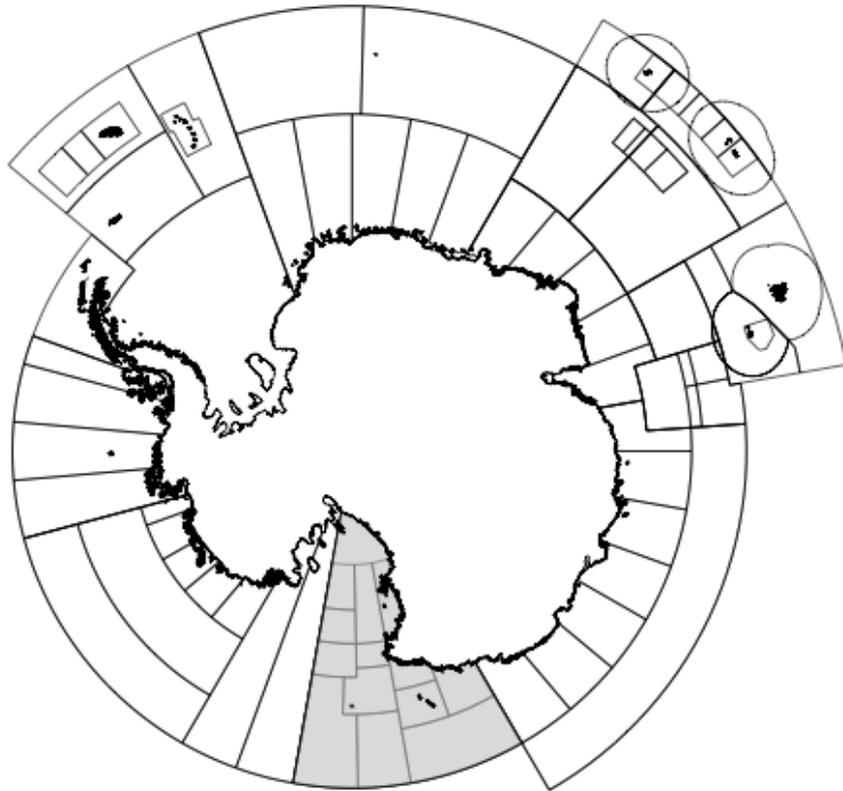




INFORME DE PESQUERÍA

Informe de pesquería 2015: Pesquerías exploratorias de *Dissostichus* spp. en la Subárea 88.1



Este mapa muestra las áreas de ordenación del Área de la Convención de la CRVMA. La región a la que se refiere este informe está sombreada.

En este informe, la temporada de pesca de la CCRVMA se representa por el año en que finalizó la misma, es decir, 2015 representa la temporada de pesca 2014/15 de la CCRVMA (desde el 1 de diciembre de 2014 hasta el 30 de noviembre de 2015).

Informe de pesquería 2015: Pesquerías exploratorias de *Dissostichus* spp. en la Subárea 88.1

Pormenores de la pesquería

1. Este informe describe la pesquería de palangre exploratoria dirigida a la austromerluza antártica (*Dissostichus mawsoni*) y la austromerluza negra (*D. eleginoides*) en la Subárea 88.1.
2. La distribución de los límites de captura en las unidades de investigación en pequeña escala (UIPE) de las Subáreas 88.1 y 88.2 se hizo como parte de un experimento de tres años de duración iniciado en 2006 cuando las UIPE entre 150°E y 170°E (881A, D, E, F) y entre 170°O y 150°O (882A-B) fueron cerradas a la pesca para asegurar que el esfuerzo se limitaría al área del experimento (SC-CAMLR-XXIV, párrafos 4.163 a 4.166). Se definió la UIPE 881M y fue cerrada a la pesca en 2009 para proteger el corredor de la migración de la austromerluza en el oeste del mar de Ross y en la Bahía Terra Nova (SC-CAMLR-XXVII, párrafos 4.160 y 4.161).
3. A los efectos de la evaluación del stock, las Subáreas 88.1 y 88.2 fueron separadas en dos: i) Subárea 88.1 y las UIPE 882A–B (esta zona, conocida como región del mar de Ross con el fin de describir la evaluación y los datos utilizados allí, también es un tema tratado en el presente informe) y ii) las UIPE 882C–H (conocida como Subárea 88.2).
4. Las limitaciones de la pesquería exploratoria orientada al *Dissostichus* spp. en la Subárea 88.1 se describen en la Medida de Conservación (MC) 41-09. A fin de facilitar la gestión de la pesquería, los límites de captura para las UIPE 881B, C y G se combinaron en una región ‘norte’ (881B, C, G); los límites para las UIPE 881H, I y K se combinaron en una región del ‘talud’ (881H, I, K) y los límites para las UIPE 881J y L se combinaron en una región de la ‘plataforma’ (881J, L) (ver Figura 1).

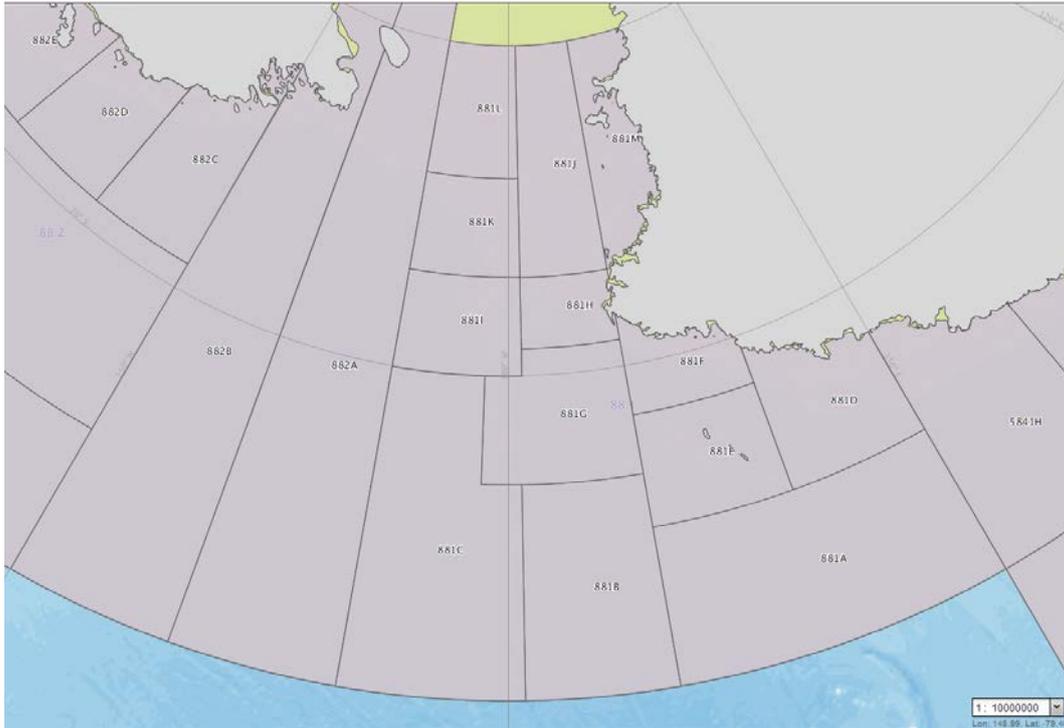


Figura 1: UIPE dentro de la Subárea 88.1.

5. Estas delimitaciones "administrativas" se utilizan para la ordenación de la pesquería. Sin embargo, la asignación de capturas a estas regiones en el proceso de evaluación utiliza un árbol de regresión basado en la mediana de las tallas de peces en cada calado de palangre, así como las variables explicativas UIPE y la profundidad. Esto genera pequeñas diferencias en los historiales de captura asignados al norte, el talud y la plataforma reflejados en la Tabla 1 y en el proceso de evaluación. Además, los historiales de captura incluidos en la Tabla 1 están discriminados por subárea con el fin de que las capturas realizadas en las UIPE 882A–B reflejen los resultados de la subárea correspondiente, mientras que, en los historiales de captura utilizados para la evaluación, las capturas se refieren a la región del mar de Ross para que se correspondan mejor con la supuesta distribución geográfica del stock de austromerluza el mar de Ross.

6. El límite de captura secundaria de *Dissostichus* spp. en la Subárea 88.1 en 2015 fue de 3 044 toneladas, de las cuales 200 se reservaron para la pesca de investigación en las UIPE 882A–B y el resto (2 844 toneladas) se asignó de la siguiente manera: 371 toneladas (13 %) podían extraerse en las UIPE 881B, C y G; 2 099 toneladas (74 %), en las UIPE 881H, I y K; y 374 toneladas (13 %), en las UIPE 881J y L. En el límite de captura para las UIPE 881J y L, se reservó un límite de captura de investigación de 68 toneladas a fin de posibilitar la compleción de una prospección de preclutas comenzada en 2015. Las MC 33-03 y 41-09 definen los límites para las especies de captura secundaria. La temporada de pesca fue del 1 de diciembre de 2014 al 31 de agosto de 2015.

Tabla 1: Historial de la captura de *Dissostichus* spp. en la Subárea 88.1. (Fuente: datos STATLANT de temporadas anteriores, informes de captura y esfuerzo de la temporada actual e informes anteriores de capturas INDNR).

Temporada	Subárea 88.1				Captura INDNR estimada (toneladas)
	Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)			
		<i>D. mawsoni</i>	<i>D. eleginoides</i>	Total	
1997	1980	0	0	0	0
1998	1510	41	1	42	0
1999	2281	296	1	297	0
2000	2090	751	0	751	0
2001	2064	626	34	660	0
2002	2508	1313	12	1325	92
2003	3760	1805	26	1831	0
2004	3250	2184	13	2197	240
2005	3250	3098	7	3105	28
2006	2964	2968	1	2969	0
2007	3032 ¹	3079	12	3091	0
2008	2700	2251	9	2259	272
2009	2700	2432	17	2448	0
2010	2850	2868	<1	2869	0
2011	2850	2836 ^q	3	2839	*
2012	3282 ¹	3173	5	3178	*
2013	3282 ¹	3006 ^q	<1	3006	*
2014	3044 ¹	2819 ^q	4	2823	*
2015	2844 ^{1,2}	2473 ^q	1	2474	*

¹ En la Subárea 88.1, el límite de captura incluye 40 toneladas (2007), 80 toneladas (2012), 49 toneladas (2013), 43 toneladas (2014) y 68 (2015) reservadas para la pesca de investigación.

² En 2015, al límite de captura establecido en la MC 41-09 se le restaron 200 toneladas para investigación en las UIPE 882A–B, y esa captura no se incluyó en los informes de captura de la Subárea 88.1.

* No se estimó el nivel de pesca INDNR debido a que no hubo indicios ni notificaciones de tales actividades.

^q Algunos datos de captura de este año fueron puestos en cuarentena. Los datos a continuación no están incluidos en la tabla de captura notificada que figura más arriba:

2011 – barco *In Sung No. 7*: 45 toneladas de *D. mawsoni*

2013 – barco *Yantar 35*: 156 toneladas de *D. mawsoni*

2014 – barco *Yantar 35*: 108 toneladas de *D. mawsoni*

2015 - barco *Yantar 35*: 251 toneladas de *D. mawsoni*.

7. En 2015, 14 barcos (de seis Miembros) operaron en la Subárea 88.1. Para 2016, nueve Miembros han notificado su intención de participar en la pesquería exploratoria de *Dissostichus* spp. en la Subárea 88.1, con un total de 20 barcos.

8. La pesquería de la Subárea 88.1 experimentó una expansión constante de esfuerzo (cantidad de lances) entre 1998 y 2001, que casi se triplicó en 2004. Desde 2005, el esfuerzo ha sido ligeramente más estable. En años anteriores, la mayoría de los barcos operaban con el sistema de palangre de calado automático, pero a ellos se sumaron barcos que operaban con palangre tipo español y, más recientemente, con palangre artesanal. Sin embargo, en 2015 los barcos con palangres de calado automático volvieron a dominar la pesquería tanto en términos

de cantidad como de captura total. Si bien se ha pescado en la mayoría de las UIPE en las Subáreas 88.1 y 88.2 a través del tiempo, la proporción del esfuerzo en cada UIPE ha variado mucho año a año en relación con los límites de captura de las especies objetivo y de captura secundaria y las condiciones del hielo marino. Las UIPE en que se ha pescado más frecuentemente son las del talud (881H y 881I). En los años en que las condiciones del hielo marino fueron favorables (2005, 2009, 2011–2013), también se realizaron faenas de pesca en la UIPE 881K.

9. La duración de la temporada de pesca en la pesquería del mar de Ross ha ido disminuyendo con el tiempo. En los primeros años, la pesquería operaba de enero a marzo, y entre 2001 y 2003, operó hasta abril y mayo. Más recientemente, la pesca ha comenzado a principios de diciembre y, por lo general, ha cesado en enero o febrero según las condiciones del hielo marino.

