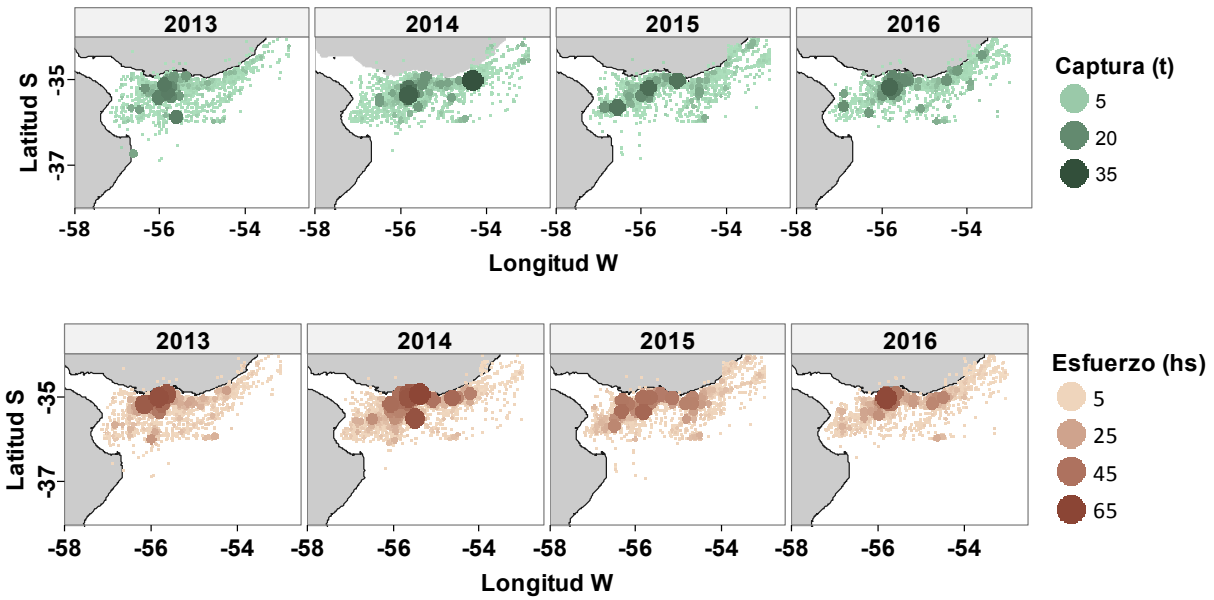


Figura 12. Distribución de lances con captura de pescadilla de la flota uruguaya Categoría B.

3. Evaluación de la abundancia del recurso corvina en el área del Tratado y aguas costeras adyacentes

3.1. Índices de abundancia

Para la evaluación del recurso y posterior recomendación de captura para 2017 se utilizaron los índices de abundancia construidos a partir de un Modelo Lineal General (MLG). Se emplearon como datos básicos los valores de CPUE correspondiente a cada marea, expresado en kilogramos por hora de arrastre y captura de corvina de la flota comercial uruguaya (U) correspondiente al período 2002-2015 (Lorenzo & Saravia, 2016) e información proveniente de la flota argentina que opera a la pareja y desembarca en el puerto de Mar del Plata, con el esfuerzo expresado en días de marea (A) (Carozza *et al.*, 2016) (Tabla 1). Se considera también como insumo básico a los modelos de evaluación, los datos de captura anual de corvina declarada por Argentina y Uruguay en el Río de la Plata, su Frente Marítimo y aguas jurisdiccionales adyacentes entre 1950 y 2017. Para la aplicación en los modelos de evaluación para corvina, se consideraron los índices que figuran en la Tabla 1 y Figura 13.

Tabla 1. Índices de abundancia para corvina. U: índice flota uruguaya. A: índice flota argentina. RdlP: Río de la Plata. ZCP: Zona Común de Pesca. ZEE: Zona Económica Exclusiva.

Código	Período	Factores	Áreas	Flota
U (Kg/h)	2002-2015	Año, flota, trimestre, área	RdlP	Arrastre a la pareja
A(Kg/día)	1992-2015	Año, estrato de flota	RdlP-ZCP ZEE	Arrastre a la pareja

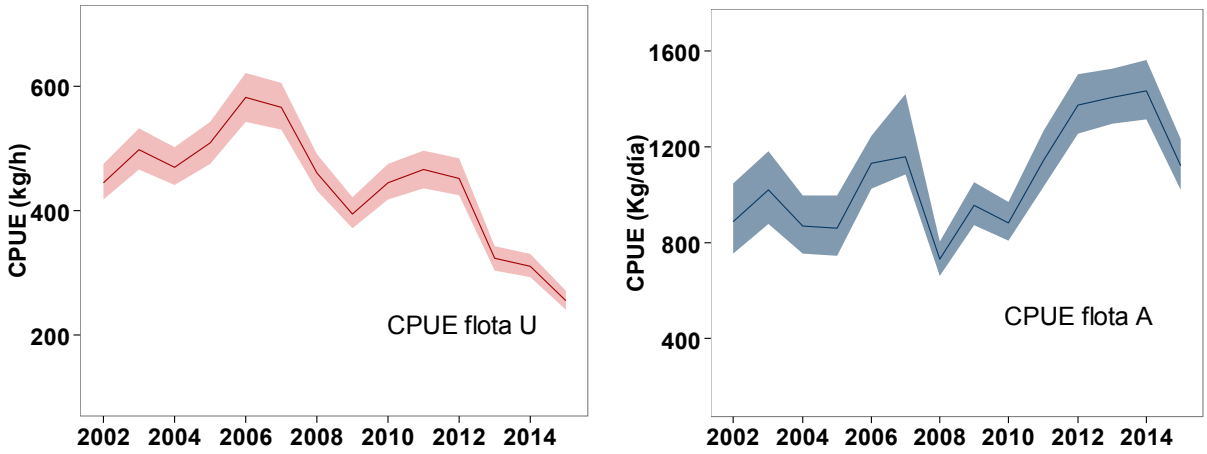


Figura 13. Tendencia de la CPUE estandarizada de corvina de la flota uruguaya (Modelo U) y flota argentina (Modelo A).

3.2. Modelos de evaluación global. Diagnóstico, PBR y proyecciones de biomasa total

Para determinar indicadores de productividad del stock: Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) y la biomasa que permite estar en dicho rendimiento B_{RMS}, Lorenzo & Saravia (2016) utilizaron el modelo logístico de biomasa excedente de Schaefer (1954). Asimismo, se estimaron indicadores del estado presente del stock: la fracción de biomasa actual y la fracción de la biomasa actual en función de la biomasa virgen. Los parámetros del modelo, su incertidumbre y los indicadores de desempeño de la estrategia de manejo se estimaron con métodos Bayesianos. Este modelo se aplicó utilizando el índice de la flota uruguaya (U).

Los indicadores de productividad estimados fueron, el RMS, el esfuerzo que lo produce F_{RMS}, y la biomasa que lo mantiene B_{RMS} (Cadima, 2000). Como indicadores del estado actual del stock se estimó la fracción de biomasa actual, (B_{2017}) en función de B_{RMS} (B_{2017}/B_{RMS}), B_{2017}/K proporción de la Biomasa actual en función de K.

Los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) considerados fueron los siguientes: a) biomasa total en el punto de Rendimiento Máximo Sostenible (B_{RMS}) o Biomasa óptima, equivalente al 50% de la biomasa virgen (Bv) y *b*) Biomasa 40% de la Biomasa Virgen: 40% B_0.

Las proyecciones de la biomasa se realizaron a captura constante durante un lapso de 15 años, teniendo en cuenta la CTP correspondiente a 2017 (40.000 t) e incrementos y decrementos de 2.000 t sobre dicho valor, en un rango entre 38.000 t y 46.000 t. En las proyecciones se incluye, como referencia, el 40% de la biomasa virgen (40%B_0) y la biomasa óptima (B_{RMS}) (Lorenzo & Saravia, 2016).

El diagrama de fases de Kobe se utiliza para evaluar la trayectoria y condición de una población sobre la base del análisis de la evolución anual de la mortalidad por pesca (F) y biomasa (BT) en relación con los valores que corresponden al RMS. Si la mortalidad por pesca (F) actual está por encima de F_{RMS}, se considera que está ocurriendo sobrepesca; si la biomasa actual (B; o la biomasa del stock desovante) está por debajo de B_{RMS}, se considera que la población está sobreexplotada. El

diagrama de Kobe grafica B/B_{RMS} en el eje x y F/F_{RMS} en el eje y de tal forma que las líneas vertical y horizontal en 1,0 dividen la gráfica en cuatro secciones o fases, con la superior izquierda representando una fase no deseada: *con una población sobreexplotada y con sobrepesca; la inferior derecha representando una población en la que no existe ni sobreexplotación ni sobrepesca. La parte superior derecha corresponde a una población sobrepescada pero no sobreexplotada y la inferior izquierda con sobreexplotación pero no sobrepescada*. Se graficó la trayectoria de la población a lo largo del tiempo para permitir ver la trayectoria histórica de la población así como las proyecciones a diferentes niveles de extracción.

El ajuste del modelo de Schaefer a los datos de CPUE U (Kg/h) se presenta en la Figura 14. Los valores esperados de K y r fueron 591.200 t (IP95% 530.600 - 644.000t) y 0,30 (IP95% 0,23– 0,36) respectivamente (Tabla 2). Las estimaciones para 2016 determinaron una biomasa total media de 224.700 t (IP95% de 139.100 t a 287.000 t) y una tasa de explotación de 0,15 (IP95% de 0,12 a 0,18) (Tabla 2 y Figura 15). La biomasa total de corvina estimada con el modelo de producción para el año 2017 fue levemente inferior con relación a la estimada para 2016 (Figura 15). A partir de 2012, los valores de biomasa total están por debajo a los valores de Biomasa en el Máximo Rendimiento Sostenible (B_{RMS}) estimada en 295.500 t. El descenso en la biomasa total se correspondió con un incremento en la mortalidad por pesca. El valor medio de RMS fue de 43.800 t con un intervalo de probabilidad de 95% de 34.310 a 51.200 t.

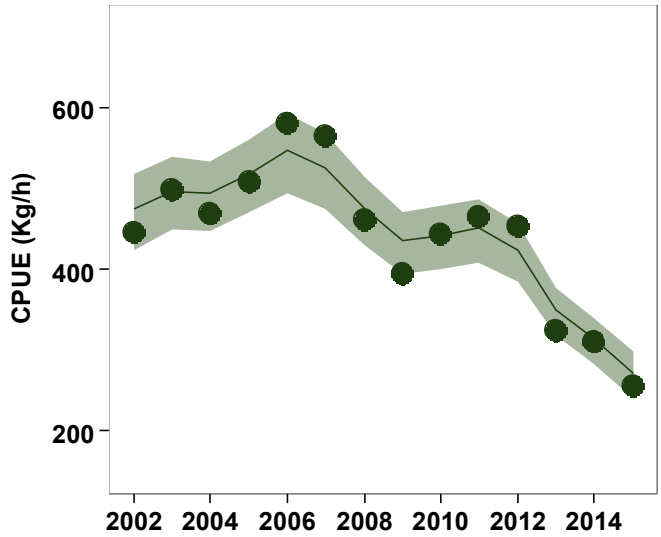


Figura 14. Ajuste de la CPUE U (Kg/h) de corvina de la flota uruguaya

La situación actual del esfuerzo pesquero con relación al tamaño de la población estimado para 2016 indicaría que la población de corvina tiene valor de F mayores que F_{RMS} en tanto que los valores de biomasa en el 2016 (B_{2016}) menores que la B_{RMS}. Para el año 2017, con la captura estimada para 2016, F_t/F_{RMS} disminuye respecto a F_{2016} (Figura 15).

Tabla 2. Parámetros estimados del modelo de Schaefer: K capacidad de carga, r tasa intrínseca de crecimiento; q coeficiente de capturabilidad, sigma^2: varianza del error del modelo, tau^2: varianza de la CPUE. Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), CR_{2017}: Captura de reemplazo, que permite que la biomasa de 2017 sea igual a la de 2016, biomasa correspondiente al *RMS* (B_{RMS}), B_{2016}, biomasa estimada para 2016, B_{2017}/B_{RMS}: proporción de la biomasa en 2017 respecto de la biomasa RMS, B_{2017}/K: proporción de la Biomasa actual en función de K, F_{RMS} tasa de explotación para el RMS.

	Media	Desvío	MC_error	Percentil 2,5	Mediana	Percentil 97,5
r	0,3012	0,10	0,0015	0,23	0,28	0,36
K	591.000	86.040	1.280	530.600	548.100	644.000
q	0,0013	4,70E-04	6,59E-05	9,89E-04	0,0013	0.0016
sigma^2	0,0459	0,0239	2,19E-04	0,0294	0,0404	0.056
tau^2	0,0427	0,0258	1,18E-04	0,0262	0,0362	0.0514
RMS	43.880	14.080	218	34.310	41.980	51.200
CR_{2017}	34.220	16.920	318	21.960	33.100	45.010
B_{2016}	224.700	117.400	2.571	139.100	203.300	287.000
B_{2017}	209.500	123.400	2.775	116.900	190.800	282.800
BRMS	295.500	43.020	640	265.000	292.100	322.000
B_{2017}/B_{RMS}	0,7047	0,3884	0,009	0,4076	0,6585	0,956
B_{2017}/K	0,3524	0,1942	0,0045	0,2038	0,3293	0,478
F_{RMS}	0,1506	0,0494	7,80E-04	0,1157	0,1444	0,1785
F_{2016}	2,3	1,885	0,0373	1.,32	1,796	2,889

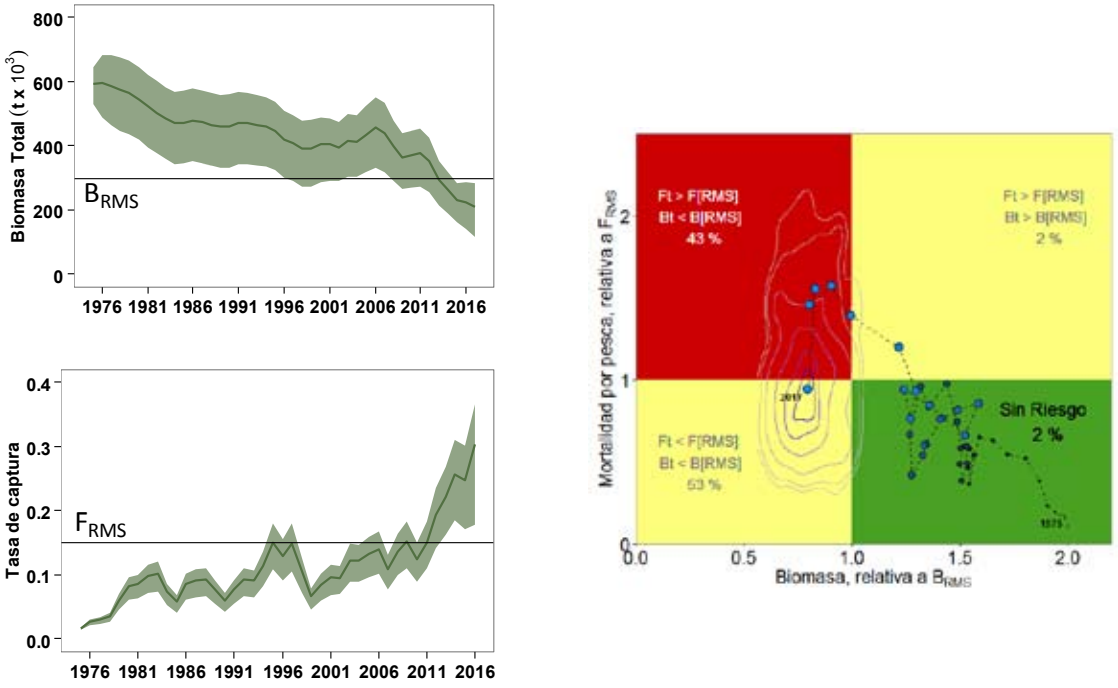


Figura 15. Ajuste del modelo de Schaefer a los datos de CPUE (Kg/h) de corvina, tendencia de la biomasa total (miles de toneladas) y tasa de explotación. Las líneas horizontales indican la B_{RMS} (295.500 t) y F_{RMS} (0,15). Diagrama de Kobe. Estado actual de la población de corvina.

Proyecciones de biomasa total

Las proyecciones de biomasa total de la población entre 2017-2030 para los distintos niveles de captura constante se presentan en la Figura 16 con diferentes puntos biológicos de referencia (B_{RMS} y 40%B_0), respectivamente. La tendencia de biomasa total, evidencia que, de mantenerse niveles de captura constante alrededor de 36.000 a 40.000 t, los niveles de biomasa poblacional se mantendrían por debajo del nivel de referencia (B_{RMS}) (Figura 16). En cambio, de escogerse como punto biológico de referencia el 40% de la B_0, capturas constantes alrededor de 36.000 t, mantendrían los niveles de biomasa poblacional por encima de dicho punto referencial en un mediano y largo plazo (2025). A tasa de explotación del 0,2, correspondiendo a capturas del orden de las 40.000 t indicarían un mantenimiento de la biomasa total para todo el periodo proyectado (Figura 17). El escenario planteado de mantener la captura constante a partir de 2017 asumiendo 36.000 t conduciría a una situación donde $F<F_{RMS}$ y $B_T<B_{RMS}$ (Figura 18). Con capturas de 36.000 t las trayectorias indicaran mortalidad por pesca decreciente y una tendencia creciente de biomasa.

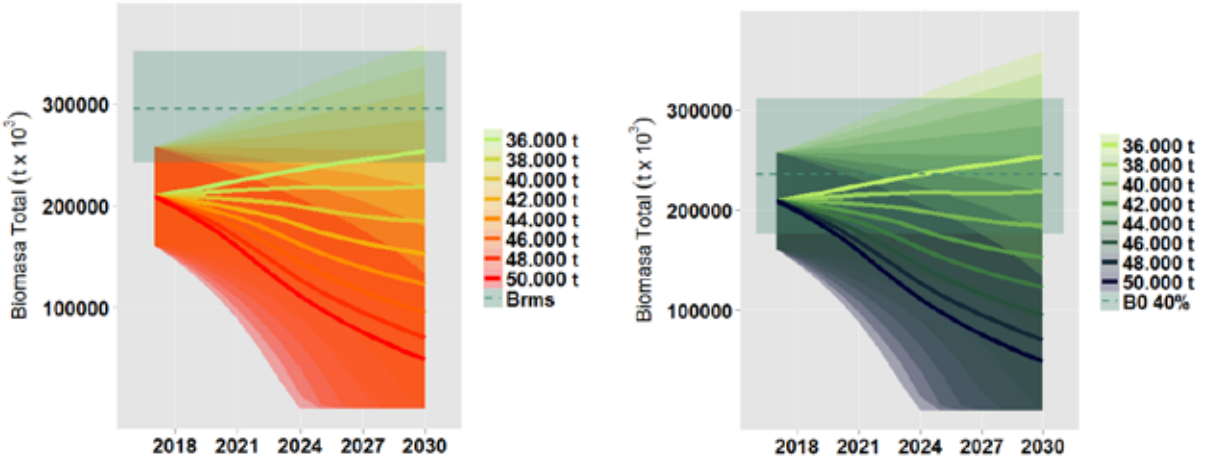


Figura 16. Proyecciones del modelo global de la biomasa total de corvina estimada a diferentes capturas constantes, Serie de CPUE uruguaya (U).

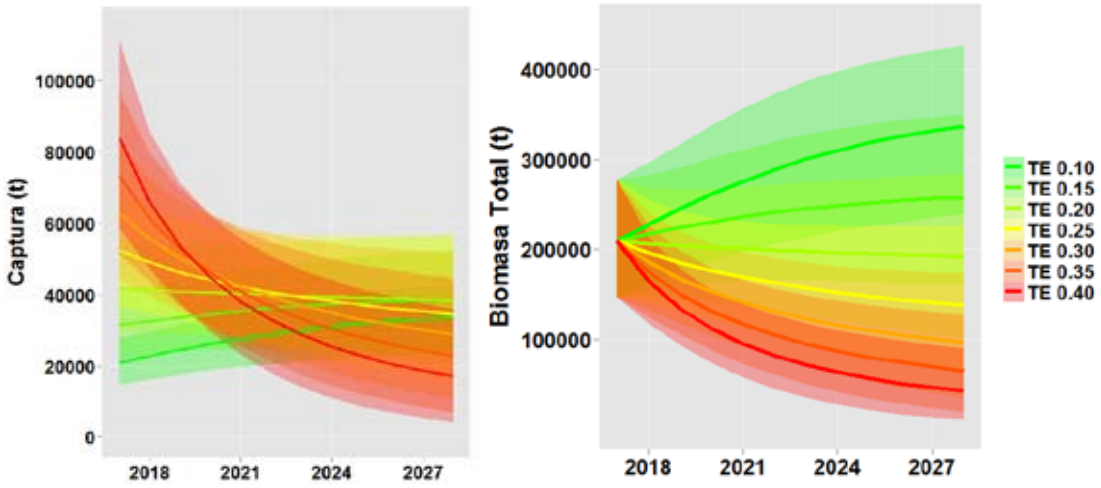


Figura 17. Proyecciones del modelo global de la biomasa total de corvina estimada a diferentes capturas constantes, Serie de CPUE uruguaya (U).

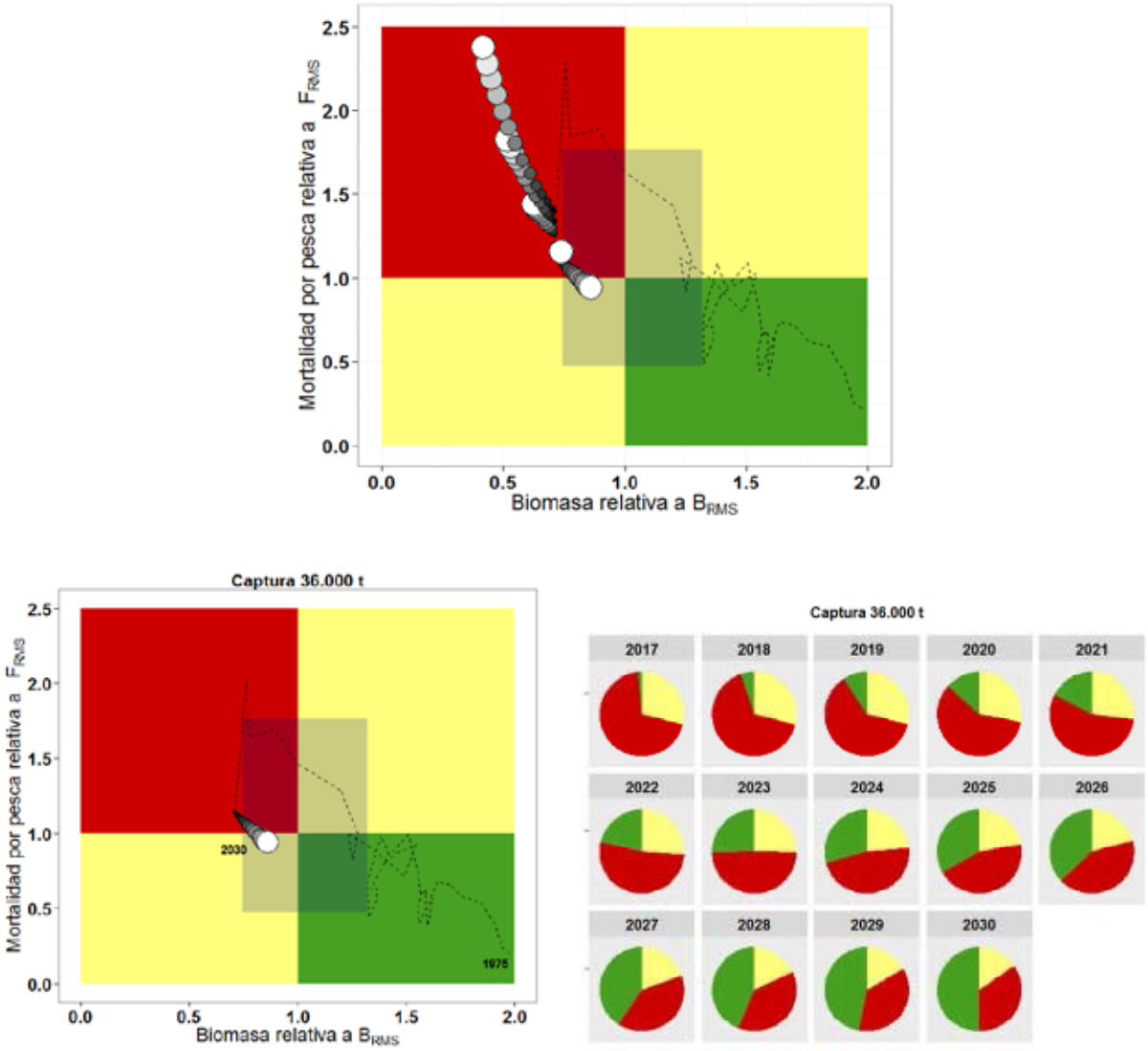


Figura 18. Trayectorias estimadas de las biomasas y las tasas de captura con respecto al RMS de corvina.

3.3. Modelo Integrado. Diagnóstico, PBR y proyecciones de biomasa total y reproductiva.

Rodrigues & Carozza (2016) a través de un Modelo Integrado (MI) en la plataforma *Stock Synthesis 3* (SS3) describieron la dinámica poblacional de la especie con un modelo estructurado por edad. Esta plataforma fue desarrollada en *ADMBuilder*, presenta diversas ventajas por su flexibilidad para incorporar gran variedad de información, múltiples flotas, diferentes modelos para los procesos biológicos (como crecimiento, madurez, mortalidad, vulnerabilidad, reclutamiento), error en la lectura de edades, diferencias entre sexos, variabilidad de los parámetros en el tiempo, diferentes áreas, movimiento espacial, descarte, marcado-recaptura, entre otras. El *SS3* realiza una búsqueda del conjunto de parámetros que maximizan la bondad del ajuste y calcula la incertidumbre asociada a estos parámetros a partir de la inversa de la matriz Hessiana y métodos de Cadenas de Markov Monte Carlo (MCMC).

La información utilizada como insumo para el ajuste del modelo de evaluación se presenta en la Tabla 3. Se realizó un proceso iterativo para determinar el tamaño efectivo de muestra, como valor inicial se utilizó el número de muestras asociada a cada uno de los datos estructurados y el ajuste sugerido por Francis (2011). En lo que respecta al reclutamiento, se utilizó la función de Beverton & Holt y variabilidad a través de la estimación de un término de error. Se consideraron distribuciones *a priori* informativas para el reclutamiento al inicio del período y para el parámetro h de la relación Stock-Recluta (con un valor medio de 0,8; según el análisis de la evaluación de la especie del año 2015). El patrón de selección fue considerado logístico y constante en períodos de tiempo. Se realizaron diferentes aplicaciones con 1, 2 y 4 períodos. La relación entre la biomasa y el índice es proporcional, con un error de tipo lognormal.

Tabla 3. Insumos utilizados para la aplicación del modelo integrado para el caso de corvina.

INSUMOS
Captura desembarcada de ambos países 016 1950-2016 en el área del Río de la Plata, Zona Común de Pesca y aguas jurisdiccionales de cada país.
CPUE de la flota uruguaya (U) y ambas por separado (A- U)
Tasa instantánea de mortalidad natural para todas las edades y año. M= 0,22
Se consideraron 15 clases de edad y la última como grupo plus.
Los parámetros de crecimiento individual de von Bertalanffy y de la relación largo-peso. *Carozza (2012)*, *Salvador et al. (2017)*.
Curva de madurez
Distribuciones de longitudes procedentes de los muestreos de desembarques de la flota argentina (1997 – 2015) y uruguaya (1980-1987).
Edades procedentes de los muestreos de desembarques de la flota argentina (1986, 1992, 2004 – 2015) *Carozza*, *(2012)*.
Parámetro *h* de la relación Stock-Recluta (valor medio de 0,8)
Patrón de selección en 2 períodos

A partir de los resultados de la evaluación, se realizaron proyecciones de la abundancia a 15 años, a partir de dos criterios: A) Proyecciones a captura constante. En este caso se tuvo en cuenta un modelo stock-recluta para el cálculo de los reclutamientos, a partir de 2017. Las proyecciones de la biomasa se realizaron teniendo en cuenta la CTP correspondiente a 2016 (42.000 t) e incrementos y decrementos del 10% y 20%. B) Proyecciones a tasa de explotación constante. En este caso se consideró los valores promedio, mínimo y máximo del reclutamiento derivados del resultado de la evaluación (Rodrigues y Carozza, 2016).

Las estimaciones de biomasa y biomasa reproductiva virgen y las correspondientes al año 2016, así como la depleción de la biomasa reproductiva con la incertidumbre asociada, correspondientes a la aplicación de cada uno de los ajustes realizados se resumen en la Tabla 4.

La biomasa total del año 2016 se estimó en el rango de 207.453 a 275.404 t, según el ajuste efectuado. Los valores correspondientes a la biomasa reproductiva en el mismo año varían entre 162.217 y 230.198 t. La depleción media de la biomasa reproductiva se calculó entre 0,29 y 0,41 (Figura 19).

Tabla 4. Valores de Biomasa Total Virgen (BV), Biomasa 2016 (B_{2016}), Biomasa Reproductiva Virgen (BRV) y Biomasa Reproductiva del último año (BR_{2016}), para las diferentes aplicaciones del modelo. Los valores están expresados en toneladas. A: serie de CPUE de la flota argentina; U: series de CPUE de la flota uruguaya; y A-U correspondientes a ambas flotas, tratadas por separado.

Variables	A	U	Dos flotas: A-U desde 1950
V(t)	622.412	618.445	620.749
BRV(t)	558.263	554.599	557.753
BR2016 (t)	230.198	162.217	190.648
IC 95%	171.698 - 288.698	122.177 – 202.257	141.394 – 216.080
Depleción de BR	0,41	0,29	0,34
IC 95%	0,31 – 0,51	0,22 – 0,36	0,26 – 0,42

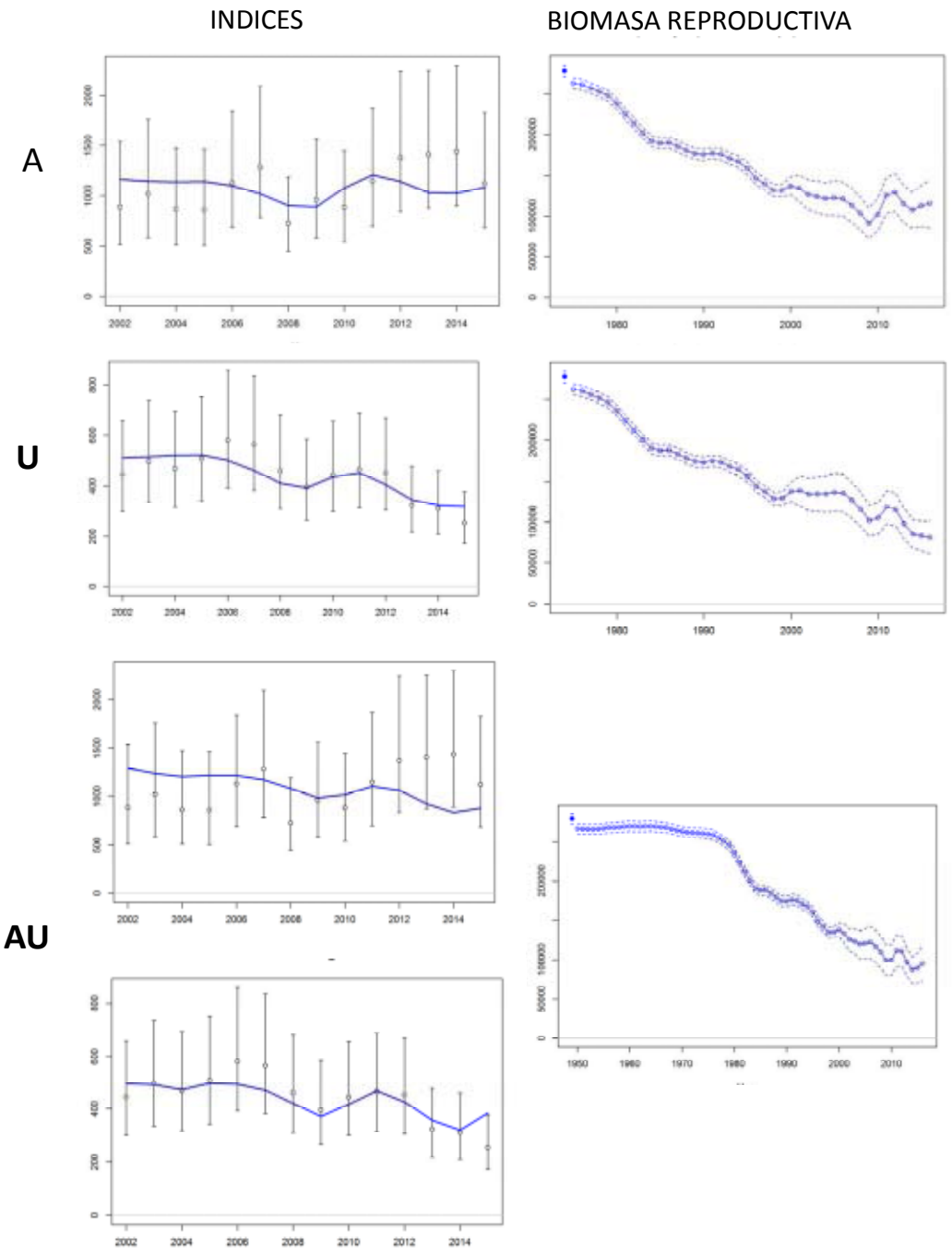


Figura 19. Resultados del ajuste de los índices (A, U y A-U) y trayectorias de biomasa reproductiva de corvina de los 3 ejercicios efectuados a partir de la aplicación del modelo estructurado por edades.

Al igual que con las proyecciones realizadas por el modelo global, el ajuste realizado con el índice uruguayo predice una caída más marcada que las que surgen de la aplicación de los índices A y A-U. Nótese, no obstante, que de mantenerse niveles de explotación como los anticipados para 2016 (ca. 50.000 t), todas las proyecciones coinciden en mostrar que la biomasa reproductiva caería por debajo del valor de referencia en los próximos años (Figura 20).

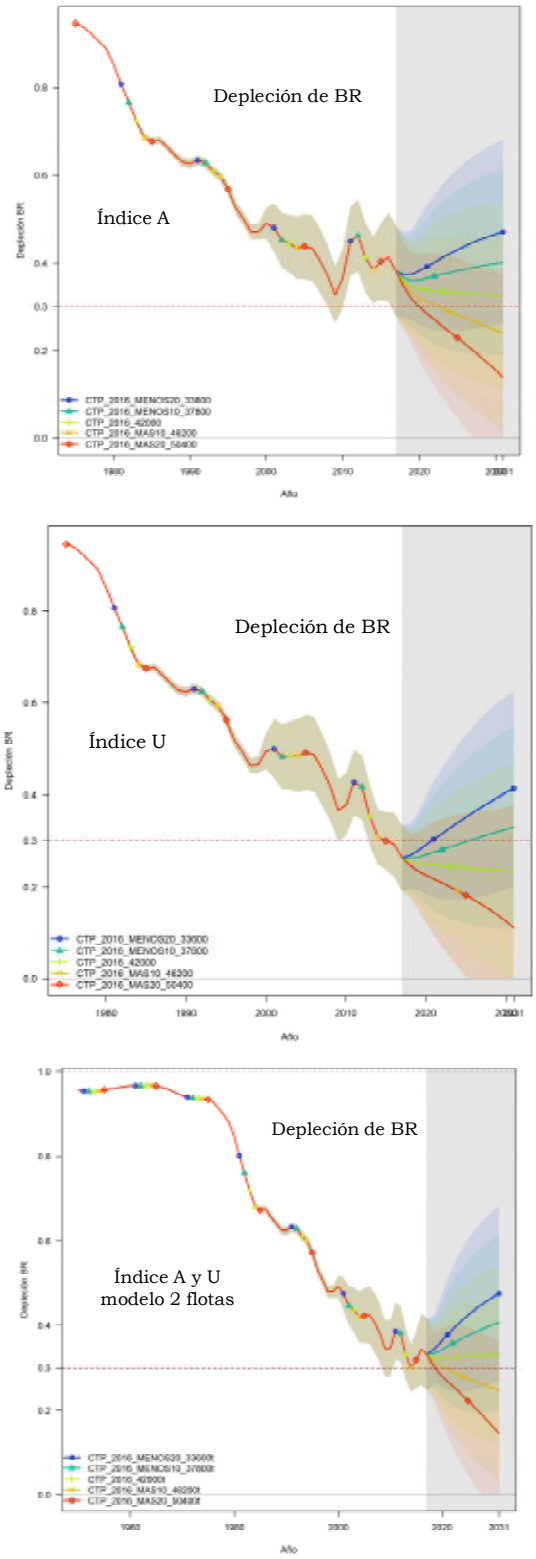


Figura 20. Proyección a captura constante de la depleción de biomasa reproductiva de corvina con la incertidumbre asociada para cada uno de los índices y de los escenarios de captura considerados.

4. Evaluación de la abundancia de la pescadilla *Cynoscion guatucupa*

4.1. Índices de abundancia

La estimación de los índices de abundancia relativa, a partir de datos de la flota pesquera argentina (Ruarte & Rico, 2016) y uruguaya (Lorenzo & Saravia, 2016), se efectuó utilizando el Modelo Lineal General (MLG), que permite incorporar los factores e interacciones más importantes que generan cambios en la CPUE. El GT luego de valorar las distintas series de abundancia disponibles y de evaluar el comportamiento de los distintos modelos y ajustes, consensuó considerar que la serie que mejor describe la situación actual del recurso es la CPUE Kg/h de flota argentina y el modelo U2 de la serie flota uruguaya (CPUE Kg/h). A continuación en la Tabla 5 y Figura 21 se presenta dichos índices que serán utilizados para describir las variaciones en la biomasa poblacional de pescadilla, estimar las capturas biológicamente aceptables (CBA) para 2017 y realizar las proyecciones considerando distintos escenarios de explotación, se aplicó el modelo logístico de biomasa excedente de Schaefer y el modelo integrado estructurado por edades.

Tabla 5. Información considerada, factores y modelos utilizados para describir la tendencia de la CPUE de pescadilla.

	Factores	Modelo
Flota argentina	Año (2004-2016), Cuatrimestre, Pareja de Pesca y Rectángulo de Pesca (3554, 3555, 3556, 3655, 3656, 3756).	$ln\ (CPUEijkl) = \mu + Año_i + Cuatrimestre_j + Pareja_k + Rectángulo\ de\ Pesca_l + (Año * cuatrimestre)_{ij} + (Año * Rectángulo\ de\ Pesca)_{il} + \epsilon_{ijkl}$
Campañas de evaluación de especiesdemersalescosteras: B/I argentinos en el área de estudio en primavera	Diseño de campaña: estratificado al azar. Años: 1994, 1998, 1999, 2003 y 2013.	Densidades medias (t/mn^2)
Flota uruguaya	Año (2002-2016), Rectángulo de Pesca, Barco. Lances positivos de pescadilla con el 30% o más de captura	$ln(CPUE) = \mu + Año_i + Trimestre_j + Rectángulo\ de\ pesca + Barco_l + (Año:Trimestre)_{ij} + (Trimestre:Cuadrángulo)_{jk+ijkl}$

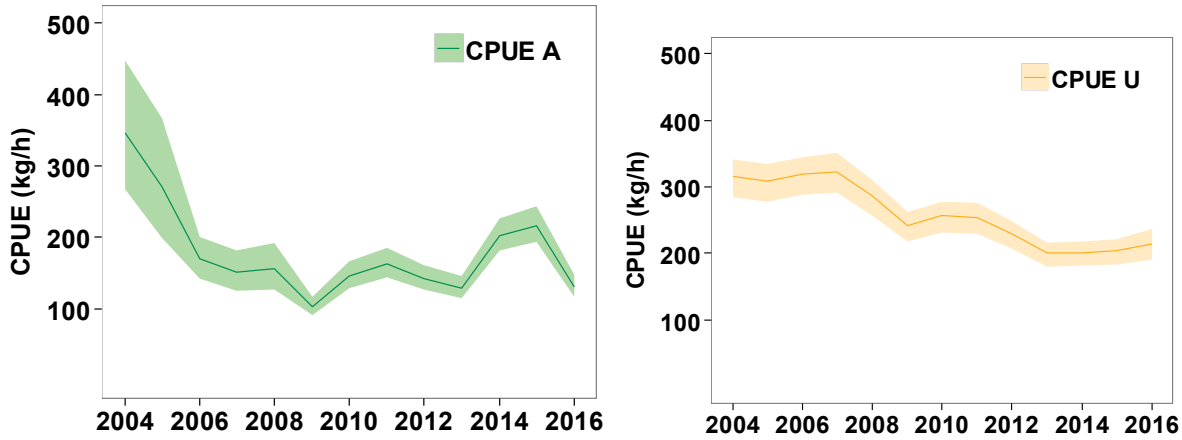


Figura 21. Evolución de la CPUE anual estandarizada (Kg/h) de pescadilla e intervalos de confianza estimados por el modelo CPUE A Kg/h. Periodo 2004-2016. Variación anual de la CPUE (Kg/h) de la flota argentina (CPUE A) y uruguaya (CPUE U).

4.2. Modelos de evaluación global. Diagnóstico, PBR y proyecciones de biomasa total

Se utilizó el modelo logístico de biomasa excedente de Schaefer (1954) para determinar indicadores de productividad del stock: Rendimiento Máximo Sostenible RMS y la biomasa que permite estar en dicho rendimiento B_{RMS}. Asimismo, se estimaron indicadores del estado presente del stock: la fracción de biomasa actual (B_{2016}/B_{RMS}) y la fracción de la biomasa actual en función de la biomasa virgen. Los parámetros del modelo, su incertidumbre y los indicadores de desempeño de la estrategia de manejo se estimaron con métodos Bayesianos. Este modelo se aplicó utilizando el índice de la flota uruguaya (U) (Lorenzo & Saravia, 2017).

Los resultados de las simulaciones MCMC mostraron buen ajuste a los datos de CPUE en cada uno de los modelos (Figura 22).

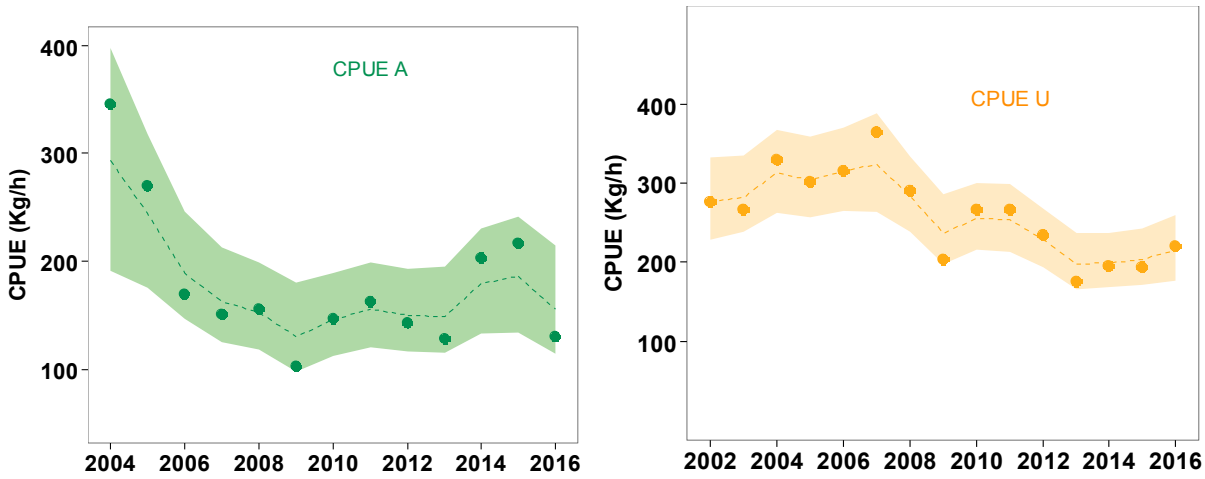


Figura 22. Ajuste del modelo de *Schaefer* por inferencia bayesiana a los datos de CPUE de pescadilla entre 2004-2016, índice de abundancia flota argentina (CPUE A, Kg/h) y flota uruguaya 2002-2016 (CPUE U, Kg/h).

Los valores medios esperados los parámetros del modelo se muestran en la Tabla 6. Las estimaciones de K fue de 297.600 t ($IP_{95\%}$ de 198.600 t a 448.400 t) para el modelo con serie CPUE argentina y 308.000 t ($IP_{95\%}$ de 227.400 t a 428.500 t).

Tabla 6. Valores medios de los parámetros del modelo de Schaefer estimados para pescadilla mediante enfoque Bayesiano: *K* capacidad de carga, *r* tasa intrínseca de crecimiento; *q* coeficiente de capturabilidad, σ^2: varianza del error del modelo, τ^2: varianza de la CPUE. A) serie de CPUE flota argentina. B) serie de CPUE flota uruguaya.

	Media	Desvío	MC_error	Percentil 2,5	Mediana	Percentil 97,5
A						
r	0,28	0,08	0,00	0,19	0,27	0,39
K	297.600	64.230	1.530	198.600	289.000	448.400
q	0,00125	0,00014	0,00000	0,00108	0,00124	0,00143
σ^2	0,04081	0,02524	0,00046	0,01315	0,03624	0,07374
τ^2	0,04454	0,03853	0,00040	0,01116	0,03422	0,08876
U						
r	0,29	0,09	0	0,15	0,27	0,49
K	308.000	51.580	1.294	227.400	300.700	428.500
q	0,0013	0,0001	0	0,0010	0,0012	0,0016
σ^2	0,02	0,01	0	0	0,02	0,05
τ^2	0,02	0,01	0	0	0,01	0,04

Los resultados del ajuste del modelo indicaron que la población de pescadilla en 2017 se encontraría reducida a un 47% y 60% de la condición virginal para cada serie de CPUE respectivamente (Tabla 7, Figura 23). Las estimaciones de biomasa total en 2017 fue de 133.500 t ($IP_{95\%}$ de 88.700 t a 193.300 t) para el modelo con serie CPUE argentina y 181.600 t ($IP_{95\%}$ de 133.200 t a 236.600 t) con CPUE flota uruguaya.

Tabla 7. Valores medios de los parámetros del modelo de Schaefer estimados para pescadilla mediante enfoque Bayesiano: Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), CR_{2016}: Captura de reemplazo, que permite que la biomasa de 2017 sea igual a la de 2016, biomasa correspondiente al RMS (B_{RMS}), B_{2017}, biomasa estimada a 2017, B_{2017}/B_{RMS}: proporción de la biomasa en 2017 respecto de la biomasa RMS, B_{2017}/K: proporción de la Biomasa actual en función de *K*, F_{RMS} tasa de explotación para el RMS. Índice de abundancia flota argentina. A) serie de CPUE flota argentina. B) serie de CPUE flota uruguaya.

	Media	Desvío	MC_error	Percentil 2,5	Mediana	Percentil 97,5
A						
RMS	20.470	5.112	77.53	12.330	19.850	32.330
CR_{2017}	18.860	4.851	65,51	13.190	18.350	25.220
B_{2017}	133.500	26.660	272.5	88.700	130.800	193.300
B_{RMS}	148.800	32.120	765	99.300	144.500	224.200
B_{2017}/B_{RMS}	0.8864	0.2457	0.0052	0.4888	0.8581	1.445
B_{2017}/K	0.4665	0.1257	0.002693	0.2548	4.55E-01	0.7415
F_{RMS}	1,41E-01	3,80E-02	6,97E-04	0,0951	0,1372	0,1945
U						
RMS	21.400	5.345	87,5	12.850	20.730	33.850
CR_{2017}	19.250	4.581	62,66	11.300	18.880	29.450
B_{2017}	181.600	26.450	357,5	133.200	180.300	236.600
B_{RMS}	154.000	25.790	647,1	113.700	150.400	214.200
B_{2017}/B_{RMS}	1,20	0,22	0,01	0,77	1,21	1,63
B_{2017}/K	0,60	0,11	0	0,38	0,60	0,81
F_{RMS}	0,14	0,04	0	0,08	0,14	0,24

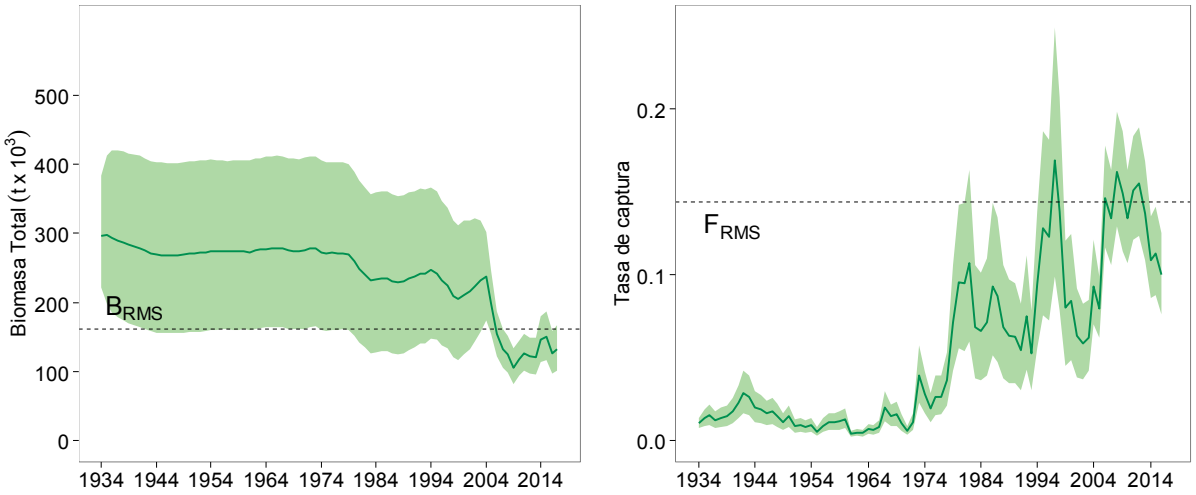


Figura 23. Tendencia de la biomasa total y tasa de captura estimada para pescadilla a partir del modelo global. La banda gris indica el intervalo de confianza del 95%. A) CPUE flota argentina. Línea horizontal indica la B_{RMS}. (148.800 t) y F_{RMS} (0,14).

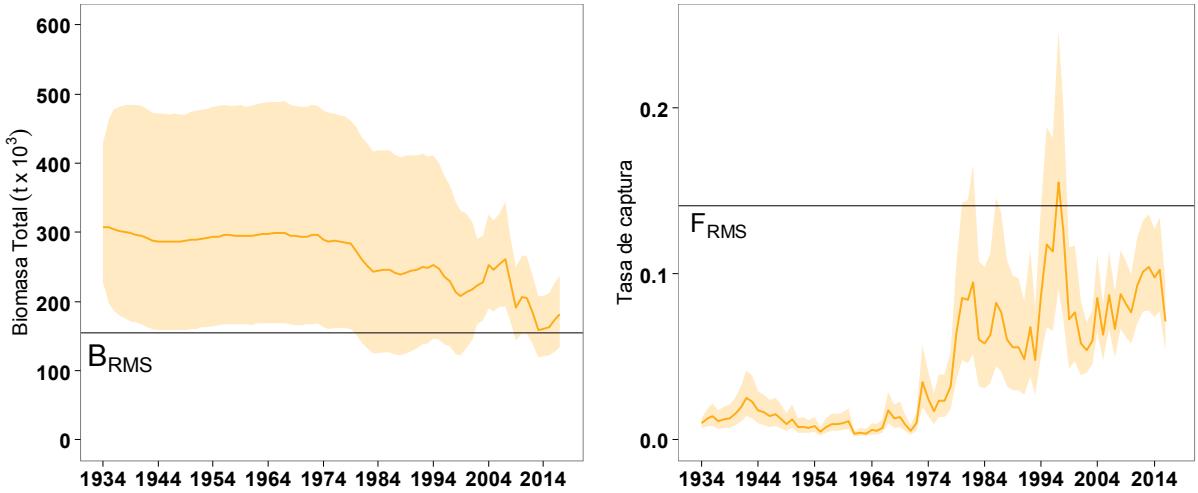


Figura 23. Continuación. Tendencia de la biomasa total y tasa de captura estimada para pescadilla a partir del modelo global. La banda gris indica el intervalo de confianza del 95%. CPUE flota uruguaya. Línea horizontal indica la B_{RMS} (154.000 t) y F_{RMS} (0,14).

En el diagrama de fase de Kobe se observó que, en el caso de la serie argentina, la situación actual del esfuerzo pesquero con relación al tamaño de la población estimado para 2016 indicaría valores de $F_t < F_{RMS}$, en tanto que los valores de biomasa total estimados para el 2016 (B_{2016}) son menores que la B_{RMS}. Por su parte, con los resultados de la estimación de biomasa total a partir del índice de abundancia de la flota uruguaya, la biomasa estimada para 2016, la población se encontraría en bajos niveles de mortalidad por pesca ($F_t < F_{RMS}$) y mayor biomasa total con relación al B_{RMS} (Figura 24). Se introduce para la estimación del año 2016 la variabilidad asociada a la biomasa y el esfuerzo total correspondiente a intervalos de 10% de probabilidad.

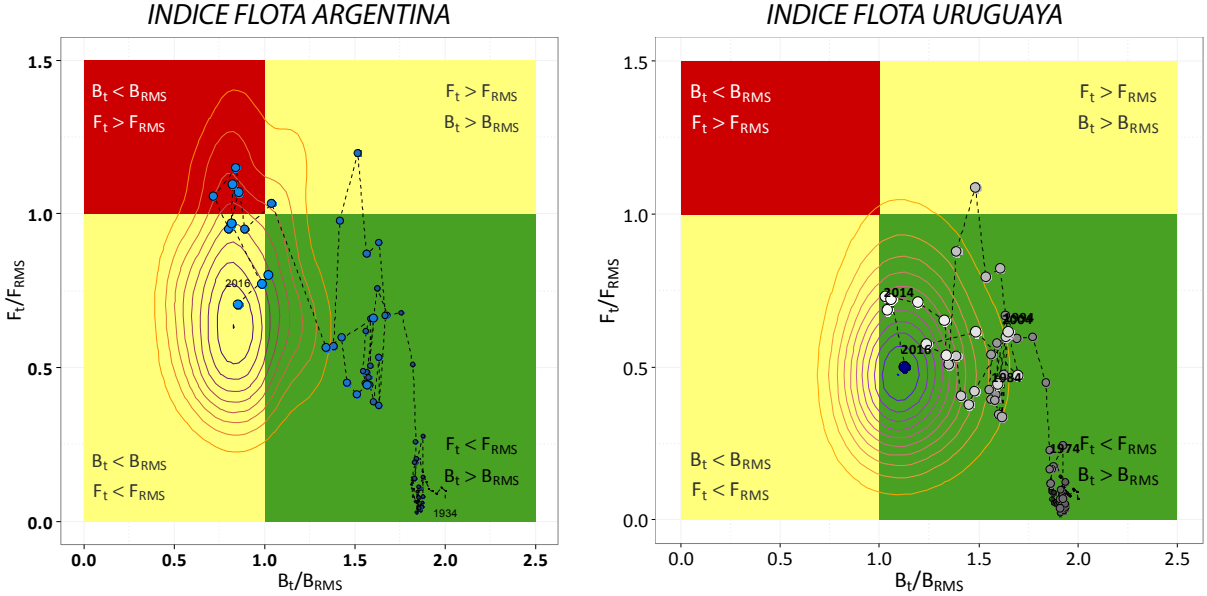


Figura 24. Diagrama de Kobe. Tendencia y el estado actual de la población de pescadilla. Biomasa total (B/B_{RMS}) y mortalidad por pesca (F/F_{RMS}) respecto a los elementos de referencia del RMS estimados mediante el modelo global. Índice de flota argentina y uruguaya.

Las proyecciones de biomasa de la población de 2017 a 2031 para distintos niveles de captura constante a partir de las estimaciones de biomasa del modelo con el índice de flota argentina se presentan en la Figura 25 y Tabla 10. Manteniendo niveles de captura constante entre valores de 12.125 t (correspondiente a la captura realizada en el área del Tratado en 2016) y 17.247 t (disminución del 15% del RMS) las proyecciones de biomasa de la población a 15 años se mantendrían por encima del PBR (B_{RMS}) a partir del año 2023.

Sobre la base de los resultados de la aplicación del modelo dinámico a partir de la CPUE de la flota uruguaya, las proyecciones de biomasa de la población a 15 años con niveles de captura constante se presentan en la Figura 25. Los resultados indican que manteniendo niveles de captura constante e igual al valor del RMS (21.400 t), las proyecciones de la biomasa poblacional media se mantienen por encima del PBR (B_{RMS}) con tendencia prácticamente constante y con un riesgo promedio de caer por debajo de dicho punto de 0,11. Por otra parte, si se considera un incremento del 15% del RMS, la biomasa decrece hasta caer por debajo del PBR en el año 2026.

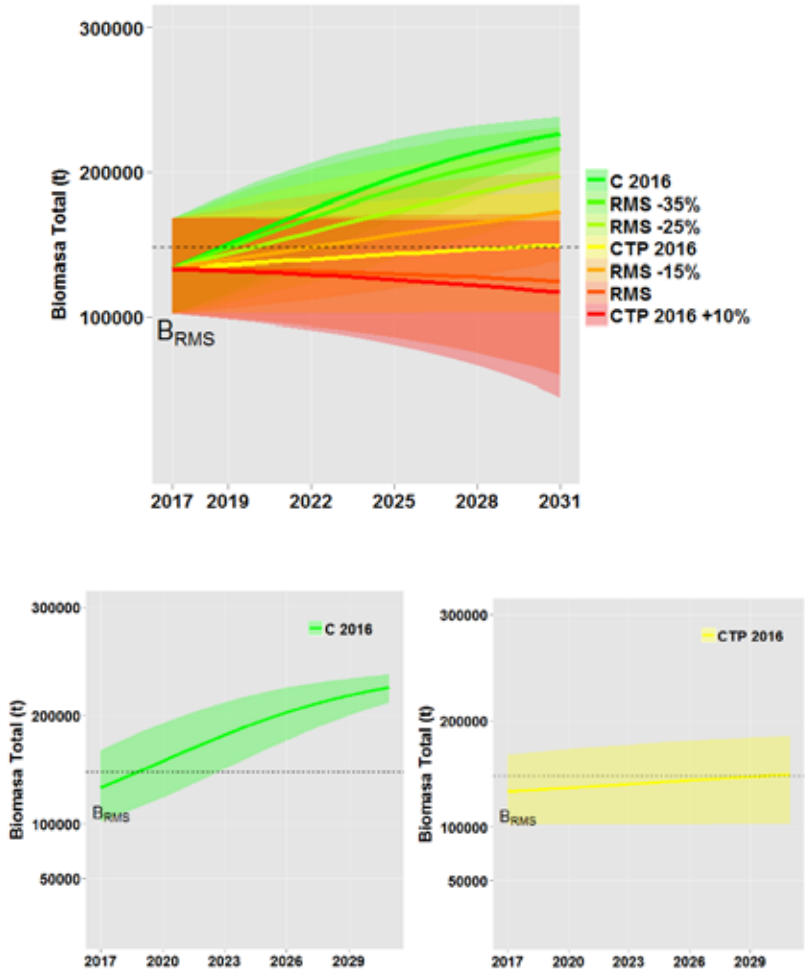


Figura 25. Valores de biomasa total proyectada para pescadilla considerando: a) la disminución constante (-15% a 35% con intervalos de 10%) con respecto al valor de captura del RMS (20.470 t), b) la captura realizada por ambas flotas en 2016 (12.125 t), c) el valor de CTP para 2016 (19.000 t) y d) incremento del 10% del valor de la CTP (20.900 t). B_{RMS} = 148.800 t. *Serie de CPUE flota argentina.*

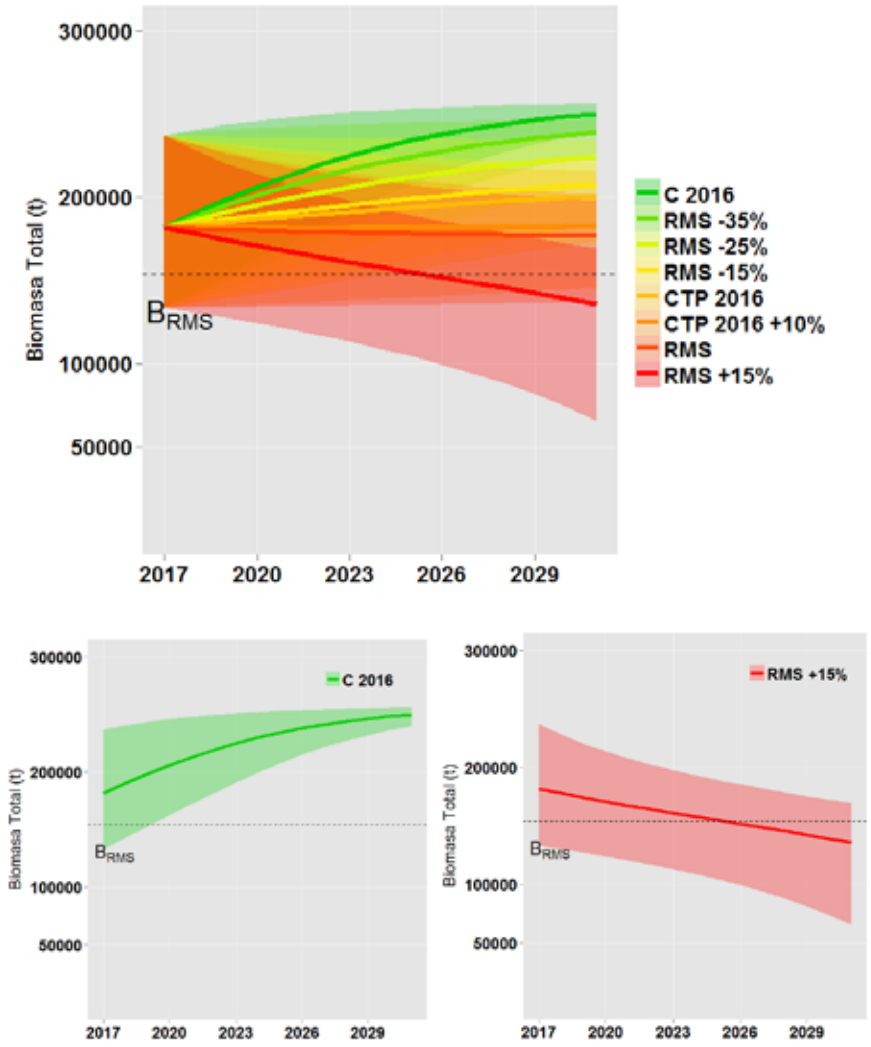


Figura 25. Continuación. Proyecciones del modelo a 15 años para la biomasa de pescadilla en diferentes escenarios de: tasas constantes de adición y disminución (-35% +15% con intervalos de 10%) a partir de la captura del RMS (21.400 t), captura de 2016 (12.125 t), la CTP 2016 (19.000t) y la CTP con un incremento del 10% (20.900 t). *Serie de CPUE flota uruguaya.*

En la Figura 26 se muestran las trayectorias de la relación de la biomasa total y la mortalidad por pesca con relación a los PBR resultantes del modelo global con la CPUE de la flota argentina respecto a la captura realizada en el 2016 y la CTP para 2016. Los dos casos representan las trayectorias extremas, con la captura correspondiente a la realizada en 2016, la mortalidad por pesca decrece y la biomasa aumenta, manteniéndose en la zona que no indica sobrepesca actual ni sobreexplotación previa del diagrama de Kobe hacia el año 2031. Por su parte, con valores de captura de 19.000 t, en el 2031 la población se encontraría en valores de $F > F_{RMS}$ y $B_T < B_{RMS}$. Se presenta la probabilidad de la población de alcanzar o mantenerse en estado de no sobrepesca ni sobreexplotación del diagrama de Kobe ($F < F_{RMS}$ y $B_T > B_{RMS}$) para los diferentes niveles de mortalidad por pesca y captura constante futura. En escenarios de 19.000 t de captura constante, la probabilidad de encontrarse en el cuadrante verde comienza en niveles bajos, pero con tendencia creciente. Esto indica que con este nivel de captura la población se recuperaría por encima del PBR, pero no tan rápidamente a si se consideraran valores inferiores.

Cuando se consideran los resultados del modelo global con la serie de CPUE de la flota uruguaya, se observa que, con capturas constantes e iguales a la de 2016, la mortalidad por pesca continuaría disminuyendo y la biomasa en aumento ($F_t<F_{RMS}$ y $B_t>B_{RMS}$) (Figura 27). En el caso de considerar 24.600 t de captura constante, aumenta la probabilidad año a año de que la mortalidad por pesca sea mayor al valor de referencia y la biomasa menor a la B_{RMS}.

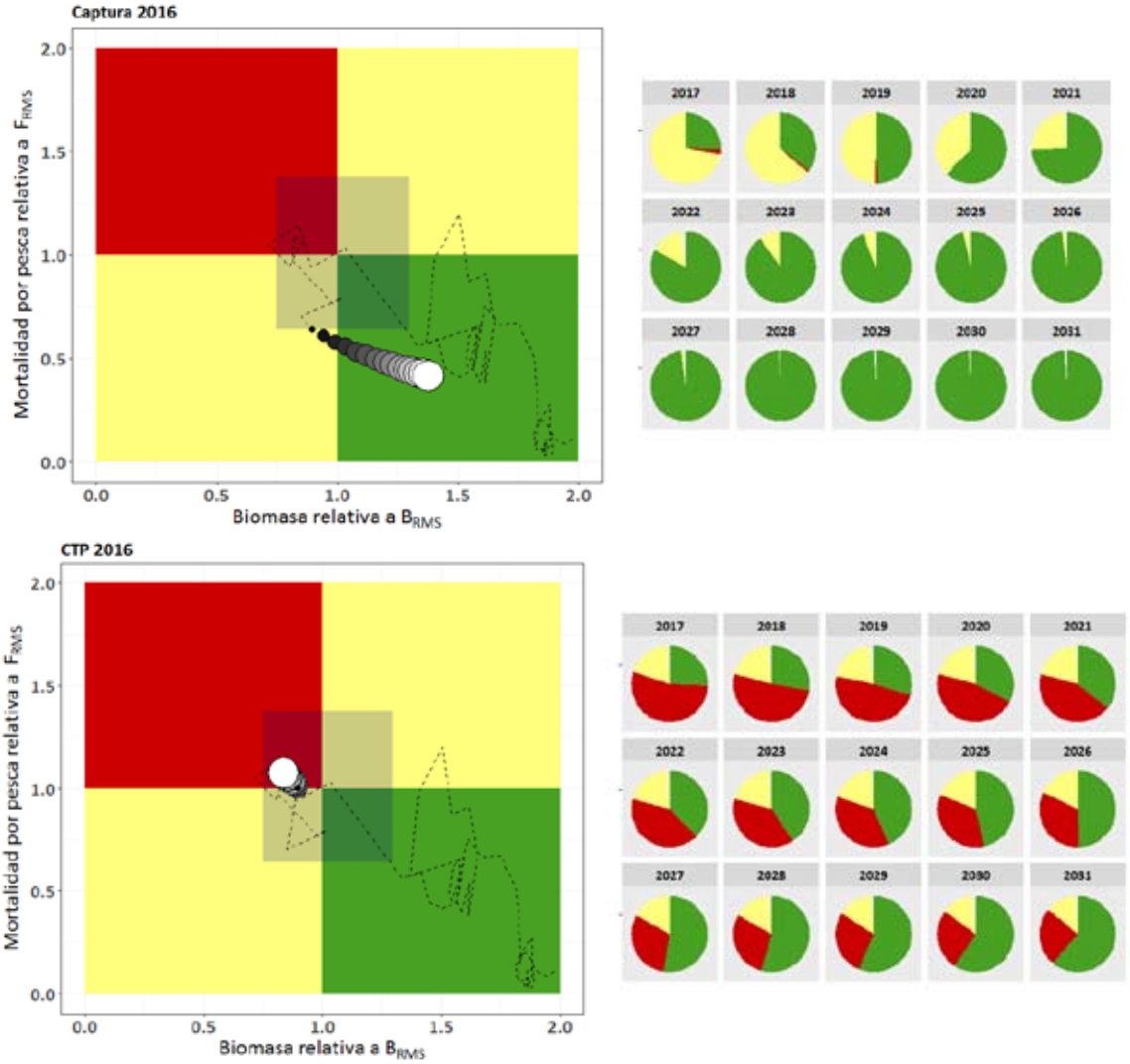


Figura 26. Diagrama de Kobe. Proyecciones de biomasa total (B/B_{RMS}) y mortalidad por pesca (F/F_{RMS}) respecto a los elementos de referencia del RMS estimados mediante el modelo global. Se consideró captura constante de 12.125 t y 19.000 t. Índice A flota argentina. Probabilidades estimadas de que la población de pescadilla se encuentre por encima de B_{RMS}, por debajo de F_{RMS} y en cada cuadrante del diagrama de Kobe para cada año proyectado con un nivel de captura constante de 12.125 t y 19.000 t.

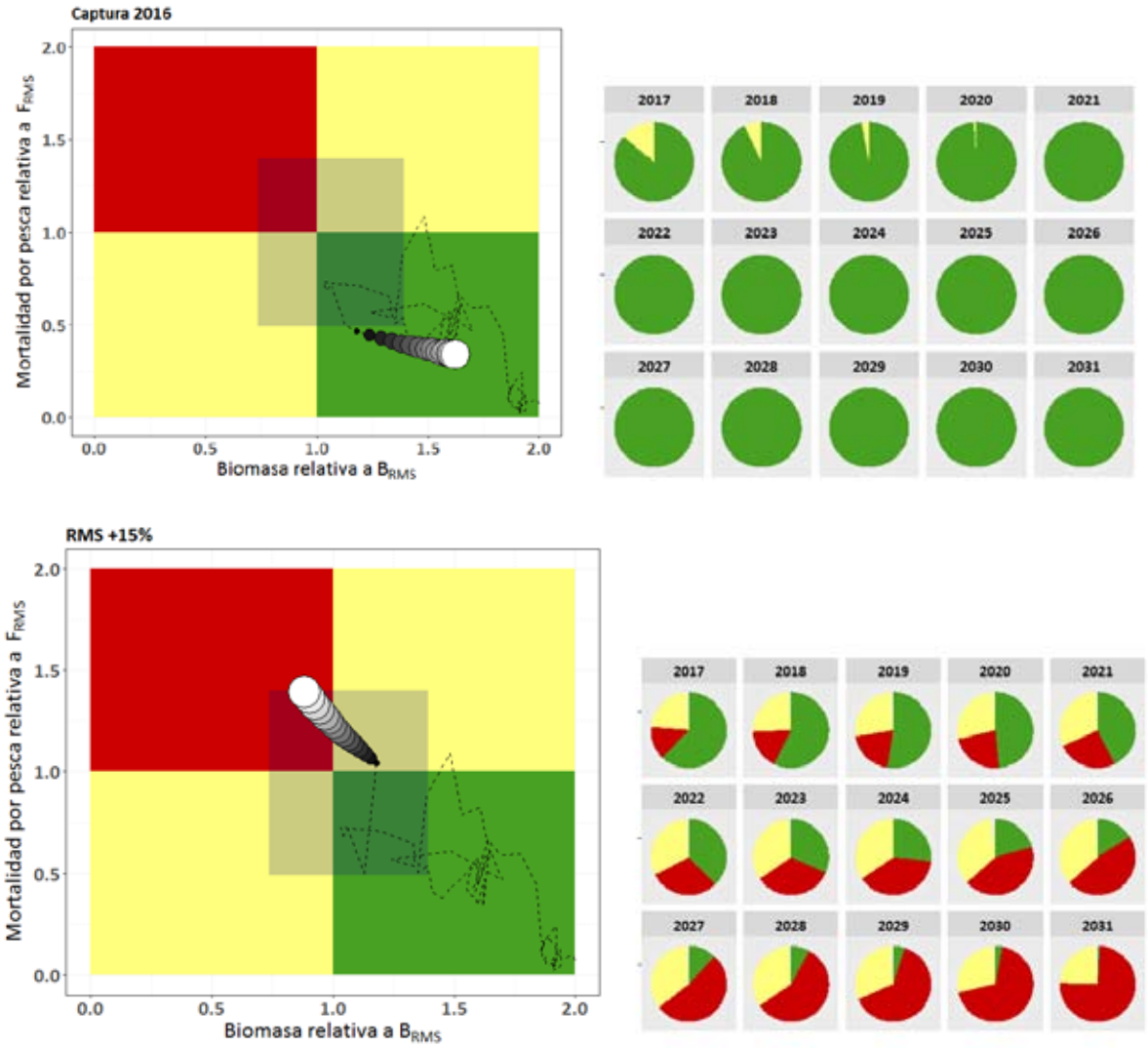


Figura 27. Diagrama de Kobe. Proyecciones de biomasa total (B/B_{RMS}) y mortalidad por pesca (F/F_{RMS}) respecto a los elementos de referencia del RMS estimados mediante el modelo global. Se consideró captura constante de 12.125 t y 24.600 t. Índice U flota uruguaya. Probabilidades estimadas de que la población de pescadilla se encuentre por encima de B_{RMS}, por debajo de F_{RMS} y en cada cuadrante del diagrama de Kobe para cada año proyectado con un nivel de captura constante de 12.125 t y 24.600 t.

4.3. Modelos integrados de evaluación en la plataforma de modelado *Stock Synthesis* (SS).

Rodrigues & Ruarte (2016) aplicaron un modelo integrado estructurado por edad en la plataforma *Stock Synthesis* realizando el proceso completo de evaluación: diagnóstico, análisis de incertidumbre y proyecciones. Las bondades de esta plataforma se detallaron previamente en la metodología de evaluación de abundancia de corvina. La información básica utilizada en la aplicación de los modelos de evaluación se detalla en la Tabla 8.

Tabla 8. Información básica utilizada en la aplicación de los modelos de evaluación.

INSUMOS
CPUE de la flota uruguaya (U) y ambas por separado (A- U)
12 clases de edad, correspondiendo la última clase a un grupo plus (12+).
Parámetros de crecimiento de von Bertalanffy utilizados: L_{inf} = 52,06; k = 0,226; t_0: -1,148.
Tasa instantánea de mortalidad natural: la tasa instantánea de mortalidad natural fue determinada como M = 0,30, para toda edad y año, este valor resulta de un promedio de las estimaciones para la especie realizadas con distintos métodos
Parámetros de la relación longitud-peso: a = 0,021 y b = 2,769.
proporción de hembras maduras por grupo de edad: 0; 0,25; 0,50; 0,80; 1; 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1.
Distribuciones de longitudes procedentes de los muestreos del desembarque de la flota argentina correspondientes a los 1992-1997 y 2001-2016.
Distribuciones de edades: procedentes de los muestreos del desembarque correspondiente al año 1982 y al período 2009-2015 y provenientes de campañas de investigación de los años 1998, 1999 y 2013.

Los supuestos básicos considerados en los modelos:

A. Curva de von Bertalanffy para modelar el crecimiento, Función de Beverton y Holt para modelar el reclutamiento, incluyendo variabilidad a través de un error anual de tipo LogNormal considerando un desvío de 0,4. El parámetro R0 (reclutamiento en el inicio del período) fue estimado en el modelo. *El parámetro h (steepness)* que define los coeficientes de la relación *stock-recluta* fue estimado mediante información *a priori* (distribución normal, valor medio de h= 0,82 y desvío: 0,1). La información *a priori* para la estimación del parámetro *h* fue estimada a partir de información biológica de la especie utilizando el método de Mangel *et al.* (2010).
B. Se consideró el año 1874 (año de la fundación de la ciudad de Mar del Plata), el año de inicio del modelo considerándose la población en equilibrio.
C. El patrón de vulnerabilidad o selección fue considerado logístico para ambos índices de abundancia. Estos patrones fueron estimados en dos períodos de tiempo: 1874-1983 y 1984-2016.
D. Error mínimo de observación en las capturas totales de la especie (CV= 0,01).
E. Relación proporcional entre la biomasa y los índices (flota y campaña), con un error de tipo LogNormal
F. Coeficiente de variación asociado al índice de flota. Período 2004-2016: este valor surge de considerar un CV promedio de 0,2 y los errores estándar anuales del MLG utilizado para estimar el índice, a los efectos de re-escalar la variabilidad del CV.
G. Coeficiente de variación asociado al índice de campaña con un CV promedio de 0,3 en los años 1994, 1998, 1999, 2003 y 2013.
H. Parámetro *h* (*steepness*) *prior* o *h* libre: a partir del análisis de los resultados de los modelos al utilizar los diferentes índices (CPUE A Kg/h, CPUE A Kg/día, CPUE U Kg/h) y la estimación del parámetro h (*steepness*) en forma libre o a partir de información a priori, el GT consideró que los modelos que mejor describían la dinámica poblacional del recurso son aquellos que utilizan información *a priori* para el *h* (Ruarte, 2017).

Los resultados de la aplicación del modelo integrado obtenido por Rodrigues & Ruarte (2016) se presentan los ajustes de los índices de abundancia, las tendencias de biomasa total y desovante, así como el reclutamiento, relación stock-recluta, tasas instantáneas de mortalidad por pesca, patrones de vulnerabilidad y el ajuste a las distribuciones de longitudes y edades para cada ejercicio realizado (Figura 28). Los principales resultados para cada uno de los modelos se presentan en la Tabla 9.

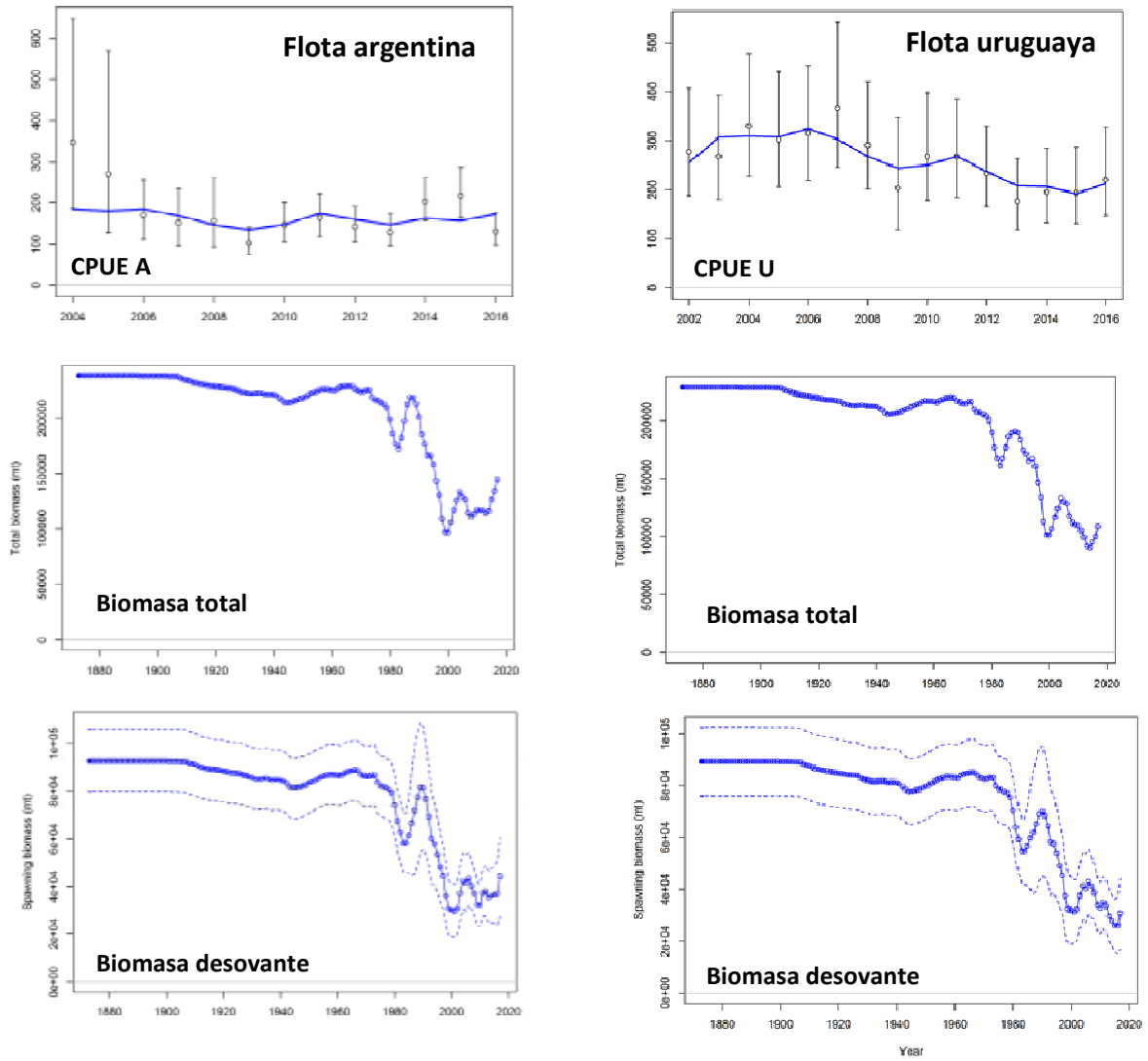


Figura 28. Modelo CPUE A y U (Kg/h) de Pescadilla. Detalles de la información considerada; ajuste al índice; tendencia de biomasa total y biomasa desovante con la incertidumbre asociada.

Las biomasas totales en 2016 resultantes de la aplicación de los modelos integrados con los diferentes índices de abundancia, se estimaron entre 71.000 y 134.000 t y las biomasas desovantes entre 18.000 y 37.000 t. La relación entre la biomasa desovante en 2016 y la biomasa desovante virgen se encuentra entre 0,21 y 0,40 según el índice utilizado. En el caso del índice de la flota argentina la (CPUE A Kg/h) relación BD_{2016}/BDV se encuentra por encima (0,4) del punto biológico de referencia (PBR: BD_{2016}/BDV= 0,3); en el caso del índice de la flota argentina basado en días, esta relación se encontraría por debajo del PBR (0,21), mientras que el modelo basado en el índice uruguayo indica un valor intermedio y cercano al PBR (0,29) (Tabla 9).

Tabla 9. Resultados correspondientes a la aplicación del modelo integrado de pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) con los índices de CPUE de Argentina (A) y de Uruguay (U), e índice de campaña de investigación. Referencias: BV: biomasa virgen; Bt biomasa total; BDV: biomasa desovante virgen; BD: biomasa desovante; *h*: parámetro *steepness*; *f*: factor proporcional de la tasa anual de mortalidad por pesca en el año 2016.

Variables	CPUE A Kg/h Campaña	CPUE U Kg/h Campaña
BV(t)	237.953	228.781
B_{2016} (t)	134.532	100.034
BDV(t)	92.791	89.214
BD_{2016} (t)	37.199	26.054
B_{2016}/BV	0.57	0,44
BD_{2016}/BDV	0.40	0,29
h	0,80	0,79
f	0,14	0,20

A partir de los resultados de los modelos se realizaron proyecciones de la evolución de la abundancia y los rendimientos bajo un objetivo de manejo a largo plazo, que permita alcanzar una abundancia de reproductores igual o mayor al 30% de la biomasa reproductiva existente a los inicios de la explotación (biomasa reproductiva virgen, BRV).

Para medir la sustentabilidad en el largo plazo (considerando 15 años), se aplicaron en forma simulada distintos niveles de extracción, a partir de distintos factores que multiplican al patrón de selección para obtener las tasas instantáneas de mortalidad por pesca por edad.

Con el objeto de medir el riesgo se realizaron simulaciones partiendo del estado del efectivo a comienzos del año 2016, respetando la proporcionalidad de la tasa anual de mortalidad por pesca, y considerando la biomasa total, el número de ejemplares por edad, el peso por edad a inicio del año,

el peso medio por edad y el patrón de selección resultantes del ajuste del modelo. Se utilizó además, la biomasa desovante y el valor de reclutamiento medio, mínimo (R_{min}) y máximo (R_{max}) de todo el período. Se incorporó incertidumbre en el análisis mediante la generación aleatoria de valores de reclutamiento en cada simulación, a partir del valor medio y desvío estimados en el diagnóstico bajo el supuesto de una distribución LogNormal. De esta manera, se determina la CBA que permita mantener a la población en niveles tales que el riesgo de alcanzar el PBR definido anteriormente, sea inferior al 10%.

Las proyecciones a esfuerzo constante de los diferentes modelos y series utilizadas con la incertidumbre asociada se presentan en las Figuras 29 y 30. La banda gris corresponde a las proyecciones. Se observa que al aplicar el índice CPUE A con el esfuerzo expresado en horas indican que tanto el estado actual del recurso como las proyecciones se ubican por encima del PBR.

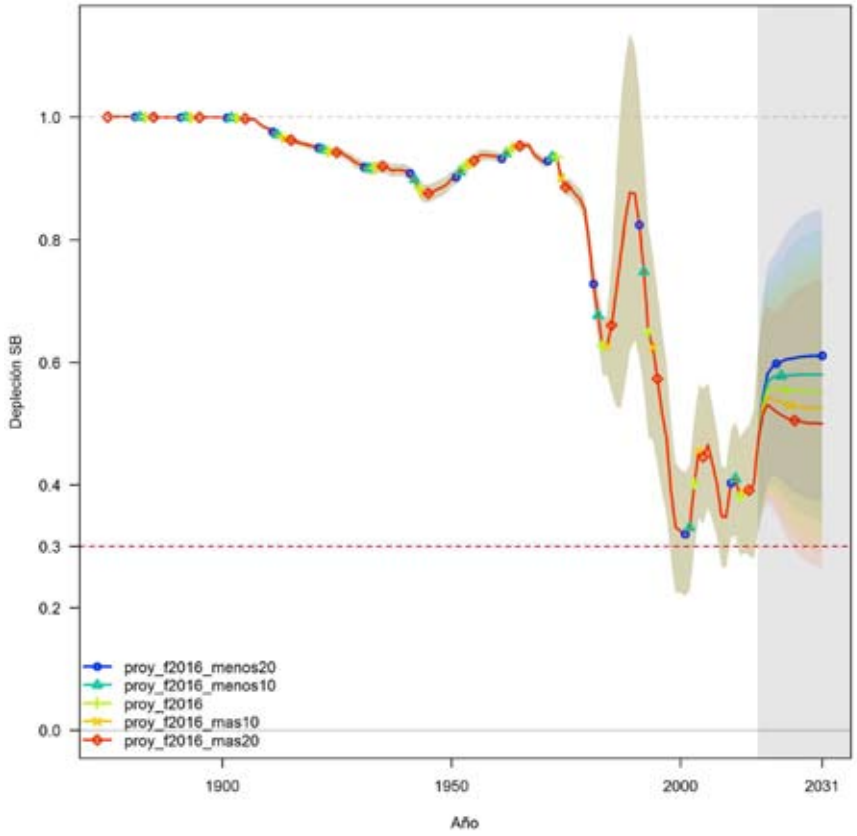


Figura 29. Disminución proporcional de la biomasa desovante de pescadilla (*C. guatucupa*) estimada por el modelo con índice de CPUE A Kg/h y campaña.

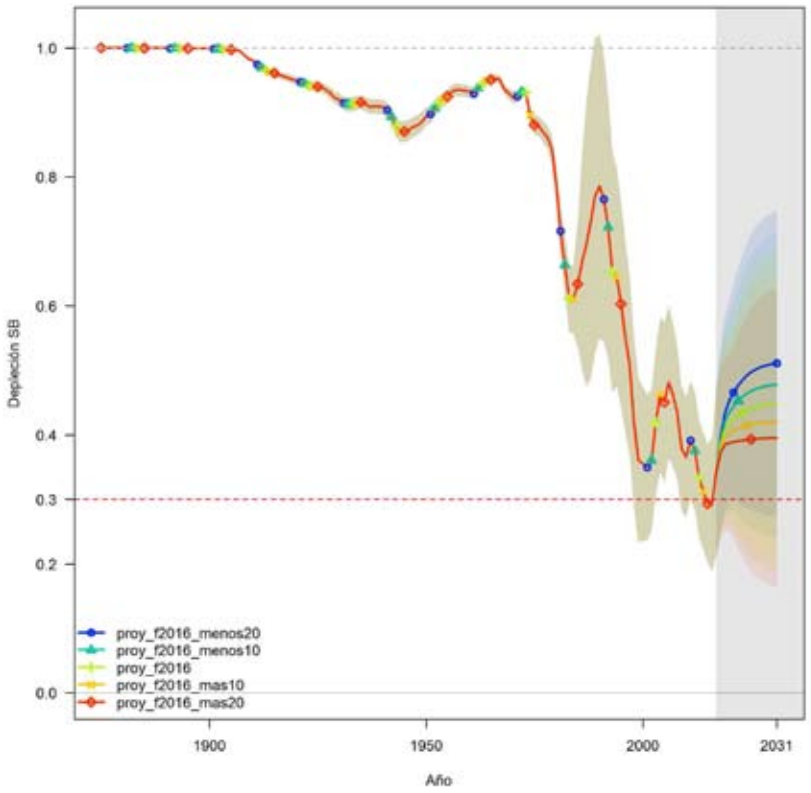


Figura 30. Disminución proporcional de la biomasa desovante de pescadilla (*C. guatucupa*) estimada por el modelo con índice de CPUE U Kg/h y campaña.

5. Consideraciones finales

Con relación a corvina, para 2017, tanto la aplicación del modelo global como la del modelo estructurado incorporando toda la información disponible, permiten predecir que los actuales niveles de explotación, del orden de las 50.000 t, tal como viene ocurriendo en años recientes, no resultarían sustentables. A estos niveles se llega, dado los altos niveles de presión extractiva a los que es sometido el recurso en aguas jurisdiccionales adyacentes. A fin de mantener este recurso en valores compatibles con los puntos biológicos de referencia internacionalmente reconocidos como sustentables, el GT recomendó que las capturas totales estén entre 36.000 t y 40.000 t, para el año 2017.

En cuanto a los resultados obtenidos en la presente evaluación, puede concluirse que -en términos generales y a pesar de los diferentes modelos empleados- los resultados obtenidos muestran una marcada consistencia. Debe mencionarse que, de acuerdo con la metodología utilizada, dichas estimaciones se refieren a la totalidad del recurso tanto el que se distribuye en el área del Tratado como el que se pesca en aguas costeras adyacentes, al norte del paralelo 39º S. En la Figura 31 se presenta la tendencia de captura de Argentina y Uruguay en el área del Tratado, Rio de la Plata y aguas adyacentes, así como los valores de Captura Total Permisible determinada por la CTM. Se observa que durante 2015 y 2016 la captura total de corvina se mantuvo en los valores máximos de extracción.

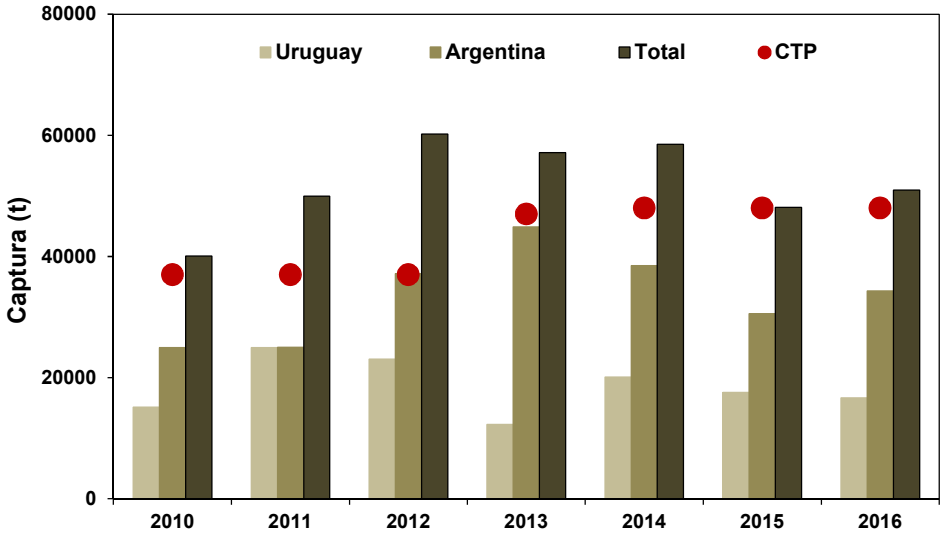


Figura 31. Captura de corvina *Micropogonias furnieri* declaradas por Argentina y Uruguay en el área del Tratado, su Frente Marítimo y aguas adyacentes. Se indica valor anual de la Captura Total Permisible.

La captura total de la pescadilla se mantuvo en el periodo considerado por debajo de la CTP anual (Figura 31). Para el año 2017, a fin de mantener este recurso en valores compatibles con los puntos biológicos de referencia internacionalmente reconocidos como sustentables, el GT recomienda que las capturas totales no superen las 19.000 t.

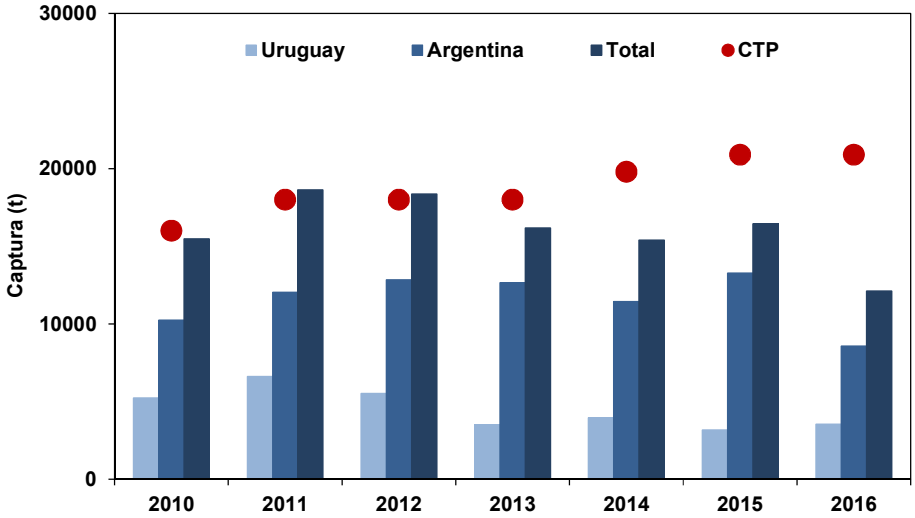


Figura 32. Captura de pescadilla *Cynoscion guatucupa* declaradas por Argentina y Uruguay en el área del Tratado y su Frente Marítimo. Se indica valor anual de la Captura Total Permisible.

6. Referencias bibliográficas

Arena, G. 1984. Manejo del recurso corvina blanca en el Uruguay. INAPE, Inf. Téc.Nº 38, Montevideo (Uruguay). 28 pp.

Arena, G. 1990. Evaluación de la captura máxima sostenible de la corvina blanca (*Micropogonias furnieri*) presente en el área operativa de la flota uruguaya, mediante modelos de producción excedente. Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar. Vol. 7, Sec. A: 25-35.

Arena, G. & M. Rey. 1993. Captura máxima sostenible de corvina (*Micropogonias furnieri*) y pescadilla (*Cynoscion striatus*) mediante modelos de producción excedente, a partir de la flota uruguaya de arrastre en pareja. 1980-1992. Inf. Téc. INAPE, Proyecto de Investigación Pesquera (PIP). 14 pp

Arena, G. & Rey, M. 2003. Captura Máxima Sostenible de la corvina (*Micropogonias furnieri*) explotada en el Río de la Plata y la Zona Común de Pesca (Período 1986-2002). DINARA, 39 pp.

Arena, G. & Gamarra, M. 2000. Captura máxima sostenible de pescadilla. En: Rey M. Arena G (Eds) Modelos de producción excedente aplicados a los recursos corvina y pescadilla. Proyecto URU /92/003. p 78-103.

Carozza, C.R. 2012. Estructura y dinámica poblacional de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*, Desmarest, 1823) del extremo sur de su distribución (Pcia. De Buenos Aires, Argentina). Tesis doctoral Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 136 pp.

Carozza, C.R., Navarro, L., Jaureguizar, A., Lasta, C. & Bertolotti, M.I. 2001. Asociación íctica costera bonaerense "Variado Costero". Informe I. Inf. Téc. Int. DNI-INIDEP N° 48/2001, 28 pp.

Carozza C.R. & Hernández, D. 2011. Evaluación de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) para el año 2011 en el área del Río de la Plata, Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y aguas adyacentes al norte de los 39° LS". Documento de Trabajo INIDEP. Presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros, CTMFM. GT Costero 1/11. 21 pp.

Carozza C.R. & Hernández, D. 2012. Evaluación de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) para el año 2012 en el área del Río de la Plata, Zona Común de Pesca Argentino Uruguaya y aguas adyacentes al norte de los 39° LS. Documento de Trabajo INIDEP. Presentado en la Reunión del GT Costero 3/12. 20 pp.

Carozza C.R. & Hernández, D. 2013. Evaluación de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) para el año 2013 en el área del Río de La Plata, Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y aguas jurisdiccionales adyacentes al norte de los 39° LS. Documento de Trabajo INIDEP. Presentado en la Reunión del GT Costero 2/13. 13 pp.

Carozza C.R. & Hernández, D. 2014. Evaluación de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) para el año 2014 en el área del Río de La Plata, Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y aguas jurisdiccionales adyacentes al norte de los 39° LS. Documento de Trabajo INIDEP. Presentado en la Reunión del GT Costero 2/14. 13 pp.

Carozza C.R. & Hernández, D. 2014. Evaluación de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) para el año 2014 mediante la aplicación del modelo de diferencias con retardo (*delay difference model*). Documento de Trabajo INIDEP. Presentado en la Reunión del GT Costero 2/14. 13 pp.

Carozza C.R., Salvador, J.M. & García, S. 2016. Captura estimada y distribución de longitudes desembarcadas de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del año 2016, de la flota argentina, entre 34°S y 39° LS

Carozza, C.R., Hernández, D. & Perrotta, R. 2004. Evaluación de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en el área del Río de la Plata y Zona Común de pesca Argentino-uruguaya por medio de un modelo de dinámica de biomasa. Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero Nº 16: 77-90.

Carozza, C.R., Salvador, J.M., & García, S. 2017. Captura desembarcada estimada y distribución de longitudes de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en el año 2017 proveniente de la flota argentina, entre 34°S y 39° LS. Documento de Trabajo DNI/INIDEP, presentado en la Reunión del Grupo de Trabajo Recursos Costeros de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (GTC 3/17), Sede de la Cancillería Argentina, Buenos Aires, Noviembre de 2017, 33 pp.

Carozza, C.R., Ruarte, C., Rico, R., Lagos, N., García, S., Rodríguez, J. & Lorenzo, M.I. 2018. La pesquería del variado costero. Evolución de los desembarques y recomendación de la Captura Biológicamente Aceptable efectuadas a la CTMFM para las principales especies costeras óseas. Año 2017. Informe Oficial Técnico. INIDEP. 52 pp.

Cordo, H.D. 1986. Estudios biológicos sobre peces costeros con datos de dos campañas de investigación realizadas en 1981. La pescadilla de red (*Cynoscion striatus*). Publ Com Téc Mix Fr Mar 1:15-27.

Deriso, R.B. 1980. Harvesting strategies and parameter estimation for age-estructured model. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37:268-282.

Fernández Aráoz, N.C.; N. Lagos y Carozza C. 2005. Asociación Ictica Costera Bonaerense. Variado Costero. Evolución de las capturas desembarcadas por la flota comercial argentina entre 1998 y 2003. Inf. Téc. DNI-INIDEP Nº 04/05.

Francis, R.I.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 1124–1138.

Fox, W.W. 1970. An exponencial surplus yield model for optimizing exploited fish populations. Trans Am Fish Soc 99:80-88

Ehrhardt, N. M. & Arena G. 1977. Dinámica de población de la corvina blanca (Micropogon opercularis) en el Río de la Plata y su frente oceánico. INAPE, Inf. Téc. Nº 8, Montevideo (Uruguay): 45 pp.

Hernández, D.R. 2007. Introducción al análisis Bayesiano. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero INIDEP. 45 p.

Lorenzo, M.I. 2016. Actividad y características de la pesca industrial demersal uruguaya en la Zona Común de Pesca. Frente Marítimo 24: 45-82.

Lorenzo, M.I, Rey, M. & Scavino, M. 2011. Evaluación de la corvina (*Micropogonias furnieri*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Periodo 2002-2009. Documento de Trabajo DINARA. Presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros, CTMFM. GT Costero 1/11. 13 pp

Lorenzo, M.I., Rey, M. & Scavino, M. 2011. Evaluación de la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya mediante modelos de producción dinámicos. Documento de Trabajo DINARA. Presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros, CTMFM. Buenos Aires, mayo de 2011, 13 pp.

