

DAÑO EN INVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN LA CAPTURA INCIDENTAL DE LA PESQUERÍA DE VIEIRA PATAGÓNICA*

MARIANA ESCOLAR¹, MATÍAS SCHWARTZ¹, ÁNGEL MARECOS^{1, 2, 3}, SUSANA HERRERA¹, RONALDO DÍAZ¹, LAURA SCHEJTER^{1, 2, 3}, SILVANA CAMPODÓNICO¹ y CLAUDIA S. BREMEC^{2, 3}

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

correo electrónico: marianaescolar@inidep.edu.ar

²Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina

³Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina

RESUMEN. La captura de la pesquería de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) se procesa mecánicamente a bordo donde las especies no objetivo y las vieiras que no alcanzan la talla comercial se separan con rolos selectores y descartan al mar. El objetivo del presente trabajo fue analizar el daño directo que se provoca a las principales especies de invertebrados de la captura incidental, diferenciando entre el daño que ocasiona el arrastre y el que genera el proceso de selección a bordo. Las submuestras se tomaron durante las campañas de evaluación que se realizaron en 2012 a bordo de buques comerciales equipados con distintos sistemas de procesos de selección. El erizo *Sterechinus agassizii*, organismo con estructura corporal muy frágil, fue la especie más afectada. Se observó que muchos invertebrados bentónicos son retenidos por el proceso de selección a bordo, pasando a la etapa de procesamiento final, por lo que no sobreviven. Un punto adicional de descarte en unos de los buques permite que la mayoría de las especies retornen al mar con un daño similar al que llegaron a cubierta. El nivel de daño varió de una especie a otra, e incluso dentro de una misma especie, varió con la talla. El nivel de daño es especie-específico y está relacionado con la morfología de los individuos.

Palabras clave: Vieira patagónica, *Zygochlamys patagonica*, captura incidental, daño, bentos, buques factoría, pesquería de vieira patagónica.

DAMAGE TO BENTHIC INVERTEBRATES IN THE PATAGONIAN SCALLOP FISHERY BYCATCH

SUMMARY. Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) fishery catch is mechanically processed on board where non target species and scallops that do not reach the commercial size are separated with metal drums and discarded to sea. The aim of this study was to analyze the direct damage produced to the main bycatch invertebrate species, distinguishing between that caused by trawling and the one generated by the on board selection process. The subsamples were collected during the 2012 assessment cruises carried out on board of commercial vessels equipped with different selection process systems. Sea urchin *Sterechinus agassizii*, organism with a very fragile body structure, was the most affected species. It was observed that many benthic invertebrates are retained by the on board selection process thus passing to the final stage, reason for which they do not survive. An additional discard point in one of the vessels allows

*Contribución INIDEP N° 2065

most species to return to sea with a damage similar than when they arrived to deck. The level of damage varied among species and, even within the same species, according to size. The level of damage, specific to each species, is related to the individuals morphology.

Key words: Patagonian scallop, *Zygochlamys patagonica*, bycatch, damage, benthos, factory vessels, Patagonian scallop fishery.

INTRODUCCIÓN

La pesca de arrastre utiliza artes de captura móviles que inevitablemente impactan sobre especies no objetivo. Este impacto se puede dar por el encuentro con el arte en el lecho marino o por el proceso de captura y descarte, lo cual puede ocasionar algún daño o directamente la muerte en los organismos bentónicos (Hall, 1996). El arrastre pesquero afecta el hábitat y la comunidad bentónica a corto y largo plazo (Kaiser *et al.*, 2000; Bradshaw *et al.*, 2002; Boldina *et al.*, 2014).

La pesquería de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) se inició en el Mar Argentino en 1996 (Lasta y Bremec, 1998) con la participación de cuatro buques factoría. Estos buques, de 50-59 m de eslora, operan con redes de arrastre de fondo con tangones. La actividad pesquera se desarrolla durante las 24 h, a lo largo de todo el año, realizándose entre 40 y 60 lances diarios (Ciocco *et al.*, 2006; Campodónico y Herrera, 2013; Soria *et al.*, 2016). Representa la pesquería bentónica más importante y de mayor extensión del Océano Atlántico Sudoccidental. En 2006, como caso excepcional, la producción alcanzó casi las 12.000 t de callo (Campodónico *et al.*, 2007), convirtiéndose en una de las pesquerías de pectínidos más importantes del mundo. En los últimos años las producciones de callos oscilan alrededor de las 5.000 t (Campodónico y Herrera, 2013; 2016).

La captura en esta pesquería, compuesta por vieira, invertebrados bentónicos y valvas de vieira (Bremec y Lasta, 2002; Soria *et al.*, 2016), es procesada mecánicamente a bordo; las especies no objetivo y las vieiras de talla no comercial (alto total de valva menor a 55 mm) son separadas por rolos selectores y descartadas nuevamente al mar.

Por lo tanto, el daño sobre los organismos bentónicos puede ser provocado por el encuentro inicial con el arte, por aplastamiento con la red y/o con otros organismos dentro de la captura (daño durante el arrastre) y por el proceso de selección a bordo (daño por proceso).

Desde el inicio de la pesquería una de las líneas de investigación que se desarrolla es el estudio de su impacto sobre la comunidad bentónica (Schejter *et al.*, 2008; Escolar *et al.*, 2009, 2015; Bremec *et al.*, 2010). Sin embargo, hasta el momento no se ha realizado ningún análisis específico sobre el daño ocasionado a bordo de los buques comerciales a las principales especies de invertebrados que componen la captura incidental.

El objetivo de este trabajo es analizar el daño directo ocasionado por la pesquería a las principales especies de invertebrados bentónicos de la captura incidental, diferenciando entre el daño provocado durante el arrastre del generado por el proceso de selección a bordo. Se propone como hipótesis de trabajo que el proceso de selección produce un daño considerable sobre los invertebrados bentónicos que componen la captura incidental de la pesquería de vieira patagónica, poniendo a prueba la predicción: los organismos frágiles y/o de mayor tamaño presentan mayor daño que aquellos organismos con exoesqueletos rígidos y/o de menor tamaño.

MATERIALES Y MÉTODOS

La flota vieirera está compuesta por cuatro buques factoría, que operan con redes de arrastre de fondo no selectivas, una por banda, con cadenas en la relinga inferior; y presentan distintos procesos de selección a bordo (Figura 1). Las

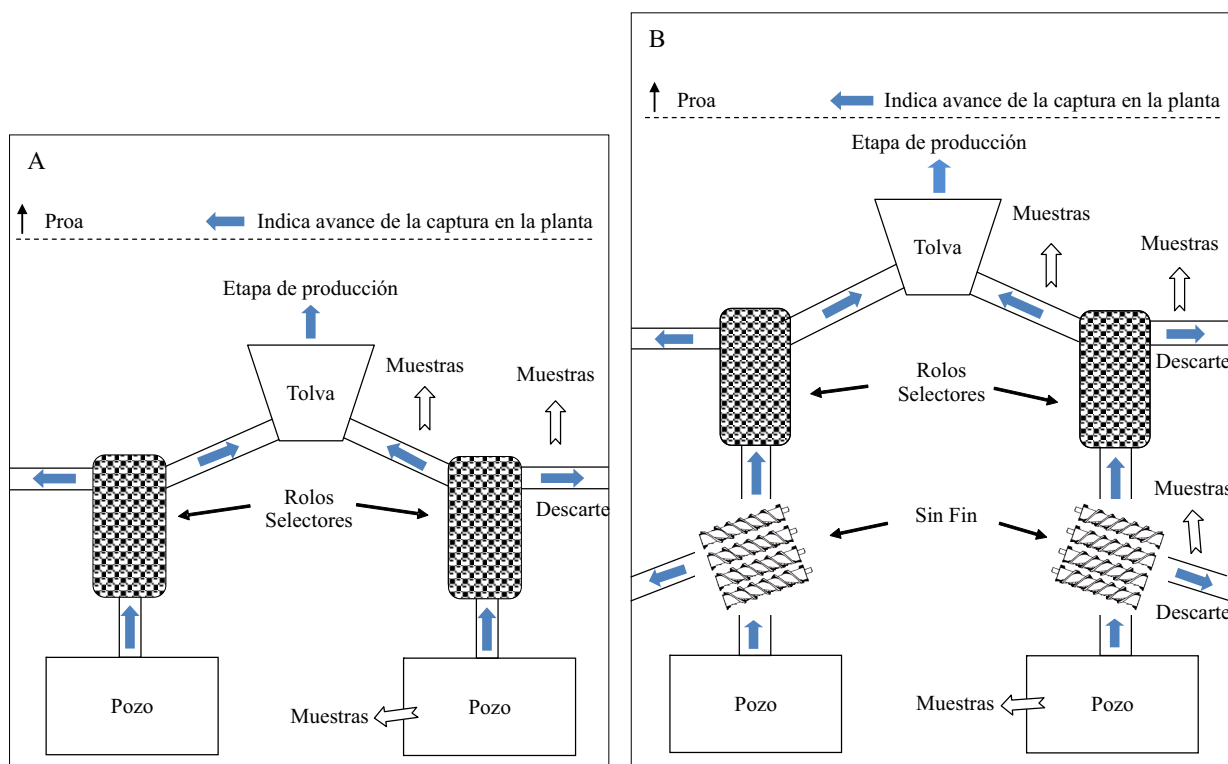


Figura 1. Representación de la planta de procesamiento y puntos de muestreo a bordo del BP “Atlantic Surf I”, BP “Erin Bruce” (A) y BP “Atlantic Surf III” (B).

Figure 1. Drawing of the processing plant and sampling points on board of FV “Atlantic Surf I”, FV “Erin Bruce” (A) and FV “Atlantic Surf III” (B).

submuestras fueron tomadas durante las campañas de evaluación en las unidades de manejo (UM) B, E y F del recurso bentónico vieira patagónica (Figura 2), realizadas en 2012, a bordo de los buques pesqueros (BP) “Atlantic Surf I” (UM E), “Erin Bruce” (UM B) y “Atlantic Surf III” (UM F). Las redes de los BP “Atlantic Surf I” y “Erin Bruce” tienen un mallero tipo diamante de 140 mm, y una relinga de 22 y 23 m respectivamente (Campodónico y Herrera, 2012; Mauna y Herrera, 2012). En cambio, la red del BP “Atlantic Surf III” presenta una relinga de 22 m de largo con malla cuadrada de 55 mm en la bolsa (Marecos et al., 2012).

