

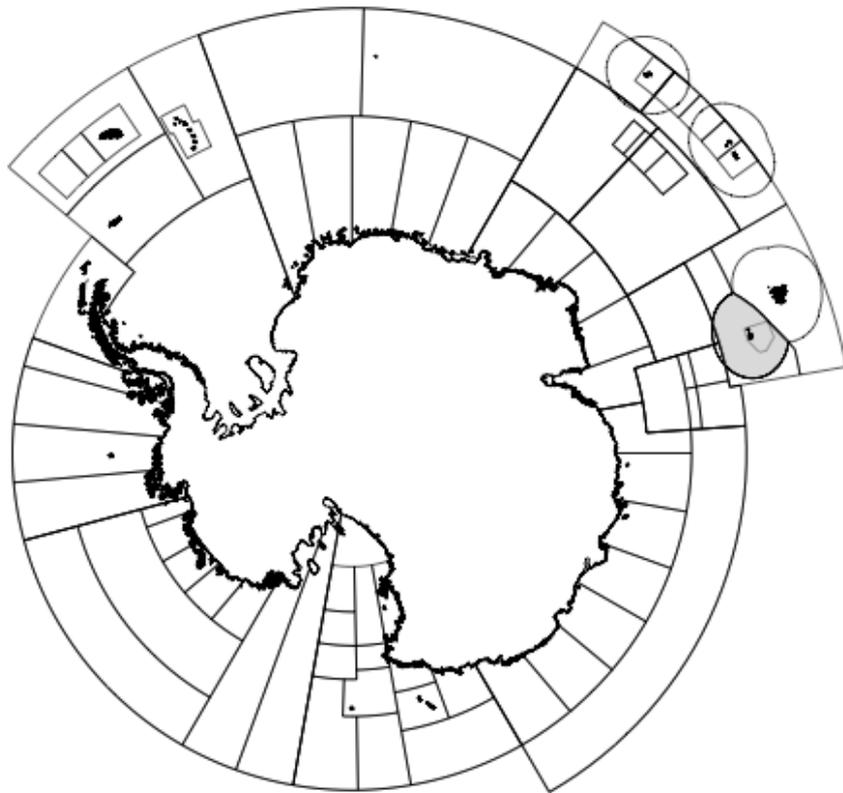


CCAMLR

Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources
Commission pour la conservation de la faune et la flore marines de l'Antarctique
Комиссия по сохранению морских живых ресурсов Антарктики
Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos

INFORME DE PESQUERÍA

Informe de pesquería 2015: *Dissostichus eleginoides* isla Heard, ZEE de Australia (División 58.5.2)



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 2014/2015 de la CCRVMA (desde el 1 de diciembre de 2014 hasta el 30 de noviembre de 2015).

Informe de pesquería 2015: *Dissostichus eleginoides* isla Heard, ZEE de Australia (División 58.5.2)

Pormenores de la pesquería

1. Este informe describe la pesquería legal de austromerluza negra (*Dissostichus eleginoides*) en la Zona de pesca australiana (AFZ) en la División 58.5.2. El área incluye la AFZ que rodea las islas Heard y McDonald, ubicadas en la plataforma de Kerguelen, entre los 50°–56°S y los 67°–79°E.
2. La pesquería se abrió en 1997 como pesquería de arrastre. En 2003, se estableció la pesquería de palangre y ambos métodos de pesca continuaron hasta 2015, pero la pesquería de palangre aumentó proporcionalmente cada año.
3. La ordenación de la pesquería está a cargo de la Autoridad Australiana de Administración Pesquera (AFMA), de conformidad con las medidas de conservación aprobadas por la CCRVMA y la ley australiana. El límite anual de captura se basa en el asesoramiento en materia de ordenación brindado por la CCRVMA. Las limitaciones actuales de la pesquería dirigida al *Dissostichus* spp. en la División 58.5.2 se describen en la Medida de Conservación (MC) 41-08.
4. En 2015, la pesquería de palangre estuvo activa a partir del 15 de abril de 2015, y la pesquería de arrastre estuvo abierta a lo largo de toda la temporada. En 2015, siete barcos participaron en la pesquería: cinco de ellos faenaron solo con palangre, otro lo hizo con redes de arrastre, y otro faenó tanto con palangre como con artes de arrastre.

Captura notificada

5. El historial de límites de captura y capturas de *D. eleginoides* en la División 58.5.2 se muestra en la Tabla 1.
6. El límite de captura establecido a partir del criterio de decisión de la CCRVMA ha variado de 2 427 toneladas en 2007 a 4 410 toneladas en 2015.
7. La captura notificada de *D. eleginoides* en 2015 fue de 4 127 toneladas.

Pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (INDNR)

8. Tras haberse reconocido los problemas metodológicos de su evaluación, desde 2011, no se han proporcionado estimaciones de la captura de pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (INDNR) de *Dissostichus* spp. (SC-CAMLR-XXIX, párrafo 6.5). Sin embargo, debido al aumento de la vigilancia en este sector, la pesca INDNR ha disminuido a tal punto que no se ha identificado pesca INDNR en la División 58.5.2 desde 2007 (Tabla 1).

Tabla 1: Historial de la captura de *Dissostichus eleginoides* en la División 58.5.2. (Fuente: datos STATLANT de temporadas anteriores, informes de captura y esfuerzo de la temporada actual e informes anteriores de capturas INDNR).

Temporada	Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)				Captura INDNR estimada (toneladas)
		Palangre	Nasas	Arrastre	Total	
1997	3800	0	0	1927	1927	7117
1998	3700	0	0	3765	3765	4150
1999	3690	0	0	3547	3547	427
2000	3585	0	0	3566	3566	1154
2001	2995	0	0	2980	2980	2004
2002	2815	0	0	2756	2756	3489
2003	2879	270	0	2574	2844	1274
2004	2873	567	0	2296	2864	531
2005	2787	621	0	2122	2744	265
2006	2584	659	68	1801	2528	74
2007	2427	601	0	1787	2387	0
2008	2500	835	0	1445	2280	0
2009	2500	1168	10	1287	2464	0
2010	2550	1213	30	1215	2459	0
2011	2550	1383	34	1148	2564	*
2012	2730	1356	0	1361	2717	*
2013	2730	2074	40	563	2677	*
2014	2730	2642	0	108	2750	*
2015	4410	2530	0	145	2675	*

* Sin estimar.