10. Las capturas de *D. eleginoides* han provenido en su mayor parte del noroeste de la región del mar de Ross en las UIPE 881A–C (WG-FSA-13/48). Las capturas fueron bastante abundantes al comenzar la pesquería, en particular en 2001, pero desde entonces han sido relativamente de bajo nivel. Las tasas de captura de *D. eleginoides* han sido mucho más altas en la UIPE 881A que en otras UIPE, y esta UIPE ha estado cerrada a la pesca desde 2008.

Captura notificada

11. En la Tabla 1, se muestran las capturas de *D. mawsoni* y *D. eleginoides* extraídas de la Subárea 88.1. Las capturas notificadas correspondientes a la Subárea 88.1 incluyen los datos de captura de barcos particulares, pero la CCRVMA ha convenido en que dichos datos debían ponerse en cuarentena dado que no se podía garantizar que la cantidad o ubicación de las capturas fueran adecuadas (SC-CAMLR-XXXIII, párrafo 3.68). Las temporadas que incluyen datos puestos en cuarentena están indicadas con una ‘q’ en superíndice, y los detalles específicos de cada barco están facilitados en la nota al pie de la Tabla 1. Todos los datos auxiliares relativos a esos barcos (p. ej., datos de captura secundaria, marcado, observación) también se encuentran en cuarentena y están excluidos de los datos presentados en este informe.

12. En 2015, la captura comercial total notificada de *Dissostichus* spp. en la Subárea 88.1 fue de 2 701 toneladas (el 97 % del límite de captura de 2 776 toneladas) y la pesquería cerró el 1 de febrero de 2015. Las siguientes UIPE fueron cerradas en el curso de la pesca:

- Las UIPE B, C y G cerraron el 7 de diciembre de 2014 debido a que se alcanzaron niveles críticos de captura de *Dissostichus* spp., y la captura total fue de 365 toneladas (el 98 % del límite de captura de 371 toneladas).
- Las UIPE H, I y K cerraron el 1 de febrero de 2015 debido a que se alcanzaron niveles críticos de captura de *Dissostichus* spp., y la captura total fue de 2 041 toneladas (el 97 % del límite de captura de 2 099 toneladas).
- Las UIPE J y L cerraron el 21 de enero de 2015 debido a que se habían alcanzado niveles críticos de captura de *Dissostichus* spp., y la captura total fue de 296 toneladas (el 97 % del límite de captura de 306 toneladas).

13. Además, se extrajeron 25 toneladas de las UIPE 881J, L y M en la prospección de subadultos realizada por Nueva Zelandia (SC-CAMLR-XXXIII, Anexo 5). En 2015, la captura total notificada de *Dissostichus* spp. en la Subárea 88.1 fue de 2 725 toneladas.

Pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (INDNR)

14. La captura ilegal, no declarada y no reglamentada (INDNR) en la Subárea 88.1 fue de 240 toneladas en 2004, 28 toneladas en 2005 y 272 toneladas en 2008 (Tabla 1).

15. Como consecuencia del reconocimiento de problemas metodológicos en su evaluación, no se han realizado estimaciones de la captura INDNR de *Dissostichus* spp. desde 2011, pese a que se han continuado registrando los indicios de tales actividades (SC-CAMLR-XXIX, párrafo 6.5). No se han presentado notificaciones de actividades INDNR en la Subárea 88.1 durante ese período (Tabla 1).

Hielo marino

16. El efecto del hielo marino tiene una gran influencia en las faenas ubicadas en latitudes altas. Los efectos principales del hielo marino son, en primer lugar, que restringe o impide el acceso a caladeros de pesca preferidos, pero mucho más grave es que dificulta las faenas, lo que, en consecuencia, afecta las capturas y el tiempo de operación. Un índice de hielo elaborado para la Subárea 88.1 aporta un índice cuantitativo de la influencia de las condiciones variables del hielo marino en las operaciones de una pesquería al finalizar una temporada (WG-FSA-15/35). El índice indica que la temporada 2015 fue la tercera más 'restringida', ya que el 24 % de los caladeros de pesca estaban libres de hielo, en comparación con el 17 % en la temporada 2001 y el 18 % en la temporada 2008 (Figura 2). En contraste, la temporada 2014 fue considerada un 'buen' año con respecto al hielo, ya que el 71 % de los caladeros de pesca estaban libres de hielo, al igual que la temporada 2011 (81 %).

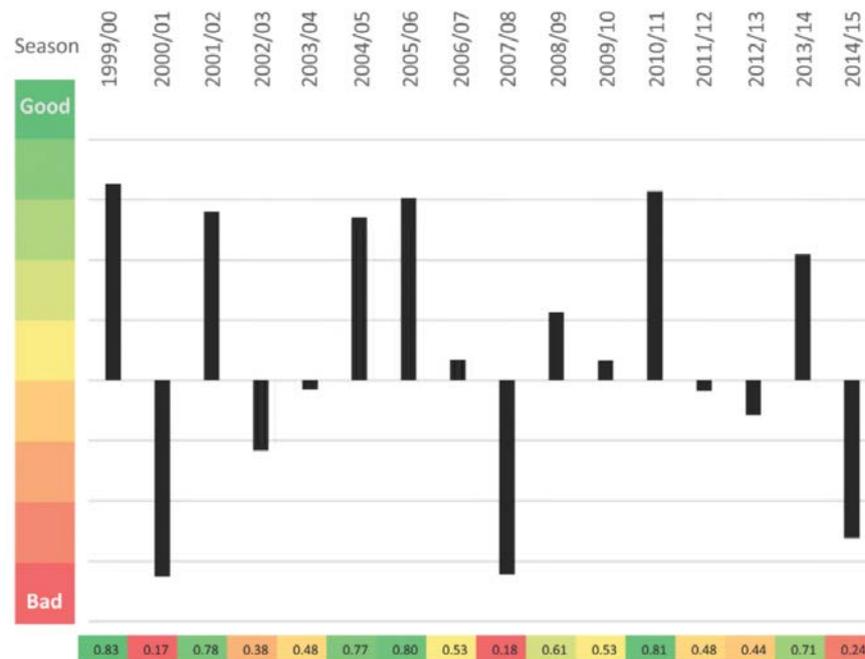


Figura 2: Índice de hielo en la pesquería del mar de Ross. La barra inferior coloreada indica la proporción de caladeros de pesca que estaban libres de hielo en la subárea (WG-FSA-15/35).

Recopilación de datos

17. La CCRVMA determina los límites de captura de *D. mawsoni* y *D. eleginoides* en las Subáreas 48.3 y 88.1 y en la División 58.5.2 mediante evaluaciones integradas exhaustivas. Para las pesquerías ‘poco conocidas’, se utilizan enfoques menos intensos en términos de datos (en la Subárea 48.6 y en el Área 58 fuera de las zonas económicas exclusivas (ZEE)). En la Subárea 88.1, se evalúa la especie *D. mawsoni*, pero se incluyen las capturas de *D. eleginoides* como parte de los límites de captura total. La gestión de las Subáreas 88.1 y 88.2 está amparada por la MC 41-01 para pesquerías exploratorias y, como tales, dichas Subáreas cuentan con un plan conexo de recopilación de datos (Anexo 41-01/A), un plan de investigación (Anexo 41-01/B) y un programa de marcado (Anexo 41-01/C). Los datos recopilados de conformidad con esta medida de conservación se describen a continuación. En el Apéndice 2, se proporciona el plan de investigación de mediano plazo para esta área.

Datos biológicos

18. La recopilación de datos biológicos dispuesta por la MC 23-05 se lleva a cabo como parte del Sistema de Observación Científica Internacional de la CCRVMA. En las pesquerías exploratorias de palangre de *D. mawsoni* y *D. eleginoides*, los datos biológicos por recoger incluyen muestras representativas de la talla, el peso, el sexo y el estadio de madurez, como también muestras de otolitos para la determinación de la edad de la especie objetivo y de las especies presentes con mayor frecuencia en la captura secundaria.

Distribución de tallas de la captura

19. La distribución de la frecuencia de tallas de *D. mawsoni* y *D. eleginoides* en esta pesquería entre 2006 y 2015 se muestra en las Figuras 3 y 4, respectivamente. Estas distribuciones de la frecuencia de tallas no han sido ponderadas (es decir, no han sido ajustadas para tener en cuenta factores como el tamaño de la captura de donde se recolectaron los peces). La variabilidad interanual que muestra la figura podría reflejar diferencias en la población explotada, pero es probable que también refleje cambios en los artes de pesca utilizados, en el número de barcos de la pesquería y en la distribución temporal de la pesca.
20. La distribución de frecuencias de tallas en las capturas de *D. mawsoni* en esta pesquería iba de 50 a 180 cm (Figura 3). En todas las temporadas y áreas, se ha observado una amplia moda de aproximadamente 120–170 cm. En la mayoría de los años, también se ha observado una moda de peces más pequeños, de 50–100 cm, en las capturas de la plataforma del mar de Ross, pero la distribución de tallas de los peces allí capturados es más variable de un año a otro debido a que la distribución espacial de la pesca es más cambiante.
21. Los datos de frecuencia de tallas de *D. eleginoides* son más escasos en algunos años en los que se capturaron o midieron muy pocos peces, pero la distribución de la frecuencia de tallas fue notablemente coherente en la mayoría de los años (Figura 4; ver también WG-FSA-10/23, Tabla 9, Figura 13).

Marcado

22. Según la MC 41-01, desde 2004, se ha exigido que los palangreros que operan en las pesquerías exploratorias de *Dissostichus* spp. marquen y liberen *Dissostichus* spp. a razón de 1 ejemplar de austromerluza por tonelada de peso en vivo capturado durante la temporada. Hasta fines de 2007, el número máximo de peces que cada barco podía marcar era 500. Para asegurarse de que la distribución de tallas de peces marcados por un barco concuerde con la de su captura, cada barco que capture más de 10 toneladas de cada una de estas especies de *Dissostichus* debe alcanzar un valor determinado mínimo del índice de coincidencia en las estadísticas de marcado (ver Anexo 41-01/C, nota 3 al pie de página). El requisito de alcanzar un mínimo índice de coincidencia en las estadísticas de marcado del 50 % fue introducido en la temporada 2011 y luego fue aumentado a un 60 % para la temporada 2012 y las temporadas subsiguientes (ver Tabla 2).
23. Desde 2001, se han marcado un total de 37 973 ejemplares de *D. mawsoni* y 1 215 ejemplares de *D. eleginoides* y se han recapturado 1 950 y 90 ejemplares, respectivamente, en la Subárea 88.1 (Tabla 3).
24. Las tasas de detección y recuperación de marcas para cada barco fueron calculadas utilizando un método que mide la variabilidad espacial y temporal de las faenas mediante el emparejamiento de cada evento individual de marcado y liberación o recaptura con todos los otros eventos de pesca que hayan ocurrido en el mismo lugar y al mismo tiempo (p. ej., a una distancia específica y durante la misma temporada de pesca) (WG-SAM-14/30). Los resultados arrojados por los índices se utilizaron para incluir los eventos efectivos de marcado y liberación, y de marcado y recaptura de cada barco en el conjunto de datos de marcado utilizado en el modelo de evaluación (WG-FSA-15/38).