En cada muestreo se realizaron 10 lances a fin de desarrollar la experiencia a bordo (Figura 1). Para diferenciar entre el daño ocasionado durante

el arrastre del generado por el proceso de selección a bordo se tomaron submuestras al azar (~ 30 kg) en diferentes sitios de dicho proceso:

- 1) Inmediatamente después de que la captura llegara a la Cubierta (daño por arrastre).
- 2) Luego de los rolos selectores de tallas y antes de que la captura vuelva al mar, en el punto de muestreo del Descarte (daño por proceso).
- 3) Luego de los rolos selectores y antes de ingresar al proceso de producción, en el punto de muestreo denominado Tolva (daño por proceso, organismos > 55 mm de alto total) (Figura 1).

El BP “Atlantic Surf III” presenta una etapa adicional de separación previa a los rolos selectores (Sin Fin), por lo tanto, en este buque se inclu-

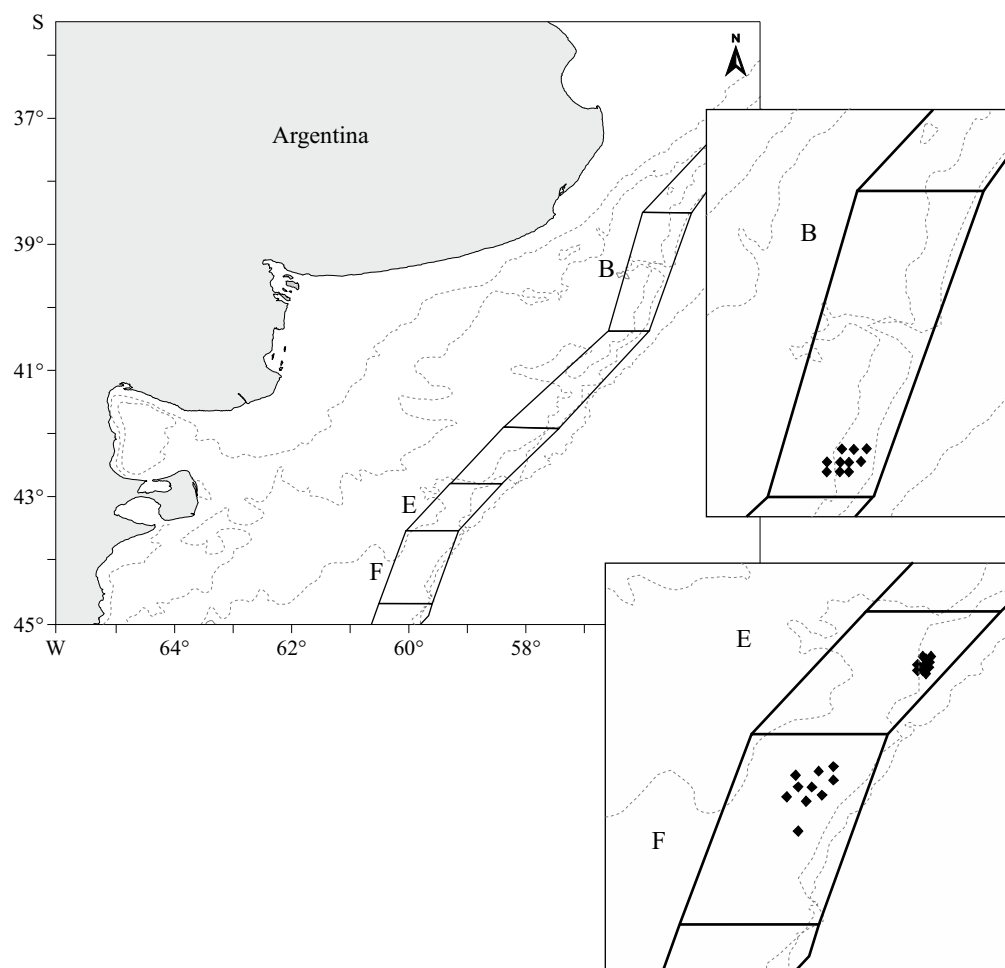


Figura 2. Localización de las submuestras analizadas y unidades de manejo de *Zygochlamys patagonica* en el Océano Atlántico Sudoccidental.

Figure 2. Location of the subsamples analyzed and *Zygochlamys patagonica* management units in the Southwest Atlantic Ocean.

yó un punto más de muestreo. El Sin Fin permitiría que organismos de la fauna acompañante de gran talla se desvíen del proceso de separación, siendo devueltos al mar antes de ingresar a los rolos selectores (Figura 1). En algunos puntos de muestreo el material no fue suficiente para tomar todas las réplicas (Tabla 1).

Las submuestras fueron congeladas a bordo (-20 °C) y manipuladas con cuidado a fin de no ocasionar ningún daño adicional, no obstante, algunas muestras tuvieron que ser descartadas debido al daño que sufrieron durante su traslado

(Tabla 1). Una vez en el laboratorio, fueron mantenidas a temperatura ambiente por 12 h, luego el material fue identificado, contado y pesado ($\pm 0,01$ g peso húmedo). Se midió la talla corporal (largo de la valva para Mollusca, largo de caparazón para Decapoda, distancia entre la boca y la punta del brazo más largo para Asteroidea, diámetro del disco para Ophiuroidea y diámetro corporal para Echinoidea).

Se analizó la composición de especies en los distintos puntos de muestreo a través de técnicas multivariadas (SIMPER, ANOSIM, MDS), utili-

Tabla 1. Número de submuestras analizadas por barco y punto de muestreo.
 Table 1. Number of subsamples analyzed per vessel and sampling point.

Puntos de muestreo	“Atlantic Surf I”	“Erin Bruce”	“Atlantic Surf III”
Cubierta	29	29	30
Sin Fin	-	-	27
Tolva	30	30	29
Descarte	23	29	30
Total	82	88	116

Tabla 2. Escala de daño aplicada a los invertebrados bentónicos retenidos como captura incidental en la pesquería de vieira patagónica (tomado de Veale *et al.*, 2001).
 Table 2. Damage scale applied to benthic invertebrates retained as bycatch in the Patagonian scallop fishery (taken from Veale *et al.*, 2001).

	1	2	3	4
Estrellas y ofiuras	Sin daño aparente	Rotura o falta de brazos	Daño pequeño en el disco	Daño mayor en el disco/muerto
Erizos	Sin daño aparente	< 50% con pérdida de espinas	> 50% con pérdida de espinas roturas pequeñas	Aplastado/muerto
Cangrejos	Sin daño aparente	Faltan apéndices, pequeñas roturas en el caparazón	Roturas grandes en el caparazón	Aplastado/muerto
Caracoles	Sin daño aparente	Borde de la valva dañado	Valva rota o perforada	Aplastado/muerto

zando como variable la densidad de cada taxón (transformación raíz cuarta). La densidad (g m⁻²) de cada taxón se estimó a partir de los pesos de la captura total, área barrida y una eficiencia de la red igual a 50% (Lasta *et al.*, 2008; Campodónico *et al.*, 2012).

El nivel de daño ocasionado a las principales especies de invertebrados fue asignado de acuerdo a la escala de cuatro criterios establecida en Jenkins *et al.* (2001) y Veale *et al.* (2001) (Tabla 2; Figura 3). Se calculó un índice de daño medio (IDM) por lance para cada una de las especies

utilizando la fórmula:

$$\frac{\sum_{i=1}^{i=4} n_i * i}{N}$$

donde n_i = número de individuos con nivel de daño i , y N = número total de individuos (Jenkins *et al.*, 2001).

Para comparar el IDM antes y después del proceso de selección para cada una de las especies se

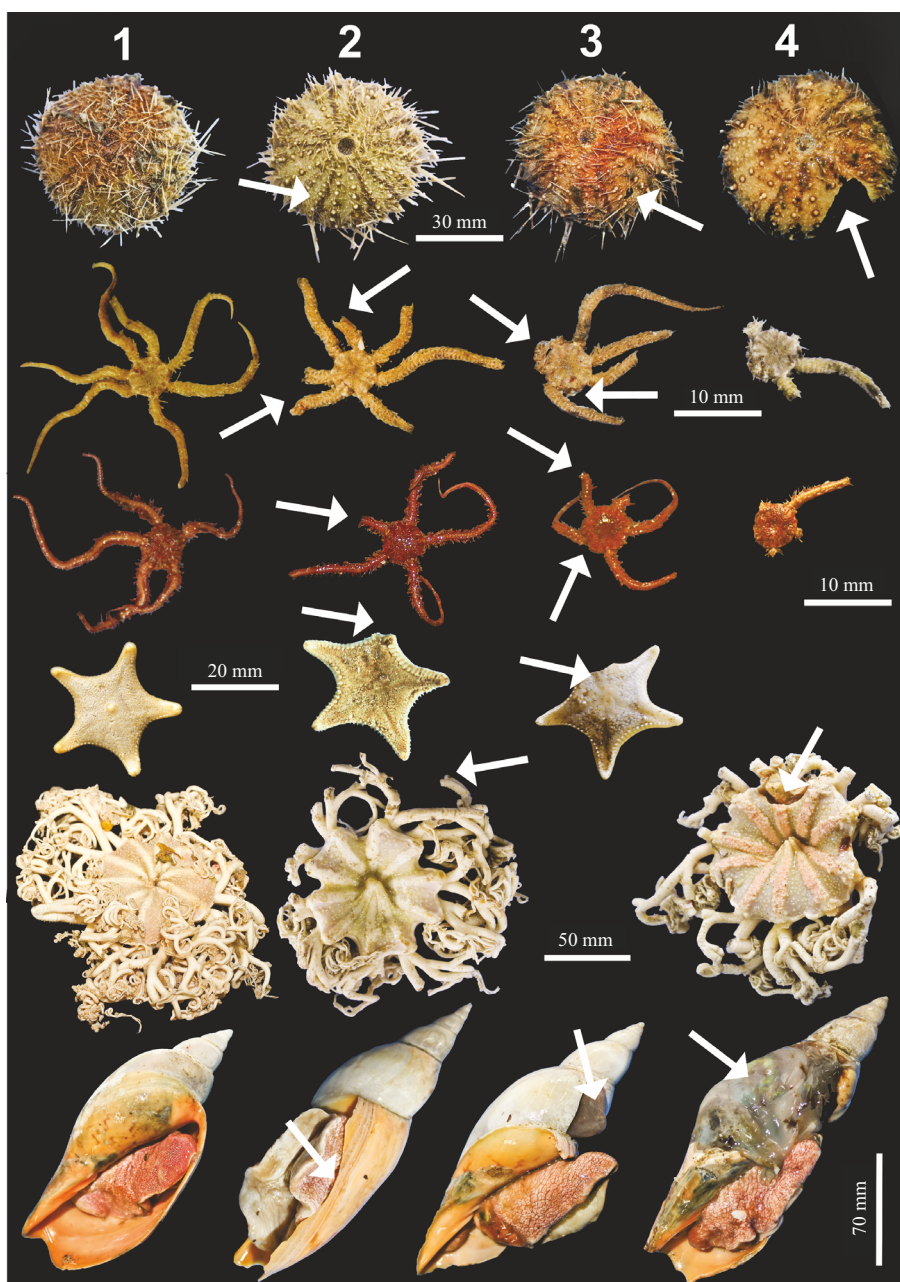


Figura 3. Ejemplo de la escala de daño aplicada a algunas especies de invertebrados de la captura incidental de la pesquería de vieira (de arriba hacia abajo): *Sterechinus agassizii*, *Ophiacantha vivipara*, *Ophiactis asperula*, *Ctenodiscus australis*, *Gorgonocephalus chilensis* y *Adelomelon ancilla*. Cada número representa el nivel de daño de acuerdo con la escala de cuatro criterios aplicada.