Parámetros del ciclo de vida

9. El ciclo de vida de *D. eleginoides* se caracteriza por un crecimiento lento, una baja fecundidad y una madurez tardía. En la División 58.5.2, se han encontrado peces de hasta 175 cm de talla y de más de 50 años de vida (Welsford *et al.*, 2011; Welsford *et al.*, 2015). La especie *Dissostichus eleginoides* está distribuida en toda la plataforma de la meseta de Kerguelen, y se sabe que se desplaza largas distancias por la plataforma, dependiendo del estadio en su ciclo de vida. Cuando alcanza la madurez, migra hacia las zonas de desove. Los estudios de marcado indican la existencia de migraciones ocasionales a más de 2 500 km, hasta los taludes más profundos, que se encuentran a unos 1 400–1 800 m de profundidad (Welsford *et al.*, 2011).

10. Los ejemplares de *Dissostichus eleginoides* de las islas Heard y McDonald y de las islas Kerguelen, Crozet y Marion/Príncipe Eduardo parecen ser genéticamente homogéneos (Appleyard *et al.*, 2004) y claramente diferentes de los ejemplares de lugares más lejanos, como las Georgias del Sur y la isla Macquarie (Appleyard *et al.*, 2002). Esta homogeneidad genética, junto con los resultados de los datos de marcado que muestran desplazamientos de algunos peces de la isla Heard a las islas Kerguelen y Crozet (Williams *et al.*, 2002; WG-FSA-07/48 Rev. 1; Welsford *et al.*, 2011), sugiere que hay una metapoblación de *D. eleginoides* en el sector del océano Índico.

Recopilación de datos

11. Los límites de captura para las pesquerías de la CCRVMA dirigidas a la austromerluza antártica (*D. mawsoni*) y a *D. eleginoides* para las pesquerías ‘evaluadas’ en la Subáreas 48.3, 88.1 y 88.2, al igual que en la División 58.5.2, se basan en evaluaciones integradas.

12. La recopilación de datos biológicos en la División 58.5.2 se lleva adelante como parte del Sistema de Observación Científica Internacional (SISO) de la CCRVMA e incluye muestras representativas de la talla, el peso, el sexo y el estadio de madurez, así como muestras de otolitos para determinar la edad de la especie objetivo y de las especies presentes con mayor frecuencia en la captura secundaria. La recopilación de datos se realiza durante las expediciones comerciales de pesca y las prospecciones de arrastre estratificadas aleatoriamente (RSTS). Las prospecciones cubren partes de la plataforma donde las aguas tienen menos de 1 000 m de profundidad en la División 58.5.2 para determinar la abundancia de *D. eleginoides*. Estas prospecciones se han llevado adelante desde 1990. En los documentos WG-FSA-06/44 Rev. 1 y WG-FSA-15/11, se detallan los diseños de las prospecciones para la prospección de 2015.

Distribución de tallas de la captura

13. *Dissostichus eleginoides* está distribuido en toda el área de las islas Heard y McDonald en la plataforma de Kerguelen, en la División 58.5.2, desde aguas poco profundas cerca de la isla Heard hasta por lo menos 3 000 m de profundidad en la periferia de la plataforma. La distribución de los peces con una talla total (TL) de menos de 60 cm se ubica de manera predominante en la plataforma a profundidades de menos de 500 m, donde se ha descubierto un puñado de sectores que cuentan con una abundancia persistentemente elevada. A medida que los peces crecen, se desplazan hacia aguas más profundas y se incorporan a las poblaciones de los taludes de la plataforma, a profundidades de entre 450 y 800 m, donde se los puede pescar mediante artes de arrastre. Algunos sectores con abundancia local elevada constituyen los principales caladeros de pesca con redes de arrastre, donde la mayoría de los peces capturados tienen una talla de entre 50 y 75 cm de TL (Figura 1). Los peces de mayor edad y talla raramente son atrapados mediante arrastres, y los datos de recaptura de marcas y la distribución de talla de la captura en profundidad indican que estos peces se desplazan hacia aguas más profundas (>1 000 m de profundidad), donde son atrapados mediante palangres.

14. La distribución de la frecuencia de tallas de *D. eleginoides* atrapados mediante arrastres y palangres en la División 58.5.2 durante los últimos 10 años se presenta en las Figuras 1 y 2, respectivamente. Desde el comienzo de la pesquería, se han medido >50 000 peces en esta división.

15. La mayoría de los ejemplares de *D. eleginoides* atrapados mediante arrastres medían entre 30 y 100 cm, mientras que los ejemplares atrapados mediante palangres medían entre 50 y 125 cm. En todas las temporadas, la moda de talla de los peces atrapados en la pesquería de arrastre (Figura 1) fue menor (~50–60 cm) respecto de la de los ejemplares atrapados mediante palangres (~70–80 cm) (Figura 2). La distribución de frecuencias de tallas en la pesquería de palangre incluye peces más grandes debido a la selectividad de los artes de pesca y a que la pesquería de palangre se realiza en aguas más profundas, donde hay austromerluzas

de mayor tamaño. Esas distribuciones de la frecuencia de tallas no han sido ponderadas (i. e., no han sido ajustadas para tener en cuenta factores como el tamaño de las capturas de donde han sido recolectadas). La variabilidad interanual que se exhibe en la figura puede reflejar diferencias en la población explotada, pero también es probable que refleje cambios en la distribución espacial y temporal de la pesca.

Marcado

16. Desde 1998 se está realizando un estudio de marcado en la División 58.5.2. Las cantidades de liberaciones y recapturas de peces marcados hasta 2015 se proporcionan en WG-FSA-15/55. Para 2015, se habían liberado 32 934 peces marcados en la División 58.5.2, de los cuales 5 101 fueron recapturados en la División 58.5.2 y 247, en la División 58.5.1 (WG-FSA-15/55).

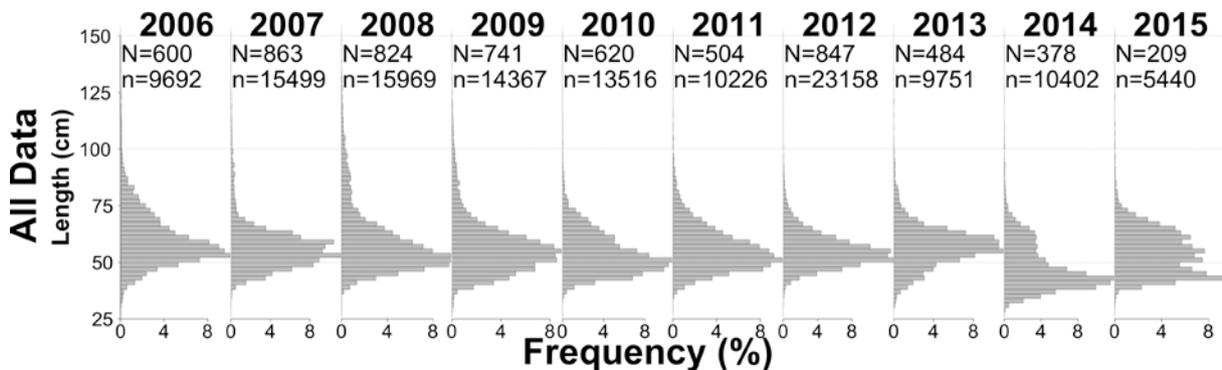


Figura 1: Distribución anual de frecuencias de tallas de *Dissostichus eleginoides* capturados mediante arrastres en la ZEE de Australia, en la División 58.5.2, desde 2006. Se incluye el número de lances de los que se extrajeron muestras de peces para su medición (N) y el número de peces medidos (n) en cada año. La distribución de la frecuencia de tallas en 2015 corresponde a la prospección de arrastre dirigida únicamente a peces más pequeños que los ejemplares capturados mediante la pesca comercial de arrastre.