Lorenzo, M.I., Rey, M. & Scavino, M. 2012. Evaluación de la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en la Zona Común de Pesca Argentino - Uruguaya mediante modelos de producción dinámicos. Documento de Trabajo DINARA. Presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros, CTMFM 2/12. Buenos Aires, abril 2012, 12 pp.

Lorenzo, M.I. & Saravia, M. 2013. Evaluación de la corvina (*Micropogonias furnieri*) en la ZCPAU y aguas del Tratado mediante modelos dinámico de producción: estimación por máxima verosimilitud y enfoque Bayesiano. Periodo 2002-2012. Documento de Trabajo DINARA. Presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros, CTMFM 2/13. Buenos Aires, mayo 2013, 34 pp.

Lorenzo, M.I. & Saravia, M. 2013. Evaluación de la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en la Zona Común de Pesca Argentino - Uruguaya mediante modelos de producción dinámicos. Documento de Trabajo DINARA. Presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros, CTMFM 3/13. Buenos Aires, mayo 2013, 33 pp.

Lorenzo, M.I. & Saravia, M. 2014. Evaluación de la corvina (*Micropogonias furnieri*) en la ZCP y aguas del Tratado mediante modelos dinámicos de producción: estimación por máxima verosimilitud y enfoque Bayesiano. Periodo 2002-2013. Documento de Trabajo DINARA. Presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros, CTMFM 2/14. Buenos Aires, marzo 2014, 36 pp.

Lorenzo, M.I. & Saravia, M. 2014. Evaluación de la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en la ZCP y aguas del Tratado mediante modelos dinámico de producción con estimación por enfoque Bayesiano. Año 2014. . Documento de Trabajo DINARA. Presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros, CTMFM 3/14. Buenos Aires, abril 2014, 30 pp.

Lorenzo, M.I. & Saravia, M. 2015. Evaluación de la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en la Zona Común de Pesca utilizando modelos dinámicos de producción con estimaciones por enfoque Bayesiano. Documento de Trabajo DINARA. Presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros, CTMFM 3/14. Buenos Aires, mayo 2015, 29 pp.

Lorenzo, M.I. & Saravia, M. 2016. Análisis de la captura y estimación de índices de abundancia de pescadilla de calada (*Cynoscion guatucupa*) para el periodo 2002-2015 en la Zona Común de Pesca. Documento de Trabajo DINARA. Presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros 1/16. CTMFM. 22 pp.

Lorenzo, M.I. & Saravia, M. 2016. Evaluación de la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en el área del Tratado utilizando modelos dinámico de producción con estimaciones por enfoque Bayesiano. Año 2016. Documento de Trabajo DINARA. Presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros 2/16. CTMFM. 30 pp.

Lorenzo, M.I & Scavino, M 2010. Evaluación de la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay mediante modelos de producción dinámicos. Documento de Trabajo DINARA. Presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros, CTMFM. Buenos Aires, mayo de 2010, 13 pp.

Lorenzo, M.I & Scavino, M. 2012. Evaluación de la corvina (*Micropogonias furnieri*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Periodo 2002-2010. Documento de Trabajo DINARA. Presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros 3/12. CTMFM. 22 pp.

Lorenzo, M.I. 2017a. Evaluación de la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en el área del Tratado utilizando modelos dinámico de producción con estimaciones por enfoque Bayesiano. Año 2017.Documento de Trabajo DINARA, presentado en la Reunión del Grupo de Trabajo Recursos Costeros de la CTMFM, 2/17 Sede de la Cancillería Argentina, Buenos Aires, mayo 2017, 31 pp.

Lorenzo, M.I. 2017b. Análisis de la captura y estimación de índices de abundancia de pescadilla de calada (*Cynoscion guatucupa*) para el periodo 2002-2016 en la Zona Común de Pesca Documento de Trabajo DINARA, presentado en la Reunión del Grupo de Trabajo Recursos Costeros de la CTMFM, 2/17, Sede de la Cancillería Argentina, Buenos Aires, marzo 2017, 27 pp.

Mangel, M., Brodziak, J. & DiNardo, G. 2010. Reproductive ecology and scientific inference of steepness: a fundamental metric of population dynamics and strategic fisheries management. Fish Fish.11: 89–104.

Maunder M. N. & Punt A. E. 2013. A review of integrated analysis in fisheries stock assessment. Fisheries Research, volume 142, 61–74.

Methot R. D. & Wetzel C. R. 2003. *Stock Synthesis*: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. Fisheries Research, volume 142, 86–99.

Nion, H. 1998. Fishes of the Rio de la Plata and some aspects of their ecology. 1996. En: Vizziano D. Puig P. Mesones C. Nagy G.J (Eds) The Rio de la Plata. An environmental overview. An EcoPlata Project Background Report. Programa Ecoplata Montevideo. Uruguay p 71-84.

Otero, H.O. & Ibáñez P. M. 1986. Abundancia relativa de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). odelos de producción excedente. Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar., Vol. 1 (2):341-349.

Pin, O.D. 1999. Estructura poblacional, mortalidad y uso de Modelos de Producción Captura-Mortalidad en la pesquería de corvina *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Tesis de Maestría, PEDECIBA- Biología, Montevideo. 130 pp.

Pin, O. & Defeo, O. 2000. Modelos de producción captura –mortalidad para la pesquería de corvina *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) en el Río de la Plata y zona común de pesca Argentino- Uruguaya (1975-1986). Pp 31-65 In: Rey & Arena (eds) Modelos de producción excedente aplicado a los recursos corvina y pescadilla. Proyecto URU/92/003 INAPE-PNUD, Montevideo.

Rodrigues, J.S. & Ruarte, C. 2014. Ejercicio preliminar de implementación de un modelo de evaluación estructurado para la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en el período 1973 – 2013 mediante la plataforma de modelado *Stock Synthesis*. Documento de Trabajo INIDEP 6/2014, 14pp, presentado en la Reunión del Grupo de Trabajo Costero 3/14, Buenos Aires abril de 2014.

Rodrigues, J.S. & Ruarte, C. 2015. Implementación de un modelo de evaluación estructurado para la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en el período 1973 – 2014 mediante la plataforma de modelado *Stock Synthesis*. Documento de Trabajo INIDEP N° 4/2015, 15pp. Presentado en la Reunión del Grupo de Trabajo Costero de la CTMFM 1/15, Buenos Aires mayo 2015. 15 pp.

Rodrigues, J.S. & Carozza, C. 2016. Modelo de evaluación estructurado por edad para corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en el período 1975 – 2015 utilizando la plataforma *Stock Synthesis*. Documento de Trabajo DNI/INIDEP N° XX, presentado en la Reunión del Grupo de Trabajo Recursos Costeros de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo. GTC 5/16. 17 pp.

Ruarte, C. 2017. Estimación de un índice de abundancia de pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) con datos de la flota argentina de pesca a la pareja en el área comprendida entre los 34° y 39° S. Periodos 2004-2016. Documento de Trabajo n° 18 DNI/INIDEP. Presentado en la Reunión 2/17 del Grupo de Trabajo Recursos Costeros de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, Sede de la Cancillería Argentina, Buenos Aires, 15 al 19 de mayo de 2017. 32 pp.

Ruarte, C. 2017. Estimación del parámetro h de la relación stock-recluta, considerando datos demográficos de las especies costeras. Documento de Trabajo n° 17 DNI/INIDEP. Presentado en la Reunión 2/17 del Grupo de Trabajo Recursos Costeros de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, Sede de la Cancillería Argentina, Buenos Aires, 15 al 19 de mayo de 2017. 3 pp.

Ruarte, C. & Aubone, A. 2001. Diagnóstico y evolución poblacional de la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*). Período 1975-2000. Inf. Téc. Int. DNI-INIDEP N° 63/2001, 8 pp.

Ruarte, C. & Aubone, A. 2002. Captura máxima biológicamente aceptable para la pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*). Año 2002. Inf. Téc.Int. DNI-INIDEP N° 65/2002, 8 pp.

Ruarte, C. & Aubone, A 2003. La pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), análisis de su explotación y sugerencias de manejo para el año 2003. Inf. Téc. Int.DNI-INIDEP N° 46/2003, 19 pp.

Ruarte, C. & Borstelmann, C. 2010. Resultados del muestreo de desembarque de pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*) durante el año 2009. Zona norte de los 39° S. Informe de Investigación N° 84 DNI/ INIDEP. 14 p.

Ruarte, C. & Rico, R. 2014. Estimación de índices de abundancia de pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*) a partir de datos de campañas de investigación empleando Modelos Lineales Generales. INIDEP Serie Informes Técnicos N° 93. 34 pp.

Ruarte, C. & Rico, R. 2016. Estimación de índices de abundancia de pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) a partir de datos de campañas de investigación. Periodo: 1993 a 2013. Documento de Trabajo DNI/INIDEP N° 8. Presentado a la Reunión 1/16 de Grupo de Trabajo Costero de la CTMFM. Buenos Aires, 30 de marzo al 1 de abril de 2016. 14 pp.

Ruarte, C. & Rico, R. 2017. Estimación de un índice de abundancia de pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) con datos de la flota argentina de pesca a la pareja en el área comprendida entre los 34° y 39° S. Periodo 2004-2016. Documento de Trabajo DNI/INIDEP N° 18. Presentado a la Reunión 2/17 de Grupo de Trabajo Costero de la CTMFM. Buenos Aires. 32 pp.

Ruarte, C., Lasta, C. & Carozza, C. 2005. Delimitación de un área de concentración de juveniles de pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Frente Marítimo 20 (A): 47-52.

Ruarte, C., C. Lasta y C. Carozza. 2004. Pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*). En: SÁNCHEZ, R.P. & BEZZI, S.I. (Eds.). El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 4. Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación. Publicaciones Especiales INIDEP, Mar del Plata: 271-281.

Ruarte, C., Lorenzo, M.I., Rodríguez, J. & Carozza C.R. 2014. Estimación de la abundancia de pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en el Río de la Plata, Zona Común de Pesca y aguas jurisdiccionales adyacentes al norte del 39°S. Periodo 1973-2013. Informe Técnico Oficial N° 16, 32 pp.

Ruarte, C., Lorenzo, M.I., Rodríguez, J. & Carozza, C.R. 2015. Estimación de la abundancia de pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en el Río de la Plata, Zona Común de Pesca y aguas jurisdiccionales adyacentes al norte del 39°S. Periodo 1973-2014. Inf. Téc. Of. DNI/INIDEP N° 16/2015, 33 pp.

Ruarte, C., Lorenzo, M.I., Rodríguez, J. & Carozza, C.R. 2017. Estimación de la abundancia de pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en el Río de la Plata, Zona Común de Pesca y aguas jurisdiccionales adyacentes al norte del 39°s. Periodo 1973-2016. Informe Técnico Oficial DNI/ INIDEP N° 24, 34 pp.

Salvador, J.M., Sáez, M., Despos, J. & Buono, P. 2017. Distribución de frecuencia de longitudes y edades de los desembarques de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) provenientes de los puertos Río Salado, General Lavalle, y Mar del Plata. Año 2016. Informe de Investigación Nº18. INIDEP. 21 pp.

Schaefer, M.B. 1954. Some aspect of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. Bulletin Inter-American Tropical Tuna Comm 1:25-56.

Schnute, J. 1985. A General Theory for Analysis of Catch and Effort Data. Can. J. Fish Aquat. Sci., Vol 42:414-429.

Schnute, J.1987.A general fisheries model for a size-structured fish population. Can. J. Fish. Aquat. Sci., Vol 44: 924-940.

Estimación de edad y crecimiento de juveniles de corvina blanca (*Micropogonias furnieri*) en las lagunas costeras salobres de Uruguay

Orlando Santana[1], Graciela Fabiano[1, 2], Marcos Nieddu[2], Martín Laporta[1], Santiago Silveira[1] & Inés Pereyra[1]

[1]*Dirección Nacional de Recursos Acuáticos. Unidad de Gestión Pesquera Atlántica. La Paloma, Rocha. Uruguay.*
[2]*Instituto de Investigaciones Pesqueras, Facultad de Veterinaria, UdelaR, La Paloma, Rocha. Uruguay.*
osantana@dinara.gub.uy

RESUMEN: El crecimiento rápido es una característica esencial de los peces juveniles, que determina la elección de hábitats preferidos en donde alcanzar tasas de crecimiento mayores en el menor tiempo. Las lagunas costeras salobres son áreas de cría y hábitats vitales para la corvina (*Micropogonias furnieri*) y diferentes especies estuario-dependientes. Este trabajo estudia la edad y otras características poblacionales de juveniles de corvina en las lagunas de Rocha y de Castillos, Uruguay. Se analizaron 538 ejemplares capturados como *bycatch* en la pesca de camarón durante 2016 y 2017. Se extrajeron otolitos (*sagittae*) en 347 individuos. Uno de cada par fue cortado, pulido, teñido con fluoruro diamino de plata y leído. La edad se estimó con precisión de 0,5 años. Se determinó la curva largo-edad de von Bertalanffy sin discriminar por sexos o lagunas. El rango de tallas fue 401-340 mm de longitud total y de edades 0,5-8,5 años. Los parámetros de crecimiento fueron L∞=182,95mm, k=0,51y t0=-0,58, indicando un crecimiento rápido en esta etapa, donde los juveniles residirían en las lagunas sin migrar aún hacia el mar. El 25% de los ejemplares tuvieron entre 0,5 y 1 año de edad. Esto confirma que los "juveniles de un año" utilizan estas lagunas como áreas de cría.

Palabras clave: edad, otolitos, *Micropogonias furnieri*, fluoruro diamino de plata (FDP), áreas de cría

SUMMARY: Age and growth of whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) juveniles in the brackish coastal lagoons of Uruguay.- Fast growth is an essential characteristic of juvenile fish, which determines the choice of preferred habitats in which to reach higher growth rates in the shortest time. Brackish coastal lagoons are nursery grounds and essential habitats for whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) and other different estuary-dependent species. This work studies age and other population characteristics of *M. furnieri* juveniles in Rocha and Castillos lagoons, Uruguay. Analyzed specimens (N=538) were captured as *bycatch* in the shrimp fishery during 2016 and 2017. Otoliths (*sagittae*) were extracted from 347 specimens, cut, polished, and tanned with Silver Diamine Fluoride and read. Age was estimated with an accuracy of 0,5 years. The von Bertalnffy length-age curve was determined without discriminating by sex or lagoons. The total length range was 401-340 mm and ages were between 0,5 and 8,5 years old. Estimated growth parameters were L∞=182,95mm, k=0,51y t0=-0,58, indicating a fast growth in this vital period where juveniles live in the lagoons with no migration to the sea yet. Twenty-five percent of the specimens were between 0.5 and 1 year old. This confirms that the young of the year use these lagoons as breeding areas.

Key words: age, otoliths, *Micropogonias furnieri*, silver diamine fluoride (SDF), nursery grounds

Introducción

La corvina blanca (*Micropogonias furnieri*) es uno de los recursos pesqueros más importantes para Uruguay. Representa aproximadamente 40% de los desembarques totales del país, lo que correspondió en 2015 a 18.000 t, en su mayor parte provenientes de capturas de la flota industrial nacional de arrastre costero en la Zona Común de Pesca Argentina Uruguaya (ZCPAU) (DINARA, 2015). Es además una especie objetivo de la pesca artesanal en áreas costeras del Río de la Plata y del litoral atlántico. Para esta flota se reportaron 4.160 t de captura en 2015 (DINARA, 2015; Silveira *et al.*, 2016). Aun cuando la pesca en las lagunas costeras salobres uruguayas es también artesanal, tiene características propias de la extracción en ambientes muy someros (Fabiano y Santana, 2006; Mellado *et al.*, 2014). Los ejemplares denominados "mingos" son capturados con redes de enmalle de fondo (luz de malla=8 cm). Presentan tallas que superan en su mayoría la medida mínima de desembarque y comercialización (32cm de longitud total, Lt) establecida en la normativa nacional y basada en la talla de primera madurez sexual (Art. 49, Decreto 149/997, MGAP-INAPE 1997). La corvina blanca es también uno de los componentes dominantes en el *bycatch* de la pesca del camarón rosado (*Penaeus paulensis*) en esas lagunas. En este caso los ejemplares retenidos por las trampas (luz de malla=4 cm), tienen en su mayoría longitud total inferior a 160 mm y son juveniles para los que estos ambientes ofrecen condiciones singularmente favorables para el crecimiento y desarrollo (Fabiano *et al.*, 2016). Las lagunas costeras salobres en general se caracterizan por ser ambientes someros semicerrados y conectados con el mar, con amplias variaciones en temperatura y salinidad, áreas de fondos fangosos permanentes y elevada productividad (Yañez-Arancibia, 1994). En particular, las lagunas costeras de latitudes intermedias están consideradas dentro de los ecosistemas más productivos del mundo (Day, 1989; Haimovici y Cardoso, 2016). En el océano Atlántico Sudoccidental éstas incluyen a las lagunas costeras salobres de tipo restringido clásico (*choked lagoons*) del sur de Brasil, Uruguay y Argentina (Piccolo y Perillo, 1997), todas consideradas importantes áreas tróficas y de cría para juveniles de corvina blanca y de otros peces marinos (Nion *et al.*, 1974; Varela, 1988; Norbis *et al.*,1989; Santana y Fabiano, 1999; Hozbor y García de la Rosa, 2000; Vieira, 2006; Cousseau *et al.*, 2011; Machado *et al.*, 2011; Bruno *et al.*, 2013; Costa *et al.*, 2014). En estos ambientes *M. furnieri* alcanzaría también la primera madurez sexual a tallas menores que las establecidas para la ZCPAU y que varían entre 18 cm de Lt para ambos sexos (Santana y Fabiano, 1999) y 19,2 cm en machos y 20,4 cm de Lt en hembras (Vizziano *et al.*, 2001; 2005; Saona *et al.*, 2003). La utilización de estos sitios como áreas de cría se evidencia por la presencia de juveniles en todos los años durante el verano, con abundancias elevadas aunque variables entre años (Fabiano *et al.*, 1994; Santana y Fabiano, 1999). La contribución en biomasa exportada para las pesquerías en el mar es relevante. En la laguna de Rocha se estimó que durante la pesca de camarón en 2014 se retuvieron en los artes de pesca en torno a $2x10^6$ individuos, que proyectado a tallas comerciales correspondería a más de 1.400 t (Fabiano *et al.*, 2016). La permanencia de los juveniles en las lagunas costeras se extendería hasta las edades 1+ y 2+, luego de lo cual se produciría el desplazamiento reproductivo a otros ambientes de mayor salinidad (Santana y Fabiano, 1999; Acuña *et al.*, 2010; Albuquerque *et al.*, 2012; Fabiano *et al.*, 2016) y la integración al stock del litoral atlántico uruguayo, uno de los stocks identificados para esta región (Carozza *et al.*, 2000; 2004; Pereira *et al.*, 2009; D'Anatro *et al.*, 2011; Galli y Norbis, 2013).

Los trabajos en Uruguay referidos a estimaciones de parámetros de crecimiento en etapas juveniles tempranas de *M. furnieri* son escasos. Santana y Fabiano (1999) utilizan datos de tallas y Verocai

(2004) y Borthagaray *et al.* (2011) se basan en edad y lectura de otolitos, no contemplando longitudes totales inferiores a 14,1 cm. Las diferentes contribuciones utilizando *sagittae* en estudios de edad y crecimiento aportan mejor información acerca de los parámetros de crecimiento, ya que cuando la edad se estima por lectura de escamas, la longevidad y la edad asignada a una determinada talla están generalmente subestimadas (Santos *et al.*, 2017).

El presente trabajo tiene como objetivo principal aportar al conocimiento de las edades y principales parámetros poblacionales de juveniles tempranos de *M. furnieri* en las lagunas costeras salobres de Uruguay, utilizando otolitos y nuevas técnicas de tinción.

Materiales y Métodos

Obtención de datos

Los ejemplares de corvina blanca analizados en el presente trabajo (n=538) fueron recolectados en la laguna de Castillos, en un único muestreo en febrero de 2016 (n=55) y en muestreos mensuales, entre enero y mayo de 2017 (n=378). En la laguna de Rocha, solamente se accedió a ejemplares de un único muestreo en mayo de 2017 (n=105) (Figura 1). En todos los casos los ejemplares fueron capturados en trampas de pesca de camarón elegidas al azar. En cada uno de los individuos se registró longitud total (mm), peso total (Pt, g), sexo cuando fue posible su determinación y grado de desarrollo gonadal.

Se extrajeron pares de otolitos (*sagittae*) en 65% de los ejemplares colectados (n=347). Uno de cada par fue seleccionado para la lectura de edad. Los otolitos fueron lavados con agua destilada, secados, y luego cortados y pulidos con un mini torno Bosch-Dremel 3000. En el corte se empleó una piedra de polvo de diamante a 6000 revoluciones por minuto (rpm). El pulido se hizo en dos etapas, ambas a 1000 rpm. En el primer pulido se utilizó una lija fina (300 granos mm^2) y en el segundo, o de terminación, tela de algodón de trama gruesa a la que se adicionó un abrasivo suave (pasta de pulir fina para autos 1200 granos mm^2). Los otolitos se montaron en portaobjetos de compensado de madera fijándolos con gotagel. En la tinción se utilizó fluoruro diamino de plata (FDP) al 12% en medio amoniacal (pH= 8,5; coloración negro-marrón) y fucsina en propilenglicol (coloración rosa) de uso odontológico. Una vez impregnados con el colorante, los otolitos se expusieron a la luz solar hasta lograr la visualización a ojo desnudo de bandas definidas. La lectura se realizó con microscopio óptico Novel BM2100 con lente planacromático 4/01. Se seleccionaron los mejores cortes y tinciones de otolitos y se tomaron fotografías utilizando una cámara acoplada al microscopio modelo Eye-Piece. Las imágenes fueron editadas mediante el uso del programa Dino-Eye digital Eye-Piece.

Se analizaron las variaciones mensuales en la temperatura (ºC) y salinidad (UPS) media de los sitios de donde provinieron las muestras y del mar. Para ello se utilizaron datos del programa de monitoreo de variables ambientales que lleva a cabo la Unidad de Gestión Pesquera Atlántica (UGEPA) de la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA). Se utilizaron, como patrón general del comportamiento de estas variables en las lagunas, los registros obtenidos con frecuencia mensual en diferentes sitios del sistema laguna de Castillos-arroyo Valizas (zona sur, media y norte) (período 2016-2017). En la estación de monitoreo ambiental en el mar, en el cabo de Santa María (La Paloma-Rocha), los

registros fueron obtenidos con frecuencia diaria y se presentan las medias mensuales para el período 2008-2017. En todos los casos los registros correspondieron a temperatura y salinidad superficial (a 50 cm de profundidad) obtenidas con un sensor YSI Ecosense EC300A.

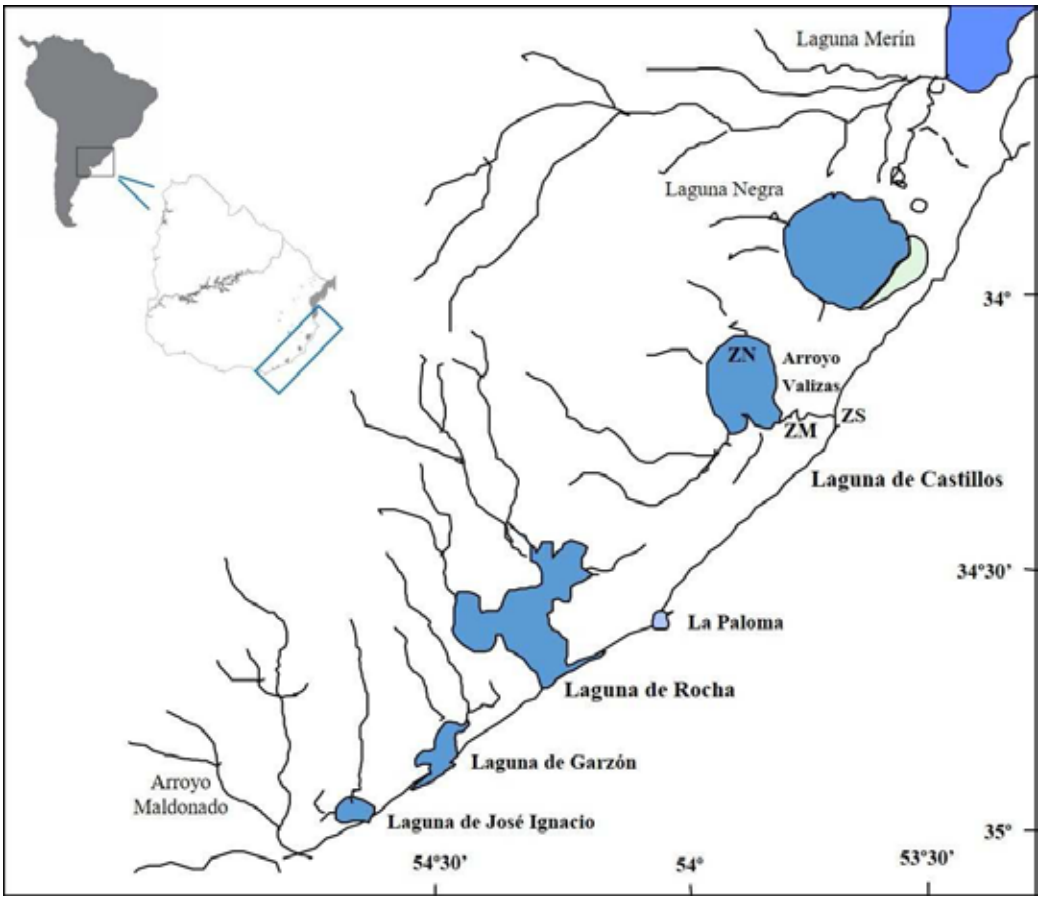


Figura 1. Mapa con la ubicación de las lagunas salobres costeras de Uruguay. En el sistema laguna de Castillos-arroyo Valizas se indican los sitios donde se obtuvieron las variables ambientales (ZS=zona sur; ZM= zona media; ZN=zona norte).

Análisis de datos

Se realizó un histograma de frecuencia absoluta de tallas, utilizando un intervalo de clase de 10 mm, y se siguió el criterio de índices de separación de cohortes de acuerdo a la metodología de Bhattacharya (1967) contenido en el Programa FISAT II (Gayanilo *et al.*, 2005). Se desecharon las yuxtaposiciones muy elevadas en las distribuciones, donde el SI (Índice de separación) fue inferior a 2:

$$SI=\Delta L\, j/\Delta\sigma j$$

donde j es el grupo de tallas entre la clase Ni y Ni+1, ΔL j es la diferencia entre dos medias sucesivas en la distribución y Δσj es la diferencia entre sus desviaciones estándar estimadas.

Se determinaron los rangos de tallas y edades de los ejemplares analizados y se calculó su representación porcentual para la totalidad de la muestra analizada.

Se determinó la curva largo-edad y los parámetros L∞ y K de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy (von Bertalanffy, 1938) sin discriminar por sexos o lagunas, utilizando el programa FISAT II (Gayanilo *et al.*, 2005). Se estableció una precisión en la lectura de 0,5 años lo que implica la sucesión de un período estival a uno invernal.

Para contrastar las lecturas obtenidas con las reportadas en trabajos regionales en edad de juveniles de *M. furnieri*, se seleccionaron de esos trabajos los rangos de tallas que correspondieron a edades comprendidas entre 0 y 4 años (Haimovici, 1977; Cotrina y Lasta, 1986; Schwingel y Castello, 1990; Reis y Castello, 1996; Borthagaray *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2017). Se confeccionó una tabla con dicha información, el tipo de análisis y lectura, la validación de esa lectura en caso de haberla, el área de estudio y la referencia bibliográfica correspondiente.

La relación largo total-peso total se determinó a partir de la ecuación de crecimiento alométrico:

$$Pt = aLt^b$$

Siendo a el coeficiente de proporcionalidad y b el coeficiente de alometría. Los parámetros a y b fueron estimados mediante un modelo de regresión por mínimos cuadrados, previa transformación logarítmica de las variables Lt y Pt (Ricker, 1973).

Resultados

Edad y crecimiento

Los rangos de tallas para el total de los ejemplares considerados estuvieron comprendidos entre 75-340mm en machos, 100-195mm en hembras y entre 41-168mm en los ejemplares de sexo indeterminado. En la Figura 2 se observa el histograma de frecuencia absoluta de tallas y su separación de acuerdo a la metodología de Bhattacharya (1967). Se diferencian tres cohortes de acuerdo a los índices de separación en base a las medias según la aplicación de esta metodología. Cuando el índice de separación supera el valor 2, se considera como cohorte estadísticamente diferente. El grupo 3 fue el más numeroso.

Grupo	Media computable	Desv.Est.	Índice separación
1	64	7	
2	89	8	3.1
3	131	17	3.3
4	200	7	5.5

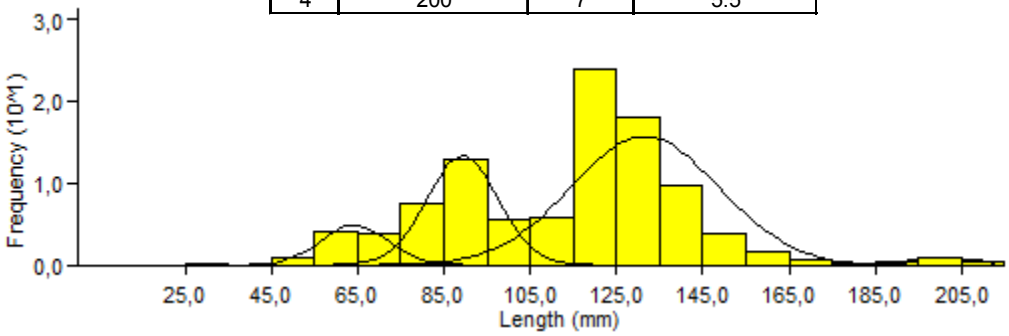


Figura 2. Histograma de frecuencia absoluta de tallas observadas en juveniles de *Micropogonias furnieri* y su separación en base al método de Bhattacharya, (1967). Se entiende aceptable la separación entre clases cuando SI (índice de separación) es superior a 2.

En 347 ejemplares de los que se extrajeron los pares correspondientes de otolitos *sagittae*, 136 fueron machos, 121 hembras y en 90 no fue posible determinar el sexo. En todos los casos se trató de ejemplares inmaduros sexualmente, a excepción de un único ejemplar de Lt=340mm.

El 79,3% de los otolitos leídos correspondieron a individuos entre 0,5 y 1,5 años de edad (Tabla 1), siendo 1,5 la edad más representada (52,7%). En la Figura 3 se muestra una selección de cortes pulidos y teñidos de otolitos de ese rango de edades (0,5-1,5 años). En la Figura 4 se observa el corte de un otolito de un ejemplar de 8,5 años, siendo ésta la edad menos representada en la muestra analizada. El mejor contraste de las bandas invernales con las bandas estivales se logró con la coloración negra.

Tabla 1. Rangos de tallas (mm) y edades (años) de los ejemplares de *Micropogonias furnieri* analizados y sus respectivos porcentajes representativos en la muestra analizada.

LT (mm)	**Edad (años)**									**% LT**
	0,5	**1**	**1,5**	**2**	**2,5**	**3**	**3,5**	**4**	**8,5**	
40,1 - 75	53									15,3
75,1 - 110	22	1	20	1						12,7
110,1 - 145	8	8	160	5	43		3			65,4
145,1 - 180			3	6	3		2			4,0
180,1 - 215				1		4	2			2,0
215,1 - 250										0,0
250,1 - 285								1		0,3
320,1 - 355									1	0,3
% Edad	23,9	2,6	52,7	3,7	13,3	1,2	2,0	0,3	0,3	**100**

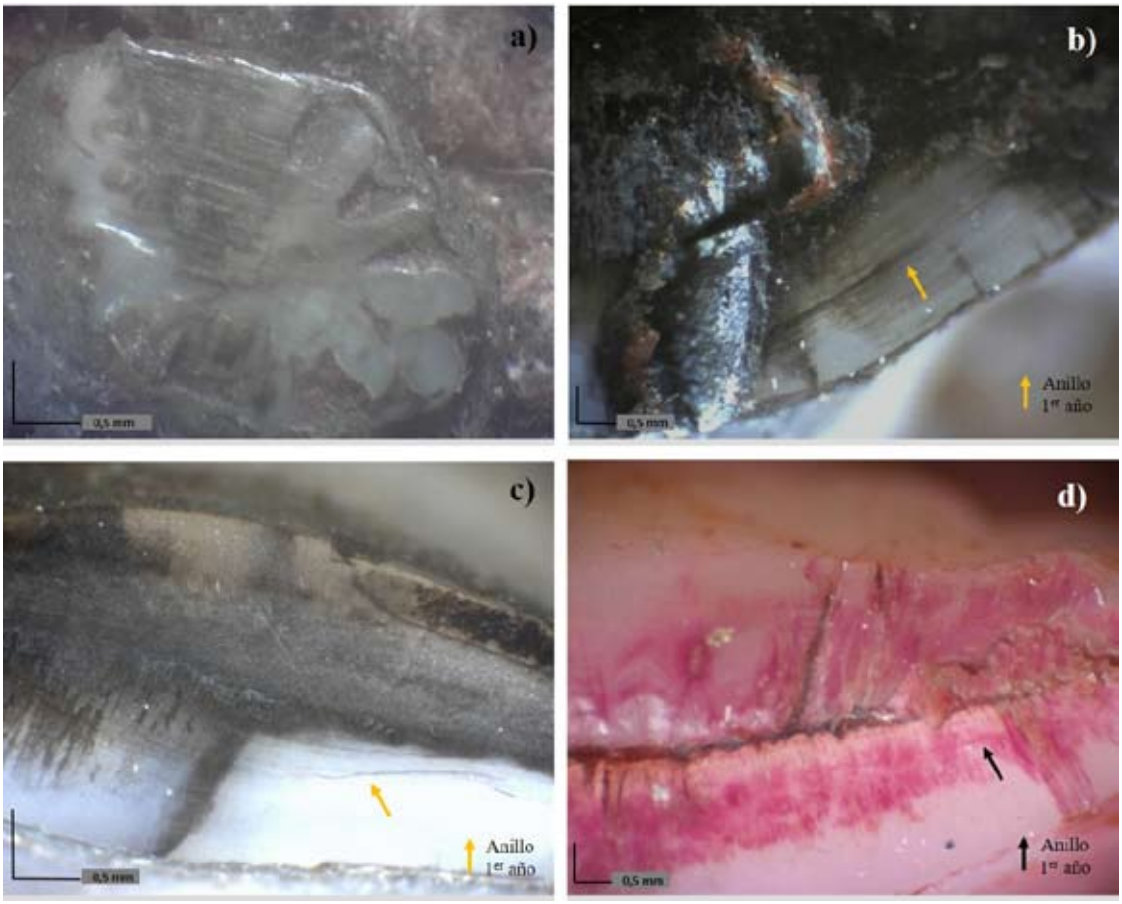


Figura 3. Cortes de otolitos (*sagittae*) de ejemplares de *Micropogonias furnieri* procedentes de la laguna de Castillos. **a)** edad=0,5, Lt=42mm, 12 febrero de 2017; **b)** edad=1,5, Lt=120mm, 3 de mayo 2017; **c)** edad=1,5, Lt=122 mm, 27 de abril 2017; **d)** edad=1,5, Lt=77 mm, 3 de mayo 2017.

Figura 4. Corte de un otolito (*sagittae*) de un ejemplar de *Micropogonias furnieri* colectado en la laguna de Rocha de 8,5 años de edad (Lt=340 mm).

Los valores estimados de los parámetros de la curva de crecimiento de von Bertalanffy fueron L∞=182,95mm, k=0,51y t0=-0,58 (Figura 5)

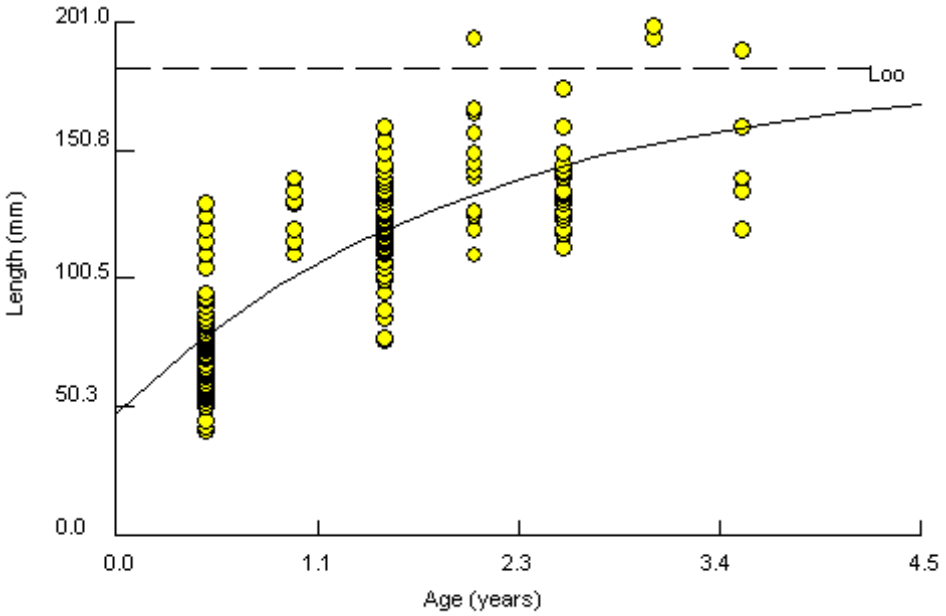


Figura 5. Curva de crecimiento de von Bertalanffy y parámetros estimados por FISAT II (Gayanilo *et al.*, 2005) para juveniles de *Micropogonias furnieri*.

En la Tabla 2 se muestran los resultados de la revisión bibliográfica de los trabajos publicados para la región en edad y crecimiento de etapas juveniles de *M. furnieri*.

Tabla 2. Edades y rangos de tallas determinados por varios autores en edad y crecimiento en etapas tempranas (0 a 4 años de edad) de *Micropogonias furnieri* realizados para la región y en el presente trabajo. Se detalla tipo de análisis utilizado y si se realizó o no validación. Las áreas geográficas de estudio siguen un orden latitudinal.

Edad	Talla media (Lt cm)	Área de estudio	Tipo análisis	Validación	Referencia
0	20 - 22,9	Ubatuba	Lectura otolitos	Si	Santos *et al* . (2017)
	4	Lagoa dos Patos	Análisis composición de largos	No	Reis y Castello (1996)
	4,1 - 13	Laguna de Rocha y Castillos	Lectura otolitos	No	presente trabajo
	10.4	Estuario Río de la Plata	Lectura otolitos	No	Cotrina y Lasta (1986)
1	23.2	Sur de Brasil	Lectura otolitos	Si	Schwingel y Castello (1990)
	13	Lagoa dos Patos	Análisis composición de largos	No	Reis y Castello (1996)
	7,6 - 16	Laguna de Rocha y Castillos	Lectura otolitos	No	presente trabajo
	15.3	Laguna de Rocha	Lectura otolitos	Si	Borthagaray *et al* . (2011)
	18.2	Estuario Río de la Plata	Lectura otolitos	No	Cotrina y Lasta (1986)
	15.6	Mar del Plata	Lectura escamas	No	Haimovici (1977)
2	20-25,9	Ubatuba	Lectura otolitos	Si	Santos *et al* . (2017)
	28.1	Sur de Brasil	Lectura otolitos	Si	Schwingel y Castello (1990)
	20	Lagoa dos Patos	Análisis composición de largos	No	Reis y Castello (1996)
	11 - 19,5	Laguna de Rocha y Castillos	Lectura otolitos	No	presente trabajo
	19.1	Laguna de Rocha	Lectura otolitos	Si	Borthagaray *et al* . (2011)
	28.5	Estuario Río de la Plata	Lectura otolitos	No	Cotrina y Lasta (1986)
	22.7	Mar del Plata	Lectura escamas	No	Haimovici (1977)
3	20-28,9	Ubatuba	Lectura otolitos	Si	Santos *et al* . (2017)
	32.4	Sur de Brasil	Lectura otolitos	Si	Schwingel y Castello (1990)
	12 - 20,0	Laguna de Rocha y Castillos	Lectura otolitos	No	presente trabajo
	22.2	Laguna de Rocha	Lectura otolitos	Si	Borthagaray *et al* . (2011)
	32.8	Estuario Río de la Plata	Lectura otolitos	No	Cotrina y Lasta (1986)
	28.6	Mar del Plata	Lectura escamas	No	Haimovici (1977)
4	23-34,9	Ubatuba	Lectura otolitos	Si	Santos *et al* . (2017)
	35.4	Sur de Brasil	Lectura otolitos	Si	Schwingel y Castello (1990)
	23.4	Laguna de Rocha	Lectura otolitos	Si	Borthagaray *et al* . (2011)
	26	Laguna de Rocha y Castillos	Lectura otolitos	No	presente trabajo
	35.1	Estuario Río de la Plata	Lectura otolitos	No	Cotrina y Lasta (1986)
	32.4	Mar del Plata	Lectura escamas	No	Haimovici (1977)

Relación Talla-Peso

La relación Lt-Pt fue significativa (F =3,998x10^4; *p-valor* = 2,2x10^{-16}) con un valor del coeficiente de determinación (R^2) de 0,99 (Figura 6) en 534 ejemplares analizados.

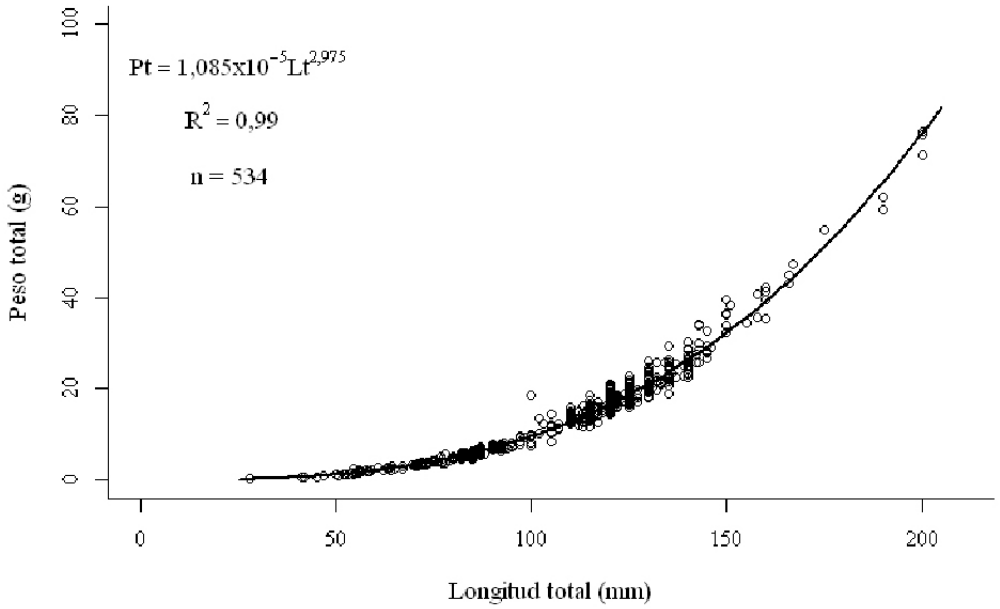


Figura 6. Relación entre la longitud total (mm) y el peso total (g) de los individuos de *Micropogonias furnieri* analizados en las lagunas de Castillos y de Rocha sin discriminar por sexo. (Pt) peso total, (R^2) coeficiente de determinación y (n) tamaño de la muestra.

Consideraciones ambientales

Se evidencia un marcado gradiente de salinidad en el eje principal del sistema laguna de Castillos-arroyo Valizas, en donde se encuentran elevados valores de salinidad en los sitios cercanos al mar (zona sur) y salinidades medias muy bajas en los más alejados (zona norte) (Figura 9a). En los primeros meses del año la temperatura media mensual en la zona norte y media del sistema laguna de Castillos-arroyo Valizas se encontró por encima de los valores del mar (Figura 9b). Los máximos observados fueron 27°C y 29,9°C en febrero de 2016 y de 2017, respectivamente.

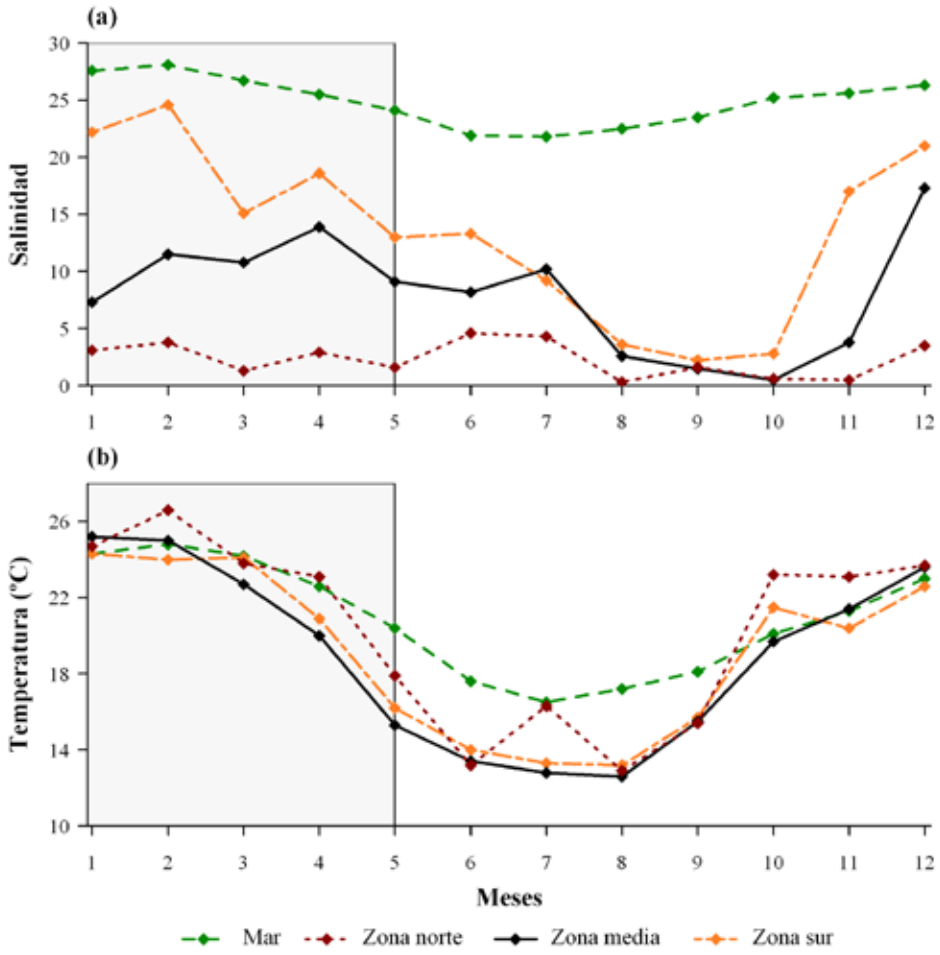


Figura 7. Variación de salinidad (**a**) y temperatura (**b**) promedio mensual en diferentes sectores del sistema laguna de Castillos-arroyo Valizas (Zona norte, media y sur) (2016-2017) y el mar (La Paloma, Rocha) (2008-2017). Se destaca en gris el período durante el cual se obtuvieron muestras biológicas.

Discusión

Los histogramas de frecuencias absolutas de tallas y su separación de acuerdo a la metodología de Bhattacharya (1967) muestran tres cohortes de acuerdo a los índices de separación en base a las medias. Esta estructura de tallas es similar a la presentada por Fabiano *et al.* (2016) y Santana y Fabiano (1999) para estas lagunas costeras de Uruguay. La distribución polimodal de tallas se corresponde con edades diferentes. El 79,3% de los otolitos leídos se ubicaron entre 0,5 y 1,5 años de edad, siendo 1,5 la edad más representada (52,7%). Este grupo más numeroso tiene tallas comprendidas entre 110-145 mm de Lt. La mayor representación de esta clase de tallas y edades puede estar sesgada por la selectividad del arte de pesca (trampa de camarón) empleado en la captura de los ejemplares. Se identifica además un primer grupo comprendido entre 40-145 mm de Lt y edad 0,5 años (0+ o primer año de vida). Los grupos de edades comprendidos entre 0+ y 2+ representarían al sector de la población que permaneció en las lagunas costeras sin haber migrado aún hacia el mar (Acuña *et al.*, 2010; Albuquerque *et al.*, 2012).

La tinción con fluoruro diamino de plata al 12% en medio amoniacal (pH= 8,5) resultó ser una técnica apropiada para la lectura de otolitos y también para la asignación de edades. El mejor contraste de las bandas invernales (banda ancha clara) con las bandas estivales (banda fina oscura), se logró con la coloración negro-marrón. El FDP precipita las sales minerales que se encontrarían en mayor concentración en los otolitos durante los períodos de crecimiento estival, donde los individuos se alimentan mejor.

Los valores estimados de los parámetros de la curva de crecimiento de von Bertalanffy fueron $L\infty$=182,95 cm, K=0,51 y t_0=-0,58. El valor K obtenido en este trabajo es el más elevado en la bibliografía regional (Santos *et al.*, 2017). Esto puede deberse a que los juveniles de corvinas en las lagunas costeras presentan crecimiento muy rápido por las condiciones ambientales favorables y la oferta y calidad de la dieta (datos no publicados); lo que determina una tasa de crecimiento mayor en estas fases tempranas de 0+ y 1+. Puede además incidir que se subestimen las edades (asignación de edades menores a individuos de mayor porte), y que se trate también de un stock de *M. furnieri* propio de las lagunas costeras, tal como lo proponen D`Anatro *et al.* (2011). Estos autores, en un abordaje de genética poblacional, sugieren además que en la laguna de Rocha existiría un stock diferente al de las restantes lagunas. Diferentes trabajos señalan igualmente diferencias entre los ejemplares de corvina de las lagunas costeras y de poblaciones aledañas en el mar (Fabiano y Santana, 1999; Vizziano *et al.*, 2005; D`Anatro *et al.*, 2011; Militelli y Macchi, 2016). Estas diferencias se traducen en que *M. furnieri* alcanza la maduración sexual con tallas menores en las lagunas costeras con relación a otros ambientes marinos.

Las edades determinadas en el presente estudio y sus rangos de tallas asociados para la franja de edad comprendida entre 0 y 4 años, coinciden con las reportadas en la bibliografía regional sobre edad y crecimiento en etapas juveniles de M. furnieri. En ejemplares de más edad, y para una misma edad, los ejemplares de ambientes oceánicos presentan mayores tallas con relación a los que proceden de ambientes estuarinos abiertos permanentemente, y más aún con los que habitan las lagunas costeras salobres de Uruguay (lagunas de Rocha y de Castillos) y Brasil (laguna de los Patos) (Borthagaray *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2017).

Los valores obtenidos de la relación Lt-Pt ($Pt=1{,}085\times10^{-5}\ Lt^{2{,}975}$) en los ejemplares analizados si bien corresponden a individuos de menor talla, son coincidentes con los reportados por Norbis y Galli (2016) para el Río de la Plata y la costa oceánica uruguaya.

En los primeros meses del año la temperatura media mensual se encontró por encima de los valores del mar con máximos en febrero de 2016 de 27°C y en 2017 de 29,9°C. Las lagunas costeras salobres del litoral atlántico poseen salinidades inferiores al mar a lo largo de todo el año y temperaturas más bajas en invierno y más elevadas en verano, comportamiento característico de la zonas templadas asociado a cambios en la temperatura del aire (Norbis, 2000). Esta condición y la oferta de dieta contribuyen a explicar el crecimiento rápido y la utilización de las lagunas costeras como áreas de cría.
Para la protección del stock global de la especie las áreas costeras someras deben ser consideradas como sitios de especial conservación. Por ello es de relevancia la evaluación de la producción de las áreas de cría de juveniles tempranos en el litoral atlántico y en el Río de la Plata, en Uruguay y Argentina.

Conclusiones

Los "juveniles del año" de corvina blanca utilizan las lagunas costeras como áreas de cría, y residirían en estos ambientes hasta 2.5 y 3 años de edad, para posteriormente migrar hacia el mar. Los valores de los parámetros de crecimiento estimados ($L\infty$=182,95mm, k=0,51y t_0=-0,58) indican un crecimiento rápido y corresponden únicamente a esta etapa vital que cumplen en las lagunas.

Agradecimientos

A los pescadores de las lagunas costeras salobres que año a año contribuyen con muestras biológicas. Al Dr. Gustavo Amorín, odontólogo de Rocha, por las recomendaciones referidas al empleo de FDP. Al Dr. Daniel Brown por sus sugerencias para la determinación de edades.

Bibliografía

ACUÑA, A., PASSADORE, C. & GIMENEZ, L. 2010. Fish assemblage in a temperate estuary on the Uruguayan coast: seasonal variation and environmental influence. Bra J Oceanog, 58(4): 299-314.

ALBUQUERQUE, C.Q., MIEKELEY, N., MUELBERT, J.H., WALTHER, B.D. & JAUREGUIZAR, A.J. 2012. Estuarine dependency in a marine fish evaluated with otolith chemistry. Mar Biol, 159.10: 2229-2239.

BHATTACHARYA, C.G. 1967. A Simple Method of Resolution of a Distribution into Gaussian Components. Biometrics 23(1):115-35.

BORTHAGARAY, A.I., VEROCAI, J. & NORBIS, W. 2011. Age validation and growth of *Micropogonias furnieri* (Pisces – Sciaenidae) in a temporally open coastal lagoon (South-western Atlantic – Rocha – Uruguay) based on otolith analysis. J. Appl. Ichthyol. 27, 1212–1217.

BRAVERMANN, M.S. 2011. Historia de vida temprana de la corvina rubia, (*Micropogonias furnieri*, Scienidae) en el estuario del Rio de la Plata. UBA, Tesis Doctoral. 200 p.

BRUNO, D.O., BARBINI, S.A., DIAZ DE ASTARLOA, J.M. & MARTOS, P. 2013. Fish abundance and distribution patterns related to environmental factors in a choked temperate coastal lagoon (Argentina). Bra J Oceanog, 61(1): pp. 43-53.

CAROZZA, C., LASTA, C., y RUARTE, C. 2000. Pesquerías de Argentina, 1997-1999: 53-64. (http://www.inidep.edu.ar/wp-content/uploads/Corvina-rubia.pdf).

CAROZZA, C. 2012. Estructura y dinámica poblacional de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*, Demarest, 1823) del extremo sur de su distribución (Pcia. de Buenos Aires, Argentina) UNMDP, Tesis Doctoral. 162p.

COSTA, M.D.P., MUELBERT, J.H., MORAES, L.E., VIEIRA, J.P. & CASTELLO, J.P. 2014. Estuarine early life stage habitat occupancy patterns of white mouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1830) from the Patos Lagoon, Brazil. Fish Res 160, pp. 77–84.

COTRINA, C.P. & LASTA, C. 1986 Estudio preliminar de la determinación de la edad en la corvina (*Micropogonias furnieri*). Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar. Vol. 1(2): 311-318

COUSSEAU, M.B., MARCHESI, M.C., FIGUEROA, D.E., DIAZ DE ASTARLOA, J.M. & GONZALEZ CASTRO, M. 2011. Relación íctica entre la laguna costera Mar Chiquita y el mar adyacente. Historia Natural. Tercera Serie Volumen 1 (2), pp. 85-100.

D'ANATRO, A., PEREIRA, A.N., & LESSA, E.P. 2011. Genetic structure of the white croaker, *Micropogonias furnieri* Desmarest 1823 (Perciformes: Sciaenidae) along Uruguayan coasts: contrasting marine, estuarine, and lacustrine populations. Environ Biol Fish, 91(4), 407.

DAY, J.W., HALL, C.A.S, KEMP, W.M., & YAÑEZ-ARANCIBIA, A. 1989. Estuarine Ecology. New York: John Wiley & Sons. 558 p.

DIRECCIÓN NACIONAL DE RECURSOS ACUÁTICOS (DINARA), 2015. Boletín Estadístico Pesquero. 60p. <http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/multimedia/boletin_estadistico_pesquero_2015.pdf>. [Consulta: 05 marzo 2018]

FABIANO G., SANTANA, O. y GARCÍA, C. 1994. Medidas y mecanismos de administración de los recursos de las lagunas costeras salobres uruguayas. Informe semestral. INAPE-PNUD URU 92/003, Montevideo. 36 p.

FABIANO, G. & SANTANA, O. 2006. Las pesquerías en las lagunas costeras salobres de Uruguay. En: MENAFRA, R., RODRÍGUEZ-GALLEGO, L., SCARABINO, F. & CONDE, D. (Eds). Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo. i-xiv+668pp.

FABIANO, G., SANTANA, O., SILVEIRA, S., & LAPORTA, M. 2016. Estimación del aporte de juveniles de corvina blanca (*Micropogonias furnieri*) de la Laguna de Rocha (Uruguay) a las pesquerías del Frente Marítimo del Río de la Plata. Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar. Vol. 24. pp. 99-113.

GALLI, O. & NORBIS, W. 2013. Morphometric and meristic spatial differences and mixed groups of the whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri* (Demearest, 1823) during the spawning season: implications for management. J. Appl. Ichthyol. 29, pp. 782–788.

GAYANILO, F.C.JR., SPARRE, P. & PAULY, D. 2005. FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FiSAT II). Revised version. User's guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries).No.8. Revised version. Rome, FAO. 2005. 168p.

HAIMOVICI, M. 1977. Idade, crecimiento e aspectos gerais da biología da corvina rubia Micropogon operculris (Quouy e Gainard, 1825) (Pisces, Sciaenidae). Atlantica, Rio Grande, 2 (1): 21 – 49.

HAIMOVICI, M. & CARDOSO, L.G. 2016. Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. Mar Biol Res, 13, 1, (135).

HOZBOR, N.M. & GARCIA DE LA ROSA, S.B. 2000. Alimentación de juveniles de corvina rubia (Micropogonoas furnieri) en la laguna costera Mar Chiquita (Buenos Aires, Argentina). Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar. Vol.18, n. A, pp. 59-70.

KJERFVE, B. 1994. Coastal Lagoon En: Kjerfve B. (*ed.*) Coastal Lagoon Processes. Elsevier Oceanography Series, 60. Elsevier Science Publishers.

MACHADO, I., CONDE, D. & RODRÍGUEZ-GRAÑA, L. 2011. Composition and spatial distribution of ichthyoplankton in intermittently open coastal lagoons of Uruguay. PanAmJAS, 6(3): 237-243.

MELLADO, T., BROCHIER, T., TIMOR, J. & VITANCURT J. 2014 Use of local knowledge in marine protected area management. Mar Policy, 44:390–396.

MILITELLI, M.I., MACCHI, G. 2016. Estructura de edades de la población desovante de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) y su relación con el potencial reproductivo. Inf. Tec. Invest. INIDEP Nº48. 16 pp.

MINISTERIO DE GANADERÍA AGRICULTURA Y PESCA (MGAP)-INSTITUTO NACIONAL DE PESCA (INAPE) 1997. Decreto 149/997 Ajústese y actualízase la reglamentación referente a la explotación y dominio sobre riquezas del mar. Montevideo. 25 pp.

NION, H., VARELA, Z. & CASTALDO, H. 1974. Evaluación de los recursos pesqueros en el sistema Laguna de Castillos, Arroyo de Valizas, año 1974. CARPAS/6/74/Tec.5.

NORBIS, W., FABIANO, G., SANTANA, O. y GARRÉ, J. 1989. Composición y estructura de la comunidad nectónica del ecosistema costero Lagunas de Castillas – Arroyo de Valizas (Uruguay). En: Primer Congreso Latinoamericano de Ecología. CIPFE Cont. Biol. Publicación Especial. Nº4. Montevideo, 10-17 de Diciembre. 71 p.

NORBIS, W. 2000. Estudios sobre la población de camarón rosado (*Penaeus paulensis*) en las lagunas costeras de la Reserva de Biosfera Bañados del Este/Rocha: PROBIDES, (Documentos de Trabajo; 28), 2000. 40 p.

NORBIS, W. & GALLI, O. 2016. Length-weight relationships and condition factor of two Sciaenid species *Micropogonias furnieri* and *Cynoscion guatucupa* from the Rio de la Plata and Uruguayan ocean coast, Southwestern Atlantic. Rev Biol Mar Oceanog, vol. 51, núm. 2, agosto, 2016, pp. 347-357.

PEREIRA, A.N., MARQUEZ, A., MARIN, M. & MARIN, Y. 2009. Genetic evidence of two stocks of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in the Rio de la Plata and oceanic front in Uruguay. J Fish Biol, 75, 321–331.

PICCOLO, M.C. & PERILLO, G.M.E. 1997. Geomorfología e hidrografía de los estuarios. En: BOSCHI, E. E. (Ed) El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 1: Antecedentes históricos de las exploraciones en el mar y las características ambientales. INIDEP. 222p.

PUIG, P. & MESONES, C. 2005. Determinación y caracterización de áreas de desove de corvina. Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar. Vol 20: 35 – 39.

REIS, *E.g.* & CASTELLO, J.P. 1996. Growth parameters of white croaker (*Micropogonias furnieri*) derived from length composition. Atlântica, Rio Grande, 18: 101-122.

RICKER W. E. 1973. Linear regressions in fishery research. Journal of the fisheries board of Canada, 30(3), 409-434.

SANTANA, O. & FABIANO, G. 1999. Medidas y mecanismos de administración de los recursos de las lagunas costeras del litoral atlántico del Uruguay (Lagunas José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos). En: REY, M., AMESTOY, F. & ARENA, G. (Eds.) INAPE-PNUD URU 92/003. Montevideo, 165p.

SANTANA, O., SILVEIRA, S. & FABIANO, G. 2015. Catch variability and growth of pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) in two coastal lagoons of Uruguay and their relationship with ENSO events. Braz J Oceanogr. vol. 63 no.3, 84-90.

SANTOS, R.S., DA COSTA, M.R. & ARAÚJO, F.G. 2017. Age and growth of the white croaker *Micropogonias furnieri* (Perciformes: Sciaenidae) in a coastal area of Southeastern Brazilian Bight. Neotrop Ichthyol, 15(1): 160-131.

SAONA, G., FORNI, F., VIZZIANO, D. y NORBIS, W. 2003. Structure by size, sex and maturity stage of the white croaker (*Micropogonias furnieri*, Desmarest, 1823; Teleostei: Sciaenidae) in the *bycatch* of the artisanal fishery at Rocha Lagoon, Uruguay. Ciencias Marinas, 29(3):315-324.

SILVEIRA, S., FABIANO, G. & LAPORTA, M. 2016. Variación anual y espacial de las capturas pesqueras artesanales en la costa atlántica de Uruguay. Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar. Vol, 24: 105-122.

SCHWINGEL, P.R. & CASTELLO, J.P. 1990. Validación de la edad y el crecimiento de la corvina (*Micropogonias furnieri*) en el sur de Brasil. Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar. Vol 7: 19-27.

VARELA, Z. 1988. Bases para el uso y administración de las lagunas costeras del litoral atlántico. INAPE, Informe Técnico 5, 13 p.

VEROCAI, J. 2004. Determinación de edad y crecimiento en la corvina blanca, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) mediante el análisis del otolito sagitta. Tesis de Maestría, PEDECIBA Biología, Montevideo, 146 p.-

VIEIRA, J.P. 2006. Ecological analogies between estuarine bottom trawl fish assemblages from Patos Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil, and York River, Virginia, USA. Rev. Bras. Zool. [online]. 2006, vol.23, n.1, pp. 234-247. ISSN 0101-8175.

VIZZIANO, D., PUIG, P., MESONES, C. & NAGY, G. 2001. El Río de la Plata. Investigación para la Gestión del Ambiente, los Recursos Pesqueros y la Pesquería en el Frente Salino. Programa Ecoplata, Montevideo.

VIZZIANO, D., FORNI, F., SAONA, G. & NORBIS, W. 2005. Reproduction of *Micropogonias furnieri* in a shallow temperate coastal lagoon in the Southern Atlantic. J Fish Biol, 61: 196-206.

YAÑEZ-ARANCIBIA, A., DOMINGUEZ, A.L.L. & PAULY, D. 1994. Coastal lagoons and fish habitats, p 363-376. En: KJERFVE, B. (Ed): Coastal lagoon processes. Elsevier Science Publishers. Ámsterdam.

Parámetros de crecimiento de besugo (*Pagrus pagrus*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya

Sebastián García, Francisco Zumpano, Martín Castelletta y Juliana Déspos

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

RESUMEN: Se ajustó un modelo de von Bertalanffy (vB) a partir de la lectura de 724 otolitos provenientes de la campaña de investigación (CR2015-03/04), realizada durante noviembre de 2015 por el BIP Aldebarán de la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) de la República Oriental del Uruguay. Complementariamente se calculó la tasa instantánea de mortalidad natural (Taylor) y la longevidad. La tasa de crecimiento (***K***) estimada fue de 0,33, el largo infinito (L_∞) de 40,3 cm y el parámetro de condición inicial (t_o) fue estimado en -0,27 años. De acuerdo con la comparación estadística de los coeficientes de las curvas de crecimiento de vB, se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre sexos (X^2 =15,52; p< 0,05). Los machos exhibieron un mayor largo asintótico y un menor coeficiente de crecimiento. La tasa de mortalidad natural (M) fue estimada por la fórmula propuesta por Taylor (1958), en 0,34 y la longevidad cercana a los 9 años. Los parámetros estimados en este trabajo podrán ser incorporados en los modelos de dinámica de biomasa de la especie, permitiendo de esta manera formular recomendaciones con mayor precisión.

Palabras clave: besugo, edad y crecimiento, mortalidad, longevidad, von Bertalanffy, proporción sexual.

SUMMARY: Growth parameters of red porgy (*Pagrus pagrus*) in the Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone. Red porgy growth parameters, natural mortality and longevity were estimated. Data were collected from the research cruise carried out during November 2015 by the BIP "Aldebarán" from the National Directorate for Aquatic Resources (DINARA) from Uruguay. A total of 724 *sagittae* otholits were analyzed. Growth parameters estimated fitting the von Bertalanffy model, were: L_∞ : 40.3 cm, ***K*** : 0.33 and t_o : 0.27 years and significant statistical differences were found between sexes (X^2=15.52, p< 0.05). Males exhibited higher L_∞ and lower ***K*** values than females. Natural mortality was estimated following the method proposed by Taylor (1960) and the annual value was 0.34 as longevity was estimated in 9 years. The results obtained in this paper could be useful in the implementation of the red porgy stock assessment models and thus improve the final recommendation to the government authority.

Key words: red porgy, age and growth, mortality, longevity, von Bertalanffy, sexual ratio.

Introducción

El besugo, *Pagrus pagrus* (Linne, 1758) es una especie marina costera perteneciente a la familia Sparidae. Posee hábitos demersales y una estrecha relación con los fondos duros donde habitan las comunidades bentónicas objeto de su dieta (Brankevich *et al.*, 1990). Al igual que otros espáridos, tiene la particularidad de presentar hermafroditismo proterógino en las primeras etapas de vida (Cotrina y Christiansen, 1994).

Su distribución abarca principalmente las costas oriental y occidental del Océano Atlántico desde la región norte estadounidense hasta las costas del mar argentino (Manooch y Huntsman, 1977). También se lo encuentra en el Mar Mediterráneo (Labroupoulou *et al.*, 1999). En el mar argentino se distribuye entre los 5 y 136 metros de profundidad aproximadamente y a lo largo de la costa desde los 34°S hasta los 41°38´S alcanzando latitudes mayores (42°57´S) de forma estacional (noviembre a marzo) en aguas de los Golfos San Matías, San José y Nuevo (García y Molinari, 2013). Se reconocen dos áreas de concentración donde habitarían, al menos, dos stocks con características diferenciadas con respecto a estructura poblacional y comportamiento reproductivo: la zona "Norte" entre 34°S y 39°S y la zona "Sur" entre 39°S y los 42°S (Cotrina, 1986; Cotrina y Raimondo, 1997, García *et al.*, 2011). Dentro de la categoría de especies semigrasas representa un recurso de alto valor comercial y demanda variable (Cotrina, 1977), promediando las 4.000 t en el periodo 2006/2016 (García *et al.*, 2017).

Los estudios de edad y crecimiento permiten profundizar los conocimientos del ciclo de vida y así entender la dinámica y los cambios en la estructura poblacional de la especie, que es de vital importancia para la evaluación y posterior manejo de un recurso. La aplicación de los métodos tradicionales para la determinación de la edad y el crecimiento incluye la lectura de anillos de crecimiento en escamas y otolitos. En Argentina existen estudios previos utilizando ambas estructuras, aunque García *et al.* (2011), con material de los años 2009 y 2010, recomiendan la utilización de los otolitos por sobre las escamas a partir de la validación de periodicidad de anillos mediante las técnicas de análisis de incremento marginal y el análisis de borde. En García y Déspos (2015) se calcularon los parámetros de crecimiento con muestras obtenidas de los años 2010 y 2013 en el efectivo norte, donde obtuvieron diferencias significativas entre los parámetros estimados por sexos, siendo los machos los que presentaron un mayor coeficiente de crecimiento, largo total y edad media con respecto a las hembras, lo que coincide con numerosos trabajos previos (Cotrina, 1989; Cotrina y Raimondo, 1997; García *et al.*, 2011). Además, los machos exhibieron un largo asintótico y longevidad menor (García y Déspos, 2015). Complementariamente calcularon los largos totales medios (LT_{med}) por edad entre 1981 y 2010 registrándose una disminución de los valores únicamente en la zona norte. En esta zona, García y Lagos (2011) mencionan el importante esfuerzo pesquero al cual está sometido el stock ya que hasta un 90% (5.400 t) del total desembarcado en el año 2009 provino de la misma. Cabe mencionar que, a partir del año 2013 con la calibración de un modelo global de dinámica de biomasa para la especie, la Comisión Técnica Mixta del Rio de la Plata (CTMFM) mediante la Res. N°6/14 estableció en la zona norte una Captura Máxima Permisible (CMP) de 4.800 t.

La pesca intensiva podría modificar la estructura poblacional al capturar selectivamente los peces de edades o tallas vulnerables al arte de pesca (Renzi *et al.*, 2009), razón por la cual debería realizarse

un seguimiento periódico de los parámetros de crecimiento y las tallas medias por edad. A partir de lo expuesto anteriormente se plantean como objetivos: i) actualizar los parámetros de crecimiento para el efectivo norte de *Pagrus pagrus* ii) determinar la proporción sexual a la edad.

Materiales y Métodos

Zona de estudio

Dentro del Ecosistema Costero Bonaerense (ECB), entre los 38° y 39°S, la plataforma presenta un estrechamiento que divide dos áreas con profundidades menores a 50 m y con características oceanográficas, biológicas y pesqueras distintas (Figura 1). La zona norte (34°-39°S) se encuentra en una de las regiones más planas de la plataforma continental argentina, con una pendiente suave y profundidades medias de 80 m (Lonardi y Ewing, 1971). Se caracteriza por la influencia del Río de la Plata, que por su volumen de descarga constituye la segunda cuenca de drenaje de Sudamérica, (Urien, 1972; Framiñan y Brown, 1996; Guerrero y Piola, 1997). Así, los valores de salinidad hallados al norte de 39°S (inferiores a 33) se encuentran fuertemente afectados por la presencia de aguas diluidas.

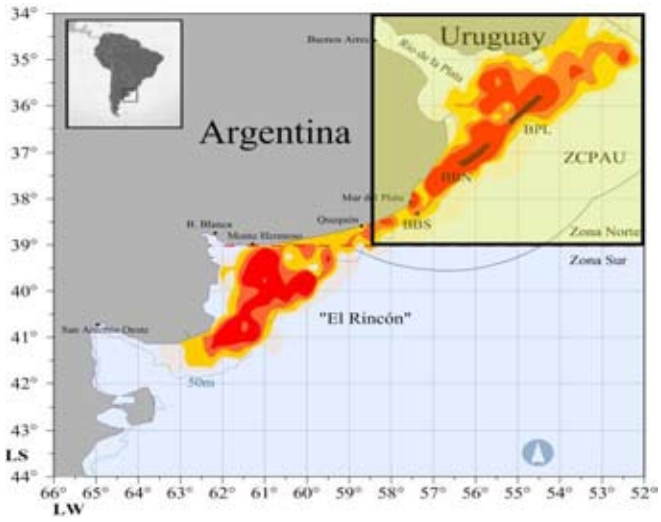


Figura 1. Distribución de besugo (*P. pagrus*) en el Atlántico Sudoccidental. En recuadro zona de estudio.

Origen de los datos

La estimación de los parámetros de crecimiento fue realizada a partir de la información colectada en la campaña de investigación (CR2015-03/04), durante noviembre de 2015 en el BIP Aldebarán de la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) de la República Oriental del Uruguay. La presencia de besugo fue observada en 13 lances de pesca cuyas profundidades estuvieron comprendidas entre los 12 y los 38 m, salinidad entre 32,85-33,71 y temperatura de fondo entre 12,58 y 14,54°C (Tabla 1 y Figura 2).

De cada individuo se determinó la longitud total (LT), sexo y estadio de madurez sexual. Adicionalmente, se extrajeron los otolitos *saggitae* para ser procesados en el Gabinete de Determinación de Edad de Organismos Marinos del INIDEP. Se analizaron un total de 734 ejemplares de los cuales 10 fueron descartados por indeterminación del sexo o diversos errores que imposibilitaron su uso. De los otolitos que resultaron aptos para la determinación de la edad, un 60,2% correspondieron a hembras (n=436), un 24,3% a machos (n=176) y el restante un 15,4% a hermafroditas (n=112). El LT medio fue mayor en los machos (32,2cm) con respecto a las hembras (25,52 cm) y hermafroditas (25,42 cm) (Tabla 2 y Figura 3).

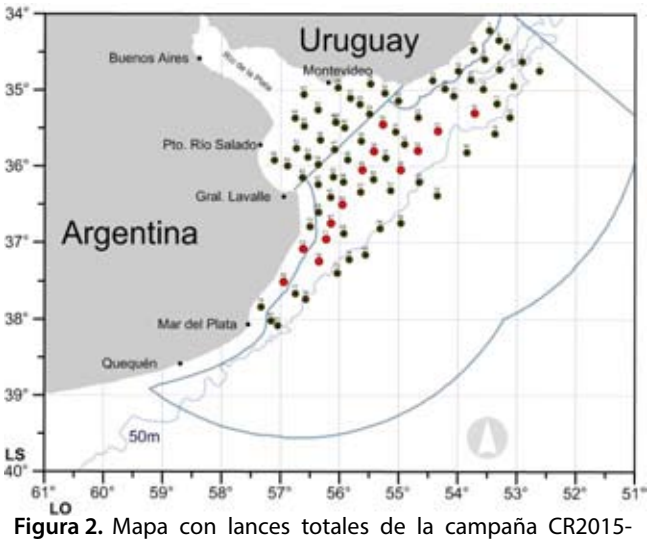


Figura 2. Mapa con lances totales de la campaña CR2015-03/04 y lances donde se extrajeron los otolitos *saggitae* de *P. pagrus* (en rojo).

Tabla 1. Posición y características oceanográficas de los lances de pesca realizados durante la campaña CR2015-03/04 con captura de besugo.

Lance	Latitud	Longitud	Prof. (m)	Salinidad	Temp. (°C)
18	-35,18	-53,44	38	S/D	S/D
21	-35,32	-54,21	19	33,43	13,16
30	-35,27	-55,17	17	33,35	12,98
33	-35,48	-54,41	25	33,15	12,83
36	-36,03	-54,58	28	33,23	12,96
38	-35,48	-55,25	21	S/D	S/D
49	-36,03	-55,38	19	32,85	12,83
60	-36,30	-55,58	16	33,18	13,54
67	-36,45	-56,09	19	33,06	13,76
71	-36,57	-56,14	19	33,16	13,74
73	-37,05	-56,38	14	33,33	13,50
74	-37,15	-56,21	24	33,71	12,58
78	-37,30	-56,57	12	33,68	14,54

Tabla 2. Comparación del número de ejemplares (n), largos totales (LT) y edades por sexo.

Sexo	n	LT_{med}	LT_{max}	LT_{min}	$Edad_{med}$	$Edad_{max}$	$Edad_{min}$
Machos	176	32,30	48	12	10,10	30	0
Hembras	436	25,52	49	8	7,20	16	0
Hermafroditas	112	25,42	35	15	3,14	7	0

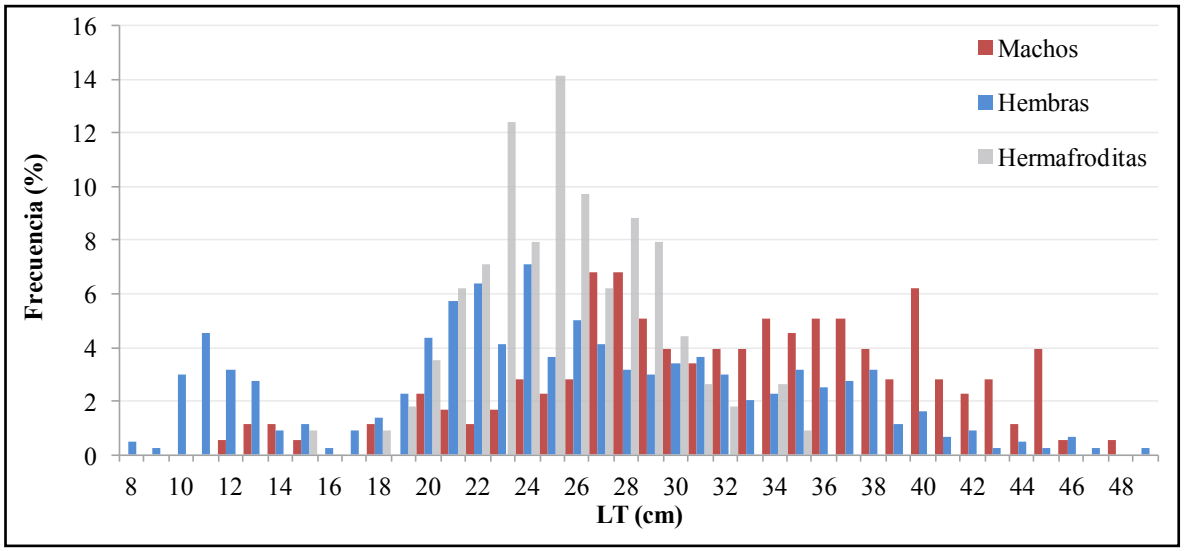


Figura 3. Distribución de largo totales de los ejemplares utilizados para la determinación de los parámetros de crecimiento de *P. pagrus*.

Determinación de la edad

Para la determinación de la edad se utilizaron otolitos *saggitae*, los cuales fueron procesados para mejorar el contraste, logrando así una mejor visualización de los anillos de crecimiento. Los otolitos fueron cortados y pulidos para luego ser tostados a fuego directo sobre una plancha de aluminio, siendo retirados al momento de alcanzar la coloración óptima (marrón oscuro). Las lecturas de edades fueron realizadas independientemente por dos investigadores, en caso de no coincidir las mismas se efectuó una tercera lectura en conjunto, de persistir las discrepancias se descartaron dichas muestras. Los preparados fueron observados con luz reflejada bajo un microscopio estereoscópico de discusión con un aumento de 25X, registrándose dos zonas características que corresponden a períodos de crecimiento lento y rápido. Debido al bajo número de muestras de los ejemplares de mayor tamaño, se agruparon los individuos de edades mayores a 12 años, constituyéndose el grupo de edad 12+.

Estimación de los parámetros de crecimiento

Para describir el crecimiento de *P. pagrus* se utilizó el modelo de von Bertalanffy para cada sexo, representado de la siguiente forma:

$$LT_t = L_\infty (1 - e^{-K(t-to)}) + \varepsilon_t, \; con \; \varepsilon_t \approx \; N(0, o_t)$$

donde LT_t es el largo total a la edad t; L_∞ es el largo asintótico; K es el coeficiente de crecimiento o parámetro que determina la rapidez con que el pez alcanza la asíntota L_∞; t representa la edad de los peces generalmente medida en años y t_o llamado "parámetro de condición inicial", determina el punto en el tiempo en el que el pez tiene un largo total igual a cero (Ricker, 1979 en Chen *et al.*, 1992).

Los parámetros de crecimiento fueron estimados por el método de máxima verosimilitud (Aubone y Wöhler 2000) empleando una planilla de cálculo desarrollada por Aubone (2002). Esta metodología permite asignar un valor al conjunto de parámetros tal que los datos observados adquieren máxima probabilidad de haber resultado bajo el modelo asumido.

Para obtener los estimadores de máxima verosimilitud, resulta equivalente maximizar la función de verosimilitud o minimizar la suma de cuadrados de los errores:

$$S^2 (L_\infty, K, T_0) = \sum_t (LT_t - L_\infty (1 - e^{-K(t-t_0)})^2 / o_t^2$$

En la suma de cuadrados de errores se utilizan las estimaciones de las varianzas de error por edad. Además se realizó una prueba de igualdad de coeficientes para las funciones de crecimiento de machos y de hembras. La prueba utilizada es la del cociente de verosimilitudes (Kendall y Stuart, 1973).

Longevidad

Se calculó la edad t_{95} que se alcanza cuando el largo total es un 95% de L_∞ (longevidad en años). Así se obtuvo:

$$Longevidad: t_{95} = t_0 + \frac{\ln(0,05)}{K}$$

Mortalidad natural

La determinación de los valores de mortalidad natural (M) se realizó mediante el método indirecto de Taylor (1958) empleando parámetros de historia de vida obtenidos de la función de crecimiento de von Bertalanffy.

$$M = \frac{\ln(0,05)}{t_{95}} \cong \frac{2,996}{t_{95}}$$

Resultados

La determinación de la edad y el crecimiento del besugo (*P. pagrus*) en aguas jurisdiccionales de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya se realizó en base a 724 individuos. Se observaron diferencias estadísticas significativas en las largos de machos y hembras ($p<0,01$) (Tabla 4) siendo más grandes los primeros (LT_{med}= 32,3 cm y 25,5 cm respectivamente), lo que determinó el análisis por separado de los parámetros de crecimiento. En cuanto a la proporción de sexos por edad se observó que las hembras dominaron la distribución de frecuencias hasta aproximadamente los 6 años. Los individuos hermafroditas presentaron una proporción máxima en el primer año (30%) disminuyendo gradualmente hasta la edad 7, máxima edad registrada para los mismos. (Figura 4). En relación a la distribución de edades se observaron individuos entre 0 y 30 años, siendo los machos los que presentaron la edad máxima (30 años) y una mayor edad media (5,59 años) con respecto a las hembras (16 y 2,92 años respectivamente) (Tablas 4 y 5).

Tabla 4. Estadísticos de la distribución de frecuencia de edades y largos de los ejemplares de *P. pagrus* analizados. Número de individuos (n), Intervalos de confianza del 95% (IC), Edad mínima y Maxima (Min. y Max. respectivamente) y Desvío estandar (DE).

		n	Media	IC-	IC+	Min.	Máx.	DE
Total	LT	724	27,15	26,54	27,76	8	49	8,39
	Edad		3,39	3,14	3,65	0	30	3,51
Machos	LT	176	32,30	31,17	33,42	12	48	7,59
	Edad		5,59	4,91	6,26	0	30	4,55
Hembras	LT	436	25,52	24,70	26,34	8	49	8,73
	Edad		2,92	2,64	3,20	0	16	3,01
Hermafroditas	LT	112	25,42	24,73	26,11	15	35	3,67
	Edad		1,79	1,61	1,96	0	7	0,95

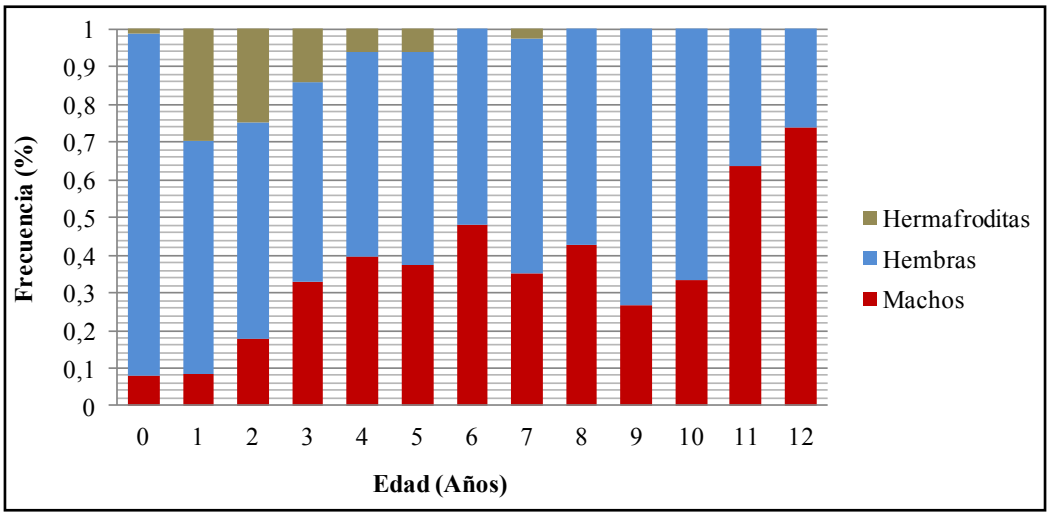


Figura 4. Proporción de sexos por edad de *P. pagrus*.

Tabla 5. Detalle del número de individuos (n) y largos totales medios (LT_{med}) observados por edad y sexo de los ejemplares de *P. pagrus* analizados.

	Machos			Hembras			Hermafroditas			Totales	
Edad	**n**	**LT_{med}**	**LT_{desv}**	**n**	**LT_{med}**	**LT_{desv}**	**n**	**LT_{med}**	**LT_{desv}**	**n**	**LT_{med}**	**LT_{desv}**
0	6	13,50	1,05	69	11,67	1,56	1	15,00		76	11,86	1,63
1	13	22,00	2,38	97	21,04	2,09	46	22,67	2,04	156	21,60	2,22
2	36	26,44	2,87	117	25,57	2,94	50	26,62	2,36	203	25,99	2,83
3	23	29,87	2,49	37	29,24	2,93	10	29,40	2,67	70	29,47	2,73
4	19	31,84	2,69	26	32,69	2,81	3	33,33	1,15	48	32,40	2,70
5	6	34,00	2,76	9	32,56	3,09	1	30,00		16	32,94	2,95
6	14	36,86	2,44	15	34,73	3,73				29	35,76	3,30
7	13	38,15	3,39	23	37,96	3,54	1	34,00		37	37,92	3,45
8	6	36,17	1,72	8	39,00	5,04				14	37,79	4,12
9	4	39,75	4,79	11	38,82	2,48				15	39,07	3,08
10	5	40,20	2,95	10	37,30	1,49				15	38,27	2,43
11	14	41,00	3,59	8	38,63	4,84				22	40,14	4,14
12	1	40,00		3	37,67	0,58				4	38,25	1,26
13	7	40,43	2,44							7	40,43	2,44
14	1	38,00		2	44,50	3,54				3	42,33	4,51
15	3	44,67	0,58							3	44,67	0,58
16	2	40,50	6,36	1	46,00					3	42,33	5,51
17	1	42,00								1	42,00	
19	1	43,00								1	43,00	
30	1	45,00								1	45,00	

En cuanto a los parámetros de crecimiento estimados por el modelo, se observaron diferencias entre sexos (Tabla 6). Los machos presentaron un mayor largo asintótico (L_∞) aunque con una tasa de crecimiento (K) y parámetro de condición inicial (t_0) menor con respecto a las hembras. Estas diferencias resultaron estadísticamente significativas de acuerdo a la prueba estadística del cociente de verosimilitudes para los tres parámetros estimados (Tabla 7). Sin embargo, en el análisis gráfico de las curvas de crecimiento estimadas no se observaron diferencias considerables entre ambos sexos (Figura 5). Además, se observa que ambos sexos alcanzan la mitad de la longitud máxima a los 2 años de edad aproximadamente (Figuras 5 y 6).

Tabla 6. Parámetros de crecimiento, desvío e intervalos de confianza del 95% de *P. pagrus*. Desvío estándar (DE), Coeficiente de variación (CV) e intervalos de confianza del 95% para la media (IC)

	Parámetro	Media	DE	CV	IC-	IC+
Hembras	L_∞	39,50	0,47	1,19	38,58	40,42
	k	0,34	0,01	4,31	0,32	0,37
	t_0	-0,16	0,06	-37,55	-0,28	-0,04
Machos	L_∞	41,93	0,65	1,55	40,65	43,21
	k	0,27	0,02	7,99	0,22	0,31
	t_0	-0,76	0,22	-28,34	-1,19	-0,34
Totales	L_∞	40,29	0,35	0,87	39,60	40,97
	k	0,33	0,01	3,40	0,31	0,35
	t_0	-0,27	0,06	-21,06	-0,38	-0,16

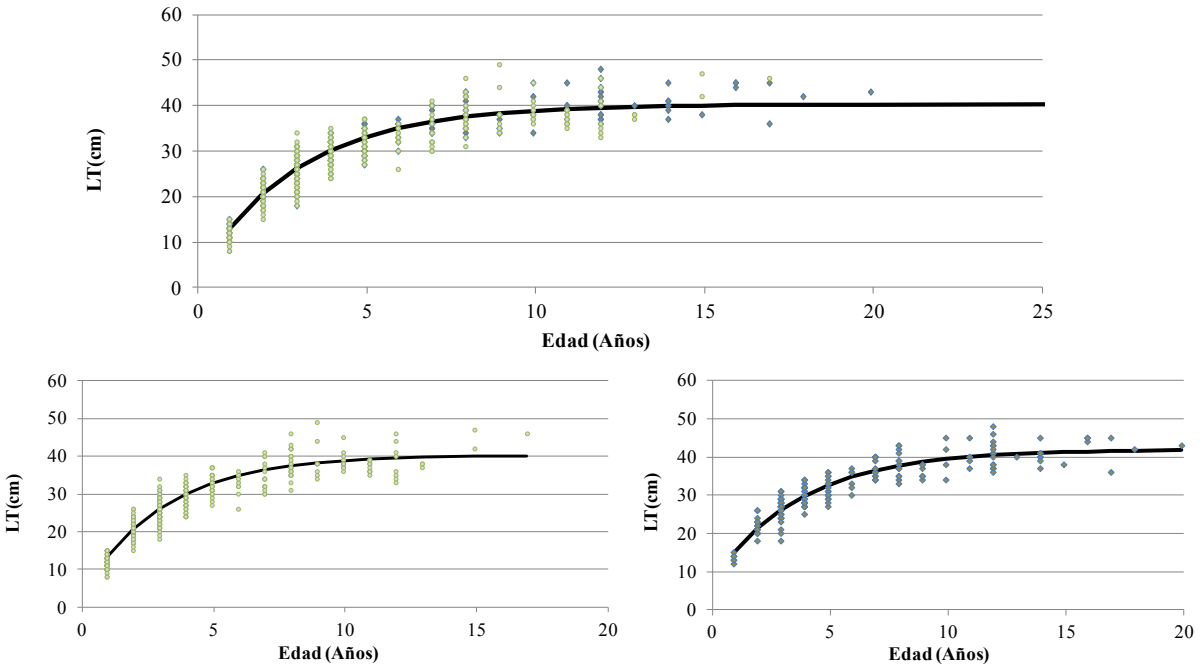


Figura 5. Valores observados (puntos) y curvas de crecimiento (líneas) estimadas para el total de individuos (arriba), hembras (abajo, izquierda) y machos (abajo, derecha).

Tabla 7. Resultados de la comparación de los parámetros de crecimiento por sexos de *P. pagrus*.

	H_0			
	$t_{0m}=t_{0h}$	$K_m=K_h$	$L_{\infty m}=L_{\infty h}$	$L_{\infty m}=L_{\infty h}; K_m=K_h; t_{0m}=t_{0h}$
chiX²	12,82	6,24	14,73	15,53
P	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

Longevidad y mortalidad natural

Los valores de longevidad calculados a partir la función de von Bertalanffy nuevamente indicaron diferencias entre sexos. Los machos alcanzarían una mayor longevidad que las hembras (10,3 años y 8,6 años, respectivamente; Tabla 8). Al analizar la mortalidad natural (*M*) los valores resultan menores para el caso de los machos (0,29) que para las hembras (0,32) (Tabla 8).

Tabla 8. Estimaciones indirectas de mortalidad natural (M) y longevidad por sexos ($A_{0,95}$). Intervalos de confianza del 95% para la media (IC)

	Totales			Machos			Hembras		
Parámetros	**Media**	**-IC**	**+IC**	**Media**	**-IC**	**+IC**	**Media**	**-IC**	**+IC**
$\mathbf{t_{0,95}}$	8,81	9,28	8,40	10,34	12,43	9,32	8,65	9,08	8,06
M	0,34	0,32	0,36	0,29	0,24	0,32	0,35	0,33	0,37

Conclusiones

La estimación de los parámetros de la función de crecimiento de von Bertalanffy (vB) para machos y hembras indicó diferencias estadísticas significativas entre ambos sexos en la zona norte de su distribución (34°S a 39°S). Los machos presentaron un mayor largo asintótico que las hembras lo que coincide parcialmente con resultados anteriores (Cotrina, 1989, García *et al.*, 2012). Para el caso de los hermafroditas, al estar representados solo en una fracción de las edades (uno a cuatro) no se calcularon los parámetros de vB. Sin embargo, debido a que dicho segmento poblacional concuerda en gran parte con la moda muestreal, representando un porcentaje importante de la población, si se utilizaron en la estimación de los parámetros para el total de la población.

En relación con estudios previos en la misma zona y considerando la totalidad de los ejemplares se observó un menor LT estimado para las edades 1 y 2 (Figura 6). Las diferencias podrían ser explicadas a partir de las distintas muestras utilizadas. En este estudio se utilizaron individuos de edad 0 mientras que en los trabajos de García *et al.* (2012) y García y Déspos (2015) se utilizaron individuos a partir de la edad 1, lo que generó cambios en el ajuste del modelo de vB, dando como resultado esta diferencia en los LT por edad estimados. Con respecto a Cotrina (1989), las diferencias podrían deberse a la composición de LT de los individuos de la edad 1 ya que en dicho trabajo el LT_{med} de la edad 0 fue de 12,3 cm mientras que en el presente estudio fue de 11,8 cm.

Las longevidades estimadas para machos y hembras en el presente trabajo difirieron de las calculadas en trabajos anteriores (Cotrina, 1989, García *et al.*, 2012, García *et al.*, 2015), siendo estas menores. Con respecto a este punto, cabe destacar la diferencia entre las longevidades estimadas y las edades observadas, siendo las primeras considerablemente inferiores. Esto puede deberse a que el K estimado sea mayor de lo que debería, (el cual fue disimil al de los trabajos citados previamente) estimando una longevidad menor a la real y esto podría ocurrir debido a la falta de individuos mayores en el muestreo.

En cuanto a la proporción sexual entre hembras y machos en este trabajo fue de 2,5:1, respectivamente (60,2% hembras, 24,3% machos, 15,4% hermafroditas). Estos resultados coinciden parcialmente con Cotrina (1989) (52,7% y 36% para hembras y machos respectivamente) para individuos de la misma zona en una fase temprana de explotación del recurso. Las diferencias entre ambos trabajos podrían ser atribuidas a la distribución de longitudes utilizadas, ya que en el caso de Cotrina (1989) la media de las longitudes totales es superior a la del presente trabajo (30,3 cm y 27,0 cm, respectivamente). Esto se relaciona con que el besugo presenta hermafroditismo proterógino y en longitudes menores, la proporción de hembras sería mayor. En general este patrón se repite en distintas zonas del Atlántico y el Mediterráneo donde habita *Pagrus pagrus* (Vassilopoulou y Papaconstantinou, 1992; Pajuelo y Lorenzo, 1996; Harris y McGovern, 1997).

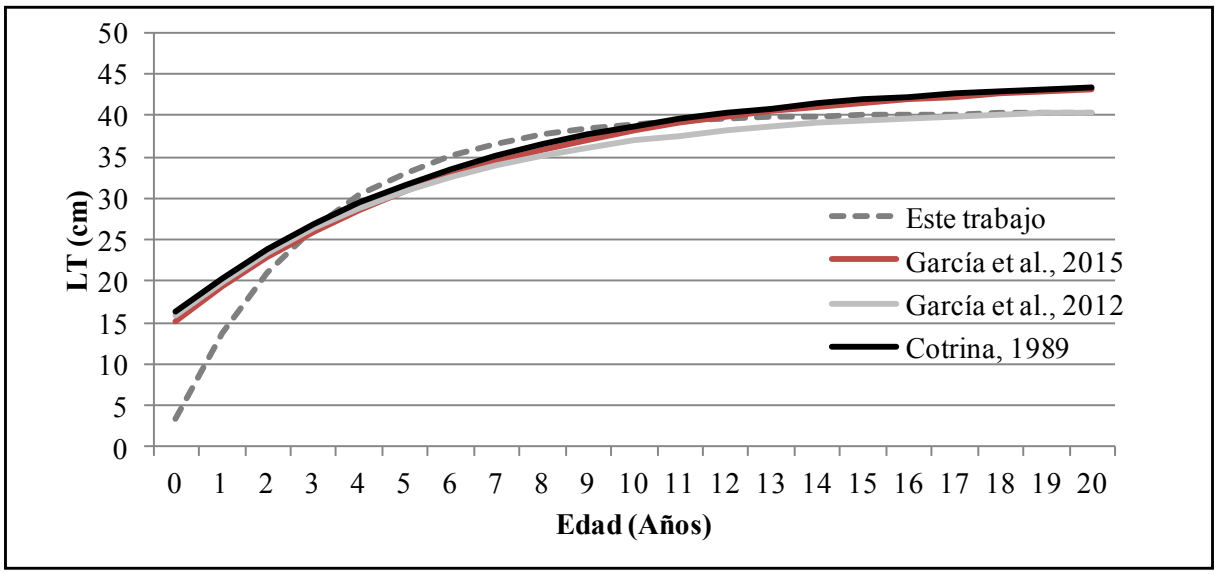


Figura 6. Curvas de crecimiento de *P. pagrus* estimadas en el presente trabajo y por otros autores en la misma zona de estudio.

Agradecimientos

A Daniel Brown por colaborar para que este trabajo sea posible. A Marcela Tobio y Aníbal Aubone por su colaboración. A los revisores por los comentarios realizados.

Bibliografía

AUBONE, A. y O.C. WÖHLER. 2000. Aplicación del método de máxima verosimilitud a la estimación de parámetros y comparación de curvas de crecimiento de von Bertalanffy. Inf. Téc. INIDEP Nº 37. 21pp.

BRANKEVICH, G., A. ROUX y R. BASTIDA. 1990. Relevamiento de un banco de pesca del besugo (*Sparus pagrus*) en la plataforma bonaerense. Características fisiográficas generales y aspectos ecológicos preliminares. Frente Marítimo, 7: 75-86.

CHEN, Y., D.A. JACKSON Y H.H. HARVEY. 1992. A comparision of von Bertalanffy and polynominal functions in modeling fish growth data. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 49: 1228-1235.

COTRINA, C.P. 1977. Interpretación de las escamas del besugo del Mar Argentino, *Pagrus pagrus* (L.), en la determinación de edades. Physis, 36(92): 31-40.

COTRINA, C.P. 1986. Estudios biológicos sobre peces costeros con datos de dos campañas de investigación realizadas en 1981. V. El besugo (Sparus pagrus). Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar., 1(1): 53-59.

COTRINA, C.P. 1989. Estudio biológico del besugo (*Pagrus pagrus*) del ecosistema bonaerense. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Buenos Aires.161pp.

COTRINA, C.P. y H.E. CHRISTIANSEN. 1994. El comportamiento reproductivo del besugo (*Pagrus pagrus*) en el ecosistema costero bonaerense. Rev. Invest. Des. Pesq., 9: 25–58.

COTRINA, C.P. y M.C. RAIMONDO. 1997. Estudio de edad y crecimiento del besugo *Pagrus pagrus* del sector costero bonaerense. Rev. Invest. Des. Pesq., 11: 95-118.

FRAMIÑAN, M.B. y O.B. BROWN. 1996. Study of the Rio de La Plata Turbidity Front. Part 1. Spatial and Temporal distribution. Pergamon Press. Cont. Shelf. Res., 16(10):1259-1282.

GARCÍA, S. y A.N. LAGOS. 2011. Estructura de tallas y edades de los desembarques comerciales de besugo (*Pagrus pagrus*) en el Ecosistema Costero Bonaerense 2009. Inf. Invest. INIDEP N°25/11. 14pp.

GARCÍA, S., A. ZAVATTERI y M.B. SÁEZ. 2012. Estudio de edad y crecimiento del besugo (*Pagrus pagrus*) en aguas del Atlántico sudoccidental (34° a 42°S). Inf. Invest. INIDEP N°24/11. 25pp.

GARCÍA, S. y G. MOLINARI. 2013. El besugo (*Pagrus pagrus*) en el Atlántico Sudoccidental. Distribución y densidades. Inf. Invest. INIDEP N°28/13. 22pp.