Figure 3. Example of the damage scale applied to some invertebrate species of the Patagonian scallop fishery bycatch (from top to bottom): *Sterechinus agassizii*, *Ophiacantha vivipara*, *Ophiactis asperula*, *Ctenodiscus australis*, *Gorgonocephalus chilensis* and *Adelomelon ancilla*. Each number represents the level of damage according to the four criteria scale applied.

utilizó el análisis T-test para muestras dependientes. En aquellas especies que no cumplieron con los supuestos se aplicó el test no paramétrico para muestras dependientes de Wilcoxon (Zar, 1999). Para evaluar la relación entre el nivel de daño y la talla corporal de los organismos se utilizó el test de correlación por rangos de Spearman para cada una de las especies (Zar, 1999).

Los resultados se presentan separados por buque dado que estos operaron en distintas unidades de manejo, por lo tanto se asume sobre comunidades bentónicas con composición de especies diferente (Escolar, 2010; Bremec et al., 2011), lo que podría influir en el nivel de daño registrado.

RESULTADOS

Selección de la captura a bordo

Z. patagonica, Echinodermata, Gastropoda y Porifera fueron los taxones que contribuyeron con mayor porcentaje de biomasa en la captura (Cubierta) del BP “Atlantic Surf I” (UM E). Luego del proceso de selección, los grupos Echinodermata y Porifera dominaron en Descarte; *Z. patagonica* y Gastropoda dominaron en Tolva (Figura 4 A).

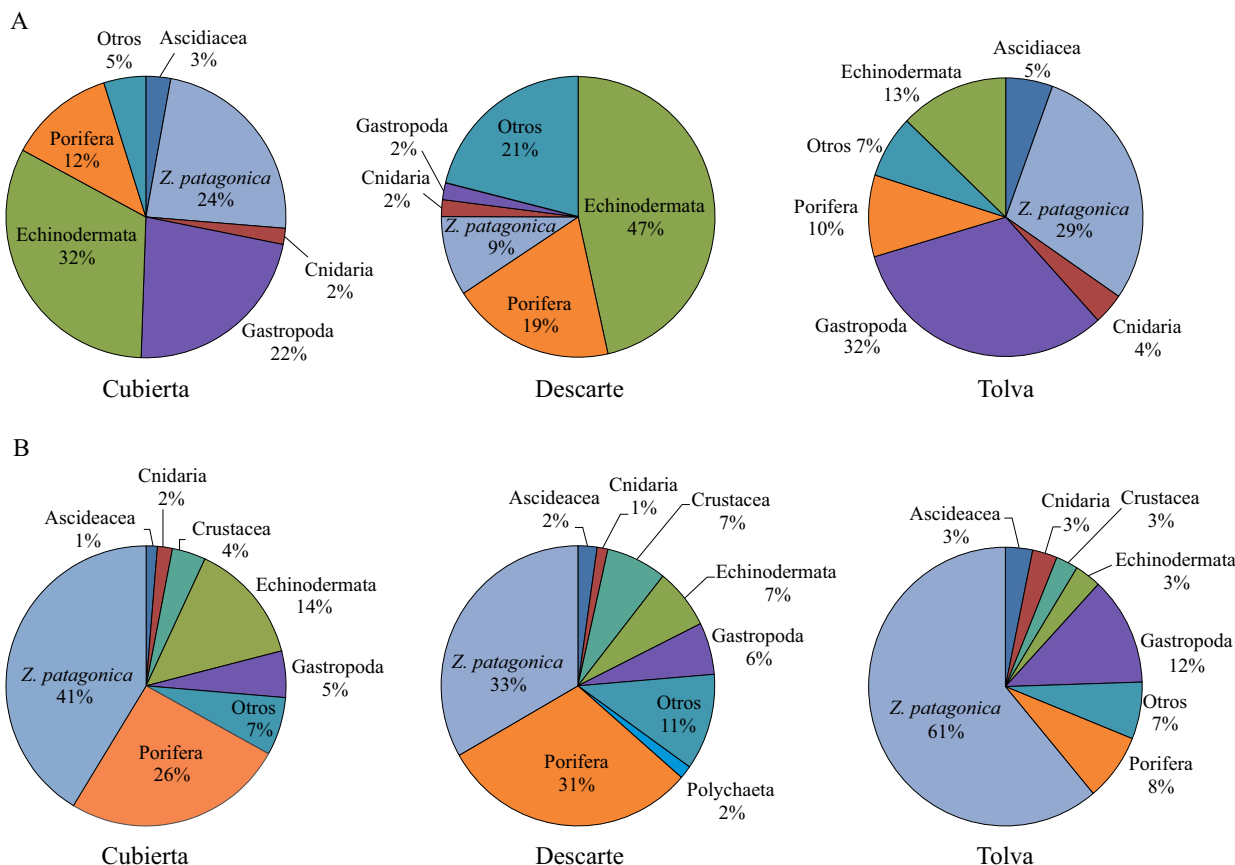


Figura 4. Composición de la comunidad bentónica en los distintos puntos de muestreo a bordo del BP “Atlantic Surf I” (A) y BP “Erin Bruce” (B).

Figure 4. Composition of the benthic community in the different sampling points on board of FV Atlantic Surf I (A) and FV “Erin Bruce” (B).

Z. patagonica y Porifera dominaron en la comunidad bentónica de la UM B (B/P Erin Bruce), seguido por el Grupo Echinodermata, entre los tres representan más del 80% de la captura total (Figura 4 B). Luego de los rolos selectores, se registró una dominancia de *Z. patagonica* en Tolva (61%), acompañado por Gastropoda, Porifera y otros grupos con menor contribución. En Descarte se observó una gran contribución de *Z. patagonica* de talla no comercial y Porifera, seguido por otros grupos de menor importancia (Figura 4 B).

En la UM F, muestreo que se llevó a cabo a bordo del BP “Atlantic Surf III”, dominó *Z. patagonica*, acompañado por Echinodermata y otros grupos de invertebrados (Figura 5). En el Sin Fin, primer descarte previo a que la captura ingrese a

los rolos selectores, dominó el grupo Gastropoda con un 34%, también se registraron con importantes porcentajes de contribución los grupos Ascidiacea, Echinodermata, Porifera y Cnidaria (Figura 5). En el Descarte dominó Echinodermata y *Z. patagonica* de talla no comercial, junto con otros grupos de invertebrados. *Z. patagonica* representó casi el 90% de la biomasa total en Tolva, acompañado solo por Echinodermata (Figura 5).

La composición de especies difirió significativamente entre los tres puntos de muestreo (ANO-SIM: $R = 0,781$, $P < 0,1\%$) a bordo del BP “Atlantic Surf I”. Las mayores diferencias se encontraron entre los puntos de muestreo Tolva y Descarte, estos se ubicaron en los extremos en el análisis de ordenamiento espacial (MDS) (Figura 6). Las muestras de Cubierta se ubicaron en el

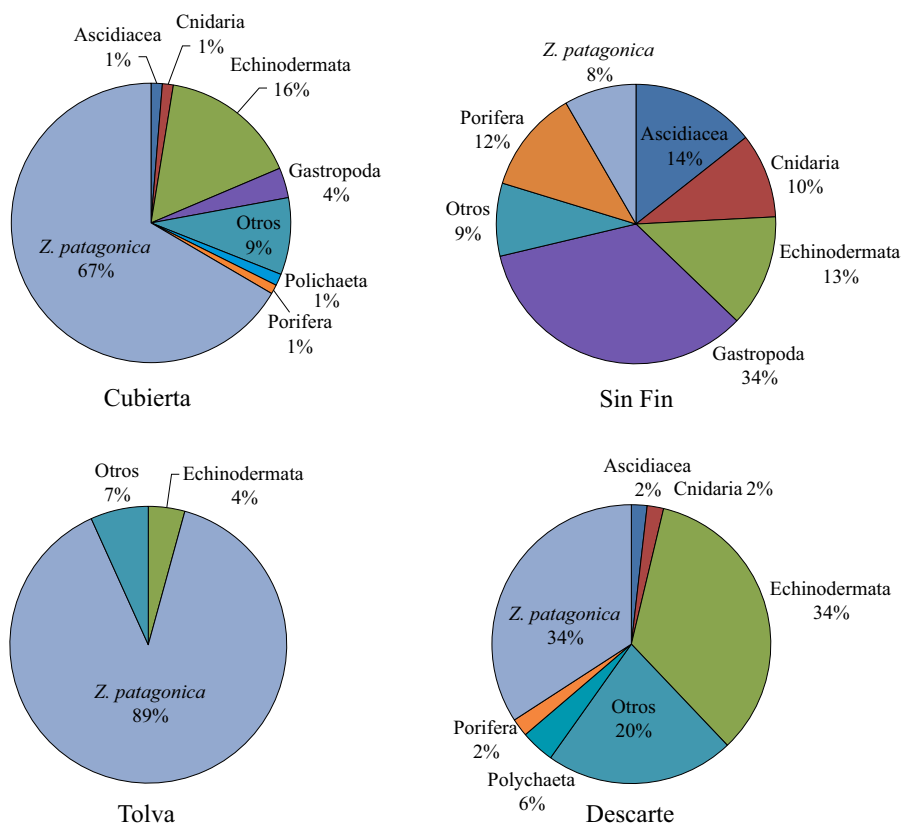


Figura 5. Composición de la comunidad bentónica en los distintos puntos de muestreo a bordo del BP “Atlantic Surf III”.
Figure 5. Composition of the benthic community in the different sampling points on board of FV “Atlantic Surf III”.

medio del gráfico, presentando una composición de especies intermedia (Figura 6). Los caracoles *Adelomelon ancilla*, *Odontocymbiola magellanica* y *Fusitriton magellanicus* y las estrellas *Diplopteraster clarki* y *Diplasterias brandti* se encontraron entre las especies que más contribuyeron a las diferencias entre Descarte y Tolva, todas estas presentaron mayor biomasa en el punto de muestreo Tolva. En cambio, las especies *Ophiacantha vivipara*, *Ophiactis asperula*, *Ctenodiscus australis* y *Sterechinus agassizii* presentaron mayor biomasa en Descarte.