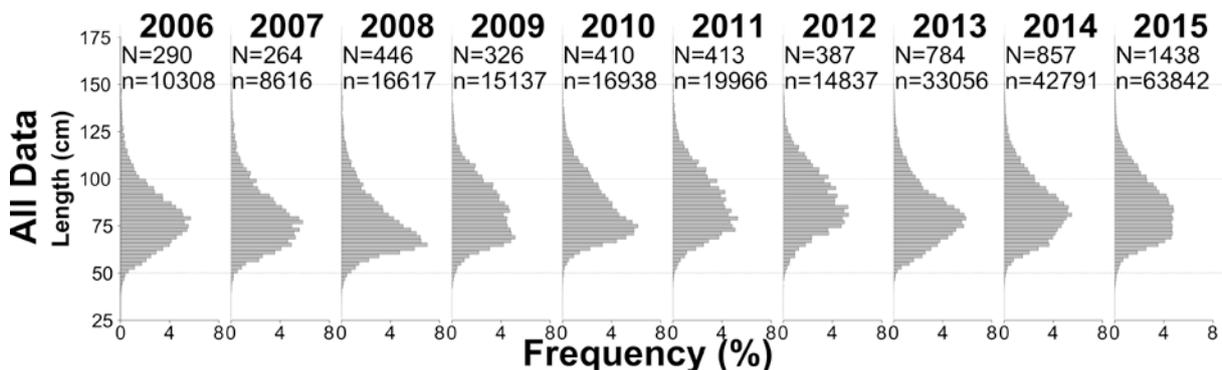


Figura 2: Distribución anual de frecuencias de tallas de *Dissostichus eleginoides* capturados mediante palangres en la ZEE de Australia en la División 58.5.2 desde 2006. Se incluye el número de lances en que tomaron muestras de peces para su medición (N) y el número de peces medidos (n) en cada año. La frecuencia de talla de los peces medidos en 2015 se basa en una temporada de pesca incompleta.

17. Históricamente, el programa de recaptura se había limitado, en gran medida, a liberar y recapturar peces que habían sido capturados con artes de arrastre en el principal caladero de

pesca con redes de arrastre (Candy y Constable, 2008, WG-FSA-14/43). Los datos de marcado del principal caladero de pesca con redes de arrastre se utilizaron para estimar la mortalidad natural de manera independiente respecto de la evaluación CASAL, tal como se describe en Candy *et al.* (2011), mientras que la limitada extensión espacial del programa y la mezcla de la población con la de otras áreas han limitado la capacidad de incluir datos de marcado como índice de abundancia no sesgado en la evaluación de stocks. Con el inicio de la pesca con palangre en 2003, el marcado y los eventos de recaptura de peces se han vuelto prácticas más extendidas. Sin embargo, la distribución espacial de la pesca con palangre y del marcado de peces ha variado a través de los años, y aún se desconocen el grado de desplazamiento de los peces y el período de mezcla completa. Los datos correspondientes a las liberaciones de peces marcados entre 2012 y 2014 se incorporaron a la evaluación de stocks en 2015 (ver Apéndice 1).

Evaluación del stock

18. Cada bienio, se realiza una evaluación de stocks integrada de la cual se realiza una revisión por pares a cargo del Grupo de Trabajo de Evaluación de las Poblaciones de Peces de la CCRVMA (WG-FSA).

19. El modelo utilizado para la evaluación de 2015 consistió en un modelo de población específico por sexo, para una sola área, estructurado en base a la edad que incluía clases de edad desde 1 hasta 35 años.

20. Los datos obtenidos de la RSTS, los de marcado y recaptura, los de captura comercial, los de talla y los biológicos contribuyeron al modelo de evaluación utilizado en esta pesquería. La estructura de pesquerías abarcaba un grupo de prospección de la RSTS y las subpesquerías comerciales de arrastre desde 1997 hasta 2004, así como la faena con artes de arrastre desde 2005 hasta 2015, con nasa y con palangre a <1 500 m de profundidad y con palangre a >1 500 m de profundidad.

21. La evaluación de 2015 siguió las recomendaciones de la WG-FSA-14 y del Grupo de Trabajo de Estadísticas, Evaluación y Modelado en 2015 (WG-SAM-15) e incorporó los siguientes aspectos: i) nuevas observaciones hasta 2015, incluidos nuevos datos para la determinación de la edad a partir de la RSTS 2014–2015 y de la pesquería comercial desde 2009 hasta 2014; ii) datos de liberación de peces marcados correspondientes a 2014 y de recapturas de marcas de 2014 (completa) y 2015 (parcial); iii) un modelo de crecimiento actualizado; iv) cambios en distribuciones de probabilidad *a priori* para la capturabilidad q de la prospección, el parámetro B_0 de biomasa de desove sin explotar y la abundancia de las clases anuales (YCS), y v) una división de la subpesquería de arrastre en dos períodos. Entre 1986 y 2010, el modelo de evaluación estimó el parámetro B_0 de la biomasa virgen y la YCS, los parámetros de selectividad para la prospección y todas las subpesquerías comerciales, junto con la capturabilidad q de la prospección.

22. El modelo utilizado para la evaluación de 2015 estimó un parámetro B_0 de la biomasa del stock desovante virgen de 87 077 toneladas (IC del 95 %: 78 500–97 547 toneladas) y un estado estimado de la SSB en 2015 de 0,64 (IC del 95 %: 0,59–0,69). El rendimiento estimado a largo plazo de esta proyección fue de 3 405 toneladas, y la probabilidad de agotamiento era de 0,0, con una probabilidad de escape de 0,502 (Figura 3).