GARCÍA, S. y J. DÉSPOS. 2015. Crecimiento y mortalidad natural del besugo (*Pagrus pagrus*) en aguas del Atlántico Sudoccidental (34° a 42°S). Inf. Invest. INIDEP N°96/15. 18pp.

GARCÍA, S., A.N. LAGOS y J.S. RODRÍGUEZ. 2017. Análisis del estado de explotación de *Pagrus pagrus* en el área del Tratado y aguas jurisdiccionales adyacentes al Norte de los 39°S. Año 2016. Doc. Trab. INIDEP N°11/17. 18pp.

GUERRERO, R.A. y A.R. PIOLA. 1997. Masas de Agua en la plataforma continental, en: el Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros, Editor E. Boschi. Inst. INIDEP, Mar del Plata, Argentina, 1: 107-118.

HARRIS, P.J. y J.C. MCGOVERN. 1997. Changes in the life history of red porgy, *Pagrus pagrus*, from the southeastern United States, 1972-1994. Fish. Bull. US, 95: 732-747.

KENDALL, M. G. and STUART A. 1973 The Advanced Theory of Statistics, vol 2, 3rd ed. New York: Hafner.

LABROPOULOU, M., A. MACHIAS, y N. TSIMENIDES. 1999. Habitat selection and diet of juvenile red porgy, *Pagrus pagrus* (Linnaeus, 1758). Fish. Bull., 97(3): 495-507.

LONARDI, A. y M. EWING. 1971. Sediment transport and distribution in the Argentine Basin. Phys. and Chem. of the Earth VIII, Pergamon Press., 8-81.

MANOOCH III, C.S. y G.R. HUNTSMAN. 1977. Age, growth, and mortality of the red porgy, *Pagrus pagrus*. Transactions of the American Fisheries Society, 106(1): 26-33.

PAJUELO, J.G. y J.M. LORENZO. 1996. Life history of the red porgy *Pagrus pagrus* (Teleostei: Sparidae) off the Canary Islands, central east Atlantic. Fish. Res., 28(2): 163-177.

RENZI, M.A., B.A. SANTOS y V. ABACHIAN. 2009. Crecimiento de la merluza (*Merluccius hubbsi*) del Atlántico sudoccidental entre 1993-2003 al norte y sur de 41º S. Inf. Invest. INIDEP N°76/09. 33pp.

RICKER, W.E. 1979. Growth rates and models. En: W.S. Hoar, D.J. Randall y J.R. Brett (Eds.). Fish Phys. Academic Press, N.Y., 8: 677-738.

TAYLOR, C. 1958. Cod growth and temperature. Journal du Conseil International pour l' Exploration de la Mer, 23: 366-70.

URIEN, C.M. 1972. Río de la Plata Estuary Environments. The Geological Society of America, Inc, Memoir 133: 213-234.

VASSILOPOULOU, V. y C. PAPACONSTANTINOU. 1992. Age, growth and mortality of the red porgy, *Pagrus pagrus*, in the eastern Mediterranean Sea (Dodecanese, Greece). Vie et milieu. Paris, 42(1): 51-55.

Estado de la pesquería de pez palo (*Percophis brasiliensis*) en el área del Río de la Plata, Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y aguas jurisdiccionales adyacentes al norte de los 39°S

Rico, M. Rita[1], A. N. Lagos[1], Julieta S. Rodrigues[1], & M. I. Lorenzo[2]

[1] *Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata Argentina*
[2] *Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA), Montevideo, Uruguay*
rrico@inidep.edu.ar

RESUMEN: La importancia del recurso pez palo en la pesquería demersal multiespecífica del Ecosistema Costero Bonaerense y los niveles de captura actuales, determinan la necesidad de evaluar el potencial de explotación de esta especie. En este sentido, desde el año 2012 se evalúa el recurso en el ámbito del GT de Evaluación de Recursos Costeros de la CTMFM. Inicialmente se aplicaron modelos globales de evaluación (dinámico de *Schaefer* y diferencias con retardo), pero el avance del conocimiento de distintos aspectos biológicos y pesqueros, junto al desarrollo de talleres de revisión de pares y cursos de capacitación en *Stock Synthesis* permitieron la aplicación de modelos de evaluación integrados, estructurados por edad.

Este trabajo tiene como objeto sintetizar el conjunto de avances metodológicos incorporados en la construcción de los modelos de evaluación y describir la dinámica poblacional de pez palo en el área del Tratado y aguas nacionales adyacentes al norte de los 39° S. Se presentan los resultados de la evaluación correspondiente al año 2017, proyección, análisis de riesgo y estimación de la captura biológicamente aceptable. Se utilizaron índices de abundancia derivados de la información de la flota comercial y de las campañas de investigación argentina. Se aplicaron modelos de evaluación globales de *Schaefer* con enfoque bayesiano e integrados, estructurados por edad. Los diferentes modelos mostraron un buen ajuste a los índices empleados, a las capturas observadas y a las distribuciones de longitudes y edades. Sin embargo, a pesar de los avances metodológicos en la estimación de índices de abundancia, persiste la tendencia opuesta de ambos índices, la cual se traslada en incertidumbre de las estimaciones e impacta en las trayectorias de biomasas.

Palabras clave: *Percophis brasiliensis*, ZCPAU, estado de la pesquería, modelos de evaluación, dinámica poblacional.

SUMMARY: Status of the flathead fishery (*Percophis brasiliensis*) in the area of the Río de la Plata, Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone and adjacent jurisdictional waters north of 39°S.- The importance of the flathead resource in the multispecies demersal fishery of the Coastal Ecosystem of Buenos Aires and the current catch levels, determine the need to evaluate the exploitation potential of this specie. In this sense, since 2012, work has been done to evaluate the resource within the Coastal Resources Assessment WG of the CTMFM. Initially, global assessment models were applied (*Schaefer* dynamic and differences with delay), but the advance of knowledge of different biological and fishing aspects, together with the development of peer review workshops and

training courses in *Stock Synthesis* allowed us the application of integrated assessment models, age structured.

The purpose of this work is to synthesize the set of methodological advances incorporated in the construction of the assessment models and to describe the population dynamics of flathead in the area of the Treaty and adjacent national waters north of 39 ° S. We report the 2017 assessment results, projection, risk analysis and estimation of the biologically acceptable catch. Indices of abundance derived from the information of the commercial fleet and the Argentine research cruises were used. *Schaefer* global with Bayesian approach and integrated, structured by age assessment models were applied. The different models showed a good fit to the indices used, to the observed catches and to the lengths and ages distributions. However, despite the methodological advances in the estimation of abundance indices, the opposite trend of both indices persists, which translates into uncertainty of the estimates and impacts the biomass trajectories

Key words: *Percophis brasiliensis*, ZCPAU, state of the fishery, assessment models, population dynamics

Introducción

El pez palo (*Percophis brasiliensis*) es una de las principales especies desembarcadas del conjunto íctico "*variado costero*" en el Ecosistema Costero Bonaerense, obtenidos a partir de una pesquería demersal multiespecífica-multiflota (Carozza *et al.*, 2001). Durante el año 2016 los volúmenes desembarcados alcanzaron las 7.193 t de la especie pez palo que representan un 8% de la captura total del conjunto (Carozza *et al.*, 2018).

La importancia de este recurso y los niveles de captura actuales, determinan la necesidad de evaluar el potencial de explotación de esta especie (Rico & Perrotta, 2009; Lagos *et al.*, 2012; Rico, 2010; Rico *et al.*, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017; Carozza *et al.*, 2018). Para lo cual, en el proceso de evaluación y manejo del recurso pesquero se deben tener en cuenta las características de la especie, de sus hábitats y del tipo de explotación. Este trabajo tiene por objetivo presentar los estudios recientes de distintos aspectos biológicos pesqueros que han permitido incorporar avances metodológicos en la construcción de los modelos de evaluación y describir la dinámica poblacional de pez palo en el área del Río de la Plata, Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU) y aguas jurisdiccionales adyacentes al norte de los 39° S. Los resultados de la evaluación, proyección, análisis de riesgo y determinación de captura biológicamente aceptable (CBA) correspondiente al año 2017, fueron discutidos y acordados en el ámbito del Grupo Técnico (GT) de Evaluación de Recursos Costeros de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM).

1- BIOLOGÍA DEL RECURSO

Distribución y migraciones

Percophis brasiliensis es una especie demersal costera cuya distribución en el Atlántico Sudoccidental abarca desde Río de Janeiro (23°S) hasta el norte de la Provincia de Chubut (47ºS) (Cousseau & Perrotta, 2013) (Figura 1).

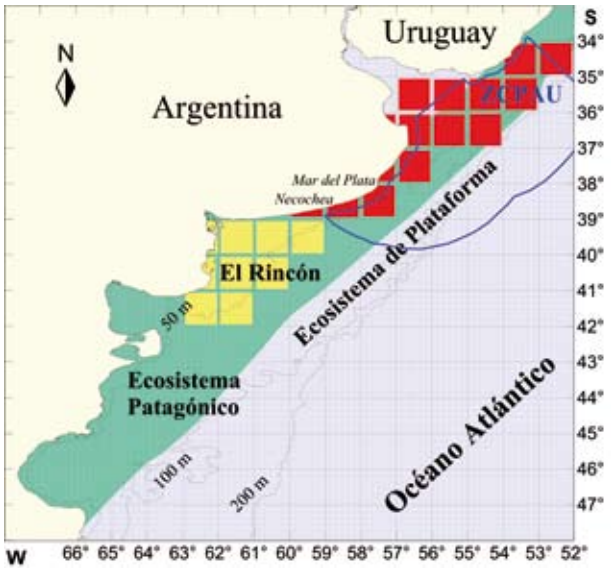


Figura 1. Extremo sur del área de distribución de pez palo (en verde) y área de estudio: en rojo se indican los rectángulos de pesca (RP) del ECB Norte, en amarillo los RP del ECB Sur (El Rincón), externamente el área del Ecosistema de Plataforma y al Sur, el Ecosistema Patagónico

P. brasiliensis tiene una distribución persistente en el Ecosistema Costero Bonaerense (ECB), sin embargo presenta movimientos migratorios estacionales en sentido norte-sur y costa-plataforma (Figura 1). El primero está relacionado a la influencia combinada de los regímenes, principalmente, del Río de la Plata y de El Rincón, en tanto que el segundo con fines reproductivos. El pez palo emigra de la costa en invierno y regresa, especialmente hacia el sector sur del mismo, hacia la primavera para desovar. Como consecuencia, las mayores densidades ocurren en primavera y en el área de El Rincón (Barretto *et al.*, 2011).

Las mayores abundancias en los meses de invierno en la zona externa del Río de la Plata (Jaureguizar *et al.*, 2004) y en la plataforma continental del sur de Brasil (30º43'S – 33º45'S), son causadas principalmente por migraciones estacionales norte-sur, como resultado de variaciones en las condiciones ambientales, tales como salinidad y temperatura. Cuando estas variables fuerzan una mayor/menor cobertura espacial de las aguas de menor salinidad de los regímenes del Río de la Plata y El Rincón en el ECB, *P. brasiliensis* denota una distribución espacial más/menos estrecha (Barretto *et al.*, 2011).

Por otro lado, *P. brasiliensis* presenta una distribución diferencial de sus estadios ontogénicos en época primaveral relacionados a su estado madurativo siendo la salinidad de fondo y la profundidad los factores determinantes de dicho patrón espacial. Las hembras juveniles muestran preferencia por aguas costeras marinas con bajas salinidades y altas temperaturas, mientras que los adultos en maduración y puesta tienden a ocupar aguas más frías y de alta salinidad (Rodrigues *et al.*, 2009). Esta segregación espacial podría reducir la competencia intraespecífica a pesar del alto grado de solapamiento en la dieta entre juveniles y adultos (Rodrigues *et al.*, 2009; Barretto *et al.*, 2011).

Unidad de stock y área de análisis

Se han identificado al menos dos stocks para el pez palo en el ECB, uno al norte de los 39º S (ZCPAU) y otro al sur (El Rincón -ER-) (Figura 2). Estas dos unidades poblacionales fueron determinadas a partir del estudio de parámetros de crecimiento ($L\infty$), distribución de longitudes, relación longitud/peso, edad de primera madurez, tasa instantánea de mortalidad natural (Rico & Sáez, 2010; Sáez, *et al.*, 2011; Rico *et al.*, 2012) lo cual ha permitido corroborar las diferencias halladas previamente por Perrotta & Fernández Giménez (1996) para ambas zonas mencionadas (Figura 2). A partir de otros indicadores poblaciones se identificaron tres stocks de la especie localizados en la ZCPAU, ER y golfo San Matías (GSM) basados en las frecuencias de longitudes (Rodrigues *et al.*, 2010) y parásitos (Braicovich & Timi, 2008, Braicovich *et al.*, 2016). Posteriormente, en función de la microquímica de otolitos, a través del análisis de las relaciones Sr:Ca y Zn:Ca, se evidenció la existencia de al menos dos stocks pesqueros de *P. brasiliensis*, uno al norte (ZCPAU) y otro al sur (ER y GSM) (Rico *et al.*, 2012; Avigliano *et al.*, 2015). Mientras que Rodrigues *et al.* (2010) determinaron dos stocks diferentes, al identificar un área de puesta que abarca la provincia de Buenos Aires (ZCPAU y ER) y otra dentro del golfo (GSM). Actualmente, se está desarrollando una investigación al respecto con determinaciones genéticas (ADN mitocondrial).

Por lo antes expuesto, la administración de las pesquerías de pez palo en el Océano Atlántico Sudoccidental se realiza a partir de dos unidades de manejo: la primera corresponde al área del Río de la Plata, Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y aguas jurisdiccionales adyacentes al norte de los 39°S, en adelante área del Tratado y es administrada en conjunto por la CTMFM y la segunda, correspondiente a El Rincón está a cargo de la Autoridad de Aplicación pesquera argentina.

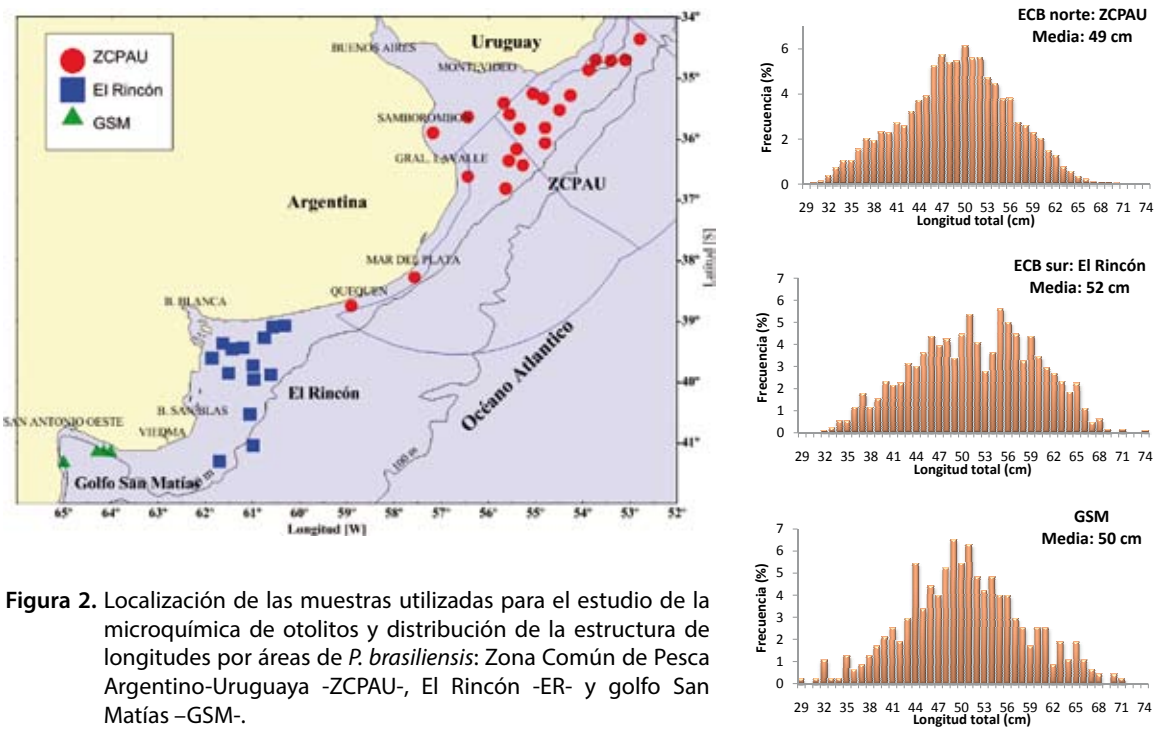


Figura 2. Localización de las muestras utilizadas para el estudio de la microquímica de otolitos y distribución de la estructura de longitudes por áreas de *P. brasiliensis*: Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya -ZCPAU-, El Rincón -ER- y golfo San Matías –GSM-.

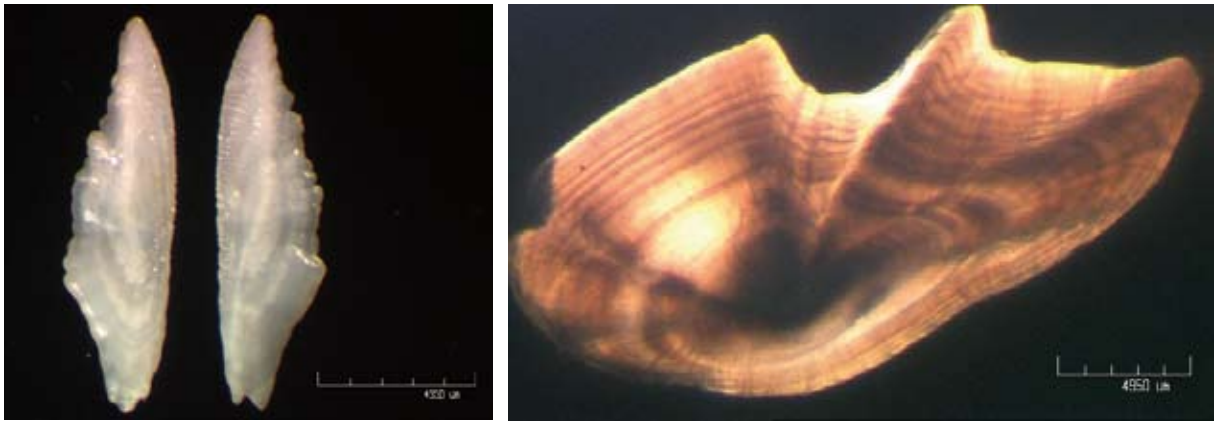
Historia de vida

A continuación se realiza una síntesis de distintos estimadores de los parámetros de historia de vida del pez palo en el área norte del ECB o del Tratado, dado que es el área concerniente a esta publicación.

Edad y crecimiento

La estimación de los parámetros de crecimiento se basó en el modelo de von Bertalanffy (1938) ajustado a los datos largo total – edad, aplicando el método de máxima verosimilitud. Dichas estimaciones indicaron que la especie es longeva y de crecimiento lento (Rico & Sáez, 2010; Barretto *et al.*, 2011; Sáez *et al.*, 2011; Rico *et al.*, 2012).

Se identificaron dos períodos de crecimiento anuales: rápido (septiembre a febrero) y lento (marzo a agosto), logrando así validar la periodicidad de formación de los anillos de crecimiento (Rico & Sáez, 2010; Barretto *et al.*, 2011). A partir de la validación de la edad sobre otolitos *sagitta* de pez palo (Figura 3), la determinación de la edad se considera precisa y aceptable (Rico & Sáez, 2010).



A B

Figura 3. A). Detalle del par de otolito *sagitta* de pez palo y B) corte transversal, al nivel del núcleo de un ejemplar de 13 años.

A partir de la lectura en los otolitos se determinaron entre 12 y 17 grupos de edad. Las frecuencias relativas expresadas en porcentaje de las clases de edad muestran para ambos sexos una distribución unimodal, tanto para invierno (1993 y 2004) como primavera (2005 y 2013) (Figura 4). En particular, durante la primavera del año 2005 predominan machos y hembras de edad 3, mientras que durante la primavera del año 2013 prevalecieron los ejemplares de edad 4 (Figura 5). Los ejemplares más longevos encontrados fueron de 17 años en el año 2004 y 16 años en el año 2013.
Para la estimación de parámetros de crecimiento a los fines de la evaluación, se consideraron solo las muestras obtenidas durante primavera y combinando sexos, debido a que existen limitaciones de datos para realizar los análisis por estaciones del año y separados por sexo.

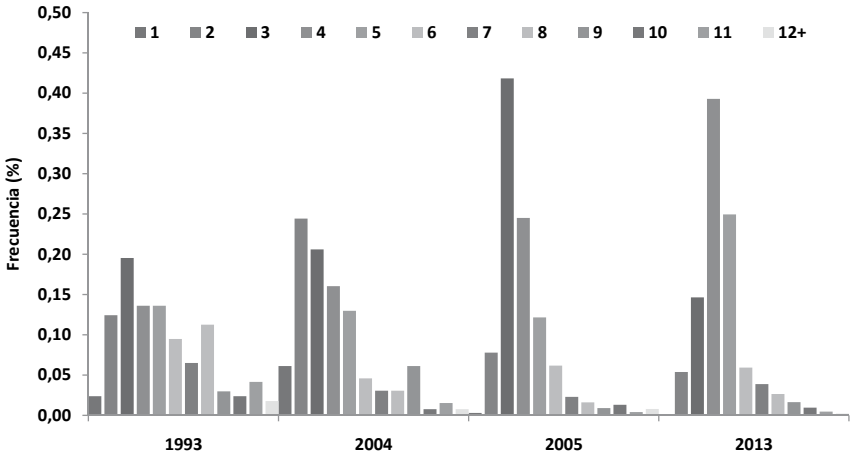


Figura 4. Proporción de edades (%) por campañas de investigación de invierno (1993 y 2004) y primavera (2005 y 2013).

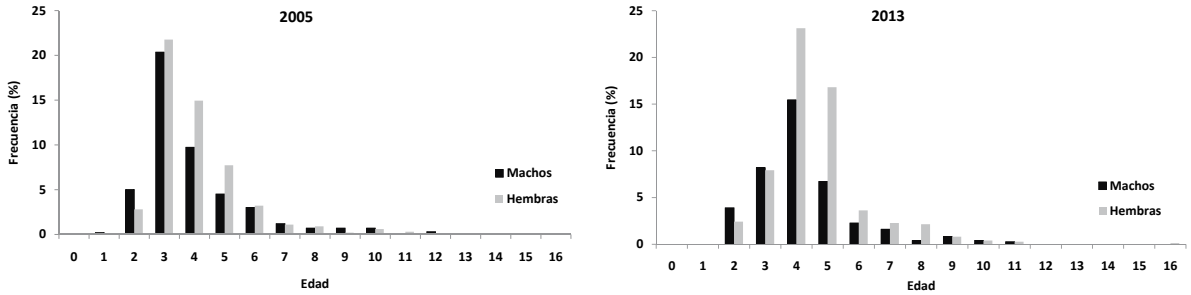


Figura 5. Estructura de clases de edad de las muestras obtenidas durante campañas de investigación de primavera de los años 2005 y 2013 discriminados por sexo.

La relación longitud /edad presentó un buen ajuste al modelo de crecimiento de von Bertalanffy durante primavera de 2005 y 2013, alcanzando las hembras una mayor longitud que los machos, dentro de la misma clase de edad a partir de los 5 años (Rico *et al.*, 2012; Sáez *et al.*, *ms*) (Figura 6). Cabe destacar que la clase de edad 1 estuvo pobremente representada, no registrándose individuos de clase 0.

La comparación de los parámetros de las curvas de crecimiento entre 2005 y 2013 considerando sexos combinados no encontraron diferencias altamente significativas al comparar en conjunto: *k, t_0 y L∞* (X^2= 6,802 p > 0,05), entre L∞ (X^2= 0.009 p > 0,05) y entre *k* (X^2= 1,34 p > 0,05). En cambio, la comparación entre t_0 arrojó diferencias significativas (p < 0,05) entre las estimaciones obtenidas en las últimas campañas de investigación (Tabla 1) (Sáez *et al.* ms).

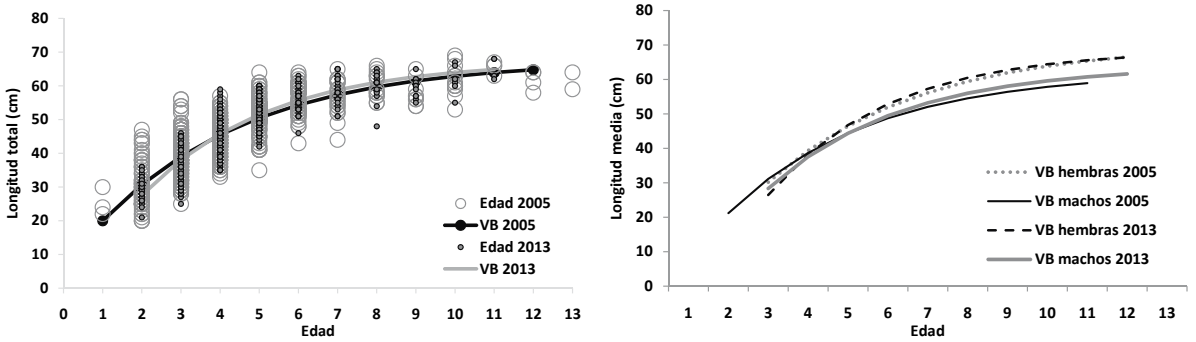


Figura 6. Modelo de crecimiento en longitud por edades de von Bertalanffy (1938) combinando sexos y por separado: a partir de muestras obtenidas en las campañas de investigación durante la primavera de los años 2005 y 2013.

Por otro lado, la comparación entre machos y hembras de los parámetros de las curvas de crecimiento, tanto para el año 2005 como 2013 registraron anualmente diferencias altamente significativas al comparar en conjunto: *k, t_0* y *L∞* (2005: X^2= 31,94 p < 0,05; 2013: X^2= 24,19 p < 0,05) y solo en el largo asintótico correspondiente a ejemplares del año 2005 ((X^2= 10,37 p < 0,05). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre sexos en el resto de los parámetros de crecimiento, como t_0 (2005: X^2= 0,96 p > 0,05; 2013: X^2= 2,86 p > 0,05), *k* (2005: X^2= 0,26 p > 0,05; 2013: X^2= 0,36 p > 0,05) y L∞ (2013: X^2= 2,06 p > 0,05) (Tabla 2) (Sáez *et al. ms*).

Tabla 1. Parámetros de crecimiento estimados para pez palo ($L\infty$, k y t_0) por estación del año y número de observaciones (N) obtenidos a partir del modelo de von Bertalanffy por sexos combinados, durante las campañas de investigación de los años 2005 y 2013.

Año	Estación	Sexo	Parámetros de crecimiento			N	Referencia
			$L\infty$	k	t_0		
2005	Primavera	combinados	67,668	0,255	-0,370	1004	Rico *et al.*, 2012
2013	Primavera	combinados	67,387	0,307	0,284	744	Sáez *et al.*, ms

Tabla 2. Parámetros de crecimiento estimados para pez palo por sexo ($L\infty$, k y t_0), número de observaciones (N) obtenidos a partir del modelo de von Bertalanffy, durante las campañas de investigación de los años 2005 y 2013.

Año	Estación	Sexo	Parámetros de crecimiento			N	Referencia
			$L\infty$	k	t_0		
2005	Primavera	Hembra	70,48	0,26	-0,16	534	Rico *et al.*, 2012
		Macho	62,35	0,28	-0,50	463	
2013	Primavera	Hembra	68,65	0,33	0,52	446	Sáez *et al.*, ms
		Macho	64,03	0,30	0,04	298	

Mortalidad natural

En la dinámica de poblaciones explotadas, como es el caso de pez palo, la tasa de mortalidad natural (*M*) está relacionada con todas las posibles fuentes de mortalidad (ej. depredación, enfermedades, estrés por desove, inanición y vejez), excepto la pesca.

Este parámetro es uno de los más difíciles de estimar, por lo que está sujeto a una gran incertidumbre (Pascual & Iribarne 1993, Cubillos *et al.* 1999; Cubillos & Araya, 2007). Sin embargo, su estimación resulta muy importante ya que afecta significativamente los resultados de las evaluaciones. Entre los métodos de estimación disponibles, los modelos empíricos, (Beverton, 1963, Rickhter & Efanov, 1976, Pauly, 1980, Hoening, 1983) sustentados con parámetros de la historia de vida de la especie y variables ambientales son los más utilizados para determinar M, ya que demandan poca información.

Para pez palo, se estimó la mortalidad natural empleando cuatro métodos empíricos basados en los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy (Tabla 3): Beverton & Holt (1959), Taylor (1959), Pauly (1980), Pope *et al.* (2000); Cubillos (2003) (Rico *et al.*, 2012). Para cuantificar la variación de los datos de las muestras entre y dentro de las mismas se realizó un procedimiento de dos etapas (Melia *et al.*, 2012). Primero, los lances de pesca fueron extraídos aleatoriamente 1000 veces (con reemplazo) de la muestra total; luego, los individuos dentro de cada lance fueron re-muestreados y la pseudo-replicación resultante se usó para estimar M. De acuerdo con el método de Cubillos (2003), se estableció el valor del parámetro t* (longitud crítica media a la relación de longitud asintótica) a partir de una distribución uniforme entre 0,323 y 0,938 ≈ U [0,323; 0,938]. El valor medio de la temperatura de fondo del hábitat requerido para el método de Pauly (15,84 ° C) fue calculado a partir de una base de datos histórica (Base Regional de Datos Oceanográficos) disponible en el INIDEP, Argentina. Los

valores medios de M fluctuaron de acuerdo al método, entre 0,25 y^{-1} (método de Taylor) y 0,57 y^{-1} (método de Cubillos) para el área norte del ECB (Rico *et al.*, 2012) (Tabla 3).

Tabla 3. Estimaciones de mortalidad natural para pez palo empleando métodos empíricos basados en los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy: Taylor (1959); Cubillos (2003); Pauly (1980); Beverton y Holt (1959) y Pope *et al.* (2000) a partir de datos obtenidos durante la campaña de investigación argentina de la primavera del año 2005. CV: coeficiente de variación.

Valor estimado	*M (años^{-1})*				
	Taylor	***Cubillos***	***Pauly***	***Beverton-Holt***	***Pope et al.***
medio	**0,25**	**0,57**	**0,45**	**0,39**	**0,32**
mínimo	0,21	0,05	0,38	0,30	0,29
máximo	0,29	1,71	0,52	0,47	0,34
CV	0,05	0,72	0,05	0,07	0,02

Aspectos reproductivos

El pez palo es un desovante parcial con fecundidad anual indeterminada (Militelli & Macchi, 2001a, b). Presenta un patrón de puestas parciales, con un reclutamiento constante de ovocitos a lo largo de la estación reproductiva (Rodrigues, 2012), registrando un máximo de intensidad de puesta en noviembre y otro de menor intensidad en marzo (Rodrigues, 2009). El área de puesta se extiende a lo largo de la costa bonaerense en asociación con el frente térmico de fondo, localizado entre 15 y 55 m de profundidad (Rodrigues, 2016). Se ha sugerido que habría una segregación espacial y temporal de los sexos con un predominio de machos al momento de mayor actividad reproductiva (Militelli & Macchi, 2001a; 2001b).

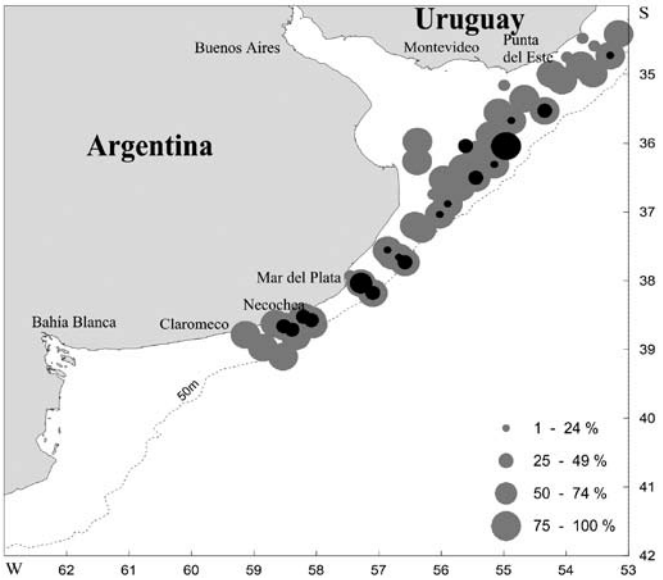


Figura 7. Distribución espacial y porcentaje de hembras activas (gris) y en puesta (negro) durante la campaña de investigación del año 2013 (Rodrigues, 2016).

Frecuencia de puesta: Rodrigues (2016) estimó una frecuencia de puesta para la especie en aproximadamente 5 días, durante diciembre de 2013, y coincidió con lo reportado previamente para el mes de noviembre (Militelli & Macchi, 2001b; Rodrigues, 2012).

Longitud y edad de primera madurez: la ojiva de madurez sexual estimada a partir de la proporción de individuos maduros por clase de longitud o edad, es una herramienta básica en el análisis de las pesquerías y evaluación de stock, ya que permite estimar la fracción adulta en una población de peces (Rodrigues, 2012). El tamaño (L_{50}) y la edad (E_{50}) de primera madurez sexual son parámetros muy plásticos que cambian en función de la presión externa, particularmente con la disminución de la abundancia poblacional, y por lo tanto, tienen un gran efecto en el éxito reproductivo (Adams, 1980; Gunderson, 1980; Wootton, 1990).

Rodrigues (2009) realizó la determinación de la longitud de primera madurez sexual (L_{50}) a partir de los estadios de madurez macroscópicos de 431 machos y 497 hembras a partir de datos obtenidos en la campaña de investigación del año 2005. La estimación de la L_{50} mostró diferencias altamente significativas entre sexos ($p < 0,01$), los machos alcanzaron la primera maduración sexual a una longitud menor que las hembras, siendo los valores estimados de 27,88 cm Lt y 35,04 cm Lt respectivamente (Figura 8). Considerando ambos sexos en conjunto la longitud de primera madurez fue de 28,51 cm Lt (Rodrigues *et al.*, 2009).

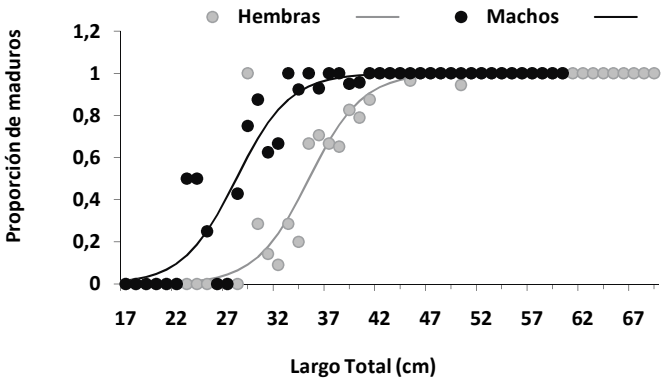


Figura 8. Proporción de hembras y machos maduros de pez palo por longitud y función logística ajustada a partir de datos obtenidos en la campaña de investigación del año 2005.

La edad de primera madurez se estimó a partir de la lectura de anillos de crecimiento en los otolitos *sagitta* de 468 machos y 535 hembras de pez palo capturados en la campaña de noviembre de 2005. A pesar de su longevidad, los machos alcanzaron la primera maduración sexual a menor edad que las hembras, siendo los valores estimados 1,75 años y 2,6 años respectivamente (Figura 9), aunque estas diferencias entre sexos no fueron significativas ($p>0,05$). Teniendo en cuenta ambos sexos en conjunto la edad de primera madurez fue de 2,05 (Rico *et al.*, 2012).

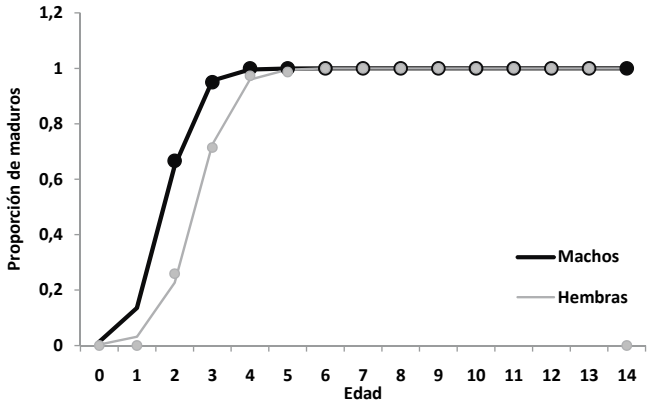


Figura 9. Madurez sexual de hembras y machos de pez palo por edad y función logística ajustada a partir de datos obtenidos en la campaña de investigación del año 2005.

Fecundidad: la estimación de la fecundidad es esencial en el manejo pesquero, permite una mejor comprensión de las fluctuaciones observadas en el éxito reproductivo, el reclutamiento y la tasa de crecimiento de la población (Roff, 1992; Kraus *et al.*, 2002; Lambert, 2008).

Los valores de fecundidad parcial (entre 26.423 y 491.779 ovocitos hidratados) estimados para diciembre de 2013, fueron algo menores a los registrados en noviembre de 2005 (66.770 – 473.787 ovocitos hidratados) y un rango de longitudes similar (Rodrigues, 2012; 2016). La relación entre la fecundidad parcial con la variable longitud total fue positiva en ambas campañas, evidenciando un incremento del número de huevos producidos por las hembras más grandes (Rodrigues, 2016) (Figura 10).

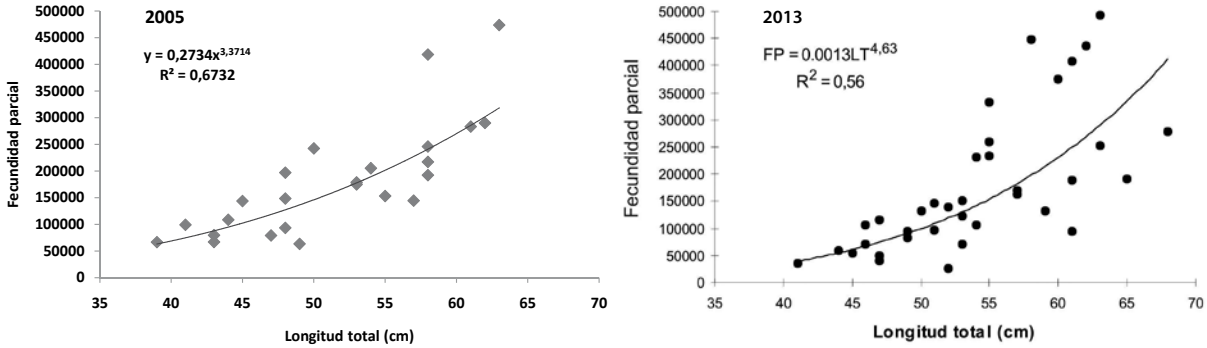


Figura 10. Relaciones entre la fecundidad parcial con la longitud total (cm) para pez palo obtenidos durante las campañas de investigación de primavera del año 2005 y 2013 (Rodrigues, 2012; 2016).

Ecología trófica

El pez palo presenta características que reflejan sus hábitos predatorios, como su cuerpo fusiforme, alargado, cabeza deprimida con boca grande dotada de fuertes dientes, coloración marrón en el dorso aclarándose en los flancos y ventralmente blanquecina. Realiza migraciones verticales para obtener su alimento (Cousseau & Perrotta, 2013).

El pez palo es caracterizado como un consumidor piscívoro terciario, preferentemente sobre presas de hábitos demersales y del pelagial inferior (Echezarreta *et al.*, 2009; Milessi & Marí, 2013). Se han identificado 17 ítems presa, correspondientes a 4 grupos (peces, moluscos, poliquetos y crustáceos), sin embargo, consume preferentemente surel (*Trachurus lathami*) y anchoíta (*Engraulis anchoita*) (Figura 11).

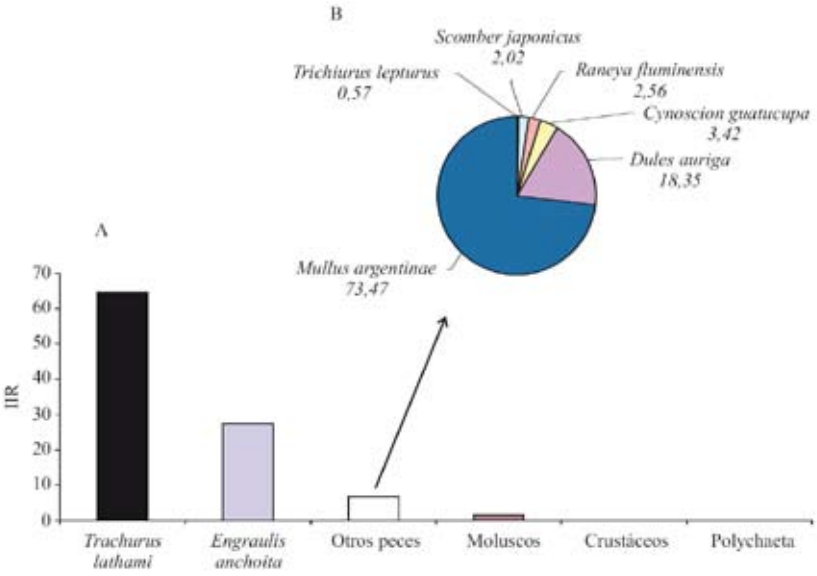


Figura 11. Espectro trófico de pez palo en el ECB (34º-41º LS). Período 2008-2009. Valores expresados en porcentajes de Indice de importancia Relativa (IIR) (A) y valores relativos (%) (B) (Milessi & Marí, 2013).

Estructura poblacional

El análisis de la composición de longitudes ponderadas a la captura total de la campaña, corresponde a la serie de información histórica (1993 a 2013) que dispone el INIDEP (Figura 12). Se seleccionaron las campañas realizadas durante la primavera en el ECB norte, desestimándose aquellas muestras obtenidas durante dos campañas de invierno por su escasa numerosidad. El rango de longitudes de ejemplares muestreados fue entre 20- 96 cm, con una moda entre 30-36 cm Lt.

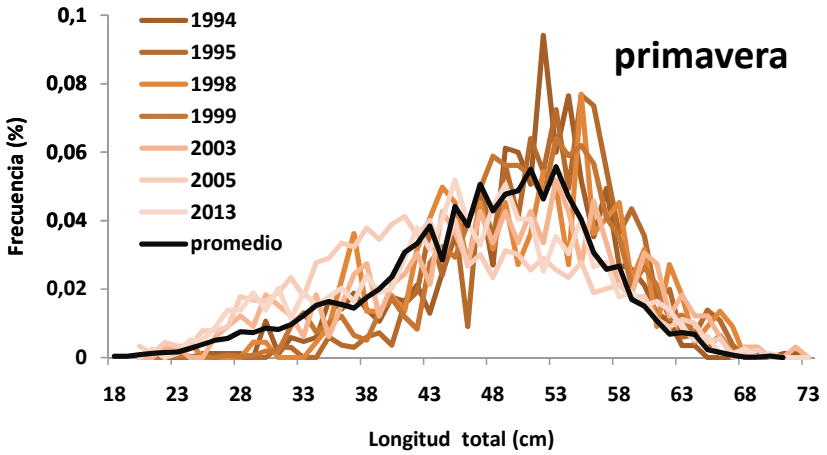


Figura 12. Distribución de longitudes de pez palo obtenidas a partir de las campañas de investigación del INIDEP y la distribución promedio, durante primavera entre los años 1993 a 2013.

Se registró una tendencia decreciente en la longitud media de los individuos capturados hasta el año 2005, posteriormente, esta estimación aumenta a partir de los ejemplares obtenidos durante la campaña de 2013 (Figura 13). En tanto que, el porcentaje de juveniles en cada una de las campañas fue inferior al 10%.

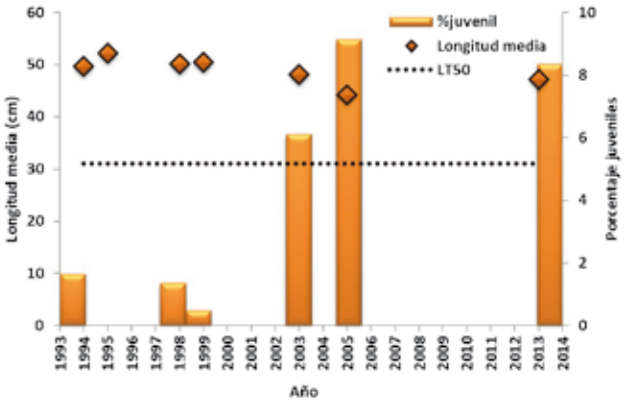


Figura 13. Distribución de longitudes medias y porcentaje de juveniles de pez palo obtenidas a partir de campañas de investigación del INIDEP entre los años 1993 a 2013.

Relación longitud/peso

Se estimaron los parámetros de la relación longitud/peso (Figura 13), según el modelo potencial [$Pt=a * Lt^b$), Pt en gr y Lt en cm] por sexos y total de los ejemplares de pez palo obtenidos durante la campaña de 2005 (Tabla 5) (Rico *et al.*, 2012). Se hallaron diferencias significativas al comparar las rectas de la regresión entre sexos dentro del área norte (U= 7,009; p<0,05) evidenciando que se puede considerar a sus parámetros estadísticamente diferentes (Figura 14). Al aplicar la prueba *t* de *Student* a las pendientes o coeficientes de alometría (b) por sexo, se rechazó la hipótesis de b=3, lo que significa que el incremento en peso fue más rápido que el incremento en longitud.

Tabla 5. Valores de los parámetros estimados de la relación longitud/peso de pez palo por sexo y área norte. α = 0,05 de significación.

Parámetros	*ECB Norte*		*ECB Norte*
	Machos	*Hembras*	
a	0,0027	0,0018	0,0022
b	3,12	3,23	3,17
N	466	538	1004
R^2	0,95	0,96	0,95

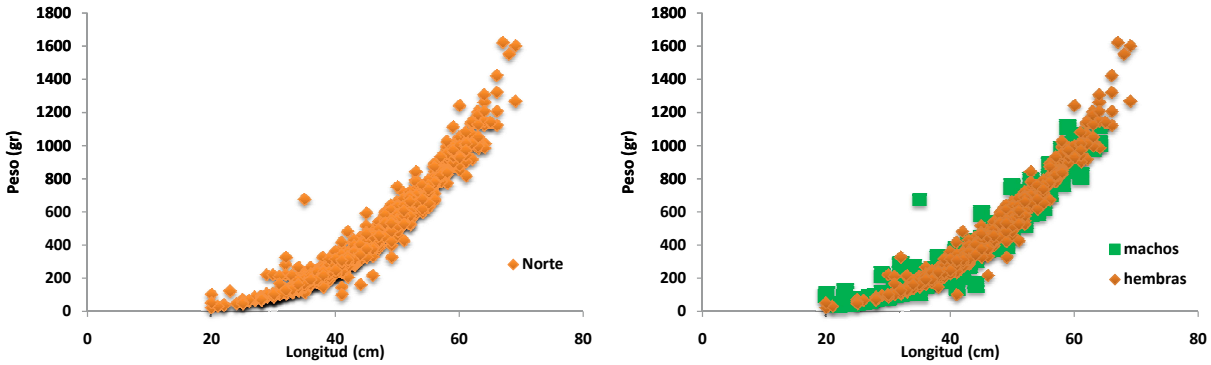


Figura 14. Relación longitud/peso de los ejemplares de pez palo del área ECB norte y discriminados por sexo.

2- CARACTERÍSTICAS DE LA PESQUERÍA

El pez palo es una de las especies más importantes en el Ecosistema Costero Bonaerense (ECB) debido a su abundancia, importancia comercial y volúmenes de captura. Esta especie integra la Asociación Íctica Demersal Costera Bonaerense o "*variado costero*", que desde el punto de vista pesquero se corresponde con una pesquería multiespecífica-multiflota (Carozza *et al.*, 2001). La pesca tiene lugar en áreas bajo jurisdicción municipal, provincial y nacional. Además el recurso es compartido con la República Oriental del Uruguay. Por lo tanto, la evaluación y manejo de esta especie dentro del área del Tratado deben basarse en el consenso de diferentes administraciones.

Los volúmenes de captura de la pesquería de pez palo en Argentina se distribuyen, tomando como ejemplo el año 2016, en un 85 % del Ecosistema Costero Bonaerense (ECB), distribuídos entre un 76 % del área Norte y un 9 % del área Sur (Figura 15). Sumados a aquellas capturas que provienen de aguas de Plataforma (15 %), subdivididas a su vez en un 13 % del área Norte y un 2 % del área Sur y son prácticamente despreciables las capturas del sector patagónico (Sur del 42ºS).

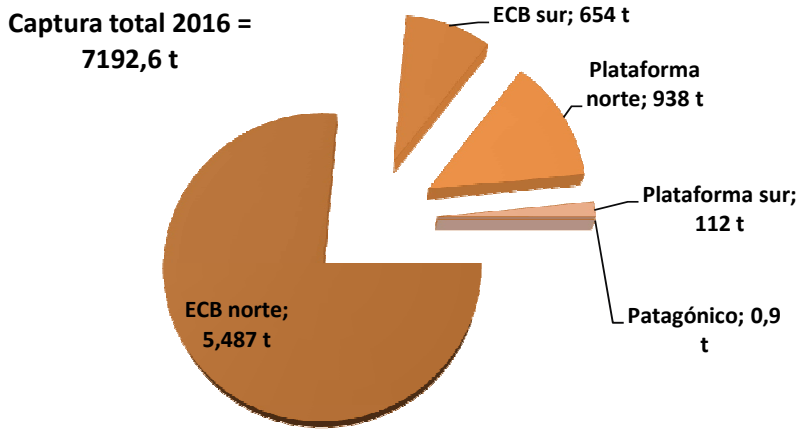


Figura 15. Composición de la captura total desembarcada por la flota comercial argentina durante el año 2016.

En particular, la evolución de las capturas en el área norte de 39º LS (ECB y plataforma) registran cinco períodos en su evolución (Figura 16). El primero abarcó hasta 1960 con capturas anuales promedio de 57 t, en el segundo se registraron capturas relativamente bajas (menores a 1.600 t/año), seguido por otro período con aumento de las mismas hasta el máximo registrado en el año 1997 (8.350 t). El cuarto período, entre 1998 y 2004, mostró una declinación de las capturas con un valor mínimo de 2.928 toneladas en 2004. El último período se caracterizó por un aumento en los desembarques a partir del año 2005 hasta 2015, alcanzando las 7.074 t. Finalmente en el año 2016 se declararon 6.425 t.

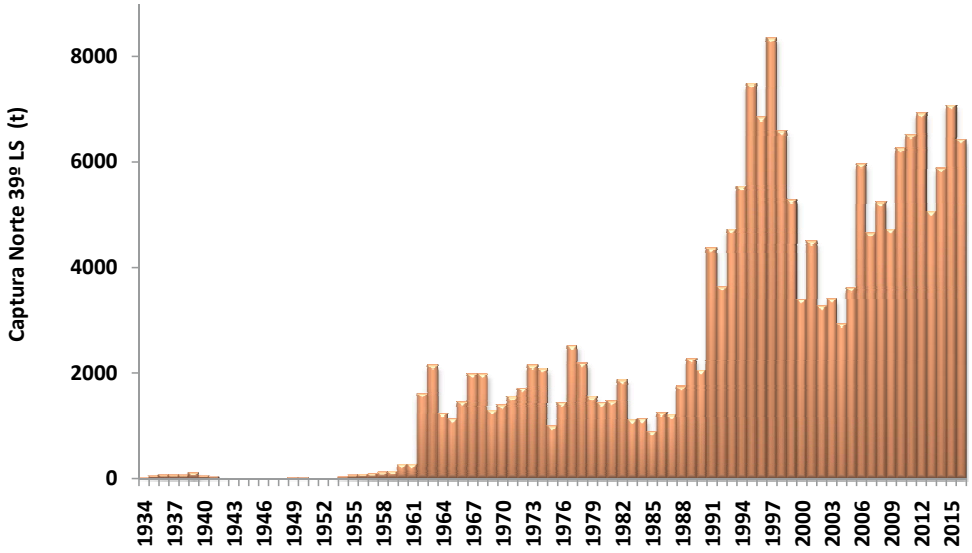


Figura 16. Evolución de las capturas desembarcadas (t) de pez palo por la flota argentina en el área norte del ECB y plataforma. Período: 1934 a 2016.

La pesca se lleva a cabo principalmente por embarcaciones de entre 18,24 a 24,99 m de eslora (estrato de flota Ic) y secundariamente por los estratos *Ib (*15 a 18,23 m de eslora) y IIa (25 a 28,99 y 38 a 38,99 m de eslora) (Figura 17). En los meses cálidos se registran las mayores capturas, concentrando el puerto de Mar del Plata más del 90% de los desembarques (Rico & Perrotta, 2009; Rico, 2010; Rico *et al.*, 2011; Rico, 2012; Rico & Lagos, 2017). Los mayores volúmenes de extracción proceden principalmente (más del 80%) de los rectángulos de pesca: 3655, 3756 y 3857 (Figura 1).

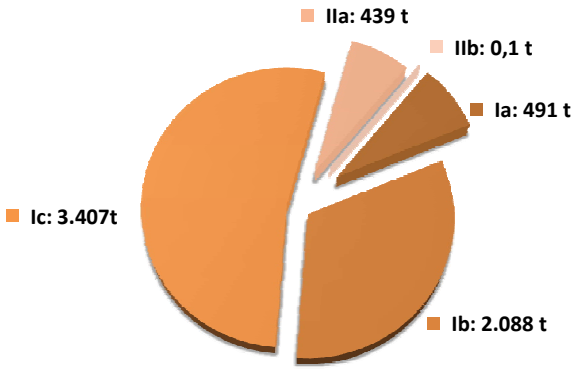


Figura 17. Distribución de las capturas declaradas (t) de pez palo por estratos de la flota argentina en el área norte 39ºS del ECB y plataforma, durante el año 2016.

Composición de longitudes y edades

Se analizaron las muestras de longitudes de pez palo desembarcados por la flota comercial que opera en el puerto de Mar del Plata, entre los años 2001 a 2016 (Figura 18). Esta composición de longitudes fue ponderada a la captura total declarada en el año. El rango de longitudes de ejemplares muestreados fue entre 18-77 cm, con una moda entre 45-47 cm Lt (Rico & Perrotta, 2006; 2009; Rico & Buono, 2017).

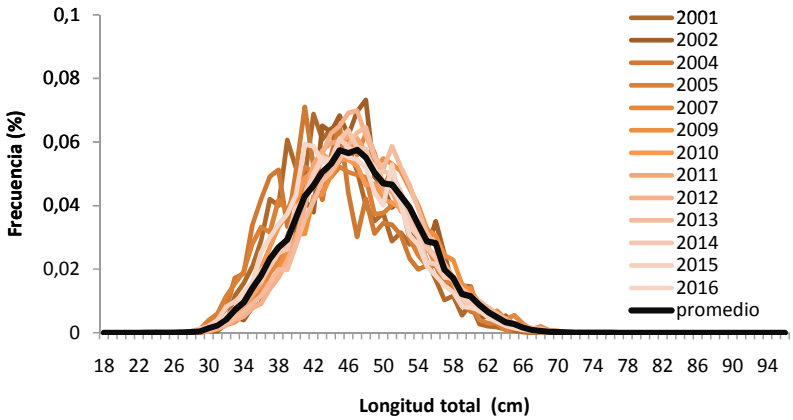


Figura 18. Distribución anual y promedio de longitudes de pez palo obtenidas a partir de la flota comercial que opera en el puerto de Mar del Plata, entre los años 2001 a 2016.

El porcentaje de juveniles estimado anualmente fue inferior al 1%, mientras que, la longitud media de los individuos capturados aumentó hasta el año 2003, posteriormente, esta estimación se mantiene estable alrededor de los 47 cm (Figura 19).

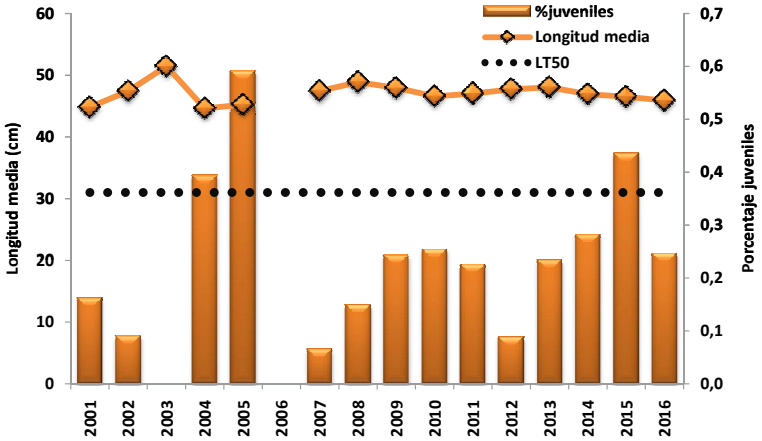


Figura 19. Distribución de longitudes medias, porcentaje de juveniles y largo de primera madurez (LT50) de pez palo obtenidas a partir de la flota comercial que opera en el puerto de Mar del Plata, entre los años 2001 a 2016.

En los desembarques de la flota comercial se han registrado ejemplares de pez palo de entre 2 y 15 años en el puerto de Mar del Plata, entre 2007 y 2015. Sin embargo, los individuos adultos de 3, 4 y 5 años fueron los preponderantes en las capturas (Rico & Sáez, 2010; Sáez *et al.*, 2011; Rico *et al.*, 2015, 2016; 2017) (Figura 20).

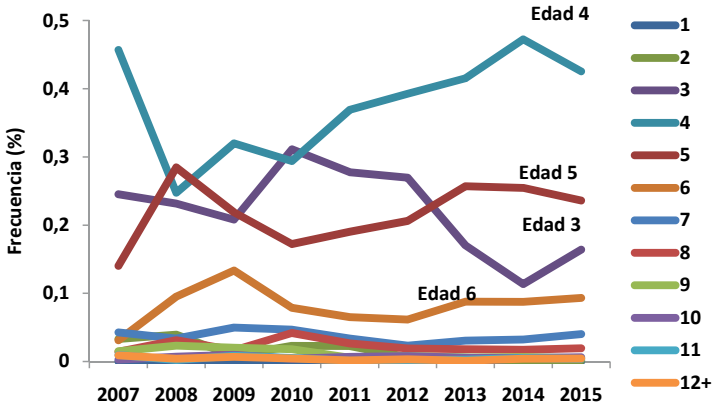


Figura 20. Composición porcentual de edades de pez palo obtenidas a partir del muestreo de desembarque de la flota comercial que opera en el puerto de Mar del Plata, años 2007 a 2015.

3- AVANCES METODOLÓGICOS EN LA EVALUACIÓN DEL RECURSO

Desde el año 2012 se presentan trabajos de evaluación del recurso en el ámbito del GT de Evaluación de Recursos Costeros de la CTMFM (Lagos *et al.*, 2012; Rico *et al.*, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, Carozza *et al.*, 2018), donde inicialmente se aplicaron modelos globales de evaluación: dinámico de *Schaefer* y diferencias con retardo. Pero el avance del conocimiento de distintos aspectos biológicos y pesqueros, junto al desarrollo de cursos de capacitación en *Stock Synthesis* (Methot & Wetzel, 2013), y el desarrollo del proyecto "*Construyendo capacidades para la evaluación de stock de la pesquería de pez palo*" suscripto entre empresarios (SIMPLOT, Australia), científicos (Programa de Pesquerías de Peces Demersales Costeras del INIDEP) y ONG´s (Fundación Vida Silvestre Argentina y WWF Australia) permitieron la aplicación de modelos de evaluación global de *Schaefer* con enfoque bayesiano e integrados con enfoque frecuentista, estructurados por edad en diferentes plataformas de cálculo.

En particular, el objetivo central del proyecto mencionado fue mejorar la evaluación y recomendaciones de manejo para la pesquería de pez palo, basados en los principios de sustentabilidad y rigor científico. En este contexto, se realizaron talleres con especialistas internacionales, el primero con el objeto de revisar la estimación de índices de abundancia relativa, empleando tanto datos de la flota comercial como de campañas de investigación (Tascheri, 2015). El segundo taller tuvo como finalidad la revisión del trabajo de evaluación realizado por el INIDEP para estudiar la dinámica poblacional de pez palo en el Ecosistema Costero Bonaerense al norte de los 39ºS (Canales, 2015). En su última etapa, el proyecto subsidió la participación y presentación de un trabajo (Rico & Lagos, 2015a) en la Conferencia Anual del Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES) del 2015.

A partir del año 2016, se implementaron avances metodológicos importantes en la estimación de índices de abundancia de pez palo, tanto con datos provenientes de campañas de investigación como de la flota comercial. En esta especie, que es parte de una pesquería multiespecífica-multiflota, la estandarización de estos índices a partir de datos provenientes de la flota comercial presenta dificultades mayores a las conocidas (Rico & Perrotta, 2009; Carozza *et al.*, 2011; Hernández *et al.*, 2011; Rico, 2015). En este contexto, se estudió la intencionalidad de pesca de la flota comercial argentina sobre pez palo en la ZCPAU y aguas jurisdiccionales adyacentes, para seleccionar un subconjunto de datos apropiado para estimar un índice de abundancia de la especie según la metodología propuesta por Stephens & MacCall (2004). A partir de este subconjunto de datos, se realizó la estandarización de la CPUE utilizando la combinación de un Modelo Lineal General con la aproximación Delta Lognormal (GLM Delta-LogNormal) (Stefánsson, 1996), que incorpora en el proceso los registros con valores cero de captura de pez palo y consiste en dos Modelos Lineales Generalizados (MLGz), uno para los valores positivos y otro para la proporción de registros positivos, en el período 1999 a 2016 (Rico & Lagos, 2016, 2017).

En cada uno de los modelos planteados todos los factores (Año, Mes, Rectángulo de Pesca, Estrato de flota) e interacciones resultaron significativos. Las series de CPUE medias estandarizadas presentaron una tendencia creciente a lo largo del tiempo, y registraron en el año 2016 incrementos de entre 19 % y 61% (Figura 21).

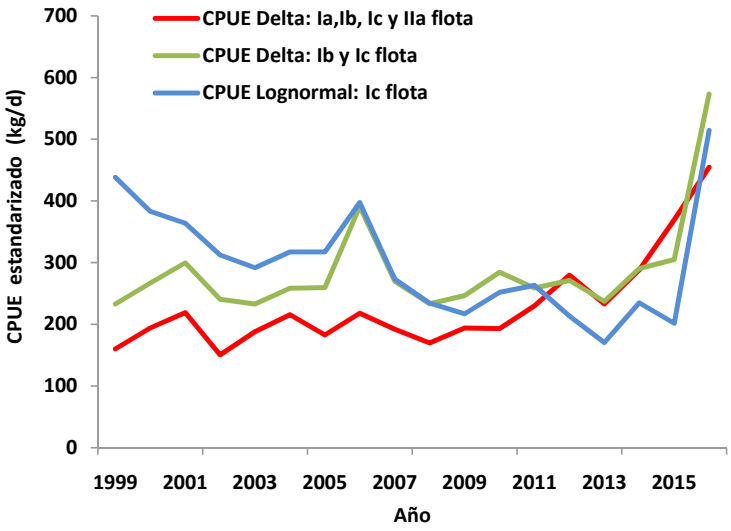


Figura 21. CPUE estimados de pez palo obtenidas de la flota comercial a partir de diferentes metodologías: MLGz Delta y MLG log-normal.

A su vez, para la estimación de índices de abundancia relativa obtenidas a partir de campañas de investigación se analizaron aquéllos factores que influyen en la abundancia de pez palo utilizando Modelos Lineales Generalizados (GLMz). Se evaluó la densidad (t/mn^2) a partir de 470 lances de pesca llevados a cabo durante siete campañas de investigación que operaron con red de arrastre de fondo en el ECB norte (34ºS - 39ºS) entre 1983 y 2013 (Figura 22) (Rico & Lagos 2015a y b). Con el fin de identificar una respuesta no lineal de funciones apropiadas entre cada variable ambiental y la densidad, se utilizó un Modelo Aditivo Generalizado (GAM) como un método de exploración. A continuación, se realizó un GLM Delta-LogNormal. En cada uno de los modelos planteados todos los factores (Año, Estrato de área de muestreo, salinidad de fondo) e interacciones resultaron significativos. Los modelos LogNormales ajustados a Ln(Densidad) explicaron aproximadamente el 54% de la variación total de los datos. Se observó una tendencia decreciente de los índices de abundancia estimados, consistente con las tendencias de densidad media estimadas por el método de área barrida.

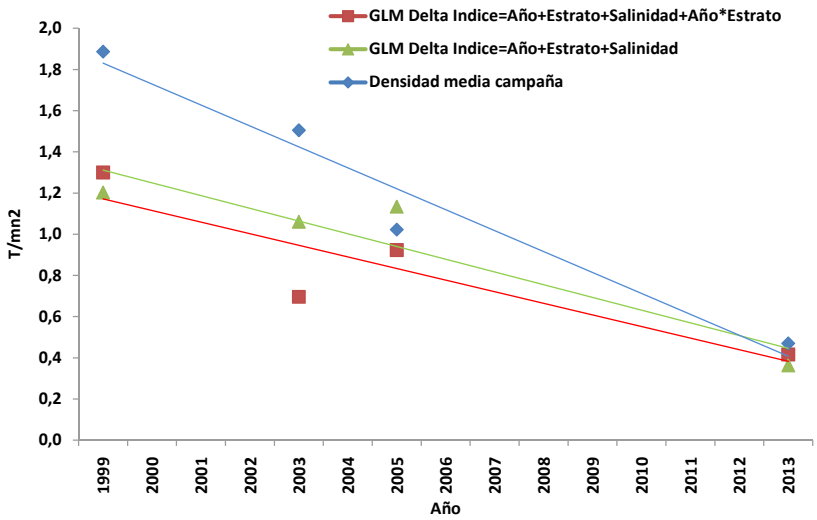


Figura 22. Indices de abundancia estimada a partir de diferentes metodologías: GLM Delta y densidad media estimada (área barrida) en las campañas de investigación.

Aplicación de modelos

A continuación se presentan los modelos de evaluación implementados para la especie, discutidos y acordados en el ámbito del GT de Evaluación de Recursos Costeros de la CTMFM durante el año 2017 (Rico *et al.*, 2017). Para establecer el estatus del recurso se realizaron diferentes ejercicios de aplicación de los modelos: global de *Schaefer* e integrado estructurado por edad. Se utilizaron para el ajuste índices de abundancia: CPUE de flota (Periodo 1999-2015 o 1999-2016) o índice de campañas de investigación (años 1999, 2003, 2005, 2013).

Modelo de dinámica global

En este caso se utilizó el índice CPUE de flota del período 1999-2015 (kg/día). Los resultados de las simulaciones obtenidas por el método de cadenas de Markov Monte Carlo (MCMC) mostraron que el modelo ajustó bien a los datos de CPUE observados, a excepción del año 2006 (Figura 23). La tendencia de la biomasa total fue decreciente, se estimaron 43.140 t para el año 2016 y la tasa de captura creciente. En la Tabla 5 se presentan los estimados de los parámetros del modelo y los cálculos de los indicadores de productividad del recurso.

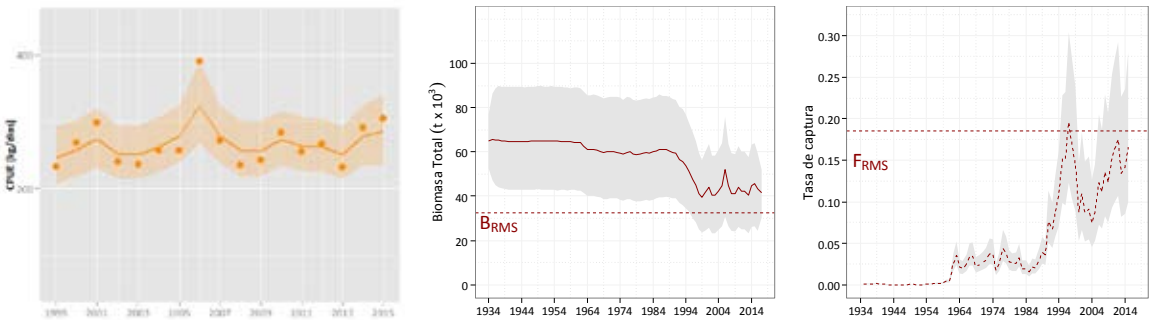


Figura 23. Ajuste del modelo de *Schaefer* por inferencia bayesiana a los datos de CPUE (kg/d), período: 1999-2015, tendencia de la biomasa total y tasa de captura. La banda gris indica el intervalo de probabilidad del 95%. La línea horizontal indica la B_{RMS} (32.550 t) y F_{RMS} (0,18).

Tabla 5. Estimadores de los parámetros del modelo de *Schaefer* para pez palo: K capacidad de carga, *r* tasa intrínseca de crecimiento; *q* coeficiente de capturabilidad, sigma²: varianza del error del modelo, Parámetros de diagnóstico: Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), CR_{2017}: Captura de reemplazo, que permite que la biomasa de 2017 sea igual a la de 2016, biomasa correspondiente al RMS (B_{RMS}), B_{2016}, biomasa estimada a 2016, B_{2016}/B_{RMS}: proporción de la biomasa en 2016 respecto de la biomasa RMS, B_{2016}/K: proporción se la Biomasa actual en función de K, F_{RMS} tasa de explotación para el RMS.

Parámetros		Media
del modelo	*r*	0,37
	K	65.100
	q	0,0066
	Sigma²	0,0143
de diagnóstico	*RMS*	6.016
	CR_{2017}	4.838
	B_{2016}	43.140
	B_{RMS}	32.550
	B_{2016}/B_{RMS}	1,319
	B_{2016}/K	0,6594
	F_{RMS}	0,1855

Las proyecciones de la biomasa poblacional se realizaron considerando distintos escenarios de explotación constante, los cuales indicaron que, manteniendo niveles de captura en el valor del RMS (6.016 t), la biomasa estimada media se mantendría por encima del PBR (B_{RMS}) aunque con tendencia decreciente con un riesgo de caer por debajo del PBR de al menos un 15% (Figura 24).

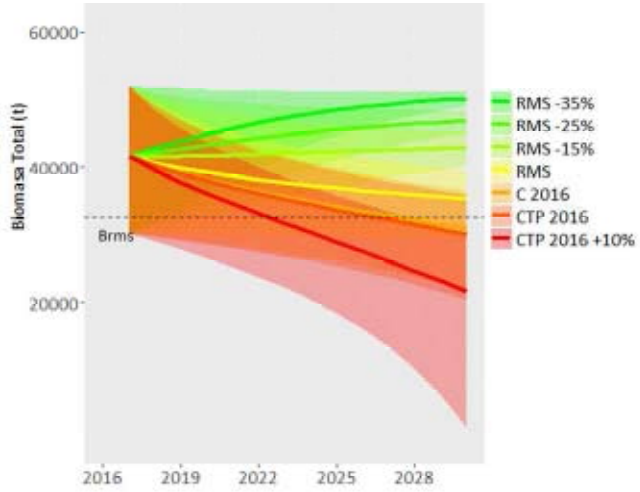


Figura 24. Proyecciones de la biomasa total realizada en escenarios de explotación constante. Se indica el punto biológico de referencia estimado (B_{RMS}).

Modelo integrado estructurado por edad

Los modelos estructurados se calibraron separadamente con los dos índices de CPUE de flota (kg/día) y campañas (t/mn^2). El ajuste de los modelos al índice de CPUE fue satisfactorio, sin embargo la calibración al índice de campañas de investigación ajustó a los valores observados en los años 1999, 2003 y 2005, pero no al valor observado en 2013 (Figura 25). Cada modelo logró una adecuada reconstrucción de las estructuras de longitudes y edades del desembarque y campañas (Figuras 26 y 27).

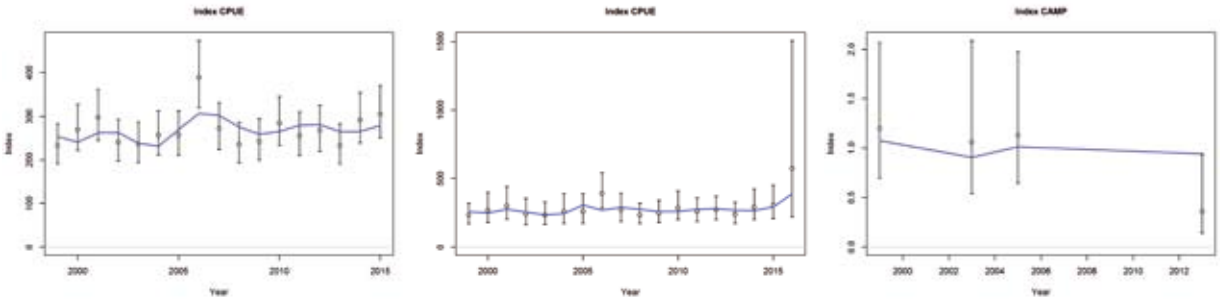


Figura 25. Ajuste de los modelos integrados a los índices de CPUE (kg/d) en el período 1999-2015, 1999-2016 y campañas (t/mn^2).

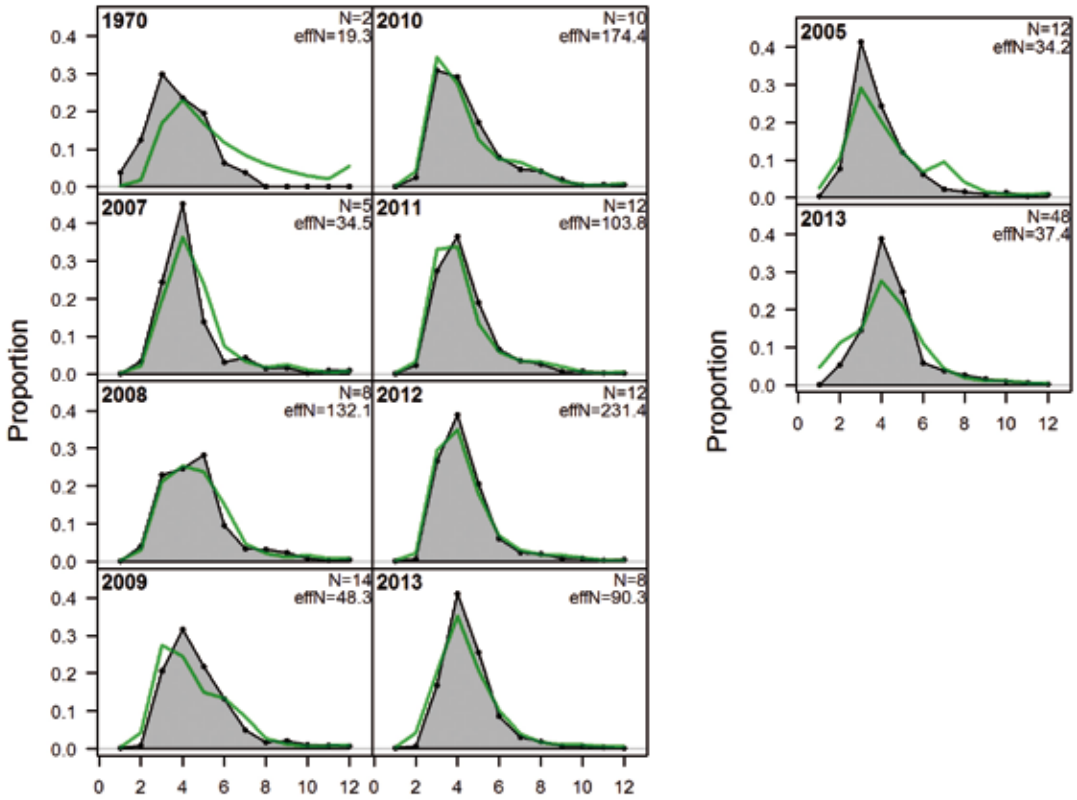


Figura 26. Ajuste a las distribuciones de edades provenientes de la flota y campañas, tomando a modo de ejemplo el modelo ajustado a CPUE (kg/d) período: 1999-2015.

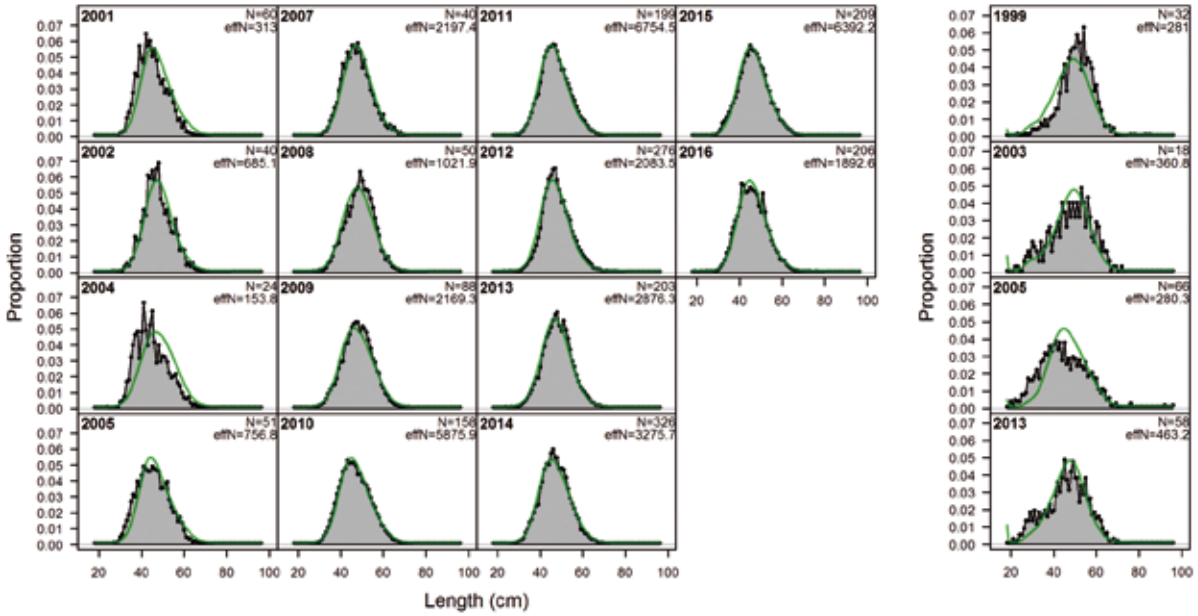


Figura 27. Ajuste a las distribuciones de longitudes obtenidas por la flota y campañas, tomando a modo de ejemplo el modelo ajustado a CPUE (kg/d) período: 1999-2015.

Tabla 6. Principales resultados obtenidos del ajuste de los modelos integrados correspondientes a los ejercicios de aplicación.

h: parámetro que define los coeficientes de la relación stock-recluta de Beverton y Holt; Biomasa del último año (B_{2016}), Biomasa Virgen (BV), Biomasa desovante del último año (BD_{2016}), Biomasa desovante virgen (BDV), Biomasa Reproductiva del año 2016 (BR_{2016}), Biomasa Reproductiva virgen (BRV), Depleción: relación entre la BR_{2016} con respecto a la BRV, f2016: factor proporcional de la tasa anual de mortalidad por pesca en el año 2016 para cada uno de los modelos considerados.

Indicadores	Modelos		
	Índice de abundancia ajustado		
	CPUE	CPUE	Campaña
	1999-2015	1999-2016	
h	0,84	0,8	0,68
B_{2016} *(t)*	47102	35195	16534
BV (t)	83823	82057	77901
BD_{2016} *(t)*	13874	12972	5246
BDV (t)	35035	34262	32526
BR_{2016} *(t)*	27748	25944	10491
BRV (t)	70069	68524	65053
Depleción	0,39	0,38	0,16
F_{2016}	0,32	0,27	1,16

Los diferentes escenarios de proyección a captura constante de los modelos calibrados al CPUE (Figura 28), indicaron que los niveles de depleción de la biomasa desovante se encontrarían por encima del Punto Biológico de Referencia (alcanzar una abundancia de reproductores igual o mayor al 30% de la biomasa virgen), con excepción de aquellos casos que la captura se incrementó en un 20% o 30% ajustados a CPUE entre 1999 a 2016.

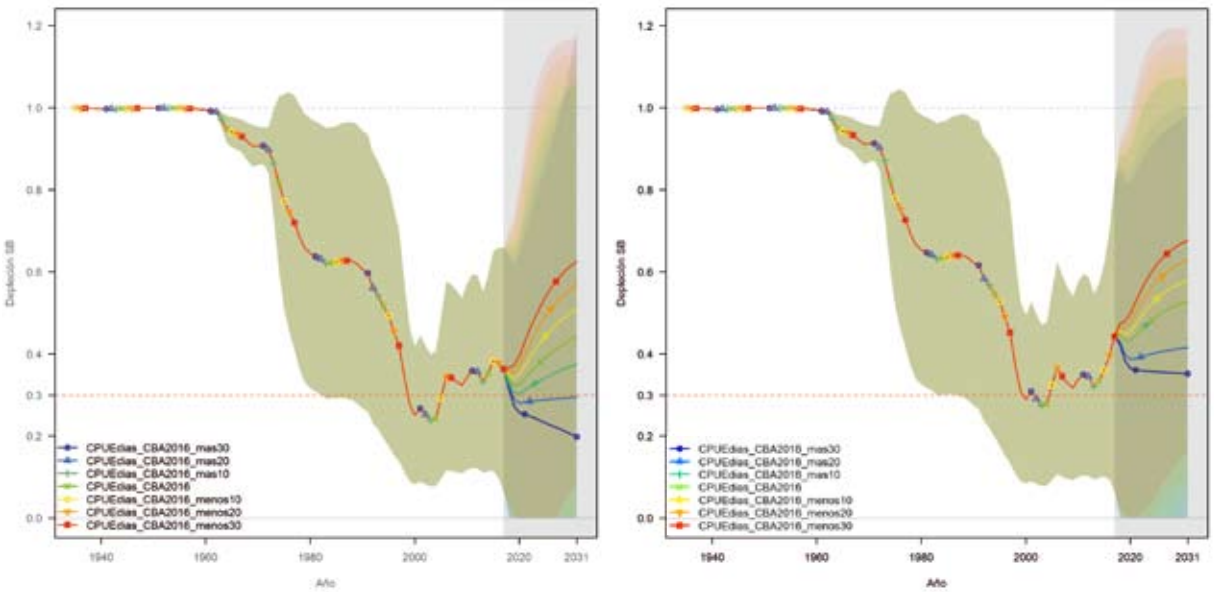


Figura 28. Proyecciones a Captura constante de los modelos calibrados a CPUE: períodos 1999-2016 y 1999-2015, con la incertidumbre asociada, en función de la depleción de la biomasa desovante.

Comparación de los modelos: integrados y global.

Los modelos estimaron similar tendencia decreciente hasta el año 2002 y posteriormente creciente hasta el año 2006. En los últimos años del período, la tendencia sigue siendo creciente para los modelos calibrados con CPUE y decreciente para el ajustado a los índices de campañas (Figura 29). En la Tabla 7 se presentan los parámetros de diagnóstico resultantes de la aplicación de los modelos: global e integrados.

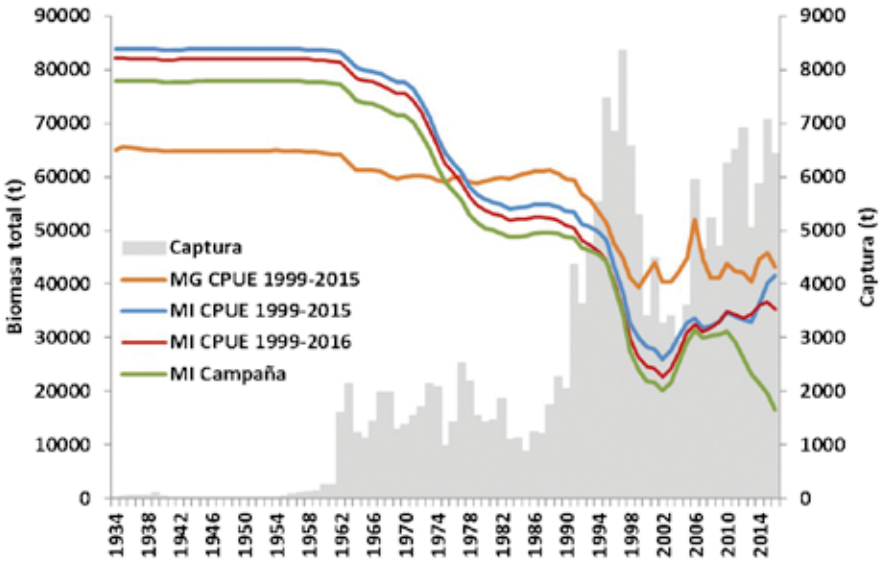


Figura 29. Tendencia de biomasa total (BT, expresada en toneladas) estimada a partir de los modelos integrados (MI) y global (MG). En barras grises se indican las capturas (t) de la especie

Tabla 7. Parámetros de diagnóstico resultantes de la aplicación del modelo global (MG) y Modelo Integrado (MI) aplicados para pez palo

Modelo	Índice	BTV (t)	BT_{2016} (t)	Depleción (BT_{2016}/BTV)	BT_{2017}/B_{RMS}	BRV (t)	BR_{2016} (t)	Depleción BR_{2016}/BRV
Global	CPUE	65.100	41.616t	0,64	1,28			
Integrado	CPUE	82.057-83.823	35.195-47.102	0,43-0,56		68.524-70.068	25.944-27.748	0,38-0,39
	Camp	77.900	16.534	0,21		65.053	10.491	0,16

Análisis de riesgo y estimación de CBA

A partir del análisis de riesgo, con los diferentes objetivos de manejo, el RMS en el modelo global y mantener la biomasa reproductiva por encima de un 30% de la biomasa reproductiva virgen en los modelos integrados, se consideraron los resultados obtenidos a partir de los modelos que utilizaron las series de CPUE, a partir de los cuales las CBA variaron entre 6.016 y 8.396 t. En función de la incertidumbre que acompaña a las evaluaciones de pez palo, la intensidad de la presión extractiva a la que está siendo sometida este recurso, la tendencia fuertemente decreciente de la biomasa registrada con el modelo de campañas, el GT sugirió que las capturas en el área del Tratado y aguas adyacentes,

durante el año 2017, deberían ser inferiores a las 6.500 toneladas. Finalmente se estableció una CTP de 6.000 t con reserva administrativa de 500 t (Res. CTMFM N° 7/17).

Discusión

La descripción de la dinámica poblacional de pez palo ha sido posible, dado el aporte de numerosos trabajos dirigidos a estimar diferentes aspectos de la historia de vida de la especie. Estos parámetros, sumados a los avances metodológicos incorporados en la estimación de índices de abundancia y modelos de evaluación han permitido elaborar un acabado diagnóstico de la población. Para lo cual se aplicaron modelos de evaluación globales de *Schaefer* con enfoque bayesiano e integrados, estructurados por edad. Los modelos de dinámica global brindan una visión general del estado del recurso y la aplicación de modelos integrados en la plataforma *Stock Synthesis* permitió incorporar los avances biológicos-pesqueros asociados, presentados en este trabajo. A su vez, a partir de esta plataforma se pueden plantear diferentes modelos para los procesos biológicos (como crecimiento, madurez, mortalidad, vulnerabilidad, reclutamiento), incorporar error en la lectura de edades, considerar las diferencias entre sexos y áreas, incluir posibles variaciones de los parámetros en el tiempo, movimiento espacial, descarte, entre otras. Así mismo, se utiliza para realizar el proceso completo de evaluación: diagnóstico, análisis de incertidumbre y proyecciones.

En este trabajo se presentaron los resultados de la evaluación correspondiente al año 2017, proyección, análisis de riesgo y estimación de la captura biológicamente aceptable, oportunamente discutidos en el ámbito del Grupo de Trabajo de Evaluación de Recursos Costeros de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo.

Los diferentes modelos mostraron un buen ajuste a los índices empleados, a las capturas observadas y a las distribuciones de longitudes y edades. A pesar de los avances metodológicos incorporados en la estimación de los índices de abundancia derivados de la información de la flota comercial y de las campañas de investigación argentinas, presentaron una tendencia opuesta, la cual se traslada en incertidumbre de las estimaciones e impacta en las trayectorias de biomasas. Esto puede deberse, a problemas en la consignación del esfuerzo de pesca en la estadística nacional y a la limitada cobertura temporal de las campañas de investigación.

La tendencia de biomasa total estimada, en función del índice utilizado para el ajuste, fue decreciente entre 1934 y 2002, posiblemente asociado a un período de capturas máximas registradas para la especie y luego según el ejercicio presentó una recuperación hasta el año 2006. A partir de dicho año, se manifestaron dos tendencias: creciente para aquellos modelos que consideraron CPUE y decreciente para los que solo se calibraron con campañas de investigación. En general, la estimación de biomasa total a través de modelos se encontraría entre un 43 % y 64 % respecto de la virgen. Los resultados del modelo calibrado a índices de campaña fueron menos robustos, dado que esta serie consta de cuatro valores (correspondientes a los años 1999, 2003, 2005, 2013) y una ventana temporal estrecha, pero se tuvo en cuenta la tendencia de biomasa estimada fuertemente decreciente.

En general, el diagnóstico y la evaluación de pez palo dejó en evidencia que las biomasas desovantes se encontrarían disminuidas y alrededor del Punto Biológico de Referencia (PBR: 30% Biomasa

reproductiva actual respecto de la biomasa reproductiva virgen), según los índices y escenarios considerados, exceptuando el modelo integrado calibrado al índice de campaña, el cual se estimó en un 16% del PBR.

A partir de las proyecciones de biomasa en distintos escenarios de explotación constante, los resultados indican que, si se mantienen los niveles de captura en el orden de las 6.000 t, la biomasa total permanecería por encima del PBR, tanto a partir del modelo global como de los integrados, calibrados al índice de CPUE.

Bibliografia

Adams P.B., 1980. Life history patterns in marine fishes and their consequences for fisheries management. Fishery Bulletin, 78: 1-12.

Avigliano, E.; Sáez, M. B.; Rico, M. R. & Volpedo, A. 2015. Use of otolith strontium:calcium and zinc:calcium ratios as an indicator of the habitat of *Percophis brasiliensis* Quoy & Gaimard, 1825 in the southwestern Atlantic Ocean. Neotropical ichthyology, 13(1): 187-194.

Barretto, A.C.; Sáez, M.B.; Rico, M.R. & Jaureguizar. A.J. 2011. Age determination. validation. and growth of Brazilian flathead (*Percophis brasiliensis*) from the southwest Atlantic coastal waters (34º-41ºS). Latin American Journal of Aquatic Research, 39(2): 297-305.

Beverton, R.J.H., 1963. Maturation, growth and mortality of clupeid and engraulid stocks in relation to fishing. Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer, 154: 44-67.

Beverton, R.J.H. & S.J. Holt, 1959. A review of the lifespans and mortality rates of fish in nature, and their relation to growth and other physiological characteristics. p. 142-180. In G.E.W. Wolstenholme & M. O'Connor (eds.) CIBA Foundation colloquia on ageing: the lifespan of animals. Volume 5. J & A Churchill Ltd, London.

Braicovich, P.E. & J.T., Timi. 2008. Parasites as biological tags for stock discrimination of the Brazilian flathead *Percophis brasiliensis* in the south-west Atlantic. Journal of Fish Biology, 73: 557-571.

Braicovich, P.; Pantoja, C.; Pereira, A.; Luque, J. & Timi, J. 2016. Parasites of the Brazilian flathead *Percophis brasiliensis* reflect West Atlantic biogeographic regions. Parasitology, 144: 1-10.

Canales, C. 2015. Informe de Curso-Taller "Revisión de la Evaluación de Stock de Pez Palo (*Percophis brasiliensis*) en el ecosistema costero bonaerense al norte de los 39° *S. argentina*. INIDEP, Mar del Plata, Argentina, 5-10 julio 2015. 41pp.

Carozza, C., Navarro, L., Jaureguizar, A., Lasta, C. & M.I., Bertolotti. 2001. Asociación íctica costera bonaerense "*Variado costero*". Informe I. Informe Técnico Interno INIDEP 48. 28 p.

Carozza, C. R.; Lorenzo, M. I.; Hernández, D.; Rey, M.; Ruarte, C.; Scavino, M.; Fernández Aráoz, N. C.; Chiesa, E.; Lagos, N.; Nion, H.; Rico, M. R.; Martínez, P.; & Wöhler, O. 2011. Taller de estandarización de los índices de abundancia de corvina y pescadilla derivados de la flota comercial y de las campañas de investigación de Uruguay y Argentina. Publicación Especial CTMFM. 67 pp.

Carozza, C.; Ruarte, C.; M.R. Rico; N. Lagos; S. García, J. Rodríguez & M.I. Lorenzo. 2018. La pesquería del *variado costero*. Evolución de los desembarques y recomendación de la captura biológicamente aceptable efectuadas a la ctmfm para las principales especies costeras óseas. Año 2017. Informe Técnico Oficial INIDEP 2. 52 pp.

Cousseau, M.B. & Perrotta, R.G. 2013. Peces marinos de Argentina: Biología. distribución. pesca. INIDEP. Mar del Plata. Argentina. 167 pp.

Cubillos L.A.; R., Alarcón & A., Brante. 1999. Empirical estimates of natural mortality for the Chilean hake (*Merluccius gayi*): evaluation of precision. Fisheries Research, 42: 147-153.

Cubillos, L.A., 2003. An approximative relationship to estimate the natural mortality rate in fish stocks. Naga World Fish Center Quarterly, 26: 17-19.

Cubillos L & M Araya. 2007. Estimaciones empíricas de mortalidad natural en el bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides Smitt*, 1898). Revista de Biología Marina & Oceanografía, 42(3): 287-297.

Echezarreta, A., Ojeda, M., Marí, N. & A.C. Milessi. 2009. Ecología trófica del pez palo, *Percophis brasiliensis*, en el Ecosistema Costero Argentino Uruguayo. VII Jornadas Nacionales De Ciencias Del Mar, Diciembre de 2009, Bahía Blanca, Pcia. Buenos Aires.

Gunderson D.R., 1980. Using r-K selection theory to predict natural mortality. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37: 2266-2271.

Hernández, D.R.; Rico, M.R. & Carozza, C.R. 2011. Evaluación de los índices de abundancia para corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) y pez palo (*Percophis brasiliensis*) obtenidos mediante Modelos Lineales Generales: simulaciones de Monte Carlo y análisis de las interacciones con el factor "año". Serie INIDEP Informe Técnico 84, 20 pp.

Hoening, J.M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. Fishery Bulletin, 82: 898-902.

Jaureguizar, A.; Menni, R.; Guerrero, R. & Lasta, C. 2004. Environmental factors structuring fish communities of the Rio de la Plata estuary. Fisheries Research, 66: 195-211.

Kraus, G.; Tomkiewicz, J. & Köster, F.W. 2002. Egg production of Baltic cod (*Gadus morhua*) in relation to variable sex ratio, maturity, and fecundity. Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences, 59(12): 1908-1920.

Lagos, N.; M.R., Rico; A., Aubone & S., Cuetto. 2012. Avances para realizar un diagnóstico del recurso pez palo (*Percophis brasiliensis*) en el Ecosistema Costero Bonaerense. Informe de Investigación INIDEP 120: 18 pp.

Lambert, Y. & Dutil, J., 2000. Energetic consequences of reproduction in Atlantic cod (*Gadus morhua*) in relation to spawning level of somatic energy reserves. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57 (4): 815–825.

Lambert, Y. 2008. Why should we closely monitor fecundity in marine fish populations ? Journal of Northwest Atlantic Fishery Science, 41: 93-106.

Lee, H.; M.N. Maunder; K.R. Piner & R.D. Methot. 2011. Estimating natural mortality within a fisheries stock assessment model: An evaluation using simulation analysis based on twelve stock assessments, Fisheries Research, 109 (1): 89-94.

Melià, P.; Petrillo, M.; , Albertelli, G., Mandich, A. & Gatto, M. 2012. A *bootstrap* approach to account for uncertainty in egg production methods applied to small fish stocks. Fisheries Research 117-118: 130-136.

Methot, R. D., & Wetzel, C. 2013. *Stock Synthesis*: a biological and statistical framework for fish stock assessment 557 and fishery management. Fisheries Research, 142: 86–99.

Milessi, A.C. & N. Marí. 2013. Ecología trófica del pez palo, *Percophis brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825) en el Ecosistema Costero ArgentinoUruguayo (34-41º S). Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero, 21: 61-72.

Militelli, M. I. & Macchi, G.J. 2001a. Preliminary estimate of spawning frequency and batch fecundity of Brazilian flathead. *Percophis brasiliensis*. in coastal waters off Buenos Aires Province. Scientia Marina, 65(2): 169-172.

Militelli, M.I. & Macchi, G.J. 2001b. Reproducción del pez palo (*Percophis brasiliensis*) en aguas costeras de la provincia de Buenos Aires. Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero, 14: 5-21.

Pascual, M.A. & O.O., Iribarne. 1993. How good are empirical predictions of natural mortality?. Fisheries Research, 16: 17-24.

Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. Journal du Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer, 39: 175-192.

Perrotta, R.G. & A. Fernández-Giménez. 1996. Estudio preliminar sobre la edad y el crecimiento del pez palo *Percophis brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824). Informe Técnico INIDEP, 10: 25-36.

Pope, J.G. Macdonald, D.S., Daan, N., Reynolds, J.D. & Jennings, S. 2000. Gauging the impact of fishing mortality on non-target species, ICES Journal of Marine Science, 57: 689-696.

Rickhter, V.A. & V.N., Efanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. International Commission of the Northwest Atlantic. Fisheries, Research Document, 76/VI/8: 1-12.

Rico, M.R. & Perrotta, R.G., 2006. Análisis de la distribución de tallas del pez palo (*Percophis brasiliensis*) en la Zona Común de Pesca Argentina-Uruguaya y El Rincón. Período 1993-2005. Informe Técnico Interno INIDEP, 72. 20 pp.

Rico, M.R. & Perrotta, R.G. 2009. Evolución reciente de la captura por unidad de esfuerzo (1993-2004) y de las tallas medias (1993-2005) del pez palo (*Percophis brasiliensis*) en el litoral marítimo entre 34° y 42° S. Serie INIDEP Informe Técnico 73. 28 pp.

Rico, M.R. 2010. Pesquería de pez palo (*Percophis brasiliensis*) en el Ecosistema Costero Bonaerense al Norte de 39º S. Frente Marítimo. Publicación de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, 21: 137-142.

Rico, M.R. & M.B., Sáez. 2010. Análisis de la estructura de tallas; determinación de la edad, validación y crecimiento de pez palo (*Percophis brasiliensis*) a partir de muestras del desembarque comercial en el puerto de Mar del Plata Informe de Investigación INIDEP, 85. 20 pp.

Rico, M.R.; Lagos, N.A. & S., García. 2011. Otros recursos costeros de Argentina. Avances y perspectivas. Frente Marítimo. Publicación de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, 22: 43-68.

Rico, M.R. 2012. Evolución de las capturas declaradas de pez palo (*Percophis brasiliensis*) por la flota comercial argentina en el Período 1993-2009. Informe de Investigación INIDEP, 35. 14 pp.

Rico, M.R., Rodrigues, K.A. & Sáez, M.B. 2012. Edad de primera madurez, crecimiento y mortalidad natural del pez palo (*Percophis brasiliensis*) en el Atlántico Sudoccidental 34º-42ºS. II Simposio Iberoamericano de Ecología Reproductiva. Reclutamiento y Pesquerías (SIBECORP). Mar del Plata. Argentina. 9-22 de noviembre del 2012.

Rico, M.R., C. Ruarte & G. Garaffo. 2013. Evaluación de pez palo (*Percophis brasiliensis*) para el año 2013 mediante modelos de dinámica de biomasa globales en el área del Río de la Plata, ZCPAU y aguas nacionales adyacentes al norte de los 39° S. Documento de Trabajo INIDEP 12, presentado al Grupo Técnico de Trabajo Costeros Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo Argentino-Uruguayo. Buenos Aires, 25-26 de junio de 2013. 25 pp.

Rico, M.R. 2014. Estimación de la cpue anual estandarizada de pez palo (*Percophis brasiliensis*) a partir de datos de la flota comercial argentina en la ZCPAU y aguas jurisdiccionales adyacentes. Período 1999-2013. Documento de Trabajo, 15, presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, Buenos Aires, 17 al 20 de mayo 2014. 17 pp.

Rico, M.R.; Á.N. Lagos & J. Rodríguez. 2014. Evaluación de pez palo (*Percophis brasiliensis*) para el año 2014 mediante modelos de dinámica de biomasa globales en el área del Río de la Plata, ZCPAU y aguas nacionales adyacentes al norte de los 39°S. Documento de Trabajo 18, presentado al Grupo Técnico de Trabajo Costeros Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo Argentino-Uruguayo Montevideo, 14 al 16 de mayo de 2014, 18 pp.