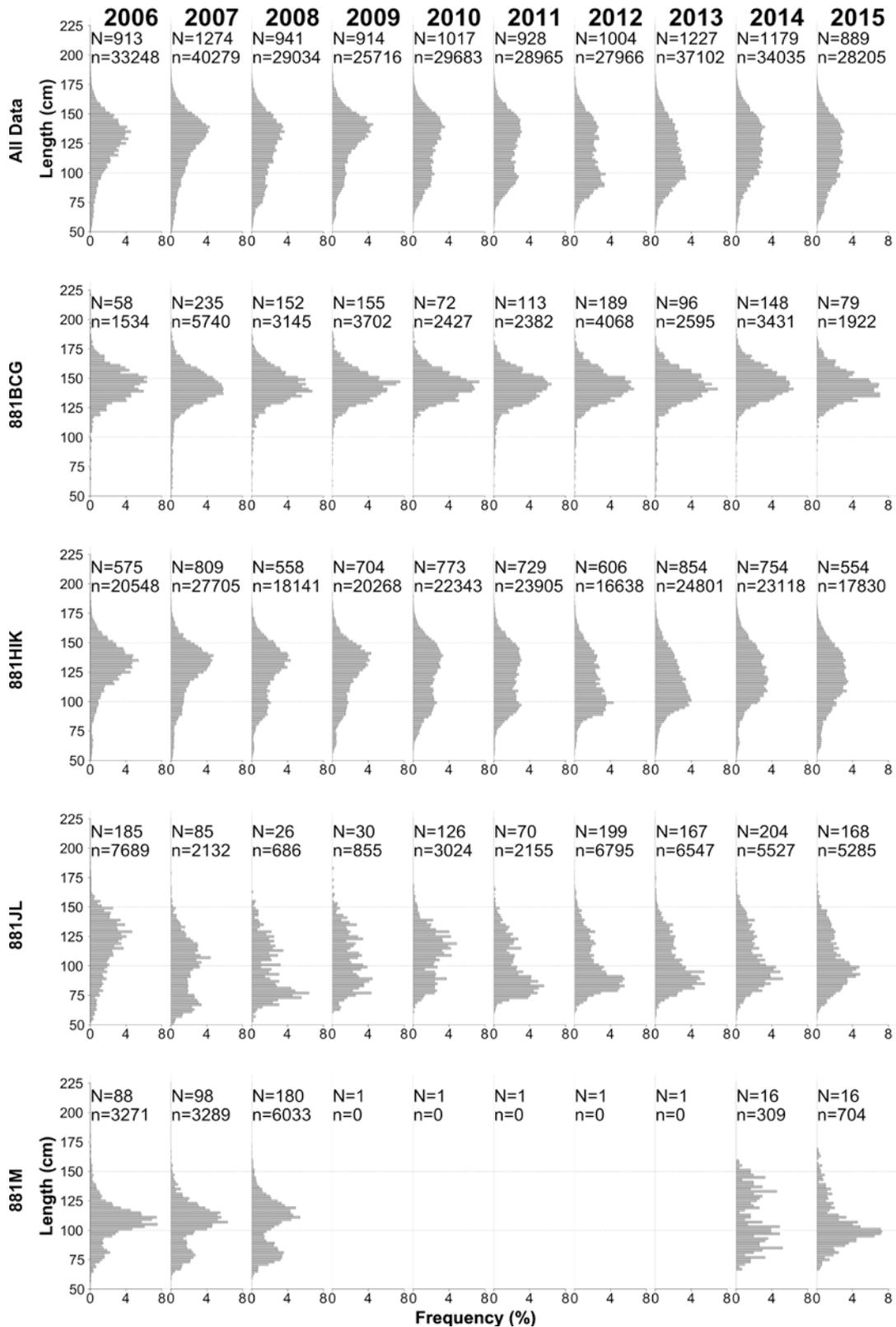


Figura 3: Distribuciones anuales de las frecuencias de tallas de *Dissostichus mawsoni* en las capturas extraídas de la Subárea 88.1 (cuadro superior) y en cada UIPE (cuadros inferiores). Se incluyen el número de lances de los que se extrajeron peces para su medición (N) y el número de peces medidos (n) en cada año.

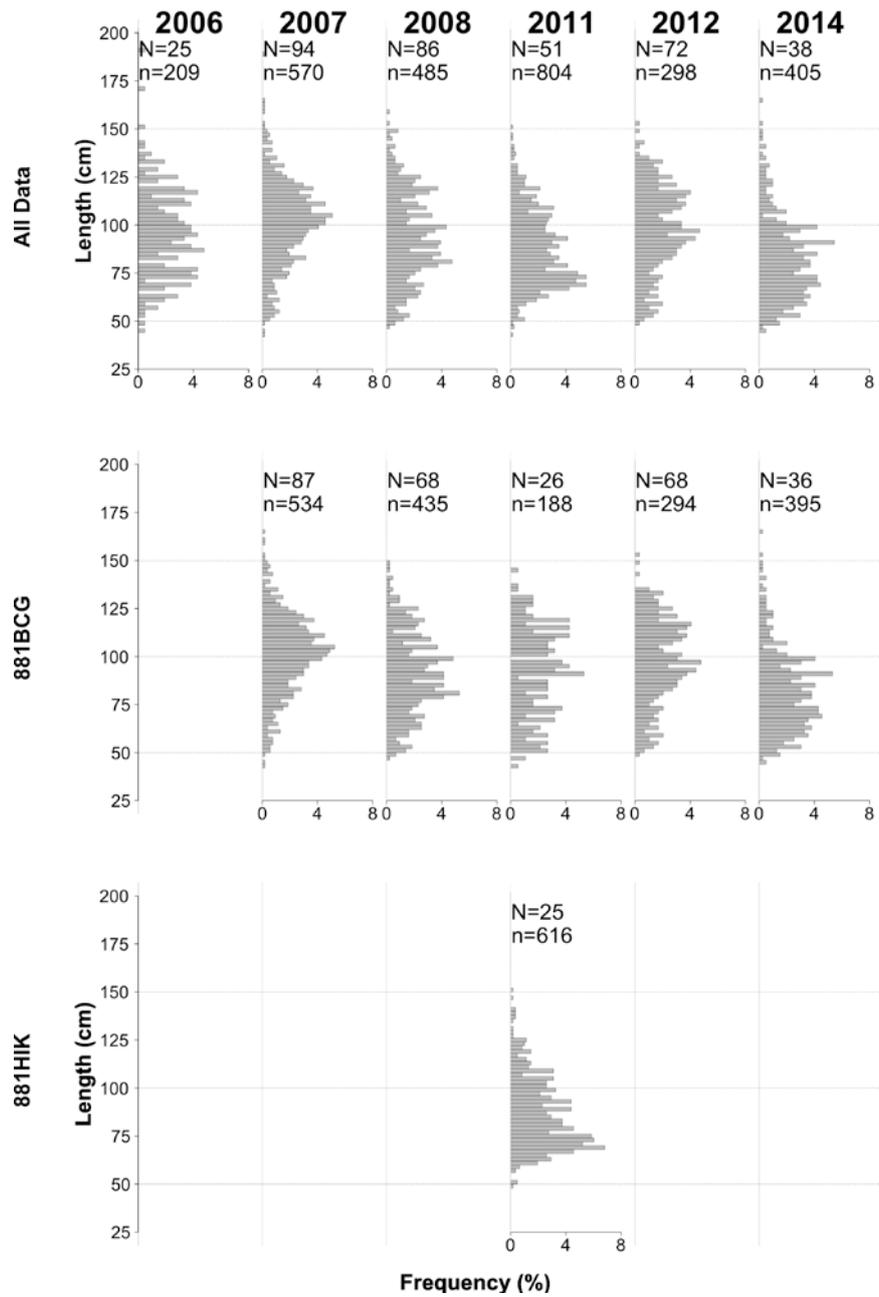


Figura 4: Distribuciones anuales de las frecuencias de tallas de *Dissostichus eleginoides* en las capturas extraídas de la Subárea 88.1 (cuadro superior) y en cada UIPE (cuadros inferiores). Se incluyen el número de lances de los que se extrajeron peces para su medición (N) y el número de peces medidos (n) en cada año.

Tabla 2: Tasa anual de marcado notificada por barco que opera en la pesquería exploratoria de *Dissostichus* spp., en la Subárea 48.4, desde 2005. El índice de coincidencia de las estadísticas de marcado (MC 41-01) para *D. mawsoni* y *D. eleginoides*, respectivamente, está entre paréntesis. Los valores de coincidencia en las estadísticas de marcado no están calculados para las capturas de menos de 10 toneladas (2007-2014) o de menos de 30 peces marcados (desde 2015). El signo (*) indica que no se marcaron peces.

Estado del pabellón	Nombre del barco	Temporada										
		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Argentina	<i>Antartic II</i>		0,8	1,5 (9; -)								
	<i>Antartic III</i>	1,2			0 (-; -)							
	<i>Argenova XXI</i>						1,1 (52; -)					
Chile	<i>Isla Eden</i>					1,4 (26; -)						
Noruega	<i>Froyanes</i>	1,5	1,2	1,1 (18; -)								
	<i>Seljevaer</i>								1 (79; -)	1,1 (76; -)	1,0 (81; *)	1,1 (62; *)
Nueva Zelandia	<i>Antarctic Chieftain</i>					1,1 (57; -)	1,0 (61; -)	1,0 (96; *)	1,2 (89; *)		1,1 (74; -)	
	<i>Avro Chieftain</i>		1,0	1,1 (52; *)	1,2 (12; -)							
	<i>Janas</i>	1,0	1,0	1,1 (69; *)	1,0 (80; *)	1,1 (43; -)	1,0 (79; -)	1,0 (85; *)	1,3 (81; *)	1,0 (91; *)	1,1 (88; *)	1,0 (82; *)
	<i>San Aotea II</i>	1,0	>500	1,2 (52; *)	1,2 (69; *)	1,1 (77; *)	1,1 (79; *)	1,1 (88; *)	3,8 (87; *)	1,8 (80; *)	1,8 (88; *)	1,7 (86; *)
	<i>San Aspiring</i>	>500	1,0	1,1 (76; *)	1,1 (74; *)	1,1 (81; *)	1,1 (88; *)	1,1 (90; *)	1,1 (92; *)	1,2 (93; *)	1,1 (91; *)	1,1 (93; *)
República de Corea	<i>Hong Jin No. 701</i>								1,3 (72; *)	1,1 (82; -)	1,1 (83; -)	1,1 (77; *)
	<i>Hong Jin No. 707</i>				1,2 (18; *)	1,2 (25; 21)	1,1 (50; -)	1,1 (64; *)	1,0 (71; -)	1,0 (82; -)	1,1 (83; -)	
	<i>Insung No. 1</i>					1,3 (15; *)	1,1 (23; -)					
	<i>Insung No. 2</i>				1,2 (3; *)							
	<i>Insung No. 22</i>			1,2 (19; *)								
	<i>Insung No. 3</i>									1,5 (92; *)		
	<i>Insung No. 5</i>									1,6 (91; -)		
	<i>Jung Woo No. 2</i>			1,2 (29; *)	1,0 (25; *)	1,1 (19; -)	1,2 (26; -)	1,1 (93; -)	1,2 (91; *)			
	<i>Jung Woo No. 3</i>					1,5 (21; -)	1,1 (42; -)	1,0 (88; -)	1,2 (86; *)			
	<i>Kostar</i>									1,1 (94; -)	1,1 (78; -)	1,0 (82; -)
	<i>Sunstar</i>									1,2 (85; -)	1,1 (76; -)	1,1 (72; -)

(continúa)

Tabla 3: Número de ejemplares de a) *Dissostichus mawsoni* y b) *D. eleginoides* marcados cada año en la Subárea 88.1. El número de peces recapturados por cada barco figura entre paréntesis.

a)

Estado del pabellón	Nombre del barco	Temporada											
		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	
Argentina	<i>Antartic II</i>		122 (0)	228 (1)									
	<i>Antarctic III</i>	290 (7)											
Chile	<i>Argenova XXI</i>						33 (2)						
	<i>Isla Eden</i>					139 (1)							
Noruega	<i>Seljevaer</i>								178 (14)	238 (53)	264 (55)	218 (27)	
	<i>Chio Maru No. 3</i>							196 (4)	201 (3)				
Nueva Zelandia	<i>Avro Chieftain</i>		266 (8)	289 (29)	50 (4)								
	<i>Janas</i>	450 (13)	282 (12)	184 (6)	179 (15)	166 (5)	415 (34)	172 (4)	168 (0)	130 (13)	150 (14)	105 (4)	
República de Corea	<i>San Aotea II</i>	488 (15)	510 (18)	375 (27)	193 (45)	186 (19)	288 (24)	321 (50)	289 (4)	348 (21)	354 (70)	299 (20)	
	<i>San Aspiring</i>	579 (10)	432 (7)	462 (37)	370 (28)	264 (31)	513 (59)	199 (19)	527 (62)	243 (32)	307 (76)	193 (40)	
	<i>Froyanes</i>	316 (2)	121 (1)	168 (5)									
	<i>Hong Jin No. 701</i>								106 (0)	209 (4)	270 (2)		235 (4)
	<i>Hong Jin No. 707</i>				255 (4)	153 (11)	368 (24)	224 (9)	456 (8)	291 (1)	405 (6)		
	<i>Insung No. 1</i>					143 (3)	313 (29)						
	<i>Insung No. 2</i>				5 (0)								
	<i>Insung No. 22</i>			332 (11)									
	<i>Insung No. 3</i>									249 (10)			
	<i>Insung No. 5</i>									427 (16)			
Rusia	<i>Jung Woo No. 2</i>			179 (22)	201 (35)	242 (11)	270 (3)	283 (0)	186 (3)				
	<i>Jung Woo No. 3</i>					164 (0)	185 (8)	157 (2)	236 (5)				
	<i>Kostar</i>									223 (1)	117 (1)	352 (2)	
	<i>Sunstar</i>									154 (4)	122 (1)	199 (6)	
	<i>Antarctic Chieftain</i>					185 (8)	164 (36)	238 (18)	127 (2)				
	<i>Gold Gate</i>							98 (1)					
	<i>Mys Marii</i>											21 (1)	44 (4)
	<i>Ostrovka</i>								18 (3)				
	<i>Palmer</i>											54 (7)	68 (0)
	<i>Sparta</i>								110 (8)		7 (1)	28 (3)	
<i>Ugulan</i>										41 (3)	49 (2)		
<i>Volna</i>	160 (4)	250 (1)	103 (0)										
<i>Yantar</i>	106 (0)	245 (0)	375 (8)	283 (15)									
<i>Yantar 31</i>									362 (7)	82 (8)	93 (0)	178 (1)	

(continúa)

Tabla 3 a) (continuación)