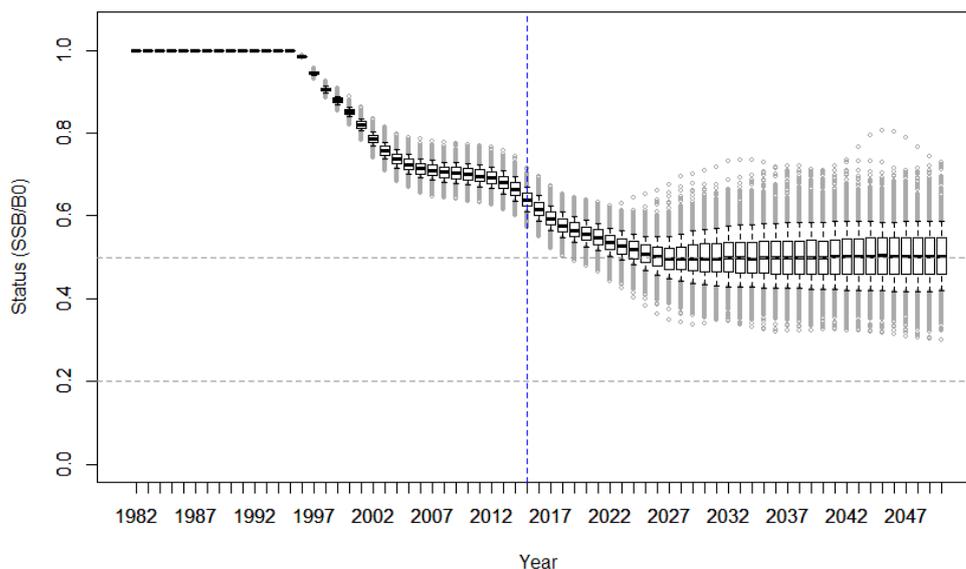


Figura 3: Estado de la SSB proyectado en relación con B_0 utilizando muestras obtenidas con el método de MCMC y un reclutamiento lognormal aleatorio futuro para el período 2011–2050, donde las capturas anuales son constantes. Los gráficos de cajas y bigotes representan la distribución de las estimaciones de 1 000 proyecciones de prueba. Las líneas punteadas muestran los niveles del estado del 50 % y 20 % utilizados en los criterios de decisión de la CCRVMA.

Captura secundaria de peces e invertebrados

Captura secundaria de peces

23. Varias medidas de conservación rigen en esta pesquería para asegurar que los impactos sobre las especies objetivo y otras sean mínimos. La MC 33-02 específica que la pesca está limitada a las especies objetivo, establece los límites para la captura secundaria de peces y fija la regla de traslado en caso de que algún arrastre supere estos límites.

24. En la Tabla 2, se muestran los límites de captura para los grupos de especies de la captura secundaria (granaderos, rayas y otras especies) definidos en la MC 33-02.

25. En 2015, se llevó adelante una evaluación cuantitativa del riesgo del granadero caml (*Macrourus caml*), y en la WG-FSA-15 se recomendó un límite de captura de 409 toneladas para las especies *M. caml* y *M. whitsoni* (granadero de Whitson) combinadas, a partir de la evaluación del riesgo que se consigna en WG-FSA-15/63, y un límite de captura de 360 toneladas para el granadero grande (*M. holotrachys*) y el granadero ojisapo (*M. carinatus*) combinados, a partir de la evaluación anterior realizada en 2003. Los límites de captura secundaria actuales para la raya (*Bathyraja* spp.) se fijaron en 1997 (SC-CAMLR-XVI, párrafos 5.119 a 5.122).

26. La captura secundaria en las pesquerías de arrastre de austromerluza es, por lo general, menor que el 10 % de la captura total. La captura secundaria desembarcada en las pesquerías de palangre varía entre el 6 y el 13 % de la captura total; si se incluye la captura de ejemplares liberados al cortar la línea, esa estimación pasa a ser de entre el 11 y el 26 % de la captura total. No se capturaron especies de la captura secundaria en cantidades cercanas al límite de captura.

Tabla 2: Historial de la captura secundaria (granaderos y rayas), incluidos los límites de captura y el número de rayas liberadas vivas en la División 58.5.2. Los límites de captura se fijan para toda la pesquería (véase la MC 33-03 para más información). Los datos de la temporada de pesca 2015 están incompletos. (Fuente: datos en escala fina).

Temporada	Granaderos			Rayas			Ejemplares liberados		
	Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)		Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)				
		Palangre	Arrastre		Total	Palangre		Arrastre	Total
1997	-	0	<1	<1	-	0	2	2	-
1998	-	0	<1	<1	120	0	3	3	-
1999	-	0	1	1	-	0	2	2	-
2000	-	0	4	4	-	0	6	6	-
2001	-	0	1	1	50	0	4	4	-
2002	50	0	3	4	50	0	3	3	-
2003	465	3	1	4	120	7	7	14	-
2004	360	42	3	46	120	62	11	73	155
2005	360	72	2	74	120	71	3	74	8412
2006	360	26	<1	27	120	17	12	29	3814
2007	360	61	5	66	120	8	10	18	7886
2008	360	81	5	86	120	13	8	21	9799
2009	360	110	2	112	120	15	9	24	10738
2010	360	100	3	103	120	11	6	17	19319
2011	360	147	4	151	120	11	3	14	7164
2012	360	89	3	92	120	7	3	9	8484
2013	360	154	3	157	120	13	11	24	13135
2014	360	175	1	176	120	16	<1	16	25251
2015	360	159	4	164	120	10	2	11	22610

27. Un análisis de dos especies de la captura secundaria, el draco rinoceronte (*Channichthys rhinoceratus*) y la trama gris (*Lepidonotothen squamifrons*), indicó que ambas especies estaban ampliamente distribuidas en la plataforma a profundidades de <1 000 m (WG-FSA-15/50). Hasta 2015, los límites de captura de *C. rhinoceratus* y de *L. squamifrons* se basaban en evaluaciones realizadas en 1998 (SC-CAMLR-XVII, Anexo 5). Las capturas de cada una de esas especies estaban por debajo de los límites que la CCRVMA establecía desde 2004 (Tabla 3). En 2015, se llevó adelante una evaluación cuantitativa del riesgo de *C. rhinoceratus*, y la WG-FSA-15 recomendó un límite de captura de 1 663 toneladas para *C. rhinoceratus*.

28. En WG-FSA-05/70, se presentaron datos de rayas (relaciones talla-peso, talla de madurez y estimaciones de la abundancia a partir de datos de prospección); en WG-FSA-08/55, se presentó información sobre el programa de marcado de rayas; y en WG-FSA-09/43, se presentó información sobre la distribución y la abundancia de rayas en toda la plataforma de Kerguelen. En WG-FSA-13/22, se presentó una actualización del programa de marcado de rayas y se notificó una tasa de recaptura <1 % y una distancia media de 4 millas náuticas entre el punto de liberación y el de recaptura.