En el BP “Erin Bruce” la composición de especies también difirió significativamente entre los puntos de muestreo (ANOSIM: $R = 0,458$, $P < 0,1\%$). Sin embargo, al realizar la comparación de a pares, se observó que no existieron diferencias entre Descarte y Cubierta (ANOSIM: $R = 0,054$, $P = 0,19\%$). El MDS muestra una clara separación de las muestras tomadas en Tolva con respecto a las de Cubierta y Descarte (Figura 6), afirmando los resultados obtenidos en el ANOSIM. Las especies *S. agassizii*, *A. ancilla*, *Austrocidaris canaliculata*, Porifera y *O. vivipara* fueron las que más

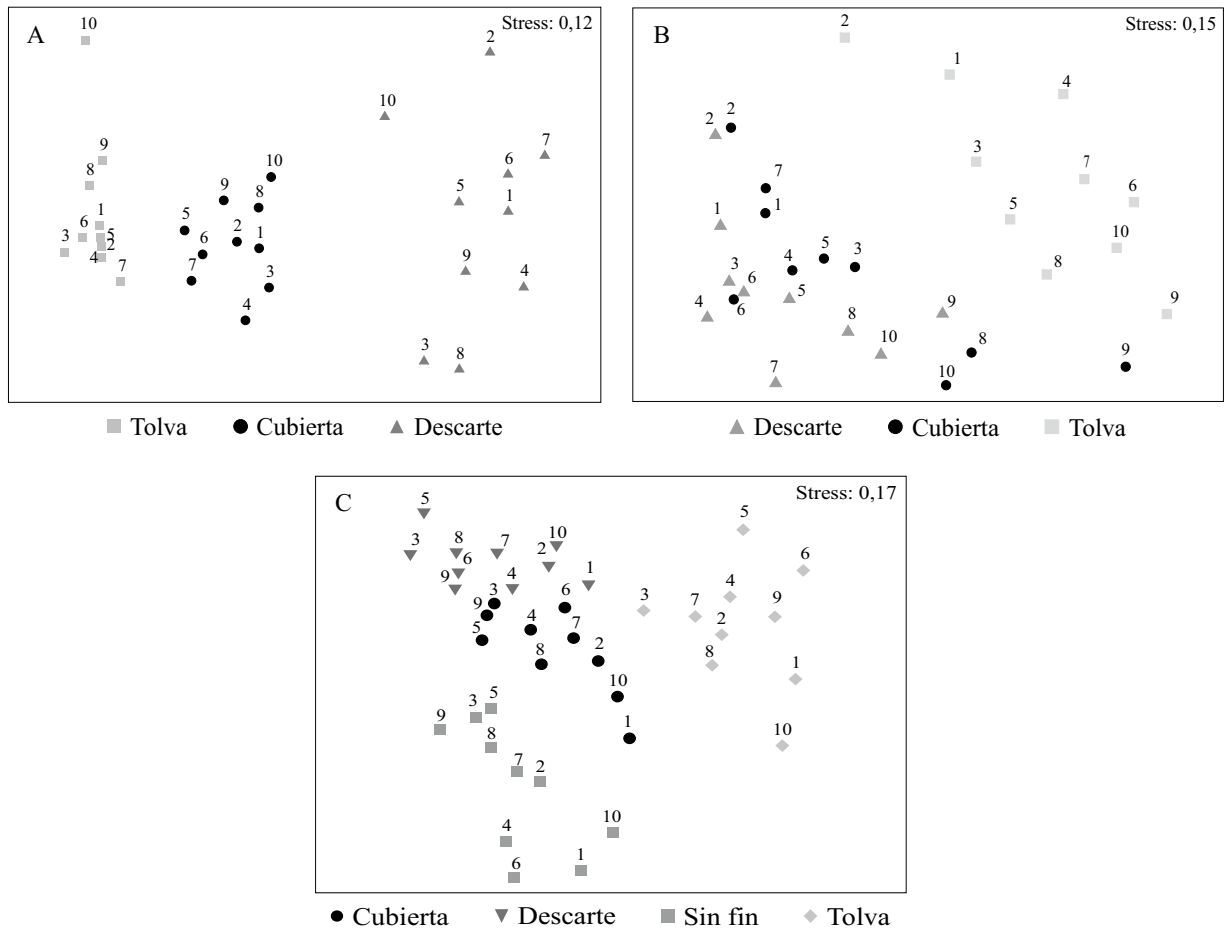


Figura 6. Análisis de ordenamiento espacial basado en la matriz de similitud de Bray-Curtis ($g\ m^{-2}$) entre muestras de los distintos puntos de muestreo a bordo del BP “Atlantic Surf I” (A), BP “Erin Bruce” (B) y BP “Atlantic Surf III” (C).
 Figure 6. Multidimensional scaling plot based on Bray-Curtis similarity matrix ($g\ m^{-2}$) among samples from the different sampling points on board of FV “Atlantic Surf I” (A), FV “Erin Bruce” (B) and FV “Atlantic Surf III” (C).

contribuyeron a las diferencias entre los puntos de muestreo. El caracol *A. ancilla* dominó en Tolva, el resto de las especies mencionadas presentó mayor biomasa en Cubierta y Descarte.

En el BP "Atlantic Surf III" la composición de especies difirió significativamente entre los cuatro puntos de muestreo (ANOSIM: $R = 0,69$, $P < 0,1\%$). En el MDS las muestras de Cubierta quedaron en el centro del gráfico, por ser las que menos diferencias presentaron con respecto a los otros puntos de muestreo. Las muestras tomadas en Sin Fin, Descarte y Tolva se ubicaron en extremos opuestos (Figura 6). Las especies que más contribuyeron a estas diferencias fueron los caracoles *A. ancilla* y *O. magellanica*, los equinodermos *S. agassizii*, *O. vivipara*, *O. asperula*, *D. clarki*, *D. brandti* y *Z. patagonica*. Los caracoles solo se registraron en el Sin Fin, punto de muestreo anterior al ingreso al proceso de selección. Las ofiuras *O. vivipara* y *O. asperula*, con el erizo *S. agassizii* y las vieiras de tamaño no comercial presentaron mayor biomasa en Descarte, mientras que las estrellas *D. clarki* y *D. brandti* y las vieiras de tamaño comercial dominaron en Tolva.

Índice de daño medio en las principales especies de la captura incidental

Solo fueron consideradas las especies más abundantes en las muestras en el análisis del daño generado por el proceso de selección a bordo. Además, los individuos colectados en los puntos de muestreo Descarte y Tolva fueron analizados juntos a fin de alcanzar un número suficiente para aplicar el análisis estadístico.

El índice de daño medio (IDM) aumentó después del proceso de selección a bordo del BP "Atlantic Surf I" en la mayoría de las especies analizadas (58,82%) (Tabla 3; Figura 7). Las especies más dañadas fueron los erizos *S. agassizii* y *A. canaliculata*, los caracoles *O. magellanica*, *F. magellanicus* y *A. ancilla*, y la especie objetivo *Z. patagonica*. El erizo *S. agassizii* fue el más afectado, su IDM aumentó de $1,77 \pm 0,47$ en

Cubierta a $3,91 \pm 0,21$ luego del proceso de selección. El resto de las especies analizadas presentaron un IDM menor a 3 luego del proceso de selección (Tabla 3). Para las especies *Porania antarctica*, *Acodontaster granuliferus*, *Pteraster* aff. *lebruni* y *Sympagurus dimorphus*, el número de individuos no fue suficiente para aplicar ningún test estadístico (Tabla 3; Figura 7).

En siete de las 20 especies analizadas (35%) se registró un aumento en el IDM luego de pasar por los rolos selectores a bordo del BP "Erin Bruce" (Tabla 3; Figura 7). Las especies *A. ancilla*, *A. canaliculata*, *S. agassizii* y *Z. patagonica* fueron las más afectadas por el proceso de selección a bordo. El erizo *S. agassizii* y el caracol *A. ancilla* presentaron el mayor IDM, antes y después del proceso de selección a bordo, ambas especies presentaron un IDM mayor a 3 luego del proceso (Tabla 3). Para las especies *A. granuliferus*, *Bathydiaster loripes*, *Labidiaster radiosus*, *Libidoclea granaria*, *Odontaster penicillatus*, *Pseudochinus magellanicus*, *P.* aff. *lebruni* y *Pteraster stellifer*, el número de individuos registrados no fue suficiente para aplicar ningún test estadístico (Tabla 3; Figura 7).

En el BP "Atlantic Surf III" solo cuatro de las 19 especies analizadas (21,05%) aumentaron su IDM luego del proceso de selección a bordo, éstas fueron los erizos *A. canaliculata* y *S. agassizii*, la ofiura *O. vivipara* y la especie objetivo *Z. patagonica* (Tabla 3; Figura 7). Excepto la vieira patagónica, los individuos de las diferentes especies que son devueltos al mar en el Sin Fin presentaron un daño similar al de Cubierta (Tabla 3; Figura 7). En muchas especies, de mayor tamaño corporal, solo se comparó el IDM entre Cubierta y Sin fin, por no registrarse individuos en los otros puntos de muestreo (Tabla 3; Figura 7). En las especies *A. granuliferus*, *Diplopteraster verrucosus*, *L. radiosus*, *L. granaria*, *P. antarctica*, *P. magellanicus* y *O. penicillatus* solo se presenta el IDM registrado, no se realizó análisis estadístico por no contar con un número adecuado de individuos (Tabla 3; Figura 7).