Estado del pabellón	Nombre del barco	Temporada											
		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	
España	<i>Tronio</i>				8 (0)	494 (1)	308 (23)	429 (12)	546 (8)	388 (12)	298 (22)	311 (20)	
	<i>Argos Froyanes</i>				370 (38)	301 (0)	158 (4)	332 (28)	38 (1)	183 (23)	220 (25)	239 (30)	
Reino Unido	<i>Argos Georgia</i>		50 (0)	220 (35)	182 (4)		51 (2)	213 (48)	300 (13)	293 (10)	244 (22)	287 (26)	
	<i>Argos Helena</i>	381 (0)	272 (17)	267 (6)	180 (14)	337 (6)							
Sudáfrica	<i>Ross Mar</i>			51 (1)	125 (8)								
Ucrania	<i>Poseydon I</i>										30 (2)		
	<i>Simeiz</i>									75 (1)	73 (4)		
Uruguay	<i>Paloma V</i>	187 (1)	126 (2)										
	<i>Punta Ballena</i>	222 (1)	211 (1)										
	<i>Ross Star</i>			150 (1)	94 (0)	54 (0)							
	<i>Viking Sur</i>		62 (2)	141 (1)									
		3179 (53)	2949 (69)	3524 (190)	2494 (210)	2828 (96)	3066 (248)	2990 (206)	3720 (130)	3747 (222)	3249 (322)	2997 (195)	

b)

Estado del pabellón	Nombre del barco	Temporada										
		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Argentina	<i>Antarctic III</i>	1 (0)										
España	<i>Tronio</i>				38 (2)	13 (0)		1 (2)		1 (0)		2 (0)
Noruega	<i>Froyanes</i>	1 (0)										
	<i>Seljevaer</i>											3 (2)
Nueva Zelanda	<i>Antarctic Chieftain</i>								1 (2)			
	<i>Janas</i>	6 (2)	1 (0)					0 (2)			4 (0)	3 (2)
	<i>San Aotea II</i>	12 (3)	2 (0)	10 (2)	3 (0)			2 (0)	15 (4)		4 (4)	0 (1)
	<i>San Aspiring</i>			1 (0)		1 (0)	2 (1)	3 (0)	1 (1)			1 (0)
Reino Unido	<i>Argos Froyanes</i>					1 (2)					1 (0)	
República de Corea	<i>Hong Jin No. 701</i>								3 (6)			
	<i>Hong Jin No. 707</i>					84 (5)		34 (5)	0 (1)			1 (0)
	<i>Insung No. 1</i>					15 (0)						
	<i>Insung No. 2</i>				8 (0)							
	<i>Insung No. 22</i>			20 (6)								
	<i>Insung No. 3</i>									1 (0)		
	<i>Jung Woo No. 2</i>			19 (3)	11 (2)				0 (1)			
	<i>Argos Georgia</i>			20 (2)	1 (0)		1 (0)		1 (0)	3 (1)		
	<i>Argos Helena</i>		3 (2)	3 (3)	1 (0)	1 (0)						
Rusia	<i>Chio Maru No. 3</i>								2 (1)			
	<i>Gold Gate</i>							1 (3)				
	<i>Sparta</i>								2 (0)			
	<i>Volna</i>	0 (1)										
Sudáfrica	<i>Ross Mar</i>				3 (2)							
Ucrania	<i>Simeiz</i>										11 (1)	
Uruguay	<i>Paloma V</i>	1 (0)	16 (0)									
	<i>Punta Ballena</i>	1 (0)										
	<i>Ross Star</i>			2 (0)	1 (0)							
Total		22 (6)	22 (2)	75(16)	66 (6)	115 (7)	2 (2)	41(12)	25 (16)	5 (1)	20 (5)	7 (4)

Parámetros del ciclo de vida

Estructura del stock

25. La hipótesis de trabajo actual relativa a la dinámica del desove y las primeras etapas del ciclo de vida de *D. mawsoni* en las Subáreas 88.1 y 88.2 se describe en Hanchet *et al.* (2008). Un enfoque multidisciplinario que incluyó estudios de la microquímica de otolitos, datos de la edad y simulaciones del movimiento de partículas con ecuaciones de Lagrange arribó a conclusiones similares (Ashford *et al.*, 2012). Según esta hipótesis, el desove ocurre en el norte del talud antártico continental, principalmente en las dorsales y bancos de la dorsal Pacífico-Antártica (Hanchet *et al.*, 2008). El desove parece ocurrir en invierno y puede durar varios meses. Según el lugar exacto del desove, los huevos y las larvas son atrapados por giros del mar de Ross (un giro pequeño en el oeste que gira en el sentido de las agujas del reloj cerca de las islas Balleny, y otro más grande que gira en el mismo sentido en el este que cubre el resto de las Subáreas 88.1 y 88.2, y pueden desplazarse hacia el oeste para asentarse cerca de las islas Balleny y la plataforma continental antártica vecina, o hacia el este asentándose a lo largo del talud continental y la plataforma en el este del mar de Ross en la Subárea 88.2 (WG-FSA-12/48). A medida que los juveniles crecen, se desplazan de vuelta al oeste hacia la plataforma del mar de Ross y luego a aguas más profundas (>600 m). Los peces descienden a profundidades mayores gradualmente a medida que crecen y se alimentan en la región del talud en los estratos de 1 000–1 500 m de profundidad, donde engordan antes de moverse hacia el norte a la dorsal Pacífico-Antártica, donde comienza nuevamente el ciclo. Los peces que desovan pueden permanecer en el área norte por dos a tres años, si bien esta tendencia puede ser diferente entre machos y hembras. Pueden, a continuación, desplazarse de vuelta a la plataforma y el talud donde la productividad es mayor y el alimento es más abundante para recuperar su condición antes de desovar.

26. El análisis de la diversidad genética de *D. mawsoni* provenientes de las Subáreas 48.1 y 88.1 y de la División 58.4.2 demostró poca variación genética entre las tres áreas (Smith and Gaffney, 2005). Esta poca diferenciación se explica por los giros oceánicos, que podrían actuar como mecanismos de retención de los juveniles, y por el desplazamiento limitado de peces marcados. Kuhn y Gaffney (2008) ampliaron el trabajo de Smith y Gaffney (2005) mediante el estudio de polimorfismos nucleares y mitocondriales de un solo nucleótido presentes en muestras de tejidos obtenidas en las Subáreas 48.1, 88.1 y 88.2 y en la División 58.4.1. Encontraron resultados en general similares a los de estudios anteriores y cierta evidencia de una diferenciación genética significativa entre los tres sectores oceánicos, pero muy poca evidencia de una diferenciación dentro de estos sectores. También se notificó poca diferenciación entre stocks (Mugue *et al.*, 2014).

27. Los ejemplares de *Dissostichus eleginoides* encontrados en la Subárea 88.1 claramente se encuentran en el límite meridional de su área de distribución y solo se encuentran en alto número en la esquina noroeste de la Subárea 88.1. La pesquería captura muy pocos peces pequeños (<50 cm) y no se sabe de dónde provienen los ejemplares de *D. eleginoides* encontrados en esta área. Es posible que estos peces sean parte de una misma población, ya que, en 2007, un ejemplar de *D. eleginoides* marcado en la isla Macquarie fue capturado en la UIPE 881B.

Estimación de parámetros

CPUE estandarizada

28. Los análisis de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de *D. mawsoni* en el mar de Ross fueron actualizados para 2015 (WG-FSA-15/36). En 2006, se concluyó que el índice de la CPUE no parecía estar indicando la abundancia de austromerluza en la pesquería del mar de Ross (SC-CAMLR-XXV, Anexo 5, párrafo 5.58). En dicha actualización, los efectos individuales por año eran bastante variables, pero hubo una tendencia creciente general en 2007, seguida de una ligera tendencia decreciente en 2015, y se registró una gran variación entre las pesquerías del norte, del talud y de la plataforma.

Captura por edad

29. Cerca de 800 otolitos de *D. mawsoni* recolectados por los observadores en barcos neozelandeses han sido seleccionados para determinar la edad cada año y para elaborar claves anuales edad-talla para cada área. Los datos de edad estaban disponibles para el período 1999–2014, pero aún no para 2015. En el mar de Ross, las claves anuales edad-talla para cada sexo fueron aplicadas a las pesquerías de la plataforma/talud y a la pesquería del norte por separado. Las claves anuales edad-talla fueron aplicadas a las distribuciones a escala de la frecuencia de tallas para cada año a fin de producir distribuciones anuales de edades de la captura (WG-FSA-15/36).

30. Si bien la distribución de la frecuencia de tallas en la captura de austromerluza en la pesquería al norte del mar de Ross ha sido razonablemente estable en el tiempo, el promedio de la edad de machos y hembras ha cambiado y aumentado un poco en los primeros años para luego disminuir desde 2005 (WG-FSA-15/36). La edad promedio de la captura en las pesquerías del talud y de la plataforma ha variado con el tiempo, y no se han observado tendencias evidentes.

31. A lo largo del tiempo, ha habido un aumento sustancial en la proporción de machos en el norte y, en mucha menor medida, en el talud y en la plataforma (WG-FSA-15/36), incluso tras eliminar los datos de los dos primeros años (que, probablemente, son poco representativos porque la pesca se realizó, sobre todo, en las aguas poco profundas de la UIPE 881G).

Prospecciones para estudiar el reclutamiento

32. Desde 2011, se han realizado prospecciones de investigación de austromerluzas subadultas (70–110 cm) al sur del mar de Ross (p. ej., WG-FSA-12/41; WG-SAM-13/32; WG-FSA-14/51 y WG-SAM-15/44). La incorporación de la estructura de edades de las prospecciones en la evaluación tuvo como efecto una estabilización del índice de abundancia de las clases anuales (YCS) (WG-FSA-15/38).

Datos de recaptura de peces marcados

33. A través del programa de marcado de peces en la Subárea 88.1, ya se han marcado y liberado casi 40 000 ejemplares y se han vuelto a capturar 2 000 peces marcados (WG-FSA-15/37). El proceso seguido para preparar los datos de marcado y recaptura para ingresarlos en CASAL y realizar las evaluaciones del mar de Ross (datos C2, bases de datos de observación y de marcado) se describe en WG-FSA-15/38.

Valores de parámetros

34. La Tabla 4 presenta las estimaciones de los parámetros de mortalidad natural, talla-peso, crecimiento y madurez para *D. mawsoni* en la Subárea 88.1. Las estimaciones del promedio de la edad y talla del 50 % de los ejemplares en desove en la región del talud del mar de Ross fueron actualizadas en 2012 a 16,9 años y 135 cm para las hembras y 12,0 años y 109 cm para los machos (WG-FSA-12/40).

35. Para representar el 1,3 % de ejemplares de *Dissostichus* spp. que fueron recapturados pero para los cuales no fue posible encontrar el evento de liberación (WG-FSA-15/37), se supuso que la tasa de detección de peces marcados era del 98,7 % en los modelos utilizados para la evaluación en el mar de Ross.

36. En el mar de Ross, se evalúa la especie *D. mawsoni*, pero se incluyen las capturas de *D. eleginoides* como parte de los límites de captura total.

Estructura y suposiciones del modelo

37. La pesquería de *D. mawsoni* del mar de Ross (Subárea 88.1 y UIPE 882A–B) fue evaluada con un modelo de evaluación de stocks integrado mediante CASAL (WG-FSA-15/38).

38. En el Apéndice 1, se proporcionan los detalles de la evaluación para 2015.

Tabla 4: Valores de los parámetros del caso base considerado en los modelos de *Dissostichus mawsoni* para la Subárea 88.1.

Relación	Parámetro	Valor	
		Macho	Hembra
Mortalidad natural	M (y^{-1})	0,13	0,13
Von Bertalanffy	t_0 (y)	-0,256	0,021
	k (y^{-1})	0,093	0,090
	L_∞ (cm)	169,07	180,20
	c.v.	0,102	0,102
Talla-peso	a ($t\text{ cm}^{-1}$)	1,387e-008	7,154e-009
	b	2,965	3,108
Edad de madurez (y)	A_{50} ($\pm A_{1095}$)	11,99 ($\pm 5,25$)	16,92 ($\pm 7,68$)
Pendiente de la relación stock-reclutamiento (Beverton-Holt)	h		0,75
Variabilidad del reclutamiento	σ_R		0,6
Error en la determinación de la edad (CV)	cv		0,1
Mortalidad de marcado inicial			10 %
Desprendimiento inicial de marcas (por marca)			3,3 %
Tasa instantánea de desprendimiento de marcas (por marca)		0,062 y^{-1}	
Tasa de detección de marcas			98,7 %
Retardo del crecimiento debido al marcado			0,5 y

Estimaciones del rendimiento

39. La captura constante para la cual hubo una mediana de escape del 50 % de la mediana del nivel de biomasa de desove previo a la explotación al final del período de proyección de 35 años fue de 2 870 toneladas. Con este rendimiento, existe menos de un 10 % de probabilidades de que la biomasa de desove disminuya a menos del 20 % de la biomasa inicial.

40. A partir de los resultados de la evaluación presentada en 2015, el límite de captura precautorio de *Dissostichus* spp. para 2016 y 2017 fue de 2 870 toneladas, de las cuales 40 se asignaron a la prospección de la plataforma y 100 se asignaron a la prospección de invierno, las cuales se realizarán en 2016.