Mortalidad incidental de aves y mamíferos marinos

Mortalidad incidental

29. En la Tabla 4, se presenta un resumen de las muertes de aves marinas ocasionadas por la pesca con palangre en la ZEE australiana, en la División 58.5.2, desde 2004. Las tres especies que más comúnmente sufren heridas o mueren en la pesquería son el petrel damero (*Daption capense*), el albatros de ceja negra (*Thalassarche melanophrys*) y el petrel de mentón blanco (*Procellaria aequinoctialis*).

30. En 2015, se observó la muerte de un petrel gigante subantártico (*Macronectes halli*) en la ZEE australiana, en la División 58.5.2.

31. El riesgo de mortalidad incidental de aves marinas en la División 58.5.2 es de categoría 4 (medio-alto) (SC-CAMLR-XXX, Anexo 8, párrafo 8.1).

32. En 2015, se notificó la muerte de un solo elefante marino austral (*Mirounga leonina*) en la pesquería de palangre de la División 58.5.2. Desde 2005, no había habido notificaciones de muertes de mamíferos marinos en la pesquería de arrastre de la División 58.5.2.

Depredación

33. Desde 2011, se han observado bajos niveles de depredación de cachalotes en la División 58.5.2 (WG-FSA-15/53). Los avistamientos de cachalotes se producen únicamente en el período comprendido entre abril y junio.

Tabla 3: Historial de la captura secundaria (*Channichthys rhinocerus*, *Lepidonotothen squamifrons*) y de otras especies en la División 58.5.2. Los límites de captura se fijan para toda la pesquería (véase la MC 33-02 para más información). Los datos de la temporada de pesca 2015 están incompletos. (Fuente: datos en escala fina).

Temporada	<i>Channichthys rhinocerus</i>			<i>Lepidonotothen squamifrons</i>			Otras especies					
	Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)		Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)		Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)				
		Palangre	Arrastre		Total	Palangre		Arrastre	Total	Palangre	Arrastre	Total
2004	150	0	1	1	80	0	0	0	50	3	16	19
2005	150	0	2	2	80	0	<1	<1	50	3	9	12
2006	150	0	3	3	80	0	0	0	50	3	7	12
2007	150	0	12	12	80	0	0	0	50	1	4	5
2008	150	0	29	29	80	0	<1	<1	50	2	18	21
2009	150	0	46	46	80	0	<1	<1	50	9	17	26
2010	150	0	26	26	80	0	<1	<1	50	6	16	22
2011	150	0	23	23	80	0	1	1	50	11	6	18
2012	150	0	42	42	80	0	0	0	50	7	5	12
2013	150	0	25	25	80	0	2	2	50	9	27	35
2014	150	0	<1	<1	80	0	5	5	50	12	17	30
2015	150	0	1	1	80	0	<1	<1	50	20	5	25

Tabla 4: Número de aves muertas y heridas por la pesquería en la ZEE de Australia en la División 58.5.2.

Temporada	<i>Daption capense</i>	<i>Thalassarche melanophrys</i>	<i>Procellaria aequinoctialis</i>	Otros
2005		7	6	7
2006	1			
2007	2			
2008				2
2009	2			
2010	5			1
2011	1		1	
2012	7			
2013	1	1		2
2014				1
2015				1

Medidas de mitigación

34. La MC 25-03 vigente se aplica para minimizar la mortalidad incidental de aves y mamíferos en la pesca con artes de arrastre. Las medidas incluyen el desarrollo de configuraciones de artes que minimicen la probabilidad de que las aves interactúen con la red y la prohibición del vertido de desechos y restos de peces durante el largado y el virado de la red de arrastre.

35. La pesca con palangres se realiza de conformidad con las MC 24-02 y 25-02 para proteger las aves, al asegurar que la línea de anzuelos se hunda y quede fuera del alcance de las aves lo antes posible tras su lanzamiento. Entre las dos medidas, se especifica el peso requerido para diferentes configuraciones de palangres y el uso de líneas espantapájaros y de un dispositivo de exclusión de aves para dificultar su acercamiento al cebo durante el calado y el virado. Si se capturan tres aves en una temporada, el barco deberá cesar inmediatamente la pesca durante el período de prórroga de la temporada.

Impacto en y consecuencias para el ecosistema

36. Los artes de pesca desplegados en el lecho marino pueden tener efectos negativos sobre las comunidades vulnerables del bentos. Los impactos potenciales de los artes de pesca en las comunidades del bentos en la División 58.5.2 están limitados por lo pequeñas y lo poco numerosas que son las áreas donde se realizan arrastres comerciales y por la protección de grandes áreas representativas de hábitats del bentos vulnerables a los efectos directos de la pesca en la reserva marina de las islas Heard y McDonald, una reserva de categoría 1a de la UICN donde la pesca está prohibida (SC-CAMLR-XXI/BG/18). La reserva marina cubre un área total de 71 200 km², que en marzo de 2014 se extendió 6 200 km².

37. Los observadores han realizado el seguimiento de la captura secundaria del bentos desde las primeras etapas del desarrollo de la pesquería, y la tasa de captura secundaria del bentos ha sido mucho menor en las áreas que posteriormente se convirtieron en los principales caladeros de pesca, a diferencia de los sitios muestreados en la RSTS.

Asesoramiento de ordenación y medidas de conservación vigentes

Medidas de conservación

38. La MC 41-08 define las restricciones para la pesquería de *D. eleginoides* en la División 58.5.2. La Tabla 5 muestra los límites en vigor.

Tabla 5: Límites en vigor para la pesquería de *Dissostichus eleginoides* en la División 58.5.2 (MC 41-08).

Elemento	Límite vigente
Acceso (artes)	Arrastres, palangres o nasas
Límite de captura	3 405 toneladas al oeste de 79°20'E (ver MC 41-08)
Temporada: arrastre y nasas	1 de diciembre al 30 de noviembre
Palangre	Del 1 de mayo al 14 de septiembre. Posibilidad de prórroga del 15 al 30 de abril y del 15 de septiembre al 31 de octubre de cada temporada para cualquier barco que haya cumplido plenamente con las disposiciones de la MC 25-02 en la temporada anterior.
Captura secundaria	La pesca deberá cesar si se alcanza el límite de captura secundaria de cualquier especie, según lo dispuesto en la MC 33-02: <i>Channichthys rhinoceratus</i> 1 663 toneladas <i>Lepidonotothen squamifrons</i> 80 toneladas <i>Macrourus carinatus</i> y <i>M. holotrachys</i> 360 toneladas <i>Macrourus caml</i> y <i>M. whitsoni</i> 409 toneladas Rayas 120 toneladas
Mitigación	De conformidad con las MC 24-02, 25-02 y 25-03, minimización del riesgo de mortalidad incidental de aves y mamíferos
Observadores	Todo barco llevará por lo menos un observador científico y podrá incluir un observador científico adicional de la CCRVMA
Datos	Notificación cada diez días, según el Anexo 41-08/A Notificación mensual a escala fina según el Anexo 41-08/A, datos por lance Sistema de notificación a escala fina como se indica en Anexo 41-08/A. Notificado de conformidad con el Sistema de Observación Científica Internacional de la CCRVMA
Especie objetivo	A los efectos del Anexo 41-08/A, la especie objetivo es <i>Dissostichus eleginoides</i> , y la especie de la captura secundaria es cualquier otra especie distinta de <i>D. eleginoides</i> .
Carne gelatinosa	Obligación de notificar la cantidad y el peso de los peces descartados, incluidos los que presentan carne gelatinosa. Estas capturas se contabilizan en el límite de captura.
Protección del medioambiente	Regulado por la MC 26-01