Rico, M.R. 2015. Estimación de la cpue anual estandarizada de pez palo (*Percophis brasiliensis*) a partir de datos de la flota comercial argentina en la ZCPAU y aguas jurisdiccionales adyacentes. Período 1999-2014. Documento de Trabajo INIDEP 15. 19 pp.

Rico, M.R. & Lagos, A. N. 2015a. Estimación de índices de abundancia de pez palo (*Percophis brasiliensis*) a partir de datos de campañas de investigación de argentina en la Zona Común de Pesca Argentino Uruguaya y aguas nacionales adyacentes. Periodo 1999-2013. Documento de Trabajo INIDEP 1, presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, Buenos Aires, 14 al 16 de mayo de 2014. 24 pp.

Rico, M:R: & Lagos, A.N. 2015b. Abundance index estimation from survey data as a reliable alternative in a mixed and multi-fleet fishery: Application to *Percophis brasiliensis* off Southwest Atlantic Ocean (34º S - 39º S). ICES. Conferencia Anual del ICES. 21 a 25 de septiembre de 2015 Copenhague, Dinamarca.

Rico, M.R.; J. Rodríguez & M. I. Lorenzo. 2015. Dinámica poblacional del pez palo (*Percophis brasiliensis*) en el área del Río de la Plata, Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y aguas nacionales adyacentes al norte de los 39° S. Periodo: 1973-2014. Informe de Investigación INIDEP 6. 47 pp.

Rico, M. R. & N. Lagos. 2016. Aplicación de un método basado en la composición faunística asociada al pez palo para la obtención de índices de abundancia a partir de datos de la flota comercial argentina en el Área del Tratado. Período 1999-2015. Documento de Trabajo DNI/INIDEP N° 13; presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, Buenos Aires, 17 al 20 de mayo de 2016. 23 pp.

Rico, M.R.; J. Rodríguez, N. Lagos & Lorenzo, M.I. 2016. Dinámica poblacional del pez palo (*Percophis brasiliensis*) en el área del Río de la Plata, Zona Común de Pesca Argentino -Uruguaya y aguas jurisdiccionales adyacentes al norte de los 39° S. Período: 1934-2015. Informe de Investigación INIDEP 47, 50 pp.

Rico, M.R. & P. Buono. 2017. Análisis de la estructura de tallas de pez palo (*Percophis brasiliensis*) a partir de muestras del desembarque comercial en el puerto de Mar del Plata y Necochea. Periodo: 2009 a 2015. Informe de Investigación INIDEP 77. 21pp.

Rico, M.R. & A.N., Lagos. 2017. Incorporación de la intencionalidad de pesca en la estimación de índices de abundancia de pez palo (*Percophis brasiliensis*) a partir de datos de la flota comercial argentina en la ZCPAU y aguas jurisdiccionales adyacentes. Período 1999-2016. INIDEP Documento de trabajo, presentado al Grupo Técnico de Trabajo Costeros Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo Argentino-Uruguayo. Buenos Aires, 18 al 21 de abril de 2017. 30 pp.

Rico, M.R., A.N. Lagos & J.S. Rodríguez. 2017. Dinámica poblacional del pez palo (*Percophis brasiliensis*) en el área del Río de la Plata, Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y aguas jurisdiccionales adyacentes al norte de los 39° S. Periodo: 1934-2016. Documento de Trabajo 15; presentado al Grupo de Trabajo Recursos Costeros de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo. Buenos Aires, 18 al 21 de abril de 2017. 30 pp.

Rodrigues, K.A. 2009. Determinación del periodo reproductivo de *Percophis brasiliensis* (pez palo) a partir de muestras de desembarque comercial en el puerto de Mar del Plata: junio 2007 a mayo 2008. Informe de Investigación. INIDEP 4. 10 pp.

Rodrigues, K.A. 2012. Estrategia reproductiva del pez palo, *Percophis brasiliensis* (Quoy et Gaimard, 1824) en aguas costeras de la provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina, 207 pp.

Rodrigues K.A. 2016. Distribución de desovantes y estimación de variables reproductivas del pez palo (*Percophis brasiliensis*) en la Zona Común De Pesca Argentino Uruguaya en diciembre de 2013. Informe de Investigación INIDEP 17. 9 pp.

Rodrigues, K.A.; M.R. Rico, M.B. Sáez & A.J. Jaureguizar, 2009. Parámetros reproductivos y distribución de las hembras de pez palo (*Percophis brasiliensis*) dentro del área de desove en aguas costeras de la provincia de Buenos Aires. Informe de Investigación INIDEP 29, 22 pp.

Rodrigues, K.A., Rico, M.R., Militelli, M.I., Osovnikar, P. & Maggioni, M. 2010. Parámetros reproductivos y distribución de las hembras de pez palo (*Percophis brasiliensis*) y lenguado (Paralichthys patagonicus) en el Golfo San Matías. Informe de Investigación INIDEP 65, 20 pp.

Roff, D.A., 1992. The Evolution of Life Histories: Theory and Analysis. Chapman and Hall, London, 535 pp.

Sáez, M.B., Rico, M.R., Despós, J. & Casagrande, P. (Manuscrito). Determinación de la edad y crecimiento de pez palo (*Percophis brasiliensis*) en el Ecosistema Costero Bonaerense durante la primavera del año 2013. Para Informe de Investigación INIDEP.

Sáez, M.B.; Rico, M.R.; Despós, J & Casagrande, P. 2011. Análisis de la estructura de tallas; determinación de la edad y crecimiento de pez palo (*Percophis brasiliensis*) a partir de muestras del desembarque comercial durante el año 2008 en el puerto de Mar del Plata. Informe de Investigación INIDEP 97. 17 pp.

Stefánsson, G. 1996. Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches. ICES Journal of Marine Science, 53(3): 577-588

Stephens, A. & A., MacCall. 2004. A multispecies approach to subsetting logbook data for purposes of estimating CPUE. Fisheries Research, 70: 299-310.

Taylor, C.C. 1959. Temperature and growth of the Pacific razor clam. Journal Conseil International pour L´Exploitation de la Mer, 25 (1): 93-101.

Tascheri, R. 2015. Informe "Taller de análisis de índices de abundancia de pez palo (*Percophis brasiliensis*) estimados con datos de campañas de investigación y de la flota comercial en Argentina. INIDEP. Junio de 2015. 39 pp.

Wootton, R.J. 1990. Ecology of teleost. Fish and Fisheries Series 1. Chapman and Hall, Oxford, p 404.

Rayas desembarcadas por buques merluceros uruguayos y su vinculación espacio-temporal con información independiente de la pesquería

Laura Paesch y María Inés Lorenzo

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Montevideo, Uruguay

lpaesch@dinara.gub.uy

RESUMEN: Sobre la base de información de desembarques de raya provenientes de la flota merlucera uruguaya en la Zona Común de Pesca, se analizó la evolución espacio-temporal de la captura entre 2002 y 2016. En las estadísticas pesqueras (resúmenes de desembarque y partes de pesca), la captura se registra como "rayas *spp*" y no desagregada por especie. Con el fin de explorar a nivel de especie a este conjunto de rayas desembarcadas por esta flota, se contrastó dicha información con la recabada en las campañas de investigación realizadas por el B/I "Aldebarán" para el mismo periodo. El análisis se realizó vinculando ambas fuentes de información por año, época y cuadrángulo estadístico. Más del 90% del desembarque de rayas realizado por la flota uruguaya proviene de los buques merluceros que operan fuera de los 50 m de profundidad. Estos desembarques han descendido a partir de 2007 (2.398 t) a la quinta parte (417 t) en 2016. Los mayores valores se registraron entre noviembre y abril (primavera, verano y otoño temprano) en los cuadrángulos estadísticos 385 y 386, pertenecientes al sector sur de la ZCP. Las especies identificadas en estos cuadrángulos a través de muestreos de desembarque fueron fundamentalmente *Zearaja chilensis* y siete especies del género *Bathyraja*, particularmente *Bathyraja brachyurops* y *B. macloviana*. El área relevada por el B/I coincidió en menos del 5% con el área de operación de esta flota pesquera. Se propone una intensificación del muestreo de las campañas de investigación en el área sur de la ZCP, para que las mismas sean indicadores eficientes no sólo de la abundancia de las diferentes especies de rayas sino también de aspectos de su estructura poblacional en el área donde mayormente opera esta flota.

Palabras clave: Zona Común de Pesca, cuadrángulo estadístico, flota pesquera, campañas de investigación, capturas, Rajidae

SUMMARY Skate landed by Uruguayan hake vessels and their spatio-temporal link with fishery independent information.- On the basis of information from skate landings from Uruguayan hake fishery in the Common Fishing Zone, the spatio-temporal trend of the catch was analyzed between 2002 and 2016. The information coming from the fishery statistics (summaries of landings and logbooks), everything is recorded as "Skate *spp*" and not disaggregated by species. In order to explore at the species level this set of skate landed by this fleet, this information was contrasted with that collected in the research cruises conducted by the B/I "Aldebarán" for the same period. The analysis was carried out by linking both sources of information by year, season and statistical quadrangle. More than 90% of the landing of skate made by the Uruguayan fleet comes

from hake vessels that operate outside the 50 m depth. These landings have fallen since 2007 (2,398 t) to a fifth (417 t) in 2016. The highest values were recorded between November and April (spring, summer and early autumn) and statistical quadrangles 385 and 386, belonging to the southern sector of the ZCP. The species identified in these quadrangles through skate landed sampling were mainly *Zearaja chilensis* and seven species of the *Bathyraja* genus, particularly *Bathyraja brachyurops* and *B. macloviana*. The area surveyed by the B/I coincided in less than 5% with the area of operation of this fishing fleet. It is proposed an intensification of the sampling of the research cruises in the southern CFZ area so that, they are an efficient indicators not only of the abundance of the different species of skate but also of aspects of their population structure in the area where they mostly operate this fleet.

Key words: Common Fishing Zone, statistical quadrangle, fishing fleet, research cruises, catch, Rajidae

Introducción

La flota pesquera uruguaya que opera sobre el recurso merluza *Merluccius hubbsi* (designada como Categoría A en el Decreto 149/997 de la República Oriental del Uruguay), está integrada por unidades con una potencia de motor promedio de 1.507 HP, esloras comprendidas entre 31 y 59 m constituyendo una capacidad total de bodega de 8.633 m^3 para el almacenamiento de las capturas durante la operativa de pesca. Estos buques operan con redes de arrastre de fondo fuera del Río de la Plata, prácticamente en toda la Zona Común de Pesca (ZCP) a profundidades mayores a los 50 metros (Lorenzo, 2016).

Varias especies de raya son integrantes habituales de la fauna acompañante de merluza, siendo *Zearaja chilensis*, *Bathyraja brachyurops* y *B. macloviana* (Paesch y Oddone, 2008a, 2008b) las especies de raya predominantes en los desembarques de los buques merluceros. La captura de rayas se produce como pesca incidental, no registrándose temporadas en las cuales el esfuerzo de esta flota se dirija a las mismas (Lorenzo, 2016). No obstante, en la flota uruguaya hubo dos buques que operaron al palangre en la zona de altura, entre 2002 y 2008, cuyo objetivo fue la pesca de raya, y sus capturas representaban alrededor de la tercera parte de la captura total de palangreros más arrastreros (Paesch, 2015).

En la información relativa a los desembarques de raya, proveniente de los partes de pesca y de los resúmenes mensuales de desembarque de los buques merluceros, los mismos no se registran en forma desagregada por especie. La gran mayoría de los buques declaran la captura de las diferentes especies de rayas como "raya *spp*". Si bien la incorporación en el parte de pesca del nombre de las especies de rayas más frecuentes (a partir de 2010) fue un avance en cuanto a la clasificación de especies, sólo un número mínimo de barcos y mareas discrimina la captura de rayas cuando la registran. Algunos pocos buques y en algunas mareas hacen una discriminación muy general entre "raya negra" que se refiere a *Z. chilensis* y "raya blanca" que reúne al resto de las especies de raya de altura (Paesch, obs pers). Esta forma de registro en la estadística pesquera implica que varias especies se agrupen bajo un mismo nombre genérico, sin permitir un diagnóstico del estado de cada especie en particular.

En las campañas de investigación dirigidas a merluza que realiza la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) a bordo del B/I Aldebarán dentro de la ZCP entre los 50 y 300 m aproximadamente, las rayas son identificadas a nivel de especie (Paesch, 2018). Una forma de conocer qué especies de raya y en qué volumen se desembarcan de los buques merluceros en su área de distribución, es vincular la información en tiempo y espacio con la recabada en las campañas de investigación.

En los partes de pesca de la flota de altura, la captura de todas las especies se registra a nivel de lance y/o cuadrángulo estadístico (CE, celdas de un grado de latitud por un grado de longitud, Figura 1).

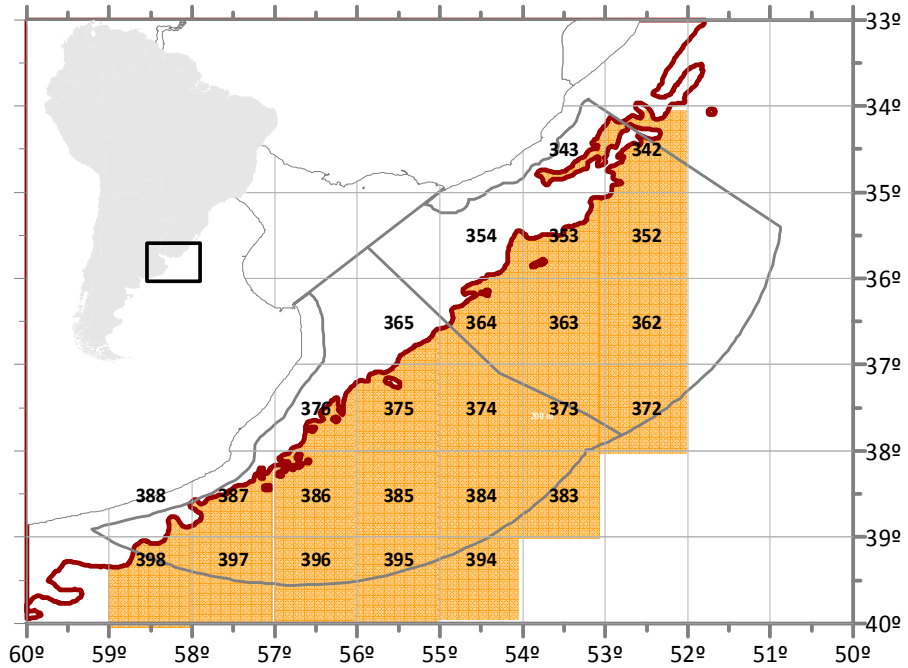


Figura 1. Localización de los CE donde operó la flota merlucera uruguaya en el periodo 2002-2016 (los primeros dos dígitos indican la latitud y el tercer dígito la longitud, por ejemplo 385 corresponde a 38ºS y 55º O). La línea roja indica la isóbata de 50 m.

Con el fin de explorar a nivel específico el conjunto de rayas desembarcadas por la flota merlucera, el objetivo de este trabajo fue contrastar la información proveniente de los partes de pesca con la recabada en las campañas de investigación.

Información considerada

Se utilizaron dos fuentes de información:

1. Capturas mensuales de "raya *spp*" declaradas en los partes de pesca y en los resúmenes mensuales de desembarque de los buques merluceros en el período enero 2002 a diciembre 2016. Las estadísticas de pesca son responsabilidad de la DINARA. La información procedente de la flota industrial, que se remite a la autoridad de aplicación, es mediante el parte de pesca y el resumen mensual de desembarque de captura. Ambos son documentos de carácter obligatorio y de declaración jurada. El registro estadístico de las áreas de pesca que se encuentran en el área del Tratado está comprendido por cuadrángulos de un grado por un grado. Cada cuadrángulo estadístico (CE) está designado por los dos numerales correspondientes a los grados de latitud, seguidos por el segundo numeral en grados de longitud (ej. cuadrángulo del área de pesca 346 corresponde a 34°S y 56°O).

Para determinar la captura total de rayas por año y por año-época, se utilizaron los resúmenes de desembarque y para determinar la captura por año-época-CE, los lances incluidos en los partes de pesca fueron agrupados por época (verano: enero-marzo, otoño: abril-junio, invierno: julio-setiembre y primavera: octubre-diciembre) en el CE correspondiente para cada año.

2. Capturas por especie, obtenidas en las campañas de investigación dirigidas a merluza en el período 2002-2016. Para calcular la captura (t) de rayas discriminada por especie en cada año, época y el porcentaje que representó cada especie en cada CE, fueron asignados al CE correspondiente a 2035 lances provenientes de 35 campañas.

Para contrastar la información de las dos fuentes de información se construyó una matriz considerando las combinaciones de año, época y CE obtenidas en las campañas, que coincidieran con la distribución espacio-temporal de la operativa de la flota merlucera.

Se utilizó una escala "semáforo" para describir cada CE como un posible indicador de la composición de la captura de "raya *spp*" de la flota merlucera, teniendo en cuenta la información aportada por las campañas: rojo (no relevado, no indica), amarillo (poco relevado, indicador pobre), verde (relevado, buen indicador).

Resultados y consideraciones finales

Los desembarques de rayas anuales declarados en los resúmenes de pesca de los buques categoría A, alcanzaron un máximo en 2007 (2.398 t) descendiendo al mínimo registro de 417 t en 2016 (Figura 2). Esta disminución también se reflejó a nivel de la época del año, en primavera y verano (Figura 3) pues históricamente las capturas de rayas tienen sus máximos entre los meses de octubre-noviembre a marzo-abril (Paesch, 2015).

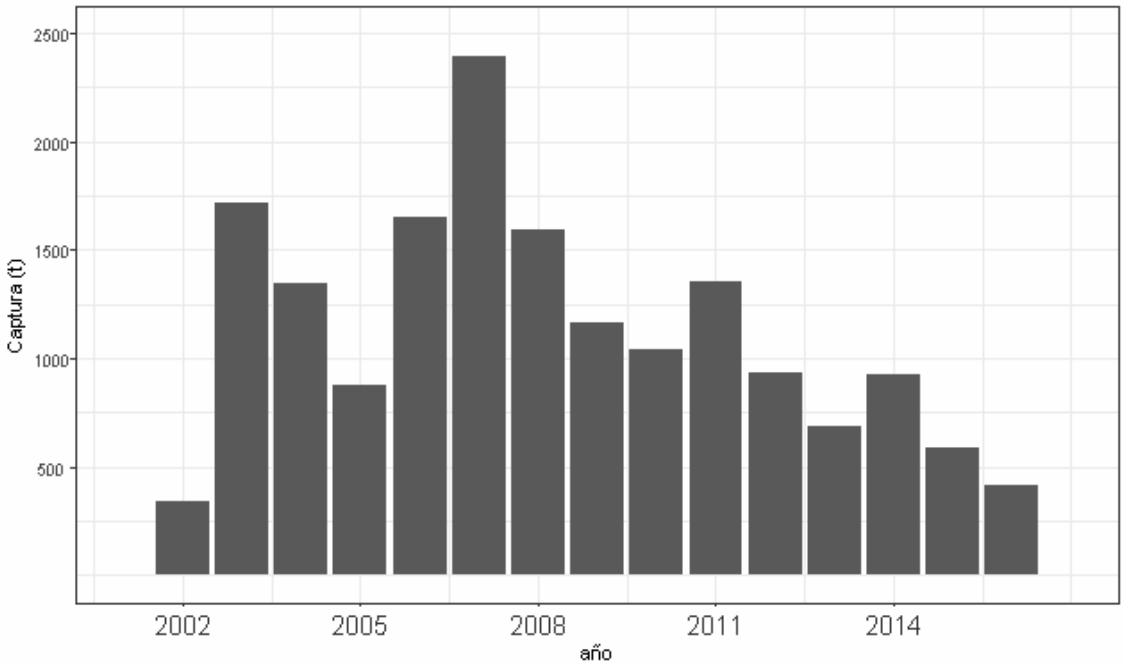


Figura 2. Desembarques totales de raya declarados en los resúmenes mensuales por los buques de la flota industrial uruguaya dirigidos a merluza para el período 2002-2016.

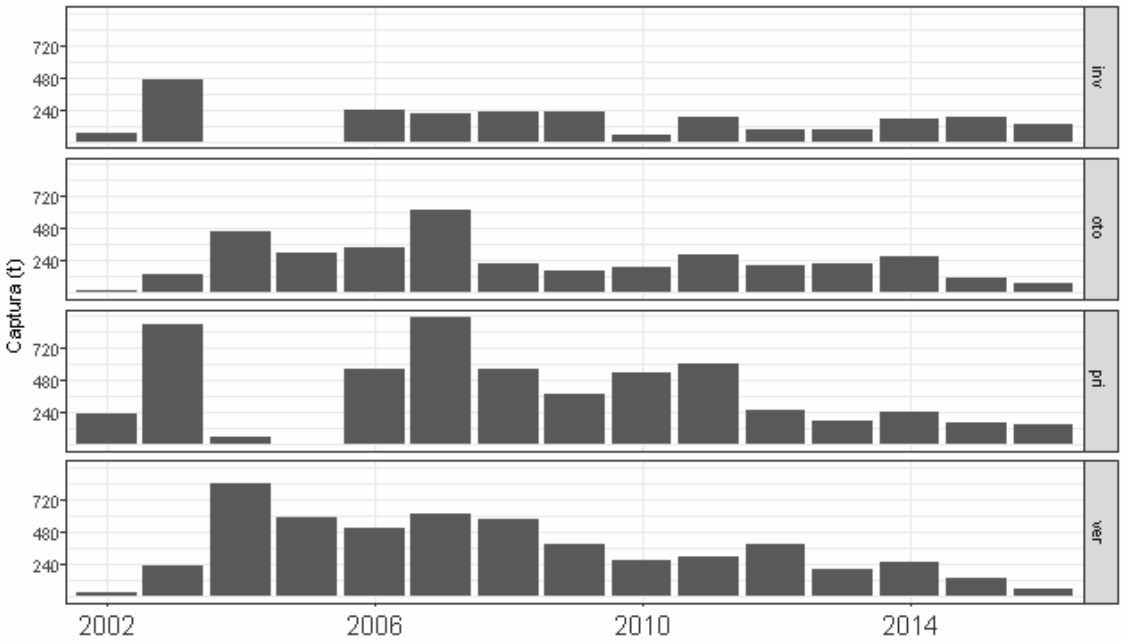


Figura 3. Desembarques totales de raya declarados en los resúmenes mensuales por los buques de la flota industrial uruguaya dirigidos a merluza, por época para el período 2002-2016.

Este descenso en las capturas de raya, también observado en las capturas de merluza, puede estar relacionado a la disminución del esfuerzo registrada por Lorenzo (2016) dado que las unidades que operan sobre la merluza disminuyeron desde 1991 de 35 unidades a 9 en 2016. El área de veda de condrictios que rige de noviembre a marzo, que se corresponde con el CE 366, no cubre el área de distribución de estas especies (Resol. CTMFM 08/2007, Resol. CTMFM 3/2014).

En la Figura 4 se observa que los mayores volúmenes de merluza extraídos por la flota uruguaya se registraron entre los 35° y 37°S y en menor magnitud hacia la zona sur de la ZCP, donde se identificaron en cambio las mayores capturas de raya. En la Figura 5 se representa la captura de rayas por CE.

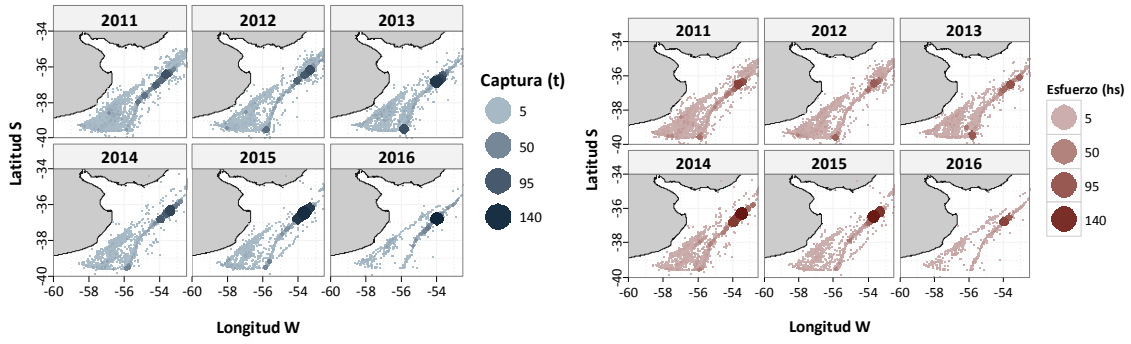


Figura 4. Distribución de lances de pesca con captura de merluza. Flota industrial uruguaya entre 2011 y 2016 (extraído de Lorenzo, 2016).

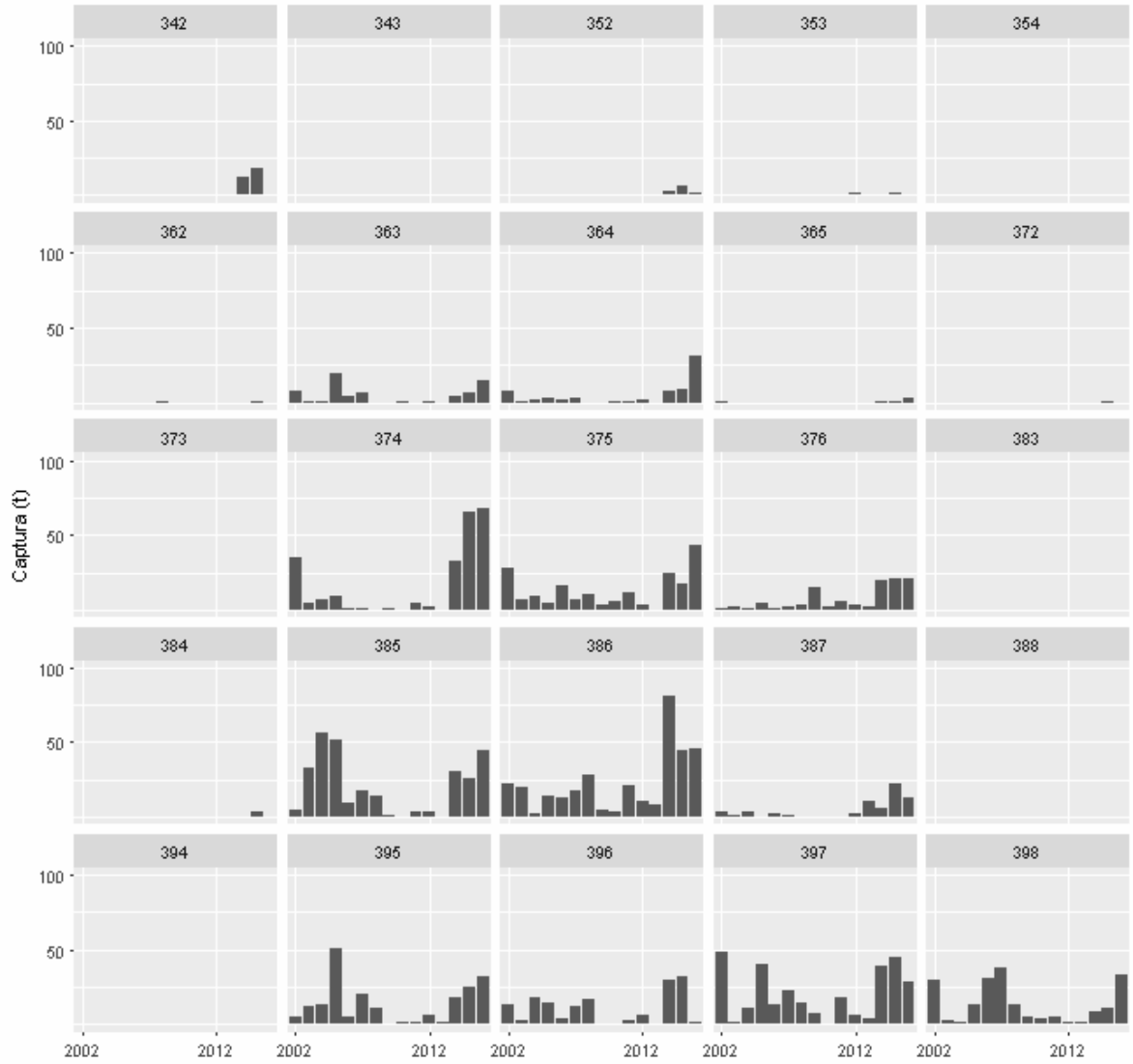


Figura 5. Desembarques totales de raya por año y CE. Información proveniente de los partes de pesca de la flota uruguaya categoría A.

Análisis histórico de información sobre la distribución de las diferentes especies de raya obtenidas en las campañas de investigación, determinó que en el sector costero y el sector norte de la ZCP las especies más frecuentes son *Sympterygia bonapartii*, *Atlantoraja castelnaui*, *A. cyclophora* y *Rioraja agassizi*, mientras que en el sector sur de la ZCP las especies más frecuentes y más abundantes son *Z. chilensis* y las especies del género *Bathyraja* (Paesch 2006, 2014, 2018). Esta distribución dentro de la ZCP coincide con la descripta por Menni y Stehman (2000), Menni *et al.* (2010) y Hozbor *et al.* (2011). Por otra parte, el rango geográfico de estas especies se extiende más allá de la ZCP tanto al norte como al sur y sus abundancias locales varían de acuerdo a sus movimientos reproductivos (Vooren, 1977) y a sus preferencias térmicas (Menni *et al.*, 2010).

El contraste de la captura de raya *spp* registradas en los partes de pesca de los buques merluceros, con las capturas de *Z. chilensis* (Figura 5), *S. bonapartii* (Figura 6), *R. agassizi* (Figura 7) y tres especies del género *Bathyraja*, *B. albomaculata*, *B. brachyurops* y *B. macloviana* (Figura 8) registradas en las campañas de investigación, determinó que no hay coincidencia en el tiempo (año y época) ni en el espacio (CE) para un alto porcentaje de combinaciones de año, época y CE.

Cuando se vincularon los registros de *Z. chilensis* en campañas de investigación para las combinaciones de año y CE registradas en la flota, sólo se encontró información en el CE 363 clasificado como poco relevado (Figura 5). *Zearaja chilensis* está ampliamente distribuida y abundante en la plataforma externa de la ZCP (Paesch 2006) y de manera similar, Hozbor *et al.* (2011) concluyeron que es la especie más abundante del género y con distribución más amplia, entre los 34º y 55ºS a profundidades mayores de 50 m. La distribución de la abundancia de *Z. chilensis* en las campañas para el período 2010-2016 mostró que los CE 363, 364, 374 y 375 presentaron los valores mayores de captura (Paesch, 2018). Sin embargo, esta especie, que se distribuye mayoritariamente en el sector sur de la ZCP a profundidades mayores a 50 m, está parcialmente relevada en las campañas.

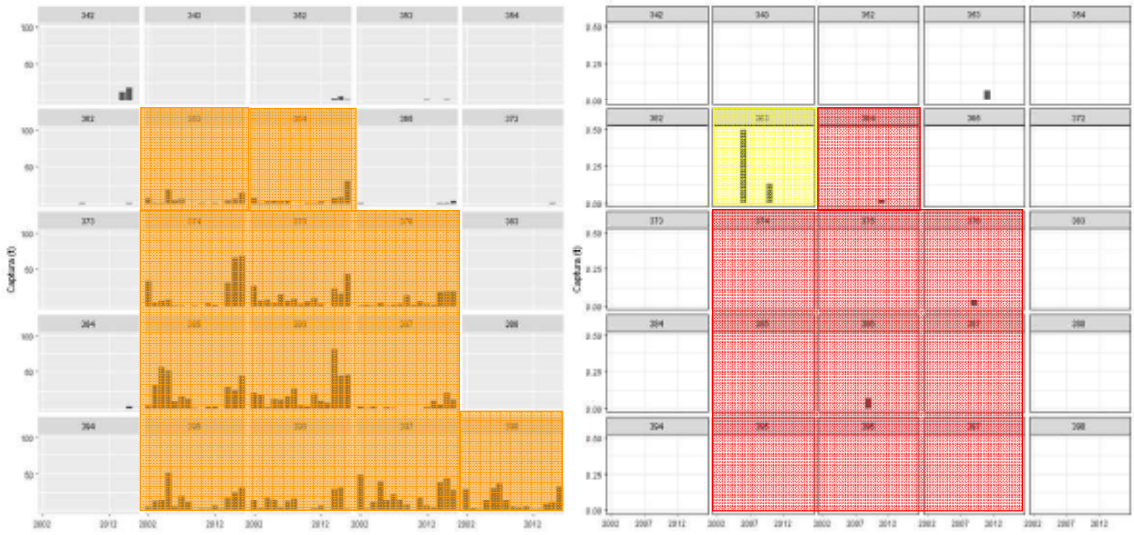


Figura 5. a) Desembarques de rayas provenientes de los partes de pesca de la flota uruguaya categoría A, por año, época y CE (se resaltan en color naranja los CE con registro habitual de desembarque de raya) b) Registro de *Zearaja chilensis* en campañas de investigación para las combinaciones de año y CE registradas en la flota (ver escala semáforo en métodos).

Cuando se vincularon los registros de *S. bonapartii* en campañas de investigación para las combinaciones de año y CE registradas en la flota, se observó que los CE considerados como poco relevados (Figura 6), no coinciden con la distribución característica de esta especie. Esto se debe a que la flota merlucera no opera en los CE con profundidad menor a 50 m, donde la especie es más abundante. *Sympterygia bonapartii* es una especie de amplia distribución en la ZCP (Hozbor *et al.* 2011; Massa y Hozbor, 2011; Paesch 2006, 2014) y en el período 2010-2016 sus mayores densidades se han registrado en lances correspondientes a los CE 342, 343, 344, 345, 354, 355, 364 y 365 (Paesch, 2018).

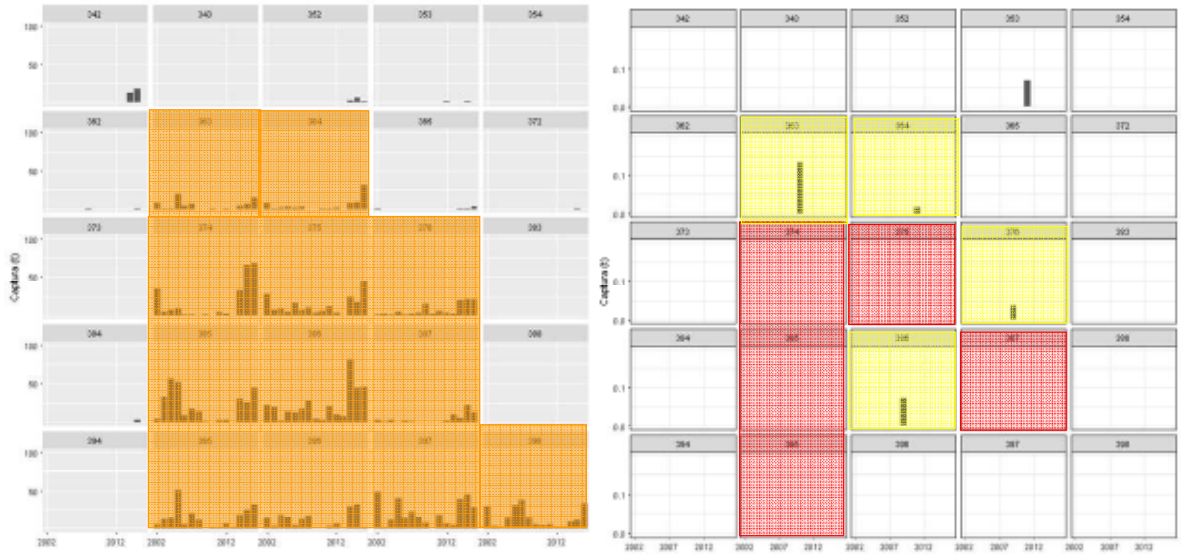


Figura 6. a) Desembarques de rayas provenientes de los partes de pesca de la flota uruguaya categoría A, por año, época y CE (se resaltan en color naranja los CE con registro habitual de desembarque de raya) b) Registro de *Sympterygia bonapartii* en campañas de investigación para las combinaciones de año y CE registradas en la flota (ver escala semáforo en métodos).

Una situación similar se observó para *R. agassizi*. Esta especie se distribuye en el sector costero de la ZCP, y en el sector norte hasta los 100 m, y sus mayores abundancias se registran en los CE 342 y 343 y algunos próximos al CE 366 (Paesch, 2018), donde la flota merlucera no opera (Figura 7).

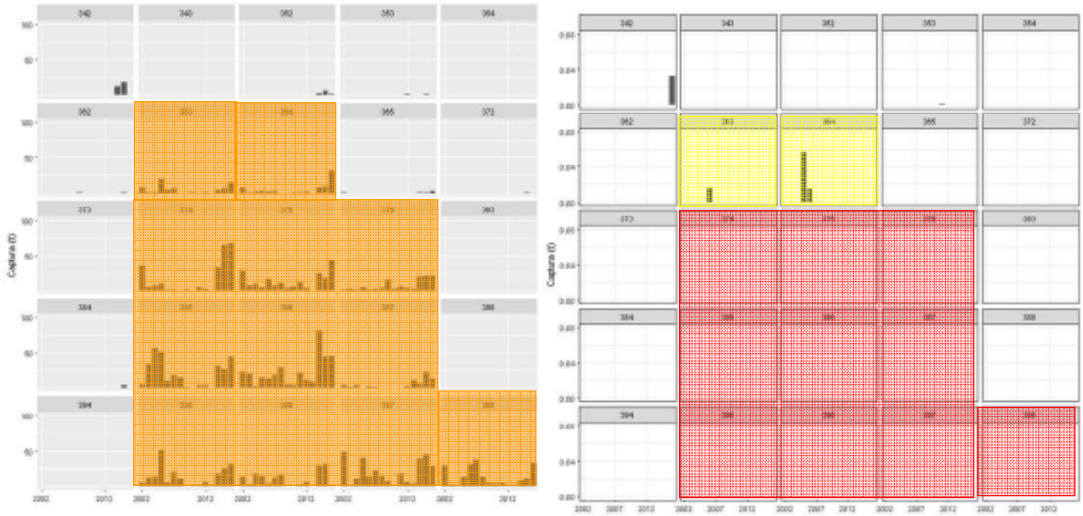


Figura 7. a) Desembarques de rayas provenientes de los partes de pesca de la flota uruguaya categoría A, por año, época y CE (se resaltan en color naranja los CE con registro habitual de desembarque de raya) b) Registro de *Rioraja agassizi* en campañas de investigación para las combinaciones de año y CE registradas en la flota (ver escala semáforo en métodos).

La cobertura de las campañas en el sector sur de la ZCP es parcial y no abarca todos los CE donde opera la flota merlucera. Todas las especies del género *Bathyraja* alcanzan el límite norte de su distribución en el sector sur de la ZCP (Paesch, 2018) lo que explica la falta de coincidencia con la operativa de esta flota (Figuras 8, 9 y 10).

Figura 8. a) Desembarques de rayas provenientes de los partes de pesca de la flota uruguaya categoría A, por año, época y CE (se resaltan en color naranja los CE con registro habitual de desembarque de raya) b) Registro de *Bathyraja albomaculata*, B. *brachyurops* y *B. macloviana* en campañas de investigación para las combinaciones de año y CE registradas en la flota (ver escala semáforo en métodos).

Las especies de los géneros *Symperygia* (*S. bonapartii* y *S. acuta*), *Atlantoraja* (*A. castelanui* y *A. cyclophora*) y *R. agassizi* fueron las predominantes en los CE ubicados en el área norte de la ZCP, mientras que en el área sur fueron *Z. chilensis* y varias especies del género *Bathyraja*, destacándose *B. brachuyrops*, *B. macloviana* y *B. albomaculata* (Figura 9). Estos mismos resultados fueron observados a distintas escalas temporales por Paesch (2006, 2014, 2018) y coinciden con Massa y Hozbor (2011) y Hozbor *et al.* (2011).

Zearaja chilensis, que es la especie con mayor captura en la flota merlucera seguida por *B. brachyurops* y *B. macloviana* (Paesch, 2008a, 2008b), representó la proporción mayor de captura con respecto al resto de las especies de raya registradas en las campañas en los CE ubicados más al sur y sobre la isóbata de 50 m (Figura 10).

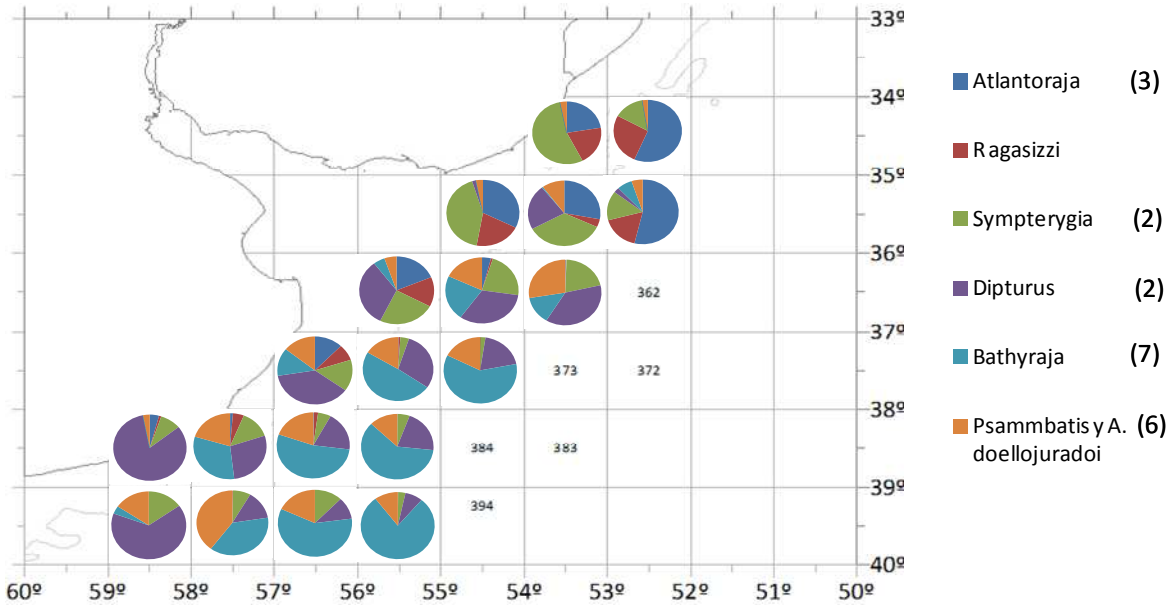


Figura 9. Proporción de cada especie en la captura total de raya por CE para el total del período, datos de campañas (los números entre paréntesis indican el número de especies en cada género).

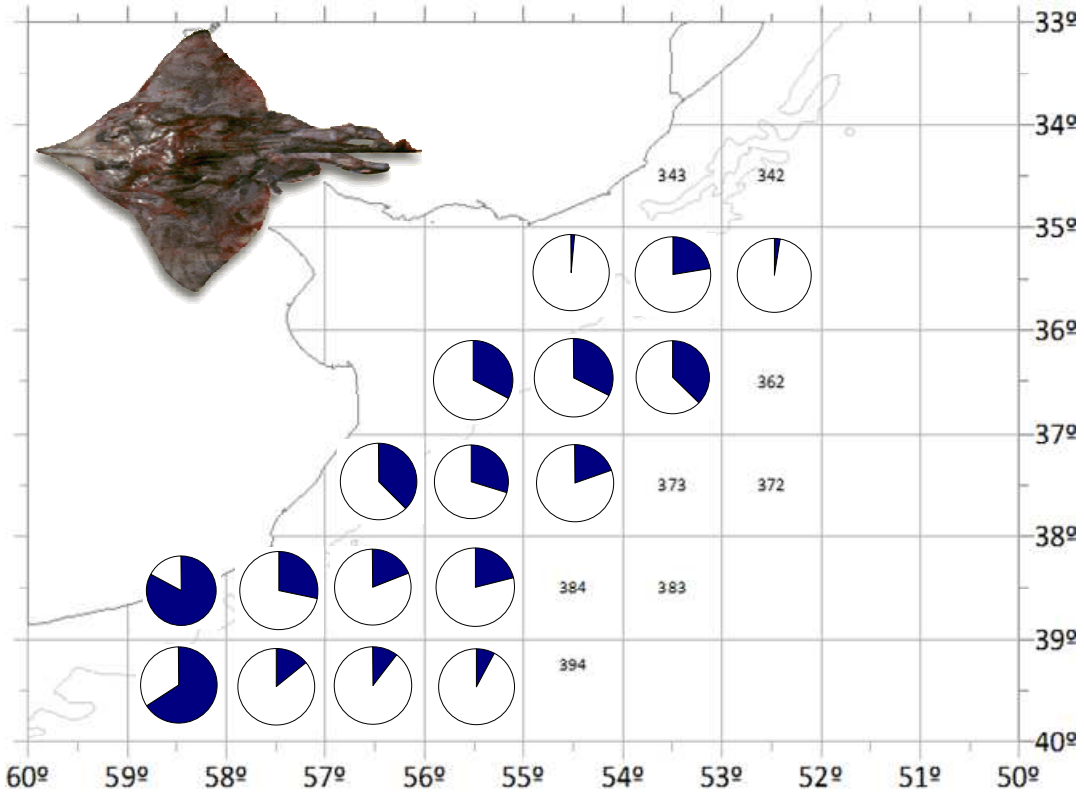


Figura 10. Proporción de captura de *Zearaja chilensis* (en azul) y del resto de especies de rayas (en blanco) en la captura total por CE, Información proveniente de campañas de investigación.

En conclusión, la información proveniente de campañas de investigación de altura permitió corroborar que *Z. chilensis* y el grupo de especies pertenecientes al género *Bathyraja* son las especies mayormente desembarcadas por la flota merlucera.

El área relevada en las campañas coincidió (temporal y espacialmente) en menos del 5% con el área de operación de la flota merlucera. Los CE 362, 372, 373, 383, 384 394 donde también opera la flota de altura, están ubicados a mayor profundidad, y no son relevados en las campañas.

Para mejorar los análisis se sugiere rever el muestreo de las campañas de investigación en el área sur de la ZCP para que las mismas sean indicadores eficientes no sólo de la abundancia de las diferentes especies de rayas sino también de aspectos de su estructura poblacional en el área donde mayormente opera la flota merlucera.

Bibliografía

HOZBOR, N., COLONELLO, J.H., and MASSA, A.M. 2011. Composición específica y distribución de los peces cartilaginosos en el sector atlántico sudoccidental comprendido entre 34º-55ºS. Período 2003-2005. En: Contribuciones sobre biología, pesca y comercialización de tiburones en la Argentina: aportes para la elaboración del Plan de Acción Nacional. O. Wholler, P. Cedrola, and M.B. Cousseau Eds.. Consejo Federal Pesquero, Buenos Aires. pp. 89-100.

LORENZO, M.I. 2016. Actividad y características de la pesca industrial demersal uruguaya en la Zona Común de Pesca. Frente Marítimo 24: 45-82.

MASSA A. y HOZBOR. N. 2011. Evolución de las estimaciones de abundancia de los peces cartilaginosos demersales de mayor valor comercial del Atlántico sudoccidental capturados entre 34º y 41ºS a profundidades menores de 50 m. En: Wholler O, Cedrola P, Cousseau MB (eds). Contribuciones sobre biología, pesca y comercialización de tiburones en la Argentina: aportes para la elaboración del Plan de Acción Nacional. Consejo Federal Pesquero, Buenos Aires pp 193-204

MENNI, R.C., and STEHMANN, M.F.W. 2000. Distribution environment and biology of batoid fishes off Argentina, Uruguay and Brazil. A review. Revista Museo Argentino Ciencias Naturales n.s. 2: 69-109.

MENNI, R.C., JAUREGUIZAR, A., STEHMANN, M., and LUCIFORA, L. 2010. Marine biodiversity at the community level: zoogeography of sharks, skates, rays and chimaeras in the southwestern Atlantic. Biodivers. Conserv. 19:775-796.

PAESCH, L. 2006. Estructura de la comunidad de elasmobranquios demersales en el Río de la Plata y su frente oceánico. Tesis de maestría, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, 138 pp.

PAESCH, L. 2014. Diversidad, abundancia y composición de tamaños en la comunidad de condrictios demersales en el río de la plata y su frente oceánico. Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, 187 pp.

PAESCH, L. 2015. Desembarques de gatuso, angelito y rayas. Período 2002-2014. Informe Técnico 5

PAESCH, L. 2018. Distribución de abundancias de rayas en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Frente Marítimo (este volumen).

PAESCH, L., ODDONE, M.C. 2008a. Size at maturity and egg capsules of the softnose skates *Bathyraja brachyurops* (Fowler, 1910) and *Bathyraja* macloviana (Norman, 1937) (Elasmobranchii: Rajidae) in the SW Atlantic (37º00'–39º30'S). J Appl Ichthyol 25: 66–71.

PAESCH, L., ODDONE, M.C. 2008b. Change in size-at-maturity of the yellownose skate *Dipturus chilensis* (Guichenot, 1848) (Elasmobranchii: Rajidae) in the SW Atlantic. Neotrop Ichthyol 6:223-230.

VOOREN, C.M. 1997. Demersal elasmobranchs. Pp 141-146 En: Seeliger, U., C. Odebrecht & J.P. Castello (eds) Subtropical convergence environments: the coast and sea in the southwestern Atlantic.

Distribución de abundancias de rayas en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya, registradas en campañas de investigación durante el período 2010-2016

Laura Paesch

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Montevideo, Uruguay
lpaesch@dinara.gub.uy

RESUMEN: Las rayas en la Zona Común de Pesca Argentino Uruguaya (ZCPAU) están representadas por aproximadamente unas veinte especies, que habitualmente son registradas en las campañas de investigación. Con la información proveniente de catorce campañas realizadas durante el período 2010-2016, se analizó la distribución espacial de la densidad por cuadrángulo estadístico (CE) y año, para el conjunto de especies de la familia Rajidae y discriminada para nueve especies. En los CE que cubren el sector costero y en el sector norte de la ZCPAU las especies más frecuentes fueron *Sympterygia bonapartii, Atlantoraja castelnaui, Atlantoraja cyclophora y Rioraja agassizi,* mientras que en el sector sur las más frecuentes y más abundantes fueron *Zearaja chilensis* y varias especies del género *Bathyraja*. Es necesario reforzar el muestreo en los CE correspondientes al sector sur de la ZCPAU, donde la cobertura es parcial y limita el análisis de las especies típicas de esa zona.

Palabras clave: Rajidae, densidad, cuadrángulo estadístico

SUMMARY Skates abundance in the Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone. The skates in the Uruguayan Argentine Common Fishing Zone (CFZ) are represented by approximately twenty species, which are usually recorded in the research cruises. With the information coming from fourteen research cruises carried out during the period 2010-2016 the spatial distribution of density by statistical quadrangle (SQ) and year was analyzed for the set of species of the family Rajidae and discriminated for nine species. The most frequent species in the SQ that cover the coastal sector and the northern sector of the CFZ were *Sympterygia bonapartii, Atlantoraja castelnaui, Atlantoraja cyclophora and Rioraja agassizi*. In the southern sector of the CFZ the most frequent and most abundant species were *Zearaja chilensis* and several species of the *Bathyraja* genus. It is necessary to reinforce the sampling in the SQ corresponding to the southern sector of the CFZ, where the coverage is partial and limits the analysis of the typical species of that area.

Key words: Rajidae, density, statistical quadrangle

Introducción

En las campañas de investigación de recursos costeros y de recursos de altura que se realizan estacionalmente dentro de Zona Común de Pesca Argentino Uruguaya (ZCPAU) se registran habitualmente varias especies de rayas (Rajidae). Estas especies pertenecen a diferentes géneros, algunos como *Atlantoraja* y *Rioraja*, endémicos del Atlántico Sudoccidental (Figueroa *et al.*, 2013). A excepción de las especies pertenecientes al género *Psammobatis*, el resto de las rayas son desembarcadas por la flota pesquera comercial. En Uruguay, los buques merluceros son los que registran los mayores desembarques de rayas, mientras que la flota costera desembarca un porcentaje de rayas mucho menor. En las estadísticas oficiales de pesca, la captura de las diferentes especies de raya se registra bajo el nombre genérico de "rayas", por lance y/o asociada a cuadrángulos estadísticos pesqueros (CE, celdas de un grado de latitud por un grado de longitud, Figuras 1 y 2). Esta forma de registro en las estadísticas pesqueras constituye un problema serio para la evaluación de las poblaciones (Iglésias *et al.*, 2009).

En las campañas de investigación las especies de raya son identificadas, lo que permite analizar la distribución de abundancias por especie, por lance o por CE. Disponer de este análisis puede ser un indicador indirecto de cuáles son y en qué proporción aparecen las especies de raya que captura la flota comercial (Paesch y Lorenzo, 2018). El objetivo de este trabajo fue analizar la distribución en el espacio (CE) y en el tiempo (años) de las densidades de rayas en su conjunto y en particular para nueve de las especies más frecuentes.

Material y Métodos

Se utilizó la información de los lances provenientes de siete campañas costeras y siete campañas de altura realizadas por la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) a bordo del B/I Aldebarán dentro de la ZCPAU en el período 2010-2016 (Figura 2). En cada año se dispuso de dos campañas (una de altura y otra costera), excepto 2011 en que se realizaron cuatro campañas (Tabla 1).

Tabla 1. Número de lances realizados en las campañas costeras (C) y de altura (A) por año y época.

Época	Verano		Otoño		Invierno		Primavera	
Año	C	A	C	A	C	A	C	A
2010	61			52				
2011			61	54		45	63	
2012						52	75	
2013					40			31
2014								
2015							81	52
2016						51	76	

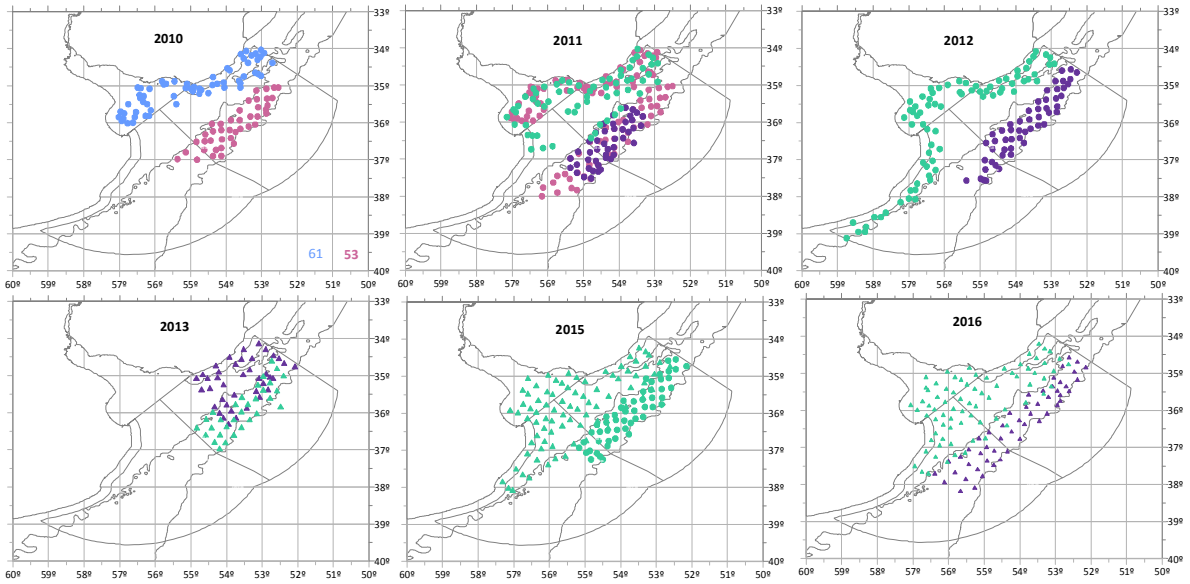


Figura 1. Distribución de los lances por año y época del año (verano: azul, otoño: rosado, invierno: violeta, primavera: verde; muestreo estratificado: círculos y por transectas: triángulos).

Los 794 lances realizados en las catorce campañas se asignaron al CE correspondiente. Se calculó la captura total por año y por CE para el conjunto de rayas y para las nueve especies seleccionadas. Se estimó la densidad relativa promedio en peso, en cada CE y para cada año, a partir del área barrida de cada lance. Se construyeron mapas indicando los percentiles 75 y 25 de la distribución de densidades por lance, con el propósito de vincularlas con las densidades totales por CE.

Resultados y Discusión

Durante el período de muestreo se registraron 21 especies de rayas pertenecientes a ocho géneros (Tabla 2).

Tabla 2. Especies registradas en las campañas de investigación en el período 2010-2016, nombre común y nombre en la estadística pesquera (EP).

Nombre científico	Nombre común	Nombre EP
Atlantoraja castelnaui	raya a lunares	raya, raya blanca
Atlantoraja cyclophora	raya de círculos	raya, raya blanca
Atlantoraja platana	raya oscura	raya, raya blanca
Rioraja agassizi	raya lisa	raya, raya blanca
Sympterygia bonapartii	raya marmorada	raya, raya blanca
Sympterygia acuta	raya marrón oscuro	raya, raya blanca
Zearaja chilensis	raya hocicuda	raya, raya negra
Dipturus trachyderma	raya vientre áspero	raya, raya blanca
Amblyraja doellojuradoi	raya erizo	raya, raya blanca
Psammobatis bergi	raya reticulada	raya, raya blanca
Psammobatis extenta	raya de orlas	raya, raya blanca
Psammobatis lentiginosa	raya lenticulada	raya, raya blanca
Psammobatis normani	raya marrón claro	raya, raya blanca
Psammobatis rudis	raya hocico blanco	raya, raya blanca
Bathyraja albomaculata	raya de manchas blancas	raya, raya blanca
Bathyraja brachyurops	raya cola corta	raya, raya blanca
Bathyraja cousseaue	raya aletas juntas	raya, raya blanca
Bathyraja griseocauda	raya lija	raya, raya blanca
Bathyraja macloviana	raya espinosa	raya, raya blanca
Bathyraja multispinis	raya aserrada	raya, raya blanca
Bathyraja scaphiops	raya picuda	raya, raya blanca

En la escala espacial, durante el período analizado, el 86% de los lances (n=680) se realizaron en el sector norte de la ZCPAU y el 14% (n=114) en el sector sur. En la escala temporal, en primavera predominaron las campañas costeras y en otoño-invierno las campañas de altura. Esta distribución desbalanceada de los lances en el espacio, cuando se analiza la información a la escala del CE, también fue observada para el período 1984-2009 (Paesch, 2014). En la escala temporal, también Paesch (2014) observó que la plataforma interna es más frecuentemente muestreada en primavera y la plataforma externa en otoño-invierno (Figura 1). La zona del Río de la Plata y área norte de la ZCPAU fue siempre más relevada que el área sur (Figura 2).

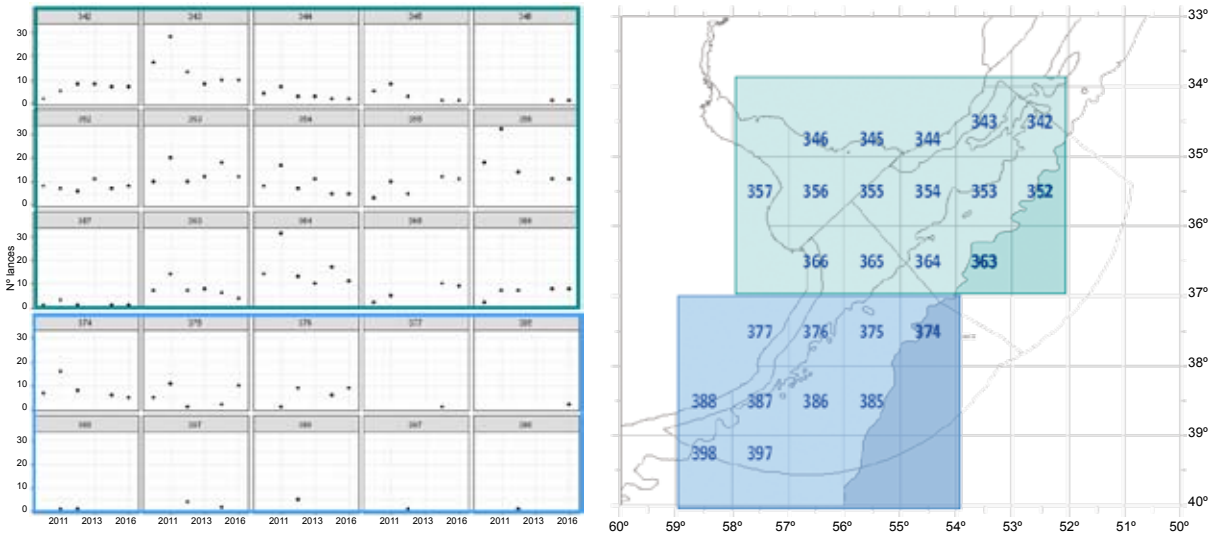


Figura 2. Número de lances en cada año y CE (izquierda) y localización de los CE (derecha, los primeros dos dígitos indican la latitud y el tercer dígito la longitud, por ejemplo 364 corresponde a 36ºS y 54º O). Los CE del sector norte de la ZCPAU se indican en verde, y los CE del sector sur en azul.

El porcentaje de lances con captura de rayas osciló entre 81% y 99% (Tabla 3). La captura total de rayas por año fue similar, a excepción de 2011 donde fue mayor, debido a que se duplicó el número de lances/campañas, y de 2013 donde fue menor debido a un menor número de lances (Figura 3). La distribución de la captura por lance en cada año mostró que los mayores valores se concentraron en un porcentaje de lances reducido (Figura 3).

Tabla 3. Número de lances por año y porcentaje de lances con captura de rayas (+).

Año	Nº lances	% lances +
2010	113	86
2011	223	97
2012	127	81
2013	71	99
2015	133	90
2016	127	92

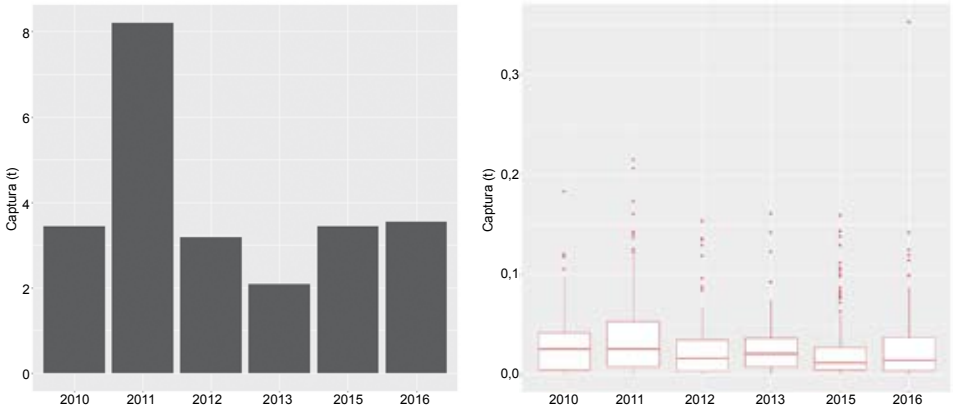


Figura 3. Capturas totales de rayas por año (izquierda) y distribución de las capturas por lance y por año (derecha).

Las capturas por especie para el total del período mostraron que en el conjunto de rayas predominan pocas especies (Figura 4) lo que es característico de la estructura de la comunidad de condrictios en general (Paesch, 2014). *Sympterygia bonapartii*, *Z. chilensis*, *A. castelnaui* y *R. agassizi* representaron en peso el 60% del total de las especies de raya, el conjunto de especies del género *Bathyraja* el 18% y el conjunto de *Psammobatis spp* el 11% (Tabla 4, Figura 4).

Tabla 4. Captura acumulada por especie en toneladas y porcentaje en el total de rayas para el período 2010-2016.

Especie	Código	Captura (t)	%
Atlantoraja castelnaui	aca	2,41	10,08
Atlantoraja cyclophora	acy	0,95	3,99
Atlantoraja platana	apl	0,11	0,45
Rioraja agassizi	rag	1,93	8,05
Sympterygia bonapartii	sbo	5,79	24,21
Sympterygia acuta	scu	0,64	2,68
Zearaja chilensis	dch	4,01	16,75
Dipturus trachyderma	dtr	0,83	3,47
Amblyraja doellojuradoi	ado	0,16	0,66
Psammobatis spp	psa	2,86	11,96
Bathyraja spp	bat	0,07	0,28
Bathyraja albomaculata	bal	0,76	3,17
Bathyraja brachyurops	bbr	1,32	5,50
Bathyraja cousseaue	bco	0,01	0,02
Bathyraja griseocauda	bgr	0,26	1,09
Bathyraja macloviana	bma	1,02	4,26
Bathyraja multispinis	bmu	0,75	3,15
Bathyraja scaphiops	bsc	0,06	0,24

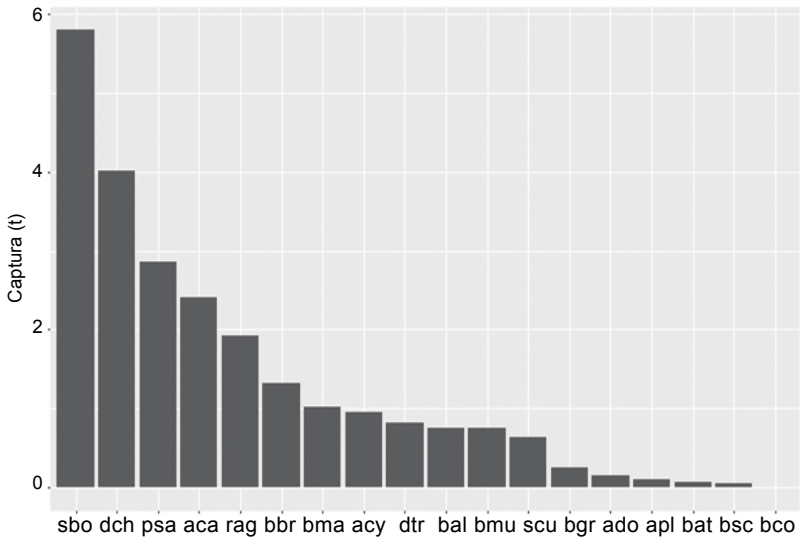


Figura 4. Capturas totales por especie en el período 2010-2016 (ver códigos en Tabla 4).

Las especies variaron en frecuencia de ocurrencia y abundancia en cada año. Las más frecuentes y más abundantes fueron *S. bonapartii* y *Z. chilensis* (Figura 5). *Atlantoraja castelnaui*, *A. cyclophora*, *R. agassizi*, *S. acuta*, *B. albomaculata*, *B. brachyurops* y *B. macloviana* se registraron en casi todos los años con menor abundancia, mientras que la presencia del resto de las especies fue ocasional (Figura 5).

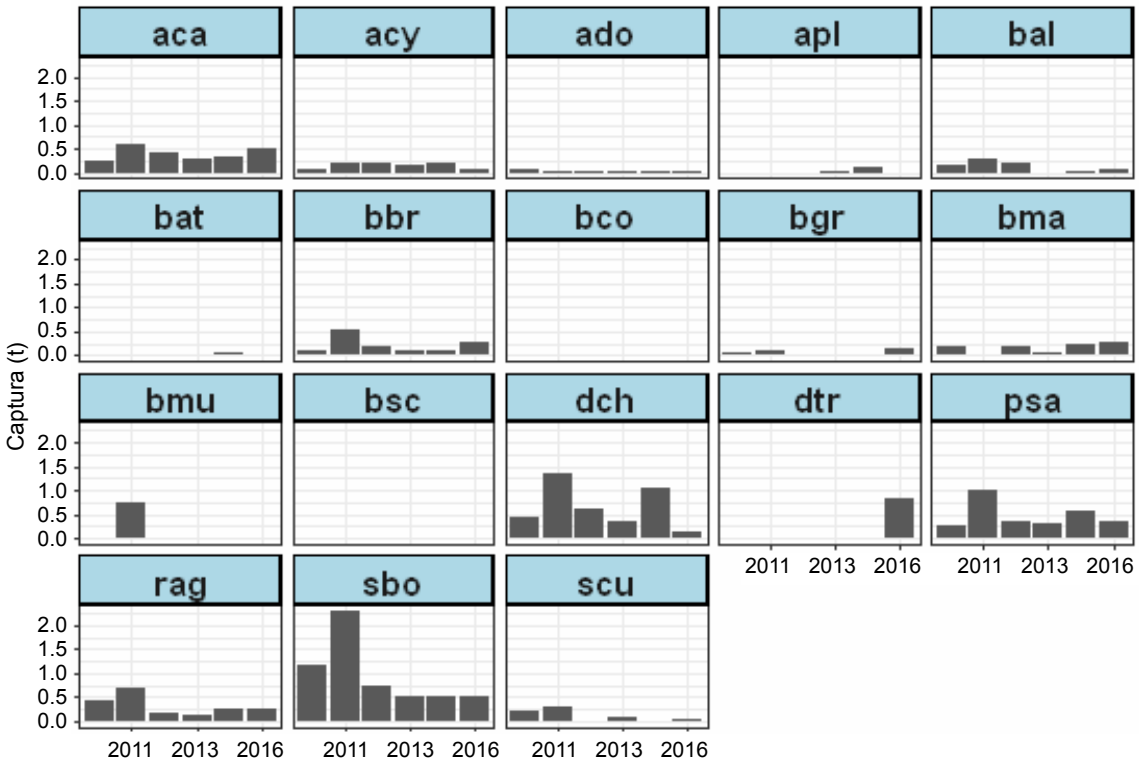


Figura 5. Captura total por especie y por año. Ver código especies en Tabla 4.

Las densidades de rayas en general (Figura 6) y por especie (Figuras 7 a 15) fueron variables para cada año y CE. Si bien el análisis espacio temporal de la distribución de abundancias se ve afectado por las características de la información, la frecuencia de ocurrencia y valores de abundancia en cada CE se relaciona con la distribución de cada especie, que está vinculada a sus preferencias ambientales (Lucifora *et al.*, 2012; Paesch, 2006; Paesch, 2014).

La densidad de rayas por lance varió entre 0,004 y 13,6 t/mn^2. En 735 lances donde se registró captura de rayas, los valores mayores a 1,7 t/mn^2 (percentil 75) se concentraron en 184 lances pertenecientes a los CE 342, 353, 363, 364, 365, 374 y 376 (Figura 6).

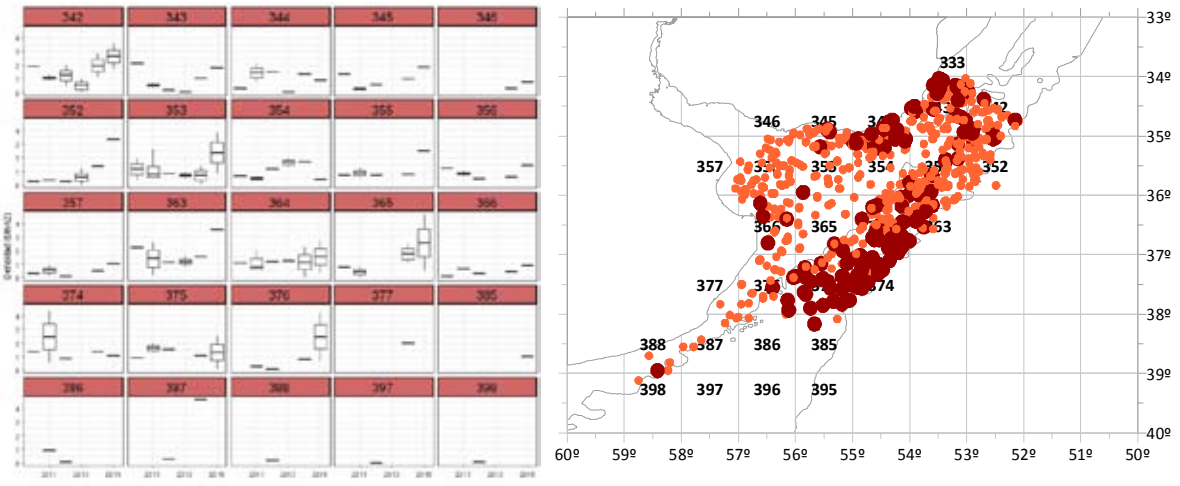


Figura 6. Densidad del total de rayas por CE y por año (izquierda) y distribución del percentil 75 (naranja) y 25 (marrón) de la densidad por lance (derecha).

La relación observada entre la densidad de cada especie y su frecuencia de ocurrencia en el área de estudio, coincidió en general con la descripta por Paesch (2006) para el período 1994-2001, donde las especies se catalogaron de acuerdo a rangos de abundancia y de porcentaje del área ocupada en la misma zona de estudio.

Atlantoraja castelnaui se registró en 224 lances (30% del total de lances), la densidad varió entre 0,003 y 3,050 t/mn^2. Los valores mayores a 0,55 t/mn^2 (percentil 75) se registraron en lances del sector norte de la ZCPAU, en la costa atlántica uruguaya hasta los 50 m, pertenecientes a los CE 342, 343, 344, 352, 353 y 354 y algunos lances próximos al CE 366 (Figura 7) coincidiendo con la clasificación de la especie como mediana a ampliamente distribuida en la plataforma interna (profundidades menores a 50 m) y con abundancia común o abundante (Paesch, 2006).

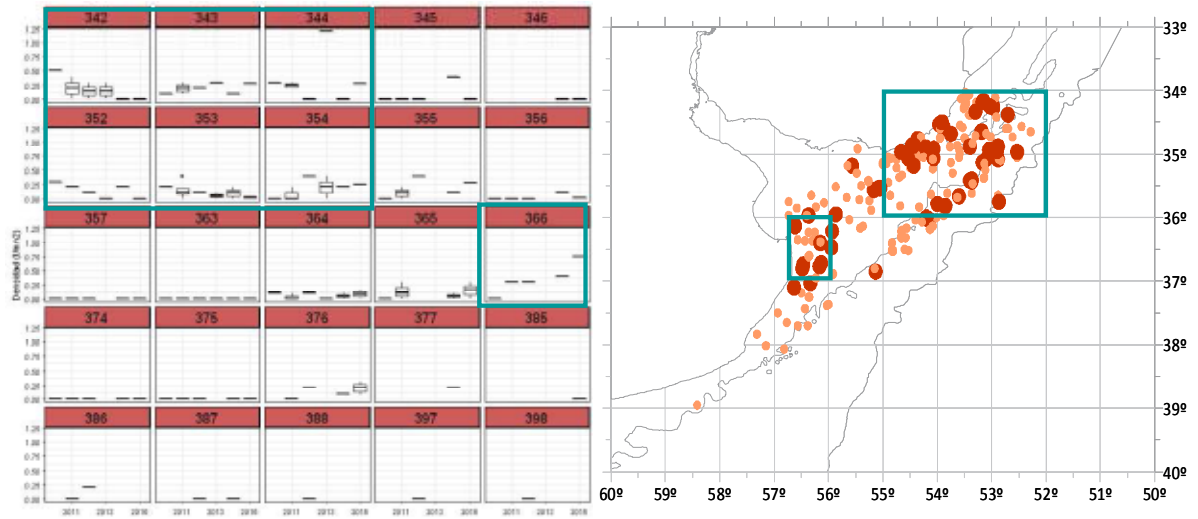


Figura 7. Densidad de *Atlantoraja castelnaui* por CE y por año (izquierda) y distribución del percentil 75 (naranja) y 25 (marrón) de la densidad por lance (derecha).

Atlantoraja cyclophora se observó en 200 lances (27% del total de lances), la densidad varió entre 0,001 y 1,300 t/mn2. Las densidades mayores a 0,230 t/mn2 (percentil 75) se registraron en lances localizados en el sector norte de la ZCPAU, en la costa atlántica uruguaya y hasta los 100 m (Figura 8), en los CE 342, 344 y 352. Esta distribución concuerda con la clasificación de especie medianamente distribuida en la ZCPAU, con abundancia escasa (Paesch, 2006).

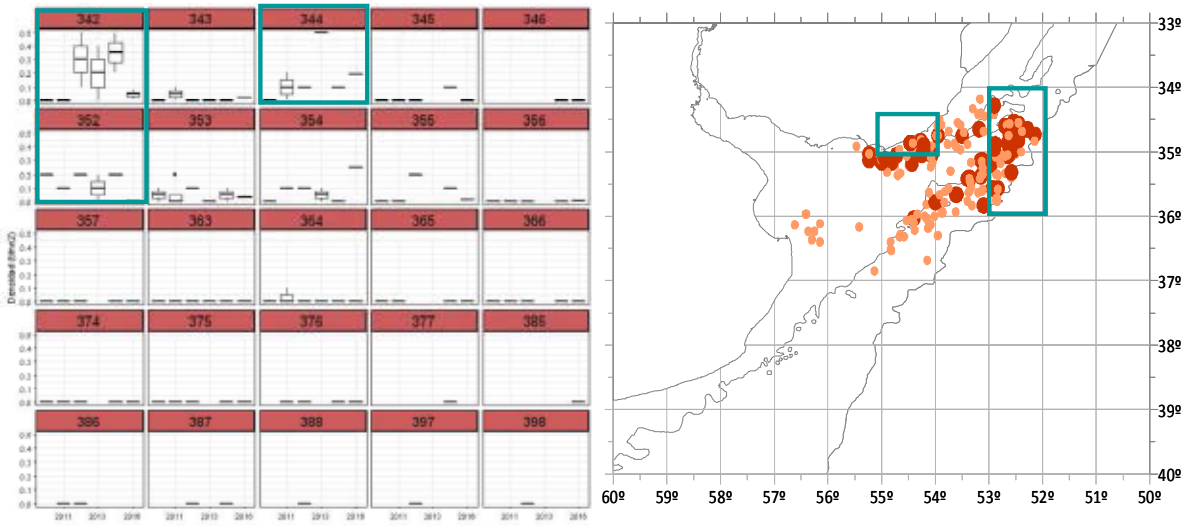


Figura 8. Densidad de *Atlantoraja cyclophora* por CE y por año (izquierda) y distribución del percentil 75 (naranja) y 25 (marrón) de la densidad por lance (derecha).

Rioraja agassizi se capturó en 346 lances (47% del total de lances) en los que la densidad varió entre 0,004 y 3.540 t/mn^2. Las densidades mayores a 0,250 t/mn^2 (percentil 75) se observaron en lances ubicados dentro del sector norte de la ZCPAU, en la costa atlántica uruguaya y hasta los 100 m, en los CE 342 y 343 y algunos próximos al CE 366 (Figura 9), coincidiendo con la clasificación de especie mediana a ampliamente distribuida en la ZCPAU, con abundancia común o abundante (Paesch, 2006).

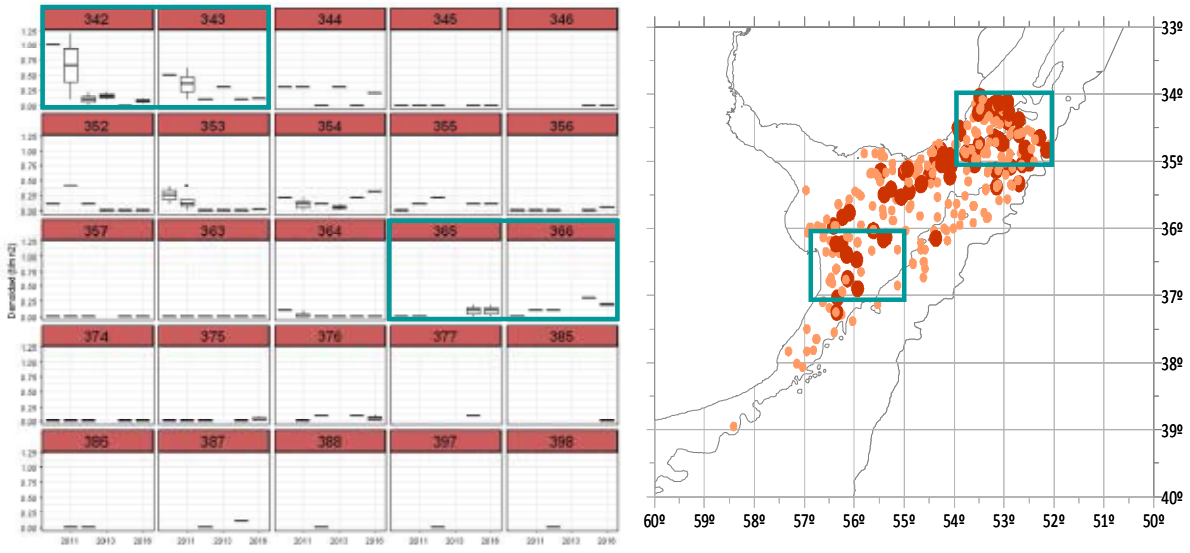


Figura 9. Densidad de *Rioraja agassizi* por CE y por año (izquierda) y distribución del percentil 75 (naranja) y 25 (marrón) de la densidad por lance (derecha).

Sympterygia acuta fue registrada en 152 lances (21% del total de lances) y la densidad osciló entre 0,002 y 1,290 t/mn^2. Los lances con densidades mayores a 0,230 t/mn^2 (percentil 75) se localizaron dentro del sector norte de la ZCPAU, en la costa atlántica uruguaya hasta 50 m, en los CE 342, 343 y 344 (Figura 10). Esta distribución coincide con la clasificación de especie de abundancia escasa y local a medianamente distribuida en la ZCPAU (Paesch, 2006).

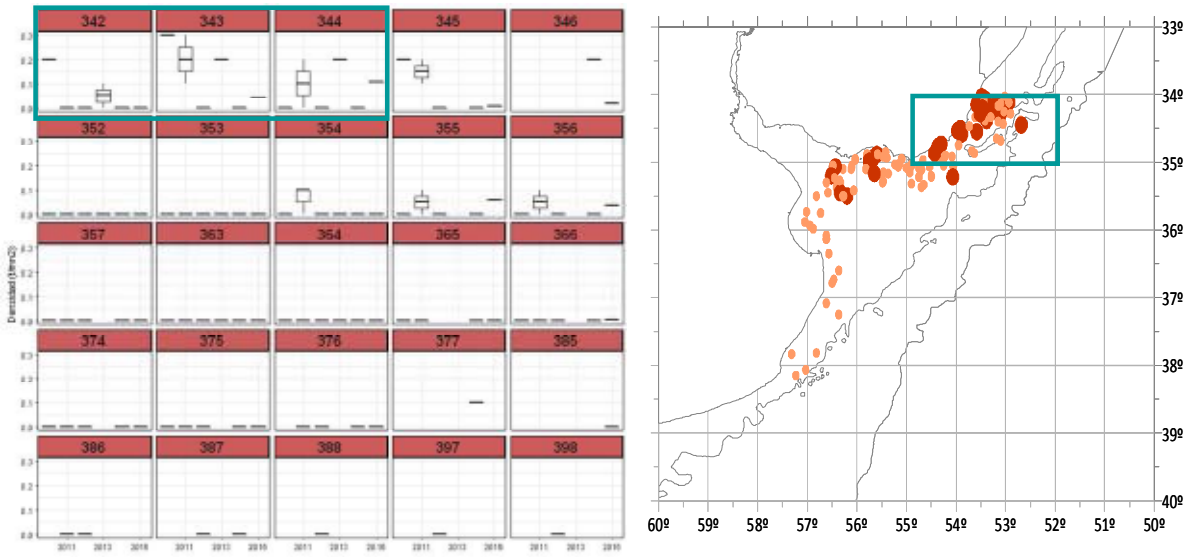


Figura 10. Densidad de *Sympterygia acuta* por CE y por año (izquierda) y distribución del percentil 75 (naranja) y 25 (marrón) de la densidad por lance (derecha).

Sympterygia bonapartii fue registrada en 490 lances (67% del total de lances) con densidades que variaron entre 0,004 y 5,500 t/mn^2. Los lances con densidades mayores a 0,550 t/mn^2 (percentil 75) se registraron dentro del sector norte de la ZCPAU, tanto en la costa atlántica uruguaya hasta los 50 m como en la zona de altura entre los 50 y 80 m, correspondientes a los CE 342, 343, 344, 345, 354, 355, 364 y 365 (Figura 11). Este resultado coincide con la clasificación de especie ampliamente distribuida en la ZCPAU, abundante a muy abundante (Paesch, 2006).

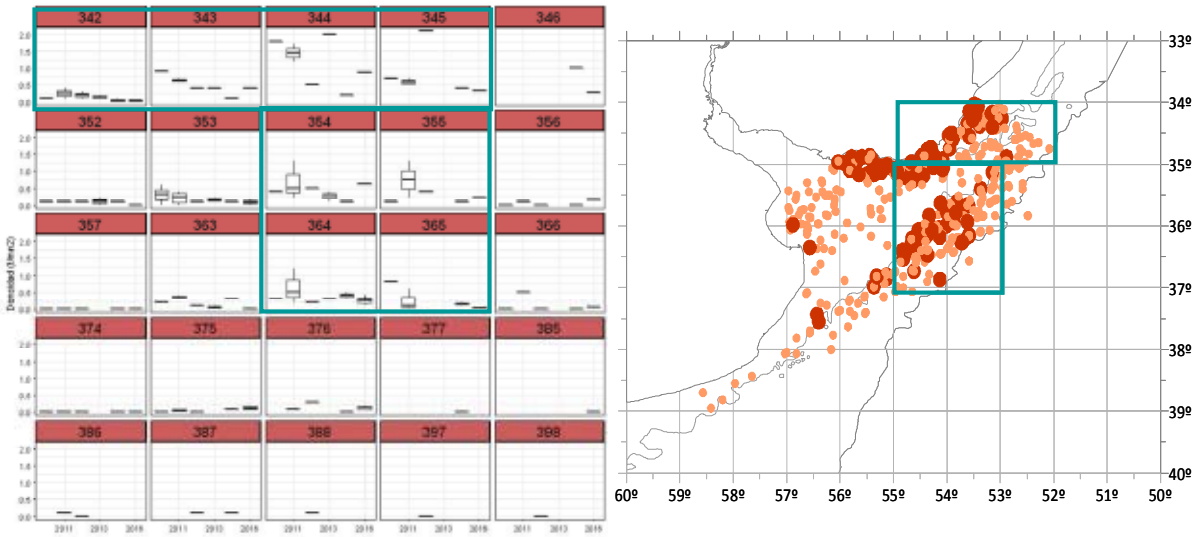


Figura 11. Densidad de *Sympterygia bonapartii* por CE y por año (izquierda) y distribución del percentil 75 (naranja) y 25 (marrón) de la densidad por lance (derecha).

Zearaja chilensis se capturó en 209 lances (28% del total de lances) en los que las densidades variaron entre 0,007 y 4,480 t/mn^2, y las mayores a 0,950 t/mn^2 (percentil 75) se registraron en lances ubicados a lo largo de toda el área de altura entre 50 y 100 m, pertenecientes a los CE 363, 364, 375 y 376 (Figura 12), coincidiendo con la clasificación de especie mediana a ampliamente distribuida en la ZCPAU, común a muy abundante (Paesch, 2006).

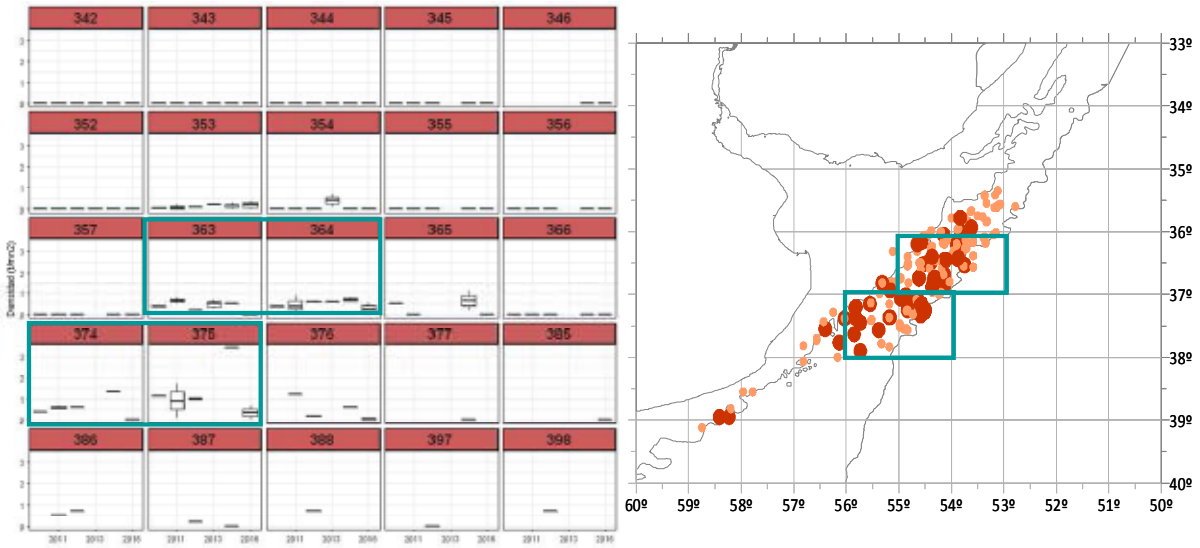


Figura 12. Densidad de *Zearaja chilensis* por CE y por año (izquierda) y distribución del percentil 75 (naranja) y 25 (marrón) de la densidad por lance (derecha).

Las tres especies del género *Bathyraja* se registraron en la zona de altura entre los 50 y 300 m. La cobertura de las campañas en el sector sur de la ZCPAU fue parcial y no se visitaron todos los CE. Estas especies alcanzan el límite norte de su distribución en el sector sur del área de estudio, donde han sido clasificadas como mediana a ampliamente distribuidas, de común a muy abundantes (Paesch, 2006). *Bathyraja brachyurops* (Figura 13) y *B. albomaculata* (Figura 14) se registraron al sur de los 36º00'S, mientras que *B. macloviana* (Figura 15) se observó al sur de los 35º00'S. Las densidades por lance de *B. brachyurops* variaron entre 1,2 y 86,6 t/mn^2 y el percentil 75 de densidad fue 17,4 t/mn^2 (Figura 13). Las densidades de *B. macloviana* oscilaron entre 0,5 y 75,6 t/mn^2 y el percentil 75 de densidad fue 24,2 t/mn^2 (Figura 14). Para *B. albomaculata* la densidad por lance varió entre 0,8 y 46,1 t/mn^2 y el percentil 75 de densidad fue 13,9 t/mn^2 (Figura 15).

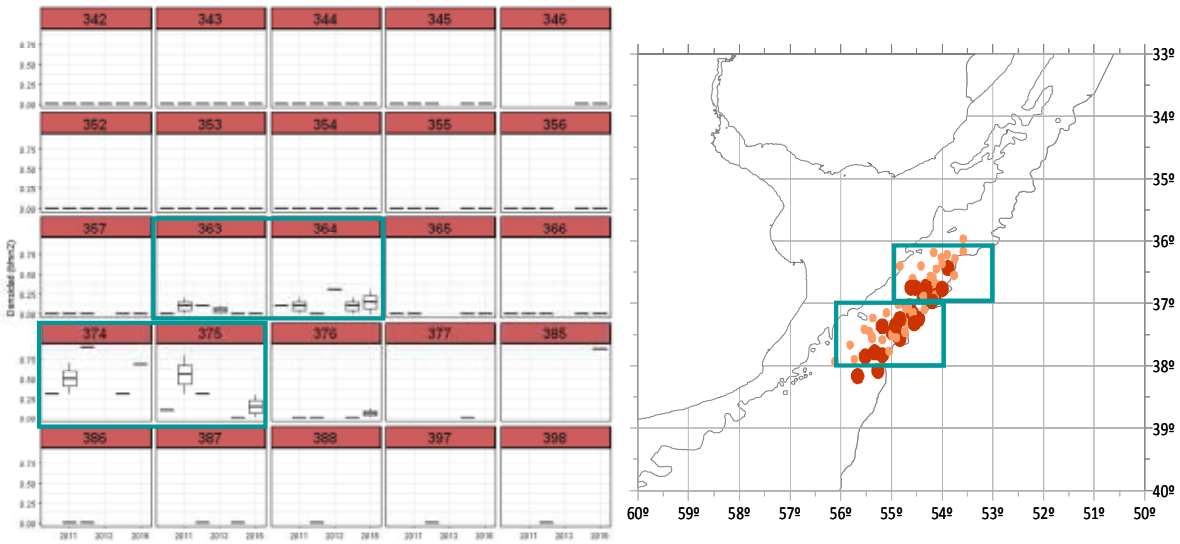


Figura 13. Densidad de *Bathyraja brachyurops* por CE y por año (izquierda) y distribución del percentil 75 (naranja) y 25 (marrón) de la densidad por lance (derecha).

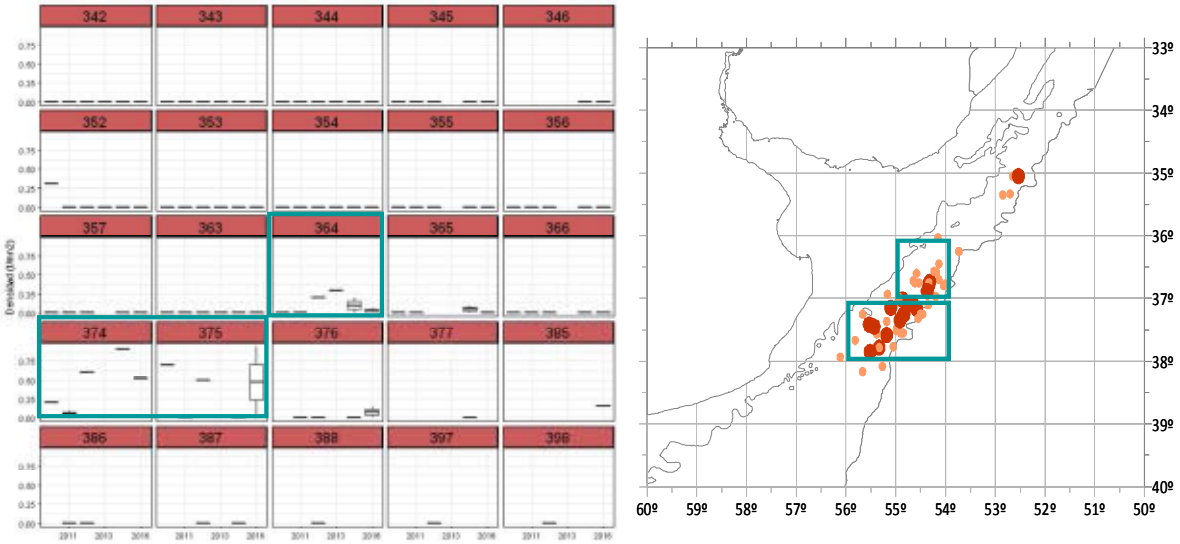


Figura 14. Densidad de *Bathyraja macloviana* por CE y por año (izquierda) y distribución del percentil 75 (naranja) y 25 (marrón) de la densidad por lance (derecha).

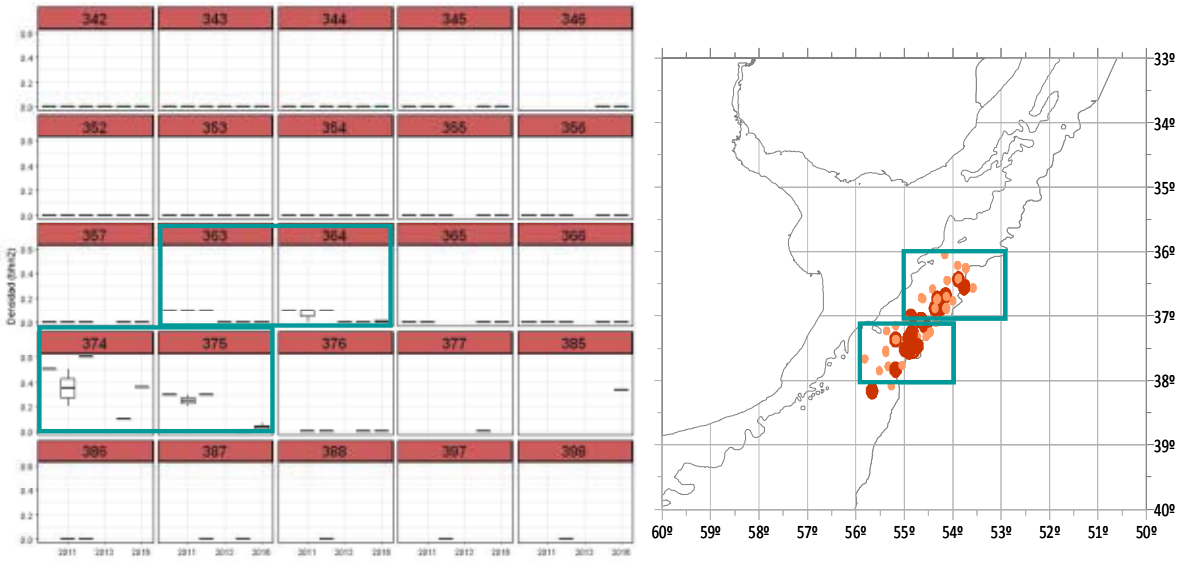


Figura 15. Densidad de *Bathyraja albomaculata* por CE y por año (izquierda) y distribución del percentil 75 (naranja) y 25 (marrón) de la densidad por lance (derecha).

Conclusión

El análisis realizado ha permitido conocer la distribución y abundancia de especies de raya, por lance y CE dentro de la ZCPAU, en el período estudiado. Estos resultados a nivel de los CE, pueden ser contrastados con la información proveniente de la flota comercial y convertirse en un indicador de la actividad pesquera. En los CE que cubren zonas costeras y en el sector norte de la ZCPAU las especies más frecuentes y abundantes fueron *S. bonapartii*, *A. castelnaui*, *A. cyclophora* y *R. agassizi*, mientras que en los CE del sector sur fueron *Zearaja chilensis* y tres especies del género *Bathyraja*. Por otra parte se considera necesario reforzar el muestreo en los CE correspondientes al sector sur de la ZCPAU, donde la cobertura es parcial y por ende se ve afectado el análisis de las especies del sector.

Bibliografía

FIGUEROA, D.E.; BARBINI, S. SCENNA, L.; BELLEGGIA, M., DELPIANI, G. y SPATH, C. 2013. El endemismo en las rayas de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Frente Marítimo 23: 95-104.

IGLÉSIAS, S.P., TOULHOAT L. y SELLOS, D.Y. 2009. Taxonomic confusion and market mislabelling of threatened skates: important consequences for their conservation status. Aquat. Conserv. 20: 319-333.

LUCIFORA, L.O., GARCÍA, B.V., MENNI, R.C. y WORM, B. 2012. Spatial patterns in the diversity of sharks, rays, and chimaeras (Chondrichthyes) in the Southwest Atlantic. Biodivers. Conserv. 21: 407-419.

PAESCH, L. 2006. Estructura de la comunidad de elasmobranquios demersales en el Río de la Plata y su frente oceánico. Tesis de maestría, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, 138 pp.

PAESCH, L. 2014. Diversidad, abundancia y composición de tamaños en la comunidad de condrictios demersales en el río de la plata y su frente oceánico. Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, 187 pp.

PAESCH, L. y LORENZO, M.I. 2018. Rayas desembarcadas por buques merluceros uruguayos y su vinculación espacio-temporal con información independiente de la pesquería. Frente Marítimo

Abundancia y estado de madurez de tiburones y rayas en el área de veda de condrictios, durante el período 2007-2016

Laura Paesch

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Montevideo, Uruguay
lpaesch@dinara.gub.uy

RESUMEN: En este trabajo se analizó la abundancia relativa y la proporción de individuos inmaduros y maduros de seis especies de condrictios en el área de veda, para el período 2007-2016. Se confirmó la presencia de altos porcentajes de individuos juveniles que variaron según la especie y el sexo. Se sugiere la realización de campañas con número de lances comparables dentro del área de veda, al menos en dos períodos, uno durante la vigencia del veda y otro sin veda, a efectos de comparar la distribución de juveniles.

Palabras clave: individuos inmaduros, Zona Común de Pesca

SUMMARY: Abundance and state of maturity of sharks and rays in the ban area of chondrichthyan.- In this work, the relative abundance and the proportion of immature and mature individuals of six species of chondrichthyans in the ban area for the period 2007-2016 was analyzed. The presence of high percentages of juvenile individuals that varied with sex and species was confirmed. It is suggested to carry out research cruises with a number of comparable hauls within the ban area at least in two periods: during and after of the ban area period, in order to compare the distribution of juveniles.

Key words: immature individuals, Common Fishing Zone

Introducción

Con el propósito de proteger a los juveniles de condrictios, desde el año 2007, la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM) establece todos los años un área de veda para el arrastre de fondo (Resol. CTMFM 08/2007). Desde su establecimiento su localización ha sufrido modificaciones en su extensión, pero siempre ha estado circunscripta entre los 36º-37ºS y 56º-57ºO, dentro del cuadrángulo estadístico (CE) pesquero 366 (Figura 1). Esta veda que se extendía inicialmente entre diciembre y febrero, actualmente rige desde noviembre a marzo (Resol. CTMFM 13/2014). En este área se han registrado altos porcentajes de individuos juveniles de varias especies de condrictios, durante la primavera y el verano (Massa *et al.*, 2009).