Investigaciones requeridas en el futuro

41. WG-FSA-15 coincidió con el asesoramiento de WG-SAM-15 (SC-CAMLR-XXXIV, Anexo 4, párrafo 4.25) y WG-EMM-15 (SC-CAMLR-XXXIV, Anexo 5, párrafo 2.86) y recomendó que se continuara con la prospección de reclutamiento/plataforma y que se la ampliara para incluir los estratos del estrecho de McMurdo en 2016 y los de la bahía Terra Nova en 2017 a fin de realizar el seguimiento de austromerluzas más grandes (subadultas y adultas) en esos sectores.

Captura secundaria de peces e invertebrados

Captura secundaria de peces

42. En la Tabla 5, se muestran los límites de captura para los grupos de especies de la captura secundaria (granaderos, rayas y otras especies), definidos en la MC 33-03. Dentro de estos límites, la captura total de especies de la captura secundaria en cualquier UIPE o combinación de varias UIPE, según se define en las medidas de conservación pertinentes, no deberá exceder de los siguientes niveles:

- rayas – 5 % del límite de captura de *Dissostichus* spp. o 50 toneladas, el que sea mayor
- los límites de captura actuales de granaderos en las UIPE 881H–L se basaron en las estimaciones de la biomasa y del rendimiento de la prospección de arrastre del Año Polar Internacional (API) realizada en el talud del mar de Ross en 2008 (ver ‘Evaluaciones del impacto sobre poblaciones afectadas’)
- todas las demás especies combinadas – 20 toneladas.

Tabla 5: Historial de la captura secundaria por grupos de especies (granaderos, rayas y otras especies), límites de captura y número de rayas liberadas vivas en la Subárea 88.1. Los límites de captura son para toda la pesquería (ver la MC 33-03 para ver los detalles). (Fuente: datos en escala fina).

Temporada	Granaderos		Rayas			Otras especies	
	Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)	Límite de captura (toneladas)	Captura notificada subida a bordo muerta (toneladas)	Ejemplares liberados	Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)
1997	-	0	-	0	-	-	0
1998	-	9	-	5	-	50	1
1999	-	22	-	39	-	50	5
2000	-	74	-	41	-	50	7
2001	-	61	-	9	-	50	14
2002	100	154	-	25	-	50	10
2003	610	65	250	11	966	100	12
2004	520	319	163	23	1745	180	23
2005	520	462	163	69	5057	180	24
2006	474	258	148	5	14640	160	18
2007	485	153	152	38	7336	160	43
2008	426	112	133	4	7190	160	20
2009	430	183	135	7	7088	160	16
2010	430	119	142	8	6796	160	15
2011	430	189	142	4	5439	160	8
2012	430	143	164	1	2238	160	4
2013	430	127	164	4	5675	160	10
2014	430	129	152	2	5534	160	17
2015	430	92	152	6	12978	160	26

43. Si la captura secundaria de cualquiera de las especies llega a, o supera, 1 tonelada en cualquier lance o calado, el barco de pesca deberá trasladarse a otra zona situada a una distancia mínima de 5 millas náuticas por un período de al menos cinco días.

44. Si la captura de *Macrourus* spp. extraída por un solo barco en dos períodos cualesquiera de 10 días en una sola UIPE excede de 1 500 kg en un período de 10 días y excede del 16 % de la captura de *Dissostichus* spp. en ese período, el barco deberá cesar la pesca en esa UIPE por el resto de la temporada de pesca.

45. Las rayas con una probabilidad razonable de sobrevivir son liberadas en la superficie de conformidad con la MC 33-03. Los límites de captura y las reglas de traslado actuales relativas a las rayas están dispuestos en la MC 33-03.

46. La Tabla 5 muestra un resumen de la captura de grupos de especies no objetivo (granaderos, rayas y otras), sus límites de captura respectivos y el número de rayas cortadas de las líneas y liberadas vivas para la Subárea 88.1. La captura secundaria retenida en la Subárea 88.1 consiste predominantemente de granaderos, habiéndose notificado, en los últimos diez años, un máximo de 462 toneladas (un 88 % del límite de captura de dicho grupo) en 2005 (Tabla 5).

47. La caracterización de la captura secundaria (WG-FSA-12/42) mostró que las otras tres especies más importantes de captura secundaria eran dracos (principalmente *Chionobathyscus dewitti*), gadimorenas (probablemente, sobre todo, *Muraenolepis evseenkoi*) y molleras (principalmente *Antimora rostrata*). La captura total de cada una de estas especies para el período de 1998 a 2012 fue de 100, 102 y 97 toneladas respectivamente, y cada una representó aproximadamente un 0,3 % de la captura total. En el documento WG-FSA-12/50, se resumen los detalles adicionales sobre la captura y biología de las gadimorenas.

Evaluaciones del impacto sobre poblaciones vulnerables

48. La estimación de γ para *Macrourus* spp. en la Subárea 88.1 en 2003 fue de 0,01439 con un CV de 0,2 (SC-CAMLR-XXII, párrafo 4.132) o de 0,01814 con un CV de 0,5 (SC-CAMLR-XXII, Anexo 5, párrafo 5.242).

49. El documento WG-FSA-08/32 contiene estimaciones de la biomasa y el rendimiento de *Macrourus* spp. para la pesquería del mar de Ross basadas en extrapolaciones realizadas bajo tres distintas densidades supuestas en una prospección de arrastre (Tabla 6). Las estimaciones de rendimiento para los granaderos se hicieron suponiendo que la densidad era constante al extrapolar la estimación de la biomasa a la región del talud, y se tuvo en cuenta que eso proporcionaría una estimación del rendimiento más precautoria que una basada en extrapolaciones que utilice datos de la CPUE de la pesca de palangre. La estimación de la biomasa resultante fue de 21 401 toneladas con un coeficiente de variación (CV) estimado de 0,5, lo que arrojó un rendimiento estimado de 388 toneladas. Esta estimación del rendimiento fue luego consignada teniendo en cuenta las capturas máximas del historial de la pesquería. Los rendimientos por UIPE están detallados en la Tabla 7. Se mantuvieron vigentes las reglas de traslado actuales y se espera revisar anualmente los límites de la captura secundaria y de la captura de granaderos.

Tabla 6: Estimaciones de la biomasa de *Macrourus* spp. a partir de las prospecciones de arrastre para los estratos BioRoss 400–600 m y 600–800 m e API-CAML 600–1 200 m y 1 200–2 000 m (números en negrita), y estimaciones por extrapolación de la biomasa (con sus CV) para los estratos restantes a partir de tres métodos de extrapolación.

Prospección	Intervalo de profundidades (m)	Biomasa (toneladas)	Biomasa extrapolada (toneladas)					
			Densidad constante		CPUE (todos los barcos)		CPUE (barcos neocelandeses)	
BioRoss – 881H	400–600	230	230	(49)	230	(49)	230	(49)
BioRoss – 881H	600–800	3531	3531	(38)	3531	(38)	3531	(49)
UIPE 881H oeste	800–1200		92	(50)	83	(54)	103	(55)
UIPE 881H oeste	1200–2000		713	(40)	1 114	(49)	1038	(47)
IPY - 881H	600–1200	975	975	(50)	975	(50)	975	(50)
IPY - 881H	1200–2000	3356	3356	(40)	3356	(40)	3356	(49)
UIPE 881I	600–1200		3297	(50)	7883	(51)	5992	(50)
UIPE 881I	1200–2000		4670	(40)	11168	(42)	8576	(41)
UIPE 881K	600–1200		1539	(50)	5027	(51)	2774	(51)
UIPE 881K	1200–2000		2998	(40)	5995	(45)	9111	(43)
UIPE 882A–B	600–1200		1404	(50)	1396	(58)	857	(60)
UIPE 882A–B	1200–2000		4087	(40)	525	(70)	-	
Total			26 892	(29)	41 823	(28)	36 542	(30)

Tabla 7: Límites de captura (toneladas) de granaderos en la Subárea 88.1 suponiendo un CV de 0,5 para la estimación de B_0 y que la densidad de granaderos fue constante en todo el talud (WG-FSA-08/32).

UIPE	Límite de captura actual	Rendimiento estimado	Máxima captura histórica	Límite de captura propuesto
881B, C, G	50	-	34	40
881H, I, K	271		390	320
881J	79	388	46	50
881L	24		6	20
882A–B	0	100	8	0
Total	424	488		430

50. En 2011, se reconoció que los ejemplares originalmente identificados en la región del mar de Ross como granaderos de Whitson (*M. whitsoni*) eran, en efecto, dos especies simpátricas: *M. whitsoni* y *M. caml* (McMillan *et al.*, 2012). La especie *Macrourus caml* alcanza un mayor tamaño que *M. whitsoni* y es un 20 % más pesado para cualquier talla (Pinkerton *et al.*, 2013). Es posible distinguir las dos especies por el número de rayos en la aleta pélvica izquierda y el número de hileras de dientes en la mandíbula inferior. Las distribuciones de *M. whitsoni* y de *M. caml* parecen coincidir casi completamente en relación con la profundidad y el área, y las dos especies son abundantes en profundidades entre 900 y 1 900 m. Las capturas de hembras de ambas especies exceden las de machos (en particular para *M. caml*), y esta selectividad de sexo no puede justificarse por el tamaño o la edad del pez (Pinkerton *et al.*, 2013). Con toda probabilidad, la labor anterior que se suponía fue hecha con ejemplares de *M. whitsoni* habría incluido ejemplares de ambas especies.

51. Los datos de edad determinados a partir de otolitos muestran que las dos especies tienen tasas de crecimiento muy distintas (Pinkerton *et al.*, 2013). La especie *Macrourus whitsoni* alcanza el tamaño adulto entre los 10–15 años de edad y vive 27 años como mínimo, mientras que *M. caml* alcanza su tamaño adulto a los 15–20 años de edad y vive más de

60 años. La madurez sexual de las hembras de *M. whitsoni* se alcanza cuando el pez mide 52 cm y tiene 16 años de edad, pero las hembras de *M. caml* maduran cuando miden 46 cm y tienen 13 años de edad. Los datos sobre el estadio de madurez de las gónadas indican que el período de desove de ambas especies es prolongado y se extiende desde antes de diciembre hasta pasado febrero. Se continúa trabajando en el estudio de la distribución y ecología estas dos especies.

52. El documento WG-SAM-07/04 presenta datos y un modelo preliminar del desarrollo de las rayas antárticas en las UIPE 881H, I, K del mar de Ross. El modelo de desarrollo trata de representar el historial de la captura total de rayas en el mar de Ross e integrar esos datos con los datos de observación disponibles (incluidos los datos de marcado y recaptura) en un único modelo integrado de evaluación de stock.

53. El documento WG-FSA-10/25 caracteriza las capturas de rayas en la región del mar de Ross y concluye que ciertos aspectos del ciclo de vida no se conocen bien, incluida la composición por especies, el peso y el número de rayas capturadas, la proporción descartada y la supervivencia de las rayas marcadas. Si bien no se conocía bien la composición por tallas de la captura de la pesca comercial efectuada antes de 2009 debido a la pequeña cantidad de peces muestreados cada año, los datos recopilados durante el Año de la Raya (2009) tuvieron como resultado estimaciones mejoradas de las frecuencias de tallas de la captura. Durante el Año de la Raya, se marcaron 3 300 ejemplares de rayas georgianas (*Amblyraja georgiana*) y 700 de rayas de Eaton (*Bathyraja cf. eatoni*) y se volvió a capturar un total de 179 rayas marcadas.

54. El documento WG-FSA-05/21 presenta tablas de categorización del riesgo para *M. whitsoni* y *A. georgiana*, las principales especies de captura secundaria en la Subárea 88.1 (SC-CAMLR-XXIV, Anexo 5, Apéndice N, Tablas 5 y 6).

55. El riesgo para *Amblyraja georgiana* es de categoría 3 (en una escala de 1 a 5). El riesgo para *A. georgiana* es potencialmente mitigado por el requisito de cortar las rayas de los palangres cuando todavía están en el agua para liberarlas. El riesgo para *Macrourus whitsoni* es de categoría 2 y 3, pero no toma en cuenta la presencia de dos especies distintas de *Macrourus* del mar de Ross que posiblemente estén expuestas a distintas amenazas.

Captura secundaria de invertebrados, incluidos taxones de EMV

56. Todos los Miembros deben presentar, junto con sus notificaciones de pesquerías nuevas (MC 21-01) y exploratorias (MC 21-02), información sobre el efecto conocido y esperado de sus artes de pesca en los ecosistemas marinos vulnerables (EMV), incluidos el bentos y las comunidades del bentos que habitan montes submarinos, respiraderos hidrotérmicos y los arrecifes de coral de aguas frías. Todos los EMV listados en el Registro de EMV de la CCRVMA actualmente son protegidos a través del cierre de áreas específicas.

57. En la Subárea 88.1, se han identificado y registrado 2 EMV y se han designado 48 áreas de riesgo para EMV. Las ubicaciones y otros detalles están disponibles en www.ccamlr.org/node/85695.