Referencias

- Appleyard, S.A., R.D. Ward y R. Williams. 2002. Population structure of the Patagonian toothfish around Heard, McDonald and Macquarie Islands. *Ant. Sci.*, 14: 364–373.
- Appleyard, S.A., R. Williams y R.D. Ward. 2004. Population genetic structure of Patagonian toothfish in the West Indian Ocean sector of the Southern Ocean. *CCAMLR Science*, 11: 21–32.

- Bull, B., Francis, R.I.C.C., A. Dunn, A. McKenzie, D.J. Gilbert y M.H. Smith. 2012. CASAL (C++ algorithmic stock assessment laboratory): CASAL User Manual v2.30-2012/03/21. NIWA Technical Report 135.
- Candy, S.G. 2008. Estimation of effective sample size for catch-at-age and catch-at-length data using simulated data from the Dirichlet-multinomial distribution. *CCAMLR Science*, 15: 115–138.
- Candy, S.G. 2011. Estimation of natural mortality using catch-at-age and aged mark-recapture data: a multi-cohort simulation study comparing estimation for a model based on the Baranov equations versus a new mortality equation. *CCAMLR Science*, 18: 1–27.
- Candy, S.G. y A.J. Constable. 2008. An integrated stock assessment for the Patagonian toothfish, *Dissostichus eleginoides*, for the Heard and McDonald Islands using CASAL. *CCAMLR Science*, 15: 1–34.
- Candy, S.G., D.C. Welsford, T. Lamb, J.J. Verdouw y J.J. Hutchins. 2011. Estimation of natural mortality for the Patagonian toothfish at Heard and McDonald Islands using catch-at-age and aged mark-recapture data from the main trawl ground. *CCAMLR Science*, 18: 29–45.
- Candy, S.G., P.E. Ziegler y D.C. Welsford. 2014. A nonparametric model of empirical length distributions to inform stratification of fishing effort for integrated assessments. *Fish. Res.*, 159: 34-44.
- Cochran, W.G. 1977. *Sampling Techniques*. (Tercera edición), John Wiley & Sons, Nueva York.
- Welsford, D.C., S.G. Candy, T.D. Lamb, G.B. Nowara, A.J. Constable y R. Williams. 2011. Habitat use by Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides* Smitt 1898) on the Kerguelen Plateau around Heard Island and the McDonald Islands. Kerguelen Plateau Symposium. *First International Scientific Symposium on the Kerguelen Plateau: Marine Ecosystem and Fisheries*: 125136.
- Williams, R., G.N. Tuck, A.J. Constable y T. Lamb. 2002. Movement, growth and available abundance to the fishery of *Dissostichus eleginoides* Smitt, 1898 at Heard Island, derived from tagging experiments. *CCAMLR Science*, 9: 33–48.

Evaluación del stock

A1. La pesquería dirigida a la austromerluza negra (*D. eleginoides*) en la División 58.5.2 fue evaluada en 2015, para lo cual se realizó una evaluación de stocks con CASAL (WG-FSA-15/52).

Datos del modelo

A2. En la Tabla 1, se detalla el historial de la captura de *D. eleginoides* en la División 58.5.2. Para la temporada incompleta 2015, se asumió que se alcanzaría el límite de captura estimado para ese mismo año, con 26 toneladas obtenidas de la prospección de arrastre estratificada aleatoriamente (RSTS); 118 toneladas, de la pesca de arrastre; y 4 266 toneladas, de la pesca con palangre.

A3. En las prospecciones y en la pesquería comercial, se han medido anualmente una gran cantidad de austromerluzas para determinar su talla (Tabla A1). Se ha determinado la edad de casi 14 000 otolitos obtenidos de las prospecciones y de las pesquerías comerciales, los cuales se han utilizado en la evaluación.

Tabla A1: Cantidad de austromerluzas medidas para determinar la talla o edad y utilizadas en la evaluación de las islas Heard y McDonald para las prospecciones y las pesquerías comerciales. Los números en negrita indican las edades que se han utilizado para calcular la clave edad-talla (ALK). La determinación de la edad de otolitos muestreados en 2015 está incompleta.

Año	Talla			Edad		
	RSTS	Comercial	Total	RSTS	Comercial	Total
1997	0	11387	11387	0	55	55
1998	169	11229	11398	0	286	286
1999	2294	14623	16917	2	623	625
2000	2258	20483	22741	20	807	827
2001	2505	27079	29584	2	909	911
2002	2965	18476	21441	4	829	833
2003	2301	27298	29599	13	675	688
2004	2462	33509	35971	4	336	340
2005	2355	28899	31254	1	370	371
2006	2081	31427	33508	119	1100	1219
2007	2050	22843	24893	547	588	1135
2008	1281	31475	32756	652	107	759
2009	1922	44342	46264	642	77	719
2010	5893	30485	36378	918	129	1047
2011	2484	35568	38052	520	142	662
2012	6062	37026	43088	549	140	689
2013	2912	42736	45648	266	1249	1515
2014	2769	50417	53186	571	526	1099
2015	3869	18661	22530	200	3	203
Total	48632	537966	586598	5031	8951	13982

Prospecciones de arrastre estratificadas aleatoriamente

A4. En esta división, se han realizado RSTS para estimar la abundancia y la estructura de tallas de *D. eleginoides* y del draco rayado (*Champscephalus gunnari*) en 1990, 1992, 1993 y cada año desde 1997 hasta 2014. Sin embargo, la estructura y la intensidad de los muestreos de las prospecciones han ido variado a lo largo de esos años a medida que los objetivos de las prospecciones fueron cambiados y que la información en materia de diseño de la prospección y de energía ha ido mejorando (Welsford *et al.*, 2006) (Tabla A2). El diseño de la prospección se consolidó en 2001, y la distribución del esfuerzo de muestreo entre categorías se revisó en 2003. En esa oportunidad, se utilizó un diseño de prospección idéntico para 2001-2002 y 2004-2015 (WG-FSA-15/11).