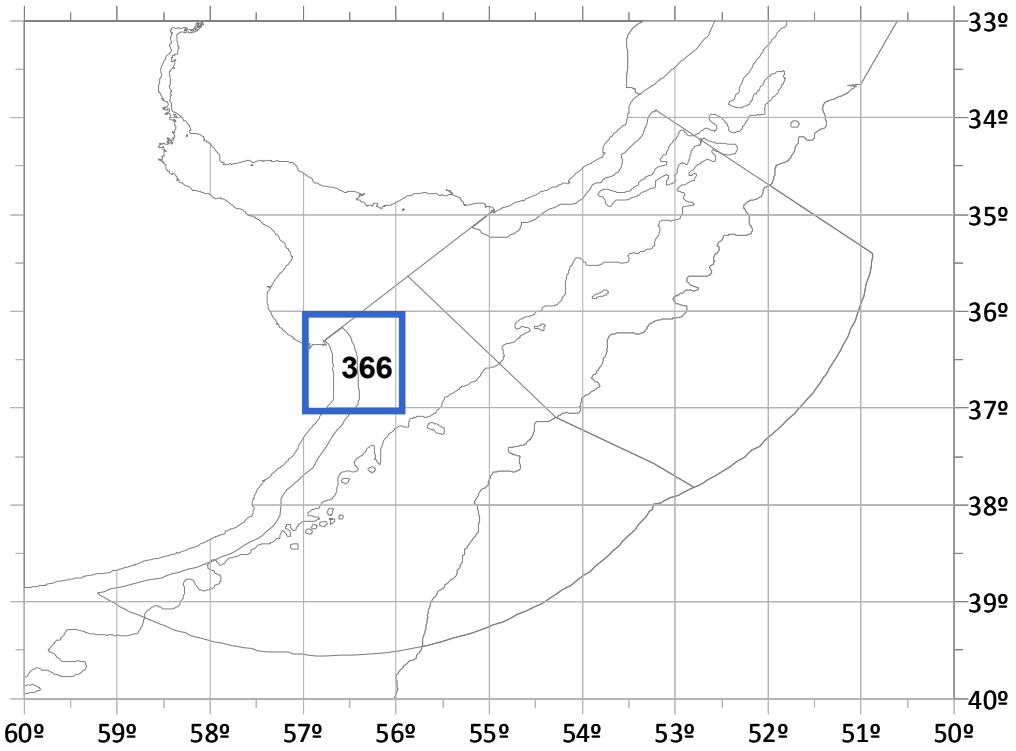


Figura 1. Mapa de la Zona Común de Pesca donde se observa la ubicación del CE 366 y del área de veda de condrictios: al Norte, por el paralelo 36ºS y su intersección con el límite exterior del Río de la Plata; al Sur, por el paralelo 37°S; al Oeste, por el límite exterior del mar territorial argentino y al Este, por el meridiano 56ºO.

El objetivo de este trabajo fue determinar la abundancia relativa y la proporción de individuos inmaduros y maduros de tiburones y rayas en el CE 366, donde queda incluida el área de veda de condrictios.

Información y análisis

Se utilizó la información proveniente de las campañas de investigación costera realizadas por la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) a bordo del B/I Aldebarán en el período 2007-2016. Se determinó la cantidad de lances realizados dentro del cuadrángulo 366 en cada una de las campañas. Se calculó el rendimiento en peso para todas las especies de condrictios presentes en el CE 366. Se calculó el porcentaje de individuos inmaduros y maduros para cada especie con muestreos disponibles, en base a las tallas de madurez sexual estimadas para machos y hembras, en el área de estudio.

Resultados y Conclusión

De las diez campañas costeras de investigación realizadas en el período 2007-2016, seis fueron realizadas en primavera y una en verano, coincidiendo con la vigencia del área de veda condrictios (Tabla 1). En las campañas de primavera de 2011, 2012, 2015 y 2016 el número de lances realizados fue comparable y permitió el análisis de la información (Tabla 1).

Tabla 1. Lista de campañas de investigación costera realizadas en el período 2007-2016 y número de lances ubicados dentro del CE 366.

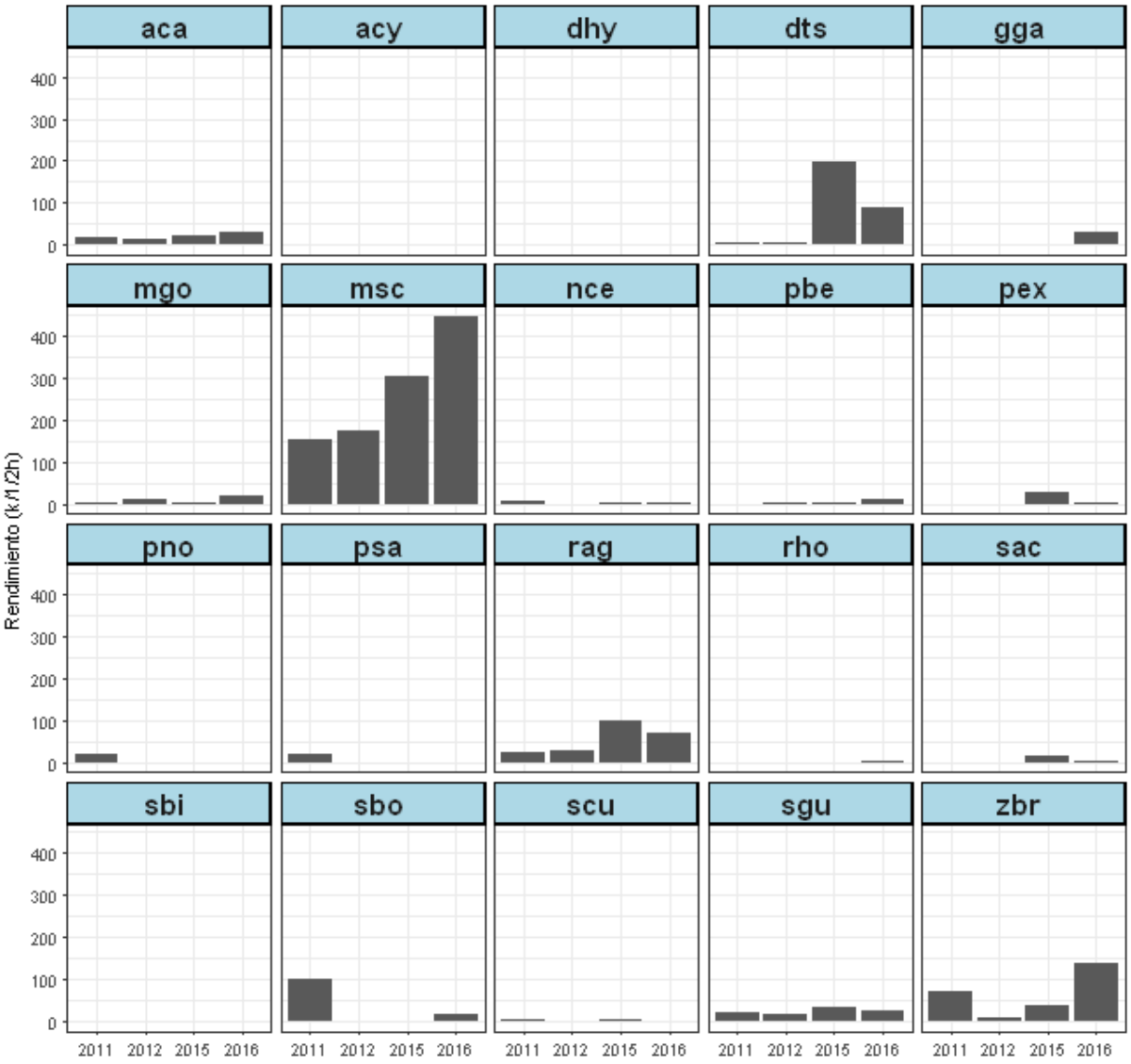
Año	Crucero	Época	Lances
2007	200713	primavera	-
2008	200810	primavera	1
2009	200906	otoño	1
2010	201001	verano	2
2011	201103	otoño	-
2011	201106	primavera	7
2012	201204	primavera	7
2013	201302	invierno	-
2015	20150304	primavera	8
2016	201603	primavera	8

Durante el período analizado, se registraron dentro del área de veda, diecinueve especies de condrictios, distribuidas en quince géneros y diez familias (Tabla 2). La mayoría de las especies se capturaron en todos los años, seis corresponden a tiburones, nueve a rayas y cuatro a otros batoideos.

Tabla 2. Lista de especies registradas en el CE 366 y presencia (*) en cada año.

Familia	Especie	Código	2011	2012	2015	2016
Hexanchidae	*Notorhynchus cepedianus*	nce	*		*	*
Scyliorhinidae	*Schroederichthys bivius*	sbi				*
Triakidae	*Galeorhinus galeus*	gga		*	*	*
	Mustelus schmitti	msc	*	*	*	*
Squatinidae	*Squatina guggenheim*	sgu	*	*	*	*
Squalidae	*Squalus acanthias*	sac			*	*
Rajidae	*Atlantoraja castelnaui*	aca	*	*	*	*
	Atlantoraja cyclophora	acy	*	*	*	*
	Rioraja agassizi	rag	*	*	*	*
	Sympterygia bonapartii	sbo	*	*	*	*
	Sympterygia acuta	scu	*	*	*	*
	Psammobatis spp	psa	*			
	Psammobatis bergi	pbe		*	*	*
	Psammobatis extenta	pex			*	*
	Psammobatis normani	pno	*			
Myliobatidae	*Myliobatis goodei*	mgo	*	*	*	*
Dasyatidae	*Dasyatis hypostigma*	dhy			*	*
Narcinidae	*Discopyge tschudii*	dts	*	*	*	*
Rhinobatidae	*Pseudobatos horkelii*	rho				*
	Zapteryx brevirostris	zbr	*	*	*	*

La abundancia en peso y número de individuos varió con cada especie. Las especies más frecuentes y más abundantes fueron *Mustelus schmitti, Atlantoraja castelnaui, Discopyge tschudii, Rioraja agassizi, Zapteryx brevirostris y Squatina guggenheim* (Figura 2).


aca
acy
dhy
dts
gga
mgo
msc
nce
pbe
pex
pno
psa
rag
rho
sac
sbi
sbo
scu
sgu
zbr
Rendimiento (k/1/2h)
0
100
200
300
400
2011
2012
2015
2016

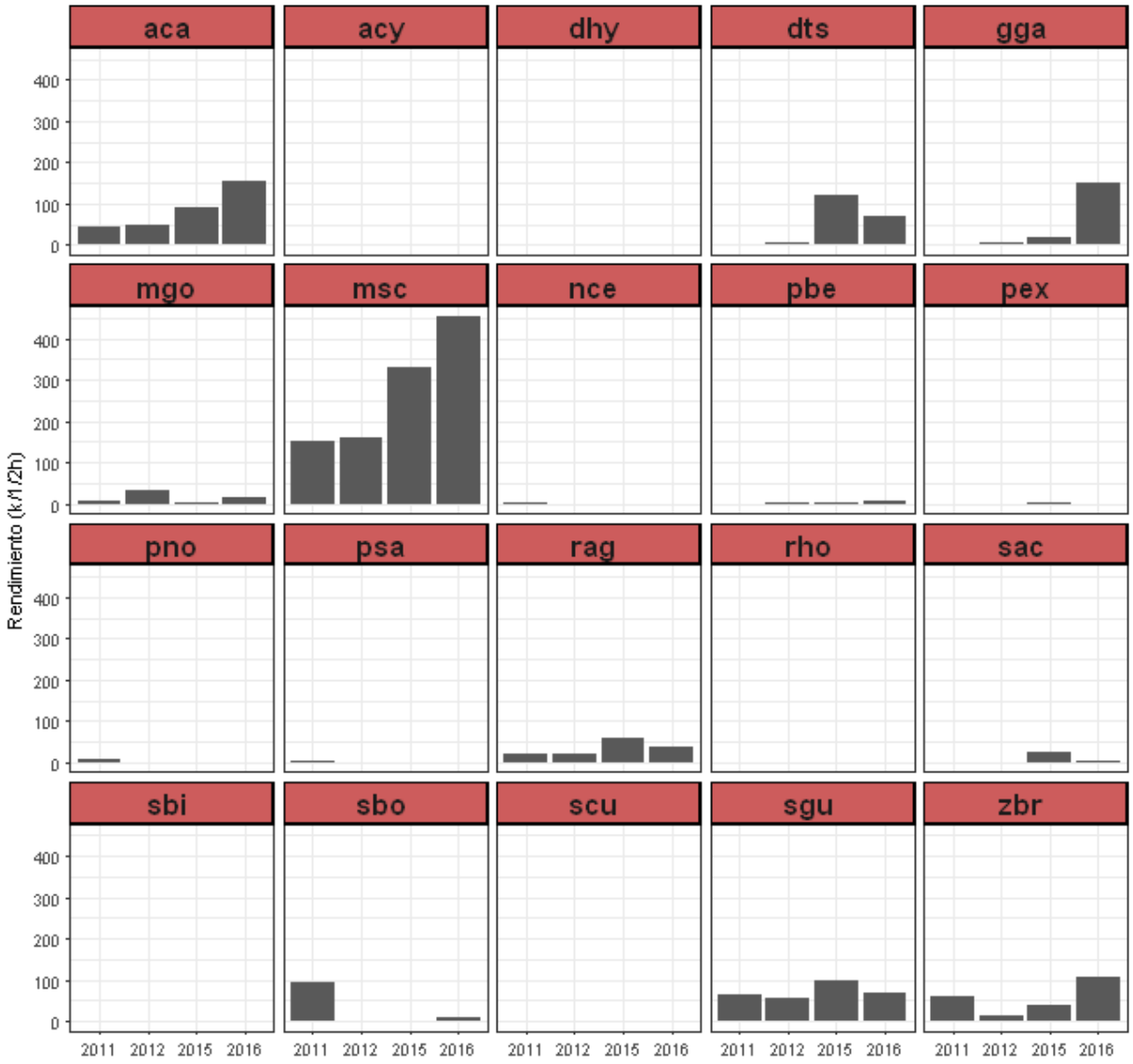


Figura 2. Rendimiento en peso (superior) y número de individuos (inferior) para cada especie por campaña (ver códigos de las especies en la Tabla 2).

Excepto en 2011, se muestrearon todos los individuos capturados (Tabla 3). Se calculó el porcentaje de individuos inmaduros y maduros para *M. schmitti, S. guggenheim, A. castelnaui, R. agassizi, Z. brevirostris* y *D. tschudii*, en base a las tallas estimadas para el área (García, 1984, Oddone *et al.,* 2005a, Oddone *et al.,* 2005b, Colonello *et al.,* 2007a, Colonello *et al.,* 2007b, Colonello, 2009).

Tabla 3. Número de individuos por especie y año (en negrita se indican los muestreos y especies analizadas).

Especie	2011	2012	2015	2016
Notorhynchus cepedianus	7		1	1
Schroederichthys bivius				1
Galeorhinus galeus		1	2	31
Mustelus schmitti	153	**176**	**303**	**447**
Squatina guggenheim	23	**19**	**34**	**26**
Squalus acanthias			15	2
Atlantoraja castelnaui	17	**13**	**21**	**31**
Atlantoraja cyclophora	2	1	3	1
Rioraja agassizi	27	**29**	**99**	**71**
Sympterygia bonapartii	101	1	3	16
Sympterygia acuta	5	1	4	2
Psammobatis spp	22			
Psammobatis bergi		4	4	12
Psammobatis extenta			27	2
Psammobatis normani	20			
Myliobatis goodei	3	10	3	18
Dasyatis hypostigma			1	1
Discopyge tschudii	7	**7**	**199**	**91**
Pseudobatos horkelii				2
Zapteryx brevirostris	70	**11**	**37**	**140**

Atlantoraja castelnaui y *S. guggenheim* presentaron predominio de hembras inmaduras y machos maduros (Figura 3), mientras que en *D. tschudii* y *Z. brevirostris* predominaron individuos maduros en ambos sexos (Figura 3) y *M. schmitti* y *R. agassizi* variaron el porcentaje de individuos inmaduros en cada sexo según el año (Figura 3).

Figura 3. Estado de madurez (EM): Porcentaje de machos y hembras maduros e inmaduros (MM = macho maduro, MI = macho inmaduro, HM = hembra madura, HI = hembra inmadura) en *Atlantoraja castelnaui* (aca), *Discopyge tschudii* (dts), *Mustelus schmitti* (msc), *Rioraja agassizi* (rag), *Squatina guggenheim* (sgu) y *Zapteryx brevirostris* (zbr), por sexo y por año.

En conclusión, se registró la presencia de altos porcentajes de individuos juveniles que variaron con el sexo y con la especie. No obstante, se sugiere la realización de campañas anuales, con un número de lances comparables dentro del CE 366 y en dos tiempos: durante la vigencia de la veda (primavera-verano) y fuera de ella (otoño-invierno) a efectos de comparar la distribución de juveniles.

Bibliografía

COLONELLO, J.H., LUCIFORA, L.O., MASSA, A.M. 2007.a Reproduction of the angular angel shark (*Squatina guggenheim*): geographic differences, reproductive cycle, and sexual dimorphism. ICES J Mar Sci 64: 131–140.

COLONELLO, J.H., GARCÍA, M.L., LASTA, C.A. 2007b. Reproductive biology of *Rioraja agassizi* from the coastal southwestern Atlantic ecosystem between northern Uruguay (34ºS) and northern Argentina (42ºS). Environ Biol Fish, Special Issue Skates: DOI 10.1007/s10641-007-9239-0

COLONELLO, J.H. 2009. Ecología reproductiva de tres batoideos (Chondrichthyes): *Atlantoraja castelnaui* (Rajidae), *Rioraja agassizi* (Rajidae) y *Zapteryx brevirostris* (Rhinobatidae). Implicancias de distintas estrategias reproductivas en un escenario de explotación comercial intensiva. Tesis Doctoral 193 pp.

GARCÍA, M. 1984. Sobre la biología de *Discopyge tschudii* (Chondrichthyes, Narcinidae). Physis, A, 42:101-112.

MASSA, A., COLONELLO, J., HOZBOR N. 2009. Propuesta para la protección de peces cartilaginosos demersales en el norte de la Región Costera Bonaerense. Inf. Téc. INIDEP 47: 7 pp.

ODDONE, M.C., PAESCH, L., NORBIS, W. 2005a. The reproductive biology and seasonal distribution of the patagonian smoothhound *Mustelus schmitti* (Chondrichthyes, Elasmobranchii, Triakidae) in the Rio de la Plata oceanic front, SW Atlantic. J Mar Biol Assoc UK 85: 1193-1198.

ODDONE, M.C., PAESCH, L., NORBIS, W. 2005b. Length at first sexual maturity of two species of rajoid skates, genera *Atlantoraja* and *Dipturus* (Pisces, Elasmobranchii, Rajidae), from the Southwestern Atlantic Ocean. J Appl Ichthyol 21:70-72.

Diversidad y estructura genético poblacional de *Mustelus schmitti* mediante inter simple sequence repeats (ISSR)

Gabriela Andreoli y María Inés Trucco

Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)
Paseo Victoria Ocampo N°1 (7600) Mar del Plata, República Argentina
gandreoli@inidep.edu.ar

RESUMEN: Un estudio previo mostró que el gatuzo, *Mustelus schmitti*, posee una diferenciación genética baja pero significativa a lo largo de su distribución en Argentina, siendo la variabilidad dentro de los sitios de muestreo la mayor contribución a la diversidad genética. El objetivo de este trabajo fue dilucidar el grado de conectividad existente incorporando la región costera uruguaya. Se analizaron 91 *loci* con cuatro cebadores ISSR mediante los cuales se determinó que la diversidad genética total y el porcentaje de polimorfismo fueron elevados (H= 0,32 y P > 80%). La conectividad entre las zonas de muestreo determinada por el flujo génico fue moderada, sin poder observarse un patrón específico de migración entre las localidades. La diferenciación intermuestral fue baja pero significativa siendo mayores los valores alrededor de la costa del Rio de la Plata y la costa uruguaya. Según mostraron los análisis de coordenadas principales y AMOVA, estas zonas son las que más aportan a la varianza entre los *loci* y si bien la diferenciación de la muestra uruguaya podría ser temporal, la correspondiente a la costa del Rio de la Plata podría indicar una sub estructuración a pequeña escala. Dado que factores ambientales o de comportamiento podrían explicar esta leve diferencia, se sugiere estudiar, mediante marcadores moleculares mitocondriales, la existencia de filopatría.

Palabras clave: *Mustelus schmitti*, ISSR, variabilidad genética

SUMMARY: Diversity and population genetic structure of *Mustelus schmitti* by inter simple sequence repeats (ISSR). - A previous study showed that the narrownose smooth-hound, *Mustelus schmitti*, has a low but significant genetic difference throughout its distribution in Argentina, being the variability within sampling sites the greatest contribution to diversity. The objective of this work was to elucidate the degree of connectivity by incorporating the Uruguayan coastal region. We analyzed 91 *loci* with four ISSR primers by which it was determined that the total genetic diversity and the polymorphism percentage were high (H = 0.32 and P> 80%). The connectivity between the sampling areas determined by gene flow was moderate, without observing a specific pattern of migration between the localities. The inter-sample differentiation was low but significant, with higher values around the coast of the Rio de la Plata and the Uruguayan coast. According to the analysis of principal coordinates and AMOVA, these zones are those that contribute most to the variance between the *loci* and although the differentiation of the Uruguayan sample could be temporary, the one corresponding to the coast of the Rio de la Plata could indicate a small-scale sub structuring. Given that environmental or behavioral factors could explain this difference, it is suggested that the existence of philopatry be studied using mitochondrial molecular markers.

Key words: *Mustelus schmitti*, ISSR, genetic variability.

Introducción

Mustelus schmitti (Clase Chondrichthyes, Familia Triakidae) es un tiburón de tamaño pequeño a moderado que habita el sudoeste de la costa Atlántica, desde Brasil (22ºS) hasta el sur de la Patagonia en Argentina (47º45´S). Usualmente se lo encuentra en aguas poco profundas y hasta los 120 m de profundidad donde los rangos de temperatura y salinidad tanto en la superficie como en el fondo y en las diferentes estaciones climáticas, suelen ser muy variables (Figueiredo,1977; Meneses y Paesch, 1999; Chiaramonte y Pettovello, 2000; Cousseau y Perrotta, 2000; Musick *et al.* , 2004).

Distintas etapas del ciclo vital como nacimiento, crecimiento hasta la madurez sexual, apareamiento y puesta de huevos se cumplen en ambientes costeros (Massa *et al.* , 2004), por lo cual existe un patrón migratorio estacional, entre primavera y verano, hacia estas áreas. Allí las hembras tienen sus crías y vuelven a aparearse. Luego, en invierno, migrarían hacia el sur de Brasil donde las aguas son más cálidas (Vooren, 1997) y retornarían nuevamente a la costa para la reproducción.

En la costa de la Provincia de Buenos Aires han sido detectadas dos áreas de crianza y reproducción: una al sur de la Bahía Samborombón (36ºS, 57ºW) donde los adultos llegan entre octubre - noviembre y la otra en El Rincón (40ºS, 62ºW) (Cousseau y Perrotta, 2000) donde llegan en diciembre, probablemente debido a que en ese período la temperatura del agua se torna más cálida en esa localidad. En la región patagónica norte existe una tercer zona de concentración de juveniles en la Bahía Engaño (43º30"S) (Van der Molen *et al.* , 1998). Existen evidencias que indican que el período de gestación es variable a lo largo de su distribución e incluso hay diferencias con respecto al tamaño en que alcanzan la madurez sexual (Chiaramonte y Pettovello, 2000; Colautti *et al.* , 2010). Si bien Pratt y Casey (1990) observaron que en algunas especies de elasmobranquios la gestación en aguas cálidas podría ser más corta que en aguas de menor temperatura, este patrón no está claro aún para *Mustelus schmitti*.

Estudios recientes indican que la diferenciación intraespecífica en elasmobranquios está muy correlacionada con la capacidad de dispersión. Aun en especies con vagilidad alta, el movimiento de los individuos a lo largo de su distribución no evita la divergencia genética ya que pueden existir límites a la dispersión como, por ejemplo, condiciones ambientales inapropiadas, discontinuidad en el hábitat o filopatría (Verissimo *et al.* , 2010).

En un estudio genético previo, mediante la técnica de *Inter Simple Sequence Repeats* (ISSR) (Andreoli y Trucco, 2013) se determinó la variabilidad genética poblacional de *Mustelus schmitti* en 6 localidades a lo largo de su distribución. La diferenciación entre las muestras fue baja pero significativa y la mayor contribución a la diversidad se debió principalmente a la gran variabilidad dentro de cada zona. El flujo génico fue elevado y no se observó un patrón de aislamiento por distancia, por lo cual el movimiento entre las localidades no estaría sólo limitado entre aquéllas que son más cercanas geográficamente, sino hacia todas las áreas. Estudios preliminares de marcación y recaptura en *Mus-*

telus schmitti corroborarían esta observación (Pérez y Colonello, 2012). Si bien se desconocen las condiciones que determinan la migración del gatuzo adulto, la señal ambiental sería la temperatura según estudios realizados en la costa bonaerense (Cortés *et al.* , 2011) así como en la zona de El Rincón (Colautti *et al.* , 2010). Podrían existir dos patrones posibles de migración del gatuzo: por un lado podrían no seguir ningún patrón específico y migrar perpendicularmente desde la costa hacia las zonas profundas, indistintamente de su dirección (norte o sur), o bien podrían seguir las isotermas y tendrían una tendencia a hacerlo de modo paralelo a ella.

Se sabe que el uso del hábitat en elasmobranquios está muy influenciado por las condiciones de temperatura del agua, por lo cual los cambios que se produzcan en ella podrían alterar los patrones de dispersión y la distribución de las poblaciones (Veríssimo *et al.* , 2010). Aproximadamente en la mitad de la distribución de *Mustelus schmitti*, donde se encuentra la zona de cría de Bahía Samborombón, se ubica el estuario del Río de la Plata, un sistema relevante tanto desde el punto de vista físico como por su significado ecológico (Boschi, 1987). En él, los factores de salinidad y temperatura son los que más influyen en la distribución espacial y estacional de las diferentes especies (Díaz de Astarloa *et al.* , 1999; Jaureguizar *et al.* , 2004).

El objetivo del presente trabajo fue ampliar el estudio de la estructura genético poblacional del *M. schmitti* para determinar el grado de conectividad existente a lo largo de su distribución, mediante marcadores ISSR e incorporando una muestra de la costa uruguaya. La ventaja de ésta técnica es que proporciona información del genoma sin la necesidad de conocer la secuencia de ADN (Zietkiewicz *et al.* , 1994) por lo que ha sido un método muy utilizado en estudios de genética poblacional (Maltagliati *et al.* , 2006; Liu *et al.* , 2006; Nielsen y Hansen, 2008).

Materiales y Métodos

- Obtención y preservación de las muestras:

Las muestras provienen de distintos lances de pesca y fueron recogidas en siete zonas diferentes: cinco costeras y dos más profundas en campañas realizadas con los buques de investigación pesquera (BIP) del INIDEP en el 2011 y 2013. En marzo y abril del 2011, respectivamente, se recolectaron las muestras 1 y 2 durante la campaña global costera con el BIP "Capitán Oca Balda" (OB04 y OB06/11). La muestra 3 fue tomada en agosto del 2011 en una campaña de evaluación de merluza con el BIP "Dr. Eduardo Holmberg" en proximidades a Puerto Deseado. La muestra 4 fue tomada en mayo del 2011 en Monte Hermoso proveniente de la pesca artesanal. Las muestras de zonas más profundas 5 y 6 fueron recolectadas en noviembre del 2011 en la 3º etapa de la campaña de merluza con el BIP "Dr. Eduardo Holmberg" (EH04/11) y la muestra 7 fue recolectada en diciembre del 2013 en la costa uruguaya con el BIP "Dr. Eduardo Holmberg" (EH06/13) en una campaña costera de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (Figura 1).

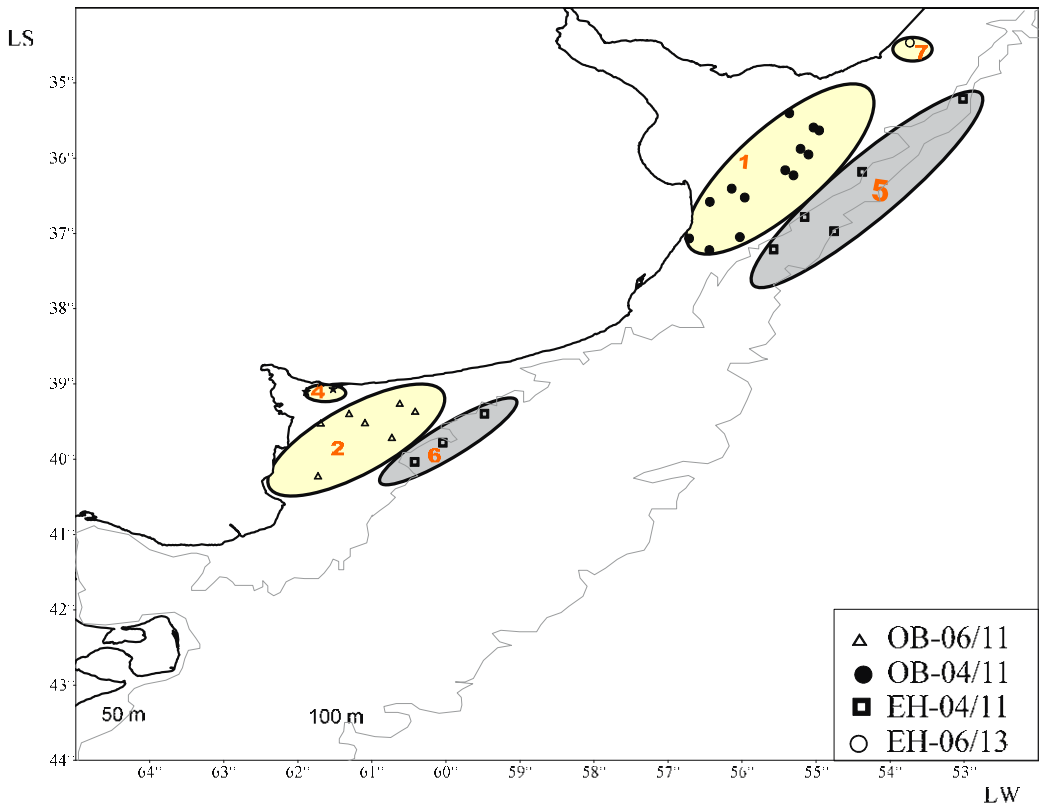


Figura 1. Áreas de obtención de las muestras a excepción de Puerto Deseado (46º84´S-66º76´W). Las zonas costeras se indican en amarillo (1, costa RdP, 2, costa Rincón y 4, Mte. Hermoso) y las profundas en gris (5, profunda norte y 6, profunda sur). Dentro de cada región los símbolos indican los lances de pesca de los cuales se obtuvieron ejemplares para cada campaña realizada.

Se recolectaron muestras de músculo de aleta dorsal de ejemplares adultos de *Mustelus schmitti*, mantenidas a –20ºC hasta su arribo al Gabinete de Biología Molecular y Microbiología. Las muestras fueron rotuladas individualmente y posteriormente conservadas en alcohol etílico al 96%. Veinticinco ejemplares de cada una de las muestras 1, 2 y 4, los únicos tres ejemplares de la muestra 3 (Puerto Deseado), once ejemplares de la muestra 7 y veintidós de cada una de las zonas de profundidad 5 y 6 fueron utilizados para el análisis. El protocolo de extracción y la cuantificación de ADN fue el informado por Andreoli y Trucco (2012).

- Obtención de cebadores ISSR

Se utilizaron cuatro cebadores ISSR cuya secuencia, temperatura y tiempo de hibridación, concentración final y número de ciclos utilizados para cada uno de ellos, se muestran en la Tabla 1. Los ISSR 1 y 4 utilizan el mismo programa de amplificación que consiste en una desnaturalización inicial a 94ºC de un min, seguido de 35 ciclos de 1 min a 94ºC con una temperatura de hibridación de 51ºC durante 2 min, extensión a 72ºC durante 4 min y un ciclo de extensión final a 72ºC durante 7 min. El ISSR 2 usa una desnaturalización inicial de 94ºC durante 1 min y 35 ciclos de 1 min a 94ºC con temperatura de hibridación de 52ºC durante 2 min y extensión a 72ºC durante 4 min y extensión final a 72ºC durante 7 min. El ISSR 3 usa una desnaturalización inicial de 94ºC durante 3 min y 34 ciclos de 30 s a 93ºC con una temperatura de hibridación a 48ºC durante 1 min, extensión

a 72ºC durante 1min 30 s (tiempo de rampa de 0,15º C/s) y un ciclo de extensión final a 72ºC durante 10 min. Las condiciones del cóctel de amplificación para cada cebador fueron las siguientes: se utilizó la enzima Gotaq ADN Polimerasa (Promega) cuya solución 5X contiene 7,5mM de cloruro de magnesio (Cl_2M_g). Para un volumen final de 10uL, las concentraciones finales de Cl_2M_g variaron según el cebador y se muestran en la Tabla 1. Las restantes concentraciones finales fueron similares para todos los cebadores: 0,1 µg/µL de BSA; 0,2mM de cada dNTP, 0,5 µM de cebador, 0,5 U de Taq polimerasa, y agua hasta cubrir el volumen total.

Tabla 1. Características de la secuencia y condiciones de amplificación para cada cebador.

Cebador	Secuencia 5'–› 3'	Temperatura de hibridación	Tiempo de hibridación	Concentración final de Cl_2M_g	Concentración final Buffer	Número de ciclos
ISSR 1	(AG)8 Y	51°C	2 min	0,9mM	0,6X	35
ISSR 2	(AC)8 G	52°C	2 min	0,9mM	0,6X	35
ISSR 3	(CA)8 RT	48°C	1 min	0,9mM	0,6X	34
ISSR 4	(GACA)4	51°C	2 min	1,5mM	1X	35

Y=C ó T; R=A ó G

El producto de amplificación fue evaluado mediante electroforesis en gel de agarosa al 1,5% sumergido en tampón TBE 0,5X (Tris 0,89M, Ácido bórico 0,89M, EDTA disódica 0,02M) y tinción con bromuro de etidio al 0,01% para el revelado. Se sembró el total de producto de PCR y se utilizó una fuente de poder a 60 Volts durante 1 h 30 min. Se utilizaron como marcadores de peso molecular 5uL de 100 pb y de 1KB (Invitrogen). En cada gel se sembró un control con la mezcla de amplificación sin ADN para eliminar la sospecha de contaminación. La visualización de los geles se realizó en un transiluminador UV y se fotografiaron los mismos con cámara digital (KODAK Easyshare DC90).

- Análisis de los datos:

Los fragmentos amplificados con la misma movilidad, según el peso molecular, fueron registrados como (1) para la presencia de banda ó (0) para su ausencia, excluyendo las bandas que no tuvieran una identificación precisa.

La matriz de datos fue analizada utilizando el programa para genética de poblaciones POPGENE versión 1.31 (Yeh *et al.* , 1999) para evaluar polimorfismo, diferenciación poblacional y flujo génico según Nei (1973) asumiendo equilibrio de Hardy-Weinberg. La distancia genética entre poblaciones fue calculada mediante el índice de Nei (1978) de distancia no sesgada. El dendrograma de distancia genética basado en estos valores fue generado mediante el método UPGMA, modificado del procedimiento de NEIGHBOR de PHYLIP Versión 3.5c (Felsenstein, 1993). Todos estos parámetros fueron corroborados con el programa TFPGA (*Tools for Population Genetic Analysis*) (Miller, 1997) mediante el cual se evaluó el soporte estadístico utilizando el método *jacknife* sobre todos los *loci* para obtener estimas de la varianza y el método de remuestreo (*bootstrap*) para generar un intervalo de confianza (Nº de replicaciones: 1000 y 95% intervalo de confianza) como medida de precisión estadística, así como pruebas exactas (Raymond y Rousset, 1995) para la evaluación de resultados significativos. Asimismo se aplicó la corrección de Bonferroni para evaluar falsos significativos resultantes de pruebas múltiples (Rice, 1989). Con el programa GenAlEx 6.5 (Peakall y Smouse, 2012) se realizó un

análisis de Coordenadas Principales (PCoA) para visualizar la relación espacial de la diferenciación entre las muestras y una prueba de Mantel para comprobar aislamiento por distancia mediante la correlación entre la matriz de diferenciación genética con la distancia geográfica entre pares de muestras. Adicionalmente se realizó un análisis de varianza molecular (AMOVA) (Excoffier *et al,* 1992) para detectar estructura genética.

Resultados y Discusión

El presente estudio es el primero en informar sobre el uso de marcadores ISSR para análisis de genética poblacional en *Mustelus schmitti*. Esta técnica, relativamente sencilla, mostró que con los cuatro cebadores utilizados se identificaron 91 *loci*, cuyo tamaño varió entre los 150 pb y 1.6 kb y con los cuales fue posible detectar una variación poblacional en la Zona Común de Pesca.

El valor promedio de diversidad genética esperada (H) para todos los *loci* en todas las muestras fue de 0,3201 +/- 0,14. En la Tabla 2 se muestra la variación genética del conjunto de *loci* para cada muestra. El valor para Puerto Deseado (muestra 3) fue menor que para el resto de las localidades. Debido a que en esta muestra sólo se analizaron tres ejemplares, que podrían provocar desvíos en los resultados, se la eliminó del análisis y se evaluó nuevamente el índice promedio de diversidad total. El valor obtenido fue similar, H=0,3190 +/-0,14 siendo relativamente elevado considerando que el porcentaje de heterocigosis promedio hallado con alozimas en peces marinos fue del 0,06 y con microsatélites 0,77 (Chenuil, 2006). El valor hallado demuestra el poder de detección de variabilidad de los ISSR. Los valores de polimorfismo variaron entre 42,8% para la muestra 3 (Pto. Deseado) y 91,2% en la muestra 5 (profundo norte) y en general fueron mayores al 80%, resultando estos valores de polimorfismo similares a los encontrados en tiburón leopardo, *Triakis semifasciata* con ISSR (Lewallen *et al.* , 2007).

Tabla 2. Variación genética de las 7 muestras estudiadas en *Mustelus schmitti*.

MUESTRAS	Nº DE EJEMPLARES	H	Nº Loci POLIMÓRFICOS (%)
1 (Costa RdP)	25	0,281+/-0,17	80 (87,9%)
2 (Costa Rincón)	25	0,285+/-0,16	81 (89,0%)
3 (Puerto Deseado)	3	0,174+/-0,21	39 (42,8%)
4 (Mte. Hermoso)	25	0,298+/-0,16	82 (90,1%)
5 (Profunda norte)	22	0,316+/-0,16	83 (91,2%)
6 (Profunda sur)	22	0,265+/-0,17	76 (83,5%)
7 (Costa Uruguaya)	11	0,290+/-0,18	75 (82,4%)

H=índice de Nei (1973) de diversidad génica

La variabilidad dentro y entre las siete muestras estudiadas y luego excluyendo a Puerto Deseado se muestran en la Tabla 3, así como el valor de flujo génico orientativo entre las mismas.

Tabla 3. Diversidad genética para las siete zonas y excluyendo Pto. Deseado del análisis.

	Nº DE EJEMPLARES	Ht	Hs	Gst	Nm
TOTAL	133	0,31+/-0,02	0,27+/-0,01	0,14	3,15
EXCLUYENDO P.D	130	0,32+/-0,19	0,29+/-0,01	0,1	4,16

Ht: diversidad genética total, Hs: diversidad dentro de cada muestra, Gst: diferenciación entre muestras, Nm: flujo génico.

Si bien los valores de Ht y Hs fueron similares en ambos análisis, se observó que al excluir Pto. Deseado hubo una diferenciación total entre las muestras (Gst) más baja (0,1) que cuando se compararon las siete muestras (0,14). El valor de diferenciación total se repitió en el 65% de las pruebas mediante la técnica *jacknife* y resultó altamente significativo mediante la prueba exacta ($p << 0.001$). Hartl (1980) indicó que valores comprendidos entre 0,05 y 0,15 corresponden a una diferenciación moderada. Ward *et al.* (1994) hicieron una revisión sobre la variación en la frecuencia alélica de alozimas en 57 especies de peces marinos hallando que el valor medio de diferenciación genética fue de 0,062. Aun cuando la comparación entre valores de diferenciación con distintos marcadores moleculares no es lo más adecuado debido al grado de variabilidad de detección de cada uno, el valor en nuestro estudio fue moderado y ligeramente superior al promedio en peces e indicativo de estructuración genética entre las muestras en el nivel geográfico analizado. La moderada diferenciación genética general indicaría una restricción del flujo génico que habría permitido que se acumularan diferencias a través de la deriva genética. Se observó que el mayor porcentaje de variabilidad fue dentro de las muestras (Hs= 0,29) más que entre ellas, y que contribuyó con más peso al valor de diversidad total (Ht).

Los índices de diferenciación entre pares de muestras (FST) se muestran en la Tabla 4, donde se observa que los valores variaron entre 0,04 y 0,17. Los más elevados fueron entre la muestra 7 (costa uruguaya) con respecto a cada una de las muestras restantes, resultando particularmente llamativo el valor de 0,17 entre las muestras 1 y 7 dada su proximidad geográfica en el área del Rio de la Plata. El valor más bajo (0.04) correspondió a las muestras 5 y 6. Luego del ajuste de Bonferroni todos los valores siguieron significativos.

Tabla 4. Diferenciación entre pares de muestras (FST).

	1	2	4	5	6	7
1	0					
2	0,07***	0				
4	0,08***	0,07***	0			
5	0,12***	0,06***	0,06***	0		
6	0,13***	0,08***	0,07***	0,04***	0	
7	0,17***	0,09***	0,12***	0,06***	0,11***	0

(***) Nivel de significación p=0,001

Ante estos resultados se realizó un análisis de Coordenadas Principales (PCoA) para visualizar la relación espacial de la diferenciación entre las muestras, sin Puerto Deseado. Las dos muestras que explicaron mejor la diferenciación hallada son, principalmente, la costera argentina rioplatense (1) y la uruguaya (7). En segundo lugar, la separación de las muestras costeras de las profundas, contribuyendo mayormente a esta separación las muestras 7, 1, 4 y 6. Por último, la restante variabilidad es explicada por la diferenciación entre las muestras 4 y 6, correspondiendo a Monte Hermoso y la muestra profunda del mismo sector (Figura 2 a y b).

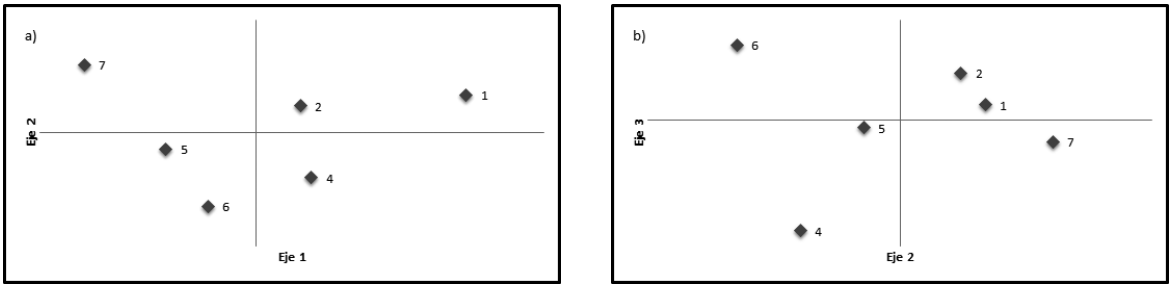


Figura 2. Coordenadas principales obtenidas mediante la representación de los patrones de diferenciación entre pares de muestras (FST). a- eje 1 versus eje 2. b- eje 2 versus eje 3. El número de las muestras según Figura 1.

La primera coordenada acumuló un 43% de la variabilidad existente en los *loci* (Tabla 5). Con la segunda y tercera coordenada se llegó al 83,30% de variabilidad acumulada, lo cual fue representativo de los datos originales.

Tabla 5. Porcentaje de variación explicada por los tres primeros ejes de coordenadas principales.

Eje	**1**	**2**	**3**
%Variación	43,72	26,04	13,54
% Acumulado	43,72	69,76	83,30

En la figura 3 se muestra la prueba de Mantel donde se correlacionaron el índice de diferenciación (ΦTP) con la distancia geográfica de las muestras, excluyendo Puerto Deseado. El aislamiento hallado en función de la distancia es muy bajo (R=0,111) y no significativo (p=0,32), y sólo explica el 1,24% de la variabilidad total. Esto nos indicaría que el movimiento hacia lugares cercanos no es tan frecuente como para aumentar las similitudes genéticas, o por lo menos es igualmente frecuente hacia lugares más alejados.

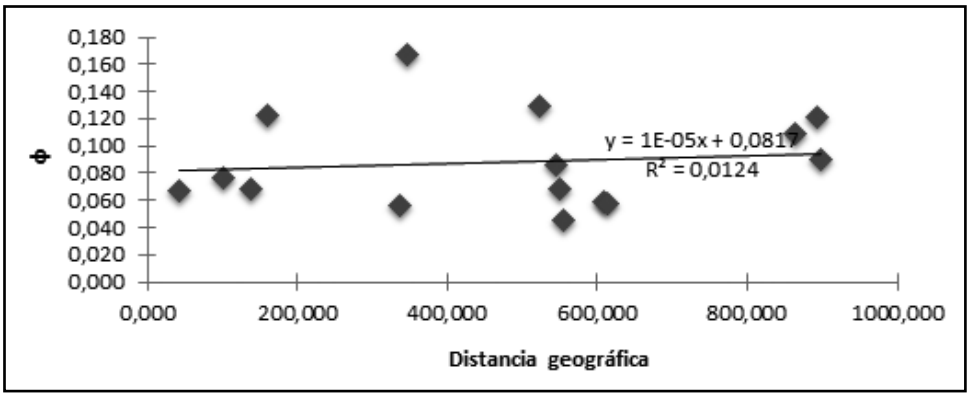


Figura 3. Prueba de Mantel de correlación entre índice de diferenciación (ΦTP, análogo al FST para datos binarios) y distancia geográfica, excluyendo Puerto Deseado.

Con respecto a la migración, los valores de diferenciación hallados mostraron concordancia con el valor de flujo génico entre las muestras (Tabla 6). En general, los resultados indicaron un grado moderado de migración entre las zonas analizadas, si se comparan con los obtenidos por Pereyra *et al.* (2010), que fueron del orden de 320 entre la zona uruguaya y la denominada Rio de la Plata.

Tabla 6. Número de inmigrantes (Nm) entre muestras.

	1	2	4	5	6	7
1	0					
2	7,5	0				
4	7,7	11,2	0			
5	6,1	11,5	11,9	0		
6	5,6	7,9	9	11,3	0	
7	4,1	5,5	4,6	6,5	5,6	0

Los valores de la costa uruguaya con respecto al resto de las muestras son los más bajos, siendo 4,1 el menor valor. Entre las restantes localidades el flujo génico es superior, llegando a valores entre 11 y 12 entre las muestras 2 y 4, entre las muestras de profundidad entre sí y entre las muestras 2 y 4 con respecto a la muestra de profundidad norte (5).
La distancia genética entre pares de muestras varió desde 0,026 a 0,089 (Tabla 7), siendo el promedio total 0,055.

Tabla 7. Distancia genética entre pares de muestras de *M. schmitti*.

	1	2	4	5	6	7
1	0					
2	0,046	0				
4	0,046	0,029	0			
5	0,062	0,028	0,027	0		
6	0,06	0,04	0,035	0,026	0	
7	0,089	0,062	0,08	0,054	0,057	0

De las Tablas 6 y 7 se puede observar que los valores de distancia genética más bajos (< 0,03) correspondieron a las muestras de profundidad entre sí, entre las muestras 2 y 4 que prácticamente es la misma zona de muestreo y entre estas últimas con respecto a la muestra de profundidad norte (5). Estos bajos valores hallados concuerdan con los índices de flujo génico que fueron los más elevados (Nm entre 11 y 12). Sin embargo las muestras 2 y 4 con respecto a la zona profunda sur (6), a pesar de tener mayor proximidad geográfica, tienen una distancia genética mayor con un flujo génico menor en comparación con la muestra 5, más distante geográficamente. Por otro lado, los valores más elevados de distancia genética fueron los de costa uruguaya con respecto al resto de las regiones, variando de 0,089 a 0,054 con las muestras 1 y 5 respectivamente,

Para visualizar la relación entre las distintas muestras, el dendrograma de distancias genéticas generado se observa en la Figura 4. Se pudo ver la separación de las muestras 1 y 7 con alto valor de soporte estadístico, mientras que para las restantes muestras la topología generada tuvo valores menores de remuestreo e incluso, según el programa utilizado, su conformación fue diferente. Aun cuando el agrupamiento de las muestras 2, 4, 5 y 6 sea concordante con su ubicación geográfica, la topología generada también podría estar reflejando el intercambio de los individuos entre esas localidades, hecho que concuerda con los altos valores de flujo génico hallados entre las mismas.

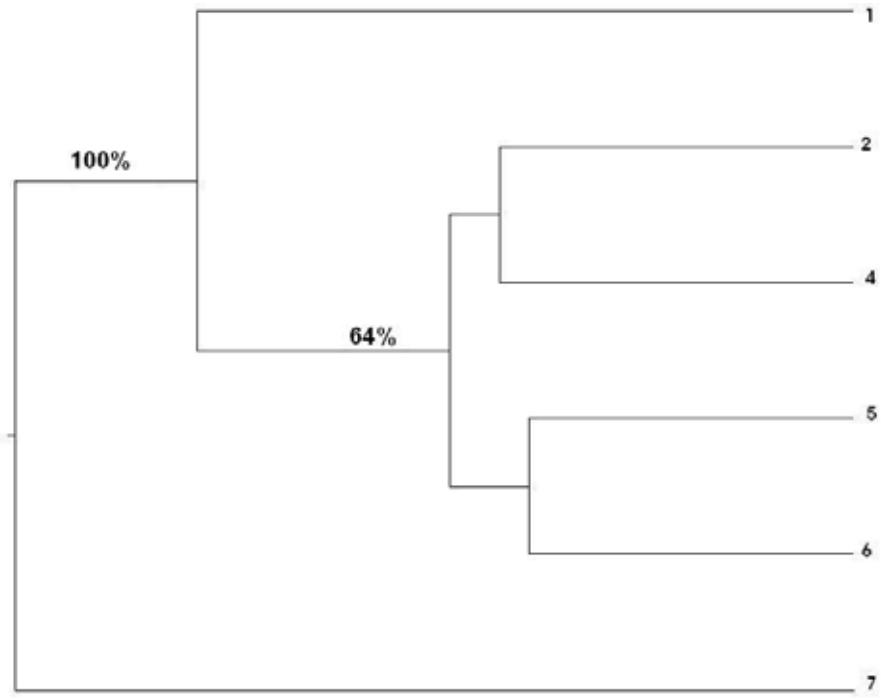


Figura 4. Dendrograma generado por el UPGMA de las seis muestras estudiadas (excluyendo Pto Deseado). Sólo se indican los valores de boostrap que fueron superiores al 50%.

Para entender mejor esta diferenciación entre muestras cercanas se realizó un análisis de barreras mediante el programa Barrier (Manni *et al.* , 2004) considerando dos matrices, la de distancia geográfica y la de distancia genética calculando dos barreras en aquellas zonas donde el flujo génico estaría restringido o fuera menor. La cantidad de barreras fue dispuesta *a priori* como condición tomando en cuenta los valores de diferenciación principales entre las muestras.

Se obtuvo un mapa de barreras que se superpuso con el mapa geográfico donde se observó que la barrera más importante fue la que mostró una discontinuidad genética alrededor de la muestra costera del Río de la Plata (1) y luego la barrera que limita hacia la muestra uruguaya (7) (Figura 5).

La alta conectividad en la región media entre las barreras se explicaría por la presencia de ejemplares transitorios, sobretodo en la muestra 5, coincidiendo ésto con el mayor valor de diversidad genética hallado en esta muestra (Tabla 2).

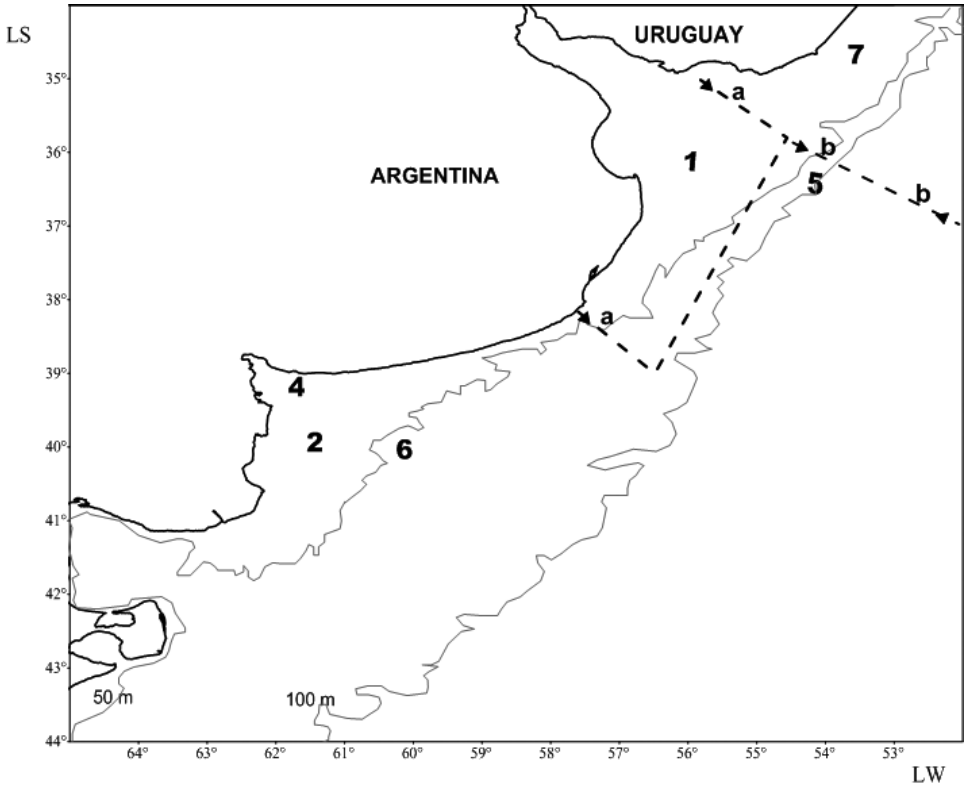


Figura 5. Barreras generadas a partir de datos de diferenciación y distancia geográfica. Los índices señalan el orden en importancia en la restricción al flujo génico.

Con respecto a las barreras formadas alrededor de las muestras 1 y 7 probablemente la alteración producida por la descarga del Río de la Plata provoque una limitación al flujo génico y una discontinuidad genética. En la zona del estuario del Río de la Plata el gradiente de salinidad es menor a 30 ups debido a las grandes descargas de agua dulce y esto tendría mayor influencia que la temperatura en la distribución espacial y temporal de las distintas especies que allí habitan (Jaureguizar *et al.* , 2004). Discontinuidades genéticas producidas por las descargas de grandes ríos también han sido observadas entre poblaciones de tiburón hocicudo *Rhizoprionodon porosus* (Mendonça *et al.* , 2011).

De octubre a febrero las aguas del interior del Río de la Plata se extienden hacia el sur a lo largo de la costa argentina y de abril a agosto las aguas en su salida al mar se desplazan principalmente en dirección NNE, siguiendo el rumbo de la costa, por lo que su influencia se hace sentir en el litoral de Uruguay y sur de Brasil (Guerrero *et al.* , 1997; Pereira, 1989; Lima *et al.* , 1996). De hecho, en la zona estuarial de Laguna de los Patos, situada en el sur de Brasil (31ºS 51ºW) y que se extiende por 60 km recibiendo importantes tributarios, *Mustelus schmitti* se encuentra en la plataforma entre abril y noviembre asociado a la penetración de aguas frías (Haimovici, 1997). El flujo génico entre la muestra uruguaya y las argentinas resultó menor pero esta limitación en la dispersión podría estar asociada con la influencia del Río de la Plata asi como por una menor cantidad de individuos estudiados (N=11). Según Hueter *et al,* (2005) basados en un trabajo sobre conectividad de Mills y Allendorf (1996) consideraron que 10 o más individuos migrantes por generación serían evidencia de un grupo reproductivo único mientras que menos a un migrante por generación indicaría la presencia de grupos discretos. Los valores de flujo génico aquí observados, aun existiendo barreras, se ubicaron dentro del rango de lo que se consideraría suficiente para la presencia de un único grupo reproductivo.

En vista de estos resultados se hizo un análisis de varianza molecular (AMOVA), excluyendo la muestra de Puerto Deseado, para determinar la existencia de estructura genética. Se observó una gran variación intramuestral (92%) mientras que sólo un 8% correspondió a la diferenciación entre las muestras. Si bien es un valor de diferenciación bajo, resultó significativo (p=0,001). Considerando que las muestras 1 (costa del Río de la Plata) y 7 (costa uruguaya) presentaron una distancia genética más elevada y menor flujo génico con respecto a las restantes muestras, se realizó un análisis jerárquico de la varianza considerando distintos escenarios de estructuración: se consideraron dos regiones, una denominada Río de la Plata (RDP) a la unión de las muestras 1 y 7, para diferenciarlas con respecto a las restantes (segunda región). A su vez se realizó el mismo análisis considerando a cada una de ellas como región, e incorporándolas a las restantes como segunda región, e incluso tres regiones, tal como se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8. Análisis de AMOVA para las regiones establecidas.

Hipótesis	Origen de la variación	% varianza	Estadístico Φ	P
Sin estructurar	Entre muestras	8%	0,085	0,001
	Dentro muestras	92%		
Dos regiones (RDP) (2-4-5-6)	Entre regiones	0%	0,004	0,12
	Entre muestras	8%	0,083	0,001
	Dentro de muestras	91%	0,087	0,001
Dos regiones (7) (1-2-4-5-6)	Entre regiones	4%	0,037	0,001
	Entre muestras	8%	0,078	0,001
	Dentro de muestras	89%	0,112	0,001
Dos regiones (1) (7-2-4-5-6)	Entre regiones	4%	0,037	0,001
	Entre muestras	7%	0,071	0,001
	Dentro de muestras	89%	0,106	0,001
Tres regiones (1) (7) (2-4-5-6)	Entre regiones	4%	0,043	0,001
	Entre muestras	6%	0,063	0,001
	Dentro de muestras	90%	0,104	0,001

El análisis jerárquico realizado con AMOVA mostró un alto porcentaje de varianza entre individuos dentro de cada muestra en todos los análisis realizados. Cuando las muestras 1 y 7 conformaron una región (RDP), la diferencia entre regiones no tuvo ninguna contribución a la varianza genética (0%, Φ=0,004, no significativo) y sí estuvo asociada mayormente al componente dentro de cada muestra (91%) y en menor medida al componente de las muestras dentro de cada región (8%). Estos dos resultados fueron significativos. Al realizar el análisis usando como grupos la muestra costa argentina (1) o la uruguaya (7) por un lado y las restantes en otro grupo, como se esperaba, la mayor porción de varianza se encontró dentro de cada muestra (>89%) y la varianza entre regiones fue similar para ambos análisis (4%, Φ= 0,037, p=0,001). Resultados semejantes se obtuvieron en otros escenarios.

De las estimas de F_{ST} entre pares de muestras y los valores Φ_{ST} del AMOVA surgió que existe una baja diferenciación entre las muestras de las distintas zonas pero significativa, lo cual indicaría la existencia de una sub-estructuración a pequeña escala. Es sabido que pueden existir barreras a la migración en el ambiente marino que contribuirían al establecimiento de estructura poblacional en especies con alta capacidad de dispersión (Palumbi, 1992; André *et al.* , 2010). Las barreras podrían ser geográficas, hidrológicas, por fidelidad a sitios de cría o alimentación, entre otras. En este estudio no hay barreras geográficas que expliquen la subestructura por lo que la diferenciación genética podría ser consecuencia de una compleja interacción con el ambiente costero, como existencia de barreras reproductivas asociadas a factores ambientales o por uso de áreas de cría.

La fidelidad al sitio de cría en años sucesivos ha sido observada en al menos siete especies de tiburones utilizando técnicas de marcado, seguimiento y métodos genéticos, siendo algunas especies fuertemente filopátricas hacia áreas de cría y otras moderadamente filopátricas para áreas de cría, apareamiento y alimentación (Hueter *et al.* , 2005). Diferencias en los patrones de variación genética entre machos y hembras evidencian que en algunas especies también habría filopatría relacionada con el sexo, las hembras retornarían al territorio de origen mientras que los machos podrían alejarse de la zona (Lewallen *et al.* , 2007). No se han realizado estudios genéticos de este tipo en *Mustelus schmitti* pero considerando que es un comportamiento relativamente común en tiburones, la existencia de filopatría podría explicar la reducción de flujo génico y contribuir a una estructuración genética.

En un estudio poblacional realizado por Pereyra *et al.* (2010) usando *citocromo b* como marcador molecular, concluyeron que *Mustelus schmitti* constituye una única unidad demográfica en el Río de la Plata y su Frente Marítimo, aunque sugieren la necesidad de incluir marcadores nucleares. Las zonas de recolección de muestras en el estudio citado se corresponden con las muestras 1 y 7 del presente trabajo. Al considerar en conjunto los resultados del AMOVA, los valores de Fst y la configuración del análisis de coordenadas principales se observó que gran parte de la variabilidad fue debida a las muestras 1 y 7. El hecho de encontrarse pequeñas diferencias significativas en este estudio se debió a que la técnica de ISSR involucra la detección y análisis de muchos *loci* (en contraposición al ADN mitocondrial) los que potencialmente tendrían mayor poder de resolución para detectar estructura genética, aun siendo débil.

Conclusiones

- Con los cuatro cebadores utilizados se obtuvieron 91 *loci* entre 150 pb y 1,6 Kb. La diversidad genética total fue elevada (H=0,3201) y el número de *loci* polimórficos mayor al 80%, lo que demostró que la técnica ISSR resultó efectiva para este tipo de estudios.

- La diferenciación intermuestral fue moderada, siendo el valor más elevado entre la costa rioplatense y la costa uruguaya a pesar de su proximidad geográfica. Gran parte de la variabilidad fue dada por estas dos zonas según el análisis de coordenadas principales y los resultados del AMOVA, lo que sugiere la existencia de una sub-estructuración a pequeña escala. Esta diferenciación podría ser consecuencia de factores ambientales o filopatría en las muestras obtenidas dentro del mismo año o temporal al considerar muestras de distintos años. Debería realizarse un estudio temporal no sólo con un muestreo anual sucesivo en la misma época sino también en otra época del año. Sería necesario, además, evaluar mediante marcadores mitocondriales la existencia de filopatría que justifique la diferenciación genética hallada en este estudio.

- No se observó un aislamiento por distancia geográfica, existiendo un flujo génico moderado entre las diferentes zonas sin poder observarse un patrón específico de migración. Fue igualmente frecuente hacia zonas cercanas como alejadas. Sería importante la continuidad de los estudios de marcación y recaptura para complementar lo observado en este estudio y conocer mejor el movimiento efectivo de *M. schmitti*.

Bibliografía

ANDRÉ, C., LARSSON, L.C., LAIKRE, L., BEKKEVOLD, D., BRIGHAM, J., CARVALHO, G.R., DAHLGREN, T.G., HUTCHINSON, W.F., MARIANI, S., MUDDE, K., RUZZANTE, D.E. & RYMAN, N. 2010. Detecting population structure in a high gene-flow species, Atlantic herring (*Clupea harengus*): direct, simultaneous evaluation of neutral vs putatively selected loci. Heredity: 1-11.

ANDREOLI, G. & TRUCCO, M.I. 2012. Evaluación de diferentes protocolos de extracción de ADN en muestras de músculo de espina dorsal en *Mustelus schmitti*. Inf.Invest. INIDEP Nº 7/2012, 8pp.

ANDREOLI, G. & TRUCCO, M.I. 2013 Análisis genético poblacional en *Mustelus schmitti* mediante la técnica de Inter-Secuencias Simples Repetitivas (ISSR). Inf. Invest. INIDEP Nº 40/2013, 11 pp.

BOSCHI, E.E.1987. El ecosistema estuarial del Rio de la Plata (Argentina y Uruguay). An. Inst. Cienc. Mar. Limnol., Univ. Nac. Autón., México, 15(2):159-182.

CHENUIL, A. 2006. Choosing the right molecular genetic markers for studying biodiversity: from molecular evolution to practical aspects. Genética, 127: 101-120.

CHIARAMONTE, G.E. & PETOVELLO, A.D. 2000. The biology of *Mustelus schmitti* in southern Patagonia, Argentina. J. Fish. Biol., 57:930-942.

COLAUTTI, D., BAIGÚN, C., LÓPEZ CASORLA, A., LLOMPART, F., MOLINA, J.M., SUQUELE, P. & CALVO, S. 2010. Population biology and fishery characteristics of the smooth-hound *Mustelus schmitti* in Anegada bay, Argentina. Fish. Res., 106-351-357.

CORTÉS, F., JAUREGUIZAR, A.J., MENNI, R.C., & GUERRERO, R.A. 2011. Ontogenetic habitat preferences of the narrownose smooth-hound shark, *Mustelus schmitti*, in two Southwestern Atlantic coastal areas. Hidrobiología 661:445-456.

COUSSEAU, B. & PERROTTA, R.G. 2000. Peces marinos de Argentina: Biología, distribución, pesca. Publicaciones especiales INIDEP, Mar del Plata,167p.

DIAZ DE ASTARLOA, J.M., AUBONE, A. & COUSSEAU, M.B. 1999. Asociaciones ícticas de la plataforma costera de Uruguay y norte de Argentina, y su relación con los parámetros ambientales. Physis, 57, 29-45.

EXCOFFIER, L., SMOUSE, P.E. & QUATTRO, J.M. 1992. Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: application to human mitochondrial DNA restriction data. Genetics, 131:479-491.

FELSENSTEIN, J. 1993. PHYLIP (Phylogeny Inference Package) Version 3.5c. joe@genetics.washington.edu

FIGUEIREDO, J.L. 1977. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. Introducao cacoes, raias e quimeras. Sao Paulo. Museu de Zoologia da Universidade de Sao Paulo, 104 pp.

GUERRERO, R.A., ACHA, E.M., FRAMIÑAN, M.B. & LASTA, C.A. 1997. Physical oceanography of the Rio de la Plata estuary, Argentina. Cont. Shelf. Res., 17: 727-742.

HAIMOVICI, M. 1997. Recursos Pesqueiros Demersais Da Regiao Sul. FEMAR. Rio de Janeiro, Brazil, 80 pp.

HARTL, D.L. 1980. Principles of population genetics. Sinauer associates Inc. Massachusets 542pp.

HUETER, R.E., HEUPEL. M.R., HEIST, E.J. & KEENEY, D.B. 2005. Evidence of philopatry in sharks and implications for the management of shark fisheries. J. NW. Atl. Fish. Sci., 35:239-247.

JAUREGUIZAR, A. J., 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.

LEWALLEN, E.; ANDERSON, T.W. & BOHONAK, A.J. 2007. Genetic structure of leopard shark (*Triakis semifasciata*) populations in California waters. Mar. Biol., 152:599–609.

LIMA, I.D., GARCÍA, C.A. & MOLLER,O. 1996. Ocean surface processes on the southern Brazilian shelf: characterization and seasonal variability. Cont. Shelf. Res., 16, 1307-1317.

LIU, Y.; CHEN, S.; LI, J. & LI, B. 2006. Genetic diversity in the three Japanese flounder (*Paralichthys olivaceus*) populations revealed by ISSR markers. Aquaculture, 255:565-572.

MALTAGLIATI, F., LAI, T., CASU, M.; VALDESALICI, S. & CASTELLI, A. 2006. Identification of endangered Mediterranean cyprinodontiform fish by means of DNA inter-simple sequence repeats (ISSRs). Biochem. Syst. Ecol., 4:626-634.

MANNI, F.; GUERARD, E. & HEYER, E. 2004. Geographic Patterns of (Genetic, Morphologic, Linguistic) Variation: How Barriers Can Be Detected by Using Monmonier's Algorithm. Hum Biol., 76 (2):173–190.

MASSA, A.M., LUCÍFORA, L.O. & HOZBOR, N. 2004. Condrictios de las regiones costeras bonaerense y uruguaya. En: SÁNCHEZ, R.; VEIS, S. (Eds). El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 4. Biología y evaluación del estado de explotación. Pub. Esp. INIDEP:85-99.

MENDONÇA, F.F, OLIVEIRA, C., BISMARK FAZZANO GADIG, O. & FORESTI, F. 2011. Populations analysis of the Brazilian Sharpnose Shark *Rhizoprionodon lalandii* (Chondrichthyes: Carcharhinidae) on the Sao Paulo coast, Shouthern Brazil: inferences from mt DNA sequences. Neotropical Ichthyology, 7(2), 213-216.

MENESES, P. &PAESCH, L. 1999.Características de las especies obtenidas como captura incidental en las campañas de evaluación dirigidas a merluza, corvina y pescadilla. In: ARENA, G.; REY, M. (Ed.). Estudios realizados sobre los elasmobranquios dentro del Río de la Plata y la Zona Común de Pesca Argentino Uruguaya en el marco del Plan de Investigación Pesquera INAPE-PNUD URU/92/003, p. 4-12.

MILLER, M.P. 1997. Tools for Population Genetic Analyses (TFPGA 1.3). A windows program for the analysis of allozyme and molecular population genetic date. Software distribuído por el autor en URL. http://bioweb.usu.edu/mpmbio/index.htm.

MILLS, L.S. & ALLENDORF, F.W. 1996. The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. Cons. Biol., 10:1509-1518.

MUSICK, J.A.; HARBIN, M.M. &COMPAGNO, L.J.V. 2004. Historical zoogeography, in: CARRIER, J.C.; MUSICK, J.A.; HIETHAUS, M.R. (Ed.) Biology of sharks and their relatives. CRC Marine Biology Series: 33-78

NEI, M., 1973. The theory and estimation of genetic distance. In: N.E. MORTON (Ed.), Genetic Structure of Populations. University Press, Hawaii, Honolulu, pp. 45-54.

NEI, M., 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. Genetics, 89: 583-590.

NIELSEN, E.E. & HANSEN, M.M. 2008. Waking the dead: the value of population genetic analyses of historial sample. Fish Fish 9: 40-461.

PALUMBI, S. 1992. Marine speciation on a small planet. TREE, 7(4): 114-118.

PEAKALL, R. & SMOUSE, P.E. (2012). GenAlex 6.5: Genetic Analysis In Excel. Population genetic software for teaching and research- an update in review. Bioinformatics, 28 (19): 2537-2539.

PEREIRA, C.S. 1989. Seasonal variability in the coastal circulation on the Brazilian continental shelf (29ºS-35ºS). Cont. Shelf. Res., 9: 285-299.

PEREYRA, S., GARCÍA, G., MILLER, P., OVIEDO, S. & DOMINGO, A. 2010. Low genetic diversity and population structure of the narrownose shark (*Mustelus schmitti*). Fish. Res., 106:468-473.

PÉREZ, M. & COLONELLO, J. 2012. Resultados preliminares del plan de marcación de gatuzo (*Mustelus schmitti*) en el ecosistema costero argentino uruguayo. Inf. Invest. INIDEP Nº 037/2012. 6pp.

PRATT, H.L. & CASEY, J.G. 1990. Shark reproductive strategies as a limiting factor in directed fisheries, whit a review of Holden´s method of estimating growth parameters.En PRATT, H.L., GRUBER,, S.H. & TANIUCCHI, T. (Eds). Elasmobranch as Living Resources: Advances in the Biology, Ecology, Systematics and the Status of the Fisheries. Washington, D.C.:NOAA Technical Report, NMFS 90.

RAYMOND, M.L. & ROUSSET, F. 1995. An exact test for population differentiation. Evolution, 49: 1280-1283.

RICE, W. R. 1989. Analysing tables of statistical tests. Evolution 43: 223–225.

VAN DER MOLEN, S., CAILLE, S.G. & GONZALES, R. 1998. Incidental capture of shark in Patagonian coastal trawl fisheries. Mar. Fresh. Res., 49: 553-572.

VERISSIMO, A., MCDOWELL, J.R. & GRAVES, J.E. 2010. Global population structure of the spiny dogfish *Squalus acanthias*, a temperate shark with an antitropical distribution. Mol. Ecol., 19: 1651-1662.

VOOREN, C.M.1997. Demersal elasmobranchs. En: SEELINGER, U, ODERBRETCH, C. & CASTELLO, J.P. (Eds). Subtropical Convergence Environments: The Coastal and Sea in the Southwestern Atlantic. Springer-Verlag, Berlín, 141 pp.

WARD, R.D., WOODWARD, M. & SKIBINSKI, D.O.F. 1994. A comparasion of genetic diversity levels in marine, freshwater and anandromous fishes. J. Fish. Biol., 44: 213-232.

YEH, F.C., YANG, R.C. & BOYLE T. 1999. POPGENE versión 1.3. Microsoft Windows-bases Freeway for Population Genetic Analysis. Available www.ualberta.ca/≈fyeh/) University of Alberta and the Centre for International Forestry Research.

ZIETKIEWICZ, E., RAFALSKI, A. & LABUDA, D. 1994. Genome fingerprinting by simple sequence repeats (SSR)-anchored polymerase chain reaction amplification. Genomics, 20:176-183.

Estimación de una talla de primera madurez sexual para el tiburón *Schoederichthys bivius* (Müller & Henle, 1838)

Laura Paesch

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Montevideo, Uruguay
lpaesch@dinara.gub.uy

RESUMEN: El tiburón *Schoederichthys bivius* es una especie frecuente en las capturas realizadas en las campañas de investigación para la evaluación de merluza que se realizan dentro de la Zona Común de Pesca Argentino Uruguaya. En esta área sólo se dispone hasta el momento de tallas observadas de madurez sexual para la especie. En este trabajo se estimó una talla de madurez sexual correspondiente a una LT_{50}, de 62,9 para machos y de 52,7 para hembras.

Palabras clave: reproducción, pintarroja, Zona Común de Pesca

SUMMARY: Estimation of a size of first sexual maturity for the shark *Schoederichthys bivius* (Müller & Henle, 1838).- The shark *Schoederichthys bivius* is a frequent species in the catches from the research cruises for the assessment of hake that carried out within the Uruguayan Argentine Common Fishing Zone. In this area, only observed sizes of sexual maturity for the species are available up to now. In this work a sexual maturity size corresponding to a TL_{50} of 62,9 for males and 52,7 for females was estimated.

Key words: reproduction, narrowmouthed catshark, Common Fishing Zone

INTRODUCCIÓN

El tiburón *Schoederichthys bivius* conocido como pintarroja, es la única de las cuatro especies del género que habita en el Atlántico Sudoccidental (Compagno, 1984), distribuyéndose entre los 36° y 54°S, hasta profundidades de 359 m (Menni y Gosztonyi 1982, Menni y López, 1884). Esta especie no es explotada por la flota pesquera comercial uruguaya pues no presenta interés comercial. Sin embargo, es capturada en forma frecuente como fauna acompañante de la merluza, en las campañas de investigación realizadas dentro de la Zona Común de Pesca Argentino Uruguaya (ZCPAU) a profundidades mayores a 50 m. Asimismo, fue la especie de tiburón más frecuente y con mayor captura en la campaña realizada para evaluar la distribución y abundancia de condrictios, en el área comprendida entre los 37º00'-39º30'S y entre los 50-80 m de profundidad (Paesch, 2008).

Los estudios sobre esta especie son escasos, y están relacionados a su dimorfismo sexual y aspectos reproductivos (Gosztonyi, 1973) a su biología general (Menni *et al.*, 1979; Menni, 1986, Springer, 1979), a su alimentación (Laptikhovsky *et al.*, 2001; Sánchez *et al.* 2009) y a aspectos ecológicos y de su distribución (Menni y Gosztonyi, 1982; Menni y López, 1984).

Presenta un dimorfismo sexual poco común dentro de los elasmobranquios en el que los machos son más grandes que las hembras, alcanzando 80,0 y 70,0 cm de longitud total respectivamente (Menni, 1986). Gosztonyi (1973) en Bahía Uruguay, Ría Deseado (47ºS) observó que las hembras alcanzaban la madurez sexual cuando superaban los 40 cm de longitud y los machos al superar los 53 cm. Menni *et al.* (1979) con ejemplares obtenidos en aguas argentinas entre los 38º-55ºS, observaron hembras maduras a partir de los 45 cm de longitud, mientras que los machos maduraban alrededor de los 50 cm. Sin embargo, aparte de estas observaciones generales, no se conocen registros sobre cálculo de la talla de madurez sexual para esta especie en el Atlántico Sur Occidental y particularmente en la ZCPAU.

El objetivo de este trabajo fue estimar una talla de madurez sexual correspondiente a una LT_{50} para machos y hembras en la ZCPAU.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se utilizó la información proveniente de una campaña de altura de invierno realizada en el 2016 por la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA), a bordo del B/I Aldebarán entre los 58 y 272 m (Fig. 1). En esta campaña se registraron por primera vez datos de talla, sexo y grados de madurez sexual de machos y hembras de esta especie.

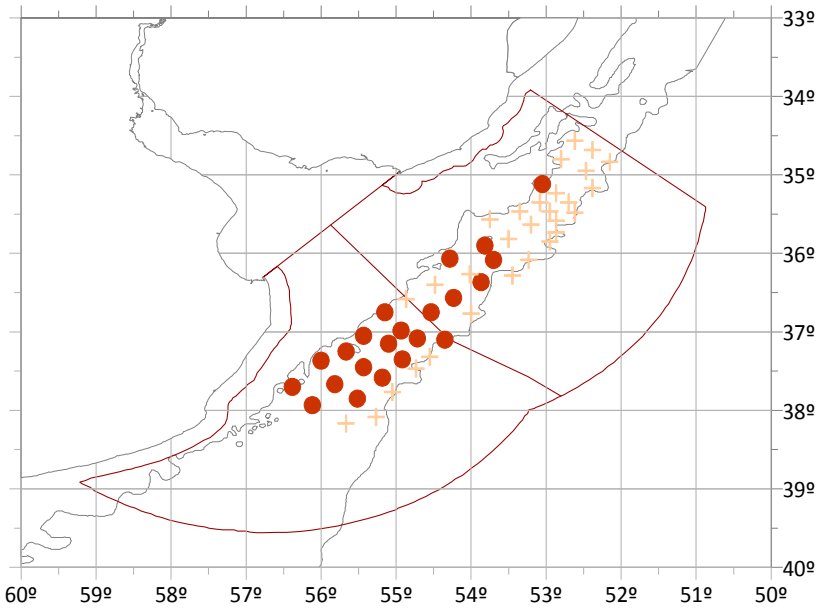


Figura 1. Distribución de los lances realizados en la campaña de altura, invierno 2016 (círculos indican registro de *Schoederichthys bivius*). La línea roja indica los límites de la ZCPAU.

Los ejemplares fueron medidos, sexados y se les asignó a cada uno el grado de madurez según la escala acordada en el ámbito de la CTMFM (Grupo Trabajo Condrictios, 2015): hembra juvenil 1: ovocitos y glandulas oviductales no distinguibles a simple vista, hembras juvenil 2: ovarios con ovocitos transparentes, hembra adulta 3: ovarios en ovocitos vitelados y úteros vacíos, hembra adulta 4: úteros con cápsulas coriáceas, macho juvenil 1: claspers no sobrepasan la punta de las aletas pélvicas, macho juvenil 2: claspers sobrepasan la punta de las aletas pélvicas pero sin calcificar, macho adulto 3: claspers sobrepasan la punta de las aletas pélvicas y están calcificados. En los machos se midió la longitud interna del clasper *Sensu* Compagno (1984).

Se calcularon los estadísticos básicos de la distribución de tallas en cada sexo y las frecuencias relativas y acumuladas, determinándose la longitud a la cual el 50% de los individuos son capturados (LTC_{50}) en ambos sexos.

Para la estimación de la longitud a la cual el 50% de los individuos estuvo maduro (LT_{50}) en cada sexo, se ajustó un modelo logístico a los datos de madurez de la forma:

$Y = \left[1 + e^{-(a + bX)}\right]^{-1}$, donde *Y* es la proporción de individuos maduros, *X* es la longitud total y la LT_{50} está dada por $-a/b$ (Mollet *et al.*, 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De un total de 248 individuos, el 65% fueron machos. Los machos alcanzaron tallas máximas, talla media y mediana mayores que las hembras (Tabla 1). Este dimorfismo donde los machos tienen mayor talla que las hembras es poco común en los condrictios y coincide con el encontrado por Menni *et al.* (1986) entre los 37º y 55ºS. La longitud total de los machos varió entre 28,0 y 79,0 cm y en las hembras, varió entre 27,0 y 72,0 cm (Tabla 1, Figura 2). Estos rangos de talla son similares a los encontrados hace 40 años en el Mar Argentino, de 40,5 y 82 cm para machos y 38,0 y 70,0 cm para hembras (Menni *et al.*, 1979), si bien las tallas mínimas encontradas fueron mayores.

Tabla 1. Estadísticos básicos de la estructura de talla de la muestra analizada I = inmaduro, M = maduro).

	Machos	Hembras
N (%)	162 (65)	86 (35)
Rango Talla	28 - 79	27 - 72
Media	58	48
Error típico	0,9	1,0
Mediana	59,5	49
Moda	46	52
Desvío	12,1	9,5
NºI (%)	93 (57)	55 (64)
NºM (%)	69 (43)	31 (36)

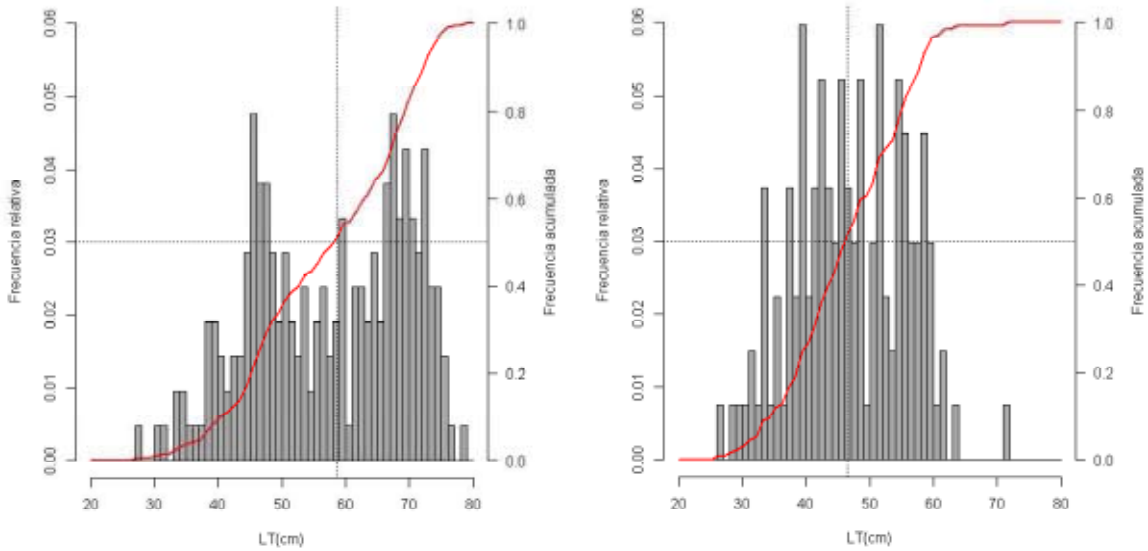


Figura 2. Distribución de tallas de machos y hembras de *Schoederichthys bivius* (la línea punteada vertical indica la talla a la cual el 50% de los individuos fue capturado).

El número de machos inmaduros (93) fue mayor que el número de maduros, el macho inmaduro de mayor talla fue de 65 cm y el macho maduro de menor talla fue de 60 cm (Tabla 2). El número de hembras inmaduras (55) también fue mayor que el de maduras; la hembra inmadura de mayor talla tuvo 55 cm y la hembra madura de menor talla fue de 51 cm (Tabla 2).

Tabla 2. Número (N) y rango de longitud total (LT) por grado de madurez (GM) observado, para machos y hembras.

		Machos		Hembras
GM	N	LT	N	LT
1	65	28-58	39	27-52
2	28	51-65	16	40-55
3	69	60-79	16	51-61
4			15	52-72

Los machos inmaduros (28,0-58,0 cm) tuvieron una longitud de clasper que osciló entre 0,5 y 2,0 cm, en los machos en maduración (51,0-65,0 cm) el clasper varió entre 2,0 y 4,0 cm, y en los maduros (60,0-79,0 cm) entre 3,5 y 5,0 cm (Figura 3).

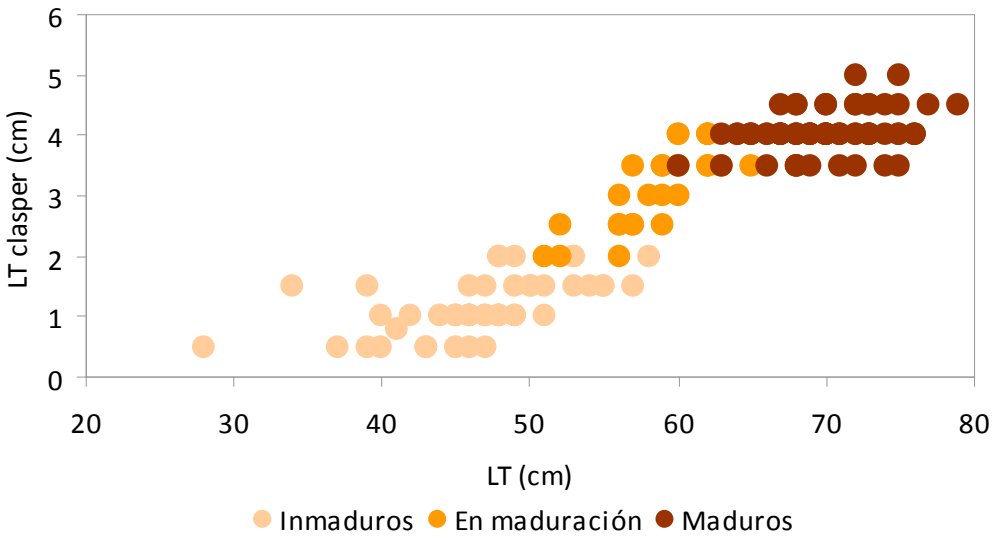


Figura 3. Relación entre la longitud total y la longitud del clásper para *Schoederichthys bivius* en el área de estudio.

La talla a la cual el 50% de los machos estuvo maduro (LT_{50}) fue estimada en 62,9 cm y la de las hembras en 52,7 cm (Figura 4). Estas LT_{50} para machos y para hembras fueron mayores que las tallas de madurez observadas por Gosztonyi (1973) en aguas adyacentes a la ZCPAU.

La talla a la cual el 50% de los individuos fue capturado fue de 59 cm los machos y 47 cm hembras (Figura 2), estando por debajo de las LT_{50} en ambos sexos.

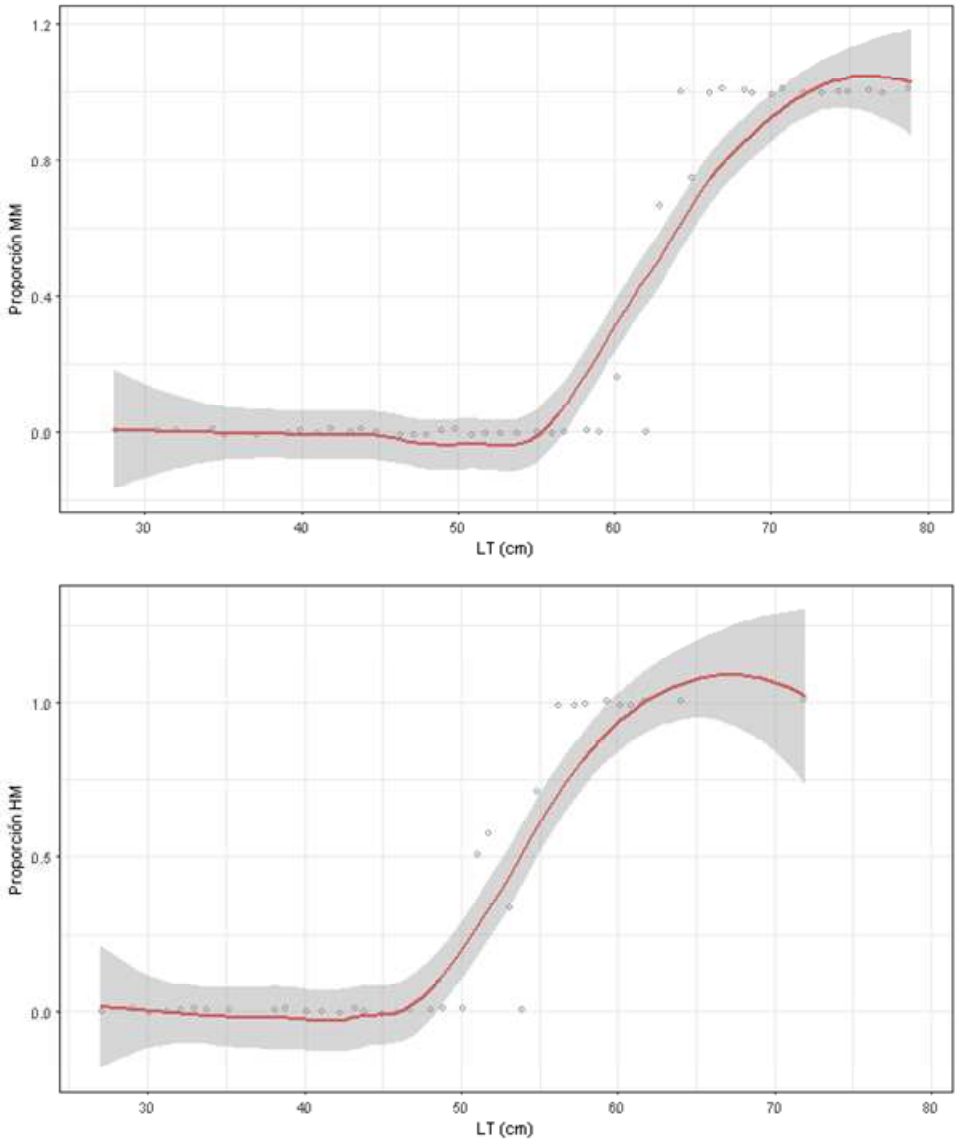


Figura 4. Proporción de machos maduros (MM) y de hembras maduras (HM) en relación a la longitud total de *Schoederichthys bivius* en el área de estudio.

BIBLIOGRAFÍA

COMPAGNO, L.J.V. 1984. Sharks of the world. FAO Fisheries synopsis Nº125, 4 (1 y 2), 665 pp.

GOSZTONYI, A.E. 1973. Sobre el dimorfismo sexual secundario en *Halaelurus bivius* (Müller y Henle 1841) Garman 1913 (*Elasmobranchil, Scyliorhin1dae*) en aguas patagonico-fueguinas. Physis 32: 317-323.

GRUPO DE TRABAJO CONDRICTIOS. 2015. Protocolo para la obtención de datos de condrictios en campañas de investigación conjuntas. En: Sánchez RP, Martínez P & Pereira A (eds.). Taller Optimización de la actividad de las campañas de investigación científica desarrolladas en el ámbito de la CTMFM. Publ. Esp. CTMFM, p51-87.

LAPTIKHOVSKY, V.V., ARKHIPKIN, A.I. and HENDERSON, A,C. 2001. Feeding habits and dietary overlap in spiny dogfish *Squalus acanthias* (Squalidae) and narrowmouth catshark *Schroederichthys bivius* (Scyliorhinidae). J. Mar. Biol. Assoc. U. K. 81:1015-1018.

MENNI, R.C. LÓPEZ , H.L., GOSZTONYI, A.E. 1979. Sobre la ecología y biología de *Halaelurus bivius* (Chondrichthyes, Scyliorhinidae). Revta Museo Argentino Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia v. 2, n. 3, p. 71-88.

MENNI, R.C. and GOSZTONYI, A.E. 1982. Benthic a semidemersal fish associations in the Argentine Sea. Studies on Neotropical Fauna and Enviroment 17: 1-29

MENNI, R.C. and LÓPEZ , H.L. 1984. Distributional patterns of Argentine Marine fishes. Physis 42: 71-85

MENNI, R.C. 1986. Shark biology in Argentina: a review. Pp. 425-436. En: Uyeno T, Arai R, Taniuchi T y Matsuura K. (eds.) Indo-Pacific Fish Biology. Ichthyological Society of Japan, Tokyo.

MOLLET, H.F., CLIFF, G., PRATT, JR. H. and STEVENS, J. 2000. Reproductive biology of the female shortfin mako, *Isurus oxyrinchus* Rafinesque, 1819, with comments on the embryonic development of lamnoids. Fish Bull 98:299–318.

PAESCH, L. 2008. Evaluación de la distribución y abundancia de condrictios: prospección del área comprendida entre los 37º00'-39º30'S y 50-80 m, primavera 2008.Informe Técnico Interno DINARA, 11/08, 34 p.

SÁNCHEZ, F., MARÍ, N.R. y BERNARDELE, J.C. 2009. Distribution, relative abundance and feeding of narrow-mouthed catshark *Schroederichthys bivius* Müller & Henle, 1838 in the Southwest Atlantic Ocean. Revista de Biología Marina y Oceanografía 44: 453-466.

SPRINGER, S. 1979. A revision of the catsharks, Family Scyliorhinidae. NOAA Tech.Rep.NMFS Circ. (422):97 p.

Análisis de la captura de condrictios en la pesca artesanal oceánica de Uruguay, Atlántico Sudoccidental

Santiago Silveira[1], Martín Laporta[1], Inés Pereyra[1], Federico Mas[2], Florencia Doño[1], Orlando Santana[1] y Graciela Fabiano[1]

[1]*Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA). Unidad de Gestión Pesquera Atlántica. Av. Portuaria s/n. La Paloma, Rocha. Uruguay.*
[2]*Centro de Investigación y Conservación Marina (CICMAR).*
ssilveira@dinara.gub.uy

RESUMEN: La pesca artesanal de condrictios en Uruguay está concentrada en pocas localidades de la costa oceánica. Sin embargo, la composición específica de sus capturas se desconoce en detalle. Este trabajo analiza las especies de condrictios capturadas por la flota artesanal oceánica uruguaya entre 2014-2017. Se colectaron datos de capturas, longitud total y estadios de madurez. Las especies objetivo se definieron mediante un árbol de clasificación (CART) y se estimó la CPUE (kg viaje^{-1}). Se registró una alta riqueza de especies (11 batoideos, 10 tiburones y una quimera) en 221 desembarques observados. Las especies objetivo fueron: *Mustelus schmitti* ($\overline{\text{CPUE}}$=1552 kg viaje^{-1}) en invierno-primavera capturada con enmalle (11cm luz de malla), y *Squatina guggenheim* ($\overline{\text{CPUE}}$=320 kg viaje^{-1}) en verano capturada con enmalle (28 cm luz de malla). El número de especies capturadas como *bycatch* fue elevado (n=22), con escaso porcentaje en peso (menor al 4% para todos los artes de pesca). El número de especies y abundancia de adultos, incluidas hembras grávidas, aumentó durante primavera-verano. Se registró la presencia de neonatos y juveniles de grandes tiburones: *Alopias vulpinus*, *Sphyrna zygaena*, *Carcharias taurus*, *Notorynchus cepedianus* y *Carcharhinus brachyurus*, siendo para esta última, el primer reporte de neonatos en aguas uruguayas.

Palabras clave: pesca artesanal, *bycatch*, neonatos, áreas de cría, costa uruguaya

SUMMARY: Chondrichthyan catch composition of the Uruguayan oceanic artisanal fleet in the southwestern Atlantic Ocean. In Uruguay, chondrichthyan artisanal fisheries are concentrated in a few localities along the oceanic coast. However, the specific catch composition of this group has been largely overlooked in the past. This work aims to assess the chondrichthyan catch composition of the Uruguayan oceanic artisanal fishery between 2014-2017. Catch data, total length and maturity stages were collected. The target species were defined by a classification tree (CART) and the CPUE was estimated. Based on the observation of 221 landings, a total of 22 species were registered (11 batoids, 10 sharks and one chimaera). The target species were: *Mustelus schmitti* catch in winter-spring with a gillnet of 11cm net mesh opening ($\overline{\text{CPUE}}$=1552 kg trip^{-1}), and *Squatina guggenheim* catch in summer with a gillnet of 11cm net mesh opening ($\overline{\text{CPUE}}$=320 kg trip^{-1}). Despite all 22 chondrichthyan species being captured as *bycatch* at least during part of the year, or by a specific fishing gear, total weight of *bycatch* never exceeded 4% of total captures. Species richness and abundance of adult specimens (including gravid females) increased during spring-summer. The presence of neonates and of large sharks juveniles was registered for *Alopias vulpinus*, *Sphyrna zygaena*, *Carcharias taurus*, *Notorynchus cepedianus* and *Carcharhinus brachyurus* being for this last one, the first report for uruguayan waters.
Key words: artisanal fishery, neonates, *bycatch* , nursery grounds, Uruguayan coast

Introducción

A nivel mundial y a lo largo de la historia, las poblaciones de condrictios han sido explotadas por la pesca industrial, artesanal y recreativa, lo que ha contribuido en gran medida a la disminución de sus poblaciones (Walker, 1998). Los peces cartilaginosos son particularmente vulnerables a la explotación pesquera por las características de su historia de vida: tasa de crecimiento lenta, madurez sexual tardía, ciclos de vida largos y baja fecundidad (Baum *et al.*, 2003; Barker y Schluessel, 2005; Dulvy *et al.* 2014, 2017). Por lo general la información sobre la captura retenida, descartada e incidental de los condrictios en las pesquerías artesanales o de pequeña escala es escasa. Esto se encuentra asociado a la estacionalidad de las pesquerías, a los numerosos sitios de desembarque y su lejanía, y a la cantidad elevada de embarcaciones que realizan dicha actividad en relación con la pesca industrial (Salas *et al.*, 2007). Más aún, muchas veces los condrictios capturados no son desembarcados (descartándose en el mar) ni declarados a las instituciones de manejo de recursos pesqueros (Blaber *et al.*, 2009; Cartamil *et al.*, 2011; Dulvy *et al.*, 2014).

En Uruguay hay citadas 110 especies de condrictios (Forselledo y Domingo, 2015), muchas de ellas de distribución costera y por lo tanto susceptibles de ser capturadas por la pesca artesanal, ya sea como pesca dirigida o como captura incidental (Ligrone *et al.*, 2014; Pons *et al.*, 2015; Silveira *et al.*, 2016 b). Actualmente, la mayor parte de los desembarques artesanales de condrictios en el país se registran en la costa oceánica, sobre los departamentos de Maldonado y Rocha (Silveira *et al.*, 2016 a, b). En esta región la pesca de tiburones es de gran importancia económica, social y cultural, siendo además una de las ocupaciones más antiguas de sus pobladores (de Buen, 1950; Marín y Puig, 1987; González de Baccino, 1993; Nión, 1999; Silveira *et al.*, 2016 a). El interés en su extracción comenzó durante la Segunda Guerra Mundial, producto de un aumento en la demanda de aceite de hígado de tiburón (principalmente *Galeorhinus galeus*) como fuente de vitamina A (de Buen, 1950; França Caravia, 1986; González de Baccino, 1993; Sánchez, 2012; Trujillo, 2016). La pesca fue más intensa durante la década del 70 a partir del desarrollo del Plan Pesquero. En el Puerto de La Paloma alcanzaron a operar 11 embarcaciones de entre 5 y 25 toneladas de registro bruto (TRB), dirigidas a la pesca de tiburones con palangre de fondo (Arena *et al.*, 1974). La producción sintética de vitamina A, sumado a la disminución de las capturas de *G. galeus* hacia fines de los setenta y a un auge en la extracción de merluza (*Merluccius hubbsi*) a mediados de los años 80, llevaron al abandono de dicha pesquería (Marín y Puig, 1987; Nión, 1999) (Figura 1). En torno al año 2000 y hasta la fecha, la pesca artesanal en el este del país está dirigida tanto a peces óseos (corvina rubia, *Micropogonias furnieri*; brótola, *Urophycis brasiliensis*; pescadilla de calada, *Cynoscion guatucupa*; y lenguado, *Paralichthys orbignyanus*) como a condrictios (gatuzo, *Mustelus schmitti*; y angelito, *Squatina guggenheim*) (Delfino *et al.*, 2006; Silveira *et al.* 2016 a, Laporta *et al.*, en evaluación). Las contribuciones científicas relacionadas con las capturas artesanales de estos últimos son numerosas (Arena *et al.*, 1974; Praderi, 1984; 1985; Marín y Puig 1987; Carrera, 1991; González de Baccino, 1993; Nión, 1999; Delfino *et al.*, 2006; Doño, 2008; Segura *et al.*, 2008; Segura y Milessi, 2009; Pereyra, 2011; Pereyra *et al.*, 2012; Ligrone *et al.*, 2014; Forselledo y Domingo, 2015; Silveira *et al.*, 2016 a). Sin embargo, la información referida a su composición específica (*i.e.* captura objetivo, incidental y descartada, riqueza de especies capturadas), así como a las características biológicas y ecológicas de las diferentes especies (*e.g.* composición por tallas, sexos, estadios de madurez y variaciones espacio-temporales), es escasa y fragmentaria (Silveira *et al.*, 2016 b).