Tabla 3. Índice de daño medio (IDM) de las especies de invertebrados bentónicos antes y después del proceso de selección a bordo. DS: desvío estándar, *p*: probabilidad estadística. Las diferencias significativas se indican en negrita.

Table 3. Mean damage index (IDM) of benthic invertebrates species before and after the on board selection process. DS: standard deviation, *p*: statistical probability. The significant differences are indicated in boldface.

Especies	“Atlantic Surf I”			“Erin Bruce”			“Atlantic Surf III”		
	Antes	Después		Antes	Después		Cubierta	Sin Fin	Después
	IDM ± DS	IDM ± DS	<i>p</i>	IDM ± DS	IDM ± DS	<i>p</i>	IDM ± DS	IDM ± DS	IDM ± DS
<i>Acodontaster granuliferus</i>	1,00	1,26 ± 0,58	-	1,13 ± 0,25	1,08 ± 0,12	-			
<i>Adelomelon ancilla</i>	2,17 ± 0,33	2,76 ± 0,49	< 0,01	2,33 ± 0,43	3,18 ± 0,31	< 0,01	2,48 ± 0,41	2,71 ± 0,28	3,00
<i>Austrocidaris canaliculata</i>	1,25 ± 0,25	2,56 ± 0,46	< 0,01	1,82 ± 0,43	2,65 ± 0,67	< 0,01	1,33 ± 0,58	1,61 ± 0,30	2,78 ± 0,56
<i>Bathydiaster loripes</i>				2,00	2,07 ± 0,10	-			
<i>Ctenodiscus australis</i>	1,04 ± 0,11	1,17 ± 0,41	0,36	1,31 ± 0,37	1,04 ± 0,07	0,18	1,33 ± 0,58	1,00	1,35 ± 0,51
<i>Diplasterias brandti</i>	1,11 ± 0,11	1,23 ± 0,13	0,07	1,22 ± 0,27	1,34 ± 0,24	0,20	1,19 ± 0,42	1,24 ± 0,31	1,15 ± 0,33
<i>Diplopteraster clarki</i>	1,13 ± 0,16	1,36 ± 0,17	0,01	1,17 ± 0,45	1,04 ± 0,09	0,50	1,28 ± 0,42	1,53 ± 0,74	1,86 ± 0,83
<i>Fusitron magellanicus</i>	1,17 ± 0,26	1,80 ± 0,55	0,02	1,11 ± 0,18	1,95 ± 0,33	< 0,01	1,00	1,42 ± 0,30	1,42 ± 0,60
<i>Gorgonocephalus chilensis</i>	1,51 ± 0,37	1,76 ± 0,39	0,01	2,12 ± 0,66	1,86 ± 0,39	0,32	2,00	1,49 ± 0,45	1,33 ± 0,47
<i>Labidiaster radiosus</i>				1,62 ± 0,84	2,12 ± 0,20	-	1,00	2,50	2,50
<i>Libidoclea granaria</i>				1,00	1,00	-			
<i>Odontaster penicillatus</i>				1,00	1,25 ± 0,50	-	1,25 ± 0,50	1,00	1,00
<i>Odontocymbiola magellanica</i>	2,06 ± 0,65	3,17 ± 0,65	< 0,01				2,33	2,54 ± 0,57	
<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,69 ± 0,11	1,98 ± 0,11	0,01	1,82 ± 0,07	2,25 ± 0,32	< 0,01	1,86 ± 0,19	2,04 ± 0,29	0,04 2,23 ± 0,29
<i>Ophiactis asperula</i>	1,64 ± 0,14	1,88 ± 0,11	< 0,01	1,60 ± 0,35	1,95 ± 0,26	0,02	1,72 ± 0,28	1,93 ± 0,13	0,06 1,91 ± 0,42
<i>Ophiomyxa vivipara</i>							1,93 ± 0,13	1,75 ± 0,35	2,00
<i>Ophiura lymani</i>	2,05 ± 0,12	2,22 ± 0,34	0,110	1,95 ± 0,29	2,49 ± 0,73	0,11	2,35 ± 0,26	2,50 ± 0,36	0,45 2,56 ± 0,22
<i>Porania antarctica</i>	1,00	1,00	-				1,00	1,00	1,10 ± 0,22
<i>Pseudechinus magellanicus</i>				1,00	1,00		1,78 ± 0,69		1,33 ± 0,58
<i>Pteraster aff. lebruni</i>	1,45 ± 0,45	1,00	-	1,00	1,00				
<i>Pteraster stellifer</i>				1,50 ± 0,71	1,00	-			
<i>Sterechinus agassizii</i>	1,77 ± 0,47	3,91 ± 0,21	< 0,01	2,72 ± 0,62	3,96 ± 0,06	< 0,01	2,64 ± 0,38	3,41 ± 0,51	< 0,01 3,71 ± 0,36
<i>Sympagurus dimorphus</i>	1,41 ± 0,71	1,00	-						
<i>Trypilaster philippi</i>				1,84 ± 0,20	2,88 ± 0,21	< 0,01	2,92 ± 1,66	4,00	4,00
<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,83 ± 0,27	2,34 ± 0,26	< 0,01	1,84 ± 0,20	2,88 ± 0,21	< 0,01	2,10 ± 0,20	2,50 ± 0,30	0,02 2,30 ± 0,20

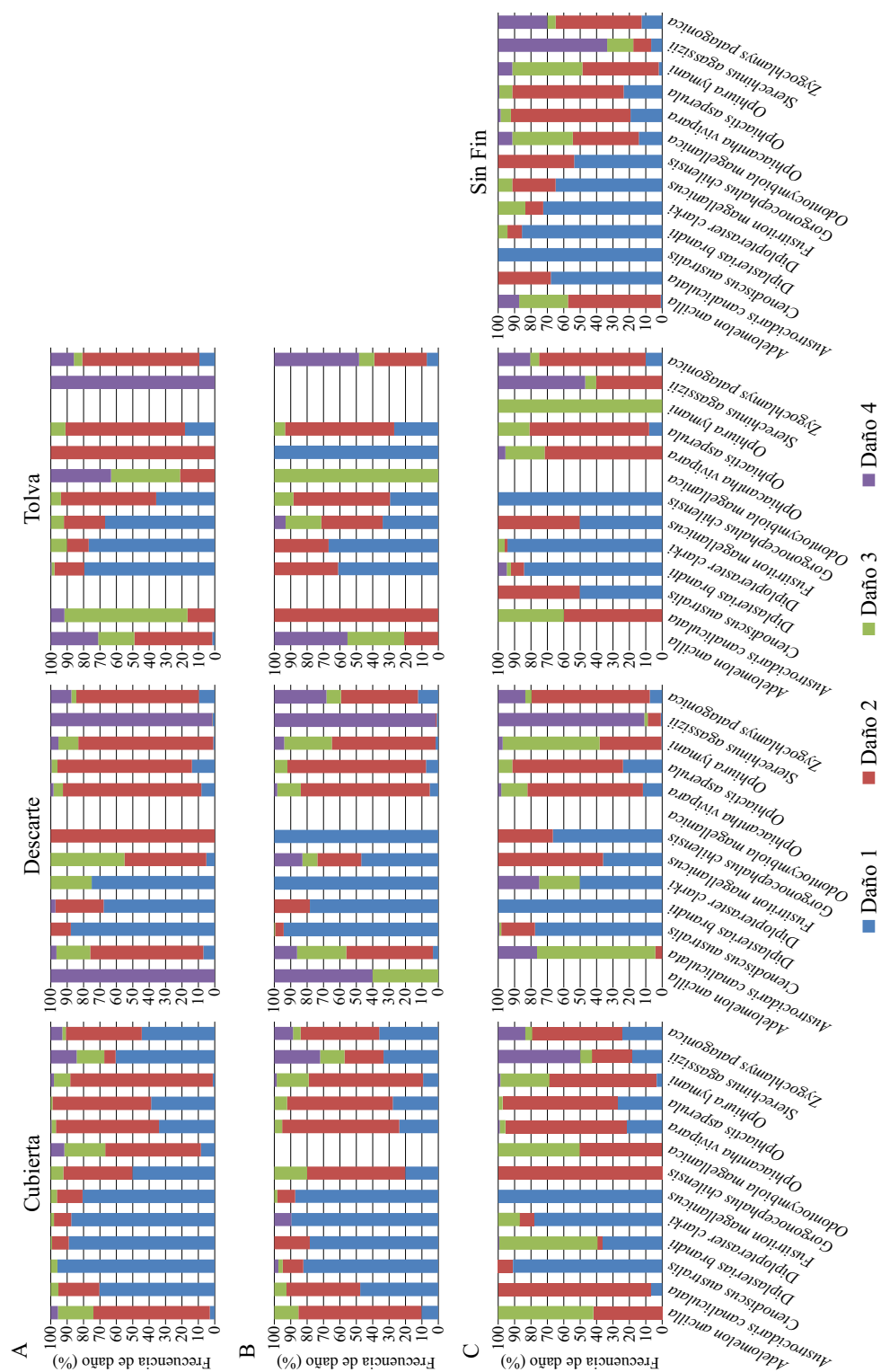


Figura 7. Frecuencia de daño registrada en las principales especies de la comunidad bentónica por punto de muestreo y buque pesquero. A) “Atlantic Surf I”. B) “Erin Bruce”. C) “Atlantic Surf III”.
 Figure 7. Damage frequency registered in the main species of the benthic community per sampling point and fishing vessel. A) “Atlantic Surf I”. B) “Erin Bruce”. C) “Atlantic Surf III”.

Tabla 4. Correlación de Spearman entre la talla corporal y el nivel de daño de las especies reunidas a bordo del BP “Atlantic Surf I”. n: número de individuos medidos, R: coeficiente de correlación, p: probabilidad estadística. Las diferencias significativas se indican en negrita.

Table 4. Spearman correlation test between body size and level of damage of the species gathered on board of FV “Atlantic Surf I”. n: number of individuals measured, R: coefficient of correlation, p: statistical probability. The significant differences are indicated in boldface.