A5. Para la evaluación, se utilizaron observaciones obtenidas de las prospecciones correspondientes a los períodos 2001-2002 y 2004-2015. A partir de las simulaciones llevadas a cabo por Mare *et al.* (2015) y de las recomendaciones realizadas en WG-SAM-15 (SC-CAMLR-XXXIV, Anexo 5, párrafo 2.10), se utilizó una distribución de probabilidad *a priori* de log. uniforme para la capturabilidad q de la prospección límites del parámetro desde 0,1 hasta 1,5.

A6. Para las prospecciones realizadas en los períodos 2001-2002 y 2004-2005, las estimaciones de abundancia por talla y sus correspondientes coeficientes de variación (CV) se obtuvieron utilizando métodos de remuestreo bootstrap, reteniendo la estratificación y la composición por tallas en un lance durante la implementación del método de remuestreo (Constable *et al.*, 2006).

A7. Para todas las prospecciones realizadas entre 2006 y 2015, se utilizaron datos de captura por talla a fin de estimar las proporciones por talla estimadas en función del estrato-sector. Luego, estos datos se convirtieron a proporciones por edad utilizando claves edad-talla (ALK), como se describe en Candy (2009), a través de método de un muestreo Monte Carlo a fin de estimar el tamaño efectivo de la muestra (ESS) para su uso como tamaño nominal de muestra multinomial. El ESS para las proporciones por edad tuvo en cuenta la incertidumbre asociada a la variabilidad en el nivel de lances en proporciones por talla (Candy, 2008), así como los errores del muestreo de las claves ALK y los errores aleatorios en la determinación de la edad. Las claves ALK utilizadas para cada uno de estos años se limitaron a la determinación de edad de los peces en las prospecciones correspondientes a cada año en cuestión.

A8. Las abundancias por edad se obtuvieron multiplicando las proporciones por edad con la abundancia de la población total estimada que era vulnerable a la prospección. Partiendo de una distribución lognormal, el CV de las estimaciones de abundancia por edad se obtuvo utilizando la varianza de las proporciones por edad y la varianza del tamaño total estimado de la población vulnerable (es decir, la varianza de una muestra aleatoria estratificada) (Cochran, 1977), según se describe en el Apéndice 2 de Candy y Welsford (2011). No se calculó ningún componente de errores de tratamiento de los datos para la abundancia por talla de la prospección y los datos de abundancia por edad.

Tabla A2: Detalle de las prospecciones de arrastre consideradas para la estimación de la abundancia de juveniles de *Dissostichus eleginoides* en aguas de menos de 1000 m de profundidad en la División 58.5.2. AA – BI *Aurora Australis*, SC – BP *Southern Champion*, AC – BP Atlas Cove, AD – arrastre demersal. Nota: Las prospecciones realizadas entre 2007 y 2013 excluyen el banco Shell.

Año de la prospección	Mes	Barco	Artes de pesca	Área del diseño original (km ²)	Área tras reasignación (km ²)	Lances	Captura (toneladas)
1990	may	AA	AD	97106	53383	59	16
1992	feb	AA	AD	55817	38293	49	3
1993	sep	AA	AD	71555	53383	62	12
1999	abr	CC	AD	84528	80661	139	93
2000	may	CC	AD	39839	32952	103	9
2001	may	CC	AD	85170	85694	119	45
2002	may	CC	AD	85910	85694	129	35
2003	may	CC	AD	42280	42064	111	13
2004	may	CC	AD	85910	85694	145	65
2005	may	CC	AD	85910	85694	158	21
2006	may	CC	AD	85694	85694	158	12
2007	jul	CC	AD	83936	83936	158	12
2008	jul	CC	AD	83936	83936	158	4
2009	abr-may	CC	AD	83936	83936	161	19
2010 ^a	abr	CC	AD	83936	83936	134	6
2010	sep	CC	AD	83936	83936	158	9
2011	mar-may	CC	AD	83936	83936	156	7
2012	mar-may	CC	AD	83936	83936	174	15
2013	abr	CC	AD	83936	83936	158	8
2014	jun	CC	AD	83936	83936	163 ^b	14
2015	may	AC	AD	83936	83936	163	27

^a Prospección incompleta.

^b Incluye cinco lances realizados en el banco Shell.

A9. La estructura de la pesquería se evaluó según el método elaborado por Candy *et al.* (2013) y consistió en subpesquerías de arrastre entre 1997 y 2004 (Trawl1), arrastre entre 2005 y 2015 (Trawl2), almadraba, palangre en aguas de menos de 1 500 m de profundidad (LL1) y palangre en aguas de más de 1 500 m de profundidad (LL2). En todos los casos hipotéticos, se incluyeron las capturas obtenidas de la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (INDNR) que se muestran en la Tabla 1. Se asumió que las capturas INDNR se habían obtenido mediante palangres y que la función de selectividad era similar a la de la subpesquería de palangre.

A10. Los datos de captura por talla correspondientes a cada año, entre 1997 y 2015, en el que hubo pesca comercial se utilizaron para estimar las proporciones de captura por talla. Para el período comprendido entre 1997 y 2015, se había determinado la edad de una cantidad de peces suficiente para calcular las claves ALK específicas para cada año, cuando se agregaron las muestras edad-talla de todas las subpesquerías comerciales. La cantidad relativamente baja de las muestras por edad-talla correspondientes a 1997 se combinó con las muestras de 1998. Las proporciones por talla para las subpesquerías comerciales se calcularon de la misma manera que las de las prospecciones, según el método de Candy (2009).

Datos de mercado

A11. Las liberaciones de peces marcados que habían sido capturados con palangre entre 2012 y 2014 y las subsiguientes recapturas fueron incorporadas al modelo de evaluación (Tabla A3). En el análisis, no se utilizaron las recapturas intraestacionales. Las recapturas de 2015 se incluyeron en el modelo si bien la pesca con palangre de esa temporada no se había completado. En el modelo, la tasa de desprendimiento de marcas se incorporó a la tasa de detección de marcas y se estimó que era de 0,993 para la pesca con palangre (Candy y Constable, 2008), mientras que la tasa de mortalidad de los peces marcados liberados era de 0,1 y el período sin crecimiento tras el marcado era de 0,5 años. El parámetro ϕ de dispersión de marcas se estimó en 1,244 según el método descrito en Mormede *et al.* (2013).

Tabla A3: Cantidad de peces marcados liberados, recapturados y examinados que fueron utilizados en la evaluación. Los datos para 2015 están incompletos.