En este contexto, a partir del año 2014, la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) implementa desde el Puerto de La Paloma el "Programa de Seguimiento de la Pesca Artesanal Oceánica", cuyo principal objetivo es obtener información pesquera y biológica de las especies capturadas, con el fin de mejorar el conocimiento referido a los distintos componentes que integran la pesca artesanal en la costa oceánica de Uruguay (Laporta *et al.*, 2016).

Los objetivos de este trabajo fueron 1) analizar la composición específica y aspectos de la biología y ecología de los condrictios capturados por la pesca artesanal que opera en la costa atlántica uruguaya (principalmente desde el puerto de La Paloma); y 2) caracterizar dicha pesquería en términos de artes de pesca, zona y épocas de operación de la flota en relación a las especies objetivo, así como el destino de las especies capturadas.

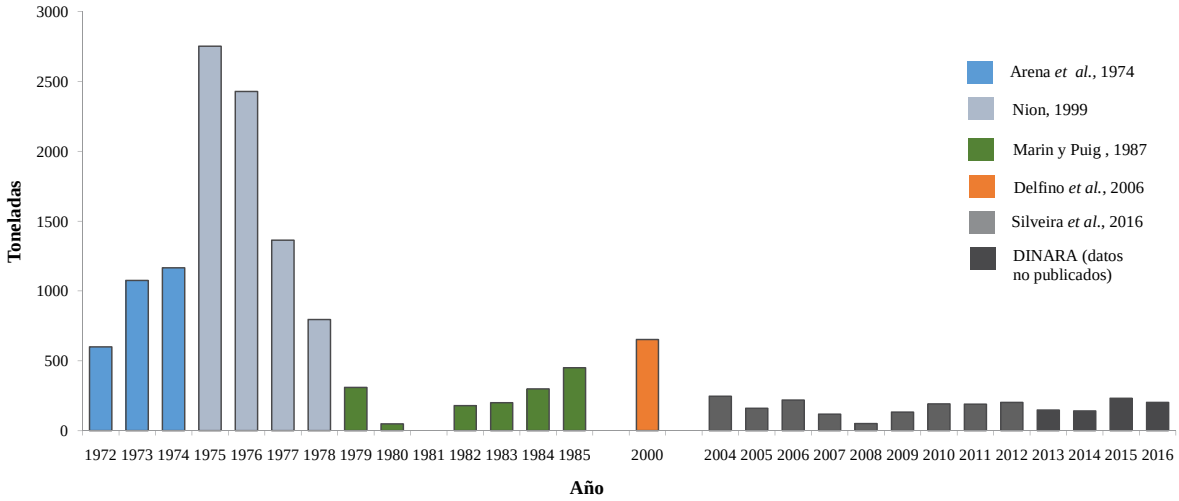


Figura 1. Captura de condrictios en el Puerto de La Paloma entre los años 1972 y 2016. Datos extraídos de bibliografía disponible e información de capturas artesanales obtenidas de la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA, datos no publicados).

Materiales y Metodos

Área de estudio

El área de estudio comprende 200 km de la costa oceánica de Uruguay, desde Punta del Este (Departamento de Maldonado) hasta la localidad de Barra del Chuy (Departamento de Rocha), entre la línea de costa y hasta aproximadamente 50 metros de profundidad. Es parte de la plataforma continental uruguaya, la que en términos generales se caracteriza por la presencia de la interacción de aguas oceánicas frías (Aguas Subantárticas) que dominan en invierno-primavera; aguas oceánicas cálidas (Aguas Tropicales y Subtropicales) con mayor influencia durante verano-otoño, y Aguas Costeras (salinidad < 33,2), provenientes de la descarga del Río de la Plata, de las cuencas de las lagunas costeras y otras cuencas atlánticas, que se mezclan con aguas de plataforma (Jackson 1985; Lima *et al.*, 1996; Guerrero y Piola, 1997; García, 1998; Ortega y Martínez, 2007). Anualmente, la temperatura del agua presenta un período estival cálido (20-21ºC) y un período invernal (12-14ºC) (Mazzetta y Gascue, 1995). El ciclo anual de la variación de la salinidad está regido fundamentalmente por la variación del

caudal medio del Río de la Plata (Mazzeta y Gascue, 1995), aunque también influyen en la distribución horizontal de la salinidad superficial el balance de los vientos, hacia o desde la costa, y la fuerza de Coriolis (Guerrero y Piola, 1997).

Obtención de datos

La información fue colectada en el marco del "Programa de Seguimiento de la Pesca Artesanal Oceánica" de la DINARA. Se analizó la captura de condrictios de la flota artesanal que opera principalmente desde el puerto de La Paloma, mediante observaciones estacionales directas de los desembarques, entre julio de 2014 y agosto de 2017. Se registró la captura en kg por especie y la información relacionada con cada viaje de pesca (posición geográfica del sitio de captura, profundidad, artes de pesca utilizados y características de los mismos, horas de reposo del arte, especies objetivo) provino de entrevistas a los patrones de las embarcaciones.

La identificación de las especies se realizó al nivel taxonómico más detallado posible mediante el uso de catálogos y claves de identificación disponibles para la región (*e.g.* Figueiredo, 1977; Menni *et al.*, 1984; Cousseau *et al.*, 2000; Meneses y Paesch, 2003; Compagno *et al.*, 2005; Ebert *et al.*, 2013). Cuando fue posible, se registró además información biológica, incluyendo sexo, grado de madurez y longitud total (LT). Las mediciones de longitud se realizaron con 0,1 cm de precisión. La madurez se evaluó mediante la observación macroscópica del tracto reproductivo y el grado de madurez sexual se determinó según Colonello *et al.* (2007) en cinco estadios, incorporándose además un estadio (0) para clasificar a los neonatos (Tabla 1). La clasificación de los neonatos se realizó siguiendo el criterio de Castro (1993).

Las especies capturadas fueron clasificadas en: objetivo (aquélla a la cual está dirigida la pesquería, considerando el arte de pesca, así como la maniobra y modalidad operativa); objetivo ocasional (especie capturada ocasionalmente durante la búsqueda de una especie objetivo, cuando se combinan

Tabla 1. Estadios de madurez utilizados para la clasificación de los ejemplares muestreados.

	Estadios	Hembras	Machos
Neonato	0	Vivíparos placentarios: cicatriz umbilical abierta; vivíparos (lecitotróficos, histotróficos, ovofagia, adelfofagia) y ovíparos: cicatriz vitelina visible y/o la talla de nacimiento citada para la especie.	
Juvenil	1	Ovocitos y glándulas oviductales no distinguibles a simple vista, úteros uniformes y delgados	Cláspers no calcificados, cuya longitud no sobrepasa el margen interno de las aletas pélvicas
	2	Ovarios con ovocitos transparentes y de mayor tamaño, glándulas oviductales distinguibles, pero parcialmente formadas, úteros más anchos que en (1) principalmente en el extremo anterior	Cláspers parcialmente calcificados, de igual o mayor longitud que el margen interno de las aletas pélvicas
Adulto	3	Ovarios con ovocitos vitelogénicos, glándulas oviductales desarrolladas y úteros vacíos.	Cláspers rígidos, completamente calcificados
	4	Úteros distendidos y vascularizados, con cápsulas coriáceas (ovíparas) o huevos fecundados envueltos por una membrana transparente, sin diferenciarse embriones (vivíparas)	
	5	Úteros con embriones diferenciados en el interior (vivíparas)	

la abundancia de su captura y la ausencia de la especie objetivo buscada); y *bycatch* (captura incidental o fortuita a la cual no está dirigida la pesquería, independientemente de su destino). A su vez, para cada especie se determinó el destino de la misma en función de si era retenida y comercializada, descartada, o de consumo personal de los pescadores "valija".

Análisis de datos

Para validar la información obtenida en las entrevistas a los pescadores y las observaciones de los muestreos de desembarque se realizó un árbol de clasificación y regresión (CART, por sus siglas en inglés) (Breiman *et al.*, 1984), utilizando el paquete estadístico "rpart" (Therneau *et al.*, 2015) del software estadístico R (R Core Team, 2017). Se utilizaron como variable de respuesta categórica las especies objetivo de peces óseos (*C. guatucupa*, *M. furnieri*, *U. brasiliensis* y *P. orbignyanus*) objetivo (*M. schmitti*, *S. guggenheim* y objetivo ocasional *(G. galeus)* de condrictios) capturadas en cada viaje de pesca. Por otro lado, como variables explicativas se utilizaron el arte de pesca (malla 11: red de enmalle con 11 cm de luz entre nudos opuestos; malla clara: red de enmalle con luz de malla ≥ 28 cm; palangre de fondo), el mes y estación del año, y el rumbo de pesca. Las estaciones del año se definieron como: verano (enero–marzo), otoño (abril-junio), invierno (julio-setiembre) y primavera (octubre-diciembre). Se calculó el porcentaje de la captura en peso (kg) de peces óseos, especies de condrictios objetivo (*M. schmitti* y *S. guggenheim*), objetivo ocasional (*G. galeus*), y *bycatch*, en relación al total de la captura por arte de pesca en los desembarques observados.

Para las especies objetivo y objetivo ocasional, se realizaron mapas con la distribución de sus capturas por viaje de pesca. Para las especies objetivo de condrictios únicamente, se confeccionaron diagramas de cajas de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE, en kg viaje^{-1}) por mes y arte de pesca. Se realizaron histogramas de distribución de frecuencias absolutas de tallas por sexo, y se calculó la longitud a la que fue capturado el 50% de los ejemplares ($LTc_{50\%}$) de *M. schmitti* y *G. galeus* en malla 11 y de *S. guggenheim* en malla clara. Los valores obtenidos de $LTc_{50\%}$ fueron comparados con las tallas de madurez sexual ($LT_{M50\%}$) estimadas para estas tres especies en la región. Los valores de $LT_{M50\%}$ utilizados fueron: en *M. schmitti* 56,6 cm en machos y 59,7 cm en hembras (Segura y Melissi, 2009), en *S. guggenheim* 76,0 cm en machos y 73,0 cm en hembras (Awruch *et al.*, 2008) y en *G. galeus* 108,0 cm en machos y 119,0 en hembras (Lucifora *et al.*, 2004).

Se realizó una tabla comparativa para evaluar el número estacional de individuos por especie y por estadios de madurez. Cuando los ejemplares fueron clasificados como neonatos, los valores de LT registrados fueron validados considerando información disponible en publicaciones científicas, priorizando aquellas con información regional

Resultados

Características de la pesquería y composición de las capturas

El área de operación efectivamente utilizada por parte de la flota artesanal se extendió entre las localidades de Punta del Este (Maldonado) y La Coronilla (Rocha), entre 0,2 mn y 30 mn de distancia de la costa (Figura 2). Se observaron un total de 221 viajes de pesca y se realizaron 66 muestreos biológicos estacionales durante el período de estudio. Del total de viajes de pesca observados, 70 fueron con palangre de fondo, 116 con malla 11 y 35 con malla clara. El 69% de los viajes utilizando malla 11 ocurrieron entre otoño e invierno, el 88% de los que utilizaron malla clara en verano, y el 65% de los que utilizaron palangre entre primavera y verano.

Se registraron un total de 22 especies pertenecientes a 13 familias de condrictios y se muestrearon un total de 1.478 ejemplares (Tabla 2). Considerando la totalidad de viajes de pesca observados, la especie más representada en peso fue *M. schmitti* (ca. 100 t), seguida por *S. guggenheim* (13 t) y *G. galeus*, con valores cercanos a 3 t. La quimera junto con la mayoría de los batoideos, excepto *Pseudobatos horkelii* y *Myliobatis goodei*, fueron las especies menos representadas en peso en las capturas de los distintos artes de pesca (Tabla 2). En el caso de *M. goodei*, la elevada captura en peso observada correspondió a un único viaje de pesca con malla clara.

Del total de especies de condrictios desembarcadas, nueve fueron retenidas y comercializadas en el mercado interno: *M. schmitti*, *S. guggenheim*, *G. galeus*, *Carcharhinus brachyurus*, *Notorynchus cepedianus*, *Carcharias taurus*, *Sphyrna zygaena*, *Squalus acanthias* y *Squatina occulta*. Únicamente *M. schmitti* (capturada principalmente con malla 11) y *S. guggenheim* (capturada principalmente con malla clara) fueron consideradas como objetivo por los pescadores, mientras que *G. galeus*

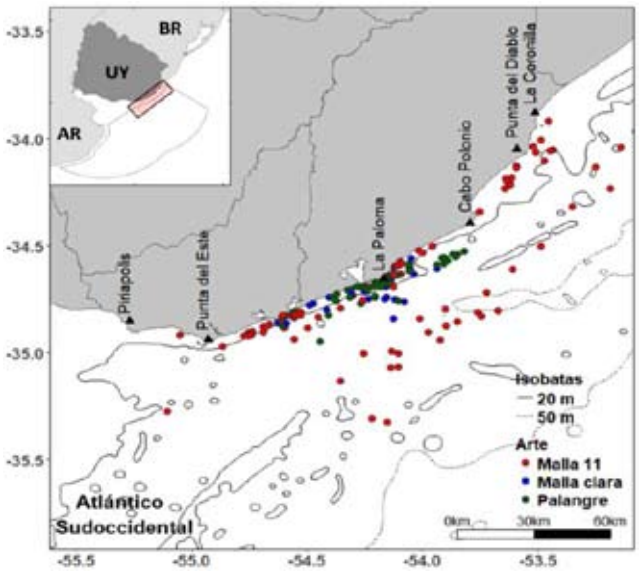


Figura 2. Área de operación de la flota artesanal en los 221 viajes de pesca observados con malla 11 (n = 116), malla clara (n = 35) y palangre de fondo (n = 70) durante el período 2014-2017.

Tabla 2. Lista de especies de condrictios capturadas en la pesca artesanal de la costa atlántica uruguaya. Kilogramos totales de captura en los viajes de pesca observados por arte de pesca (kg/arte), malla 11 (M11), malla clara (Mclara), palangre (P), número de individuos muestreados (n) , desvío estándar (DE); tipo de captura (*: ejemplar en colección, O: objetivo, OO: ocasional, *by*: *bycatch*); destino (R: retenida comercializada, D: descartada, V: "valija").

Familia	Especie	kg/arte			Hembras				Machos				Total		Captura	
		M11	Mclara	P	n	Media (cm)	Rango (cm)		n	Media (cm)	Rango (cm)		Media (cm)	DE (cm)	O / by	Destino
Alopiidae	*Alopias vulpinus* (Bonnaterre, 1788)	35.,0	0	0	1	190							190		by	V
Callorhynchidae	*Callorhinchus callorynchus* (Linnaeus, 1758)*	2	0	0	2	75,5	60	91					75,5	21,9	by	D
Carcharhinidae	*Carcharhinus brachyurus* (Günther, 1870) *	49,3	3	0	8	105,1	98	115	7	88	66,6	110	97,2	16,5	by	R
Hexanchidae	*Notorynchus cepedianus* (Péron, 1807) *	18,6	227,5	84	8	79,8	49	174	6	124,6	62	192	99	69,8	by	R
Myliobatidae	*Myliobatis goodei* Garman, 1885 *	241	1424	0					2	77	72	82	77	7,1	by	D /V
Myliobatidae	*Myliobatis ridens* Ruocco, Lucifora, Díaz de Astarloa, Mabragaña & Delpiani, 2012*	0	6	0					1	104			104		by	D /V
Odontaspididae	*Carcharias taurus* Rafinesque, 1810 *	34	115	0	5	122,2	100	188	2	168,5	100	237	135,4	54,7	by	R
Arhynchobatidae	*Atlantoraja castelnaui* (Miranda Ribeiro, 1907)	0	34	28	2	77,5	69	83	1	103			86	17	by	D /V
Arhynchobatidae	*Atlantoraja cyclophora* (Regan, 1903)	0	8,5	0					1	60			60		by	D
Arhynchobatidae	*Sympterygia acuta* Garman, 1877 *	0,7	0	0	2	54	54	54					54	0	by	D
Arhynchobatidae	*Sympterygia bonapartii* Müller & Henle, 1841 *	2,2	10,8	7,1					4	53,5	43	63	57	8,5	by	D
Arhynchobatidae	*Psammobatis bergi* Marini, 1932 *	1	0,5	0	1	37,4			4	41,4	38	44	40,6	3	by	D
Arhynchobatidae	*Psammobatis lentiginosa* McEachran, 1983*	2,3	0	0	1	32			7	32,4	29	36	32,4	2,3	by	D
Arhynchobatidae	*Rioraja agassizii* (Müller & Henle, 1841)*	2,3	0	0	1	57			2	51	48	54	52,5	4,6	by	D
Trygonorrhinidae	*Zapteryx brevirostris* (Müller & Henle, 1841)	0	17,1	1,3	2	61	61	61	7	57,9	50	65	58,6	4,3	by	D
Rhinobatidae	*Pseudobatos horkelii* (Müller & Henle, 1841)	97,4	117,5	35	15	98,7	61	126	7	83,3	65	98	93,8	16,7	by	V
Sphyrnidae	*Sphyrna zygaena* (Linnaeus, 1758)*	237,7	101	0	101	64,9	50	114	80	63,3	52	116	64,1	11,5	by	R
Squalidae	*Squalus acanthias* Linnaeus, 1758	99,5	0	1	2	83,5	83	84					83,5	0,7	by	R
Squatinidae	*Squatina guggenheim* Marini, 1936*	3620,2	9313	142	86	76,3	50	91	86	75,1	48	87	75,7	8,3	O / by	R
Squatinidae	*Squatina occulta* Vooren & da Silva, 1992 *	31	18	0	2	114	108	120	1	138			122	15,1	by	R
Triakidae	*Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758)	2664	13	3	10	118	88	141	43	131,8	75	146	129,2	14,1	OO / by	R
Triakidae	*Mustelus schmitti* Springer, 1939 *	96157	164	1054	387	68,6	44	89	579	65,8	45	90	66,9	7,6	O / by	R

(capturada principalmente con malla 11) fue una especie objetivo ocasional. No obstante, todas las especies registradas, incluso las objetivo, fueron capturadas incidentalmente por alguno de los artes de pesca en algún momento del año (Tabla 2). Todas las especies de batoideos fueron capturadas como *bycatch* y la mayoría descartadas, excepto *Atlantoraja castelnaui*, *P. horkelii* y *M. goodei*, que frecuentemente son utilizadas como "valija" por los pescadores (Tabla 2). En esta última especie se suele eliminar la espina caudal ("chuza") o la totalidad del pedúnculo una vez capturada.

Clasificación de las especies dominantes en las capturas

El CART agrupó a las especies objetivo en relación a las variables explicativas con un error de clasificación de 0,63. Las únicas variables explicativas utilizadas para la partición de los grupos en orden de importancia fueron el arte de pesca y los meses del año. La pesca con palangre de fondo estuvo asociada casi exclusivamente a la captura de *U. brasiliensis*; la pesca con malla clara a la de *S. guggenheim* y *P. orbignyanus*, y en el caso de la malla 11, a la captura de *M. furnieri* en verano y otoño y a la de *M. schmitti* a finales de invierno y primavera. Se observó también, una pesca con malla 11 en el mes de julio dirigida a *C. guatucupa* (Figura 3).

El porcentaje en peso de condrictios capturados como *bycatch* en relación a la captura total por arte de pesca fue bajo: 2,2 % en malla 11; 3,8 % en malla clara y 2,5 % en palangre (Figura 4).

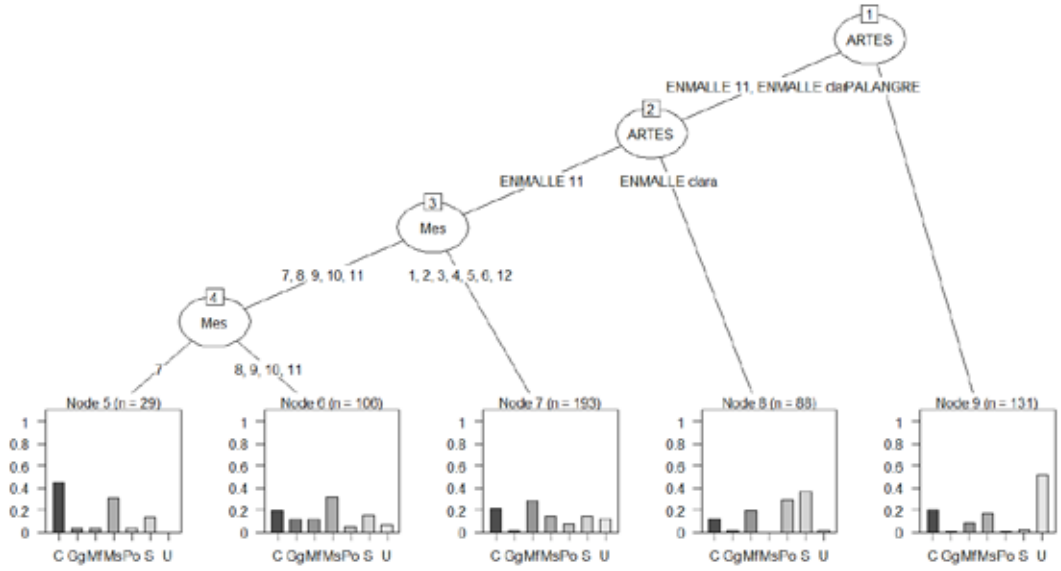


Figura 3. Árbol de clasificación utilizado para validar la información colectada en las entrevistas y muestreos de desembarque durante el período 2014-2017 en la costa oceánica uruguaya. En cada nodo, se muestra la variable explicativa (Artes, Mes) utilizada para la partición de la variable de respuesta (C = *Cynoscion guatucupa*, Mf = *Micropogonias furnieri*, U = *Urophycis brasiliensis*, Po = *Paralichthys orbignyanus*, Ms = *Mustelus schmitti*, S = *Squatina guggenheim* y Gg = *Galeorhinus galeus*).

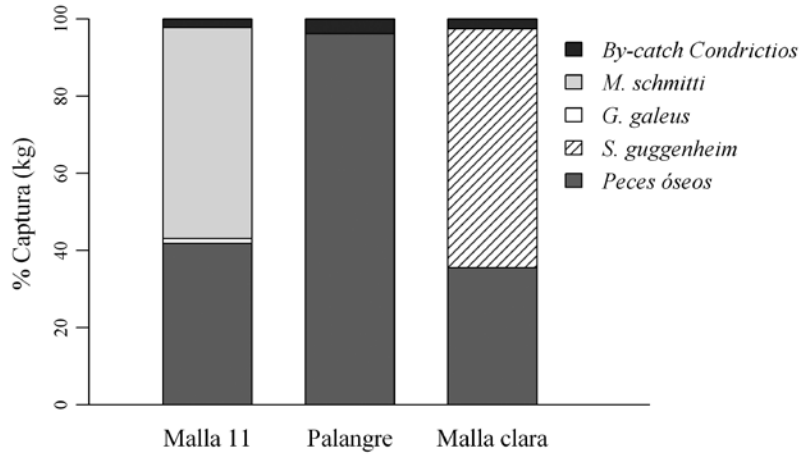


Figura 4. Porcentaje de la captura (kg) de peces óseos, especies de condrictios objetivo (*i.e. Squatina guggenheim* y *Mustelus schmitti*), objetivo ocasional (*i.e. Galeorhinus galeus*) y *bycatch* respecto al total de la captura observada por arte de pesca (malla 11, palangre y malla clara) durante el período 2014-2017 en la costa oceánica uruguaya.

Distribución, estacionalidad y estructura de tallas de las especies objetivo

Mustelus schmitti

Las capturas de *M. schmitti* ocurrieron principalmente en áreas costeras de poca profundidad (< 20 m) y en profundidades entre 20 y 40 m, principalmente asociadas a la pesca con malla 11, y en menor medida al palangre de fondo (Figura 5). En las capturas con malla 11 la $\overline{CPUE}$ para el período de estudio fue de 1.552 ± 2.101,4 kg viaje^{-1}, con mayores valores hacia fines de invierno y primavera, cuando la especie es capturada en forma dirigida ($CPUE_{máxima}$ = 9.600 kg viaje^{-1}), y valores mínimos durante el verano, cuando la especie es capturada en forma incidental ($CPUE_{mínima}$ = 0,24 kg viaje^{-1}) (Figura 6A).

Se muestrearon 966 individuos, 579 machos (65,8 ± 6,1 cm LT, media ± desvío estándar) y 387 hembras (68,6 ± 9,3 cm LT). La $LTc_{50\%}$ estimada por sexo (machos: 66,5 cm; hembras: 71,0 cm) estuvo por encima de la talla de madurez sexual ($LT_{M50\%}$) estimada para machos (56,6 cm LT) y hembras (59,7 cm LT) en el área de estudio (Figura 6B).

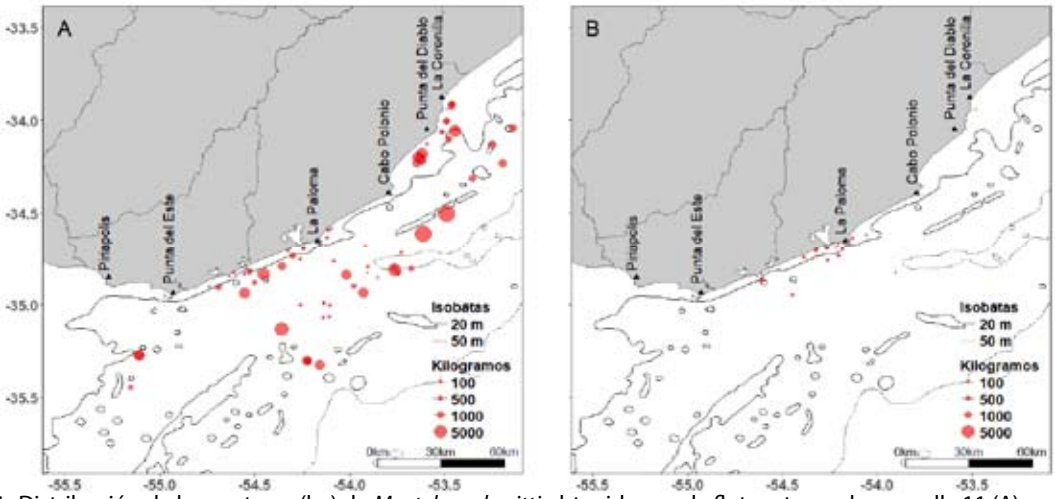


Figura 5. Distribución de las capturas (kg) de *Mustelus schmitti* obtenidas por la flota artesanal con malla 11 (A) y palangre de fondo (B) durante el período 2014-2017, en la costa oceánica uruguaya.

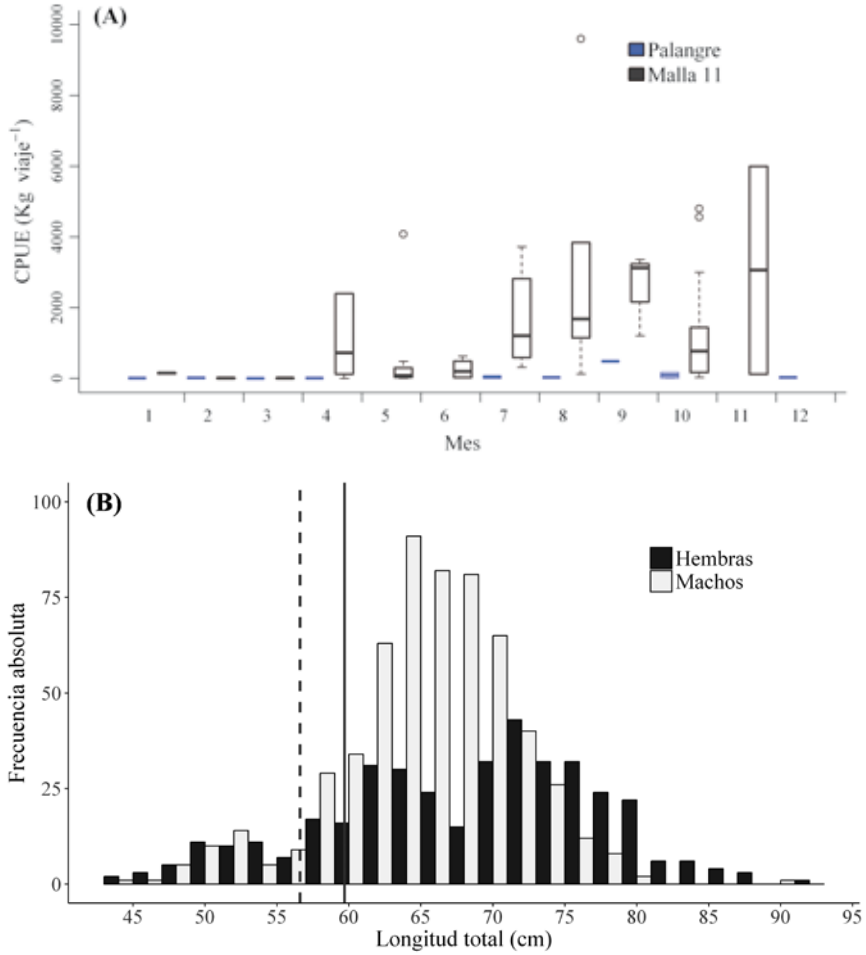


Figura 6. *Mustelus schmitti*. A) Diagrama de cajas de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE, kg viaje^{-1}) por meses y discriminada por arte de pesca; B) histograma de frecuencia absoluta de tallas para machos y hembras capturados por la pesca artesanal durante el período 2014-2017, en la costa oceánica uruguaya. (n) tamaño de muestra, las líneas verticales segmentada y continua indican la $LT_{M50\%}$ de machos y hembras respectivamente.

Squatina guggenheim

Esta especie fue capturada todo el año, ya sea como especie objetivo en malla clara o como *bycatch* en malla 11, siendo retenida y comercializada en ambos casos. Las capturas estuvieron asociadas principalmente a zonas costeras de poca profundidad (< 10 m), aunque se observaron eventos aislados de capturas abundantes (*i.e.* entre 250 y 500 kg) a profundidades entre 30 y 50 m (Figura 7). En las capturas con malla clara la $\overline{\text{CPUE}}$ para el período de estudio fue 320,17 ± 268,7 kg viaje^{-1} con valores mayores principalmente durante los meses de enero y febrero, cuando la especie es capturada en forma dirigida ($\text{CPUE}_{\text{máxima}}$=1200 kg viaje^{-1}), y valores mínimos ($\text{CPUE}_{\text{mínima}}$=12 kg viaje^{-1}) durante los meses de invierno (Figura 8A).

Se muestrearon 172 individuos, 86 machos (75,1 ± 8,5 cm LT) y 86 hembras (76,3 ± 8,1 cm LT). La $\text{LTc}_{50\%}$ estimada por sexo (machos: 78,0 cm; hembras: 78,0 cm) estuvo por encima de la $\text{LT}_{\text{M50\%}}$ estimada para machos (76,0 cm LT) y hembras (73,0 cm LT) (Figura 8B).

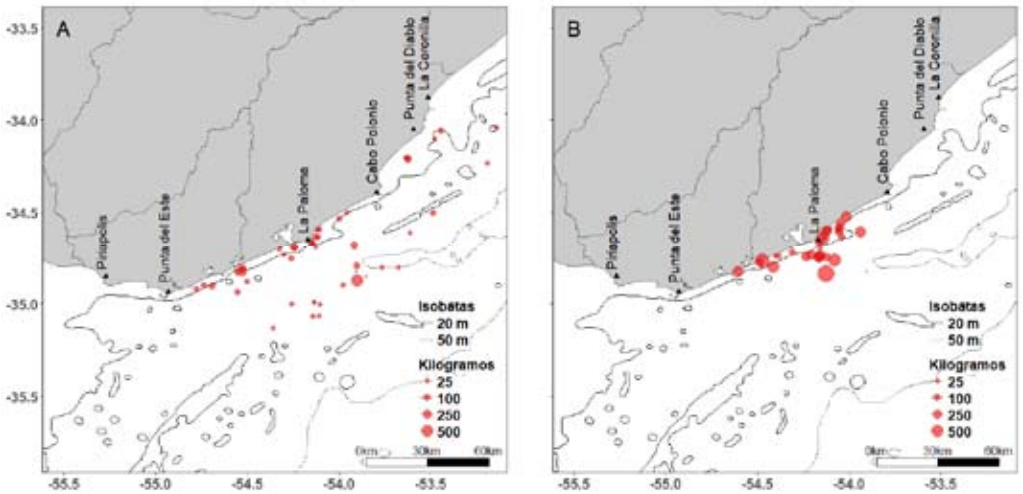


Figura 7. Distribución de las capturas (kg) de *Squatina guggenheim* obtenidas por la flota artesanal con malla 11 (A) y malla clara (B) durante el período 2014-2017, en la costa oceánica uruguaya.

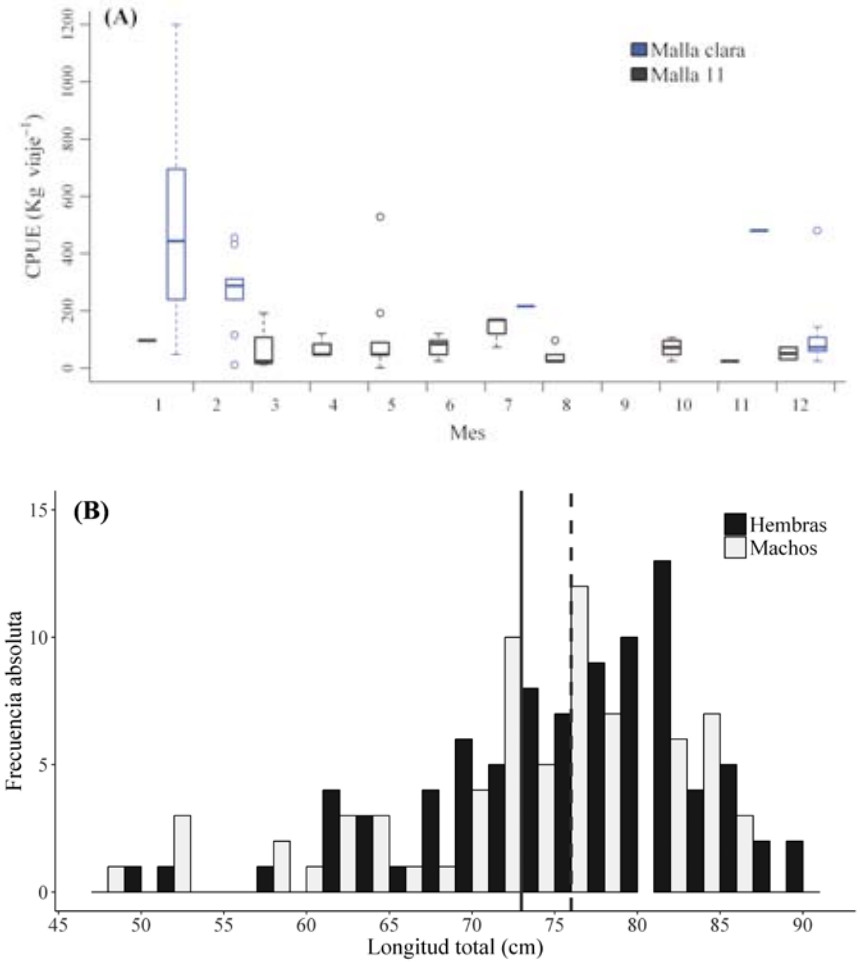


Figura 8. *Squatina guggenheim*. A) Diagrama de cajas de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE, kg viaje^{-1}) por meses y discriminada por arte de pesca; B) histograma de frecuencia absoluta de tallas para machos y hembras capturados por la pesca artesanal durante el período 2014-2017, en la costa oceánica uruguaya. Las líneas verticales segmentada y continua indican la $LT_{M50\%}$ de machos y hembras respectivamente.

Galeorhinus galeus

El tiburón trompa de cristal o cazón fue capturado como *bycatch* en todos los artes de pesca, aunque solamente en cantidades considerables con malla 11 y siempre como especie "objetivo ocasional". Su pesca estuvo asociada principalmente a profundidades entre 20 y 50 m entre La Paloma y Punta del Diablo (Figura 9) y ocurrió mayormente en invierno. Las capturas dirigidas a esta especie fueron escasas con una $\overline{CPUE}$ = 214,8 ± 164,5 kg viaje^{-1} ($CPUE_{mínima}$ = 16 kg viaje^{-1} y $CPUE_{máxima}$ = 480 kg viaje^{-1}). Se muestrearon 53 individuos, 43 machos (131,8 ± 11,8 cm LT) y 10 hembras (118,0 ± 18,1 cm LT). La $LTc_{50\%}$ estimada para ambos sexos juntos (133,0 cm) fue superior a la $LT_{M50\%}$ estimada en la región para machos (108,0 cm LT) y hembras (119,0 cm LT) (Figura 10).

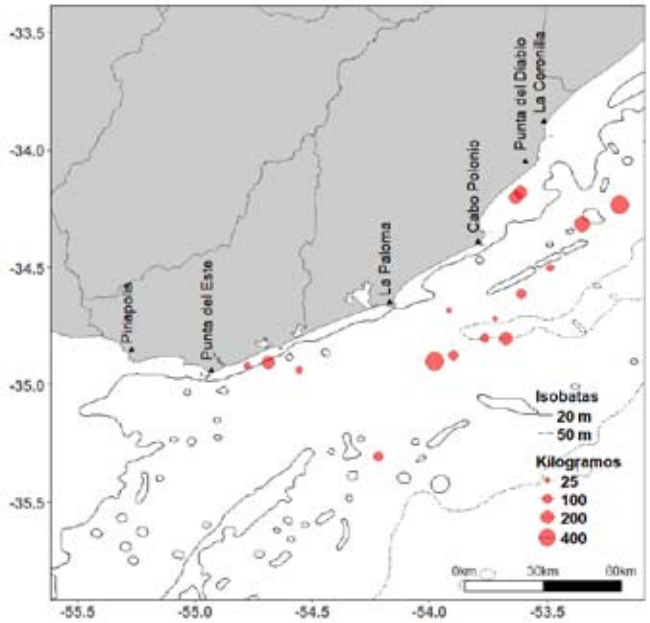


Figura 9. Distribución de las capturas (kg) de *Galeorhinus galeus* obtenidas con malla 11 por la flota artesanal durante el período 2014-2017, en la costa oceánica uruguaya.

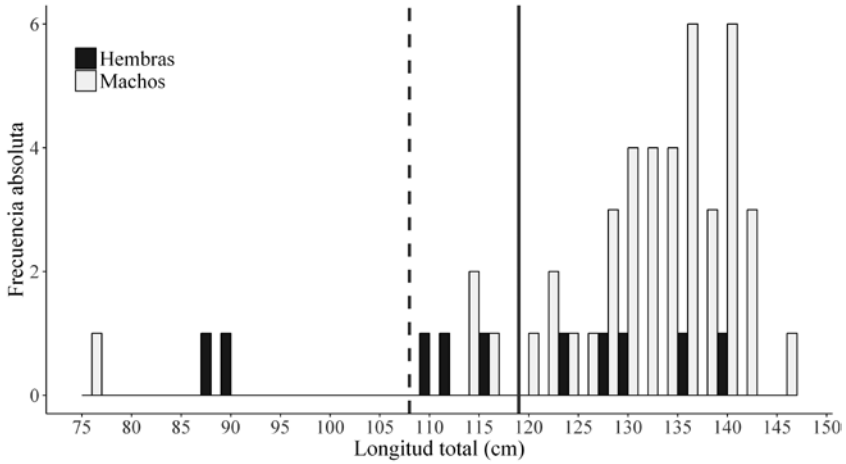


Figura 10. Histograma de frecuencia absoluta de tallas para machos y hembras de *Galeorhinus galeus* capturados por la pesca artesanal durante el período 2014-2017, en la costa oceánica uruguaya. Las líneas verticales segmentada y continua indican la $LT_{M50\%}$ de machos y hembras respectivamente.

Ocurrencia estacional por estadio de madurez sexual

La mayoría de las especies estuvieron representadas en el área por ejemplares juveniles y adultos, capturados a lo largo de todo el año, pero principalmente en primavera-verano (adultos) y otoño-verano (juveniles) (Tabla 3).

Se registró la presencia de hembras en estadios 4 y 5 de siete especies: *M. schmitti* (todas las estaciones), *S. guggenheim* y *G. galeus* (otoño, primavera y verano), *P. horkelii* (primavera y verano), *Zapteryx brevirostris* (otoño), *S. acanthias* (invierno y primavera) y *A. castelnaui* (primavera).

Tanto en *M. schmitti* como en *G. galeus* y *S. guggenheim* se encontraron ejemplares juveniles, adultos y hembras adultas con huevos y/o embriones en las diferentes estaciones (Tabla 3). Para *Mustelus schmitti* el número de ejemplares por estadios de madurez fue cambiante a lo largo del año, donde ejemplares juveniles y adultos se observaron principalmente durante invierno y primavera. Las hembras en estadios 4 y 5, disminuyeron hacia verano y otoño.

Se encontraron neonatos y juveniles de cinco especies de grandes tiburones costeros: *C. brachyurus*, *N. cepedianus*, *S. zygaena,* y *C. taurus* y *A. vulpinus* (un solo ejemplar juvenil, LT = 190,0 cm) (Tabla 3). El mayor número de ejemplares correspondió a *S. zygaena*, para la que se contabilizaron 33 neonatos (Rango LT: 52,0-70,0 cm) (Tabla 4) y también 148 juveniles entre 71,0 y 116,0 cm de LT. Los rangos de tallas observados de los neonatos de las diferentes especies coinciden con escasas diferencias con los consignados en las publicaciones científicas consultadas (Tabla 4). Es una excepción *S. zygaena* que difiere en más de 15 cm con

Tabla 3. Número observado de ejemplares de condrictios por estadio de madurez sexual y estación en la costa oceánica de Uruguay, durante el período 2014-2017.

Especies	0				1				2				3				4				5			
	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V
Alopias vulpinus (Bonnaterre, 1788)										1														
Atlantoraja castelnaui (Miranda Ribeiro, 1907)												1								1				
Atlantoraja cyclophora (Regan, 1903)																1								
Callorhinchus callorynchus (Linnaeus, 1758)															1									
Carcharhinus brachyurus (Günther, 1870)	1	1	1		11			1																
Carcharias taurus Rafinesque, 1810	1			2	1			1								1								
Galeorhinus galeus (Linnaeus, 1758)						1				4				31	13			1	1		2			
Mustelus schmitti Springer, 1939					1	16	20	9	4	24	50	22		139	496	4			41		1	46	62	1
Myliobatis goodei Garman, 1885										1						1								
Myliobatis ridens Ruocco, Lucifora, Díaz de Astarloa, Mabragaña & Delpiani, 2012																1								
Notorynchus cepedianus (Péron, 1807)			1	3		1	3	1			1	1		1										
Psammobatis bergi Marini, 1932									3					1		1								
Psammobatis lentiginosa McEachran, 1983													7	1										
Pseudobatos horkelii (Müller & Henle, 1841)								1			2	3			2	1			3	1				
Rioraja agassizii (Müller & Henle, 1841)									1				1											
Sphyrna zygaena (Linnaeus, 1758)				33	41			107																
Squalus acanthias Linnaeus, 1758																						1	1	
Squatina guggenheim Marini, 1936					7		2	2	4		5	11	5	5	43	4	1			2	5			
Squatina occulta Vooren & da Silva, 1992									1				1											
Sympterygia acuta Garman, 1877																								
Sympterygia bonapartii Müller & Henle, 1841							1		1							1								
Zapteryx brevirostris (Müller & Henle, 1841)																					2			
Ntotal especies	2	1	2	4	5	3	4	7	6	4	4	5	4	6	5	9	1	1	3	2	4	2	2	1
Ntotal	2	1	2	40	61	18	26	122	14	29	58	37	14	178	555	15	1	1	45	3	10	47	63	1

Tabla 4. Media y rango de tallas de los neonatos observados en el presente trabajo, rangos de tallas de nacimiento disponibles en la bibliografía, y modo reproductivo de cada especie. (n) número de individuos y (LT) longitud total.

Especies	Modo reproductivo	n	Presente trabajo		Bibliografía consultada		
			Media (LT cm)	Rango (LT cm)	Rango al nacer (LT cm)	Zona	Cita
Carcharhinus brachyurus	V. placentario	3	68,7	66 - 70	65 - 69,5	Río de Janeiro	Bigelow & Shroeder (1948)
Notorynchus cepedianus	V. lecitotrofico	4	52,3	49 - 54	45 - 53	Sudafrica	Compagno (1984)
Sphyrna zygaena	V. placentario	33	58,9	52 - 70	49 - 55	Sur de Brasil	Vooren *et al* ., (2005)a
Carcharias taurus	Oofagia-adelfofagia	4	102,3	100 - 107	91 - 105	Atlántico Norte	Gilmore (1993)

respecto a los rangos de longitud establecidos para neonatos por Vooren *et al.*, (2005). a) Cabe destacar que, para las especies aquí mencionadas, durante el período de estudio solamente se observaron ejemplares adultos de *N. cepedianus* y *C. taurus*, pero en ningún caso hembras en estadio 5.

Discusión

La pesca dirigida a condrictios en áreas costeras oceánicas de Uruguay es actualmente una actividad exclusivamente de tipo artesanal y está dirigida a *M. schmitti*, *S. guggenheim* y ocasionalmente a *G. galeus*. Los tiburones en general presentan mayor interés comercial, siendo los batoideos los menos aprovechados y en su mayoría descartados, representando un peso mínimo en las capturas artesanales. Si bien el número de especies (22) que integran el *bycatch* fue elevado, el porcentaje en peso en relación con la captura total por arte de pesca fue bajo. Esto indica que las redes de enmalle y palangre de fondo son artes selectivos para la extracción de las especies objetivo. La susceptibilidad a la captura (*Sensu* Stobutzki *et al.*, 2002), las modalidades operativas (Bjordal, 2002), la selectividad de los artes de pesca y el conocimiento de los pescadores sobre las agregaciones de las especies (Dreyfus-Leon *et al.*, 2011) estarían determinando que las capturas sean muy exitosas cuando la pesca está orientada a una especie en particular.

Mustelus schmitti es la especie representada con mayores volúmenes en relación con la captura total de condrictios. La pesca dirigida a esta especie ocurre generalmente entre La Paloma y Punta del Diablo, a fines de invierno y primavera, en profundidades menores a 40 m y asociada a una modalidad operativa que se caracteriza por la utilización de redes de enmalle de fondo de 11 cm de luz de malla. Esto confirma las observaciones realizadas por Delfino *et al.* (2006) y Silveira *et al.* (2016 a). El carácter zafral de la pesca, el aumento en las capturas y el elevado número de adultos hacia fines de invierno y durante la primavera, estaría determinado por desplazamientos migratorios reproductivos (Vooren, 1997; Oddone *et al.*, 2005) y de la misma manera la disminución progresiva de hembras en estadios 4 y 5 hacia el verano y otoño (Menni, 1986; Oddone *et al.*, 2005; Pereyra, 2011; Colautti *et al.*, 2010). Hembras y machos adultos se dispersan y migran luego en el invierno hacia aguas de mayor profundidad (Oddone *et al.*, 2005; Pereyra, 2011). Aunque estudios de marcado y recaptura serían fundamentales para conocer la migración de esta especie y uso de hábitat en la plataforma marina de Uruguay, Argentina y Brasil.

Squatina guggenheim es la segunda especie en importancia en los viajes de pesca observados, en concordancia con Silveira *et al.* (2016 a), siendo capturada con malla clara principalmente en verano, cuando la pesca es dirigida y también es parte del *bycatch* en la pesca con malla 11 durante todo el año. De acuerdo con los trabajos de Vooren y Klippel (2005) en el sur de Brasil y Colonello *et al.* (2006) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU) y norte de Argentina, esta especie realizaría migraciones reproductivas hacia la costa en primavera y verano, lo que podría explicar las capturas observadas durante verano y la presencia de hembras grávidas en verano y otoño. Estudios reproductivos de esta especia sobre la costa de Uruguay serían necesarios a fin de confirmar esta hipótesis. El aumento del esfuerzo de pesca en esa época del año también estaría asociado a la demanda estival por pescado con destino gastronómico y para la producción de "bacalao criollo" (tiburón salado y secado), consumido principalmente en "Viernes Santo" (González de Baccino, 1993).

Los desembarques de *G. galeus* representan actualmente un porcentaje muy bajo en las capturas artesanales oceánicas totales y están muy por debajo de las 1.050 t reportadas para el año 1977, cuando existía una pesca dirigida a esta especie (Nión, 1999). Aun cuando es definida como especie objetivo ocasional, se sitúa en tercer lugar en los viajes de pesca observados, coincidentemente con lo señalado por Silveira *et al.* (2016 a). Es capturada principalmente en invierno con redes de malla 11, en toda el área costera oceánica en profundidades cercanas a los 50 m. Si bien es considerada como una especie vulnerable a nivel global por la IUCN (IUCN, 2007), la población del Atlántico Sur está considerada "En peligro crítico" (Walker *et al.*, 2006). Al mismo tiempo, a nivel nacional es una especie de prioridad alta para la conservación en el Plan de Acción Nacional para la Conservación de Condrictios (Forselledo y Domingo, 2015). A pesar de estas consideraciones, serían necesarias evaluaciones específicas que permitan determinar el estado de explotación actual.

La ocurrencia de especies como *G. galeus*, *S. guggenheim* y *M. schmitti* durante la mayoría de las estaciones del año y con distintos estadios de madurez sexual, indicaría que estas especies completan su ciclo de vida en aguas uruguayas y adyacentes cercanas a la costa, con agregaciones en el área costera principalmente en primavera y verano. Otras especies como *N. cepedianus*, *S. zygaena*, *C. taurus* y *C. brahyurus* utilizarían la zona costera preferentemente como área de cría. No se encontraron en el desarrollo de este trabajo ejemplares adultos de *S. zygaena* y *C. brahyurus* aun cuando esto puede estar determinado por la selectividad de los artes de pesca. No obstante, la captura de ejemplares sub-adultos y adultos de estas mismas especies sobre la plataforma externa, talud y aguas oceánicas adyacentes por parte de la flota industrial palangrera uruguaya, sugiere una segregación espacial entre los diferentes componentes poblacionales (Mas 2012). Es probable que este también sea el caso para *A. vulpinus*, aunque una mayor cantidad de datos sería necesaria para corroborar dicha hipótesis. Si bien son escasos los datos obtenidos para *P. hokelii* y *Z. brevistris*, se encontraron ejemplares en estadios 4 y 5 durante el verano y otoño respectivamente, lo que se corresponde con las migraciones reproductivas determinadas para estas especies (Vooren *et al.*, 2005 b; Colonello *et al.*, 2011).

La presencia de neonatos de grandes tiburones costeros es un hallazgo relevante de este trabajo. Para *N. cepedianus* son escasos los sitios en el mundo donde se ha reportado la presencia de neonatos y hembras grávidas (Ebert, 1996; Vooren *et al.*, 2005 a; Menni y García, 1985; Lucifora *et al.*, 2005; Ebert, 1996; Awruch *et al.*, 2014). En la costa argentina diferentes autores reportan la presencia de neonatos y juveniles (Menni y García, 1985; Lucifora *et al.*, 2005; Cedrola *et al.*, 2009) lo que sustenta además la importancia de las bahías costeras como áreas de cría (Ebert, 1996). En Uruguay, Devincenzi (1920) fue el primero en reportar el hallazgo de un ejemplar de neonato de esta especie (bajo el nombre de *Notorhynchus platycephalus*), no habiendo hasta la fecha nuevos reportes en la bibliografía que permitan conocer la abundancia y características de su historia de vida.

Los registros de neonatos de *C. brachyurus* son también escasos a nivel mundial (Bigelow y Schoeder, 1948; Smale, 1991; Holtzhausen y Camarada, 2007; Jones, 2008; Rogers *et al.*, 2013; Huveneers *et al.*, 2014; Drewt *et. al.*, 2017), siendo los reportados en el presente trabajo los primeros en aguas uruguayas y los más australes en el Atlántico Sudoccidental. No obstante, es probable que neonatos de esta especie también ocurran en aguas costeras del norte de Argentina. Sus patrones migratorios en el océano Atlántico Sudoccidental son complejos y es muy poca la información existente en el área del Tratado del Río de la Plata (Mas, 2012; Mas *et al.*, 2017). Sin embargo, estudios preliminares sugieren que existe una segregación espacial por tamaños, encontrándose los neonatos y juveniles en áreas costeras y los sub-adultos y adultos en plataforma externa y aguas adyacentes (Mas *et al.*, 2017).

Los registros de neonatos de *S. zygaena* en la región del Atlántico Sudoccidental y en la costa uruguaya son igualmente escasos (Vooren *et al.*, 2005 a; Bornatowski *et al.*, 2007; Doño 2008). Este estudio aporta nuevos registros y suma a la hipótesis de que al menos en algunos años la costa este de Uruguay es utilizada por *S. zygaena* como un área de parición y cría.

Por otra parte, *C. taurus* es una especie históricamente capturada en la costa atlántica de Uruguay (Praderi, 1985; Nión, 1999). A pesar de ello, los registros de su captura son limitados (Arena *et al.*, 1974; Nión, 1999; Delfino *et al.*, 2006; Paesch *et al.*, 2014; Domingo *et al.*, 2015). Si bien no fue considerada una especie objetivo por la flota artesanal durante la realización de este trabajo, existiría una pesca orientada y restringida a los meses de verano, en las proximidades a Cerro Verde e Islas de La Coronilla y Cabo Polonio, Rocha (com. pers. Robert Acosta, pescador artesanal de Punta del Diablo). Una característica particular de la historia de vida de *C. taurus* es que las hembras dan a luz cada dos años, o incluso cada tres, luego de un período de gestación de entre 9 y 12 meses (Compagno, 2001; Lucifora *et al.*, 2002;). Las hembras grávidas migrarían hacia el sur de Brasil en busca de aguas más cálidas donde paren (Compagno, 2001; Lucifora *et al.*, 2002), aunque ocasionalmente pueden hacerlo en aguas costeras del litoral Este de Uruguay (Lucifora *et al.*, 2002). Los registros de neonatos son evidencia de que la parición en costas de Uruguay es más frecuente de lo que se conoce hasta el momento.

En algunas especies de condrictios las áreas de cría costeras, por la oferta de alimento y por la disminución del riesgo por depredación, son hábitats favorables para el desarrollo de juveniles (Branstetter, 1990; Castro, 1993; Simpfendorfer y Milward, 1993). En general estas zonas costeras son consideradas como áreas de acceso limitado a grandes tiburones quienes serían los principales depredadores de ejemplares juveniles (Cliff y Dudley, 1992, Ebert, 2002; Heithaus, 2004). A pesar de los resultados obtenidos en este previos trabajos, para corroborar estas hipótesis y para delimitar con precisión estas áreas, es necesario realizar muestreos sistemáticos enfocado en esta temática, en escalas temporales mayores, considerando la presencia de neonatos, su abundancia relativa y la fidelidad al sitio (Beck *et al.*, 2001; Heupel *et al.*, 2007).

El monitoreo sistemático y específico de especies de condrictios en las capturas artesanales, permitirá un conocimiento integral sobre estas especies. Esta información junto a la proveniente de la pesca industrial y buques de investigación, permitirían resolver necesidades de información (áreas de cría, agregaciones y segregaciones poblacionales de las especies, capturas totales, tendencias de la abundancia en distintas pesquerías, etc.) críticas para un manejo adecuado de estos recursos.

Agradecimientos

Este trabajo no hubiera sido posible de realizar sin la valiosa colaboración de los patrones de pesca, marineros, armadores artesanales y personajes del muelle. Agradecemos particularmente a Fabrizio Scarabino por el aporte de bibliografía y comentarios críticos; así como también a Ana Martínez, Marcos Nieddu y Micaela Pereyra. Agradecemos asimismo a todos los estudiantes del Curso Introducción a la Biología II (Facultad de Ciencias, Universidad de la República): Seminario "Introducción a la biología y ecología de los Condrictios" y a Luis Orlando por la colaboración en los muestreos. A nuestras familias por apoyarnos de manera permanente e incondicional. En especial a Ana Laura Cabrera, Alegría Parra, Juan Cabrera y Jasí Silveira.

Bibliografía

ARENA, G., GARCÍA, C. & SILVEIRA, C. 1974. La pesquería del tiburón con palangre desde el Puerto de La Paloma. CARPAS 6/74, Informe Técnico, 11: 16 pp.

AWRUCH, C.A., NOSTRO, F.L., SOMOZA, G.M. & DI GIACOMO, E. 2008. Reproductive biology of the angular angel shark *Squatina guggenheim* (Chondrichthyes: Squatinidae) off Patagonia (Argentina, southwestern Atlantic). Cienc Mar, 34(1): 17-28.

AWRUCH, C.A., JONES, S.M., ASOREY, M.G. & BARNETT, A. 2014. Non-lethal assessment of the reproductive status of broadnose sevengill sharks (*Notorynchus cepedianus*) to determine the significance of habitat use in coastal areas. Conserv Physiol, 2(1): cou013.

BARKER, M.J. & SCHLUESSEL, V. 2005. Managing global shark fisheries: suggestions for prioritizing management strategies. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst., 15: 325-347.

BAUM, J.K., MYERS, R.A., KEHLER, D.G., WORM, B., HARLEY, S.J. & DOHERTY, P. A. 2003. Collapse and Conservation of Shark Populations in the Northwest Atlantic. Science, 299: 389-392.

BECK, M. W., HECK JR, K. L., ABLE, K. W., CHILDERS, D. L., EGGLESTON, D. B., GILLANDERS, B. M. & ORTH, R. J. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *Bioscience*, 51(8): 633-641.

BIGELOW H. B. & SCHROEDER W. C. 1948. Sharks, volume 1 de Memoir. New Haven: Sears Foundation for Marine Research. 546 pp.

BJORDAL, A. 2002. Uso de medidas técnicas en la pesca responsable: regulación de artes de pesca. En: COCHRANE, K.L. (Ed.). Guía del administrador pesquero. Medidas de ordenación y su aplicación. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 424. Roma, FAO. 231 pp.

BLABER, S.J.M., DICHMONT, C.M., WHITE, W., BUCKWORTH, R., SADIYAH, L., ISKANDAR, B., NURHAKIM, S., PILLANS, R., ANDAMARI, R., DHARMADI & FAHMI, 2009. Elasmobranchs in southern Indonesian fisheries: the fisheries, the status of the stocks and management options. Rev Fish Biol Fisheries, 19: 367–391.

BORNATOWSKI, H., COSTA, L., DE CASTRO ROBERT, M. & VENTURA DA PINA, J. 2007. Hábitos alimentares de tubarões-martelo jovens, *Sphyrna zygaena* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae), no litoral sul do Brasil. Biota Neotrop, v 7 (n1): 213-216.

BRANSTETTER, S. 1990. Early life-history implications of selected carcharhinoid and lamnoid sharks of the northwest Atlantic. En: PRATT, H.L.JR., GRUBER, S.H. & TANIUCHI, T. (Eds.). Elasmobranchs as living resources: advances in biology, ecology, systematics and the status of the fisheries. NOAA Tech Rep NMFS 90, Silver Spring: 17–28.

BREIMAN, L., FRIEDMAN, J., OLSHEN, R.A., & STONE, C.J. 1984. Classification and decision trees. Wadsworth, Belmont, 378 pp.

CARTAMIL, D., SANTANA-MORALES, D., ESCOBEDO-OLVERA, M., KACEV, D., CASTILLO-GENIZ, L., GRAHAM, J.B., RUBIN, R.D. & SOSA-NISHIZAKI, O. 2011. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California, Mexico. Fish Res, 108: 393-403.

CARRERA, R. 1991. Los condrictios del Uruguay (Reconocimientos y aspectos biológicos). Intendencia Municipal de Montevideo-Museo Dámaso Antonio Larrañaga, Serie de Divulgación (3). 103 pp.

CASTRO, J.I. 1993. The nursery of Bull Bay, South Carolina, with a review of the shark nurseries of the Southeastern coast of the United States. Environ Biol Fish, 38: 37-48.

CEDROLA, P.V., CAILLE, G.M, CHIARAMONTE, G.E. & PETTOVELLO, A.D. 2009. Demographic structure of broadnose seven-gill shark, *Notorynchus cepedianus*, caught by anglers in southern Patagonia, Argentina. Mar Biodivers Rec, 2: e138.

CLIFF, G. & DUDLEY, S.F.J. 1992. Sharks caught in the protective gill nets off Natal, South Africa. 6. The copper shark *Carcharhinus brachyurus* (Günther). En: PAYNE, A.I.L., BRINK, K.H., MANN, K.H. & HILBORN, R. (Eds.). Benguela Trophic Functioning Afr. J. Mar. Sci., 12: 663-674.

COLAUTTI, D., BAIGUN, C., CAZORLA, A.L., LLOMPART, F., MOLINA, J.M., SUQUELE, P. & CALVO, S. 2010. Population biology and fishery characteristics of the smooth-hound *Mustelus schmitti* in Anegada Bay, Argentina. Fish Res, 106(3): 351-357.

COLONELLO, J.H., LUCIFORA, L.O. & MASSA, A.M. 2006. Reproduction of the angular angel shark (*Squatina guggenheim*): geographic differences, reproductive cycle, and sexual dimorphism. ICES J Mar Sci, 64(1): 131-140.

COLONELLO, J.H., CHRISTIANSEN, H.E. & MACCHI, G.J. 2007. Escala de madurez sexual para peces cartilaginosos de la Plataforma Continental Argentina. Inf. Téc. INIDEP N° 74/2007, 15 pp.

COLONELLO, J. C., GARCÍA, M. L., & MENNI, R. C. 2011. Reproductive biology of the lesser guitarfish *Zapteryx brevirostris* from the southwestern Atlantic Ocean. J Fish Biol, 78(1), 287-302.

COMPAGNO, L.J.V. 1984. FAO Species Catalogue. Vol. 4. Sharks of the World: An Annotated and Illustrated Catalogue of Shark Species Known to Date. Part 1 Hexanchiformes to Lamniformes. FAO Fisheries Synopsis 125: 1-249.

COMPAGNO, L.J.V., 2001. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Vol. 2. Bullhead, mackerel and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes). FAO Spec. Cat. Fish. Purp. 1(2): 269 pp.

COMPAGNO, L.J.V., DANDO, M. & FOWLER, S. 2005. Sharks of the world. Princeton University Press. Princeton and Oxford. 368 pp.

COUSSEAU, M.B., FIGUEROA, D.E. & DÍAZ DE ASTARLOA, J.M. 2000. Clave de identificación de las rayas del litoral marítimo de Argentina y Uruguay (Chondrichthyes, Rajidae). Publicaciones especiales, INIDEP, Mar del Plata, Argentina. 35 pp.

DE BUEN, F. 1950. Contribuciones a la ictiología II. El tiburón vitamínico de la costa uruguaya, *Galeorhinus vitaminicus* nov. sp., y algunas consideraciones generales sobre su biología. Publicaciones Científicas SOYP, 4: 153-162.

DELFINO, E., FABIANO, G. & SANTANA, O. 2006. La pesca artesanal en La Paloma (Rocha, Uruguay): período 1999-2001. En: MENAFRA, R., RODRÍGUEZ-GALLEGO, L., SCARABINO, F. & CONDE, D. (Eds.) Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo: 567- 576.

DEVINCENZI, G.J. 1920. Peces del Uruguay. Anales del Museo de Historia Natural de Montevideo, Serie 2, 1 (4): 97-134.

DOMINGO, A., FORSELLEDO, R. & JIMÉNEZ, S. 2015. Revisión de Planes de Acción Nacional para la Conservación de Aves Marinas y Condrictios en las Pesquerías Uruguayas. MGAP-DINARA. Montevideo, 196 pp.

DOÑO, F. 2008. Identificación y caracterización de áreas de cría del tiburón martillo (*Sphyrna spp*.) en las costas del Uruguay. Tesis de licenciatura en Ecología. Facultad de Ciencias, UdelaR, Montevideo, 34 pp.

DREYFUS-LEÓN, M.J., MARTINEZ-OLVERA, R. & HERNÁNDEZ-WALLS, R. 2011. Simulación numérica de la dinámica del esfuerzo pesquero y estrategias de pesca (estocásticos y cartesianos) con autómatas celulares. Cienc Mar, 37(4A): 393-402.

DREWT, M. & ROGERS, P. & HUVENEERS, C. 2017. Slow life-history traits of a neritic predator, the bronze whaler (*Carcharhinus brachyurus*). Mar Freshwater Res, 68 (3): 461–472.

DULVY, N.K., FOWLER, S.L., MUSICK, J.A., CAVANAGH, R.D., KYNE, P.M., HARRISON, L.R., CARLSON, J.K., DAVIDSON, L.N.K., FORDHAM, S.V., FRANCIS, M.P., POLLOCK, C.M., SIMPFENDORFER, C.A., BURGESS, G.H., CARPENTER, K.E., COMPAGNO, L.J.V., EBERT, D.A., GIBSON, C., HEUPEL, M.R., LIVINGSTONE, S.R., SANCIANGCO, J.C., STEVENS, J.D., VALENTI, S. & WHITE, W.T. 2014. Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. eLife, 2014; 3: e00590. DOI: 10.7554/eLife.00590

DULVY, N.K., SIMPFENDORFER, C.A., DAVIDSON, L.N., FORDHAM, S.V., BRÄUTIGAM, A., SANT, G., & WELCH, D.J. 2017. Challenges and priorities in shark and ray conservation. Curr Biol, 27(11): 565-572.

EBERT, D.A. 1996. Biology of the sevengill shark *Notorynchus cepedianus* (Peron, 1807) in the temperate coastal waters of southern Africa. Afr. J. Mar. Sci, 17: 93-103.

EBERT, D.A. 2002. Ontogenetic changes in the diet of the sevengill shark (*Notorynchus cepedianus*). Mar Freshwater Res, 53: 517-523.

EBERT, D.A., FOWLER, S. & COMPAGNO, L.J.V., 2013. Sharks of the World: A Fully Illustrated Guide to the Sharks of the World. Wild Nature Press, Plymouth, UK. 528 pp.

FIGUEIREDO, J.L. 1977. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo 1: 104 pp., 95 figs.

FORSELLEDO, R. & DOMINGO, A. 2015. Plan de Acción Nacional para la Conservación de Condrictios en las Pesquerías Uruguayas. En: DOMINGO, A., FORSELLEDO, R. & JIMÉNEZ, S. (Eds.) Revisión de Planes de Acción Nacional para la Conservación de Aves Marinas y Condrictios en las Pesquerías Uruguayas. MGAP-DINARA. Montevideo: 81 – 152.

FRANÇA CARAVIA, JF. 1986. La Paloma: una historia desde 1803. El País, Uruguay, 207 pp.

GARCÍA, C.A.E. 1998. Oceanografía Física. En: SEELIGER, U., ODEBRECHT, C. & CASTELLO J.P. (Eds.). Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Ecoscientia, Rio Grande: 104-106.

GUERRERO, R.A. & PIOLA, A.R. 1997. Masas de agua en la Plataforma Continental. En: BOSCHI, E.E. (Ed.). El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros, Volumen 1. Mar del Plata, Argentina, INIDEP: 107-118.

GUZMÁN, L. & CAMPODÓNICO, I. 1976. *Notorynchus cepedianus* (Péron, 1807) en la entrada oriental del Estrecho de Magallanes (Elasmobranchii, Hexanchidae). Anales del Instituto de la Patagonia, 7: 207-210.

GONZÁLEZ DE BACCINO, R. 1993. La vida al borde del mar. Editorial Fin de Siglo, Montevideo, 134 pp.

HEITHAUS, M.R. 2004 Predator–Prey Interactions. En: CARRIER, J.C., MUSICK, J.A. & HEITHAUS, M.R. (Eds.) Biology of Sharks and their Relatives: 488–523.

HEUPEL, M.R., CARLSON, J.K., & SIMPFENDORFER, C.A. 2007. Shark nursery areas: concepts, definition, characterization and assumptions. Mar Ecol Prog Ser, 337: 287-297.

HUVENEERS, C., ROGERS, P. & DREW, M. 2014. Monitoring shark species of conservation concern within the Adelaide metropolitan and Gulf St Vincent regions. Final Report to the Adelaide and Mount Lofty Ranges Natural Resources Management Board. SARDI Publication, no F2013/000716, 99 pp.

HOLTZHAUSEN, J.A. & CAMARADA, T.G. 2007. Migratory behaviour and assessment of the bronze whaler (*Carcharhinus brachyurus*). Final Report, LMR/CF/03/16. 61 pp.

JACKSON, M. 1985. Estudio de las aguas en el mar epicontinental uruguayo, Revista de la Facultad de Humanidades y Ciencias (Serie Ciencias de la Tierra) 1(1):1-8. Montevideo.

JONES, G.K. 2008. Review of the Fishery Status for Whaler Sharks (*Carcharhinus spp*.) in South Australian and adjacent waters. SARDI Aquatic Sciences, FRDC Project Number 2004/067

LAPORTA, M., SILVEIRA, S., PEREYRA, M.I., FABIANO, G., SANTANA, O. & MARTÍNEZ, A. 2016. Programa de seguimiento de la pesca artesanal oceánica: una herramienta más para mejorar la gestión pesquera. III Jornadas Interdisciplinarias en Biodiversidad y Ecología, CURE-UDELAR, Sede Rocha. Sesión de Trabajo Nº 8: La Pesca de todos: abordajes transdisciplinarios para mejorar la gestión pesquera. Rocha, Uruguay: 94.

LAPORTA, M., FABIANO, G., SILVEIRA, S., PEREYRA, I., SCARABINO, F. & SANTANA, O. En evaluación. Peces e invertebrados capturados en las pesquerías artesanales oceánicas de enmalle y palangre de fondo de Uruguay. Frente Marítimo, 25: xx-xx.

LAST, P.R. & STEVENS, J.D. 1994. Sharks and Rays of Australia. CSIRO, Melbourne, Australia, 513 pp.

LIGRONE, A., FRANCO-TRECU, V., PASSADORE, C., SZEPHEGYI, M.N. & CARRANZA, A. 2014. Fishing strategies and spatial dynamics of artisanal fisheries in the Uruguayan Atlantic coast. Lat Am J Aquat Res, 42(5): 1126-1135.

LIMA, I.D., GARCIA, C.A. & MÖLLER, O.O. 1996 Ocean surface processes on the southern Brazilian shelf: characterization and seasonal variability. Cont Shelf Res, 16(10):1307-1317.

LUCIFORA, L.O., MENNI, R.C., & ESCALANTE, A.H. 2002. Reproductive ecology and abundance of the sand tiger shark, *Carcharias taurus*, from the southwestern Atlantic. ICES J Mar Sci, 59(3): 553-561.

LUCIFORA, L.O., MENNI, R. & ESCALANTE, A. 2004. Reproductive biology of the school shark, *Galeorhinus galeus*, off Argentina: support for a single southwestern Atlantic population with synchronized migratory movements. Environ Biol Fishes, 71(2): 199-209.

LUCIFORA, L.O., MENNI, R.C. & ESCALANTE, A. H. 2005. Reproduction, abundance, and feeding habits of the broadnose sevengill shark, *Notorynchus cepedianus*, in north Patagonia, Argentina. Mar Ecol Prog Ser, 289: 237-244.

MAZZETTA, G.V. & GASCUE, F.J. 1995. Estudio comparativo del comportamiento de la salinidad, la temperatura y el nivel medio del mar en las costas de Montevideo y La Paloma. Atlântica 17: 5-16.

MARÍN, Y. & PUIG, P. 1987. La pesquería de tiburones con palangre desde el puerto de La Paloma. Frente Marítimo, 3: 117-123.

MAS, F. 2012. Biodiversidad, abundancia relativa y estructura poblacional de los tiburones capturados por la flota de palangre pelágico en aguas uruguayas durante 1998-2009. Tesis de Grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias. 95 pp.

MAS, F., FORSELLEDO, R., LAPORTA, M., PEREYRA, I., SILVEIRA, S. & DOMINGO, A. 2017. Aspectos reproductivos y demografía del tiburón cabeza chata *Carcharhinus brachyurus* (Clase: Chondrichthyes) en el Atlántico sudoccidental. 18° Simposio Científico de la Comisión Técnica del Frente Marítimo. 21-23 noviembre. Tigre, Argentina.

MENESES, P. & PAESCH, L. 2003. Guía de campo para la identificación de peces cartilaginosos en el Río de la Plata y su frente oceánico. Frente Marítimo, 19: 145-193.

MENNI, R.C. & GARCIA, M.L. 1985. Juveniles de *Notorynchus pectorosus* (Hexanchidae) y de *Sphyrna zygaena* (Sphyrnidae) frente a la boca del Rio de la Plata (Chondrichthyes). Hist. Nat. 5(1): 1-10.

MENNI, R.C., RINGUELET, R.A. & ARAMBURU R.H. 1984. Peces marinos de la Argentina y Uruguay. Reseña histórica, Clave de familias, géneros y especies. Catálogo crítico. Ed. Hemisferio Sur, Buenos Aires, 359 pp.

MENNI, C.R., 1986. Shark biology in Argentina. A review. Indo- Pacific fish biology. Proceedings of the Second International Conference on Indo-Pacific Fishes, Ichthyological Society of Japan, Tokyo: 425-436.

NIÓN, H. 1999. La pesquería de tiburones en el Uruguay, con especial referencia al cazón (*Galeorhinus galeus* Linnnaeus, 1758). En: SHOTTON, R. (Ed.) Case studies of the management of elasmobranch fisheries. FAO Fisheries Technical Paper, 378/1: 218-267.

ODDONE, M.C., PAESCH, L., & NORBIS, W. 2005. Reproductive biology and seasonal distribution of *Mustelus schmitti* (Elasmobranchii: Triakidae) in the Rio de la Plata oceanic front, southwestern Atlantic. J Mar Biol Assoc UK, 85: 1193-1198.

ORTEGA, L. & MARTÍNEZ, A. 2007. Multiannual and seasonal variability of water masses and fronts over the Uruguayan shelf. J Coastal Res, 23:618-629.

PAESCH, L., NORBIS, W., & INCHAUSTI, P. 2014. Effects of fishing and climate variability on spatio-temporal dynamics of demersal chondrichthyans in the Río de la Plata, SW Atlantic. Mar Ecol Prog Ser, 508: 187-200.

PEREYRA, M.I. 2011. Variación espacio-temporal de la estructura de la población del gatuzo *Mustelus schmitti* Springer, 1939 (Chondrichthyes, Elasmobranchii, Triakidae) capturada por la pesca artesanal e industrial en el sector norte de la plataforma continental uruguaya. Tesis de Grado, Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias. 50 pp.

PEREYRA, M.I., SEGURA, A., TRINCHIN, R., RABELLINO, J., SCARABINO, F., CARRANZA, A. & ODDONE, M.C. 2012. Estructura poblacional y variación estacional de rayas del género *Sympterygia* (Chondrichthyes, Elasmobranchii, Rajoidei) en el Área Marina Protegida de Cerro Verde e Islas de La Coronilla, Rocha, Uruguay. II Congreso Uruguayo de Zoología. 9 – 14 de diciembre del 2012. Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay: 208.

PONS, M., LORENZO, M.I. & DOMINGO, A. 2015. Descripción de las Pesquerías Uruguayas y Evolución de las Capturas de Condrictios. En: DOMINGO, A., FORSELLEDO, R., JIMÉNEZ, S. (Eds.) Revisión de Planes de Acción Nacional para la Conservación de Aves Marinas y Condrictios en las Pesquerías Uruguayas. MGAP-DINARA, Montevideo: 155 – 173.

PRADERI, R. 1984. Mortalidad de franciscana, *Pontoporia blainvillei*, en pesquerías artesanales de tiburón de la costa atlántica uruguaya. Rev. Mus. Arg. Cs. Nat., Zool., 13 (27): 259-272.

PRADERI, R. 1985. Relaciones entre *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea) y tiburones (Selachii) de aguas uruguayas. Com. Zool. Mus. Hist. Nat. Montevideo, XI (151): 1-19.

ROGERS, P.J., HUVENEERS, C., GOLDSWORTHY, S.D., CHEUNG, W.W.L., JONES, G.K., MITCHELL, J.G., & SEURONT, L. 2013. Population metrics and movement of two sympatric carcharhinids: a comparison of the vulnerability of pelagic sharks of the southern Australian gulfs and shelves. Mar Freshwater Res, 64(1): 20-30.

R CORE TEAM 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

SADOWSKY, V. 1970. First record of broad-snouted seven-gilled shark from Cananéia, coast of Brazil. Bol Inst Oceanogr, 18: 33-35.

SALAS, S., CHUENPAGDEE, R., SEIJO, J. C., & CHARLES, A. 2007. Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean. Fish Res, 87(1), 5-16.

SÁNCHEZ, M. 2012. La Paloma. De paseo por el Cabo de Santa María. Ed. Torre del Vigía. Montevideo. 389 pp.

SEGURA, A.M., DELGADO, E.A. & CARRANZA, A. 2008. La pesquería del langostino en Punta del Diablo (Uruguay): un primer acercamiento. PanamJAS, 3(3): 232-236.

SEGURA, A.M. & MILESSI, A.C. 2009. Biological and reproductive characteristics of the Patagonian smoothhound *Mustelus schmitti* (Chondrichthyes, Triakidae) as documented from an artisanal fishery in Uruguay. J Appl Ichthyol, 25 (1): 78–82.

SILVEIRA, S., FABIANO, G. & LAPORTA, M. 2016 a. Variación anual y espacial de las capturas pesqueras artesanales en la costa atlántica de Uruguay. Frente Marítimo, 24: 105-122.

SILVEIRA, S., LAPORTA, M., PEREYRA, M.I., FABIANO, G., MAS, F. & DOÑO, F. 2016 b. Condrictios capturados en la pesca artesanal atlántica del Puerto de La Paloma (34°39'S-54°08'W), Rocha, Uruguay (2014-2016). IV Congreso Uruguayo de Zoología "184 años de Darwin en Maldonado". 4 al 9 de diciembre de 2016, Centro Universitario Regional del Este, Sede Maldonado, Universidad de la República. Maldonado Uruguay: 153.

SIMPFENDORFER, C.A., & MILWARD, N.E. 1993. Utilization of a tropical bay as a nursery area by sharks of the families Carcharhinidae and Sphyrinidae. Environ Biol Fish, 37:337–345.

SMALE, M.J. 1991. Occurrence and feeding of three shark species, *Carcharhinus brachyurus*, *C. obscurus* and *Sphyrna zygaena*, on the Eastern Cape cost of South Africa. South Afr J Mar Sci, 11: 31–42.

STOBUTZKI, I.C., MILLER, M.J., HEALES, D.S., & BREWER, D.T. 2002. Sustainability of elasmobranchs caught as *bycatch* in a tropical prawn (shrimp) trawl fishery. Fish B NOAA, 100(4): 800-821.

THERNEAU, T., ATKINSON, B. & RIPLEY, B. 2015. rpart: Recursive Partitioning and Regression Trees. R package version 4.1-10.

TRUJILLO, D. 2016. De costas, peces y anzuelos. Tradinco S. A., Montevideo, 148 pp.

VOOREN, C.M. 1997. Demersal elasmobranchs. En: SEELIGER, U., ODEBRECHT, C. & CASTELLO, J.P. (Eds.). Subtropical Convergence Environments: The coastal and sea in the Southwestern Atlantic. Berlin: Springer-Verlag: 141-146.

VOOREN, C.M., & KLIPPEL, S. 2005. Ações para a Conservação de Tubarões e Raias no Sul do Brasil, Porto Alegre, Igaré, 261pp.

VOOREN, C.M., KLIPPEL, S. & GALINA, A.B. 2005 a. Biologia e status de conservação dos tubarões-martelo *Shpyrna lewini* e *S. zygaena*. En: VOOREN, C.M., & KLIPPEL, S. (Eds.). Ações para a Conservação de Tubarões e Raias no Sul do Brasil, Porto Alegre, Igaré: 97 – 112.

VOOREN, C. M., LESSA, R. P., & KLIPPEL, S. 2005 b. Biologia e status de conservação da viola Rhinobatos horkelii. En: VOOREN, C.M., & KLIPPEL, S. (Eds.). Ações para a Conservação de Tubarões e Raias no Sul do Brasil, Porto Alegre, Igaré: 97 – 112.

WALKER, T.I. 1998. Can sharks resources be harvested sustainably? A question revisited with a review of sharks fisheries. Mar Freshwater Res, 49: 553 - 72.

WALKER, T.I., CAVANAGH, R.D., STEVENS, J.D., CARLISLE, A.B., CHIARAMONTE, G.E., DOMINGO, A., EBERT, D.A., MANCUSI, C.M., MASSA, A., MCCORD, M., MOREY, G., PAUL, L.J., SERENA, F. & VOOREN, C.M. 2006. *Galeorhinus galeus*. The IUCN Red List of Threatened Species. 2006: e.T39352A10212764. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2006.RLTS.T39352A10212764.en. [Consulta: 3 abril 2018].

Peces e invertebrados capturados en las pesquerías artesanales oceánicas de enmalle y palangre de fondo de Uruguay

Martín Laporta[1], Fabrizio Scarabino[2,3], Graciela Fabiano[1], Santiago Silveira[1], Inés Pereyra[1] & Orlando Santana[1]

[1]*Dirección Nacional de Recursos Acuáticos. Unidad de Gestión Pesquera Atlántica. Av. Portuaria s/n. La Paloma, Rocha. Uruguay.*
[2]*Centro Universitario Regional del Este - Sede Rocha (CURE-UDELAR). Universidad de la República, Ruta 9 esq., Ruta 15, Rocha, Uruguay.*
[3]*Museo Nacional de Historia Natural, CC 399, CP 11000, Montevideo, Uruguay.*
mlaporta@dinara.gub.uy

RESUMEN: En Uruguay la pesca artesanal oceánica se desarrolla desde diferentes localidades y el Puerto de La Paloma (Rocha) concentra la mayor cantidad de barcas que operan en el litoral atlántico. Los trabajos publicados hasta la fecha en estas pesquerías generalmente no contienen listados exhaustivos de las especies efectivamente capturadas. Este trabajo analiza la composición de las capturas artesanales oceánicas de enmalle y palangre de fondo a partir de muestreos de desembarque entre 2014 y 2018. Las especies fueron clasificadas como objetivo o de captura incidental. Para cada una de ellas se calculó la frecuencia de ocurrencia (FO) por arte de pesca. En 265 eventos de pesca observados se registraron 85 especies (24 condrictios, 43 osteíctios, 18 invertebrados). Las principales especies objetivo y de mayor FO fueron: *Cynoscion guatucupa* (61.3%), *Mustelus schmitti* (60.5%) y *Micropogonias furnieri* (58.1%) en malla 11; *Squatina guggenheim* (76.6%) y *Paralichthys orbignyanus* (63.8%) en malla 28 y *Urophycis brasiliensis* (96.8%) en palangre de fondo. Los invertebrados fueron siempre captura incidental. Se destaca la contribución de los pescadores para el conocimiento de la riqueza y abundancia de las especies marinas uruguayas.

Palabras clave: pesca artesanal, especie objetivo, captura incidental, costa atlántica uruguaya.

SUMMARY: Fish and invertebrates caught in the oceanic gillnet and bottom longline artisanal fisheries of Uruguay. In Uruguay, oceanic artisanal fisheries take place from different locations, and the port of La Paloma (Rocha) concentrates the greatest fleet operating on the Atlantic coast. Studies published to date in these fisheries generally do not provide a full account of all the species captured. This study analyzes the composition of the species of fishes and invertebrates captured by the oceanic gillnet, and bottom longline artisanal fisheries. Samplings during landings were carried out between 2014 and 2018. The frequency of occurrence (FO) of the species captured was calculated by fishing gear and each species classified as target or *bycatch*. In 265 observed fishing events, 85 species were recorded (24 chondrichthyes, 43 osteichthyes, 18 invertebrates). The main target species with the highest FO were: *Cynoscion guatucupa* (61.3%), *Mustelus schmitti* (60.5%) and *Micropogonias furnieri* (58.1%) in gillnet 11 (mesh size cm); *Squatina guggenheim* (76.6%) and *Paralichthys orbignyanus* (63.8%) in gillnet 28 (mesh size cm) and *Urophycis brasiliensis* (96.8%) in bottom longline. The invertebrates were captured as *bycatch* in all fishing gear. The contribution of fishermen to the knowledge of the richness and occurrence of marine species in Uruguayan waters is highlighted.

Key words: artisanal fishery, target species, *bycatch*, Uruguayan Atlantic coast.

Introducción

En Uruguay la pesca artesanal oceánica se desarrolla desde diferentes localidades costeras en los departamentos de Maldonado y Rocha. Los principales puertos artesanales son los de Punta del Este, José Ignacio, La Paloma, Barra de Valizas, Cabo Polonio y Punta del Diablo, siendo el Puerto de La Paloma (Rocha) el que concentra la mayor cantidad de barcas que operan en el litoral atlántico (Delfino *et al.*, 2006). Los trabajos referidos a la pesca artesanal oceánica son numerosos y pueden ser clasificados en: 1) composición de las capturas, descripción de las pesquerías y su gestión (*e.g.* de Buen, 1950; 1952; Arena *et al.*, 1974; Marín y Puig, 1987; Santana y Fabiano, 1991; Nion, 1999; Acuña, 2001; Paesch y Domingo, 2003; Cabanne *et al.*, 2003; Delfino *et al.*, 2006; Norbis *et al.*, 2006; Pin *et al.*, 2006; Segura, 2006; Segura *et al.*, 2008; Defeo *et al.*, 2009; Puig *et al.*, 2010; Defeo *et al.*, 2011; Silveira *et al.*, 2014; Pons *et al.*, 2015; Silveira *et al.*, 2016a; Laporta *et al.*, 2016); 2) taxonomía, faunística, biología y ecología de las especies capturadas (*e.g.* de Buen, 1952; Abella, 1972; Puig, 1987; Carrera, 1991; González de Baccino, 1993; Acuña, 2000; Doño, 2008; Segura y Milessi, 2009; Segura y Delgado 2012; Pereyra *et al.*, 2010; Pereyra, 2011; Pereyra *et al.*, 2012; Orlando *et al.*, 2015; Forselledo y Domingo, 2015; Silveira *et al.*, 2016b; Mas *et al.*, 2016); 3) dinámica de las flotas (e. g. Silveira y Fabiano, 2010; Ligrone, 2011; Defeo *et al.*, 2011; Horta y Defeo, 2012; Ligrone *et al.*, 2014); 4) interacción con mamíferos y tortugas marinas (e. g. Szteren, 2006; Praderi, 1984); y su captura incidental en diferentes pesquerías (e. g. Praderi, 1985; Abud *et al.* 2006; Laporta *et al.*, 2006; Franco-Trecu *et al.*, 2009; Lezama *et al.*, 2004; 2013). A pesar de estos antecedentes, es difícil encontrar en Uruguay estudios sobre pesquerías artesanales oceánicas que cuenten con información sistematizada y confiable de las capturas, artes y áreas de pesca; que consideren además la totalidad de los taxones retenidos y la colecta e identificación de especímenes. Este conocimiento es necesario para comprender y dimensionar adecuadamente el estado de explotación de los recursos y el efecto de las pesquerías artesanales sobre los ecosistemas (Harris y Poiner, 1991). El objetivo de este trabajo es conocer la composición específica de peces e invertebrados en las capturas de las pesquerías artesanales de enmalle y palangre de fondo que operan en la costa oceánica de Uruguay.

Materiales y Métodos

Los datos fueron obtenidos por el Programa de Seguimiento de la Pesca Artesanal Oceánica (Laporta *et al.*, 2016) que lleva a cabo la DINARA desde el Puerto de La Paloma, entre junio de 2014 y enero de 2018. Se realizaron en ese marco muestreos de desembarques y a bordo de la flota, registrándose especies capturadas, artes, zonas y épocas de pesca y, cuando fue posible, información biológica de los individuos (longitud total: LT, sexo y grado de madurez).

Siempre que hubo personal científico en el desembarque o a bordo se tomaron fotografías de los ejemplares y se sistematizaron en una base de datos fotográfica. En algunas especies el registro provino de los pescadores y la comunicación fue validada por el aporte de fotografías o colecta de piezas. Cuando fue viable se conservaron muestras voucher en DINARA (La Paloma). Las especies de peces se identificaron al nivel taxonómico más detallado posible mediante el uso de catálogos y claves de identificación disponibles para la región (e. g. Menni *et al.*, 1984, Menezes y Figueiredo, 1980; 1985) y consulta a especialistas cuando fue necesario. Se utilizó la sistemática a nivel de

órdenes propuesta por Nelson *et al.* (2016), mientras que para las familias, géneros y especies se siguió el criterio de Eschmeyer y Fong (2018).

Las especies capturadas se clasificaron en: objetivo (aquélla a la cual está dirigida la pesquería, considerando el arte de pesca, la maniobra y modalidad operativa utilizada) y de captura incidental (aquélla a la cual no está dirigida la pesquería, independientemente de su destino). Se calculó la frecuencia de ocurrencia (FO) para cada especie respecto al total de descargas observadas por arte de pesca. Para los invertebrados se registró únicamente su presencia en los artes de pesca.

Por último, condrictios y osteíctios se clasificaron según su estadio de madurez sexual en juveniles y adultos mediante observación macroscópica de las gónadas, siguiendo el criterio de Colonello *et al.* (2007) y Militelli y Rodrigues (2011) respectivamente. Cuando esto no fue posible, se utilizó la talla de madurez sexual (LTM_{50}) registrada para cada especie en la región. En condrictios además se definieron como neonatos a aquellos individuos que presentaron cicatriz umbilical abierta o cicatrizando en especies vivíparas placentarias; y a aquellos próximos al rango de tallas de nacimiento reportado para la especie (Castro, 1993) o con la presencia de cicatriz vitelina visible en especies vivíparas no placentarias.

Resultados

El área de operación de la flota se extendió entre las localidades de Punta Ballena (Maldonado) y La Coronilla (Rocha), entre 0.25 y 30 mn de distancia de la costa y siempre dentro de la plataforma interna (Figura 1).

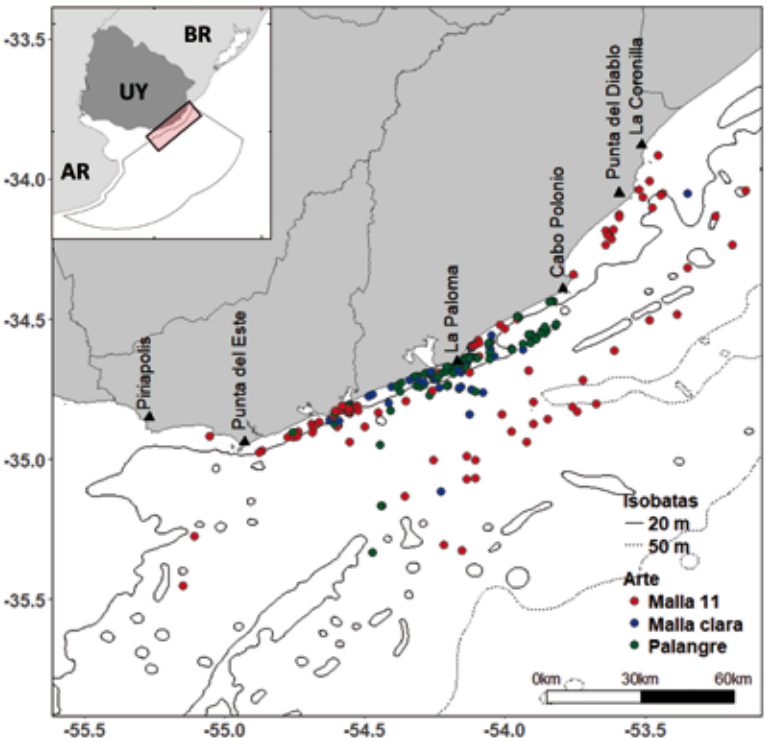


Figura 1. Área de operación de la flota artesanal en 265 eventos de pesca observados con enmalle de fondo con malla 11 (n=124), malla 28 o clara (n=47) y palangre de fondo (n=94).

Se registró la composición de la captura en 265 eventos de pesca. De éstos, 124 eventos correspondieron a la pesquería que utiliza redes de enmalle de fondo con 11 cm de luz de malla (malla 11), 47 eventos a la pesquería que utiliza redes de enmalle de fondo con ≥28 cm de luz de malla (malla 28) y 94 eventos a la pesquería con palangre de fondo. En estas tres pesquerías se registraron 85 especies (24 condrictios, 43 osteíctios y 18 invertebrados). La malla 11 retuvo 69 especies (21 condrictios, 40 osteíctios y 8 invertebrados); la malla 28 retuvo 35 especies (16 condrictios, 8 osteíctios y 11 invertebrados) y el palangre de fondo 30 especies (11 condrictios, 13 osteíctios y 6 invertebrados) (Tabla 1).

Tabla 1. Número de especies capturadas en cada pesquería clasificadas por grandes grupos y según fueran especie objetivo o de captura incidental.

Pesquería	n eventos observados	n Especies							
		Condrictios			Osteíctios			Invertebrados	Total
		Objetivo	Captura incidental	Total	Objetivo	Captura incidental	Total	Captura incidental	
Malla 11	124	2	19	21	5	35	40	8	**69**
Malla 28	47	1	15	16	1	7	8	11	**35**
Palangre de fondo	94	0	11	11	1	12	13	6	**30**

La lista de las especies capturadas en cada arte y modalidad de pesca, la FO calculada y una síntesis de la información biológica relevante de cada una de ellas se muestran en las Tablas 2, 3 y 4.

Tabla 2. Lista de Chondrichthyes capturados en las pesquerías artesanales oceánicas (PAO) registradas en el presente trabajo. FO = frecuencia de ocurrencia; M 11= malla 11; M 28 = malla 28; Pal = palangre de fondo; O = objetivo; CI = captura incidental; N= neonato; J= juvenil; A= adulto; LT = longitud total; n= número de individuos analizados; Col.= colecta de ejemplares; 1erRC= primer registro de captura en estas pesquerías; SR= sin referencia bibliográfica; SD= sin datos biológicos; * individuos observados por foto; X* colecta de mandíbulas; rango LT entre paréntesis = medida aproximada.

Chondrichthyes																
Orden	Familia	Especie	Nombre común	FO (%)			O/CI			Estadio			Rango LT (cm)	n	Col.	1er RC PAO
				M 11	M 28	Pal	M 11	M 28	Pal	M 11	M 28	Pal				
Chimaeriformes	Callorhinchidae	*Callorhinchus callorynchus* (Linnaeus, 1758)	Quimera, pez gallo	0,8	0,0	0,0	CI			A			60 - 91	2	X	
Lamniformes	Odontaspididae	*Carcharias taurus* Rafinesque, 1810	Sarda	4,0	8,5	0,0	CI	CI		N - J	N - A		100 - 237	7	X	
	Alopiidae	*Alopias vulpinus* (Bonnaterre, 1788)	Tiburón zorro	0,8	0,0	0,0	CI			J			-190	1*		Φ
Carcharhiniformes	Triakidae	***Mustelus schmitti* Springer, 1939**	Gatuzo, cazón	60,5	0,0	29,8	O		CI	J - A		J - A	44 - 90	968	X	
		Mustelus fasciatus (Garman, 1913)	Recorrecostas	0,8	0,0	0,0	CI			J - A			(120 -130)	*		
		Galeorhinus galeus (Linnaeus, 1758)	Trompa de cristal, cazón	14,5	2,1	1,1	CI - O	CI	CI	J - A	SD	SD	75 - 146	54		
	Carcharhinidae	*Carcharhinus brachyurus* (Günther, 1870)	Cabeza chata, marrón	4,8	2,1	0,0	CI	CI		N - J	J		67 - 115	15	X	
		Carcharhinus obscurus (Lesueur, 1818)	Cabeza chata, brasilero	0,0	8,5	0,0		CI			J		(130 - 200)	*	X*	Φ
	Sphyrnidae	*Sphyrna zygaena* (Linnaeus, 1758)	Martillo, cornuda	9,7	8,5	0,0	CI	CI		N - J	J		50 - 116	181	X	
Hexanchiformes	Hexanchidae	*Notorynchus cepedianus* (Péron, 1807)	Pintaroja	4,0	14,9	4,3	CI	CI	CI	N - J	N - J	A	49 - 192	14	X	
Squaliformes	Squalidae	*Squalus acanthias* Linnaeus, 1758	Galludo	3,2	0,0	1,1	CI		CI	A		SD	83 - 84	2		
Squatiniformes	Squatinidae	***Squatina guggenheim* Marini, 1936**	Angelito	42,7	76,6	2,1	CI	O	CI	J - A	J - A	A	40 - 91	229	X	
		Squatina occulta Vooren & da Silva, 1992	Angelito mozo	1,6	2,1	0,0	CI	CI		J - A	A		108 - 138	3	X	
Rajiformes	Trygonorrhinidae	*Zapteryx brevirostris* (Müller & Henle, 1841)	Guitarra ñata	0,8	4,3	1,1		CI	CI		A	A	50 - 65	9		Φ
	Rhinobatidae	*Pseudobatos horkelii* (Müller & Henle, 1841)	Guitarra grande	8,9	25,5	7,4	CI	CI	CI	J - A	A	J - A	61 - 126	25		
	Arhynchobatidae	*Atlantoraja castelnaui* (Miranda Ribeiro, 1907)	Raya pintada	0,8	4,3	2,1		CI	CI		J - A	SD	69 - 129	4		Φ
		Atlantoraja cyclophora (Regan, 1903)	Raya de círculos	0,0	4,3	0,0		CI			A		60	1		
		Psammobatis lentiginosa McEachran, 1983	Raya lenticulada	2,4	0,0	0,0	CI			A			29 - 36	8	X	Φ
		Psammobatis bergi Marini, 1932	Raya reticulada	0,8	2,1	0,0	CI	CI		J - A	A		37 - 44	5	X	Φ
		Rioraja agassizii (Müller & Henle, 1841)	Raya lisa	2,4	0,0	0,0	CI			J - A			48 - 57	3	X	
		Sympterygia bonapartii Müller & Henle, 1841	Raya marmolada	1,6	4,3	4,3	CI	CI	CI	J	A	J	43 - 75	8	X	
		Sympterygia acuta Garman, 1877	Raya picuda costera	0,8	0,0	2,1	CI		CI	A		A	54	3	X	
Myliobatiformes	Myliobatidae	*Myliobatis goodei* Garman, 1885	Chucho	3,2	12,8	1,1	CI	CI	CI	SD	A	J	72 - 90	3		
		Myliobatis ridens Ruocco, Lucifora, Díaz de Astarloa, Mabragaña & Delpiani, 2012	Chucho ñato	0,0	4,3	0,0		CI			J - A		87 - 104	2	X	Φ

Tabla 3. Lista de Actinopterygii capturados en las pesquerías artesanales oceánicas (PAO) registradas en el presente trabajo. FO = frecuencia de ocurrencia; M 11 = malla 11; M 28 = malla 28; Pal = palangre de fondo; O = objetivo; CI = captura incidental; N= neonato; J= juvenil; A= adulto; LT = longitud total; n= número de individuos analizados; Col.= colecta de ejemplares; 1erRC= primer registro de captura en estas pesquerías; SR= sin referencia bibliográfica; SD= sin datos biológicos; * individuos observados por foto; X* colecta de mandíbulas; rango LT entre paréntesis = medida aproximada.