Espece		Antes	Después
<i>Adelomelon ancilla</i>	n	68	126
	R	0,520	0,198
	p	< 0,001	0,026
<i>Diplasterias brandti</i>	n	199	186
	R	-0,186	0,002
	p	< 0,001	0,97
<i>Gorgonocephalus chilensis</i>	n	26	32
	R	0,560	-0,08
	p	0,004	0,65
<i>Ophiacantha vivipara</i>	n	437	510
	R	0,059	0,207
	p	0,217	< 0,001
<i>Sterechinus agassizii</i>	n	531	10
	R	0,032	0,577
	p	0,45	0,08
<i>Austrocidaris canaliculata</i>	n	64	30
	R	-0,277	0,31
	p	0,026	0,093
<i>Fusitriton magellanicus</i>	n	131	170
	R	-0,067	-0,167
	p	0,441	0,029
<i>Odontocymbiola magellanica</i>	n	12	18
	R	0,151	0,283
	p	0,639	0,255
<i>Ophiactis asperula</i>	n	389	439
	R	0,031	0,098
	p	0,536	0,039

Relación entre el tamaño corporal y el nivel de daño

La relación entre el tamaño corporal y el nivel de daño solo se pudo analizar en nueve especies a bordo del BP “Atlantic Surf I” (Tabla 4). Se

observó una relación positiva entre la talla corporal y el nivel de daño en el caracol *A. ancilla* antes (R = 0,52; p < 0,001) y después del proceso de selección (R = 0,198; p = 0,026). La ofiura *Gorgonocephalus chilensis* presentó una relación positiva antes del proceso de selección (R = 0,56;

$p = 0,004$). En cambio, *O. vivipara* ($R = 0,207$; $p < 0,001$) y *Ophiactis asperula* ($R = 0,098$; $p = 0,039$) presentaron una relación positiva pero después del proceso de selección a bordo. En los equinodermos *Diplasterias brandti* ($R = -0,186$; $p < 0,001$) y *A. canaliculata* ($R = -0,277$; $p = 0,026$) se registró una correlación negativa entre la talla y el nivel de daño antes del proceso de selección. El caracol *F. magellanicus* presentó una correlación negativa entre ambas variables luego del proceso de selección ($R = -0,167$; $p = 0,029$).

En el BP “Erin Bruce” solo tres de las 12 especies estudiadas presentaron una correlación significativa entre el daño y la talla corporal (Tabla 5). *O. vivipara* presentó una relación positiva entre el nivel de daño y la talla corporal luego del proceso de selección ($R = 0,197$; $p < 0,001$); *Ophiura (Ophiuroglypha) lymani* también presentó una relación positiva pero antes del proceso ($R = 0,171$; $p = 0,05$). En la especie *O. asperula* se observó una relación negativa entre la talla y el nivel de daño antes ($R = -0,159$; $p < 0,001$) y después ($R = -0,083$; $p = 0,017$) del proceso de selección. Dado el bajo número de individuos de *S. agassizii* que pudieron ser medidos luego del proceso de selección (2,86%), no se realizó ningún análisis estadístico.

En el BP “Atlantic Surf III” la relación entre el tamaño corporal y el nivel de daño solo pudo analizarse en nueve especies (Tabla 6). El caracol *A. ancilla* presentó una relación positiva entre la talla y el nivel de daño en Cubierta ($R = 0,521$; $p = 0,026$) y en el Sin Fin ($R = 0,226$; $p = 0,012$), únicos puntos de muestreo donde fue registrado. La estrella *Diplopteraster clarki* sólo presentó una relación positiva en Cubierta ($R = 0,226$; $p = 0,012$). La ofiura *O. vivipara* y el erizo *S. agassizii* presentaron una relación positiva antes y después del proceso de selección a bordo. Las ofiuras *O. asperula* y *O. lymani* también presentaron una correlación positiva, pero en el Sin Fin y después del proceso de selección (Tabla 6). Las estrellas *D. brandti* y *Ctenodiscus australis* y el erizo *A.*

canaliculata no presentaron relación entre la talla y el nivel de daño (Tabla 6).

DISCUSIÓN

La pesca de arrastre tiene un gran impacto sobre el fondo marino, modificando el hábitat y afectando la composición y estructura de la comunidad bentónica (Hall, 1996; Bradshaw *et al.*, 2002; Boldina *et al.*, 2014). Durante el arrastre, muchas especies son aplastadas por el arte de pesca y/o son capturadas y mueren al momento de ser devueltas al mar (Jennings *et al.*, 2001).

La comunidad de invertebrados bentónicos asociada a la pesquería de vieira patagónica está siendo estudiada desde 1996, momento en que se inició la actividad pesquera (Bremec y Lasta, 2002; Bremec *et al.*, 2006; Schejter *et al.*, 2014); sin embargo, este trabajo presenta por primera vez el efecto del procesamiento a bordo sobre las principales especies de invertebrados bentónicos que integran la captura incidental.

Los grupos Echinodermata, Porifera y Gastropoda son los principales componentes de la captura incidental, independientemente de la UM analizada, dicha asociación se mantiene desde el inicio de la pesquería (Bremec y Lasta, 2002; Escolar *et al.*, 2009; Schejter *et al.*, 2014).

El proceso de selección a bordo influye no solo sobre la especie objetivo sino también sobre las principales especies de la fauna acompañante. Muchos organismos de la captura incidental son retenidos, pasando a la etapa de producción, por lo que se asume que no sobreviven. El número de individuos y taxones retenidos varía según la planta de procesamiento. Los gasterópodos y equinodermos son retenidos por los roles selectores como consecuencia de su tamaño y/o morfología. No obstante, en el BP “Atlantic Surf III”, buque que presenta una etapa extra de descarte en la planta de procesamiento (Sin Fin), se observa que una mayor cantidad de organismos es devuel-

Tabla 5. Correlación de Spearman entre la talla corporal y el nivel de daño de las especies reunidas a bordo del BP “Erin Bruce”. n: número de individuos medidos, R: coeficiente de correlación, p: probabilidad estadística. Las diferencias significativas se indican en negrita.

Table 5. Spearman correlation test between body size and level of damage of the species gathered on board of FV “Erin Bruce”. n: number of individuals measured, R: coefficient of correlation, p: statistical probability. The significant differences are indicated in boldface.

Especie		Antes	Después
<i>Adelomelon ancilla</i>	n	19	41
	R	-0,100	0,290
	p	0,665	0,064
<i>Ctenodiscus australis</i>	n	39	134
	R	-0,200	-0,046
	p	0,220	0,820
<i>Diplopteraster clarki</i>	n	20	36
	R	0,232	0,300
	p	0,325	0,070
<i>Gorgonocephalus chilensis</i>	n	11	18
	R	0,403	0,255
	p	0,219	0,307
<i>Ophiacantha vivipara</i>	n	688	859
	R	0,010	0,197
	p	0,785	< 0,001
<i>Ophiura lymani</i>	n	131	128
	R	0,171	-0,045
	p	0,050	0,611
<i>Austrocidaris canaliculata</i>	n	77	115
	R	0,143	0,122
	p	0,215	0,191
<i>Diplasterias brandti</i>	n	46	68
	R	-0,110	0,179
	p	0,429	0,144
<i>Fusitriton magellanicus</i>	n	56	300
	R	-0,250	-0,107
	p	0,062	0,063
<i>Labidiaster radiosus</i>	n	30	28
	R	0,035	-0,310
	p	0,854	0,108
<i>Ophiactis asperula</i>	n	573	826
	R	-0,159	-0,083
	p	< 0,001	0,017
<i>Sterechinus agassizii</i>	n	116	
	R	0,104	
	p	0,266	

Tabla 6. Correlación de Spearman entre la talla corporal y el nivel de daño de las especies reunidas a bordo del BP "Atlantic Surf III". n: número de individuos medidos, R: coeficiente de correlación, p: probabilidad estadística. Las diferencias significativas se indican en negrita.

Table 6. Spearman correlation test between body size and level of damage of the species gathered on board of FV "Atlantic Surf III". n: number of individuals measured, R: coefficient of correlation, p: statistical probability. The significant differences are indicated in boldface.

Especie		Antes	Sin Fin	Después
<i>Adelomelon ancilla</i>	n	18	88	
	R	0,521	0,266	
	p	0,026	0,012	
<i>Diplasterias brandti</i>	n	91	54	43
	R	0,150	0,120	0,200
	p	0,153	0,377	0,197
<i>Ophiacantha vivipara</i>	n	3.736	652	7.089
	R	0,080	0,054	0,158
	p	< 0,001	0,166	< 0,001
<i>Ophiura lymani</i>	n	1.317	274	2.527
	R	0,480	0,168	0,129
	p	0,081	0,005	< 0,001
<i>Ctenodiscus australis</i>	n	15		82
	R	-0,438		-0,200
	p	0,102		0,06
<i>Diplopteraster clarki</i>	n	78	10	22
	R	0,270	-0,31	
	p	0,016	0,378	
<i>Ophiactis asperula</i>	n	5.211	719	15.006
	R	-0,020	0,083	0,237
	p	0,24	0,025	< 0,001
<i>Sterechinus agassizii</i>	n	331	21	173
	R	0,250	0,138	0,540
	p	< 0,001	0,55	< 0,001

ta al mar sin daño adicional al que presentan en Cubierta.

Los caracoles *F. magellanicus*, *A. ancilla* y *O. magellanica* son las especies de gasterópodos más frecuentes en la captura incidental de las pesquerías de arrastre que operan en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay (Carranza *et al.*, 2006). Estos caracoles también son dañados durante las operaciones de pesca y posterior pro-

cesamiento de la captura a bordo (Carranza *et al.*, 2006; Carranza y Horta, 2008). Los mismos autores señalan que los caracoles volútidos son más vulnerables debido a su mayor tamaño, la especie *F. magellanicus* presenta una talla menor y además la incrustación de anémonas y esponjas le confiere mayor protección (Carranza *et al.*, 2006). Esto último coincide con la relación inversa registrada entre la talla y el IDM en esta espe-

cie: organismos de mayor talla además de presentar exoesqueletos más duros, también registran más incrustaciones, por lo tanto, más protección (Schejter *et al.*, 2010).