Mortalidad incidental de aves y mamíferos marinos

Mortalidad incidental

58. En 2014, se observó la muerte de un petrel gigante antártico (*Macronectes giganteus*) en la Subárea 88.1. Esa fue la primera muerte de ave notificada en la Subárea 88.1 desde 2004. No se han notificado mortalidades incidentales de ningún mamífero desde 2009.

59. Los niveles de riesgo para las aves en la pesquería de la Subárea 88.1 son de categoría 1 (bajo) al sur de 65°S, de categoría 3 (mediano) al norte de 65°S y, en general, de categoría 3 (SC-CAMLR-XXX, Anexo 8, párrafo 8.1).

Medidas de mitigación

60. En esta subárea, se aplica la MC 25-02 y, además de las medidas de mitigación específicas vigentes, también existe un límite de captura secundaria de aves que se especifica en la MC 41-09. Según lo dispuesto en la MC 26-01, está prohibido verter restos de peces y desechos en esta subárea.

Impacto en y consecuencias para el ecosistema

61. En los talleres FEMA y FEMA2 se discutieron los avances en la evaluación del impacto de la pesquería de *D. mawsoni* en el ecosistema (SC-CAMLR-XXVI/BG/06, párrafos 45 a 48 y SC-CAMLR-XXVIII, Anexo 4) y esto se resume a continuación, junto con una descripción de avances más recientes.

62. Dos tipos básicos de interacciones tróficas fueron identificados como posiblemente importantes para *D. mawsoni*. El primer tipo se refiere a la naturaleza de la interacción entre depredadores de austromerluza (p. ej., orcas Tipo C, cachalotes y focas de Weddell) y la austromerluza. Los resultados del modelo de simulación del balance de masas para el mar de Ross indican que a escala de este mar y como término medio de un ciclo anual completo, la austromerluza solo representa un 6–7 % de la dieta de sus depredadores (Pinkerton *et al.*, 2010). Sin embargo, estas estimaciones se basan en estimaciones de las poblaciones de depredadores de nivel trófico superior en sí mismas inciertas, y el consumo de austromerluza en zonas particulares y en épocas particulares del año o en porciones particulares de la población podría ser importante para estos depredadores, aún cuando la contribución total de la austromerluza a la dieta de los depredadores en un año sea relativamente baja.

63. El segundo tipo importante de interacción trófica es la interacción entre la austromerluza y sus presas, en particular, las especies de peces demersales. Los resultados del modelo trófico del mar de Ross indican que la austromerluza consume el 64 % de la producción anual de especies de peces demersales de tamaño mediano (Pinkerton *et al.*, 2010) y, por lo tanto, una reducción de la población de austromerluza podría tener un efecto substancial en la mortalidad natural de estas especies. El análisis de impactos tróficos mixtos (WG-EMM-12/53) sugiere que el impacto de la austromerluza en los peces demersales de tamaño mediano era el efecto negativo (de arriba hacia abajo) más fuerte en la red alimentaria del mar de Ross. El taller FEMA reconoció la interacción con la pesquería, a través de la cual

los peces demersales son extraídos como captura secundaria, de manera que la reducción de la mortalidad natural puede ser compensada en parte por un aumento de la mortalidad por pesca.

64. Con relación a la coincidencia de áreas de distribución, el taller FEMA2 examinó la información sobre las pautas de los viajes alimentarios de los mamíferos y concluyó que las pruebas existentes indicaban que las áreas de alimentación de las focas de Weddell y de las orcas casi no coincidían con las de la pesquería. Estudios más recientes de la profundidad del buceo de las orcas en el mar de Ross han demostrado que las orcas se zambullen a profundidades mucho mayores que lo supuesto anteriormente (WG-EMM-13/29), pero que la mayor parte del área explotada (es decir, el talud y el norte del mar de Ross) es de una profundidad mayor que la alcanzada en el buceo.

65. En el documento WG-EMM-13/29, se estudiaron las pruebas disponibles relativas a la importancia de la austromerluza como presa para las orcas en el mar de Ross. Se han observado orcas con austromerluzas en la boca en el estrecho de McMurdo (WG-EMM-14/52), pero se desconoce la proporción general de austromerluza consumida por orcas en el mar de Ross. Los datos disponibles (sobre superposición de hábitats, isótopos estables y una comparación entre las tasas de mortalidad natural de la austromerluza antártica en el estrecho de McMurdo y su posible consumo por parte de las orcas) no eran concluyentes ni suficientes. En la actualidad, las pruebas, tras haber sido sopesadas, indican que es probable que la austromerluza ocupe un lugar significativo en la dieta de la orca Tipo C en el estrecho de McMurdo en verano, pero que no es posible determinar si la austromerluza es una presa importante para la orca Tipo C en otros lugares en la plataforma del mar de Ross o a escala de toda la plataforma y el talud del mar de Ross (WG-EMM-13/29). Un factor importante para la orca Tipo C y la foca de Weddell es que la austromerluza, debido a su gran peso y alto contenido energético, quizás sea el único recurso alimentario requerido para atravesar períodos de alta demanda energética, como la lactancia (WG-EMM-14/52).

66. El taller FEMA2 señaló que el criterio de decisión de estimar el rendimiento precautorio a largo plazo de la austromerluza para satisfacer el Artículo II de la Convención (que se refiere al mantenimiento de las relaciones ecológicas entre las especies explotadas, dependientes y afines) es el escape permitido de una proporción de la biomasa de desove en relación con la pesquería con el fin de salvaguardar a los depredadores. Esta proporción se fija en 50 % para el mar de Ross, y también para otras pesquerías de austromerluza para las cuales se cuenta con sólidas evaluaciones de los stocks. Se indica también es posible que se tenga que subir el nivel de escape en el criterio de decisión para la biomasa de desove si las clases edad/talla de *Dissostichus* spp. que son presas importantes para los depredadores se reducen a menos del nivel de escape adecuado.

67. El documento WG-EMM-14/51 describe el desarrollo de un modelo minimalista espacialmente explícito de la dinámica demográfica de peces demersales, de las interacciones depredador-presa y de las extracciones de la pesquería, basado en el modelo espacial de población (SPM) para la austromerluza en el mar de Ross. El modelo incluye *D. mawsoni*, así como granaderos y Channichthyidae, los dos grupos que componen hasta el ~50 % de las presas de *D. mawsoni*. El modelo predice que la abundancia de Channichthyidae, gracias a una productividad relativamente alta, aumentará de manera sustancial en los caladeros de pesca a medida que se reduzca la presión por depredación por parte de la austromerluza, en particular en la UIPE 881H, donde históricamente se ha concentrado el esfuerzo de la pesquería. Se espera que los granaderos muestren un pequeño aumento de la biomasa dada su baja productividad.

68. El documento WG-FSA-12/P04 presenta un análisis de la prospección de *D. mawsoni* realizada en el estrecho McMurdo con palangres verticales que comenzó en 1972, en el cual se atribuyen las recientes reducciones sustanciales en la CPUE a los efectos de la pesquería de palangre en el mar de Ross. WG-FSA-12 considera que la aparente disminución en la CPUE de austromerluza en el estrecho de McMurdo desde 2001 no concordaba con los datos de la pesquería. Por ejemplo, las tasas de captura estandarizadas de la prospección de investigación con palangres dirigida a prereclutas de austromerluza (70–110 cm de longitud total (TL)) en el mar de Ross meridional en 2012 fueron similares a las obtenidas anteriormente por el mismo barco en esa área en la pesquería, entre 1999 y 2003 (WG-FSA-12/41). Sin embargo, también está de acuerdo en que una serie cronológica de datos del estrecho McMurdo podría ser una herramienta de utilidad para realizar el seguimiento de la abundancia local de la austromerluza y estudiar la ecología dentro del estrecho McMurdo y recomienda su continuación.

69. El documento WG-FSA-15/P01 proporciona los resultados de un programa de seguimiento de *D. mawsoni* y otros depredadores de nivel trófico superior implementado en el estrecho de McMurdo en 2014. Los resultados indican que la tasa de captura, la talla y la edad de la austromerluza en 2014 fueron similares a las observadas en 2002. Estos resultados sugieren que peces grandes de edad avanzada han vuelto al estrecho de McMurdo tras una ausencia temporal ocasionada por factores ambientales, o bien que se mantuvieron presentes en el lugar sin ser detectados en los sectores muestreados. Estos hallazgos destacan la importancia de realizar un seguimiento continuo y estandarizado para detectar posibles efectos de la pesca en el ecosistema del mar de Ross. Además, en WG-FSA-15/33, se presentó una propuesta de seguimiento continuo.

70. El documento WG-FSA-12/P03 concluye que han habido cambios en el número promedio de orcas por manada en el estrecho de McMurdo, en la última década. En 2012, el Grupo de Trabajo de Evaluación de las Poblaciones de Peces (WG-FSA) consideró que los efectos medioambientales locales podrían haber sido una de las causas de dichos cambios.

Asesoramiento de ordenación y medidas de conservación vigentes

71. La MC 41-09 define las limitaciones de la pesquería exploratoria de *Dissostichus* spp. en la Subárea 88.1. La Tabla 8 muestra los límites en vigor y resume el asesoramiento del WG-FSA al Comité Científico para la temporada próxima.

Tabla 8: Limitaciones en vigor para la pesquería exploratoria de *Dissostichus* spp. en la Subárea 88.1 (MC 41-09).

Elemento	Límite vigente (2016)
Acceso (artes)	Solo barcos notificados que faenan con palangres
Límite de captura	El límite de captura precautorio para <i>Dissostichus</i> spp. es de 2 870 toneladas en la Subárea 88.1, distribuido de la siguiente manera: UIPE A, D, E, F y M – 0 toneladas UIPE B, C y G – 360 toneladas en total UIPE H, I y K – 2 050 toneladas en total UIPE J, L – 320 toneladas Los límites de captura heterogéneos para la pesca de investigación, que alcanzan un total de 140 toneladas, se han dejado de lado para 2016.
Temporada	1 de diciembre a 31 de agosto
Operaciones de pesca	De conformidad con la MC 41-01, y no se requieren lances de investigación (Anexo 41-01/B, párrafos 3 y 4).
Captura secundaria	Reglamentada por las MC 33-03 y 41-09
Mitigación	De conformidad con la MC 25-02, a excepción de las disposiciones del párrafo 5 si se cumplen los requisitos exigidos por la MC 24-02 Se permite el calado diurno según la MC 24-02, sujeto a un límite de captura de tres aves por barco
Observadores	Todo barco llevará por lo menos dos observadores científicos a bordo, uno de los cuales deberá ser designado de acuerdo con el Sistema de Observación Científica Internacional de la CCRVMA.
VMS	Según las disposiciones de la MC 10-04
SDC	De conformidad con la MC 10-05
Investigación	Realizar investigaciones de acuerdo con el plan pertinente y participar en el programa de marcado de peces como está dispuesto en los Anexos 41-01/B y 41-01/C La tasa mínima de marcado de austrumerluza será de 1 pez por tonelada de peso en vivo capturado.
Datos	Notificación e informes de captura y esfuerzo diaria y por períodos de cinco días, según las MC 23-01 y 23-07 Notificación de los datos de captura y esfuerzo por lance, según la MC 23-04 Los datos biológicos son notificados por el observador científico de la CCRVMA
Especie objetivo	A los efectos de las Medidas de Conservación 23-01 y 23-04, la especie objetivo es <i>Dissostichus</i> spp. y las especies de la captura secundaria se definen como cualquier otra especie distinta de <i>Dissostichus</i> spp.
Protección ambiental	Reglamentada por las MC 22-06, 22-07, 22-08 y 26-01
Elemento adicional	Se prohíbe la pesca en un radio de 10 millas náuticas de las islas Balleny

Referencias

- Ashford, J., M. Dinniman, C. Brooks, A.H. Andrews, E. Hofmann, G. Cailliet, C. Jones y N. Ramanna. 2012. Does large-scale ocean circulation structure life history connectivity in Antarctic toothfish (*Dissostichus mawsoni*)? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 69 (12): 1903–1919.
- Bull, B., R.I.C.C. Francis, A. Dunn, A. McKenzie, D.J. Gilbert y .H. Smith. 2005. CASAL (C++ algorithmic stock assessment laboratory): CASAL User Manual v2.07-2005/08/21. *NIWA Technical Report*, 127: 272 pp.
- Francis, R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 68: 1124–1138.
- Hanchet, S.M., G.J. Rickard, J.M. Fenaughty, A. Dunn y M.J. Williams. 2008. A hypothetical life cycle for Antarctic toothfish (*Dissostichus mawsoni*) in the Ross Sea region. *CCAMLR Science*, 15: 35–53.
- Kuhn, K.L. y P.M. Gaffney. 2008. Population subdivision in the Antarctic toothfish (*Dissostichus mawsoni*) revealed by mitochondrial and nuclear single nucleotide polymorphisms (SNPs). *Ant. Sci.*, 20: 327-338.
- McMillan P., T. Iwamoto, A. Stewart y P.J. Smith. 2012. A new species of grenadier, genus *Macrourus* (Teleostei, Gadiformes, Macrouridae) from the southern hemisphere and a revision of the genus. *Zootaxa*, 3165: 1–24.
- Mugue, N.S., A.F. Petrov, D.A. Zelenina, I.I. Gordeev y A.A. Sergeev (Rusia) 2014. Low genetic diversity and temporal stability in the Antarctic toothfish (*Dissostichus mawsoni*) from near-continental seas of the Antarctica *CCAMLR Science*, 21: 1–9.
- Pinkerton, M.H., J.M. Bradford-Grieve y S.M. Hanchet. 2010. A balanced model of the food web of the Ross Sea, Antarctica. *CCAMLR Science*, 17: 1–31.
- Pinkerton, M., P.J. McMillan, J. Forman, P. Marriott, P. Horn, S.J. Bury y J. Brown. 2013. Distribution, morphology and ecology of *Macrourus whitsoni* and *M. caml* (gadiformes, macrouridae) in the Ross Sea region. *CCAMLR Science*, 20: 37–61.
- Smith, P.J. y P.M. Gaffney. 2005. Low genetic diversity in the Antarctic toothfish (*Dissostichus mawsoni*) observed with mitochondrial and intron DNA markers. *CCAMLR Science*, 12: 43–51.