Actinopterygii

Orden	Familia	Especie	Nombre común	FO (%)			O/CI			Estadio			Rango	n	Col.	1er RC PAO
				M 11	M 28	Pal	M 11	M 28	Pal	M 11	M 28	Pal	LT (cm)			
Elopiformes	Elopidae	*Elops* sp.	Malacho, tarpón	1,6	0,0	0,0	CI			J			39	1	X	Φ
Anguilliformes	Congridae	*Conger orbignianus* Valenciennes, 1837	Congrio	0,0	0,0	9,6			CI			SR	80	1		
Clupeiformes	Clupeidae	*Brevoortia aurea* (Spix & Agassiz, 1829)	Lacha	5,6	0,0	0,0	CI			A			31 - 39	15		
Siluriformes	Ariidae	*Genidens barbus* (Lacepède, 1803)	Mochuelo	6,5	6,4	16,0	CI	CI	CI	SD	A	A	55 - 89	8		
Gadiformes	Merlucciidae	*Merluccius hubbsi* Marini, 1933	Merluza	2,4	0,0	0,0	CI			J - A			24 - 60	3		Φ
		Macruronus novazelandiae (Hector, 1871)	Merluza de cola	1,6	0,0	0,0	CI			J			44	2		Φ
	Phycidae	***Urophycis brasiliensis* (Kaup, 1858)**	Brótola	27,4	0,0	96,8	CI		O	A		A	24 - 72	296		
Ophidiiformes	Ophidiidae	*Genypterus blacodes* (Forster, 1801)	Abadejo	0,0	0,0	1,1			CI			A	60	1		Φ
Mugiliformes	Mugilidae	*Mugil liza* Valenciennes, 1836	Lisa	5,6	0,0	0,0	CI			A			45 - 51	2	X	
Carangiformes	Carangidae	*Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766)	Jurel	0,8	0,0	0,0	CI			A			26	1	X	Φ
		Caranx crysos (Mitchill, 1815)	Palometa	0,8	0,0	0,0	CI			J			20	1	X	Φ
		Caranx hippos (Linnaeus, 1766)	Palometa	0,8	0,0	0,0	CI			J			23	1	X	Φ
		***Parona signata* (Jenyns, 1841)**	Palometa	20,2	0,0	0,0	O			A			42 - 49	4		
		Trachinotus carolinus (Linnaeus, 1766)	Pampanito	0,8	0,0	0,0	CI			A			31	1	X	Φ
		Trachinotus marginatus Cuvier, 1832	Pampanito	0,8	0,0	0,0	CI			A			24 - 32	7	X	Φ
		Seriola lalandi Valenciennes, 1833	Pez limón	0,8	0,0	0,0	CI			J			45	1	X	Φ
Pleuronectiformes	Paralichthyidae	***Paralichthys orbignyanus* (Valenciennes, 1839)**	Lenguado rojo	19,4	63,8	0,0	CI	O		A	A		45 - 102	34		
	Pleuronectidae	*Oncopterus darwinii* Steindachner, 1874	Lenguado derecho	0,8	0,0	0,0	CI			SR			19	1	X	Φ
	Achiridae	*Catathyridium garmani* (Jordan, 1889)	Lenguado	0,8	0,0	0,0	CI			SR			12	1*		Φ
Syngnathiformes	Dactylopteridae	*Dactylopterus volitans* (Linnaeus, 1758)	Golondrina	0,8	0,0	0,0	CI			SR			20	1		Φ
Scombriformes	Trichiuridae	*Trichiurus lepturus* Linnaeus, 1758	Sable	0,8	0,0	0,0	CI			A			100	1		Φ
	Stromateidae	*Peprilus* spp.	Ñata	0,8	0,0	0,0	CI			A			19 - 37	6	X	Φ
Trachiniformes	Pinguipedidae	*Pinguipes brasilianus* Cuvier, 1829	Chancho	1,6	0,0	0,0	CI			A			44 - 45	2		Φ
	Percophidae	*Percophis brasiliensis* Quoy & Gaimard, 1825	Pez palo, ajo real	0,8	0,0	0,0	CI			A			55	1	X	Φ
		Pseudopercis semifasciata (Cuvier, 1829)	Chancho	0,8	0,0	0,0	CI			A			48	1		Φ
	Uranoscopidae	*Astroscopus sexspinosus* (Steindachner, 1876)	Fraile	1,6	0,0	0,0	CI			A			28 - 40	4	X	Φ
Perciformes	Polyprionidae	*Polyprion americanus* (Bloch & Schneider, 1801)	Cherna	0,8	0,0	0,0	CI			A			55	1		Φ
	Serranidae	*Acanthistius patachonicus* (Jenyns, 1840)	Mero patagónico	9,7	4,3	2,1	CI	CI	CI	A	A	A	33 - 53	8	X	Φ
		Epinephelus marginatus (Lowe, 1834)	Mero, Garopa	4,0	2,1	0,0	CI	CI		J	A		32 - 45	4	X	Φ
	Pomatomidae	***Pomatomus saltatrix* (Linnaeus, 1766)**	Anchoa de banco	15,3	0,0	1,1	O		CI	A		SD	55 - 56	2		
	Priacanthidae	*Priacanthus arenatus* Cuvier, 1829	Cataluña	1,6	0,0	0,0	CI			J - A			20 - 29	5	X	Φ
Scorpaeniformes	Triglidae	*Prionotus punctatus* (Bloch, 1793)	Testolín azul	2,4	0,0	1,1	CI			J		J	21 - 26	3	X	Φ
Acanthuriformes	Sciaenidae	*Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758)	Burriqueta	4,0	0,0	3,2	CI		CI	A		A	35 - 40	5	X	
		Paralonchurus brasiliensis (Steindachner, 1875)	Córvalo	0,8	0,0	0,0	CI			A			22	1	X	Φ
		Pogonias cromis (Linnaeus, 1766)	Corvina negra	0,8	4,3	0,0	CI	O - CI		A	A		96 - 102	2		
		***Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823)**	Corvina blanca	58,1	40,4	13,8	O	CI	CI	A	A	A	31 - 74	748		
		***Umbrina canosai* Berg, 1895**	Pargo blanco	34,7	0,0	12,8	O		CI	A		A	38	1		
		***Cynoscion guatucupa* (Cuvier, 1830)**	Pescadilla de calada	61,3	25,5	34,0	O	CI	CI	J - A	A	J - A	26 - 59	341		
		Macrodon atricauda (Günther, 1880)	Pescadilla de red	2,4	2,1	0,0	CI	CI		A	J	A	20 - 39	6		
Spariformes	Sparidae	*Pagrus pagrus* (Linnaeus, 1758)	Besugo	0,8	0,0	1,1	CI		CI	A		A	31 - 46	4		
		Diplodus argenteus (Valenciennes, 1830)	Sargo	4,8	0,0	0,0	CI			A			32	1		Φ
Tetraodontiformes	Balistidae	*Balistes capriscus* Gmelin, 1789	Ballesta	0,8	0,0	0,0	CI			A			28 - 30	3	X	Φ
	Tetraodontidae	*Lagocephalus laevigatus* (Linnaeus, 1766)	Pez tambor	0,0	0,0	2,1			CI			A	44 - 49	2	X	Φ

Para la malla 11 se observaron dos modalidades operativas, una dirigida al "variado costero" y otra a la captura de gatuzo (*Mustelus schmitti*). En la pesquería dirigida al "variado costero" se registraron 7 especies objetivo (*Cynoscion guatucupa*, *Micropogonias furnieri*, *Umbrina canosai*, *Parona signata* y *Pomatomus saltatrix*). Cuando la pesca se orienta al gatuzo esta es la especie dominante, sumándose ocasionalmente en cantidades menores el tiburón trompa de cristal (*Galeorhinus galeus*). En conjunto en las diferentes modalidades de pesca con malla 11 se registraron como captura incidental 54 especies de peces (35 osteíctios, 19 condrictios) y 8 de invertebrados (Tabla 1). Las especies que

presentaron mayor FO fueron *C. guatucupa* (61,3%), *M. schmitti* (60,5%), *M. furnieri* (58,1%), *Squatina guggenheim* (42,7%), *U. canosai* (34,7%), *Urophycis brasiliensis* (27,4%), *P. signata* (20,2%), *Paralichthys orbignyanus* (19,4%), *P. saltatrix* (15,3%) y *G. galeus* (14,5%). Todas ellas son retenidas para su comercialización. La FO de las restantes especies fue muy baja y no alcanzó el 10% (Tablas 2 y3).

En la pesquería con malla 28 las especies objetivo fueron *S. guggenheim* y *P. orbignyanus* y la captura incidental estuvo compuesta por 22 especies de peces (7 osteíctios, 15 condrictios) y 11 de invertebrados (Tabla 1). Las especies con mayor FO fueron *S. guggenheim* (76,6%), *P. orbignyanus* (63,8%), *M. furnieri* (40,4%), *C. guatucupa* (25,5%), *Pseudobatos horkelii* (25,5%) y *Notorynchus cepedianus* (14,9%), todas ellas comercializadas. La FO de otras especies fue muy baja y no alcanzó el 13% (Tablas 2 y 3).

En la pesquería con palangre de fondo la única especie objetivo fue *U. brasiliensis* y se contabilizaron como captura incidental 23 especies de peces (12 osteíctios, 11 condrictios) y 6 de invertebrados (Tabla 1). Las especies con mayor FO fueron *U. brasiliensis* (96,8%), *C. guatucupa* (34,0%), *M. schmitti* (29,8%), *Genidens barbus* (16,0%), *M. furnieri* (13,8%) y *U. canosai* (12,8%), todas ellas comercializadas. La FO de otras especies no alcanzó 10% (Tablas 2 y 3).

En los condrictios capturados por los diferentes artes de pesca, se observaron individuos en todos los estadios de madurez: neonatos (4 especies), juveniles (18 especies) y adultos (20 especies) (Tabla 2). En el caso de los osteíctios se observaron individuos juveniles y adultos en 11 y 33 especies respectivamente (Tabla 3). Asimismo, se determinaron los primeros registros de captura en enmalle y palangre de fondo para 7 especies de condrictios y 28 de osteíctios (Tablas 2 y 3).

Gran parte de las especies de peces capturadas incidentalmente en estas pesquerías son descartadas al mar. Son excepción a esto algunas especies de rayas (*e.g. Atlantoraja castelnaui*) y chuchos de gran tamaño (*e.g. Myliobatis goodei*), retenidas ocasionalmente para uso o consumo de los pescadores ("valija") y de osteíctios (*e.g. Acanthistius patachonicus*, *Epinephelus marginatus*, *Pseudopercis semifasciata*, *Pinguipes brasilianus*, *Mugil liza*, *Pagrus pagrus*, *Diplodus argenteus*) que pueden ser "valija" cuando se trata de ejemplares aislados o comercializadas cuando la captura es considerable. *Brevoortia aurea* y *Conger orbignianus* en ocasiones son retenidas y destinadas a carnada en la pesquería con palangre de fondo.

Por último, se registraron 18 especies de invertebrados, que en su mayoría son descartados en el mar (Tabla 4). La araña de mar (*Libinia spinosa*) estuvo presente en todos los artes de pesca analizados y particularmente en la mayoría de los eventos observados con malla 28. Los caracoles de la familia Volutidae fueron retenidos como "valija" y comercializados para fines ornamentales y de consumo. Se identificó además al caracol *Rapana venosa*, especie exótica invasora de origen asiático.

Tabla 4. Lista de invertebrados capturados en las pesquerías artesanales oceánicas registradas en el presente trabajo (M 11: malla 11; M 28: malla 28; Pal: palangre de fondo).

Invertebrados						
Clase	**Familia**	**Especie**	**Nombre común**	**Captura**		
				M 11	**M 28**	**Pal**
Clitellata	Piscicolidae	*Stibarobdella* sp.	Sanguijuela marina	X		
Scyphozoa	Lychnorhizidae	*Lychnorhiza lucerna* Haeckel, 1880	Medusa		X	
Anthozoa	Actinostolidae	*Antholoba* sp.	Anémona		X	X
	Rhizangiidae	*Astrangia rathbuni* Vaughan, 1906	Coral			X
Malacostraca	Diogenidae	*Dardanus insignis* (de Saussure, 1858)	Cangrejo ermitaño	X		
	Epialtidae	*Libinia spinosa* Guérin, 1832	Araña de mar	X	X	X
	Inachoididae	*Leurocyclus tuberculosus* (H. Milne Edwards & Lucas, 1842)	Araña de mar	X		
	Solenoceridae	*Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888)	Langostino	X		
Ascidiacea	Holozoidae	*Sycozoa sigillinoides* Lesson, 1830	Pasto grueso		X	
Asteroidea	Asterinidae	*Asterina stellifera* (Möbius, 1859)	Estrella de mar		X	
Bivalvia	Veneridae	*Pitar rostratus* (Philippi, 1844)	Almeja blanca		X	
Cephalopoda	Octopodidae	*Octopus tehuelchus* d'Orbigny, 1834	Pulpito		X	
Gastropoda	Muricidae	*Rapana venosa* (Valenciennes, 1846)	Caracol rapana	X		
	Volutidae	*Adelomelon beckii* (Broderip, 1836)	Caracol gigante	X	X	
		Pachycymbiola brasiliana (Lamarck, 1811)	Caracol negro	X	X	
		Zidona dufresnei (Donovan, 1823)	Caracol fino		X	X
	Nassariidae	*Buccinanops cochlidium* (Dillwyn, 1817)	Caracol chico			X
Polyplacophora	Chaetopleuridae	*Chaetopleura angulata* (Spengler, 1797)	Quitón		X	X

Se conservaron como ejemplares voucher en DINARA (La Paloma) 15 especies de condrictios y 20 de osteíctios, así como la totalidad de los invertebrados.

Discusión

Los artes de pesca, las maniobras y modalidades operativas son característicos de cada pesquería y están determinados por la elección de las especies objetivo, lo cual se vio reflejado en el análisis de la FO de las especies capturadas. El número de especies objetivo por arte de pesca fue bajo (malla 11= 7; malla 28= 2 y palangre de fondo= 1), en relación al número total de especies capturadas incidentalmente. Sin embargo, éstas últimas representaron menos del 5%, 15% y 10% de la captura total en peso (kg) de los eventos de pesca observados con malla 11, malla 28 y palangre de fondo, respectivamente (datos no publicados).

En las capturas de condrictios con redes de enmalle y palangre de fondo, se destacan los primeros reportes de 7 especies (*i.e. Alopias vulpinus*, *Carcharhinus obscurus*, *Zapteryx brevirostris*, *Atlantoraja castelnaui*, *Psammobatis lentiginosa*, *Psammobatis bergi*, *Myliobatis ridens*). A pesar de estar citadas para aguas uruguayas (e. g. Forselledo y Domingo, 2015; Nion *et al.*, 2016), no habían sido mencionadas en trabajos previos como de captura frecuente u ocasional en las pesquerías artesanales oceánicas. Ligrone *et al.* (2014) habían registrado previamente los géneros *Squalus, Myliobatis, Atlantoraja* y *Sympterygia* en la pesca artesanal de enmalle y palangre de fondo para esta misma zona de estudio, pero sin establecer la o las especies.

Callorhinchus callorynchus fue mencionada por de Buen (1952) y Abella (1972) en la pesca artesanal de palangre de fondo dirigida al tiburón trompa de cristal para la misma zona de este estudio. En el presente trabajo se registra también su captura con redes de enmalle ("malla 11").

Sympterygia acuta, *S. bonapartii*, *Myliobatis goodei* y *Pseudobatos horkelii* habían sido ya reportadas como captura incidental en la pesquería artesanal de arrastre de fondo dirigida al langostino (*Pleoticus muelleri*) en Punta del Diablo (Segura *et al.*, 2008).

Squalus acanthias, *Pseudobatos horkelii*, *Atlantoraja cyclophora*, *S. acuta*, *S. bonapartii* y *Rioraja agassizii* fueron consideradas por Forselledo y Domingo (2015) en el Plan de Acción Nacional para la Conservación en las Pesquerías Uruguayas, como especies de captura incidental y/u ocasional en las pesquerías artesanales atlánticas de enmalle y palangre de fondo. El presente trabajo suma a éstas la presencia, en enmalle y palangre de fondo, de *Myliobatis goodei* y *Zapteryx brevirostris*.

Se resaltan los registros de captura en malla 28 de al menos cinco ejemplares juveniles de *C. obscurus* a 10 mn de la costa frente a Punta del Diablo (Rocha), siendo este además el primer reporte de captura de esta especie en la pesca artesanal. En trabajos previos donde se describen las capturas artesanales de condrictios en esa zona (*e.g.* Praderi, 1985; González de Baccino, 1993), no hay mención de esta especie, ni de especies sinónimas.

También se destaca la presencia de neonatos de grandes tiburones costeros como *Notorynchus cepedianus*, *Sphyrna zygaena* (Figura 2), *Carcharias taurus* (Figura 3) y *Carcharhinus brachyurus* (Figura 4), siendo este último el primer registro en aguas uruguayas (Silveira *et al.*, 2016 b; Mas *et al.*, 2016).

El registro de un juvenil de *Alopias vulpinus* es el primer reporte de captura de esta especie en la pesca artesanal, aunque su presencia en años anteriores ha sido puntualmente verificada (Pereyra, obs. pers.; Fabiano, obs. pers.). Recientemente en diciembre de 2017, Mas (com. pers.)[1] observó un neonato y un juvenil de *A. vulpinus* en la pesca artesanal con redes de enmalle de fondo en las proximidades de la costa de Piriápolis. El género *Alopias* había sido mencionado en la pesquería artesanal de enmalle de fondo en Punta del Diablo (Rocha) por González de Baccino (1993).

Figura 2. *Sphyrna zygaena.*

[1]Federico Mas, Laboratorio de Recursos Pelágicos, DINARA.

Figura 3. *Carcharias taurus.*

Figura 4. *Carcharhinus brachyurus.*

La presencia de neonatos y juveniles de las diferentes especies de condrictios consideradas indicaría que la costa oceánica uruguaya es una posible área de parición y cría de grandes tiburones costeros. En este sentido, el seguimiento a largo plazo de estas pesquerías, así como la realización de estudios específicos sobre áreas de parición y cría, contribuirán con un mayor conocimiento para confirmar dicha hipótesis.

Para la región comprendida entre los ca. 30-40° S la taxonomía y reconocimiento dentro del género *Squatina* han sido complejos, implicando tres especies que comenzaron a ser reconocidas solo formal y parcialmente a partir de 1991 (e. g. Vooren y da Silva, 1991; Milessi *et al.*, 2001; Cousseau y Figueroa 2001; Vooren y Klippel, 2005; Vaz y de Carvalho, 2013; Faria *et al.*, 2014; Estalles *et al.*, 2016). *Squatina guggenheim* Marini, 1936 es la especie más común en plataforma interna y alcanza 92 cm de LT, mientras que *Squatina occulta* Vooren & da Silva, 1991 y *Squatina argentina* Marini, 1930 son más frecuentes en plataforma media, externa y talud, alcanzando tallas de al menos 131 y 138 cm de LT respectivamente (Vooren y Klippel, 2005). Estas tallas indican que los ejemplares considerados por los pescadores artesanales uruguayos como "angelito mozo" en contraposición a "angelito niño", corresponden a *S. occulta* o *S. argentina*, sin posibilidad de distinguirlos por su parte dada la escasa diferenciación morfológica evidente. De hecho, Praderi (1985) indica que "*Squatina argentina* es

capturada durante todo el año por pescadores de Punta del Diablo, aunque los ejemplares de mayor tamaño (llamados Mozos por los pescadores), se pescan en verano". Las longitudes proporcionadas por este autor (entre 120 y 140 cm de LT) podrían corresponder a *S. occulta* o *S. argentina*. Sin embargo, dada la distribución batimétrica reportada para esta última especie en la región (Rio Grande do Sul, 100 a 400 m de profundidad, Vooren y Klippel, 2005), consideramos más factible que se trate de *S. occulta* (Figura 5). En este sentido, nuestros registros de "angelito mozo" documentados para la plataforma interna corresponden a dicha especie, cuya distribución batimétrica en la región incluye profundidades de 10 a 350 m (Vooren y Klippel, 2005). Por la situación descrita anteriormente, es necesaria la caracterización explícita de la distribución espacial de *S. occulta* y *S. argentina* para aguas uruguayas. Esto se ve reforzado por la clasificación otorgada por la IUCN para *S. occulta* como especie en peligro de extinción (Vooren y Chiaramonte, 2007). En este sentido, los pescadores de Punta del Diablo han notado la disminución en la presencia del "angelito mozo" en las últimas décadas (Acosta com. pers.)[2].

La captura de individuos juveniles y adultos de *Mustelus fasciatus* registrada en enero de 2015 frente a Punta del Diablo (Rocha), junto con otros escasos registros de capturas de neonatos y juveniles recopilados en años anteriores entre 2005 y 2011 (datos no publicados), confirman la baja ocurrencia de esta especie para aguas uruguayas en la actualidad. Su drástica disminución en las capturas es evidente en el litoral de Rio Grande do Sul (Vooren y Klippel, 2005) y también en la costa uruguaya, si se consideran los datos publicados por de Buen (1952). Teniendo en cuenta la clasificación otorgada para esta especie según la IUCN como de "En peligro crítico" (Hozbor *et al.*, 2004), es importante continuar y aumentar los esfuerzos de muestreo en dicha zona para obtener mayor información sobre el estado actual de su población.

Figura 5. *Squatina occulta.*

[2]Robert Acosta, Pescador artesanal de Punta del Diablo, *SlowFood* Uruguay.

En relación a las capturas de osteíctios se destaca el registro de una nueva especie para aguas uruguayas y los primeros reportes de captura para 27 especies, que a pesar de estar citadas para Uruguay (e. g. Abella *et al.*, 1979; Nion *et al.*, 2016), no habían sido reportadas en trabajos anteriores como de captura frecuente o esporádica en la pesca artesanal oceánica de enmalle y palangre de fondo. Se destacan los siguientes taxa por las características discutidas:

1) *Trachinotus carolinus (Linnaeus*, 1766) (Figura 6). Corresponde al primer reporte para aguas uruguayas. Al sur de Río Grande del Sur (Brasil), esta especie ha sido reportada por Díaz de Astarloa *et al.* (2000) en la laguna de Mar Chiquita, Argentina.

2) Varias especies de la familia Carangidae, para las que se colectaron ejemplares, han sido muy escasamente registradas y reportadas en aguas uruguayas: *Chloroscombrus chrysurus*, *Caranx hippos* y *Caranx crysos* (Devincenzi, 1924; Menni *et al.* 1984 y referencias allí; Santana y Fabiano, 1999;

Figura 6. *Trachinotus carolinus.*

Figura 7. *Priacanthus arenatus.*

Fabiano *et al.*, 2014). Al tratarse de especies de aguas tropicales y subtropicales, el análisis de la ocurrencia de estas especies en un contexto oceanográfico permitirá comprender su presencia ocasional o permanente en aguas uruguayas. Lo mismo ocurre con otras dos especies: a) *Elops* sp., para la cual Machado *et al.* (2012) realizan el primer registro y el más al sur para el Atlántico Sur de una larva leptocéfala de *Elops smithi* en la Laguna de Rocha y b) *Priacanthus arenatus* (Figura 7), cuyo único reporte en aguas uruguayas fue realizado por Berg (1897) basado en un ejemplar colectado frente a las costas de Maldonado.

3) El registro de *Catathyridium garmani* capturado en aguas oceánicas frente a Punta del Diablo (Rocha) es particularmente novedoso. Esta especie es residente en la Laguna de los Patos, Río Grande del Sur (Brasil), pero su presencia en Uruguay es rara y ha sido pobremente documentada hasta el momento (Ramos, 2003; Katsuragawa *et al.*, 2006; datos no publicados).

4) La captura de un ejemplar juvenil de *Polyprion americanus* (Figura 8) en la zona de José Ignacio (Maldonado) a 1,5 mn de la costa es excepcional, en relación al conocimiento que se tiene para su distribución en aguas uruguayas observado por Barea *et al.* (2000). Asimismo, la talla del ejemplar capturado fue de 55cm de LT, i. e. superior a la talla de reclutamiento a la fase demersal determinada para este especie según Nakamura (1986) para Argentina (35–45 cm LT) y Peres (2001) para Brasil (44 cm TL, 1.5 años de edad). Este hallazgo remarca la importancia de la investigación de la ictiofauna de peces de arrecife, debido a su interés para la pesca deportiva y artesanal y la vulnerabilidad de estos recursos.

5) Los registros de *Macruronus novazelandiae*, de juveniles y adultos de *Merluccius hubbsi* y de *Genypterus blacodes* entre 1mn y 20mn de la costa, están asociados con seguridad a eventos de presencia de aguas frías en la zona, considerando su distribución batimétrica y latitudinal observada para aguas uruguayas y Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (Rey *et al.*, 1999); para aguas argentinas (Lahille, 1914; Cohen *et al.*, 1990) y para aguas brasileras (Gomes-Fisher, 2008; Carvalho-Filho *et al.*, 2011). Los registros de estas tres especies en la mencionada zona son escasos en la bibliografía nacional.

Figura 8. *Polyprion americanus.*

Figura 9. *Lagocephalus laevigatus.*

6) El registro de los Tetraodontiformes *Balistes capriscus* y *Lagocephalus laevigatus* (Figura 9) con tallas de entre 28 - 30 cm y 44 – 48 cm de LT, respectivamente, corresponden a las mayores longitudes reportadas en ejemplares en aguas uruguayas para ambas especies (ver Devincenzi, 1924; Cione *et al.*, 1999; Trinchin, 2012).

7) Referimos a *Peprilus spp*. los registros efectuados en este trabajo dada la existencia de al menos dos especies, que probablemente correspondan a *P. crenulatus* y *P. xanthurus* y que deben ser objeto de análisis futuro. Esto se evidencia en el estudio de Marceniuk *et al.* (2016) donde revisan el estatus taxonómico del género *Peprilus* para la costa atlántica de América del Sur, determinando que *Peprilus crenulatus* Cuvier, 1829 y *P. xanthurus* (Quoy & Gaimard, 1825) son las especies válidas para la zona y descartando la presencia de la única previamente considerada: *Peprilus paru* (Linnaeus, 1758).

8) La captura de un ejemplar de tamaño excepcional de *Urophycis brasiliensis* (LT= 72 cm y P = 3900 g) (Figura 10), se subraya porque supera el L∞= 71,4 calculado con la clave talla-edad por Acuña (2000) para esta especie.

La presencia de invertebrados en los desembarques es muy marginal dado que todas las especies son pescadas incidentalmente y en su mayoría descartadas al mar. Un número reducido de embarcaciones artesanales tienen permisos de pesca para la extracción de caracoles de la Familia Volutidae, *Pachycymbiola brasiliana* y *Zidona dufresnei* (Figura 11) mediante el empleo de redes de arrastre. Aun cuando sus capturas y comercialización fueron muy relevantes en años anteriores (Fabiano *et al.*, 2000), no hay en la actualidad una pesca dirigida a estas especies, siendo retenidas solamente para consumo de la tripulación o con fines ornamentales (al igual que *Adelomelon beckii*). Tienen, de la misma manera que otros moluscos gasterópodos y bivalvos costeros, considerable interés para la diversificación de la pesca artesanal (Scarabino *et al.* 2014). Como parte de la captura incidental se encuentra también al caracol asiático invasor *Rapana venosa* (Figura 12). Este es el primer reporte para la costa atlántica uruguaya, aun cuando su presencia y abundancia son crecientes en la zona (datos no publicados).

Figura 10. *Urophycis brasiliensis.*

Figura 11. *Zidona dufresnei.*

Figura 12. *Rapana venosa.*

Figura 13. *Astrangia rathbuni.*

En general, todas las especies de invertebrados registradas en este trabajo son usuales en la plataforma interna e intermedia uruguaya, aunque en algunos casos poco reportadas, como son dos especies sésiles: la ascidia colonial (*Sycozoa sigillinoides*) y el coral *Astrangia rathbuni* (Figura 13) (Scarabino, 2006 y referencias allí; Riestra *et al.*, 2006; Carranza *et al.*, 2008; datos no publicados). Asimismo, el registro de la sanguijuela marina *Stibarobdella* sp. parasitando un ejemplar de *G. galeus*, es novedoso debido a los pocos hallazgos y registros publicados para el género en aguas uruguayas y la costa sudamericana en general (Christoffersen, 2008 y referencias allí; datos no publicados).

La continuidad a largo plazo de los registros de invertebrados bentónicos en las capturas artesanales permitirá su utilización como indicadores de la fauna asociada a los fondos, y de esta manera, incrementar el conocimiento con mayor detalle y a una escala local, de los tipos de fondo existentes en el área de operación de estas pesquerías.

Conclusiones

Este trabajo contribuye con una caracterización más completa de las especies de peces e invertebrados que componen las capturas de las pesquerías artesanales con redes de enmalle y palangre de fondo en aguas costeras oceánicas de Uruguay. Al mismo tiempo, destaca el potencial que tiene el trabajo asociado a la pesca artesanal, donde la diversidad de sitios frecuentados por la flota y la variedad de artes de pesca empleados junto al conocimiento de los pescadores, permitieron el relevamiento de la riqueza de especies presentado en este trabajo. El seguimiento de estas pesquerías a largo plazo con seguridad aportará nuevos registros. Destacamos la buena disposición de los pescadores artesanales en la obtención de muestras y fotografías digitales de comunicación casi instantánea. Consideramos fundamental la integración del oficio, los saberes y las observaciones de los pescadores, con los análisis científicos. La co-construcción del conocimiento es fundamental para el ordenamiento y la gestión de la pesca artesanal en Uruguay.

Agradecimientos

A todos los patrones, marineros, armadores, personal de la descarga y camiones, fileteras, fileteros y sus familias; un gran agradecimiento por la ayuda, colaboración, intercambio y buena disposición, incluso en aquellas descargas largas, luego de muchas horas de trabajo en la mar. Gracias: "Koko" y "Kiko", Marcos Páez Silveira, Pablo Agüero, "Matute", Juan Medina, "Pancho" y Federico Pereyra, Ángel, Gastón, Fabián, Hugo, "Chiquito Cabrera", Martín Veiga, Horacio Russi, "Yara", Jhordan, Gustavo Sosa, Luis Píriz, Luis Falero, Alejandro Rodríguez, Luis, Matías y Luciano Techera, Claudia, Luis Falla Sandro, Marcelo Fernández, Jhonatan Forti, Augusto, Sandra y Alberto, Hans, Igor y Yuri Neirretter, Oscar, Diego Segueza, Tomás Fernández, Juan Espel, Washington, "Petete", Pablo Ballestero, "Carlitos", "Pancho" Perla, Daniel Bergonzi, Robert y Manuel Acosta, Pablo Acosta, Freddy Acosta, "Bala", Héctor Calimares, Mario Veiga, Joselo Pérez,…"Chopo", "Rata", Néstor, Mauricio, Andrés y familia Cuello, Martín Lobato y familia, Rafael Fontenla y familia, William Silva, Álvaro Lujambio, Fabián Lobato

Agradecemos también a nuestros compañeros de trabajo, en especial Ana Martínez, Florencia Doño, Federico Mas, Marcos Nieddu y Wilson S. Serra, por sus comentarios críticos y el apoyo en distintos aspectos relevantes a este trabajo. A Alfredo Carvalho-Filho (Fish Bizz, Brasil) por la confirmación de la identificación de *Trachinotus carolinus* y muy especialmente por la evaluación general del manuscrito. A Luis Orlando y estudiantes de Facultad de Ciencias por la colaboración en los muestreos. A la Prefectura Nacional Naval del Puerto de La Paloma por facilitar los embarques y la información de los despachos. A nuestras familias por el apoyo incondicional de siempre!

Bibliografía

ABELLA, A. 1972. Hallazgo de una nueva especie de *Carcharhinus*, en las costas de Rocha, Uruguay. Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay. Vol. 2: 102-106.

ABELLA, A., ARENA, G., NION, H. & RÍOS, C. 1979. Peces bentónicos del Rio de la Plata y de la zona común de pesca argentino-uruguaya. En: Memorias del Seminario de Ecología Bentónica y Sedimentación de la Plataforma Continental del Atlántico Sur. UNESCO, Montevideo: 291-323.

ABUD, C., DIMITRIADIS, C., LAPORTA, P. & LÁZARO, M. 2006. La franciscana *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) en la costa uruguaya: estudios regionales y perspectivas para su conservación. En: MENAFRA, R., RODRÍGUEZ-GALLEGO, L., SCARABINO, F. & CONDE, D. (Eds.). Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo: 289-296.

ACUÑA, A. 2000. Reproducción, alimentación y crecimiento de *Urophycis brasiliensis* (Kaup, 1858) (Pisces Phycidae) en la costa uruguaya. Tesis de Doctorado en Biología. Opción Zoología. Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas (PEDECIBA) Universidad de la República (Uruguay). 154 pp.

ACUÑA, A. 2001. Importancia de la pesquería artesanal y biología de la brótola (*Urophycis brasiliensis*) en costas uruguayas. Invest Mar, 29(1): 47-58. Valparaíso.

ARENA, G., GARCÍA, C. & SILVEIRA, C. 1974. La pesquería del tiburón con palangre desde el Puerto de La Paloma. CARPAS 6/74, Informe Técnico, (11): 16 pp.

BAREA, L.C., CHOCCA, J., FABIANO, G., FOTI, R., MARÍN, Y. & SANTANA, O. 2000. Análisis preliminar de la pesquería de cherna (*Polyprion americanus*, Jordan, 1885): Informe sobre las actividades realizadas a bordo del B/P " Mar Latino". En: REY, M. (Ed.). Recursos pesqueros no tradicionales: moluscos, crustáceos y peces bentónicos marinos. Proyecto PNUD URU/92/003. INAPE. Montevideo. 104 pp.

BERG, C. 1897. Contribuciones al conocimiento de los peces sudamericanos, especialmente de los de la República Argentina. An Mus Nac, B. Aires, 5: 263-302.

CABANNE, C., NORBIS, W. & VEROCAI, J. 2003. Análisis de la pesquería artesanal en las costas atlánticas del Uruguay (Período 1992-1993). II Jornadas de Conservación y Uso Sustentable de la Fauna Marina (Montevideo, Uruguay, 1 -3 de Octubre de 2003), Libro de Resúmenes: 33.

CARRERA, R. 1991. Los tiburones del Uruguay (Reconocimientos y aspectos biológicos). Intendencia Municipal de Montevideo-Museo Dámaso Antonio Larrañaga, Serie de Divulgación (3). 103 pp.

CARRANZA, A., SCARABINO, F. & ORTEGA, L. 2008. Distribution of large benthic gastropods in the Uruguayan continental shelf and the Río de la Plata estuary. J Coastal Resej, 24(1A):161-168.

CARVALHO-FILHO, A., MARCOVALDI, G., SAMPAIO, C.L.S. & PAIVA, M.I.G. 2011. First report of *Macruronus novaezelandiae* (Gadiformes: Merluccidae: Macruroninae) from Atlantic tropical waters. Mar Biodivers Rec, (4): e49.

CASTRO, J.I. 1993. The shark nursery of Bulls Bay, South Carolina, with a review of the shark nurseries of the southeastern coast of the United States. Environ Biol Fishes, 38: 37-48.

CHRISTOFFERSEN, M.L. 2008. A Catalogue of the Piscicolidae, Ozobranchidae, and Arhynchobdellida (Annelida, Clitellata, Hirudinea) from South America. Neotrop Biol Conserv, 3(1): 39-48.

CIONE, A.L., CASCIOTTA, J.R., DÍAZ DE ASTARLOA, J.M. & FIGUEROA, D. 1999. Southernmost occurence of the rabbit fish *Lagocephalus laevigatus* (Teleostei: Tetraodontidae) in the Atlantic coast of Argentina. Biogeographica, 75 (1): 31-34.

COHEN, D.M., INADA, T., IWAMOTO, T. & SCIALABBA, N. 1990. FAO species catalogue. Vol. 10. Gadiform fishes of the world (Order Gadiformes). An annotated and illustrated catalogue of cods, hakes, grenadiers and other gadiform fishes known to date. FAO Fisheries Synopsis. No. 125, Vol. 10. Rome, FAO. 442 pp.

COLONELLO, J.H., CHRISTIANSEN, H.E. & MACCHI, G.J. 2007. Escala de madurez sexual para peces cartilaginosos de la Plataforma Continental Argentina. Inf. Tec. Of. INIDEP N° 74/2007, 15 pp.

COUSSEAU, M.B. & FIGUEROA, D.E. 2001. Las especies del género *Squatina* en aguas de Argentina (Pisces: Elasmobranchii: Squatinidae). Biota Neotrop, 47: 85-86.

DEVINCENZI, G.J. 1924. Peces del Uruguay. II. Nuestra fauna ictiológica según nuestras colecciones (Continuación). Anales del Museo de Historia Natural de Montevideo, Serie 2, 1 (5): 139-293, lám. 13-24.

DE BUEN, F. 1950. Contribuciones a la ictiología II. El tiburón vitamínico de la costa uruguaya, *Galeorhinus vitaminicus* nov. sp., y algunas consideraciones generales sobre su biología. Publicaciones Científicas SOYP, 4: 153-162.

DE BUEN, F. 1952. El tiburón vitamínico. Revista de la Facultad de Humanidades y Ciencias, 7: 87-116.

DEFEO, O., HORTA, S., CARRANZA, A., LERCARI, D., DE ÁLAVA, A., GÓMEZ, J., MARTÍNEZ, G., LOZOYA, J.P. & CELENTANO, E. 2009. Hacia un Manejo Ecosistémico de Pesquerías. Áreas Marinas Protegidas en Uruguay. Facultad de Ciencias-DINARA, Montevideo, 122 pp.

DEFEO, O., PUIG, P., HORTA, S. & DE ALAVA, A. 2011. Coastal Fisheries of Uruguay. En: SALAS, S., CHUENPAGDEE, R., CHARLES, A. & SEIJO, J.C. (Eds.). Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 544. Rome, FAO. 2011. 430 pp.

DELFINO, E., FABIANO, G. & SANTANA, O. 2006. La pesca artesanal en La Paloma (Rocha, Uruguay): período 1999-2001. En: MENAFRA, R., RODRÍGUEZ-GALLEGO, L., SCARABINO, F. & CONDE, D. (Eds.) Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo: 567- 576.

DÍAZ DE ASTARLOA, J.M., FIGUEROA, D.E., COUSSEAU, M.B. & BARRAGÁN, M. 2000. Occurrence of *Trachinotus carolinus* (Carangidae) in Laguna Costera Mar Chiquita, with comments on other occasionally recorderd fishes in Argentinian waters. Bull. Mar. Sci, 66(2): 399–403.

DOÑO, F. 2008. Identificación y caracterización de áreas de cría del tiburón martillo (*Sphyrna spp*.) en las costas del Uruguay. Tesis de Grado, Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias. 34 pp.

ESCHMEYER, W.N. & FONG, J.D. Species by Family/Subfamily. (http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp). [Consulta: 3 marzo 2018].

ESTALLES, M.L., CHIARAMONTE, G.E., FARIA, V.V., LUZZATTO, D.C. & DÍAZ DE ASTARLOA, J.M. 2016. The southernmost range limit for the hidden angel shark *Squatina occulta*. Mar Biodivers Rec, (9): 58.

FABIANO, G., RIESTRA, G., SANTANA, O., DELFINO, E. & FOTI, R. 2000. Consideraciones sobre la pesquería del caracol fino *Zidona dufresnei* (Mollusca, Gastropoda) en el Uruguay: Período 1996-1998. En: REY, M. (Ed). Recursos pesqueros no tradicionales: moluscos bentónicos marinos. Proyecto URU/92/003. INAPEPNUD, Montevideo: 114-142.

FABIANO, G., LAPORTA, M., SILVEIRA, S. & SANTANA, O. 2014. Catálogo de especies capturadas en la pesca de camarón, Laguna de Rocha: Zafra 2014. Montevideo: MGAP -DINARA – Unidad de Gestión Pesquera Atlántica, 34 pp.

FARIA, V.V., CHIARAMONTE, G.E. & VAN OIJEN, M.J P. 2014. Publication date and author spelling for the hidden angel shark *Squatina* occulta. J Fish Biol, 84: 1185-1187.

FRANCO-TRECU, V., COSTA, P., ABUD, C., DIMITRIADIS, C., LAPORTA, P., PASSADORE, C. & SZEPHEGYI, M. 2009. *Bycatch* of Franciscana *Pontoporia blainvillei* in Uruguayan artisanal gillnet fisheries: an evaluation after a twelve-year gap in data collection. Lat Am J Aquat Mamm, v. 7 (1-2): 11-22.

FORSELLEDO, R. & DOMINGO, A. 2015. Plan de Acción Nacional para la Conservación de Condrictios en las Pesquerías Uruguayas, 2015. En: DOMINGO, A., FORSELLEDO, R. & JIMÉNEZ, S. (Eds.) Revisión de Planes de Acción Nacional para la Conservación de Aves Marinas y Condrictios en las Pesquerías Uruguayas. MGAP-DINARA, Montevideo: 81 – 152.

GOMES-FISCHER, L. 2008. Caracterização da estrutura da comunidade nectónica demersal da plataforma externa e talude superior da região Sul do Brasil (28°S-34°S). Tese de Mestrado, Programa de Pósgraduação em Oceanografia Biológica da Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 138 pp.

GONZÁLEZ DE BACCINO, R. 1993. La vida al borde del mar. Editorial Fin de Siglo, Montevideo. 134 pp.

HARRIS, A.N. & POINER, I.R. 1991. Changes in species composition of demersal fish fauna of Southeast Gulf of Carpentaria, Australia, after 20 years of fishing. Mar Biol, 111: 503-519.

HORTA, S. & DEFEO, O. 2012. The spatial dynamics of the whitemouth croaker artisanal fishery in Uruguay and interdependencies with the industrial fleet. Fish. Res, 125–126: 121–128.

HOZBOR, N., VOOREN, C.M. & LAMÓNACA, A.F. 2004. *Mustelus fasciatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T44581A10908329. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T44581A10908329.en.> [Consulta: 3 marzo 2018].

KATSURAGAWA, M., MUELBERT, J.H. & DIAS, J.F.O. 2006. Ictioplâncton na região entre o Cabo de São Tomé (Rj) e o Chuí (Rs). En: ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L. & MADUREIRA, L.S. (Eds.). O ambiente oceanográfico da Plataforma Continental e do Talude na Região sudeste-sul do Brasil. São Paulo: 359-446.

LAHILLE, F. 1914. Sobre dos peces macrúridos de las costas de la provincia de Buenos Aires. An. Mus. Nac. B. Aires, 26: 21-29.

LAPORTA, M., MILLER, P., RÍOS, M., LEZAMA, C., BAUZÁ, A., AISENBERG, A., PASTORINO, V. & FALLABRINO, A. 2006. Conservación y manejo de tortugas marinas en la costa uruguaya. En MENAFRA, R., RODRÍGUEZ-GALLEGO, L., SCARABINO, F. & CONDE, D. (Eds.). Bases para la conservación y manejo de la costa Uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo: 259-277.

LAPORTA M., SILVEIRA S., PEREYRA M.I., FABIANO, G., SANTANA, O. & MARTÍNEZ, A. 2016. Programa de seguimiento de la pesca artesanal oceánica: una herramienta más para mejorar la gestión pesquera. III Jornadas Interdisciplinarias en Biodiversidad y Ecología, CURE-UDELAR, Sede Rocha. Sesión de Trabajo Nº 8: La Pesca de todos: abordajes transdisciplinarios para mejorar la gestión pesquera. Rocha, Uruguay. Resúmenes: 94.

LEZAMA, C., MILLER, P. & FALLABRINO, A. 2004. Incidental capture of sea turtles by the artisanal fishery in Uruguay. In: Abstracts of the Fourth World Fisheries Congress. May, 2-6, 2004. Vancouver, British Columbia, Canada: 61.

LEZAMA, C., ESTRADES, A., RIVAS, F., VIERA, N. & FALLABRINO, A. 2013. Green turtle interactions with coastal gillnet fishery of the Rio de la Plata estuary, Uruguay. En: TUCKER, T., BELSKIS, L., PANAGOPOULOU, A., REES, A., FRICK, M., WILLIAMS, K., LEROUX, R. & STEWART, K. (Eds.). Proceedings of the Thirty-Third Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NOAA NMFS-SEFSC-645: 263.

LIGRONE, A. 2011. Estrategias de pesca y relación captura-esfuerzo en las pesquerías artesanales de la costa atlántica uruguaya. Tesis de Grado, Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias. 37 pp.

LIGRONE, A., FRANCO-TRECU, V., PASSADORE, C., SZEPHEGYI, M.N. & CARRANZA, A. 2014. Fishing strategies and spatial dynamics of artisanal fisheries in the Uruguayan Atlantic coast. Lat Am J Aquat Res, 42(5): 1126-1135.

MACHADO, I., VERA, M., CALLIARI, D. & RODRIGUEZ-GRAÑA, L. 2012. First record of an *Elops smithi* (Pisces: Elopidae) larva in a South American subtropical-temperate estuary. Mar Biodivers Rec, (5): 1-5.

MARCENIUK, A.P., CAIRES, R., SICCHA-RAMIREZ, R. & OLIVEIRA, C. 2016. Review of the harvestfishes, genus *Peprilus* (Perciformes: Stromateidae), of the Atlantic coast of South America. Zootaxa 4098 (2): 311–332.

MARÍN, Y. & PUIG, P. 1987. La pesquería de tiburones con palangre desde el puerto de La Paloma. Frente Marítimo, 3: 117-123.

MAS, F., FORSELLEDO, R., SILVEIRA, S., LAPORTA, M., PEREYRA, I. & DOMINGO, A. 2016. Distribución, estructura poblacional y aspectos reproductivos del tiburón cabeza chata *Carcharhinus brachyurus* (Clase: Chondrichthyes) en el atlántico sudoccidental. IV Congreso Uruguayo de Zoología "184 años de Darwin en Maldonado". 4 al 9 de diciembre de 2016, Centro Universitario Regional del Este, Sede Maldonado, Universidad de la República. Maldonado – Uruguay: Resúmenes: 56.

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. 96 pp.

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1985. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. 105 pp.

MENNI, R.C., RINGUELET, R.A. & ARAMBURU, R.H. 1984. Peces marinos de la Argentina y Uruguay. Reseña histórica, Clave de familias, géneros y especies. Catálogo crítico. Ed. Hemisferio Sur, Buenos Aires, 359 pp.

MILESSI, A., VÖGLER, R. & BAZZINO, G. 2001. Identificación de tres especies del genéro *Squatina* (Elasmobranchii, Squatinidae) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU). Gayana. 65(2): 167-172.

MILITELLI, M.I. & RODRIGUES, K.A. 2011. Talla de primera madurez de las principales especies de peces óseos costeros bonaerenses. Inf. Tec. Of. INIDEP Nº 10/2011, 16 pp.

NAKAMURA, I. 1986. Important Fishes Trawled off Patagonia, Japan Marine Fishery Resource Research Center, Tokyo. 369 pp.

NELSON, J.S., GRANDE, T.C. & WILSON, M.V.H. 2016. Fishes of the world. Fifth edition. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons. 707 pp.

NIÓN, H. 1999. La pesquería de tiburones en el Uruguay, con especial referencia al cazón (*Galeorhinus galeus* Linnnaeus, 1758). En: SHOTTON, R. (Ed.) Case studies of the management of elasmobranch fisheries. FAO Fisheries Technical Paper 378/1: 218-267.

NION, H., RÍOS, C. & MENESES, P. 2016. Peces del Uruguay. Segunda Edición corregida y ampliada. DINARA, Uruguay. 174 pp.

NORBIS, W., PAESCH, L. & GALLI, O. 2006. Los recursos pesqueros de la costa de Uruguay: ambiente, biología y gestión. En: MENAFRA, R., RODRÍGUEZ-GALLEGO, L., SCARABINO, F. & CONDE, D. (Eds.). Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo: 197-217.

ORLANDO, L., PEREYRA, I., SILVEIRA, S., PAESCH, L., ODDONE, C. & NORBIS, W. 2015. Determination of limited histotrophy as the reproductive mode in *Mustelus schmitti* Springer, 1939 (Chondrichthyes: Triakidae): analysis of intrauterine growth of embryos. Neotrop. Ichthyol, 13(4): 699-706.

PAESCH, L. & DOMINGO, A. 2003. La pesca de condrictios en el Uruguay. Frente Marítimo 19: 207–216.

PERES, M.B. 2001. Dinâmica populacional e pesca do cherne-poveiro *Polyprion americanus* (Bloch e Schneider, 1801)(Teleostei: Polyprionidae) no sul do Brasil. Tese de Doutorado, Fundacao Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, Brasil. 151 pp.

PEREYRA, S., GARCIA, G., MILLER, P., OVIEDO, S. & DOMINGO, A. 2010. Low genetic diversity and population structure of the Narrownose shark (*Mustelus schmitti*). Fish. Res, 106: 468–473.

PEREYRA, M.I. 2011. Variación espacio-temporal de la estructura de la población del gatuzo *Mustelus schmitti* Springer, 1939 (Chondrichthyes, Elasmobranchii, Triakidae) capturada por la pesca artesanal e industrial en el sector norte de la plataforma continental uruguaya. Tesis de Grado, Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias. 50 pp.

PEREYRA, M.I., SEGURA, A., TRINCHIN, R., RABELLINO, J., SCARABINO, F., CARRANZA, A. & ODDONE, M. C. 2012. Estructura poblacional y variación estacional de rayas del género *Sympterygia* (Chondrichthyes, Elasmobranchii, Rajoidei) en el Área Marina Protegida de Cerro Verde e Islas de La Coronilla, Rocha, Uruguay. II Congreso Uruguayo de Zoología. 9 – 14 de diciembre del 2012. Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay. Resúmenes: 208.

PIN, O., ARENA, G., CHIESA, E. & PUIG, P. 2006. Abundancia, capturas y medidas de manejo del recurso corvina (*Micropogonias furnieri*) en el Río de la Plata y zona común de pesca Argentino-Uruguaya (1975-2003). En: MENAFRA, R., RODRÍGUEZ-GALLEGO, L., SCARABINO, F. & CONDE, D. (Eds.). Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo: 225-232.

PONS, M., LORENZO, M.I. & DOMINGO, A. 2015. Descripción de las Pesquerías Uruguayas y Evolución de las Capturas de Condrictios. En: DOMINGO, A., FORSELLEDO, R., JIMÉNEZ, S. (Eds.) Revisión de Planes de Acción Nacional para la Conservación de Aves Marinas y Condrictios en las Pesquerías Uruguayas. MGAP-DINARA, Montevideo: 155 – 173.

PRADERI, R. 1984. Mortalidad de franciscana, *Pontoporia blainvillei*, en pesquerías artesanales de tiburón de la costa atlántica uruguaya. Rev Mus Arg Cs Nat Zool, 13 (27): 259-272.

PRADERI, R. 1985. Relaciones entre *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea) y tiburones (Selachii) de aguas uruguayas. Com. Zool. Mus. Hist. Nat. Montevideo, XI (151): 1-19.

PUIG, P. 1987. Contribución al conocimiento del gatuso *Mustelus schmitti* (Springer, 1940). Tesis de Grado, Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias. 36 pp.

PUIG, P., GRUNWALDT, P. & GONZÁLEZ, S. 2010. Pesquería artesanal de corvina en Uruguay. Frente Marítimo, 21:23-35.

RAMOS, R.T.C. 2003. Family Achiridae. En: REIS, R.E., KULLANDER, S.O. & FERRARIS, JRC. J. (Eds.). Checklist of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs, Porto Alegre: 606-669.

REY, M., ARENA, G. & AMESTOY, F. 1999. Antecedentes de la pesquería de merluza (*Merluccius hubbsi*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. En: REY, M. & ARENA, G. (Eds.) Merluza (*Merluccius hubbsi*) Estudios realizados dentro de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya en el marco del Plan de Investigación Pesquera Proyecto URU/92/003. 211 pp.

RIESTRA, G., LOZOYA, J.P., FABIANO, G., SANTANA, O. & CARRIZO, D. 2006. Benthic macroinvertebrate *bycatch* in the snail Zidona dufresnei (Donovan) fishery from the Uruguayan continental shelf. PanamJAS, 1: 104-113.

SANTANA, O. &FABIANO, G. 1991. Una nueva industria pesquera artesanal en La Paloma: caracol negro (*Adelomelon brasiliana*). Revista de Rocha 1(2): 24-27.

SANTANA, O. & FABIANO, G. 1999. Medidas y mecanismos de administración de los recursos de las lagunas costeras del litoral atlántico del Uruguay (Lagunas José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos). En: REY, M., AMESTOY, F. & ARENA, G. (Eds.) INAPE-PNUD URU 92/003. Montevideo, 165 pp.

SCARABINO, F. 2006. Faunística y taxonomía de invertebrados bentónicos marinos y estuarinos de la costa uruguaya. En: MENAFRA, R., RODRÍGUEZ-GALLEGO, L., SCARABINO, F. & CONDE, D. (Eds.). Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo: 113-142.

SCARABINO, F., ZAFFARONI, J.C., CARRANZA, A., CLAVIJO, C. & NIN, M. 2006. Gasterópodos marinos y estuarinos de la costa uruguaya: faunística, distribución, taxonomía y conservación. En: MENAFRA, R., RODRÍGUEZ-GALLEGO, L., SCARABINO, F. & CONDE, D. (Eds.). Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo: 143–155.

SCARABINO, F., MARTÍNEZ, G., SEGURA, A., FABIANO, G., MARTÍNEZ, A., ORTEGA, L., HORTA, S., PUERTO, L. DEL, CAPDEPONT, I., GIANOTTI, C., ARISMENDI, E., CARRANZA, A., BIGATTI, G., SCHWINDT, E., MASELLO, A., GIANELLI, I., DE LA ROSA, A., LAPORTA, M., SILVEIRA, S., SANTANA, O., GARCÍA-RODRÍGUEZ, F., DEFEO, O., ORENSANZ, L. & SCARABINO, V. 2014. Moluscos marinos y estuarinos de la costa atlántica uruguaya: relevancia, usos y amenazas. II Jornadas Interdisciplinarias en Biodiversidad y Ecología, Centro Universitario de la Región Este, Rocha, Uruguay (3-5 de diciembre 2014). Resúmenes: 38-39.

SEGURA, A. 2006. Aspectos biológicos y pesqueros del langostino *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Decapoda: Solenoceridae) en Punta del Diablo, Uruguay. Tesis de Grado, Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias. 50 pp.

SEGURA, A.M., DELGADO, E.A. &CARRANZA, A. 2008. La pesquería del langostino en Punta del Diablo (Uruguay): un primer acercamiento. PanamJAS, 3(3): 232-236.

SEGURA, A.M. & MILESSI, A.C. 2009. Biological and reproductive characteristics of the Patagonian smoothhound *Mustelus schmitti* (Chondrichthyes, Triakidae) as documented from an artisanal fishery in Uruguay. J Appl Ichthyol, 25 (1): 78–82.

SEGURA, A.M., DELGADO, E. 2012. Size at sexual maturity and growth of the red shrimp *Pleoticus muelleri* (Decapoda: Penaeoidea) captured artisanally in the Atlantic coast of Uruguay. PanamJAS, v.: 7 3: 125 – 134.

SILVEIRA, S. & FABIANO, G. 2010. Informe sobre la operatoria de la pesca artesanal en el puerto de La Paloma. Desarrollo de pesquerías en pequeña escala. Proyecto UTF/URU/025/URU5. 12 pp.

SILVEIRA, S., BARRIOS, C., SANTANA, O. & FABIANO, G. 2014. Pesca artesanal en la costa atlántica uruguaya: peces. Unidad de Gestión Pesquera Atlántica (UGEPA, DINARA, MGAP). Informe DINARA. 23 pp.

SILVEIRA, S., FABIANO, G. & LAPORTA, M. 2016 (a). Variación anual y espacial de las capturas pesqueras artesanales en la costa atlántica de Uruguay. Frente Marítimo, 24: 105-122.

SILVEIRA, S., LAPORTA, M., PEREYRA, M.I., FABIANO, G., MAS, F. &DOÑO, F. 2016 (b). Condrictios capturados en la pesca artesanal atlántica del Puerto de La Paloma (34°39'S-54°08'W), Rocha, Uruguay (2014-2016). IV Congreso Uruguayo de Zoología "184 años de Darwin en Maldonado". 4 al 9 de diciembre de 2016, Centro Universitario Regional del Este, Sede Maldonado, Universidad de la República. Maldonado – Uruguay. Resúmenes: 153.

SZTEREN, D. 2006. Predation of *Otaria flavescens* over artisanal fisheries in Uruguay: opportunism or prey selectivity? Lat Am J Aquat Mamm, (5) 1: 29 – 38.

SZTEREN, D. & LEZAMA, C. 2006. Interacciones entre lobos marinos y pesca artesanal en la costa de Uruguay. En: MENAFRA, R., RODRÍGUEZ-GALLEGO, L., SCARABINO, F. & CONDE, D. (Eds.). Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo: 321 – 328.

TRINCHIN, R. 2012. Diversidad y dinámica de peces en la zona de Punta del Diablo, Cerro Verde e Islas de la Coronilla (Rocha, Uruguay). Tesis de Grado, Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias. 42 pp.

VAZ, D.F.B. & DE CARVALHO, M.R. 2013. Morphological and taxonomic revision of species of *Squatina* from the Southwestern Atlantic Ocean (Chondrichthyes: Squatiniformes: Squatinidae). Zootaxa 3695 (1): 001–081.

VOOREN, C.M. & DA SILVA, K. G.1991. On the taxonomy of the angel sharks from southern Brazil, with the description of *Squatina occulta* sp. n. Rev Bras Biol 51(3): 589-602.

VOOREN, C.M. & KLIPPEL, S. 2005. Biologia e status de conservação dos cações-anjo *Squatina guggenheim*, *S. occulta* e *S. argentina*. En: VOOREN, C.M. & KLIPPEL, S. (Eds.). Ações para a Conservação de Tubarões e Raias no Sul do Brasil, Porto Alegre, Igarép.: 57–82.

VOOREN, C.M. & CHIARAMONTE, G.E. 2007. *Squatina occulta*. The IUCN Red List of Threatened Species 2007: e.T39331A10202712. [Consulta: 3 marzo 2018].

Relación entre la distribución espacial del surel (*Trachurus lathami*) y variables ambientales en el ecosistema costero (34°- 41ºS) en primavera

Paula Orlando[1], Manuela Mendiolar[1] y Claudio C. Buratti[1,2]

[1] *Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo N° 1 Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, ARGENTINA.*
porlando@inidep.edu.ar, mmendiolar@inidep.edu.ar
[2] *Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (UNMdP).*

RESUMEN: El surel (*Trachurus lathami*) es una especie bento-pelágica que habita a una profundidad menor a 100 m y que se distribuye en el dominio nerítico, desde Maine, en Estados Unidos (43°N), hasta los 47°S en Argentina, incluyendo el mar Caribe y el golfo de México. En primavera-verano los ejemplares adultos se aproximan al sector costero para reproducirse, mientras que en otoño-invierno se hallan principalmente a mayores profundidades. En cambio, los juveniles están presentes todo el año en el área costera. El objetivo del presente trabajo fue relacionar la abundancia del surel con las variables: profundidad, temperatura y salinidad de fondo. Los GAMs (Generalized Additive Models) permiten modelizar eventuales relaciones no-lineales entre la variable respuesta y las posibles covariables. Para analizar la variación en la abundancia de surel se desarrollaron y ajustaron dos modelos GAMs: uno para modelar la relación entre la respuesta binomial de Presencia - Ausencia y otro para los valores positivos de CPUE (kg h-1), ambos utilizando las mismas variables como explicativas. Los datos analizados provienen de campañas de investigación efectuadas por el INIDEP en el sector costero entre los 34º y 41ºS, durante la primavera de los años 1998, 1999, 2003 y 2005. Los resultados permiten evidenciar que la distribución espacial de la especie podría estar relacionada con la temperatura y no así con la salinidad y la profundidad.
Palabras clave: surel, *Trachurus lathami*, variables ambientales, abundancia.

SUMMARY: Relationship between the spatial distribution of the surel (*Trachurus lathami*) and environmental variables in the coastal ecosystem (34 ° - 41ºS) in spring.- The rough scad (*Trachurus lathami*) is a bento-pelagic species that lives at the depths less than 100 meters and is distributed in the neritic domain, from Maine, in the United States (43°N), to 47°S in Argentina, including the Caribbean Sea and the Gulf of Mexico. During spring and summer the adult specimens approach the coastal sector to reproduce, while in autumn and winter they are mainly at greater depth. Juvenile are present all year round in the coastal area of Mar del Plata. The aim of this work was to relate the abundance of the rough scad with the variables: depth, temperature and salinity. The GAMs (Generalized Additive Models) allow to model possible non-linear relationships between the response variable and possible covariables of interest. To analyze the variation in the abundance of rough scad, two GAMs were developed and adjusted: one to model the relationship between the binomial response of Presence - Absence and another for

the positive values of CPUE (kg h-1), both using the same variables as explanatory. The analyzed data come from research surveys carried out by INIDEP in the coastal sector between 34º and 41ºS, during the spring of 1998, 1999, 2003 and 2005.

The results show that the spatial distribution of the species could be related to temperature and not to salinity and depth.

Key words: rough scad, *Trachurus lathami*, environmental features, abundance.

Introducción

El surel *Trachurus lathami* Nichols 1920 (Carangidae), está presente en las aguas atlánticas desde el Golfo de Maine, en los Estados Unidos (43°N) hasta los 47°S en Argentina, incluyendo el mar Caribe y el golfo de México (Berry y Cohen, 1974). Se trata de un pez bento-pelágico que se distribuye principalmente entre los 50 y 100 metros (Cousseau y Perrota, 2013). Es una especie eurihalina capaz de vivir tanto en las aguas de alta salinidad como la zona de "El Rincón" (34‰ de salinidad), como en las aguas estuariales del Río de la Plata (0 a 33 ‰ de salinidad). Frente a la provincia de Buenos Aires los adultos efectúan desplazamientos entre la costa y aguas más profundas, aproximándose a aguas someras para reproducirse principalmente entre diciembre y febrero (Cousseau, 1967; Forciniti *et al.,* 1988). Luego de la puesta los adultos se alimentan intensamente a expensas de una gran abundancia de organismos del zooplancton (Cousseau, 1967). Esta acentuada actividad trófica tiene por objeto recuperar la energía consumida durante la reproducción y acumular sustancias de reserva que serán de utilidad durante el periodo invernal (Temperoni *et al.*, 2017).

El surel comparte el área de alimentación con dos especies pelágicas de relevancia comercial, la anchoíta (*Engraulis anchoita*) y la caballa (*Scomber colias*). Es capturada por tres tipos de flotas (embarcaciones de rada o ría, costeras y de altura), siendo la primera la que captura la mayor proporción. Esta flota lo pesca principalmente durante primavera cuando operan sobre anchoíta y caballa. No existe sobre el surel más que alguna actividad comercial de pequeña escala, principalmente en Brasil y Venezuela (Agreda, 2000, Ruas y Vaz-dos-Santos, 2017). En Argentina, si bien los especímenes de esta especie son descartados cuando es capturado en cantidades importantes, pueden ser desembarcados si se encuentran mezclados en bajas proporciones con los especímenes de las especies objetivo (Hansen *et al.*, 2004).

La interacción entre los factores ambientales y la dinámica espacio-temporal de los organismos vivos es un aspecto importante en ecología (Su *et al.*, 2004).

Desde mediados de los '90, las capturas de surel en campañas de investigación efectuadas en el ecosistema argentino-uruguayo han aumentado (Ruarte, 2011; Lagos, 2012; Buratti, 2014). Debido a esto, el interés por estudiar la especie y su relación con el ambiente ha aumentado. Con el objetivo de analizar la presencia y abundancia de surel en relación con variables ambientales, se analizaron los datos colectados en campañas costeras que cubrieran el ecosistema costero entre 34° S y 41° S, es decir, los cruceros de los años 1998, 1999, 2003, 2005. Si bien en 2011, 2012 y 2013 se realizaron campañas de investigación en el mencionado ecosistema no fueron incluidas en este análisis debido a que no cubrieron la misma área y por lo tanto no son comparables.

Se plantearon dos objetivos: el primero fue estimar un índice de biomasa de *T. lathami* por el método de área barrida con el fin de detectar posibles cambios temporales y el segundo analizar si la distribución espacial de la abundancia está relacionada con las variables: profundidad, temperatura y salinidad de fondo.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La región comprendida entre los 34° y 41°S se caracteriza por la presencia de cuatro regímenes oceanográficos permanentes: 1) Régimen de alta salinidad del Golfo San Matías / El Rincón; 2) Régimen estuarino de El Rincón, con mínimo de salinidad; 3) Régimen de plataforma continental y 4) Régimen de baja salinidad del Río de la Plata (Lucas *et al.*, 2005). Como cita Barretto (2007), estos regímenes presentan diferencias estacionales en su distribución geográfica e intensidad debido a forzantes como campos de viento, descargas continentales, fuerza de Coriolis y balance entre evaporación y precipitaciones (Guerrero *et al.*, 1997; Lucas *et al.*, 2005). Durante la primavera y el verano se desarrolla a lo largo de la isobata de 50 m un frente térmico de fondo que separa aguas costeras de aguas de plataforma (Carreto *et al.*, 1995; Lucas *et al.*, 2005).

Análisis de datos

Los datos de Presencia - Ausencia, abundancia de surel (kg h-1) y los datos oceanográficos entre 34º S y 41º S (Figura 1), se registraron durante los cruceros de evaluación de especies costeras realizados por el Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). Las campañas se realizaron con el buque de investigación "Dr. Eduardo L. Holmberg" los años 1998, 1999, 2003 y 2005.

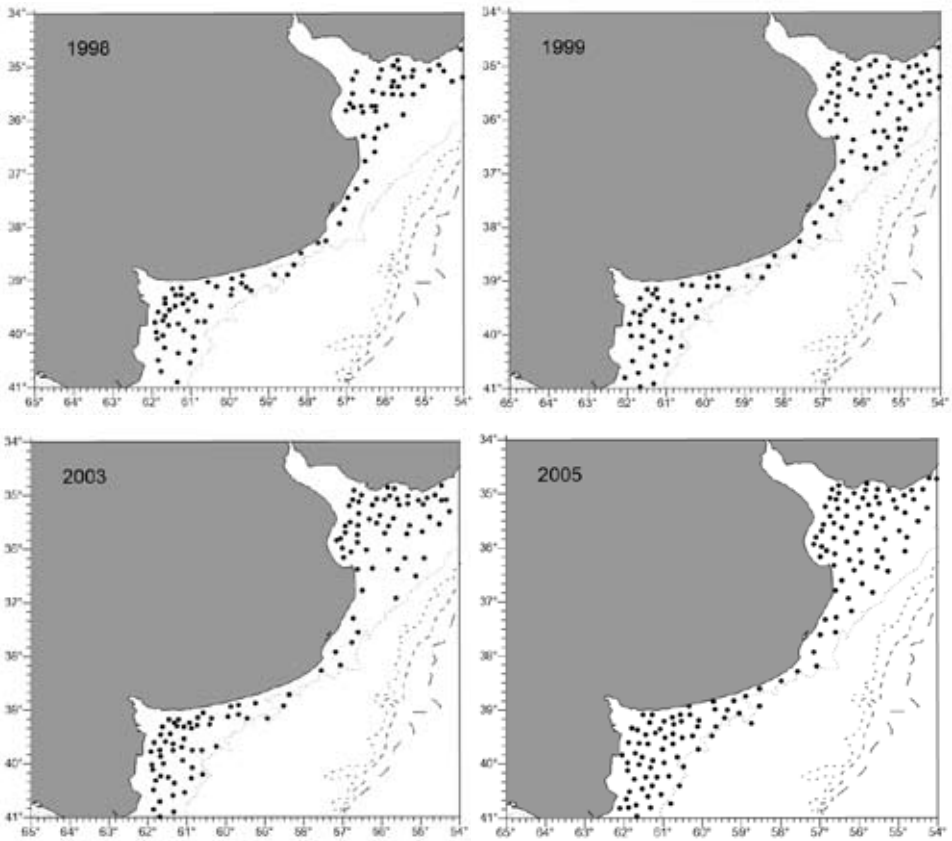


Figura 1. Posición de los lances de pesca realizados en las campañas costeras en los años 1998, 1999, 2003 y 2005.

Los ejemplares de *Trachurus lathami* fueron colectados con una red de arrastre de fondo Engel de 35,5 m de relinga superior y 50 m de relinga inferior, portones polivalentes de 1.200 kg, luz de malla en el copo de 100 mm y forro interno de 24 mm de luz de malla.

El surel siempre se capturó como fauna acompañante de las especies objetivo de las campañas (Tabla 1). Se denominó lance positivo a aquel que contó con ejemplares de la especie en estudio. La abundancia puntual se calculó en kg h-1.

Tabla 1. Resumen de las campañas de investigación, indicando año de realización, número de estaciones de muestreo totales, número de lances positivos y proporción de lances positivos.

Año	Campaña	Lances totales	Lances positivos	Proporción de lances positivos
1998	EH-10/98	109	48	44%
1999	EH-09/99	141	60	43%
2003	EH-06/03	152	63	41%
2005	EH-08/05	181	109	60%

Las mediciones de temperatura (ºC), salinidad (‰) y profundidad (metros) fueron registradas por un CTD. Se realizaron 108, 141, 152 y 181 estaciones oceanográficas en las distintas campañas estudiadas. Los datos oceanográficos fueron proporcionados por el Gabinete de Oceanografía del INIDEP a partir de la Base Regional de Datos Oceanográficos (BaRDO - INIDEP).

Estimación del índice de biomasa por el método de área barrida

Para el cálculo de la biomasa se estimó en primer lugar el área barrida por la red, la cual según Sparre & Venema (1995) está dada por:

$$a = V * t * dal \qquad (1)$$

donde:

V es la velocidad de desplazamiento de la red sobre el fondo;

t es el tiempo de duración del arrastre;

dal es la distancia entre las alas, siendo $dal = rs * x_2$; donde x_2 es la proporción de la relinga superior que determina el ancho del sector barrido por red y rs es la parte de la relinga superior que equivale al ancho del sector barrido por la red de arrastre.

A partir de las posiciones de inicio y fin del lance se calculó la distancia cubierta en millas náuticas (mn):

$$D = 60 * \sqrt{(Lat_1 - Lat_2)^2 + Lon_1 - Lon_2)^2 * cos^2\,(0{,}5 * (Lat_1 - Lat_2))} \quad (2)$$

donde:

Lat_1 es la latitud del inicio del lance (grados);

Lat_2 es la latitud del término del lance (grados);

Lon_1 es la longitud del inicio del lance (grados);

Lon_2 es la longitud del término del lance (grados).

El dato básico para la estimación de la biomasa por el método de área barrida es la densidad de los peces que se obtiene en cada lance de pesca. Los lances constituyen por lo tanto muestras de la abundancia en peso por unidad de área, que se estimó como:

$$d_i = (C_i/a_i)/X_i \quad (3)$$

siendo:

d_i es la densidad;

C_i es la captura obtenida;

a_i es el área barrida;

X_i es la fracción capturada de los peces presentes en el sector barrido; el subíndice indica el lance i-ésimo.

Entonces llamando al área total de estudio donde se realizaron i = 1, 2,…, I lances. En cada uno de ellos se estimó un valor de densidad d_i. Así la biomasa total (B_t) se efectuó computando:

$$B_t = A * \overline{d_t} = A\,\frac{1}{I} * \Sigma_{i=1}^{I} d_i \quad (4)$$

Análisis estadístico y modelado

Un GAM es un modelo de regresión no paramétrico con supuestos menos estrictos que el modelo de regresión lineal. Los GAMs (*Generalized Additive Models*) permiten modelizar las eventuales relaciones no-lineales entre la variable respuesta y las posibles covariables. Estos modeles fueron introducidos por Hastie y Tibshirani (1990) y se aplicaron por primera vez en pesquería en la década de los 90 (Swartzman *et al.*, 1992).

Para modelizar la variación en la abundancia de *Trachurus lathami* se desarrollaron y ajustaron GAMs empleando la librería *mgcv* del programa de distribución libre R. Los resultados fueron considerados estadísticamente significativos cuando el $p < 0{,}02$ (Zuur *et al.*, 2009).

Como el set de datos de CPUE (kg h^{-1}) contenía un gran porcentaje de valores nulos, se ajustaron dos modelos: uno para modelar la relación entre la respuesta binomial de Presencia - Ausencia con función de enlace *logit*, el factor año y las variables profundidad, temperatura y salinidad de fondo (Modelo 1). Otro, a los efectos de modelar la relación entre las CPUE, el factor año y las mismas variables (Modelo 2). Para este último modelo se consideraron sólo los valores positivos de CPUE, es decir, diferentes a cero, lo cuales fueron transformados mediante Box-Cox con el fin de normalizar la variable respuesta.

De forma general, los modelos considerados aquí se pueden como:

$$\phi(E[y]) = \mu + A\tilde{N}O + \Sigma_k \, s_k \, (x_k) \qquad (5)$$

donde:

E : operador "Esperanza Matemática"

ϕ : la función de enlace (*link function*)

y : la variable respuesta (en el caso del modelo de valores de CPUE positivos, representa la transformación Box-Cox de la misma, y para el modelo de P/A la variable toma valores 0 y 1).

El término derecho de la relación (5) incluye el intercepto μ y las funciones de suavizado unidimensionales, correspondientes a cada variable ambiental X_k. Se incluyó además el factor categórico $A\tilde{N}O$, para incorporar los posibles cambios de abundancia interanualmente.

Inicialmente se calculó la devianza explicada de cada covariable por separado más lo explicado por el factor año. Como modelos alternativos se consideraron los modelos obtenidos incluyendo cada covariable por vez, incorporándolas en los sucesivos modelos comenzando con la de mayor devianza explicada, luego la siguiente con mayor devianza explicada y así sucesivamente hasta la última. Para la selección de modelos se consideró un procedimiento *step by step*, evaluando modelos alternativos en términos del Criterio de Información de Akaike (AIC) (Burnham y Anderson, 2002). Las variables explicativas utilizadas en estos modelos fueron: temperatura de fondo, salinidad de fondo

y profundidad. La variable categórica fue incluida en todos los modelos para explorar tendencias interanuales en la abundancia y la Presencia – Ausencia de *Trachurus lathami.*

Se efectuó un análisis exploratorio preliminar para cuantificar el grado de colinealidad de las variables ambientales (temperatura de fondo, salinidad de fondo y profundidad). El mismo consistió en la realización de *scatterplots* 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). En este caso ninguna de las variables quedó fuera del análisis y tampoco se encontraron valores anómalos.

Los rendimientos de surel se vincularon con datos de temperatura y salinidad de fondo colectados en las estaciones oceanográficas. Además, se relacionaron con masas de agua definidas por Lucas *et al.* (2005), considerando la salinidad de superficie, de acuerdo con las siguientes características:

1- $0,0 \leq SS < 33$: área con valores mínimos de salinidad por la descarga del Río de la Plata.
2- $30 \leq SS < 33,3$: área con mínimos en salinidad característicos del sistema estuarino El Rincón.
3- $33,5 \leq SS < 33,7$: valores típicos del agua de plataforma.
4- $33,7 \leq SS < 34,1$: áreas con máximos en salinidad próximas a la boca del Golfo San Matías y sector costero al este del sistema estuarino El Rincón.

Resultados y Discusión

Estimaciones del índice de biomasa

Los valores del índice de biomasa de *Trachurus lathami* estimados por el método de área barrida, mostraron un aumento significativo (Test de Kruskall Wallis: $H = 12,26$ y $p = 0,006$) desde el primero al último año de análisis (Figura 2). En 1998, la biomasa estimada fue de 168.000 toneladas, al año siguiente alcanzó las 188.000 t. Luego, en 2003 la biomasa estimada fue de 338.000 t y logró el máximo valor en el 2005, llegando a 376.000 t.

Las diferencias fueron significativas en todos las comparaciones de a pares de años (test de Dunn, $p = 0,032$). Estos resultados evidencian un incremento progresivo en el índice de biomasa de surel desde 1998 a 2005 (Figura 2).

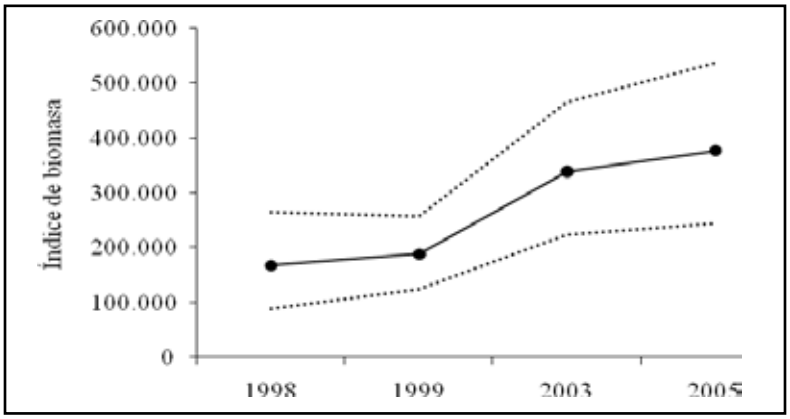


Figura 2. Índices de biomasa de surel (en toneladas) observados en el periodo de estudio (línea continua y círculos negros) con los límites de los intervalos de confiabilidad del 95 % (líneas punteadas) obtenidos por *bootstrap*ping.

Distribución espacio-temporal de la abundancia de *T. lathami*

En la Figura 3 se presentan los mapas de cada año analizado, evidenciándose un notorio aumento de la abundancia de la especie, siendo el año 2005 el de mayor proporción de lances positivos (Tabla 1). Se registraron valores máximos de 2.000 kg h-1, 2.300 kg h-1, 3.800 kg h-1 y 6.550 kg h-1 en 1998, 1999, 2003 y 2005 respectivamente (Figura 4), confirmando el aumento de la abundancia de surel en el sector costero uruguayo y bonaerense.

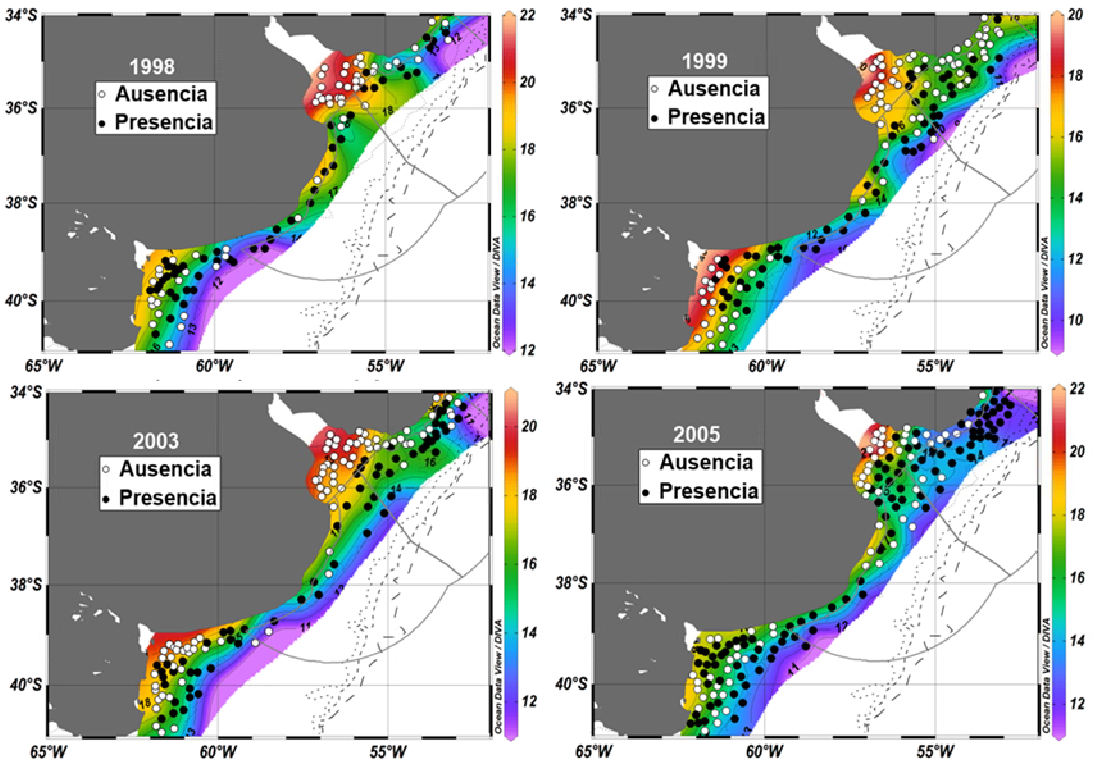


Figura 3. Presencia (círculo negro) y ausencia (círculo blanco) de surel en los lances de pesca en los años 1998, 1999, 2003 y 2005 y relación con la temperatura de fondo.

A su vez, se observó un aumento en la CPUE media (CPUE), que si bien en 2005 disminuyó en relación al año anterior, en términos relativos el cambio no fue abrupto (Tabla 2).

Tabla 2. CPUE anual media de *Trachurus lathami* en las campañas costeras de primavera.

Año	CPUE (kg h^{-1})
1998	346,28
1999	462,20
2003	729,60
2005	638,64

Se registró surel prácticamente en toda el área de estudio (Figura 4). En 2003 y 2005 fue notable la presencia al norte de 36°S. Sin embargo, los mayores rendimientos se observaron en esos mismos años frente a Mar del Plata y en El Rincón. Los rendimientos horarios obtenidos en las campañas costeras fueron muy superiores a los registrados en diversos cruceros realizados en la década del '80 en el sur de Brasil con valores máximos en primavera de 12,5 kg h-1 (Saccardo & Haimovici, 2007).

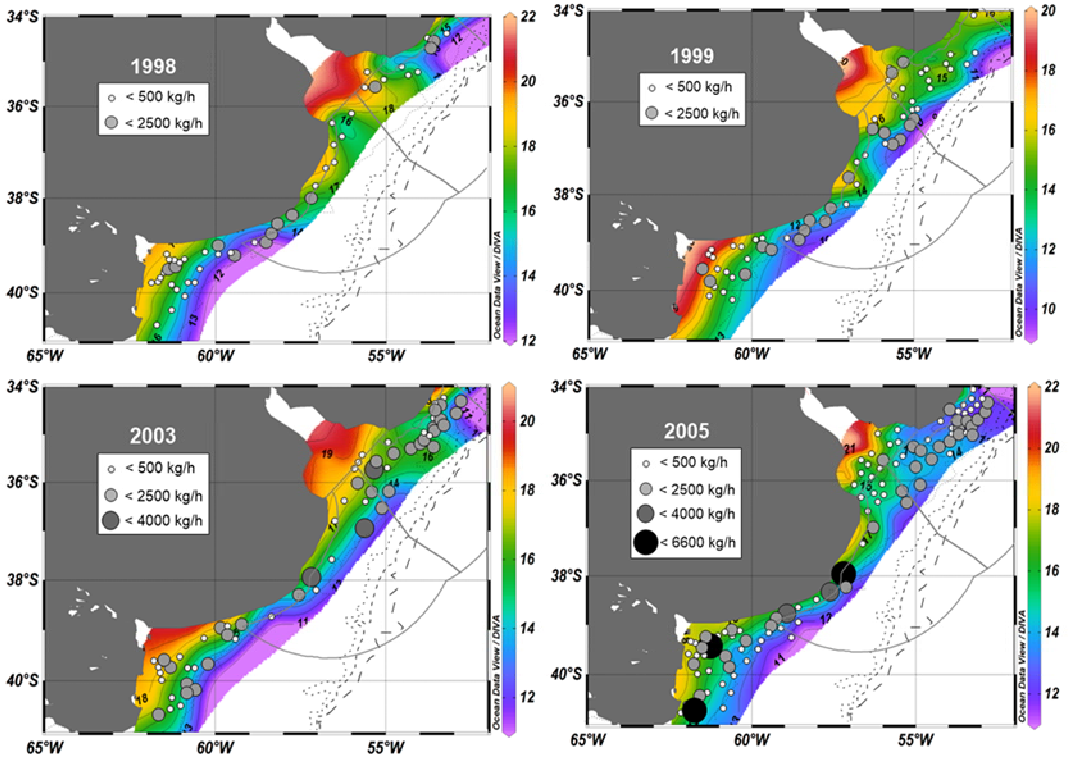


Figura 4. Rendimientos horarios de (kg h-1) *Trachurus lathami* en relación a la temperatura de fondo en los años 1998, 1999, 2003 y 2005.

Análisis estadístico (GAMs)

Los *scatterplots* (Figura 5) muestran las relaciones no lineales entre la CPUE (kg h-1) y las variables ambientales consideradas. Como se mencionó anteriormente, la abundancia de *Trachurus lathami* aumentó en los últimos años analizados, alcanzando su máximo en 2005 (Figura 5A).

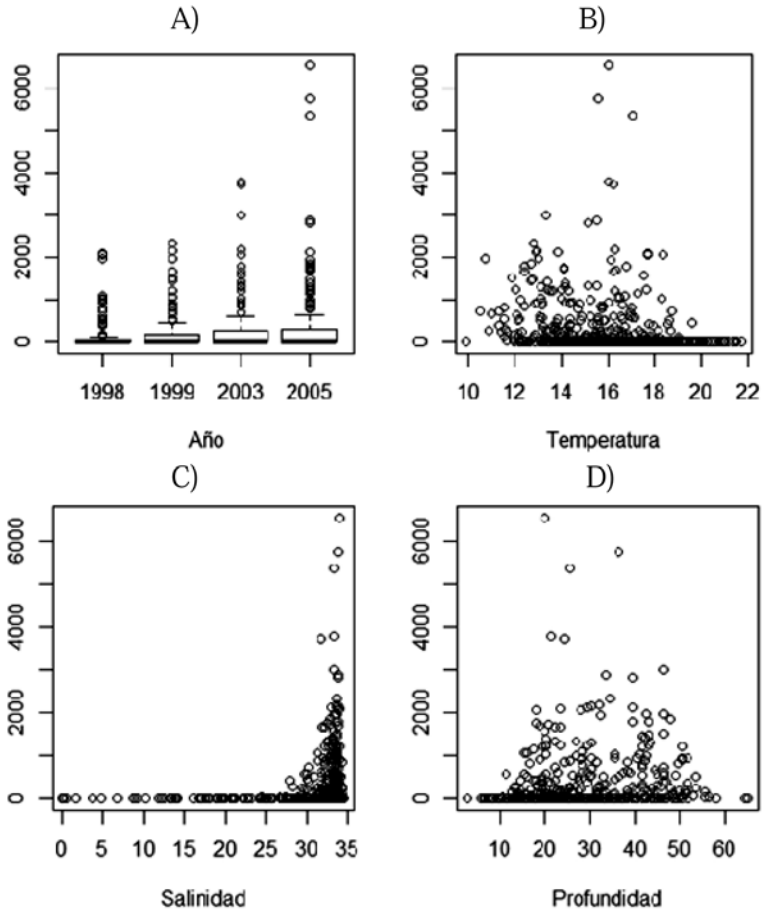


Figura 5. *Scatterplots* que muestran la relación entre la CPUE (kg h^{-1}) de surel y las variables: A) año, B) temperatura de fondo, C) salinidad de fondo y D) profundidad.

Los modelos iniciales fueron construidos utilizando aquellas variables que explicaron la mayor proporción de variación en la variable respuesta. Estos valores se indican en negrita (Tabla 3).

Tabla 3. Valor p y devianza explicada (Dev. Exp.) de todos los posibles primeros pasos en el proceso de selección para los modelos: P - A y CPUE (kg h-1) de *T. lathami* en áreas de ocurrencia. Los valores más altos de devianza explicada se marcan en negrita.

	Modelo Presencia - Ausencia		**Modelo CPUE**	
Única var. explicada	**Valor p**	**Dev. Exp.**	**Valor p**	**Dev. Exp.**
TEMP	7,33e-10 ***	**15,6 %**	1,85e-05 ***	12,3 %
SAL	0,0518	12,6 %	0,00201 **	**14,6 %**
PROF	3,18e-10 ***	12,4 %	0,00229 **	13,5 %

Modelo 1: Presencia - Ausencia (Familia Binomial con link logit)

El modelo seleccionado usando el criterio de AIC (el que mejor describe la presencia de surel), incluyó todas las covariables ambientales: temperatura de fondo, salinidad de fondo y profundidad (Tabla 3):

$$\mathbf{M1:}\ \mu + AÑO + s(TEMP) + s\ (SAL) + S(PROF)$$

De las tres variables seleccionadas sólo la temperatura tuvo un efecto significativo sobre la presencia de *Trachurus lathami* (Tabla 4, Figura 6A). La misma reflejó una relación negativa en cuanto a la presencia, es decir que no se halló surel en las mayores temperaturas registradas en el área. El resto de las variables, si bien están presentes en el modelo, evidencian poca importancia en cuanto a su capacidad predictiva de la variable respuesta (Figura 6B y 6C). El porcentaje de la varianza explicada por el modelo fue 19,6% (Tabla 5).

Tabla 4. Estadísticos chi-cuadrado para evaluar la significancia estadística de las covariables ambientales y su efecto sobre la Presencia - Ausencia de *Trachurus lathami* en los años analizados. Los suavizadores se consideraron significativos si valor p < 0,02 (Zuur *et al.*, 2009).

Modelo Presencia - Ausencia		
Variable	X^2	**valor *p***
s(TEMP)	30,76	0,000102 ***
s(SAL)	3,72	0,467671
s(PROF)	9,29	0,080374

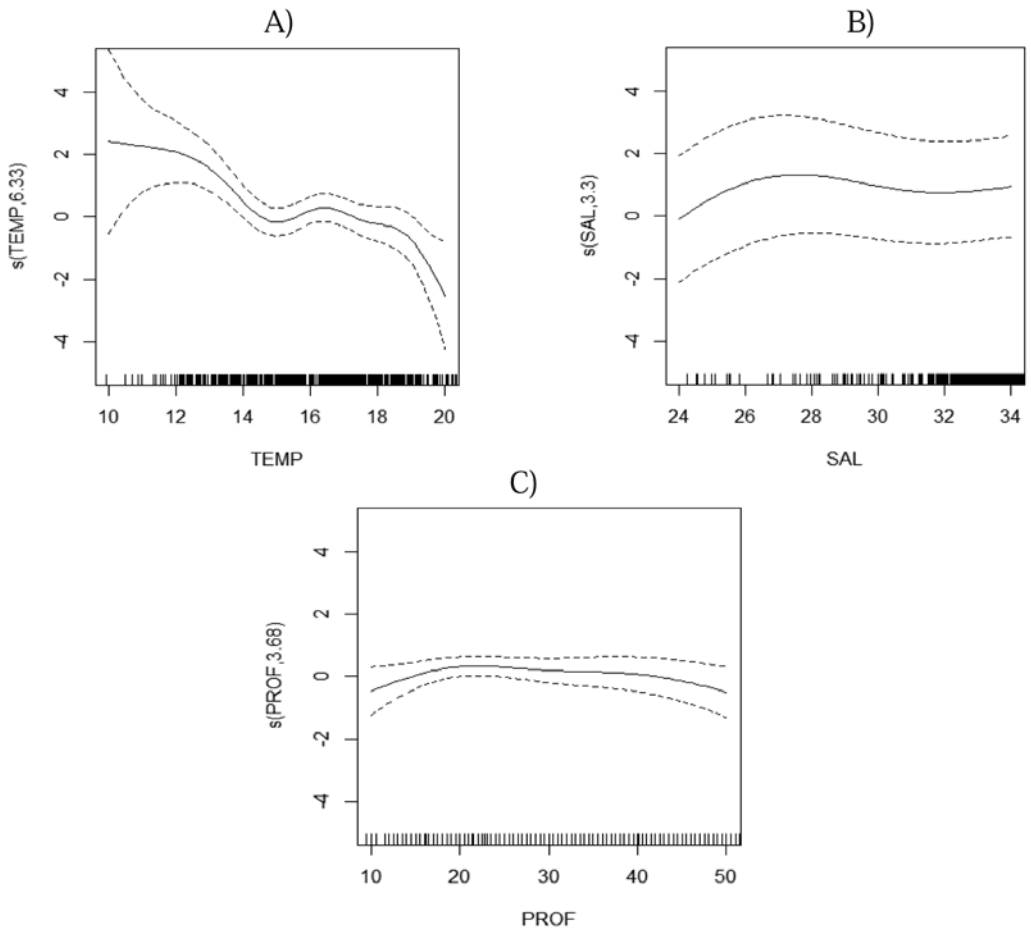


Figura 6. Suavizadores (trazo continuo) y bandas de confianza del 95 % (línea punteada) correspondientes a la relación entre el residuo parcial y las covariables: A) temperatura de fondo, B) salinidad de fondo y C) profundidad. En el eje de ordenadas se puede ver la notación correspondiente al suavizador con los grados de libertad estimados por validación cruzada. Modelo Presencia – Ausencia.

Las salidas gráficas de los GAMs muestran los suavizadores (trazo continuo) y las correspondientes bandas de confianza del 95 % (líneas punteadas). El grosor de los ticks en el eje x, indican el número de datos disponibles para los diferentes valores de x. Pocos puntos llevan a bandas de confianza más amplias. Los gráficos muestran los suavizadores del mejor ajuste para el efecto de las variables explicativas incluidas en el modelo. El eje de ordenadas corresponde a los residuos parciales (en la escala de la función de enlace), en el mismo se puede ver la notación correspondiente al suavizador con los grados de libertad estimados por validación cruzada.

Tabla 5. Estadísticos para la selección del modelo de Presencia-Ausencia de *Trachurus lathami*. Devianza explicada (Dev. Exp.), Criterio de información de Akaike (AIC), diferencias de los AIC (Δ) y pesos de Akaike (w). Se resaltó, el modelo final considerado, en negrita.

Modelo	Dev. Exp	AIC	Δ	w
M1	15,6%	700,86	18,26	0,0001
M2	18,1%	687,44	4,83	0,0820
M3	**19,6%**	**682,61**	**0,00**	**0,9179**

M_1 = μ + AÑO + s(TEMP)
M_2 = μ + AÑO + s(TEMP) + s(SAL)
M_3 = μ + AÑO + s(TEMP) + s(SAL) + s(PROF)

Modelo 2: CPUE (Familia Normal con link identidad)

En cuanto a la densidad de *Trachurus lathami* el modelo seleccionado usando el criterio de AIC también incluyó todas las covariables analizadas en el estudio:

$$\mathbf{M2:}\ \mu + AÑO + s\,(SAL) + S(PROF) + s(TEMP)$$

Al igual que en el anterior, en este modelo, sólo la temperatura tuvo un efecto estadísticamente significativo sobre los rendimientos positivos de surel (F = 6,8; valor p = 0,0095, Tabla 6). Los cuales disminuyen con el aumento de la temperatura en forma lineal en la escala Box-Cox (Figura 7C), igual relación han encontrado Katsuragawa & Ekau (2003) analizando ejemplares juveniles de *T. lathami* en aguas del sudeste de Brasil (23º a 29ºS). La varianza explicada por este modelo fue 18,5% (Tabla 7).

Tabla 6. Estadísticos F para evaluar la significancia estadística de las covariables ambientales y su efecto sobre la densidad de *Trachurus lathami* en los años analizados. Los suavizadores se consideraron significativos si valor p < 0,02 (Zuur *et al.*, 2009).

Modelo CPUE		
Variable	F	**valor *p***
s(TEMP)	1,50	0,175
s(SAL)	0,87	0,485
s(PROF)	6,82	0,009**

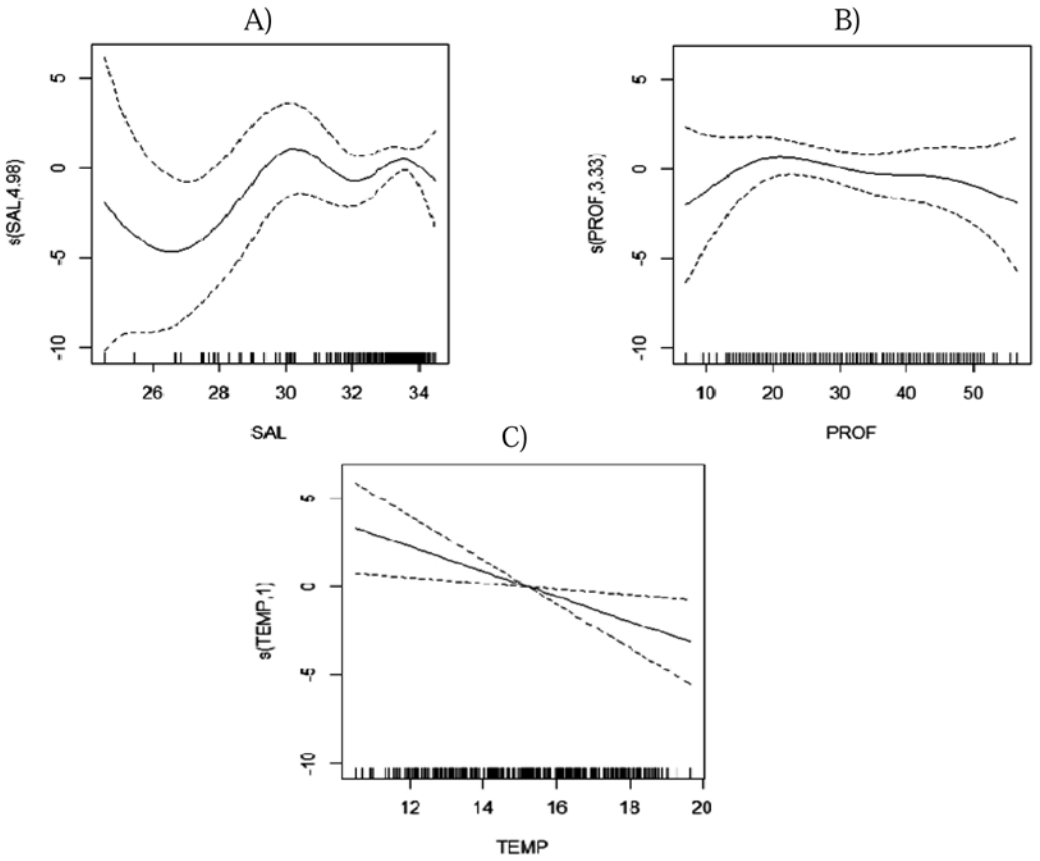


Figura 7. Suavizadores (trazo continuo) y bandas de confianza del 95 % (línea punteada) correspondientes a la relación entre el residuo parcial y las covariables: A) salinidad, B) profundidad y C) temperatura. En el eje de ordenadas se puede ver la notación correspondiente al suavizador con los grados de libertad estimados por validación cruzada. Modelo de densidad.

Tabla 7. Estadísticos para la selección del modelo de CPUE de *Trachurus lathami*. Devianza explicada (Dev. Exp.), Criterio de información de Akaike (AIC), diferencias de los AIC (Δ) y pesos de Akaike (w). En negrita el modelo considerado.

Modelo	Dev. Exp	AIC	Δ	w
M1	14,6%	1702,27	5,97	0,044
M2	16,9%	1700,99	4,67	0,084
M3	18,5%	1696,30	0,00	0,871

M1 = μ + AÑO + s(SAL)
M2 = μ + AÑO + s(SAL) + s(PROF)
M3 = μ + AÑO + s(SAL) + s(PROF) + s(TEMP)

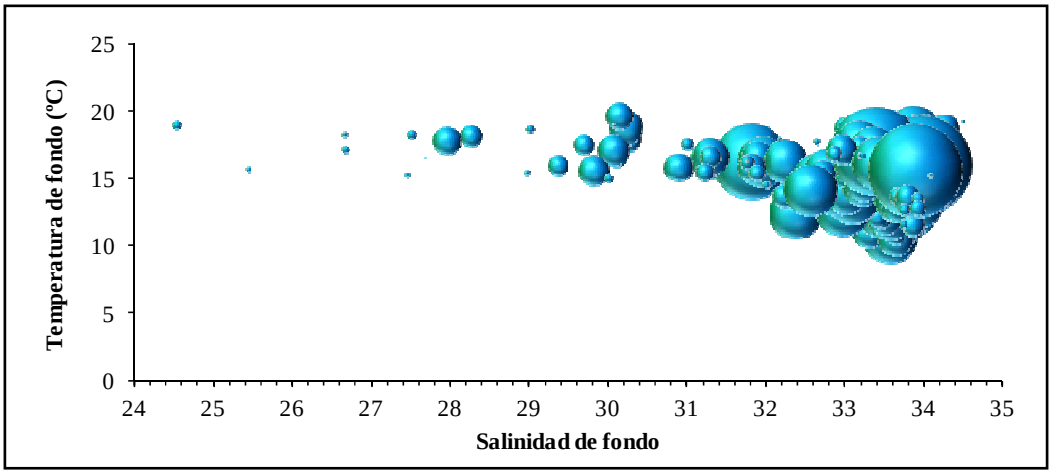


Figura 8. Rendimientos (kg h^{-1}) de surel en relación con la temperatura y salinidad de fondo.

El surel se distribuyó entre 10°C a 20°C de temperatura y entre 24,5 a 34,5 ‰ de salinidad de fondo.

Jaureguizar *et al.* (2006) hallaron que la temperatura de fondo constituyó un factor determinante en la formación de asociaciones ícticas en el ecosistema costero bonaerense durante primavera, donde el surel exhibió una clara vinculación con especies propias de la plataforma continental.