En términos generales se observó que el IDM aumenta en la mayoría de las especies luego del proceso de selección a bordo, siendo el erizo *S. agassizii* la especie más afectada. El nivel de daño con el que vuelven al mar afecta directamente la supervivencia de los individuos. Los individuos con menor nivel de daño presentan mayor supervivencia, excepto el caracol *F. magellanicus*, que presenta una supervivencia cercana al 100% independientemente del IDM observado (Schwartz *et al.*, 2016). En el caso de los individuos de talla no comercial de *Z. patagonica* (alto total de valva menor a 55 mm) también se observa una importante disminución de la supervivencia a mayor nivel de daño (Schwartz *et al.*, 2014).

Cabe mencionar que la estimación del nivel de daño se basa únicamente en las características externas. El daño interno, el estrés y el riesgo de depredación que pueden reducir la probabilidad de supervivencia de los organismos que son devueltos al mar no fueron considerados en este análisis (Chopin y Arimoto, 1995; Crowder y Murawski, 1998). Además, en el caso de los recursos bentónicos, la distribución en parches genera que el esfuerzo pesquero se concentre en áreas de alta densidad (Harrington *et al.*, 2007), por lo tanto, los individuos descartados en un lance pueden ser recapturados, incrementando el nivel de daño y disminuyendo las probabilidades de supervivencia (Bergmann y Moore, 2001), lo cual tampoco pudo ser analizado.

Por otra parte, la Clase Echinoidea está catalogada como uno de los grupos taxonómicos más sensibles frente a la pesca de arrastre y/o cualquier otra actividad antropogénica sobre el fondo marino (Thrush *et al.*, 1998; Collie *et al.*, 2000; González-Irusta *et al.*, 2012). En diferentes comunidades bentónicas se ha registrado menor biomasa de equinoideos en áreas con mayor actividad pesquera, esto está relacionado con la fragi-

lidad que presenta el cuerpo de estos organismos ante cualquier tipo de disturbio (Hill *et al.*, 1999; Prena *et al.*, 1999; Kaiser *et al.*, 2000; Morsan, 2009; De Juan *et al.*, 2011). En el caso de la comunidad bentónica asociada a la pesquería de vieira patagónica, el erizo *S. agassizii* es la especie más afectada por los distintos procesos de selección a bordo, coincidiendo con trabajos previos que muestran que las mayores densidades de *S. agassizii* se encuentran en áreas con nulo o bajo esfuerzo pesquero (Schejter *et al.*, 2008; Escolar y Bremec, 2015). Cabe destacar que esta especie tiene una amplia distribución geográfica en el Atlántico Sur, encontrándose no solo en el frente de talud, sino también en toda la plataforma continental argentina, incluso en las Islas Malvinas y Georgias del Sud (Bernasconi, 1964; David *et al.*, 2005). Si bien pueden producirse extinciones parciales y/o disminución de la biomasa de la especie en parches donde actúa la pesquería, en un trabajo realizado a nivel poblacional la biomasa no presentó mayores variaciones (Escolar, 2010).

La remoción de especies se encuentra entre los principales efectos de la pesca de arrastre (Hall, 1996; Jennings y Kaiser, 1998), lo que afecta la composición e interacciones tróficas de las comunidades bentónicas, por ejemplo, cuando se remueven depredadores las poblaciones de las presas pueden aumentar y afectar la competencia entre especies (Jennings y Kaiser, 1998). El proceso de selección a bordo de la pesquería de vieira patagónica afecta a todas las especies de la comunidad bentónica, sin embargo, los caracoles gasterópodos *A. ancilla*, *O. magellanica* y *F. magellanicus*, las estrellas *D. clarki* y *D. brandti* y el erizo *S. agassizii* son las especies más afectadas, los caracoles y estrellas por quedar retenidos y el erizo por ser dañado letalmente.

Las especies de estrellas y caracoles son depredadores, por lo que podría esperarse un efecto *top-down* en la cadena trófica (Jennings y Kaiser, 1998). Sin embargo, en esta comunidad aún no existe evidencia de cambios en la cadena trófica

(Schwartz, 2011). Las únicas variaciones registradas hasta el momento, son los cambios en la composición de especies: en áreas con mayor esfuerzo pesquero se observó un aumento de especies depredadoras y carroñeras y disminución de especies frágiles (Schejter *et al.*, 2008, 2016; Escolar *et al.*, 2015).

Diversos estudios muestran que el daño registrado en los organismos también está relacionado con la composición de la captura total, la profundidad, el tiempo de arrastre y el llenado de la red (Bergmann *et al.*, 2001; Jenkins *et al.*, 2001; Pranovi *et al.*, 2001; Ramsay *et al.*, 2001), por lo que cabría esperar que, en otras UM u otras áreas dentro de estas mismas UM, el nivel de daño de las especies resulte diferente al registrado en este estudio.

De acuerdo con estudios comparativos sobre el daño ocasionado a los organismos por diferentes pesquerías, las pesquerías de pectínidos son las que mayor daño producen a los organismos de la captura incidental, esto está relacionado con la cantidad de individuos de valvas duras presentes en la red (Pranovi *et al.*, 2001; Ramsay *et al.*, 2001). Sin embargo, resulta difícil comparar nuestros resultados con otras pesquerías dado de que, al momento, no se tiene registro de buques factorías con un proceso de selección a bordo similar al observado en la pesquería de vieira patagónica. En las pesquerías de *Aequipecten opercularis* y *Pecten jacobaeus*, el 100% de los erizos son aplastados por el arte de pesca directamente, mientras que las ofiuras, cangrejos y estrellas son las especies más dañadas por el proceso de selección a bordo. Cabe aclarar que ambas pesquerías se desarrollan también sobre sustrato blando pero el arte de pesca utilizado son rastras con patines (Pranovi *et al.*, 2001).

La estimación del daño en las especies de invertebrados de la captura incidental devueltas al mar permite ampliar y avanzar en el conocimiento del impacto de la pesca de arrastre sobre la comunidad bentónica, analizando cómo los organismos son afectados por las distintas etapas del proceso de pesca. En este trabajo no se analizó el daño

ocasionado a los organismos blandos, como, por ejemplo: esponjas, hidrozooos, ascidias, anémonas, taxones altamente sensibles a la pesca de arrastre (Jennings y Kaiser, 1998; Strain *et al.*, 2012), dada la dificultad de estimar lesiones en este tipo de organismos. En la mayoría de los casos, además, se desconoce qué nivel de daño es letal (Pranovi *et al.*, 2001). Sin embargo, se está realizando un monitoreo sobre este tipo de organismos debido a la importancia que presentan en la comunidad bentónica brindando refugio y sustrato de asentamiento a muchas especies, entre las cuales se encuentra la especie objetivo de la pesquería (Bremec *et al.*, 2008; Schejter *et al.*, 2010, 2012).

BIBLIOGRAFÍA

- BERGMAN, M. & MOORE, P.G. 2001. Mortality of *Asterias rubens* and *Ophiura ophiura* discarded in the *Nephrops* fishery of the Clyde Sea area, Scotland. ICES J. Mar. Sci., 58: 531-542.
- BERGMANN, M., BEARE, D.J. & MOORE, P.G. 2001. Damage sustained by epibenthic invertebrates discarded in the *Nephrops* fishery of the Clyde Sea area, Scotland. J. Sea Res., 45: 105-118.
- BERNASCONI, I. 1964. Distribución geográfica de los Equinoideos y Asteroideos de la extremidad austral de Sudamérica. Boletín Instituto Biología Marina (Mar del Plata), N° 7: 43-50.
- BOLDINA, I., BENINGER, P.G. & LE COZ, M. 2014. Effect of long-term mechanical perturbation on intertidal soft-bottom meiofaunal community spatial structure. J. Sea Res., 85: 85-91.
- BRADSHAW, C., VEALE, L.O. & BRAND, A.R. 2002. The role of scallop-dredge disturbance in long-term changes in Irish Sea benthic communities: a re-analysis of an historical dataset. J. Sea Res., 47: 161-184.
- BREMEC, C. & LASTA, M. 2002. Epibenthic assemblage associated with scallop (*Zygochlamys patagonica*) beds in the Argentinean

- shelf. Bull. Mar. Sci., 70: 89-105.
- BREMEC, C., SCHEJTER, L. & MARECOS, A. 2006. Riqueza específica y asociaciones faunísticas en los bancos comerciales de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) a lo largo del frente de talud. Período 1995-2006. Inf. Téc. Int. DNI-INIDEP N° 106/2006, 52 pp.
- BREMEC, C., ESCOLAR, M., SCHEJTER, L. & GENZANO, G. 2008. Primary settlement substrate of *Zygochlamys patagonica* spat in fishing grounds at the Argentine Sea. J. Shell. Res., 27 (2): 273-280.
- BREMEC, C., ESCOLAR, M., MARECOS, M., SCHEJTER, L. & SOUTO, V. 2010. Riqueza específica en los bancos comerciales de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) a lo largo del frente de talud. Período 2010. Inf. Invest. INIDEP N° 80/2010, 15 pp.
- BREMEC, C., SCHEJTER, L., GIBERTO, D., ESCOLAR, M., SOUTO, V., ACHA, M. & MIANZAN, H. 2011. Benthos of the Argentinian Continental Shelf: faunal assemblages, species distribution and richness along a latitudinal gradient. En: World Conference on Marine Biodiversity, Valencia, España, Resúmenes: 18.
- CAMPODÓNICO, S. & HERRERA, S. 2012. Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) Unidades de Manejo D y E. Año 2012. Inf. Camp. INIDEP N° 19, 29 pp.
- CAMPODÓNICO, S. & HERRERA, S. 2013. Vieira Patagónica (*Zygochlamys patagonica*): Estadísticas de la pesquería correspondientes al año 2012. Inf. Téc. Of. INIDEP N° 14/2013, 11 pp.
- CAMPODÓNICO, S. & HERRERA, S. 2016. Vieira Patagónica (*Zygochlamys patagonica*): Estadísticas de la pesquería correspondientes al año 2015. Inf. Téc. Of. INIDEP N° 16/2016, 12 pp.
- CAMPODÓNICO, S., LASTA, M. & MAUNA, C. 2007. Vieira Patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Estadísticas de la pesquería durante el año 2006. Inf. Téc. INIDEP N° 30/2007, 19 pp.
- CAMPODÓNICO, S., MAUNA, C., GARAFFO, G. & HERNÁNDEZ, D. 2012. Vieira patagónica Evaluación de Biomasa para el año 2013. Unidades de Manejo F y G. Inf. Téc. Of. INIDEP N° 41/2012, 18 pp.
- CARRANZA, A. 2006. Large gastropods by-catch in the hake fishery at the Argentinean-Uruguayan Common Fishing Zone. CSMU, 9 (89): 61-67.
- CARRANZA, A. & HORTA, S. 2008. Megabenthic gastropods in the outer Uruguayan continental shelf: composition, distribution and some effects of trawling. Rev. Biol. Mar. Ocean., 43 (1): 137-142.
- CHOPIN, F.S. & ARIMOTO, T. 1995. The condition of fish escaping from fishing gears-a review. Fish. Res., 21: 315-327.
- CIOCCO, N., LASTA, M., NARVARTE, M., BREMEC, C., BOGAZZI, E., VALERO, J. & ORENSANZ, J.M. 2006. Argentina. En: SHUMWAY, S.E. (Ed.). Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture. Elsevier Science: 1251-1292.
- COLLIE, J., HALL, S.J., KAISER, M.J. & PIONER, I.R. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. J. Anim. Ecol., 69: 785-798.
- CROWDER, L.B. & MURAWSKI, S.A. 1998. Fisheries by-catch: Implications for management. Fisheries, 23 (6): 8-17.
- DAVID, B., CHONÉ, T., FESTEAU, A., MOOI, R. & DE RIDDER, C. 2005. Biodiversity of Antarctic Echinoids: a comprehensive and interactive database. Sci. Mar., 69 (2): 201-203.
- DE JUAN, S., MONTSERRAT, D. & PILAR, S. 2011. Exploring the degree of trawling disturbance by the analysis of benthic communities ranging from a heavily exploited fishing ground to an undisturbed area in the NW Mediterranean. Sci. Mar., 75 (3): 507-516.
- ESCOLAR, M. 2010. Variaciones espacio-temporales en la comunidad de invertebrados bentónicos asociada al frente de talud. Equinodermos como caso de estudio. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, 189 pp.