Evaluación de stocks 2015

A1. La pesquería de austromerluza antártica (*Dissostichus mawsoni*) del mar de Ross (Subárea 88.1 y unidades de investigación a pequeña escala (UIPE) 882A-B) fue evaluada con modelos de evaluación de stocks integrados mediante CASAL.

A2. Los modelos de evaluación del stock fueron estructurados en base a la edad y el sexo, considerando edades de 1 a 50, y la última clase de edad fue una clase ‘plus’ (es decir, agrupa todos los peces de 50 años de edad y mayores). El ciclo anual se muestra en la Tabla A1.1. Se realizaron dos pasadas con o sin datos puestos en cuarentena (WG-FSA-15/38). La descripción completa del software de modelación CASAL fue proporcionada por Bull *et al.*, 2005.

Tabla A1.1: Ciclo anual del modelo del stock. Se muestran los procesos que ocurren en cada intervalo de tiempo, su secuencia dentro de cada intervalo de tiempo y las observaciones disponibles. Las mortalidades natural y por pesca que ocurren dentro de un intervalo de tiempo suceden después de todo otro proceso. La mitad de la mortalidad natural ocurre antes de la mortalidad por pesca, y la otra mitad, después.

Intervalo de tiempo	Período	Procesos	M1	Edad ²	Observaciones	
					Descripción	M3
1	Noviembre-abril	Reclutamiento y mortalidad por pesca	0,5	0,0	Recaptura de peces marcados	0,5
					Proporciones de captura por edad	0,5
2	Mayo-noviembre	Desove	0,5	0,0		
3	-	Incremento en edad	0,0	1,0		

¹ *M* es la proporción de mortalidad natural que se supone ocurre en ese intervalo de tiempo.

² Edad es la fracción de edad, utilizada para determinar la longitud o talla por edad, que se supone ocurre en ese intervalo de tiempo.

³ *M* es la proporción de mortalidad natural en cada intervalo de tiempo que se supone ocurre cuando se hace cada observación.

A3. La Secretaría realizó una comprobación de los archivos de parámetros de CASAL, de las estimaciones de la densidad máxima posterior (MPD) y del rendimiento para el modelo del mar de Ross.

A4. Las pasadas del modelo para el mar de Ross se hicieron entre 1995 y 2015 y fueron inicializadas suponiendo una estructura de edades y una biomasa sin explotar del stock en equilibrio, esto es, se supuso que el reclutamiento era constante. Se supuso que el reclutamiento ocurría al comienzo del primer intervalo de tiempo (verano). Se supuso que la razón del reclutamiento entre machos y hembras era de 50:50, y la abundancia de las clases anuales (YCS) se estimó entre 2003 y 2009.

A5. Se implementó el modelo para el mar de Ross como un modelo de tres pesquerías en una sola área. Se definió un área única y se extrajo la captura en tres pesquerías concurrentes (talud, plataforma, norte). Cada pesquería fue parametrizada mediante una ojiva de selectividad doble-normal en base al sexo (esto es, una ojiva de selectividad en forma de domo). La selectividad doble-normal fue parametrizada mediante cuatro parámetros

estimables y permitió diferenciar la selectividad máxima por sexo: se fijó la máxima selectividad para machos en uno, pero se estimó la selectividad para las hembras. La ojiva de selectividad doble-normal fue empleada porque permitía la estimación de la disminución en el lado derecho de la curva de selectividad.

A6. La mortalidad por pesca solo fue aplicada en el primer intervalo de tiempo (verano). El proceso consistió en eliminar la mitad de la mortalidad natural que ocurría en ese intervalo de tiempo, aplicar la mortalidad de las pesquerías instantáneamente y luego eliminar la otra mitad de la mortalidad natural.

A7. La estructura del modelo de poblaciones incluye eventos de liberación de peces marcados y de su recaptura. En este caso, el modelo repitió la estructura básica edad-talla descrita anteriormente para cada evento de liberación de peces marcados. La estructura por edad y sexo del componente peces marcados evolucionó a partir de un evento de liberación de peces marcados. Se aplicó el marcado simultáneamente a una "cohorte" de peces (a saber, la 'cohorte' de peces marcados en un año e intervalo de tiempo dados). El marcado de cada año fue aplicado como un evento de marcado único. Luego, los procesos demográficos habituales (mortalidad natural, mortalidad por pesca, etc.) fueron aplicados simultáneamente en los componentes marcados y sin marcar del modelo. Se supuso que los peces marcados sufrían un retardo del crecimiento a causa del procedimiento de marcado igual a un 0,5 año.

Estimaciones del modelo

A8. Los parámetros del modelo fueron estimados con un análisis bayesiano, en primer lugar, maximizando ¹ una función objetiva (MPD), que es la combinación de las probabilidades de los datos, los valores *a priori* esperados de esos parámetros y las penalizaciones que limitan las parametrizaciones; y en segundo lugar, estimando las distribuciones posteriores bayesianas² mediante la simulación Monte Carlo con cadenas de Markov (MCMC).

A9. Se evaluaron las pasadas iniciales del modelo mediante análisis de MPD estudiando sus ajustes y residuales.

A10. La incertidumbre de los parámetros fue estimada con el método MCMC. Estas se estimaron descartando una cadena 'burn-in' de largo 5×10^5 repeticiones, tomando cada milésima muestra de las 1×10^6 repeticiones siguientes (es decir, tomándose una muestra final de largo 1 000).

¹ Técnicamente, esto se hace minimizando el logaritmo negativo de la función objetivo.

² El análisis produce estimaciones puntuales de los parámetros, pero ignora la incertidumbre de sus valores. Otras combinaciones de parámetros también serían probables, pero no necesariamente tanto como las estimaciones de punto. La distribución posterior bayesiana describe la distribución probable de los parámetros, dada la incertidumbre en las observaciones y el modelo. Una manera de encontrar estas distribuciones es hacer una búsqueda entre los valores límites de todos los parámetros mediante la simulación Monte Carlo con cadenas de Markov (MCMC). La analogía para explicarla es un paisaje en el cual se encuentra el punto de menor nivel (la estimación de punto) haciendo rodar una pelota en dicho paisaje (todos los valores de los parámetros). Luego se examina el paisaje y se encuentran todos los otros lugares que, dada la incertidumbre de las mediciones, también podrían ser de bajo nivel. En el análisis bayesiano, la distribución resultante se llama distribución posterior bayesiana.

Suposiciones relativas a las observaciones

A11. Los datos de las proporciones de la captura por edad para las temporadas del período 1998–2015 fueron ajustados a las proporciones simuladas de composición por edades utilizando una función de verosimilitud multinomial.

A12. Se definieron los eventos de liberación de peces marcados para las temporadas del período 2001–2014 y las observaciones de recuperación de marcas para las temporadas del período 2002–2015. Se ignoraron las recapturas en la misma temporada del marcado y las recapturas después de más de seis años de libertad. Se supuso que los eventos de liberación de peces marcados habían ocurrido al final del primer intervalo de tiempo (verano), después de ocurrida toda la mortalidad natural y por pesca (verano).

A13. Las tasas de mortalidad inicial de marcado (expresada como supervivencia) y las tasas de detección de marcas fueron calculadas de conformidad con los métodos de Mormede (WG-SAM-14/30), que el Grupo de Trabajo de Estadísticas, Evaluación y Modelado (WG-SAM) recomendó utilizar en la evaluación de stocks del mar de Ross en 2014 (SC-CAMLR-XXXIII, Anexo 5, párrafo 2.37). Se supuso que los eventos de marcado y recaptura ocurrían a fines del primer intervalo de tiempo (verano) y que su probabilidad de detección era del 98,7 %, para dar cuenta de las marcas que no era posible rastrear.

A14. Para cada año, los peces marcados recapturados por talla para cada evento de liberación fueron ajustados en clases de talla de 10 cm (valores límites 40-230 cm) utilizando una función binomial de verosimilitud.

A15. Los resultados de la estimación de la biomasa de la prospección realizada en la plataforma del mar de Ross y los datos de las proporciones de la captura por edad para las temporadas del período 2012–2015 fueron ajustados a los modelos de estimación de la biomasa de la prospección y a las proporciones simuladas de composición por edades utilizando funciones de verosimilitud binomiales y multinomiales, respectivamente.

Error de tratamiento y ponderación de los datos

A16. La varianza adicional, derivada supuestamente de la diferencia entre las simplificaciones del modelo y la variación real, se sumó a la varianza del muestreo para todas las observaciones. Sumar estos errores adicionales a cada tipo de observación tiene dos consecuencias principales: i) altera la ponderación relativa de cada uno de los conjuntos de datos (observaciones) utilizados en el modelo y ii) normalmente aumenta la incertidumbre total del modelo, lo que conlleva a valores límites verosímiles más amplios de los parámetros estimados y derivados.

A17. La varianza adicional, llamada error de tratamiento, fue estimada para la pasada de MPD del caso base, y el error total supuesto para cada observación se calculó sumando el error de tratamiento y el error de observación según los métodos de Francis (2011). Se estimó un error único de tratamiento para cada tipo de observación (a saber, uno para los datos de edad y otro para los datos de marcado).

Penalizaciones

A18. En el modelo, se incluyeron dos tipos de penalizaciones. Primero, la penalización en la captura obstaculizó que el modelo produjera estimaciones de parámetros cuando la biomasa de la población era tal que la captura de un año dado habría excedido la tasa máxima de explotación (fija aquí en 0,999). Segundo, la penalización relativa al mercado hace difícil obtener estimaciones de la población demasiado bajas para permitir el mercado del número correcto de peces.

Priors

A19. En la Tabla A1.2, se muestran los parámetros estimados por los modelos, sus priores, los valores iniciales para la minimización y sus límites. En los modelos aquí presentados, los priores elegidos fueron relativamente poco informativos, pero también facilitaron estimación más bajas de B_0 .

Tabla A1.2: Número (N), valores iniciales, priores y límites de los parámetros ajustables.

Parámetro	N	Valor inicial	Prior	Límites	
				Inferior	Superior
B_0	1	80000	log-uniforme	1×10^4	1×10^6
Selectividad de la pesca de machos	a_1	8,0	Uniforme	1,0	50,0
	s_L	4,0	Uniforme	1,0	50,0
	s_R	10,0	Uniforme	1,0	500,0
Pesca de hembras	a_{\max}	1,0	Uniforme	0,01	10,0
selectividad	a_1	8,0	Uniforme	1,0	50,0
	s_L	4,0	Uniforme	1,0	50,0
	s_R	10,0	Uniforme	1,0	500,0
YCS	YCS	7	Lognormal	0,001	100,0
Estimación de la biomasa	cv	1	Uniforme	0	10,0

Cálculos del rendimiento

A20. Las estimaciones del rendimiento se hicieron proyectando el estado actual estimado del stock de cada simulación suponiendo que la captura era constante, y utilizando las reglas:

1. Elegir un rendimiento, γ_1 , tal que la probabilidad de que la biomasa de desove descienda a menos del 20 % de su nivel mediano antes de la explotación en una proyección de 35 años de explotación sea del 10 % (probabilidad de agotamiento).
2. Elegir un rendimiento, γ_2 , tal que la mediana del escape al final del período de proyección de 35 años sea del 50 % del nivel medio de su nivel antes de la explotación.
3. Elegir el que sea menor, γ_1 o γ_2 , como el rendimiento.

A21. La probabilidad de agotamiento se calculó como la proporción de muestras de la distribución bayesiana posterior en que el valor pronosticado para el futuro de la biomasa del stock desovante (SSB) era de menos del 20 % de B_0 en cualquier año, para cada uno de los años del período de proyección de 35 años.

A22. El nivel de escape se estimó como la proporción de muestras de la distribución bayesiana posterior en que el valor pronosticado para el futuro de la SSB era de menos del 50 % de B_0 al final del período de proyección de 35 años.