Si bien los ejemplares de surel se distribuyeron en todas las masas de agua descriptas por Lucas *et al.* (2005) en el sector costero de la plataforma continental entre 34ºS y 43ºS, preferentemente lo hicieron tanto en aguas estuarinas del Río de la Plata y El Rincón como en aquéllas con características oceanográficas propias de plataforma. En primavera-verano las aguas de plataforma alcanzan su máxima intrusión por el fondo del estuario, permitiendo el ingreso de peces marinos como el surel (Jaureguizar *et al.*, 2003; García *et al.*, 2010). Distintos autores han destacado la presencia de larvas y adultos de surel asociados a sectores externos del Río de la Plata con valores de salinidad mayores a 25‰ (Berasategui *et al.*, 2004; Vera Sierra, 2011). La menor presencia de surel en el estuario del Río de la Plata en 1998 respecto a lo observado en 1999, 2003 y 2005 pudo deberse a que en el mencionado año se produjo la mayor descarga de agua dulce del estuario (SIyAH) como consecuencia de las copiosas lluvias ocurridas en la Cuenca del Plata debido al fenómeno El Niño más intenso de los últimos 80 años (Piola *et al.*, 2004). En cambio, en los otros años analizados el surel alcanzó su máxima intrusión en proximidades de la Barra del Indio (ver Jaureguizar *et al.*, 2011), especialmente en 1999 y 2005, años en los que predominaron los vientos del Norte y del Este forzando una entrada de agua de fondo de la plataforma continental al estuario (Cortés *et al.*, 2011). En estos tres años los valores del caudal del Río de la Plata fueron cercanos al promedio histórico (SIyAH).

En El Rincón se observaron los mayores rendimientos de surel. En primavera-verano factores como la debilitación de los vientos W-NW y una disminución del máximo de salinidad del régimen Golfo San Matías – El Rincón debido al incremento en la descarga continental, provocan que el régimen de plataforma continental influencie una mayor extensión del sector costero (Lucas *et al.,* 2005). Bajo esas condiciones se produce la máxima aproximación del surel hacia el sector costero durante fines de primavera e inicio de verano, época donde tiene lugar el pico de actividad reproductiva (Cousseau, 1967; Ciechomski & Cassia1980, Pacheco-Tack, 1988). Al contrario de lo observado en el estuario del

Río de la Plata, el efecto del fenómeno El Niño muy intenso del periodo 1997-1998 no aumentó las descargas de los ríos Colorado y Negro de manera significativa. En este sector, la mayor abundancia de surel se observó en 2005, año en que se registraron las menores temperaturas.

El análisis interanual de la presencia de surel en el ecosistema costero argentino-uruguayo indicaría movimientos de acercamiento y alejamiento hacia sectores de menor profundidad, en relación al movimiento de masas de agua con características propias de plataforma y de las presentes en al área denominada El Rincón. Las condiciones ambientales observadas en 2005, año donde se registraron las menores temperaturas (Figura 4), habrían favorecido la aproximación del surel hacia el sector costero, registrándose por lo tanto la mayor abundancia en el periodo estudiado.

Conclusiones

- Se halló un efecto estadísticamente significativo de la temperatura de fondo tanto en el modelo de Presencia - Ausencia ($p = 0,0001$) como en el de CPUE ($p = 0,0095$).
- El surel se distribuyó entre 10°C - 20°C y entre 24,5 - 34,5‰ de temperatura y salinidad de fondo respectivamente.
- La presencia y la abundancia mostraron una relación inversa con la temperatura. A temperaturas mayores se espera una menor presencia y abundancia de la especie.
- Los valores del índice de biomasa de surel, aumentaron significativamente ($p = 0,032$) desde el primero (1998) al último (2005) año de estudio.

Agradecimientos

Al Lic. Daniel Hernández del Gabinete de Biomatemática (INIDEP) por la ayuda brindada en el análisis de los datos.

Bibliografía

AGREDA, G.A. 2000. Aspectos biológicos del cataco en la plataforma Unare - Píritu. Fonaiap Divulga Nº 66, 2 pp.

BARRETTO, A.C. 2007. Influencia ambiental en la distribución especial de las clases de edad del pez palo (*Percophis brasiliensis*) en el Sistema Costero del Atlántico Sudoccidental (34° – 41°S). Tesis de Licenciatura, Fac. Cs. Exac. y Nat., UBA, 61 pp.

BERASATEGUI, A.D.; ACHA, E.M. y FERNANDEZ ARAOZ, N.C. 2004. Spatial patterns of ichthyoplankton assemblages in the Río de la Plata Estuary (Argentina-Uruguay). Est.Coas. and Shelf Sci., 60(4), 599-610.

BERRY, F.H. y COHEN, D.M. 1974. Synopsis of the species of Trachurus (Pisces, Carangidae). Quarterly Journal of the Florida Academy of Sciences 35(4): 177-211.

BURATTI, C.C. 2014. Campaña de evaluación de caballa en el área "El Rincón" (39°00'-42°00'S). Año 2013. INIDEP Inf. Campaña, 11 pp.

BURNHAM, K.P. y ANDERSON, D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach. Second Edition. Springer Verlag. New York. 488 pp.

CARRETO, J.I., LUTZ, V., CARIGNAN, M., CUCCHI COLLEONI, A.D. y DEMARCO, S. 1995. Hydrography and chlorophyll a in a transect from the coast to the shelf-break in the Argentinian Sea.Cont.Shelf.Res., 15 (2/3): 315-336.

CIECHOMSKI, J.D. de y CASSIA, M.C. 1980. Reproducción y fecundidad del surel (Trachurus picturatus australis). Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero. 2: 39-45.

CORTÉS, F., JAUREGUIZAR, A.J., GUERRERO, A.R., y DOGLIOTTI, A. 2011. Influence of estuarine and continental shelf water advection on the coastal movements of apron ray Discopyge tschudii in the Southwestern Atlantic. Jour. of.App.Icht. 27(5), 1278-1285.

COUSSEAU, M.B. 1967. Contribución al conocimiento de la Biología del Surel (Trachurus picturatus australis) del área de Mar del Plata (Pisces, Fam. Carangidae). Boletín del Instituto de Biología Marina, Nº 15: 1-38.

COUSSEAU, M.B. y PERROTTA, R.G. 2013. Peces marinos de Argentina: biología, distribución, pesca. Mar del Plata. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). Publicaciones Especiales INIDEP. 193 p.

FORCINITI, L., PERROTTA, R.G. y BERTOLOTTI, M.I. 1988. Algunas consideraciones sobre las fluctuaciones del desembarque de peces pelágicos en el puerto de Mar del Plata durante el periodo 1961-1985. En COUSSEAU, M. B. (Ed.). Estudio sobre la etapa extractiva de algunas especies desembarcadas en el puerto de Mar del Plata. Contrib. Inst. Nac. Invest. Desarr. Pesq. (Mar del Plata) N° 616: 47-61.

GARCIA, M.L.; JAUREGUIZAR, A.J. y PROTOGINO, L.C. 2010. From fresh water to the slope: fish community ecology in the Rio de la Plata and the sea beyond. Lat.Amer.Jour.of Aqua.Res. 38(1), 81-94.

GIACOMINI, I.B. 2005. Distribuição e estrutura populacional do xixarro (*Trachurus lathami*), na negião sul – sudeste do Brasil. Monografia de Conclusão do Curso de Oceanologia. Fundação Universida de Federal de Rio Grande. 41 pp.

GUERRERO, R.A., ACHA, E. M., FRAMIÑAN, M.B. y LASTA, C.A. 1997. Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. Cont. Shelf Res. 17(7), 727-742.

HANSEN, J.E., PERROTTA, R.G. y MADIROLAS, A. 2004. Otros peces pelágicos: sardina fueguina, pejerreyes, surel, saraca, y anchoa de banco. EN: Sánchez, R.P.; Bezzi, S.I.; eds. 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) (Boschi, E.E., ed. El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros; 4) vol. p.141-156.

HASTIE, T. y TIBSHIRANI, R. 1990. Generalized additive models. London, Chapman & Hall.

JAUREGUIZAR, A.J., MENNI, R.C., BREMEC, C.S., MIANZAN, H.W. y LASTA, C.A. 2003. Fish assemblage and environmental patterns in the Río de la Plata estuary. Est.C.Shelf Sci. 56: 921-933.

JAUREGUIZAR, A.J., MENNI, R.C., LASTA, C.A y GUERRERO, R.A. 2006. Fish assemblage of the northern Argentina coastal system: spatial pattern and its temporal variation. Fish. Oceanogr. 15:4, 326-344.

KATSURAGAWA, M. y EKAU, W. 2003. Distribution, growth and mortality of young rough scad, *Trachurus lathami*, in the south-eastern Brazilian Bight. Jour.of.App.Icht. 19: 21-28.

LAGOS, N.A. 2012. Campaña de evaluación de especies demersales costeras en las áreas de veda de El Rincón y ZCPAU. Primavera 2012. INIDEP Inf. Campaña, 21 pp.

LUCAS, A.J., GUERRERO, R.A., MIANZAN, H.W., ACHA, M.E. y LASTA, C.A. 2005. Coastal oceanographic regimes of the Northern Argentine Continental Shelf (34-43°S). Est.C.Shelf Sci. 65: 405-420.

PACHECO-TACK, R.L. 1988. Contribución al conocimiento de la biología pesquera del surel (Trachurus picturatus australis) Nani, 1959 (Pisces, Fam. Carangidae) con algunas consideraciones ecológicas. Tesis doctoral. Universidad Nacional, Facultad de Ciencias Naturales y Museo; La Plata.

PIOLA, A.R., MÖLLER Jr, O.O., y PALMA, E.D. 2004. El impacto del Plata sobre el océano Atlántico. Ciencia Hoy, 14(82): 28-37.

RUARTE, C. 2011. Evaluación de especies demersales costeras en El Rincón (39°- 41°30'S). INIDEP Inf. campaña, 12 pp.

RUAS, L.C. y VAZ-DOS-SANTOS, A.M. 2017. Age structure and growth of the rough scad, *Trachurus lathami* (Teleostei: Carangidae), in the Southeastern Brazilian Bight. ZOOLOGIA (Curitiba). Volumen 34.

SACCARDO, S.A. y HAIMOVICI, M. 2007. Síntese sobre o chicharro (*Trachurus lathami*). In: Haimovici M (Ed.) A prospecção pesqueira e abundância de estoques marinhos no Brasil nas décadas de 1960 a 1990: levantamento de dados e avaliação crítica. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental, Brasília, 233–237.

SPARRE, P. y S.C. VENEMA. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte I. Manual. FAO Documento Técnico de Pesca. Nº306, 440 pp.

SWARTZMAN, G., HUANG, C. y HALUZNY, S. 1992. Spatial analysis of Bering Sea groundfish survey data using Generalized additive models. Can.J.Fish.Aquat.Sci. 49, 1366-1379.

SYMS, C. 1995. Multi-scale analysis of habitat association in a guild of blennioid fishes. Marine Ecology Progress Series 125, 31-43.

TEMPERONI, B., BARBINI, S.A. y BURATTI, C.C. 2017. Dieta del surel (*Trachurus lathami*) en el Atlántico Sudoccidental entre 34º - 44ºS. Inf. Inv. Nº 2. 10 pp.

VERA SIERRA M. 2011. Distribución y ecología trófica en larvas de corvina (*Micropogonias furnieri*) y ecología trófica en larvas de corvina (*Micropogonias furnieri*) y surel (*Trachurus lathami*) en el Río de la Plata. Tesis de Maestría. Universidad de la República, Facultad de Ciencias. Montevideo. 114 pp.

WWW.INA.GOV.AR. Dirección de Sistemas de Información y Alerta Hidrológico (SIyAH) del Instituto Nacional del Agua del Ministerio del Interior, Obras Públicas y Vivienda. [Consulta: 24 de mayo de 2018].

ZUUR, A.F., IENO, E.N., WALKER, N.J., SAVELIEV, A.A., y SMITH, G.M. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. New York: Springer. 574 pp.

Pesquería costera de langostino (*Pleoticus muelleri*) en aguas de la Provincia de Chubut - análisis de riesgo para el hábitat - año 2016 - método CSA

Mayra A. Palacios y Ernesto Godelman

Organización No Gubernamental – CeDePesca
Centro Desarrollo y Pesca Sustentable, Argentina
mayra.palacios@cedepesca.net

RESUMEN: La pesquería costera de langostino que se desarrolla en aguas de la provincia de Chubut (Argentina) se encuentra en proceso de mejoras a fin de lograr un estado certificable contra el estándar del Marine Stewardship Council (MSC). El Principio 2 del estándar aborda los impactos ambientales de la pesquería. Para evaluar el riesgo de impacto sobre hábitats, se realizó un Análisis Espacial y de Consecuencias (*Consequence Spatial Análisis*, CSA, por sus siglas en inglés). Los datos para el análisis fueron colectados bajo el Programa Privado de Observadores a Bordo del Proyecto de Mejoras de la pesquería (PROME) durante la temporada 2015-2016. El CSA consiste en cuatro pasos: la definición de las unidades de análisis, la puntuación de atributos de consecuencia, la puntuación de atributos espaciales y el cálculo de una puntuación final asociada a niveles de riesgo bajo, medio o alto. De acuerdo al método, la pesquería opera dentro de los biomas costero y de plataforma continental; en los sub-biomas de margen costero y plataforma intermedia. En esta primera iteración del análisis, se determinó que el *margen costero* enfrenta un riesgo bajo y que la *plataforma intermedia* enfrenta un riesgo medio de impactos negativos debidos a la pesquería.

Palabras clave: langostino patagónico, hábitat, riesgo, CSA

SUMMARY: Argentine red shrimp (*Pleoticus muelleri*) onshore fishery in waters of the Province of Chubut – risk analysis for habitats – year 2016 – CSA method. The Argentine red shrimp onshore fishery that takes place in waters of the province of Chubut (Argentina) is undergoing an improvement process to achieve a certifiable status against the Marine Stewardship Council (MSC) standard. The Principle 2 of the standard addresses the environmental impacts of the fishery. To assess the risk of impacts on habitats, a *Consequence Spatial Analysis* (CSA) was conducted. The data for the analysis was collected by the private onboard observers program set by the Fishery Improvement Project (FIP). The CSA consists of four steps: the definition of the units of analysis, the scoring of consequence attributes, the scoring of spatial attributes and the calculation of a final scoring associated to low, medium or high risk levels. According to the method, the fishery operates within the coastal biome and the continental platform biome; and within the coastal margin and the intermediate platform sub-biomes. In this first iteration of the analysis, it was determined that the *coastal* margin faces a low risk of negative impacts derived from the fishery, while the *intermediate platform* faces a medium risk.

Key words: Argentine red shrimp, habitat, risk, CSA

1. Introducción

Una coalición de socios dio inicio al Proyecto de Mejoras (PROME) de la pesquería costera de langostino patagónico en aguas de la Provincia de Chubut (Argentina) en el año 2015, con el fin de alcanzar un estado certificable contra el estándar de pesquerías sostenibles del Marine Stewardship Council (MSC). Dicho estándar se basa en tres principios: el Principio 1, que aborda el estado del stock; el Principio 2, relacionado con los impactos de la pesquería sobre otros componentes del ecosistema; y el Principio 3, sobre el sistema de gestión de la pesquería. Dentro del marco del Principio 2, se busca estimar los impactos de la pesquería sobre los hábitats comúnmente encontrados con el objetivo de manejarlos adecuadamente. En aquellos casos en los que se cuenta con información limitada sobre los hábitats asociados a la pesquería, su distribución y/o los impactos de la pesquería sobre éstos, el estándar exige la aplicación de un método para evaluar el nivel de riesgo para los hábitats. Dicho análisis de riesgo, conocido como Análisis Espacial y de Consecuencias toma en cuenta los distintos hábitats que se encuentran expuestos a la actividad de la pesquería, su composición, la naturaleza de los cambios y la escala del impacto (MSC, 2014).

El presente trabajo fue realizado en el contexto del PROME de la pesquería costera de langostino que opera en aguas de la provincia del Chubut, utilizándose los datos colectados por el Programa Privado de Observadores a Bordo implementado por los socios del PROME durante la temporada de pesca 2015-2016 e información bibliográfica existente.

Especie objetivo: El langostino (*Pleoticus muelleri*) es un crustáceo decápodo perteneciente al suborden Dendobranchiata y la familia Solenoceridae. Se encuentra distribuido desde las costas de Rio de Janeiro (Brasil) a las costas de Santa Cruz (Argentina). Es una especie nerítica costera asociada a hábitats demersales-bentónicos y aguas templado-frías en un rango de profundidad de 3 a 120 metros. Tiene un ciclo de vida corto y una tasa de crecimiento variable dependiendo de del área de distribución y la temporada. (De la Garza *et al.* 2017). En Argentina se conocen dos áreas de pesca: el área bonaerense y el área patagónica, siendo esta última la zona que soporta la pesquería industrial. (Mariondo *et al.,* 2016) (Figura 1).

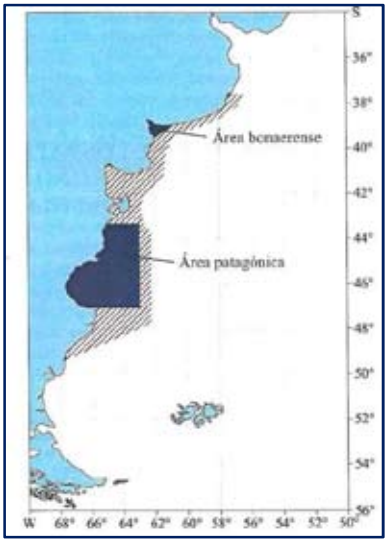


Figura 1. Distribución del langostino (*Pleoticus muelleri*) en la plataforma continental argentina (sombreado gris) y principales áreas de pesca (Moriondo *et al.,* 2016).

Área de estudio: El área de estudio corresponde a la utilizada por las embarcaciones langostineras pertenecientes a los socios del PROME, la cual se encuentra en aguas de la Provincia de Chubut. De acuerdo a los datos colectados por el programa privado de observadores a bordo, durante la temporada 2015-2016 se observaron lances entre los 43.173°- 43,966°S y los 64,639°-65.153°W (Figura 2).

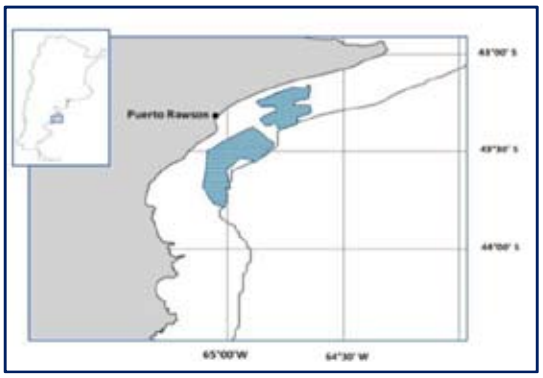


Figura 2. Área de operación de las embarcaciones langostineras pertenecientes a los socios del PROME en aguas de la Provincia de Chubut durante la temporada de pesca 2015-2016. CeDePesca y FCN - UNPSJB, (2016)

2. Materiales y Métodos

2.1 Método para el Análisis Espacial y de Consecuencias.

El método de evaluación de riesgos para el hábitat conocido como Análisis Espacial y de Consecuencias (CSA, por sus siglas en inglés) que se aplica en este trabajo corresponde al descrito en la versión 2.0 del estándar de pesquerías sostenibles del MSC, el cual a su vez es una modificación del desarrollado por científicos del Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) de Australia. El CSA forma parte de una metodología jerárquica más amplia desarrollada por CSIRO, llamada Evaluación de Riesgo Ambiental para los Efectos de la Pesca (ERAEP), la cual fue adaptada por el MSC para evaluar pesquerías deficientes en datos. El CSA se encuentra descrito en detalle en Williams *et al.* (2011) y consiste en un análisis semicuantitativo basado en asumir que el riesgo potencial que presenta la actividad pesquera para un hábitat depende de la resistencia del hábitat a la modificación física por parte del arte de pesca y de su resiliencia o capacidad para volver a su estado original una vez modificado. De aquí que el método considere atributos asociados a la productividad de un hábitat y el solapamiento espacial del arte de pesca con el mismo. La versión utilizada en este trabajo se encuentra descrita en detalle en (MSC, 2014).

El análisis consiste en cuatro pasos, como se muestra en la Figura 3.

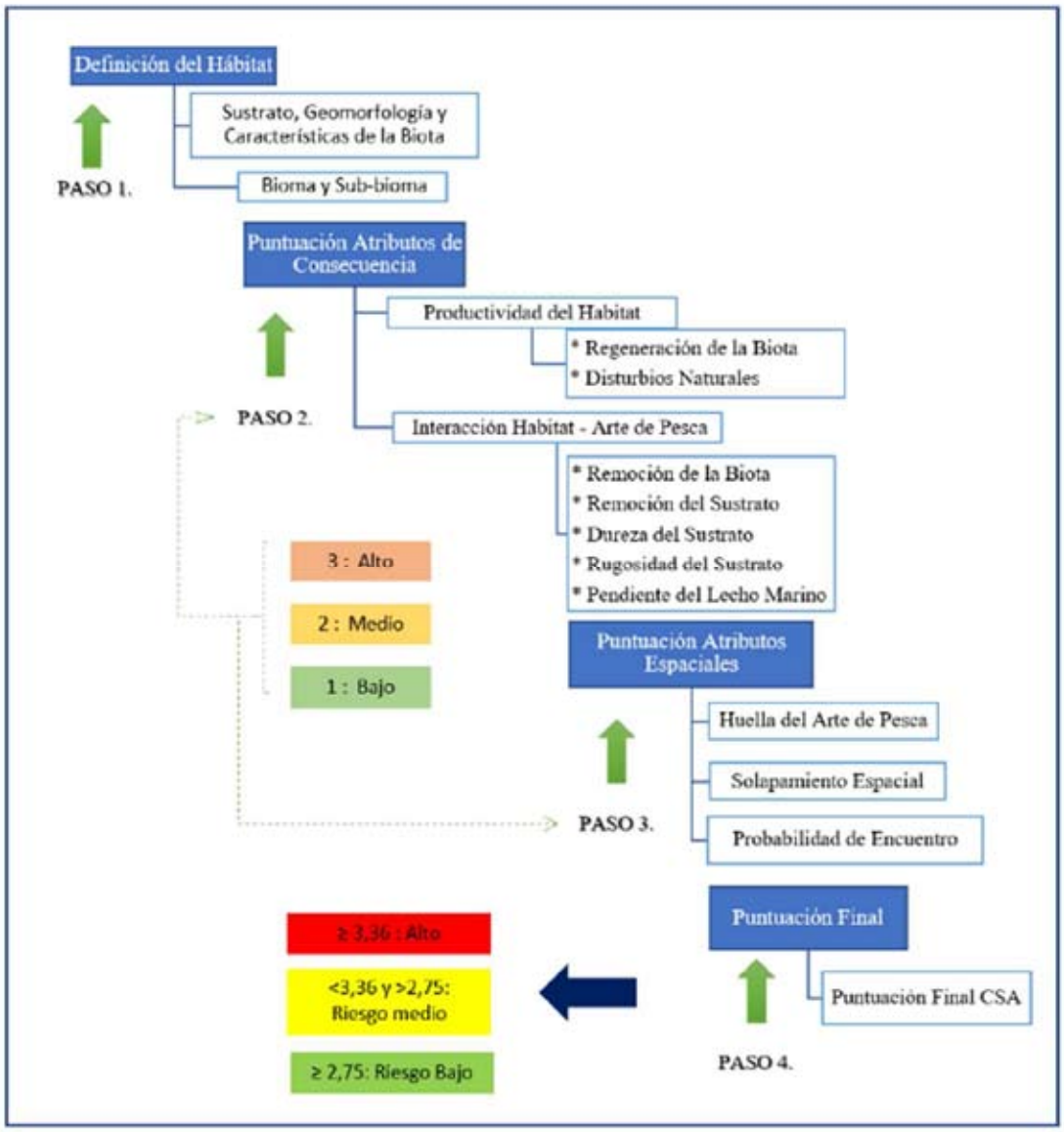


Figura 3. Pasos para llevar a cabo un CSA.

El Paso 1 corresponde a la definición de las unidades de análisis --tipos de hábitats-- y consiste en realizar una descripción de cada unidad teniendo en cuenta tres características generales: el tipo de sustrato, la geomorfología y las características de la biota asociada, de acuerdo a la clasificación propuesta por el método (Anexos I y II). El *Paso 2* consiste en la puntuación de siete Atributos de Consecuencia relacionados con la productividad del hábitat (regeneración de la biota, disturbios naturales) y la susceptibilidad del hábitat (remoción de la biota, remoción del sustrato, dureza del sustrato, rugosidad del sustrato y pendiente del lecho marino). Se asignan puntajes de 1, 2 ó 3, correspondientes a niveles de riesgo potencial bajo, medio o alto, de acuerdo con lo requerido por el método. El *Paso 3* es la puntuación de los Atributos Espaciales, que son la huella del arte de pesca, el solapamiento espacial y la probabilidad de encuentro entre el arte de pesca y el hábitat, a los cuales

también se asignan puntajes de 1, 2 ó 3. La asignación de puntajes en los *Pasos 2 y 3* se efectúa tomando en cuenta tablas de referencia definidas por el método para cada atributo (Anexos III a VII). El *Paso 4* es el cálculo de la puntuación final o global para cada unidad de análisis, que es el resultado de la combinación de las puntuaciones de los dos componentes (de Consecuencia y Espacial).

La puntuación del Componente de Consecuencias, Rc, de una unidad de análisis está dado por:

$$R_c = \frac{1}{9}[2(P_1 + P_2) + S_1 + S_2 + S_3 + S_4 + S_5]$$

donde P_i son los atributos asociados a la productividad de hábitat y S_i son los atributos asociados a la susceptibilidad del hábitat, mencionados más arriba.

La puntuación del Componente Espacial, R_e, de una unidad de análisis está dado por:

$$R_e = \sqrt[3]{E_1 * E_2 * E_3}$$

donde E_i son los atributos asociados a la interacción con el arte de pesca mencionados más arriba.

El puntaje final para cada unidad de análisis está dado por:

$$R = \sqrt{{R_c}^2 + {R_e}^2}$$

Los Puntajes globales mayores o iguales a 3,36 indican un riesgo potencial alto; puntajes globales menores que 3,36 pero mayores que 2,75 indican un riesgo potencial medio; y puntajes menores o iguales que 2,75 indican un riesgo potencial bajo (MSC, 2017).

2.2. Datos

Los datos referentes a la fauna de invertebrados que han sido utilizados en este trabajo provienen de la implementación del Programa privado de Observadores a Bordo durante la temporada 2015-2016, el cual fue desarrollado en el contexto del PROME de la pesquería. Este programa es desarrollado conjuntamente por el Laboratorio de Hidrobiología de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco de la sede Trelew y CeDePesca, a bordo de embarcaciones pertenecientes a los socios del proyecto. Durante la temporada 2015-2016, se observaron 232 lances entre diciembre de 2015 y marzo de 2016 a lo largo de 68 días de pesca, a bordo de 9 embarcaciones pertenecientes a los socios. En particular, se observaron 7 días de pesca en diciembre de 2015; 27 en enero, 15 en febrero y 18 días en el mes de marzo de 2016 (CeDePesca y FCN – UNPSJB, 2016).

Para este trabajo, los datos de la composición de fondos presentes en el área de estudio (entre los 43.173°- 43,966°S y los 64,639°- 65.153°W) provienen de revisión bibliográfica, siendo las fuentes principales Roux y Fernández (1997) y Parker (1997). Cabe acotar que si bien se encontró información más reciente sobre la composición de la fauna acompañante de la pesquería de langostino y principalmente para el área del Golfo San Jorge, no se encontró información más reciente sobre análisis granulometricos que comprendan el área de estudio de este trabajo.

3. Resultados y análisis de resultados

3.1. Definición de las unidades de análisis:

3.1.1. Categorización del hábitat de acuerdo al tipo de sustrato, geomorfología y características de la biota.

Sustrato: La pesquería costera de langostino (*Pleoticus muelleri*) en el área comprendida entre Cabo dos Bahías y Tres Puntas y Litoral del Chubut se encuentra asociada a fondos marinos que presentan sustratos compuestos por sedimentos de fracciones mediano a gruesa, con predominio de tipo arenas y gravas. Roux y Fernández, (1997) (Figura 4).

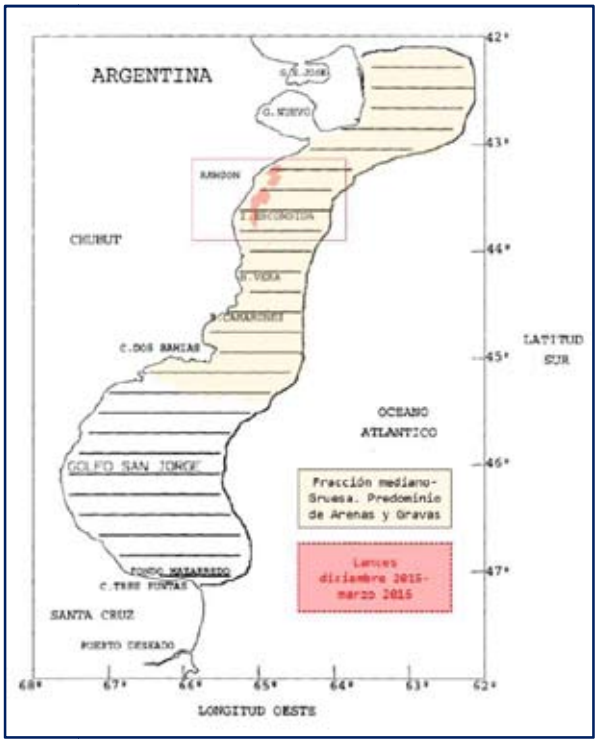


Figura 4. Composición sedimentológica del Golfo San Jorge y litoral de la Provincia de Chubut. Modificado de: Roux y Fernández (1997).

Geomorfología: Según los estudios realizados por Parker *et al.* (1997) sobre el fondo marino, la plataforma continental argentina se caracteriza por tener escaso relieve y bajas pendientes desde el margen continental hasta el quiebre que la separa del talud, sin variantes marcadas de profundidad. A la altura de Rawson, en el límite entre la plataforma y el talud continental se alcanzan los 120m de profundidad (Figura 5).

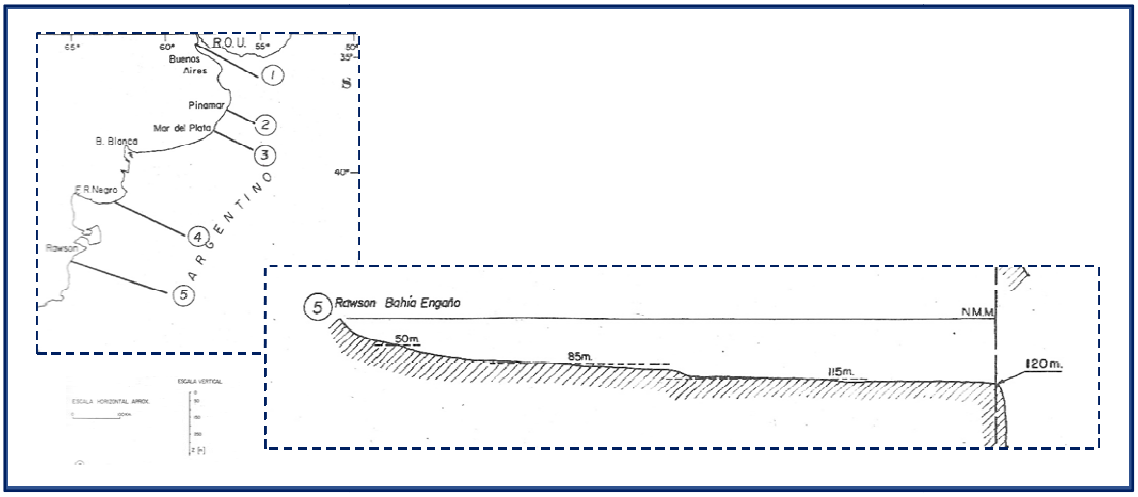


Figura 5. Perfil topográfico submarino de la plataforma continental argentina. Rawson (Parker *et al.,* 1997).

Biota: El Programa Privado de Observadores a Bordo reportó una gran variedad de invertebrados bentónicos como fauna acompañante de la pesquería de langostino. En 232 lances observados entre los meses de diciembre de 2015 a marzo de 2016, se registraron 7 grupos taxonómicos, donde los crustáceos decápodos, los moluscos cefalópodos y los tunicados fueron los más representativos con 511, 290 y 252 registros, respectivamente (Figura 6).

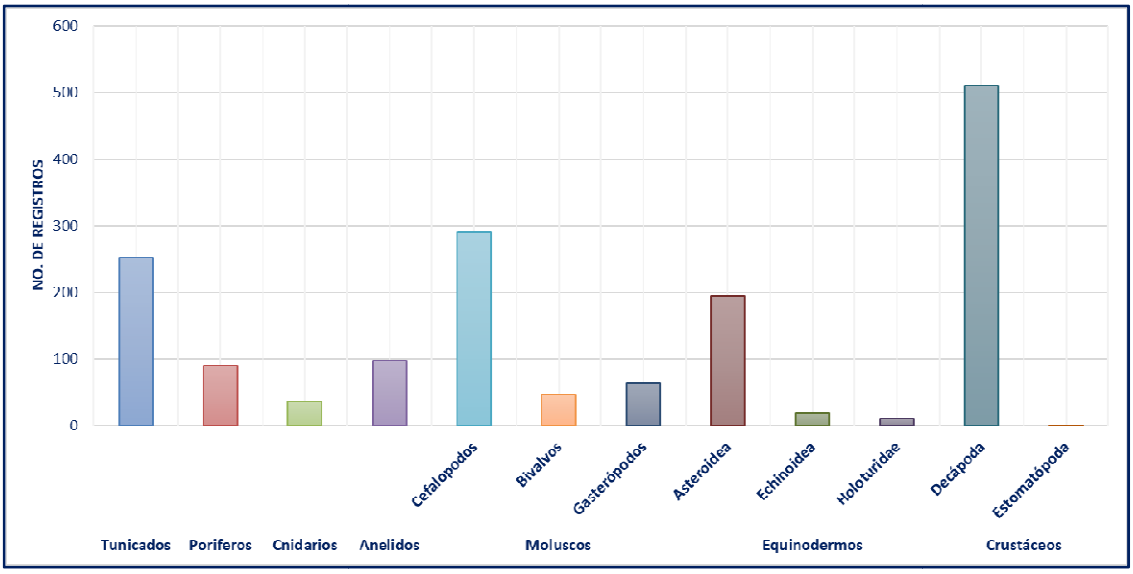


Figura 6. Registro de invertebrados identificados como fauna acompañante de la pesquería costera de langostino en aguas de la Provincia de Chubut. Datos del Programa Privado de Observadores a Bordo, temporada 2015-2016.

Teniendo en cuenta lo mencionado anteriormente y de acuerdo a las tablas de referencia del método (Anexo I), se tiene que el hábitat asociado a la pesquería se describe como:

> Hábitat con sustrato fino, compuesto por sedimentos finos (0.1-1mm) y gruesos (1-4mm), de geomorfología plana y estructura superficial simple, con presencia de biota compuesta por una mezcla de comunidades de invertebrados pequeños y poco incrustantes.

3.1.2. Clasificación del Bioma, Sub-bioma y sus características

El método establece distintos tipos de bioma con base en la profundidad a la cual se realiza la captura de la especie objetivo. De acuerdo con el análisis de los datos del Programa Privado de Observadores a Bordo, la profundidad a la cual se realizaron los lances registrados durante la temporada 2015-2016 estuvo entre los 20,8 y los 62,5m en el periodo de diciembre de 2015 a abril de 2016.

Por tanto, se identificaron dos unidades de análisis (bioma/sub-bioma) para el área de estudio: (1) Bioma Costero (0-25m) /Sub-bioma Margen costero; y (2) Bioma Plataforma continental/Sub-bioma Plataforma continental interna (25-100m) (Anexo II).

3.2. Puntuación de los atributos de consecuencia

Los atributos de consecuencia están divididos en 2 grupos: *Productividad del Hábitat* e *Interacción del arte de pesca con el hábitat*; y cada uno a su vez contiene distintos atributos a los cuales se les asignó un puntaje, según se muestra en la Tabla 1 y según se explica a continuación.

Tabla 1. Puntaje y nivel de riesgo asignados a los atributos de consecuencia de cada unidad de análisis.

		Margen costero	Plataforma continental interna
Atributos de Consecuencia	Productividad del hábitat	Nivel de Riesgo	
	Regeneración de la biota	1	2
	Disturbios naturales	1	2
	Interacción Hábitat - Arte de Pesca	Nivel de Riesgo	
	Remoción de la biota	1	1
	Remoción del sustrato	3	3
	Dureza del sustrato	3	3
	Rugosidad del sustrato	3	3
	Pendiente del lecho marino	1	1
	Puntaje de Consecuencia	1,67	2,11

3.2.1. Productividad del hábitat:

3.2.1.1. Regeneración de la biota

Para cada unidad de análisis identificada previamente en el numeral 3.1.1., este atributo debe ser puntuado teniendo en cuenta la tasa de recuperación de la biota asociada con el hábitat, para lo cual se utiliza información disponible de edad, crecimiento y recolonización de las especies involucradas.

Los resultados del programa privado de observadores del PROME para la temporada 2015-2016 indican que la fauna de invertebrados bentónicos en el área estudiada estuvo compuesta principalmente por tunicados, poríferos, cnidarios, equinodermos, anélidos y crustáceos (Figura 5). (CeDePesca y FCN – UNPSJB 2016). Estos resultados son coincidentes con la descripción de la fauna acompañante de la pesquería de langostino descrita por Roux *et al.* (1997) y con lo reportado por Suoto y Gilberto (2014) y Suoto (2016), que indican que los crustáceos, moluscos y equinodermos fueron los grupos de mayor representatividad dentro de la fauna bentónica asociada a la pesquería de langostino durante los estudios realizados en el Golfo San Jorge y costas de Chubut.

Sin embargo, aunque se cuenta con información sobre la composición de la fauna asociada a los fondos donde opera la pesquería, no se tiene información especifica sobre las tasas de crecimiento, edad y recolonización para dicha fauna. Por este motivo, el puntaje se asignó utilizando las opciones en ausencia de información (Anexo III).

Margen Costero
• Primeros 25 m de profundidad. • Presencia de fauna pequeña, y poco incrustante.
Puntaje: **1**

Plataforma Continental Interna
• 25-100 m de profundidad. • Presencia de fauna pequeña, y poco incrustante.
Puntaje: **2**

3.2.1.2. Disturbios naturales

Aquella biota que se encuentra expuesta a perturbaciones naturales, típicas del hábitat al que se encuentra asociada, tiene la capacidad intrínseca de recuperarse con mayor o menor rapidez. Dichas perturbaciones son producidas por factores como las mareas, corrientes locales, tormentas u oleaje. La profundidad a la cual se encuentra el hábitat es el factor determinante por el cual dicha biota puede verse afectada en mayor o menor grado (MSC, 2014).

Los golfos y penínsulas que se encuentran en la zona patagónica funcionan como "trampas de sedimentos", debido a la gran energía hidráulica producida por la acción de las amplias mareas que influencian la plataforma. La zona costera de la plataforma continental argentina está influenciada por la corriente patagónica que fluye entre la corriente de Malvinas y la costa, la cual se caracteriza por ser una masa de agua estable, con temperaturas del agua que varían entre los 5° a 16ºC y con salinidad entre 33 y 33,55. En cambio, el sector de la plataforma continental argentina comprendida

entre Tierra de Fuego y Península Valdez es una zona catalogada como zona de transición debido a que se encuentra fuertemente influenciada por la corriente Sub-antártica patagónica. (Bastida *et al.,* 1992).

En este caso, dado que no se cuenta con una valoración explícita acerca de la intensidad de las perturbaciones como lo requiere el método (Anexo IV), se asignó el puntaje teniendo en cuenta el atributo en ausencia de información.

Margen Costero
• Margen costero y superficial de la plataforma interna (<60 m), Registros de captura de langostino con lances entre 20,8–55,2 m de profundidad. Puntaje: **1**

Plataforma Continental Interna
• Plataforma continental interna profunda y plataforma externa (60-200 m) Registros de captura de langostino con lances entre 62,5 m. Puntaje: **2**

3.2.2. Interacción del hábitat con el arte de pesca

3.2.2.1. Probabilidad de remoción de la biota

A este atributo se le asigna un puntaje teniendo en cuenta la probabilidad que tiene la biota de ser impactada, removida o muerta por la interacción con el arte de pesca. La vulnerabilidad de la biota respecto al arte de pesca utilizado depende de caracteres como el peso, talla, robustez, flexibilidad y complejidad de las especies. De esta manera, aquellos organismos que son grandes, erectos, inflexibles o delicados serían más vulnerables a ser removidos o a sufrir daños físicos en comparación a aquellos organismos de tallas pequeñas, flexibles o excavadores (MSC, 2014).

La asignación del puntaje para este atributo se asignó tomando en cuenta el tipo de biota (númeral 3.1.1) y el tipo de red usado para la pesca de langostino; siguiendo lo establecido por el método en el Anexo V.

Margen Costero y Plataforma Interna
Tanto en el margen costero como en la plataforma interna, la biota asociada a los fondos de pesca está compuesta por una mezcla de comunidades de invertebrados pequeños poco incrustantes y el arte de pesca utilizado corresponde a redes de arrastre demersal. Puntaje: **1**

3.2.2.2. Probabilidad de remoción del sustrato

Este atributo debe ser puntuado teniendo en cuenta los fragmentos de roca o grano resultantes del rompimiento de grandes rocas, además de la probabilidad que exista de que el sustrato sea removido. Los sedimentos finos suelen ser más vulnerables al impacto debido a que son más fáciles de remover por el arte de pesca; sin embargo, son más resilientes que aquellos sustratos que albergan fragmentos de roca y fauna sésil que puede ser afectada con mayor facilidad. La capacidad de acumulación que tienen los fondos de sustrato fino y la presencia de infauna es lo que los hace más resistentes (MSC, 2014).

Los estudios realizados por Roux y Fernández (1997) indican que la actividad de la flota langostinera que opera en el área del Golfo San Jorge y el litoral de la Provincia de Chubut no parece ocasionar daño irreversible a la composición sedimentológica ni la fauna asociada que allí se asienta. Los datos obtenidos por los investigadores indican que "los fondos se encuentran dentro de los cánones conocidos para otras zonas de pesca de distintos mares", además afirman que los fondos presentan "características normales y esperables dada la actividad langostinera". Sin embargo, tomando en cuenta las características del sustrato y la alta probabilidad de remoción del mismo, se asigna un puntaje 3 (Anexo V).

Margen Costero y Plataforma Interna
Tanto en el margen costero como en la plataforma interna, la pesca de langostino se realiza con red de arrastre demersal y el sustrato está compuesto por fracciones mediano-gruesas con predominio de arenas o gravas. Roux y Fernández (1997).
Puntaje: **3**

3.2.2.3. Dureza del sustrato

La puntuación de este atributo se asignó teniendo en cuenta la composición del sustrato. Aquí se considera si el fondo se degrada o no al entrar en contacto con el arte de pesca. Es de esperarse que sustratos de fondos duros/rocosos sean más resistentes al impacto.

La plataforma continental argentina se caracteriza por la presencia dominante de arenas finas y medianas, aunque en algunos lugares se encuentran altos porcentajes de grava y bioclastos (<2 mm) provenientes de diferentes grupos de invertebrados. En el área comprendida entre Península Valdez y los 49°S, el sedimento está conformado por una gran diversidad de bioclastos, los más dominantes son los provenientes de moluscos y briozoos. (Bastida *et al.,* 1992).

Las arenas son el tipo de semdimento más abundante de la plataforma continental argentina; se estima que cubren aproximadamente el 65%. Las arenas son un tipo de sedimento completamente suelto de tipo fino en su mayoría y grueso en algunos casos. Las gravas son materiales sueltos y junto con las conchillas comprenden un 25% de la plataforma continental. (Parker *et al.,* 1997).

En el área estudiada por Roux y Fernández (1997) entre Cabo dos Bahías y Tres Puntas y el Litoral del Chubut, los análisis granulométricos indicaron que esta es una zona con sustratos duros en los cuales

abundan briozoos, celenterados y poríferos; dicha abundancia es favorecida debido a la presencia de sedimentos de tipo grava o arena de composición mediano gruesa.

Tomando en cuenta lo mencionado anteriormente y lo establecido por el método en el Anexo VI, se asigna un puntaje de 3 para ambas unidades de análisis.

Margen Costero y Plataforma Interna
Tanto en el margen costero como en la plataforma interna, el arte de pesca utilizado es la red de arrastre demersal y los fondos sobre los que opera la flota están compuestos por sedimentos no consolidados como lo son las arenas y gravas. Puntaje: **3**

3.2.2.4. Rugosidad del sustrato

La puntuación de este atributo se basa en las características del relieve, la rugosidad, y pendiente del fondo marino. De esta manera, suelos rugosos y fondos marinos de pendiente pronunciada son menos asequibles a la red de pesca (Anexo VI).

La plataforma continental es homogénea debido a su gran extensión y suave pendiente con ondulaciones en zonas donde predominan las arenas y menor rugosidad en comparación con la plataforma de Tierra de Fuego, donde se presentan más tipos de relieve, con pendientes marcadas. (Bastida *et al.* 1992). Presenta escaso relieve y bajas pendientes desde el margen continental hasta el quiebre que la separa del talud (Parker *et al.,* 1997) (Figura 5).

Margen Costero y Plataforma Interna
Teniendo en cuenta que la pesca de langostino se realiza con red de arrastre demersal tanto en el margen costero como en la plataforma interna y que el hábitat asociado a la pesquería presenta geomorfología plana de estructura superficial simple, se considera que el nivel de riesgo es alto, puesto que el contacto entre la red y el fondo es directo al no haber relieve o rugosidad en el sustrato que impida o dificulte la interacción. Puntaje: **3**

3.2.2.5. Pendiente del lecho marino

Este atributo es puntuado teniendo en cuenta el impacto producido en el hábitat como resultado de la pendiente y movilidad de los sustratos una vez que son impactados por el arte de pesca. La pendiente del lecho marino es el factor principal que se toma en cuenta para asignar el puntaje del atributo. En zonas donde la pendiente del lecho marino es pronunciada, la interacción del arte de pesca y el efecto de la gravedad incrementan el nivel de riesgo (MSC, 2014).

En el Anexo VI se muestran los parámetros establecidos por el método para la asignación del puntaje de este atributo.

La plataforma continental argentina es homogénea en la mayor parte de su extensión, presentando suaves pendientes, canales y cordilleras, cuyo origen probablemente se debe a la presencia de

litorales submarinos en épocas pasadas. (Bastida *et al.* 1992). A profundidades no mayores a los 100 metros la plataforma presenta desniveles que no superam los 20m (Parker *et al.,* 1997).

Margen Costero y Plataforma Interna
Tanto en el margen costero como en la plataforma continental, la pesca de langostino se realiza con red de arrastre demersal y el hábitat presenta una geomorfología plana donde no se evidencia pendiente pronunciada.
Puntaje: **1**

3.3. Puntuación de los atributos espaciales.

Los atributos espaciales son: *huella del arte de pesca, solapamiento espacial y probabilidad de encuentro*. Estos atributos fueron puntuados teniendo en cuenta el tipo de arte usado por la pesquería, la distribución de esfuerzo de pesca y la distribución de los hábitats asociados. Los puntajes para cada atributo de las dos unidades de análisis se observa en la Tabla 2 y se explican a continuación.

Tabla 2. Puntajes para atributos espaciales.

		Margen costero	Plataforma continental interna
Atributos espaciales	Huella del arte de pesca	3	3
	Solapamiento espacial	1	1
	Probabilidad de encuentro	3	3
	Puntaje Espacial	2,08	2,08

3.3.1. Huella del arte de pesca

Este atributo mide el nivel de impacto considerando la frecuencia y la intensidad del impacto del arte de pesca sobre los hábitats. En el caso de las redes de arrastre demersal, el método considera que se requiere de un único encuentro para ocasionar impacto (MSC, 2014) (Anexo VII). Para este arte de pesca, el puntaje asociado es 3 (Anexo VIII).

Margen Costero y Plataforma Interna
Tanto en el margen costero como en la plataforma interna, la pesca de langostino se realiza con red de arrastre demersal y se necesita de un único encuentro para generar un impacto sobre los fondos.
Puntaje: **3**

3.3.2. Solapamiento espacial

El puntaje de este atributo se asigna teniendo en cuenta el solapamiento espacial entre la distribución del tipo de hábitat y la extensión de las áreas de operación de la flota estudiada (Anexo IX).
Al realizarse el solapamiento entre el área cubierta por los lances observados durante la temporada 2015-2016 (Figura 7) y el mapa de distribución de sedimentos descrito por Parker *et al.* (1997), se ob-

servó que la captura de langostino se habría llevado a cabo sobre fondos compuestos por sedimentos de tipo arenas y gravas. Esta descripción es coincidente con la reportada por Roux y Fernández (1997) en el análisis sedimentológico de los fondos de pesca del langostino patagónico en el litoral de la provincia del Chubut, donde predominan los sedimentos de tipo gravas y arenas (Figura 3).

En la Figura 8 se puede observar que el área de captura de langostino en aguas costeras de la Provincia de Chubut frente a Rawson, donde operó la flota monitoreada por el Programa Privado de Observadores, representa sustancialmente menos del 30% de la distribución total que tendrían los hábitats cuyo sustrato está compuesto por arena y por grava en el Mar Argentino según Roux y Fernández (1997).

Margen Costero y Plataforma Interna

El área en la que operó la flota monitoreada por el Programa privado de Observadores a Bordo del PROME que contiene las unidades de análisis se encuentra en aguas costeras frente a Rawson y representa menos del 30% de la distribución total que tienen los hábitats cuyo sustrato está compuesto por arena y por grava en el Mar Argentino.

Puntaje: **1**

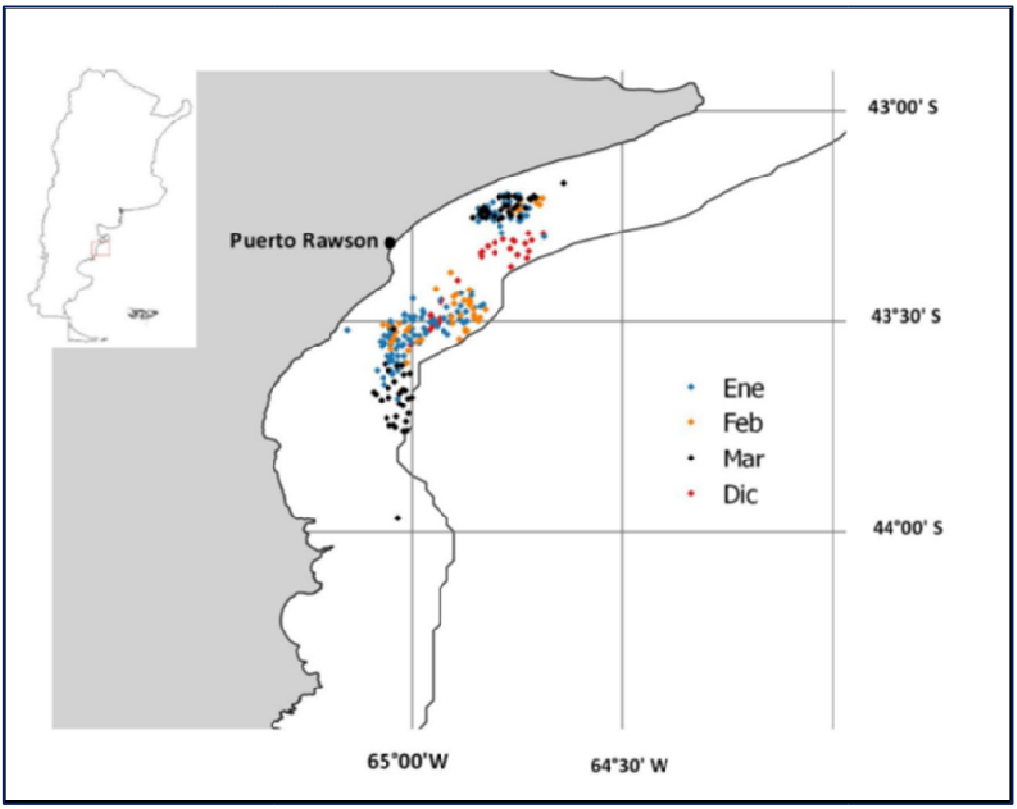


Figura 7. Lances de pesca observados por mes (diciembre 2015, enero a marzo 2016) en el marco del Programa Privado de Observadores a Bordo implementado como parte del Proyecto de Mejora para la pesquería costera de langostino (Chubut, Argentina). (CeDePesca & FCN - UNPSJB, 2016).

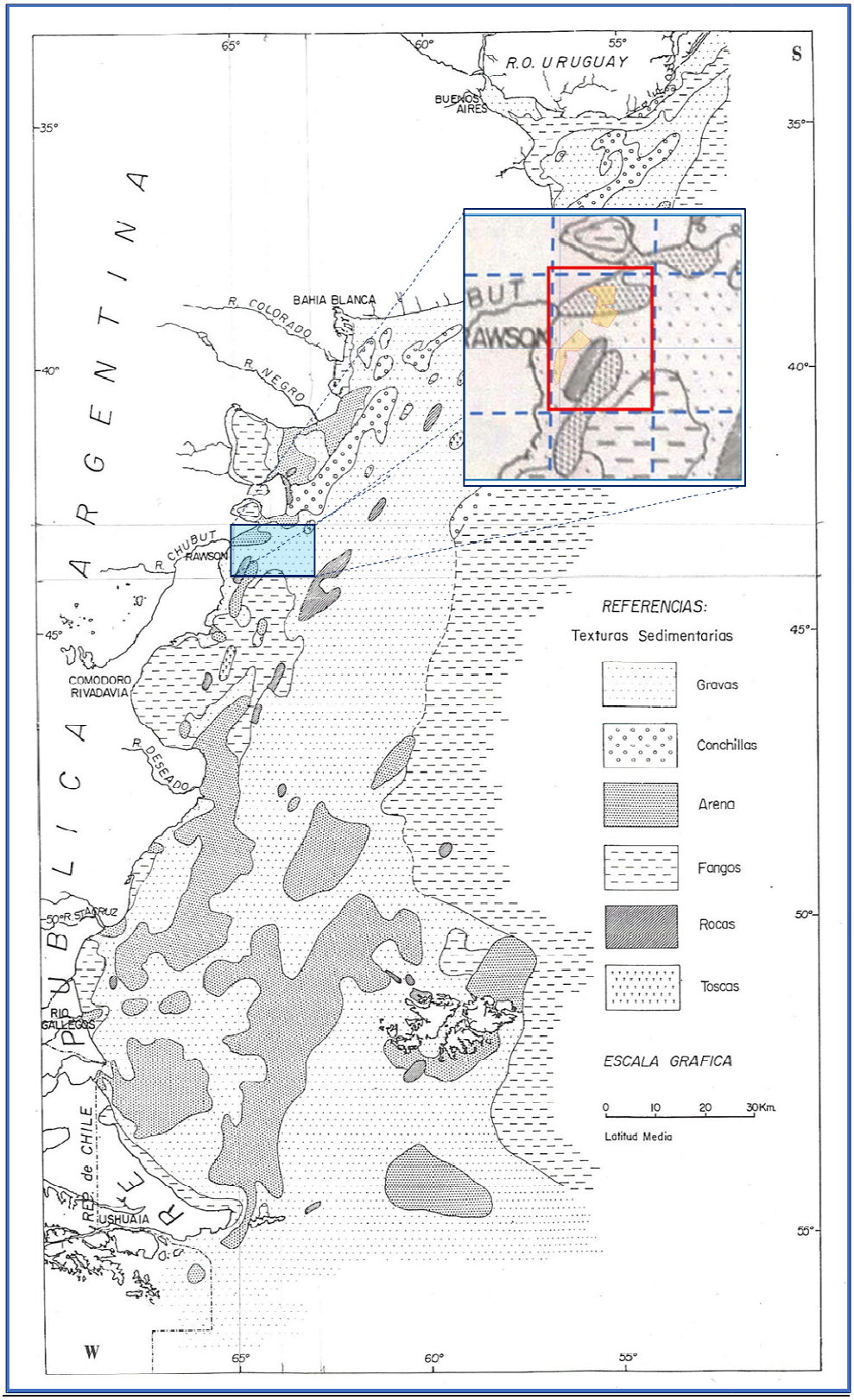


Figura 8. Distribución de los sedimentos en la plataforma continental argentina versus área de estudio (sombreado amarillo dentro del cuadro rojo). Modificado de: Roux y Fernández (1997).

3.3.3. Probabilidad de encuentro

El puntaje de este atributo está basado en la probabilidad de que el arte de pesca se encuentre con los tipos de hábitats bajo análisis durante el desarrollo de la actividad pesquera. Dado que los tipos de hábitats en análisis son los preferidos por la flota y son a su vez los preferidos por el recurso, se considera que la probabilidad de encuentro con dichos hábitats es superior al 75%. Por tanto, el puntaje asignado para ambas unidades de análisis es 3 (Anexo IX).

Margen Costero y Plataforma Interna
Tanto en el margen costero como en la plataforma interna, la probabilidad de encuentro con los hábitats descritos es superior al 75%, dado que precisamente se buscan estos tipos de hábitats para calar las redes por ser las zonas de distribución natural del recurso.
Puntaje: **3**

3.4. Puntuación final

Las puntuaciones del Componente de Consecuencias y el Componente Espacial para cada unidad de análisis se muestran en la Tabla 3. La puntuación final sugiere que el riesgo potencial de impactos negativos debido a la pesquería fue bajo para el sub-bioma costero, mientras que el sub-bioma de plataforma interna se encuentra dentro de la categoría de riesgo medio.

Tabla 3. Puntuación final para cada una de las unidades de análisis identificadas para la pesquería costera de langostino en aguas de la Provincia de Chubut.

	Margen costero	Plataforma continental interna
Componente de Consecuencias	1,67	2,11
Componente Espacial	2,08	2,08
PUNTAJE - CSA	**2,67**	**2,96**
Nivel de Riesgo	**Bajo**	**Medio**

4. Conclusiones

Esta primera iteración del CSA para la pesquería de langostino en aguas costeras de la Provincia de Chubut se efectuó sobre dos unidades de análisis: (1) bioma costero / sub-bioma margen costero y (2) bioma plataforma continental / sub-bioma plataforma continental interna. Los resultados del análisis indican que el sub-bioma margen costero enfrentaría un riesgo bajo de impacto negativo debido a los efectos de esta pesquería; mientras que el sub-bioma plataforma continental interna enfrentaría un riesgo medio. Esto sugiere la necesidad de considerar alternativas para disminuir el riesgo que podría presentar la pesquería para los hábitats de la plataforma continental interna.

Si bien ambas unidades de análisis presentan niveles de riesgo similares asociados al componente espacial y de interacción con el arte de pesca, la diferencia en su valoración final se debe a la diferencia en los atributos asociados a su productividad. Cabe acotar que al no contarse con información específica referente a tasas de recolonización, tasas de crecimiento y otros atributos de la fauna bentónica asociada a los fondos de pesca en la zona de estudio, y al no hallarse en la bibliografía consultada una valoración objetiva del nivel de disturbios naturales a los que está expuesta la misma, el método impone la utilización de puntajes "en ausencia de información". Dichos puntajes son más precautorios y dependen de características más generales, tales como la profundidad y el tipo de fauna bentónica presente en el área.

En el futuro inmediato, se espera contar con una variedad más amplia de datos -incluyendo la caracterización visual del tipo de sedimento observado al extraer la red. Los datos, provenientes del Programa Privado de Observadores a bordo implementado por el PROME durante la temporada 2016-2017, servirán para afinar el CSA y poder proponer medidas de mitigación, de resultar necesario.

5. Bibliografia

BASTIDA , R., ROUX, A., MARTINEZ, D. (1992). *Bentihic comunities of the Argentine continental shelf.* Argentina: Oceanologica Acta - Vol 15 - No.6.

CeDePesca, & FCN - UNPSJB, L. (2016). *Informe del Programa de Observadores a Bordo Temporada 2015-2016.* Argentina: Proyecto De Mejora De La Pesquería Costera de Langostino-PROME - CeDePesca - Laboratorio de Hidrobiología - FCN - UNPSJB.

DE LA GARZA, J., MORIONDO DANOVARO, P., FERNÁNDEZ, M., RAVALLI, C., SOUTO, V., & WAESSLE, J. (2017). An overview of the Argentine red shrimp (*Pleoticus muelleri*, Decapoda, Solenoceridae) fishery in Argentina. Biology, fishing, management and ecological interactions. Instituto Nacional de Investigación y Pesquero - INIDEP, 42.

MORIONDO DONOVARO, P., FERNÁNDEZ, M., FISCHBACH, C., DE LA GARZA, J., BERTUCHE, D. (2016). Síntesis de los aspectos biológico-pesqueros del Langstino (Pleoticus muelleri, Decápoda, Solenoceridae) en: El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 6, 95-110 p.

MSC. (2014). *MSC Fisheries Certification Requirements and Guidance*. London - United Kingdom: Version 2.0, 1st October, 2014.

MSC. (2017). MSC RBF Worksheets Versión 2.03. Recuperado de: https://www.msc.org/docs/default-source/default-document-library/for- business/program-documents/chain-of-custody-supporting-documents/msc_rbf_worksheets_v2-03.xlsx?sfvrsn=c0b7cb81_6.

PARKER, G., PATERLINI, M., & VIOLANTE, R. (1997). El Fondo Matino en El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros- Antecededentes históricos de las exploraciones en el mar y las caracteristicas ambientales (Tomo 1). Mar del Plata, Argentina: INIDEP - Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero.

ROUX, A. M., & FERNÁNDEZ F. M. (1997). Caracterizacion de los fondos de pesca del langostino patagonico *Pleoticus muelleri* en el golfo de san jorge y litoral de la Provincia de Chubut - argentina. Mar del Plata, R. Argentina: INIDEP - Informe Técnico 13.

SUOTO, V., & GILBERTO, D. (2014). Fauna bentónica asociada a la pesquería de langostino (*Pleoticus muelleri*). Resultados de la campaña de evaluación estival OB 01/14. Instituo Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero- INIDEP. INFORME DE INVESTIGACIÓN 071 - 2014.

SUOTO, V.(2016). Fauna bentónica asociada a la pesquería de langostino (*Pleoticus muelleri*) Análisis de la información colectada por los observadores a bordo en el periodo 2011-2014 . Instituo Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero- INIDEP. INFORME DE INVESTIGACIÓN 009 - 2016.

WILLIAMS, A., DOWNEY, J., SMITH, A., HOBDAY, A., & FULLER, M. (2011). Evaluating impacts of fishing on the benthic habitats: A risk assessment framework applied to Australian fisheries. *El Sevier*, 154-167 p.

6. Anexos

I Nomenclatura para la definición del hábitat

SUSTRATO	GEOMORFOLOGIA	BIOTA
Fino (lodo - arena)	Plano	Grande - Erecta
• Lodo (0,1mm) •Sedimentos Finos (0,1-1.0 mm) • Sedimentos Gruesos (1-4 mm)	• Estructura superficial simple • Sin Ondulaciones /Plano • Rizaduras de corriente/ Escurrimiento dirigido • Rizaduras de oleaje	Dominada por: • Esponjas grandes y/o erectas • Esponjas solitarias Grandes • Epifauna sedimentaria sésil solitaria (Ej.: asidias, briozoos) • Crinoideos • Corales • Mezcla de comunidades grandes o erectas
Mediano	Bajo Relieve	Pequeña - Erecta - Incrustante - Excavadora
• Grava / Guijarro (4-60mm)	• Topografía irregular con montículos y depresiones • Estructura superficial rugosa • Flujo de escombros / Banco de Escombros	Dominada por: Esponjas Pequeñas y poco incrustantes Esponjas Pequeñas y de baja estatura Consolidadas (ej: mejillones) y "camas" de bivalvos no consolidados (ej: vieiras) Comunidades mixtas de invertebrados pequeños o poco incrustantes. Bioturbadores infaunales
Grande	Afloramiento	Ausencia de Fauna o Flora
• Adoquín/ Cantos rodados (60 mm - 3m) • Rocas ígneas, metamórficas o sedimentarias (>3m)	• Afloraciones submarinas (Protrusiones de rocas del sedimento circundante <1m) • Afloraciones de bajo relieve (<1m)	• Sin presencia de epifauna, infauna o flora
Arrecifes solidos de origen biogénico	Relieve elevado	Flora
• Biogénico (Sustrato de carbonato de calcio biogénico) • Deposiciones de material esquelético formando base de arrecifes de coral.	• Afloramientos elevados (Protrusiones de sustrato consolidado >1m) • Estructura superficial rugosa	Dominada por: • Especies de pastos marinos

II. Lista de ejemplos de biomas, sub-biomas

Bioma	Sub-bioma	Características
Costero Plataforma Talud Abisal	Margen Costero (<25m) Plataforma interna (25-100m) Plataforma externa (110-200m) Talud superior (200-700m) Talud media (700-1500m)	Montes submarinos Cañones Abismos Quiebre de la plataforma Planicies de sedimentos/llanos sedimentarios Terrazas de sedimentos Acantilados Llanuras de arrecife disperso Grandes bancos rocosos

III. Puntuación de Regeneración de la biota basado en edad, crecimiento y recolonización.

Sub-Bioma	Usando Información Disponible			No hay Información disponible					
	Anual	Menor a una década	Mayor a una década	No epifauna	Pequeña Erecta/ Incrustante	Grandes y Erectas (Esponjas)	Largas y Erectas (ascidias y briozoos	Comunidades de Pastos Marinos / Comunidades de fauna mixtas/ Corales duros	Crinoideos (Lirios de Mar) / Solitarios / Comunidades mixtas/ Corales duros y blandos
Margen Costero (<25m)	1	2	3	1	1	1	1	2	1
Plataforma interna (25-100m)	2	3	3	2	2	2	2	2	2
Plataforma externa (110-200m)	1	2	3	1	1	3	2	3	3
Talud superior (200-700m)	1	2	3	1	1	3	3	3	3
Talud media (700-1500m)	1	2	3	1	2	3	3	3	3

IV Puntuación de Disturbios naturales.

Atributo	Puntaje		
	1	2	3
Disturbios Naturales	Regular o Severos	Irregular o moderado	Sin disturbios naturales
Disturbios Naturales (en ausencia de Información)	Margen costero y superficial de la plataforma continental (<60m)	Profundo dentro y fuera de la plataforma (60 -200m)	Talud- (pendiente) (>200m)

V Puntuación de remoción de la biota y del sustrato

Tipo de Arte	Remoción de la Biota			Remoción del Sustrato		
	Biota baja, robusta, pequeña (<5 cm), suave o flexible O Biota robusta y excavadora profunda	Biota erecta, mediana (<30cm), moderadamente rugosa o inflexible O biota moderadamente robusta, excavadora de poca profundidad	Biota alta, delicada, grande (>30 cm de alto), rugosa, o inflexible O Biota delicada y excavadora de poca profundidad	Inamovible (Lechos de roca y piedras>3m)	< 6 cm (Transferible)	6cm - 3m (Removible)
Recolección manual	1	1	1	1	1	2
Palangre demersal	1	1	2	1	1	1
Línea de mano	1	1	2	1	1	1
Trampa	1	2	2	1	1	1
Red de enmalle de fondo u otra red de enmalle	1	2	3	1	1	1
Red de cerco danesa	1	2	3	1	2	3
Red de Arrastre demersal	1	3	3	1	3	3
Draga	3	3	3	1	3	3

VI Puntuación de dureza y rugosidad del sustrato y pendiente del lecho marino.

	DUREZA DEL SUSTRATO			RUGOSIDAD DEL SUSTRATO			PENDIENTE DEL FONDO MARINO		
	Duro (ígneos, sedimentarios o fuertemente consolidados)	Suave (ligeramente consolidado, degradado o biogénico)	Sedimentos (no consolidados)	Alto relieve (> 1 m), alto afloramiento o estructura rugosa (grietas, grietas, salientes, rocas grandes, paredes de roca)	Bajo relieve (<1,0 m), estructura superficial áspera (escombros, pequeños cantos rodados, bordes rocosos), subculturas o afloramientos bajos	Estructura de superficie plana y simple (montículos, ondulaciones, rizaduras de oleaje y de corriente)	GGrado bajo (<1) Llanuras en el margen costero, terrazas en la plataforma interna y externa, o en el talud medio. O Bancos rocosos/ arrecifes de franja en el borde costero, plataforma interna y externa o el talud superior y medio	Grado medio (1-10) Terrazas en la plataforma externa o talud superior	Alto grado (> 10): Cañones en el estante exterior, o en la parte superior o media de la pendiente O Montes submarinos / biohermos en margen costero, estante interior o pendiente alta o mediana. Grado medio (1-10): Terrazas en la plataforma exterior o en la pendiente superior
Recolección manual	1	2	3	3	3	1	1	2	3
Palangre demersal	1	2	3	2	3	3	1	2	3
Línea de mano	1	2	3	2	3	3	1	2	3
Trampa	1	2	3	2	3	3	1	2	3
Red de enmalle de fondo u otra red de enmalle	1	2	3	2	3	3	1		3
Red de cerco danesa	1	2	3	1	1	3	1	2	3
Red de arrastre demersal	1	2	3	1	3	3	1	2	3
Draga	1	2	3	1	1	3	1	2	3

VII Número de encuentros necesarios para causar impacto.

Arte	Muchos encuentros	Algunos encuentros	Un encuentro
Recolección manual	*		
Línea de mano	*		
Palangre demersal		*	
Red de enmalle de fondo u otra red de enmalle		*	
Red de cerco danesa		*	
Red de Arrastre demersal			*
Draga			*

VIII Puntuación de huella del arte de pesca.

Arte	Puntaje Huella de la red
Recolección manual	1
Palangre demersal	1
Línea de mano	1
Trampa	2
Red de enmalle de fondo u otra red de enmalle	2
Red de cerco danesa	2
Red de Arrastre demersal	3
Draga	3

IX Puntuación solapamiento espacial y probabilidad de encuentro

Atributos Espaciales	Puntaje					
	0,5	1	1,5	2	2,5	3
Solapamiento Espacial	Solapamiento de la UoA con el hábitat es ≤ 15%	Solapamiento de la UoA con el hábitat es ≤ 30%	Solapamiento de la UoA con el hábitat es ≤ 45%	Solapamiento de la UoA con el hábitat es ≤ 60%	Solapamiento de la UoA con el hábitat es ≤75%	Solapamiento de la UoA con el hábitat es >75%
Probabilidad de Encuentro	Probabilidad de encuentro-capacidad es ≤15%	Probabilidad de encuentro-capacidad es ≤30%	Probabilidad de encuentro-capacidad es ≤45%	La proba-bilidad de encuentro-capacidad es ≤60%	La proba-bilidad de encuentro-habilidad es ≤75%	La proba-bilidad de encuentro-capacidad es >75%

Anexo I
Programa conjunto de marcado-recaptura de gatuzo (*Mustelus schmitti*) en el área del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo

Santiago Silveira[1], Marcelo Pérez[2], Federico Mas[1], Rodrigo Forselledo[1], Federico Cortés[2], Martín Laporta[1], Ana Massa[2] & Andrés Domingo[1]

[1]*Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA – MGAP); Constituyente 1497, Montevideo, Uruguay.*
[2]*Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo Nº1, Escollera Norte, B7602HSA Mar del Plata, Pcia. de Buenos Aires, Argentina.*
ssilveira@dinara.gub.uy / mperez@inidep.edu.ar

RESUMEN: En el marco de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo se elaboró el primer Programa Conjunto de Marcado-Recaptura de Gatuzo (PCMG). Las técnicas de marcado en peces permiten evaluar aspectos poblacionales como migraciones, tamaño poblacional, crecimiento, distribución, supervivencia, mortalidad natural y mortalidad por pesca. El PCMG prevé colocar 10.000 marcas (3/4" *mono long-T*, comúnmente utilizadas en peces óseos) en tiburones gatuzo (*Mustelus schmitti*) para avanzar en el conocimiento de sus desplazamientos y migraciones en el área del Tratado del Rio de la Plata y su Frente Marítimo, y aguas adyacentes. Durante una campaña costera realizada en 2016 a bordo del B/I Aldebarán se realizaron marcaciones piloto en dos especies de condrictios. En total fueron marcados 576 gatuzos y 71 trompa de cristal (*Galeorhinus galeus*). A la fecha, se recapturaron tres ejemplares de gatuzo en la costa oceánica uruguaya, luego de entre 227 y 307 días en libertad. En base a estas recapturas es posible afirmar que las marcas, así como el método utilizado, son apropiados para el seguimiento de estas especies. Se considera que la continuidad del PCMG, en conjunto con la implementación de campañas de divulgación podrán proveer información valiosa para la evaluación y conservación de este recurso.

Palabras clave: marcado, gatuzo, *Mustelus schmitti*, Zona Común de Pesca.

SUMMARY: Joint tag-recapture programme for smooth hound sharks (*Mustelus schmitti*) in the area of the Rio de la Plata Treaty and its Maritime Front.- The Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM) elaborated the first joint tag-recapture program for smooth hound sharks (*Mustelus schmitti*) between Argentina and Uruguay (PCMG). Tagging in fishes represent a useful method for studying different population aspects such as long-term movements and migrations, population size, growth, and fishing and natural mortality. This program aims to use 10,000 tags (3/4' *mono long-T*, commonly used in bonny fishes) in smooth hound sharks to study their movements and migrations within the Río de la Plata treaty and its' maritime front, and adjacent waters. A pilot tagging experience was conducted on 2016 during a coastal bottom trawl survey on board the R/V Aldebarán. A total of 576 smooth hounds and also 71 school sharks (*Galeorhinus galeus*) were tagged. So far, three smooth hounds have been recaptured within the Atlantic coast of Uruguay, with days at liberty ranging from 227 to 307. Based on these recaptures and the experience gained during the pilot tagging experience, we conclude that the tags are suitable for studying these species. Tagging efforts at the PCMG's designated areas, as well as a strong awareness campaign within the fishing sectors are of outmost importance for the success of the tagging program.

Key words: tagging, narrownose smoothhound, *Mustelus schmitti*, Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone.

Introducción

La utilización del marcado mediante distintas técnicas es un valioso medio para estudiar distintos aspectos poblacionales de peces (Hilborn y Walters, 1992), incluyendo tiburones (Latour, 2005; Simpfendorfer y Heupel, 2012). Los estudios de marcado y recaptura son de gran utilidad para comprender los movimientos y migraciones de una especie, así como para estimar diversos parámetros biológico-pesqueros, tales como el tamaño poblacional, crecimiento individual, sobrevivencia, y mortalidad natural y por pesca (Sims, 2010; Simpfendorfer y Heupel, 2012).

El gatuzo (*Mustelus schmitti*) es un tiburón costero endémico del Atlántico Sudoccidental, distribuido entre los 23°S y 47°45'S (Chiaramonte y Pettovello, 2000; Nión *et al.*, 2016). Esta especie constituye uno de los condrictios más abundantes capturado por flotas artesanales e industriales de Argentina y Uruguay que pescan en el área del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo (área del Tratado) y aguas adyacentes (Massa *et al.*, 2004; Sánchez et al, 2011; Pons *et al.*, 2015; Silveira *et al.*, 2016). Existen numerosos trabajos regionales sobre esta especie en relación al comportamiento migratorio, crecimiento, genética, estructura poblacional y comportamientos vinculados con variables ambientales (Vooren, 1997; Sidders *et al.*, 2005; Oddone et. al., 2005; Oddone *et al.*, 2007; Pereyra *et al.*, 2008; Segura y Milessi, 2009; Colautti *et al.*, 2010; Hozbor *et al.*, 2010; Pereyra *et al.*, 2010; Cortes *et al.*, 2011; Pérez *et al.*, 2014; Jaureguizar *et al.*, 2015; Orlando *et al.*, 2015; Elisio *et al.*, 2017; Jaureguizar *et al.*, 2016; De Wysiecki *et al.*, 2017). Sin embargo, la mayoría de los trabajos no consideran el seguimiento individual de ejemplares. Los trabajos relacionados al estudio de las migraciones realizados hasta la fecha para esta especie no reflejan patrones definidos (Pérez *et al.*, 2014). Si bien son confluentes en la segregación espacial asociada a migraciones reproductivas, en lo que refiere a la fidelidad a los sitios donde habita y en la permanencia en esos sitios, conectividad entre zonas no está claramente establecida. Otros aspectos, como la sobrevivencia post-captura en diversos artes de pesca, no se encuentran aún evaluados. Estos elementos son fundamentales para conocer el impacto de las distintas pesquerías y son críticos en el manejo de la especie.

Considerando los antecedentes del marcado de gatuzo en Argentina (Pérez y Massa, 2011; Pérez *et al.*, 2014) y la experiencia de los investigadores de Uruguay en esta temática con otras especies (Laporta *et al.*, 2013; Domingo *et al.*, 2016), el Grupo de Trabajo "Condrictios" de la CTMFM, elaboró el Programa Conjunto de Marcado-Recaptura de Gatuzo (PCMG). Los objetivos del Programa son: 1) avanzar en el conocimiento de su distribución, desplazamientos y migraciones; 2) intentar estimar parámetros biológico-pesqueros tales como tamaño poblacional y crecimiento.

Implementación del programa

Áreas y período de marcado

Las áreas designadas para la marcación se muestran en la Figura 1. Tanto en la costa argentina, como uruguaya, la marcación se realizará durante la primavera, período de mayor accesibilidad a concentraciones reproductivas cercanas a la costa (Massa *et al.* 2004; Sidders *et al.*, 2005; Silveira *et al.*, 2016). En plataforma interna y externa el periodo de marcado estaría condicionado a la realización de las Campañas de Investigación Conjuntas.

Figura 1. Principales áreas destinadas a realizar las marcaciones de gatuzo en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya.

Modalidad y aplicación de marcas

El PCMG cuenta con 10.000 marcas del tipo Spaghetti orange (3/4 " *mono long-T*), pistolas y puntas *Avery Dennison* modelo *Mark III* y Nº 10683, respectivamente (Figura 2a).

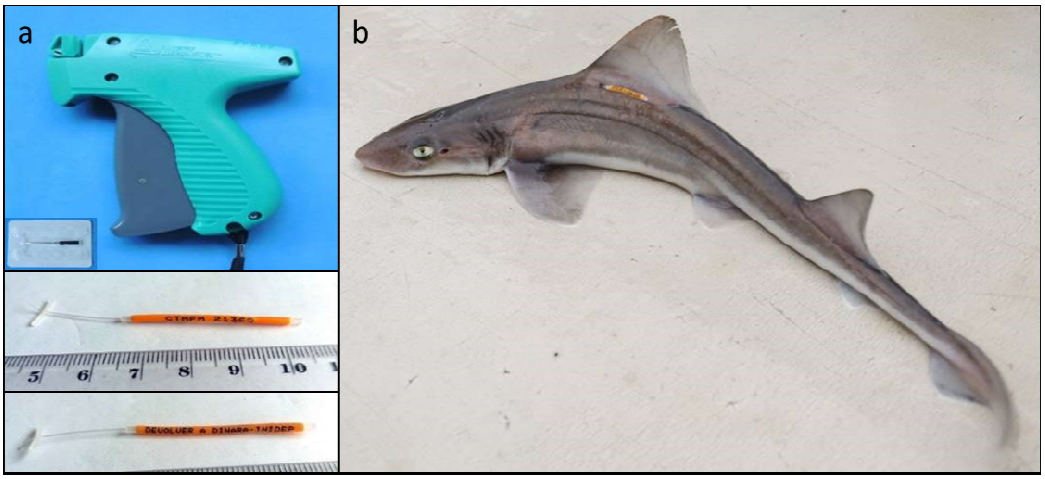


Figura 2. a) Pistola aplicadora, aguja y marcas utilizadas para gatuzo (*Mustelus schmitti*); b) ubicación de la marca, del lado izquierdo del tronco y a la altura de la base de la primera aleta dorsal.

Se propone colocar 5.000 marcas en la zona costera entre ambos países y 5.000 en las campañas de investigación conjuntas costeras (plataforma interna) y de altura (plataforma externa). En el área costera uruguaya, el marcado se realizará a bordo de embarcaciones artesanales que operan desde Piriápolis hasta Chuy con redes de enmalle de fondo durante la primavera. Este período corresponde a la época de zafra de la pesca artesanal de gatuzo en Uruguay (Silveira *et al.*, 2016). En la costa argentina las marcaciones se realizarán a bordo de buques del INIDEP (*Truckers*) equipados con artes de pesca apropiados (redes de enmalle, arrastre y palangre). En el área de plataforma interna y externa,

el marcado se realizará en las Campañas de Investigación Conjuntas, ya sean estas costeras, de altura o integral, mediante el uso de redes de arrastre de fondo. El personal encargado del muestreo de condrictios realizará la selección y marcado de ejemplares que se encuentren en condiciones vitales favorables para asegurar la supervivencia post-captura. De cada ejemplar se tomarán medidas de talla, se determinará el sexo, el estadio de madurez sexual en machos y se colocará una marca en la base de la primera aleta dorsal (Figura 2b). Simultáneamente, se registrarán los datos de: fecha, posición, profundidad, tipo de fondo, arte de pesca y otras observaciones, particularmente aquellas que permitan evaluar la sobrevivencia post-captura.

Estrategia de recuperación de marcas

Previo a la marcación de ejemplares se realizarán campañas de divulgación del PCMG. La divulgación en cada país será promocionada en diarios locales, radios y charlas a pescadores, marineros y patrones de pesca. Para la difusión se confeccionó cartelería de cada país (Figura 3), explicando cómo proceder en caso de encontrar un ejemplar marcado. Como estímulo y para favorecer las comunicaciones de las recapturas, las marcas recuperadas serán retribuidas con obsequios (Figura 4).

Figura 3. Afiche de divulgación diseñado para la recuperación de marcas en Argentina y Uruguay.

Experiencia piloto del programa

Para evaluar la factibilidad de utilizar este tipo de marcas en condrictios (comúnmente utilizadas en peces óseos), se realizó una prueba piloto durante la Campaña de Investigación Costera Conjunta, realizada en la primavera de 2016 a bordo del B/I Aldebarán. La prueba consistió en evaluar la maniobra operativa de marcación, así como el funcionamiento de las marcas y las pistolas en gatuzo y en trompa de cristal (*Galeorhinus galeus*). De cada ejemplar marcado se tomaron datos de: especie, lance, talla, sexo, estadio de madurez y número de marca (Figura 3). A su vez, los individuos marcados se clasificaron en base a su condición vital utilizando el siguiente criterio: 1) ejemplares bien activos y con movimientos vigorosos; 2) ejemplares menos activos, pero claramente vivos.

Durante la Campaña se realizaron 76 lances de pesca, marcando un total de 647 ejemplares de condrictios distribuidos en 42 lances (Figura 4), dando un promedio de 15 ejemplares por lance (Min= 1 – Max= 97). Los ejemplares marcados correspondieron a: 576 gatuzos (27-89 cm LT) y 71 trompa de cristal (49-151 cm LT) (Figura 5), observando para estos últimos, que pese a ser de mayor tamaño que los gatuzos, las marcas y pistolas funcionaron perfectamente y el marcado fue igual de exitoso.

De acuerdo con el estado vital de los ejemplares marcados los resultados son alentadores considerando que el 80% de los mismos se encontraban en buen estado, con movimientos activos y vigorosos, a pesar del tiempo y permanencia en la red de arrastre y del estrés ocasionado durante la colocación de la marca.

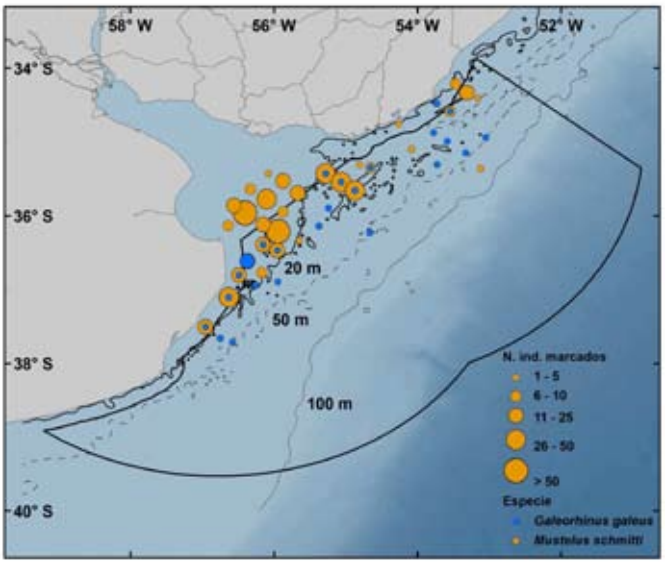


Figura 4. Lances del B/I Aldebarán donde se marcaron condrictios y proporción de ejemplares marcados por especie en cada lance.

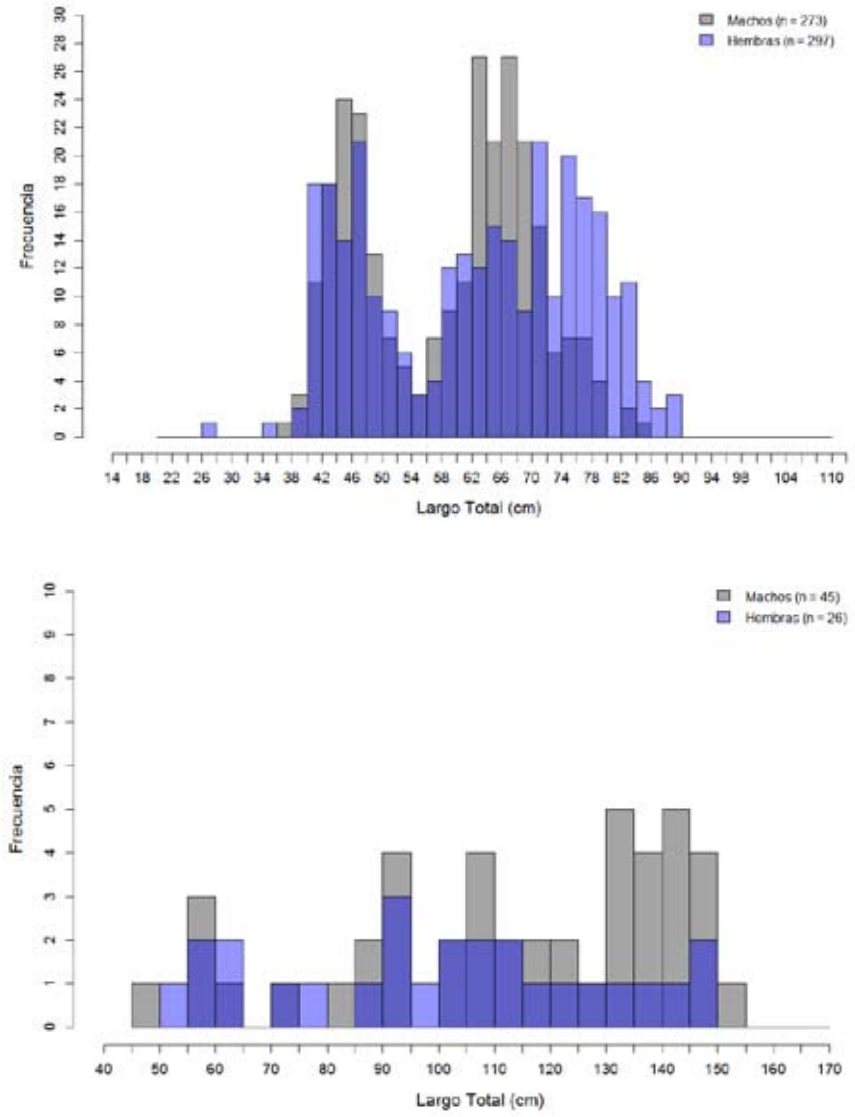


Figura 5. Histogramas de longitud de *Mustelus schmitti* (arriba) y *Galeorhinus galeus* (abajo) marcados en el B/I Aldebarán.

Recapturas

Desde el momento del marcado hasta marzo de 2018, se han reportado un total de 3 recapturas, todas ellas de gatuzo (Figura 6). En la Tabla 1 se presenta el número de marca, sexo, tiempo en libertad, distancia mínima recorrida, y crecimiento en longitud total de cada individuo recapturado. Todas las recapturas reportadas hasta el momento provinieron de pescadores artesanales de Uruguay. Dos de ellas fueron reportadas por pescadores en las localidades de La Paloma (Rocha) y Piriápolis (Maldonado), mientras que la tercera fue reportada por el personal de una planta procesadora de pescado en Punta del Este (Maldonado). En las tres recapturas las marcas se encontraban en su posición original y sin lesiones anatómicas evidentes. Es de destacar el crecimiento alcanzado de los ejemplares recapturados durante el tiempo en libertad y en el caso de la tercera recaptura, el ejemplar pasó del estadio juvenil al maduro.

Tabla 1. Resumen de recapturas del programa de marcado de gatuzo (PCMG) hasta marzo del año 2018. LT: longitud total; T: cantidad de días en libertad; D: distancia entre el punto de marcado y el de recaptura; C: crecimiento entre el momento de marcado y el de recaptura.

Individuo	Especie	LT (cm)	Sexo	Marca	T (días)	D (km)	C (cm)
1	*M. schmitti*	48	Hembra	21013	237	41	18
2	*M. schmitti*	60	Hembra	21360	287	66	NA
3	*M. schmitti*	48	Macho	21939	307	67	15

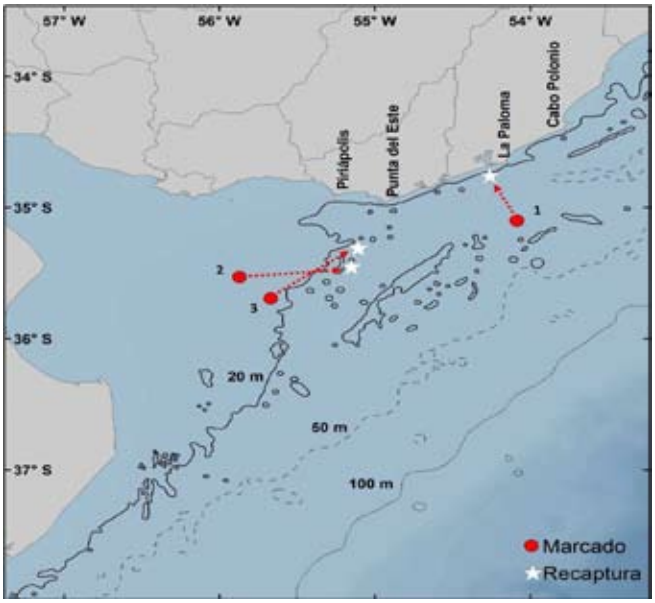


Figura 6. Recapturas de gatuzo (*Mustelus schmitti*) hasta marzo del año 2018. Los números del 1 al 3 corresponden a los individuos en la Tabla 1.

Conclusiones

Las marcas e instrumentos utilizados parecen adecuados para utilizar en ejemplares de *Mustelus schmitti* y *Galeorhinus galeus*.

La ausencia de infecciones o lesiones evidentes alrededor de la marca en los ejemplares recapturados sugiere que las mismas son adecuadas para el marcado de esta especie. Por otro lado, el hecho de haberse registrado recapturas de ejemplares de gatuzo luego de hasta 307 días en libertad es una primera evidencia de la sobrevivencia post-captura y post-marcado de la especie y de la viabilidad del PCMG.

Si bien a la fecha los resultados del programa son alentadores, es necesario dirigir esfuerzos a la difusión del programa a fin de maximizar las probabilidades de reporte de recapturas de ejemplares por los distintos actores de la pesca (pescadores artesanales, industriales, plantas pesqueras, etc.). Al mismo tiempo, se sugiere dar continuidad a las actividades del PCMG y cumplir con el marcado de ejemplares de acuerdo a lo establecido en el programa.

Agradecimientos

A Luis y Luciano Techera, Claudia, Manuel Domingo, Martín y Daniel Lobato, Rafael Fontenla, Jhordan y Darwin, por reportar y colaborar en las recapturas. A los compañeros de DINARA del B/I Aldebarán. A Graciela Fabiano por el apoyo incondicional. Leandro Navarro quien confeccionó los afiches. A Adrián Vega y Claudio Ruarte por colaborar en la divulgación del PCMG. A la CTMFM y en especial a Ramiro Sánchez por apoyar el desarrollo de ésta actividad.

Bibliografía

CHIARAMONTE, G.E. & PETTOVELLO, A.D. 2000. The biology of *Mustelus schmitti* in southern Patagonia, Argentina. Journal of Fish Biology 57, 930-942.

COLAUTTI, D., BAIGUN, C., CAZORLA, A.L., LLOMPART, F., MOLINA, J.M., SUQUELE, P. & CALVO, S. 2010. Population biology and fishery characteristics of the smooth-hound *Mustelus schmitti* in Anegada Bay, Argentina. Fish Res, 106 (3), 351-357.

CORTÉS, F., JAUREGUIZAR, A.J., MENNI, R.C. & GUERRERO, R.A. 2011. Ontogenetic habitat preferences of the narrownose smooth-hound shark, *Mustelus schmitti*, in two Southwestern Atlantic coastal areas. Hydrobiologia, 661 (1), 445-456.

DOMINGO, A., CORTÉS, E., FORSELLEDO, R., JIMÉNEZ, S., MAS, F., & MILLER, P. 2016. Results of the double tagging study conducted in sharks. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 72 (5), 1105-1112.

DE WYSIECKI, A.M., JAUREGUIZAR, A.J. & CORTÉS, F. 2017. The importance of environmental drivers on the narrownose smoothhound shark (*Mustelus schmitti*) yield in a small-scale gillnet fishery along the southern boundary of The Río De La Plata Estuarine Area. Fish Res, 186, 345-355.

ELISIO, M., COLONELLO, J.H., CORTÉS, F., JAUREGUIZAR, A.J., SOMOZA, G.M. & MACCHI, G.J. 2017. Aggregations and reproductive events of the narrownose smooth-hound shark (*Mustelus schmitti*) in relation to temperature and depth in coastal waters of the south-western Atlantic Ocean (38–42° S). Mar Freshwater Res, 68 (4), 732-742.

HILBORN, R. & WALTERS, C. 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, New York, 570p.

HOZBOR, N.M., SAEZ, M., & MASSA, A. 2010. Edad y crecimiento de *Mustelus schmitti* (gatuzo), en la región costera bonaerense y uruguaya. Inf. Téc. INIDEP N° 49. pp. 1-14.

JAUREGUIZAR, A. J., CORTÉS, F., MILESSI, A. C., COZZOLINO, E., & ALLEGA, L. 2015. A trans-ecosystem fishery: environmental effects on the small-scale gillnet fishery along the Río de la Plata boundary. Estual Coast Shelf S, 166, 92-104.

JAUREGUIZAR, A.J., WIFF, R. & CLARA, M.L. 2016. Role of the preferred habitat availability for small shark (*Mustelus schmitti*) on the interannual variation of abundance in a large Southwest Atlantic Coastal System (El Rincón, 39°–41° S). Aquat Livin Resour, 29 (3), 305.

LAPORTA, M., MILLER, P. & DOMINGO, A. 2013. Captura incidental de tortugas marinas en la pesquería de arrastre uruguaya. Munibe Monographs. Nature Series, 1 (2013), 43-50.

LATOUR, R.J. 2005. Tagging methods and associated data analysis. En: MUSICK, J.A. & BONFIL, R. (Eds.). Management techniques for elasmobranch fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 474. Rome, FAO, pp. 45-61.

MASSA, A.M., LASTA, C.M. & CAROZZA, C.R. 2004. Estado actual y explotación del gatuzo *Mustelus schmitti*. En: BOSCHI, E.E. (Ed.). El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado del estado de explotación. Publicaciones especiales INIDEP, Argentina. pp. 85-99.

NIÓN, H., RÍOS, C. & MENESES, P. 2016. Peces del Uruguay: Lista sistemática y nombres comunes. (Segunda edición ampliada y corregida). Montevideo, MGAP-DINARA, 172p.

ODDONE, M.C., PAESCH, L., & NORBIS, W. 2005. Reproductive biology and seasonal distribution of *Mustelus schmitti* (Elasmobranchii: Triakidae) in the Rio de la Plata oceanic front, south-western Atlantic. J Mar Biol Assoc UK, 85 (5), 1193

ODDONE, M.C., PAESCH, L., NORBIS, W. & VELASCO, G. 2007. Population structure, distribution and abundance patterns of the patagonian smoothhound *Mustelus schmitti* Springer, 1939 (Chondrichthyes, Elasmobranchii, Triakidae) in the rio de La Plata and inner continental shelf, SW Atlanticocean (34º30'-39º30'S). Braz J Oceanogr, 55 (3), 167-177.

ORLANDO, L., PEREYRA, I., SILVEIRA, S., PAESCH, L., ODDONE, M.C., & NORBIS, W. 2015. Determination of limited histotrophy as the reproductive mode in *Mustelus schmitti* Springer, 1939 (Chondrichthyes: Triakidae): analysis of intrauterine growth of embryos. Neotrop Ichthyol, 13 (4), 699-706.

PEREYRA, I., ORLANDO, L., NORBIS, W., & PAESCH, L. 2008. Variación espacial y temporal de la composición por tallas y sexos del gatuso *Mustelus schmitti* Springer, 1939 capturado por la pesca de arrastre en la costa oceánica uruguaya durante 2004. Rev Biol Mar Oceanog, 43 (1), 159-166.

PEREYRA, S., GARCÍA, G., MILLER, P., OVIEDO, S., & DOMINGO, A. 2010. Low genetic diversity and population structure of the narrownose shark (*Mustelus schmitti*). Fish Res, 106 (3), 468-473.

PEREZ, M. & A. MASSA, 2011. Plan de marcación de gatuzo (*Mustelus schmitti*) en el ecosistema costero bonaerense. Frente Marítimo, 22, 207-212.

PÉREZ, M., BRACCINI, M., & COUSSEAU, M. B. 2014. Uso de marcas convencionales en un país con escasa experiencia en marcación de peces marinos. Lat Am J Aquat Res, 42 (1), 258-263.

PONS, M., LORENZO, M.I. & DOMINGO, A. 2015. Descripción de las Pesquerías Uruguayas y Evolución de las Capturas de Condrictios. En: DOMINGO, A., FORSELLEDO, R. & JIMÉNEZ, S. (Eds.) Revisión de Planes de Acción Nacional para la Conservación de Aves Marinas y Condrictios en las Pesquerías Uruguayas. Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Montevideo. pp. 155 – 173.

SÁNCHEZ, R.P., NAVARRO, G., CALVO, E. & DEL CASTILLO, F. 2011. La Pesca y Comercialización de Condrictios en la Argentina. En: WÖHLER, O.C., CEDROLA, P. & COSSEAU, M.B. (Eds.). Contribuciones sobre la biología, pesca y comercialización de tiburones en Argentina. Aportes para la elaboración del Plan de Acción Nacional". Consejo Federal Pesquero (Argentina). pp. 151-184.

SEGURA, A.M.; MILESSI, A.C., 2009. Biological and reproductive characteristics of the Patagonian smoothhound *Mustelus schmitti* (Chondrichthyes, Triakidae) as documented from an artisanal fishery in Uruguay. J Appl Ichthyol, Vol. 25, no s1, pp. 78-82.

SIDDERS, M., TAMINI, L., PEREZ, J. & CHIARAMONTE, G. 2005. Biología reproductiva del gatuzo *Mustelus schmitti* Springer, 1939 (Chondrichthyes, Triakidae) en el área de Puerto Quequén, Provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 7(1), 89-101.

SILVEIRA, S., FABIANO, G., & LAPORTA, M. 2016. Variación anual y espacial de las capturas pesqueras artesanales en la costa atlántica de Uruguay. Frente Marítimo, 24, 83-98.

SIMPFENDORFER, C.A. & HEUPEL, M.R. 2012. Assessing habitat use and movement. En: CARRIER, J.C., MUSICK, J.A. & HEITHAUS, M.R. (Eds.). Biology of Sharks and Their Relatives, second Edition. CRC Press, Taylor & Francis Group, Florida, USA. pp. 423-452.

SIMS, D.W. 2010. Tracking and Analysis Techniques for Understanding Free-Ranging Shark Movements and Behavior. En: CARRIER, J.C., MUSICK, J.A. & HEITHAUS, M.R. (Eds.) Biology of Sharks and Their Relatives, second Edition. CRC Press, Taylor & Francis Group, Florida, USA. pp. 351-392.

VOOREN, CM. 1997. Demersal elasmobranchs. En: SEELIGER, U., ODEBRECHT, C. & CASTELLO, J.P. (Eds.). Subtropical Convergence Environments: The coastal and sea in the Southwestern Atlantic. Springer-Verlag, Berlin. pp. 141-146.

Para los autores que deseen

publicar en la Revista Frente Marítimo,

consultar la Guía para Autores

en la página web de la Comisión:

www.ctmfm.org