- ESCOLAR, M. & BREMEC, C. 2015. Comunidad de equinodermos en bancos de vieira patagónica asociados al frente de talud. Rev. Invest. Desarr. Pesq., 26: 23-36.
- ESCOLAR, M., CAMPODÓNICO, C., MARECOS, A. & SCHEJTER, L. 2015. Efecto del arrastre pesquero en la comunidad bentónica asociada a la vieira patagónica. Inf. Invest. INIDEP N° 84/2015, 23 pp.
- ESCOLAR, M., DIEZ, M., HERNÁNDEZ, D., MARECOS, A., CAMPODÓNICO, S. & BREMEC, C. 2009. Invertebrate bycatch in Patagonian scallop fishing grounds: a study case with data obtained by the On Board Observers Program. Rev. Biol. Mar. Ocean., 44 (2): 369-377.
- GONZÁLEZ-IRUSTA, J.M., PUNZÓN, A. & SERRANO, A. 2012. Environmental and fisheries effects on *Gracilechinus acutus* (Echinodermata: Echinoidea) distribution: is it a suitable bioindicator of trawling disturbance? ICES J. Mar. Sci., 69 (8): 1457-1465.
- HALL, M.A. 1996. On bycatches. Rev. Fish Biol. Fish., 6 (3): 319-352.
- HARRINGTON, J.J., SEMMENS, J.M. & HADDON, M. 2007. Spatial distribution of commercial dredge fishing effort: application to survey design and the spatial management of a patchily distributed benthic bivalve species. Mar. Freshw. Res., 58: 756-764.
- HILL, A.S., VEALE, L.O., PENNINGTON, D., WHYTE, S.G., BRAND, A.R. & HARTNOLL, R.G. 1999. Changes in Irish Sea Benthos: Possible Effects of 40 years of Dredging. Est. Coast. Shelf Sci., 48: 739-750.
- JENKINS, S.R., BEUKERS-STEWART, B.D. & BRAND, A.R. 2001. Impact of scallop dredging on benthic megafauna: a comparison of damage levels in captured and non-captured organisms. Mar. Ecol. Prog. Ser., 215: 297-301.
- JENNINGS, S. & KAISER, M.J. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. Adv. Mar. Biol., 34: 201-352.
- KAISER, M.J., RAMSAY, K., RICHARDSON, C.A., SPENCER, F.E. & BRAND, A.R. 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. J. Anim. Ecol., 69: 494-503.
- LASTA, M. & BREMEC, C. 1998. *Zygochlamys patagonica* in the Argentine Sea: a new scallop fishery. J. Shellfish Res., 17 (1): 103-111.
- LASTA, M., HERNÁNDEZ, D. & CAMPODÓNICO, S. 2008. Vieira patagónica Sector Norte Evaluación de biomasa año 2008. Inf. Téc. Of. INIDEP N° 49/2008, 16 pp.
- MARECOS, A., HERRERA, S. & ESCOLAR, M. 2012. Evaluación de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F y G. Inf. Camp. INIDEP N° 21/2012, 26 pp.
- MAUNA, C. & HERRERA, S. 2012. Evaluación de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) 2012, Unidad de Manejo B. Inf. Camp. INIDEP N° 17/2012, 24 pp.
- MORSAN, E.M. 2009. Impact on biodiversity of scallop dredging in San Matías Gulf, northern Patagonia (Argentina). Hydrobiologia, 619: 167-180.
- PRANOVI, F., RAICEVICH, S., FRANCESCHINI, G., TORRICELLI, P. & GIOVANARDI, O. 2001. Discard analysis and damage to non-target species in the "rapido" trawl fishery. Mar. Biol., 139: 863-875.
- PRENA, J., SCHWINGHAMER, P., ROWELL, T.W., GORDON, D.C., GILKINSON, K.D., VASS, W.P. & MCKEOWN, D.L. 1999. Experimental otter trawling on a sandy bottom ecosystem of the Grand Banks of Newfoundland: analysis of trawl bycatch and effects on epifauna. Mar. Ecol. Prog. Ser., 181: 107-124.
- RAMSAY, K., BERGMANN, M., VEALE, L.O., RICHARDSON, C.A., KAISER, M.J., VIZE, S.J. & FEIST, S.W. 2001. Damage, autotomy and arm regeneration in starfish caught by towed demersal fishing gears. Mar. Biol., 138: 527-536.
- SCHEJTER, L., BREMEC, C. & HERNÁNDEZ, D. 2008. Comparison between disturbed and undisturbed areas of the Patagonian scallop

- (*Zygochlamys patagonica*) fishing ground “Reclutas” in the Argentine Sea. *J. Sea Res.*, 60: 193-200.
- SCHEJTER, L., ESCOLAR, M. & BREMEC, C. 2011. Variability in epibiont colonization of shells of *Fusitriton magellanicus* (Gastropoda) on the Argentinean shelf. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 91: 897-906.
- SCHEJTER, L., ESCOLAR, M. & GIBERTO, D. 2016. Comunidad de invertebrados bentónicos en áreas de pesca y de reserva en bancos de vieira patagónica: estado general en el año 2015 y comparación con datos del 2013. *Inf. Invest. INIDEP N° 38/2016*, 14 pp.
- SCHEJTER, L., BREMEC, C., WALOSZEK, D. & ESCOLAR, M. 2010. Recently settled stages and larval developmental mode of the bivalves *Zygochlamys patagonica* and *Hiatella meridionalis* in the Argentine Sea. *J. Shellfish Res.*, 29 (1): 63-67.
- SCHEJTER, L., CHIESA, I., DOTI, B. & BREMEC, C. 2012. *Mycale (Aegogropila) magellanica* (Porifera: Demospongiae) in the southwestern Atlantic Ocean: endobiotic fauna and new distributional information. *Sci. Mar.*, 76 (4): 753-764.
- SCHEJTER, L., ESCOLAR, M., MARECOS, A. & BREMEC, C. 2014. Asociaciones faunísticas en las Unidades de Manejo del recurso “vieira patagónica” en el frente de talud durante el período 1998-2009. *Inf. Invest. INIDEP N° 13/2014*, 29 pp.
- SCHWARTZ, M. 2011. Estudio de las tramas tróficas asociadas a diferentes densidades de vieira patagónica *Zygochlamys patagonica* del Atlántico SO mediante el uso de isótopos estables. Seminario de Licenciatura, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, 38 pp.
- SCHWARTZ, M., ESCOLAR, M., MARECOS, M. & CAMPODÓNICO, S. 2016. Supervivencia de invertebrados bentónicos en la pesquería de vieira patagónica. *INIDEP Inf. Téc.*, 95, 15 pp.
- SCHWARTZ, M., ESCOLAR, M., MARECOS, A., HERRERA, S., DÍAZ, R., VILLALBA, J. & CAMPODÓNICO, S. 2014. Experiencia de supervivencia de individuos de vieira patagónica de talla no comercial descartados por la pesquería. *Inf. Invest. INIDEP N° 87/2014*, 12 pp.
- SORIA, G., ORENSANZ, J.M., MORSÁN, E.M., PARMA, A.M. & AMOROSO, R.O. 2016. Scallops Biology, Fisheries, and Management in Argentina. En: SHUMWAY, S.E. & JAY PARSONS, G. (Eds.). *Scallops: Biology, Ecology, Aquaculture and Fisheries*. Vol. 40. Elsevier Science, Oxford: 1019-1046.
- STRAIN, E.M.A., ALLCOCK, A.L., GOODWIN, C.E., MAGGS, C.A., PICTON, B.E. & ROBERTS, D. 2012. The long-term impacts of fisheries on epifaunal assemblage function and structure, in a Special Area of Conservation. *J. Sea Res.*, 67 (1): 58-68.
- THRUSH, S.F., HEWITT, J.E., CUMMINGS, V.J., DAYTON, P.K., CRYER, M., TURNER, S.J., FUNNEL, A.E., BUD, R.G., MILBURN, C.J. & WILKINSON, M.R. 1998. Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. *Ecol. Appl.*, 8 (3): 886-79.
- VEALE, L.O., HILL, A.S., HAWKINS, S.J. & BRAND, A.R. 2001. Distribution and damage to the by-catch assemblages of the northern Irish Sea scallop dredge fisheries. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 81: 85-96.
- ZAR, J. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, Nueva Jersey, 663 pp.

Recibido:13-05-2015

Aceptado: 31-05-2017