A23. Nótese que, al aplicar los criterios de decisión de la CCRVMA en CASAL, se reemplazó la mediana de la SSB antes de la explotación por la estimación de B_0 en cada muestra. Esto tiene como resultado un pequeño sesgo negativo en el estado del stock en cada prueba y un pequeño sesgo positivo en la probabilidad de agotamiento o merma. El efecto de estos sesgos será una pequeña subestimación del rendimiento. La probabilidad de agotamiento y el nivel de escape se calcularon haciendo una proyección a 35 años, bajo el caso hipotético de que la captura anual fuera constante (es decir, para el período 2016–2051) para cada muestra de la distribución posterior.

A24. Se supuso que el reclutamiento desde 2010 hasta 2051 tendría una distribución lognormal con una desviación estándar de 0,6 y una pendiente de la función Beverton-Holt de reclutamiento del stock, $h = 0,75$.

A25. Para el mar de Ross, se supuso que la captura en el futuro estaría distribuida de igual manera entre las pesquerías a lo que se indica en la MC 41-09 (un 13 %, un 74 % y un 13 % de la futura captura total fueron asignadas a las pesquerías de la plataforma, del talud y del norte, respectivamente).

Estimaciones del modelo

Perfiles de verosimilitud

A26. Los perfiles de verosimilitud para el modelo del mar de Ross, sin ningún dato puesto en cuarentena, se muestran en la Figura A1.1 (la pasada marcada como caso de referencia R2 en WG-FSA-15/38; ambos modelos contaban con perfiles similares). Los perfiles de verosimilitud se ejecutaron fijando B_0 en varios valores de un intervalo de valores verosímiles (a saber, 40 000–150 000 toneladas) y estimando los parámetros restantes del modelo. Los datos de captura por edad y de recaptura de peces marcados para 2001, 2003, 2008 ,y en particular, 2012 indicaban que los niveles muy bajos de biomasa eran menos probables, mientras que los datos de recaptura de peces marcados para 2002, 2004 y 2006 indicaban que las estimaciones muy altas de la biomasa eran menos probables. Los perfiles fueron influenciados por las proporciones de captura por edad de la prospección, lo que indicaba que las estimaciones muy bajas de la biomasa inicial eran menos probables.

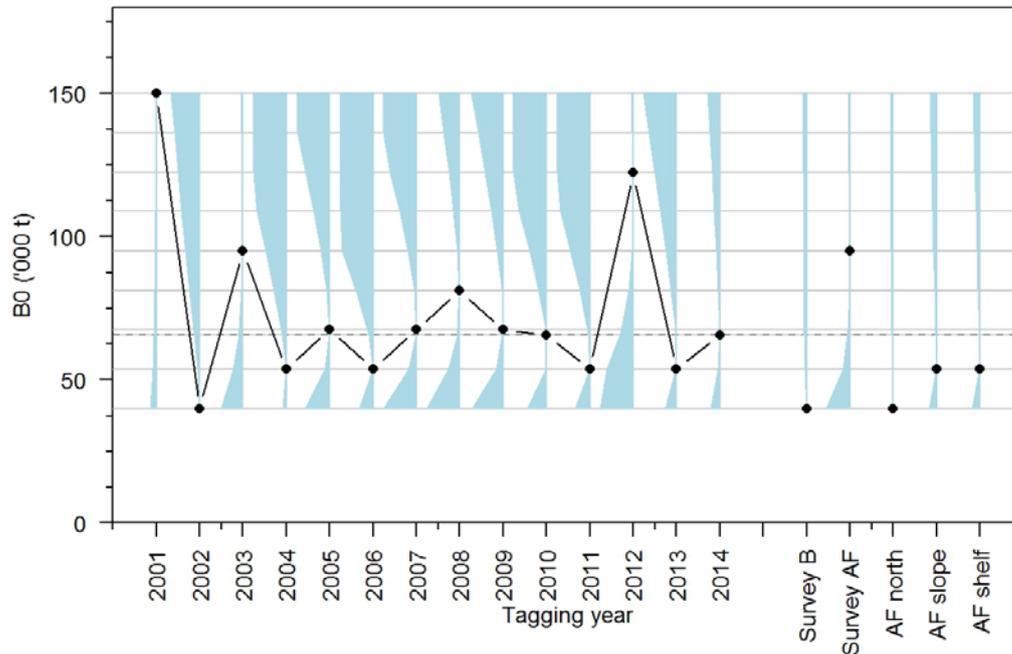


Figura A1.1: Perfiles de verosimilitud de B_0 para el modelo R2. Los valores negativos del logaritmo de la verosimilitud fueron ajustados para tener un mínimo de 0 en cada uno de los conjuntos de datos. La línea entrecortada indica el valor de MPD para B_0 .

Pruebas MCMC de diagnóstico

A27. Para realizar las pasadas del modelo en la evaluación del mar de Ross, se tomaron 1 000 muestras posteriores de MCMC de 1 000 000 repeticiones, después de descartar una cadena ‘burn-in’ de 500 000 repeticiones. Las pruebas de diagnóstico con MCMC no apuntaron a discrepancias entre los parámetros principales de la biomasa, y la autocorrelación entre las muestras fue baja.

Estimaciones del modelo del mar de Ross

A28. Los parámetros principales resultantes del modelo de evaluación del mar de Ross están resumidos en la Tabla A1.3. La trayectoria proyectada de la biomasa para una captura futura constante de 2 870 toneladas para el modelo del mar de Ross, sin ningún dato puesto en cuarentena, se muestra en la Figura A1.2 (la pasada marcada como caso de referencia R2 en WG-FSA-15/38; ambos modelos contaban con perfiles similares).

Tabla A1.3: Estimaciones medias con MCMC (e intervalo de confianza del 95 %) de B_0 , B_{2015} y B_{2015} como % B_0 para los modelos de R1 (con datos puestos en cuarentena) y R2 (sin datos puestos en cuarentena). Asimismo, rendimiento que cumple con el criterio de decisión de la CCRVMA.

Modelo	B_0	B_{2015}	B_{2015} (% B_0)	Esfuerzo CCRVMA (toneladas)
2013	68 790 (59 540-78 470)	-	-	3044
R1	65 400 (58 850-72 710)	46 220 (40 180-53 620)	70,7 (67,6-73,8)	2855
R2	65 050 (57 820-72 180)	45 880 (38 630-52 800)	70,5 (66,9-73,3)	2870

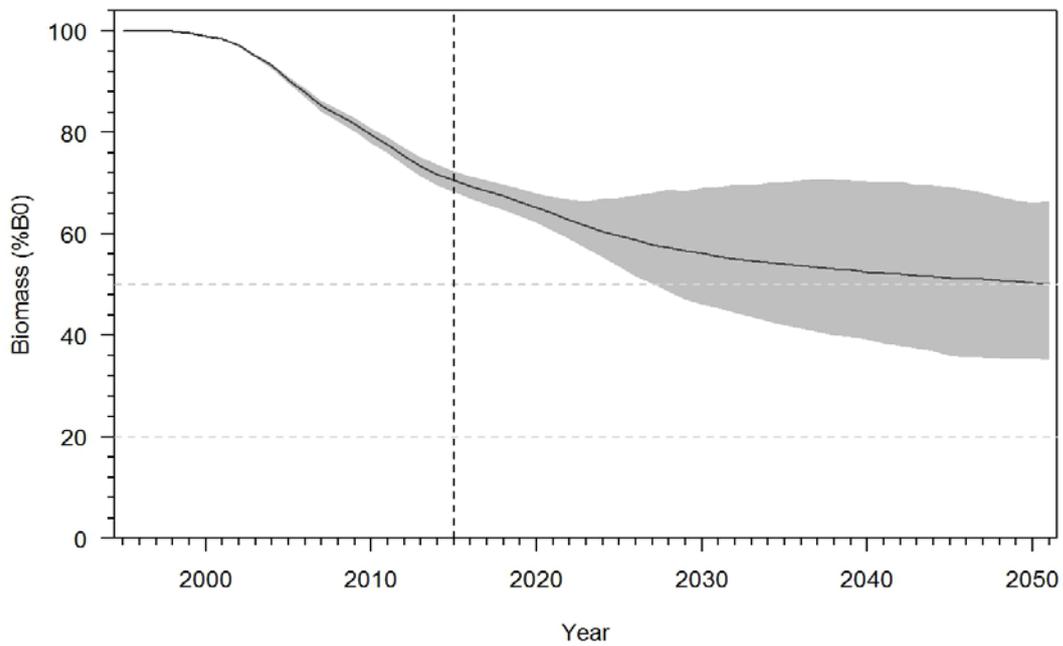


Figura A1.2: Estimaciones obtenidas con el método MCMC de la trayectoria de la biomasa del stock desovante como porcentaje de la biomasa inicial (línea negra) previstas para 2051 respecto del modelo R2. Las líneas entrecortadas horizontales corresponden al 50 % B_0 y al 20 % B_0 .

Objetivos de investigación a mediano plazo

Tabla A2.1: Objetivos del plan de investigación a mediano plazo (PIMP) (WG-FSA-14/60; SC-CAMLR-XXXIII, párrafo 3.209 y CCAMLR-XXXIII, párrafo 5.52) y puesta en concordancia de las propuestas de investigación actuales y sugeridas, junto con sus objetivos y situaciones.

Objetivos del PIMP	Propuestas de investigación	Documento	Año
a) Reducir los errores en los parámetros del modelo de la austromerluza			
i) Definir espacial y temporalmente las zonas de desove de la austromerluza	Investigación durante el invierno	WG-SAM-15/47	Propuesta para 2016
ii) Definir la estructura del stock, sobre todo en relación con las UIPE 882C-I	Pesca estructurada 882C-G	SC-CAMLR-XXXIII	2014/15, 2016
iii) Definir y cuantificar pautas de desplazamiento en escala fina, incluso por talla y sexo	Marcas satelitales desprendibles	WG-FSA-15/08	2016, 2017
iv) Mejorar las estimaciones de mortalidad inicial (y marcado a más largo plazo) y la detección de marcas			
v) Continuar realizando un seguimiento de la abundancia relativa de subadultos y estimar la variabilidad del reclutamiento y la autocorrelación.	Prospección de la plataforma	WG-FSA-15/34	2016, 2017
vi) Realizar un seguimiento de los parámetros demográficos clave (p. ej., crecimiento, edad/talla en la madurez, proporción de sexos) que podrían verse afectados por la pesca			
b) Reducir errores de ordenación			
i) Continuar mejorando la evaluación de stocks (p. ej., mejorar las pruebas de diagnóstico, la estimación de la abundancia de las clases anuales, etc.)	Prospección de la plataforma	WG-FSA-15/34	2016, 2017
ii) Elaborar indicadores simples de rendimiento del stock o un tablero de datos			
iii) Elaborar una lista de prioridades de casos hipotéticos de exámenes de estrategias de ordenación (EEO) y comenzar a realizar EEO de temas de alta prioridad (p. ej., parámetros alternativos del modelo, suposiciones de movimiento y del stock, etc.)			
iv) Continuar desarrollando modelos operacionales a medida que se recopilen más marcas y datos de pesquerías, mediante capas predictivas mejoradas (p. ej., la extensión del hielo) y un mayor conocimiento del ciclo evolutivo	882A-B norte	WG-FSA-15/32	2015, 2016

(continúa)

Tabla A2.1 (continuación)

Objetivos del PIMP	Propuestas de investigación	Documento	Año
c) Mantenimiento de la estructura y las funciones del ecosistema.			
i) Determinar extensión espacial y temporal de coincidencia en la distribución de la austromerluza y sus depredadores clave (en particular, la orca y la foca de Weddell)	Prospección de McMurdo basada en el hielo	2015, 2016	
ii) Investigar la abundancia, la ecología de la alimentación, la utilización del hábitat, la importancia funcional y la capacidad de recuperación de los depredadores clave de la austromerluza (en particular, la orca y la foca de Weddell)			
iii) Desarrollar métodos de seguimiento de los cambios en la abundancia relativa de presas/especies clave de la captura secundaria (en particular, granaderos y dracos) en el talud del mar de Ross y, en consecuencia, evaluar los efectos potenciales de la pesquería de austromerluza en esas especies			
iv) Realizar un seguimiento del régimen alimentario de la austromerluza en sectores clave, sobre todo en el talud del mar de Ross			
v) Simular el efecto de la pesquería en las poblaciones de austromerluza, sus depredadores y sus presas (a través de un modelo realista en grado mínimo o un método similar)			
vi) Plantear hipótesis cuantitativas y contrastables con respecto a los efectos de "segundo orden" (como las cascadas tróficas o los cambios de orden) y garantizar que la recopilación de datos sea adecuado para controlar todo riesgo significativo			
vii) Evaluar los efectos de la pesquería de austromerluza en la austromerluza negra (<i>Dissostichus eleginoides</i>)			
viii) Estimar la supervivencia de las rayas liberadas			
ix) Desarrollar evaluaciones del riesgo semicuantitativas y espacialmente explícitas para los granaderos y las rayas antárticas (<i>Amblyraja georgiana</i>), sobre todo en la pesquería del talud del mar de Ross			
x) Diseñar métodos para estudiar si los efectos potenciales de la pesquería de austromerluza en el ecosistema podrían revertirse en dos o tres décadas			