Liberaciones		Recaptura			
Año	Cantidades	2013	2014	2015	Total
2012	1434	22	40	22	84
2013	1473		52	36	88
2014	1809			31	31
Peces examinados:		357576	412287	240798	1010661

Parámetros biológicos

A12. Se asumió que la mortalidad natural era de 0,155 (Candy *et al.*, 2011) y que era constante para todas las clases por edad. El crecimiento de los peces se estimó utilizando la función de crecimiento de von Bertalanffy, según el método de Candy *et al.* (2007). Se estimó una matriz de error en la determinación de la edad (AEM) siguiendo el método de Burch *et al.* (2014).

Estimaciones de parámetros y estructura del modelo CASAL

A13. El modelo de población de CASAL utilizado para la evaluación de *D. eleginoides* en la División 58.5.2 consistió en un modelo de población específico por sexo, para una sola área, estructurado en base a la edad que incluía clases por edad desde 1 hasta 35 años. Los parámetros y datos se detallan en la Tabla A4. Se utilizó CASAL 2.30-2012-03-21 rev. 4648 según las recomendaciones realizadas en la WG-SAM-14.

A14. El modelo utilizado para la evaluación se implementó durante el período comprendido entre 1982 y 2015. El ciclo anual se dividió en tres intervalos de tiempo o temporadas durante las cuales se produjo i) el reclutamiento de peces, la primera mitad de la mortalidad natural y la faena, ii) la segunda parte de la mortalidad natural y del desove, y iii) la determinación de la edad. Entre 1986 y 2010, los modelos estimaron el parámetro B_0 y la abundancia de las clases anuales (YCS), los parámetros para las funciones de selectividad del grupo de prospección y todas las subpesquerías comerciales, junto con la capturabilidad q de la prospección.

A15. Las funciones de selectividad de pesca doble normal (DN) o doble normal achatada (DNP) se ajustaron al grupo de prospección y a cada subpesquería comercial (Bull *et al.*, 2012). Cuando se estimó que el parámetro de talla correspondiente a la función achatada era muy pequeño ($\sim 0,1$ anual), la función DNP colapsó, dio lugar a una función DN y se reemplazó por esta última en el modelo de evaluación. Ese fue el caso con relación a la prospección y a las subpesquerías comerciales de arrastre, mientras que todas las subpesquerías de palangre y las de almadraba se ajustaron a las funciones DNP.

Tabla A4: Parámetro de la población, sus valores y datos utilizados en la evaluación dirigida a *D. eleginoides* en la División 58.5.2.

Parámetros	Valores	Datos	Valores
Período evaluado B_0 y reclutamiento:	1982–2014	RSTS	Prospección
B_0	Estimada	Cantidades de la prospección por talla Cantidades de la prospección por edad	2001–2002, 2004–2005 2006–2015
Mediana de reclutamiento R_0	Derivado de B_0	Subpesquerías comerciales	Arrastre1 (Trawl1), Arrastre2 (Trawl2), LL1, LL2, Almadraba (Trap)
Período de la YCS estimada	1986–2009	Proporciones por edad	1997–2014
σ_R para proyecciones	Calculado a partir de la YCS 1992–2010	Tamaño efectivo de la muestra (ESS)	Estimado, salvo cuando se fija en 1 para la almadraba
Reclutamiento de stock y pendiente h	Función Beverton-Holt del reclutamiento $h = 0$,	Datos de marcado	
Clases por edad	1–35 y	Liberación de peces marcados	
Clases de talla Talla por edad:	300–2 000 mm von Bertalanffy	Subpesquerías Años	LL1, LL2 2012–2014
L_∞	2116		
K	0,030		
t_0	-5,31		
CV	0,128		
Matriz de error en la determinación de la edad	Burch <i>et al.</i> (2014)	Recaptura de peces marcados	
Peso por talla L (mm a t)	$c = 2,59E-12$; $d = 3,2064$	Subpesquerías	LL1, LL2
Estadio de madurez: intervalo 5–95 %	11–17 y	Años	2013–2015
Mortalidad natural M	0,155		
Prospección q	Estimada		
Datos de marcado			
Desprendimiento de marcas y detección	0,993		
Mortalidad de peces marcados liberados	0,1		
Período sin crecimiento	0,5 y		

(continúa)

Tabla A4 (continuación)

Parámetros	Valores	Datos	Valores
Distribuciones de probabilidad <i>a priori</i> y límites			
B_0	Distribución de probabilidad		
Valor inicial	<i>a priori</i> : uniforme		
Límites	90 000 30 000–250 000		
Prospección q	Distribución de probabilidad		
	<i>a priori</i> : log-uniforme		
	Límites: 0,1-1,5		
YCS	Distribución de probabilidad		
Valor inicial	<i>a priori</i> : lognormal		
Límites	$\mu = 1CV = 0,6$ 0,001-200		
Selectividades de pesquerías:			
Doble normal:	Distribución de probabilidad		
Subpesquerías	<i>a priori</i> : uniforme		
Valores iniciales (límites)	Prospección, Arrastre1 (Trawl1), Arrastre2 (Trawl2) a_1 : 4 (1–20) σ_L : 1 (0,1–20) σ_R : 7 (0,1–20)		
Doble normal achatada:	Distribución de probabilidad		
Subpesquerías	<i>a priori</i> : uniforme		
Valores iniciales (límites)	LL1, LL2, Almadraba a_1 : 10 (1–20) a_2 : 6 (0,1–20) σ_L : 1 (0,1–20) σ_R : 3 (0,1–20) a_{max} : 1 (1–1)		
Número de parámetros	47		

Procedimiento de ajuste del modelo

A16. Se definieron las distribuciones de probabilidad *a priori* para todos los parámetros ajustables en los modelos. Se incluyeron penalizaciones para la YCS a fin de forzar la mediana de la YCS estimada hacia 1 y capturas para evitar que el modelo estimara una biomasa explotable para la cual la captura de cada subpesquería, en un año dado, excediera la tasa de explotación máxima fijada en $U = 0,995$.

A17. Cuando se ajustaron los modelos de evaluación, la exclusión de errores de tratamiento de los datos mediante el uso del ESS dio como resultado un coeficiente de ponderación demasiado elevado en la estimación de parámetros para las observaciones relativas a las proporciones por talla y por edad para la explotación comercial. Por lo tanto, se llevaron a cabo una serie de repeticiones para cada modelo presentado en Candy (2008) a fin de justificar los errores de tratamiento de los datos hasta que el ESS se estabilizara sin más reducciones significativas en términos prácticos.

A18. Inicialmente, se realizó la estimación de punto (máxima distribución posterior, MPD) y de su matriz de covarianza aproximada para todos los parámetros ajustables en la matriz

hessiana. Luego, esas estimaciones se utilizaron como punto de partida para realizar el muestreo mediante el método de Montecarlo con cadenas de Markov (MCMC). Para los muestreos realizados con el método MCMC, se desestimaron las primeras 500 000 repeticiones (estabilización del modelo) y se tomaron muestras por cada milésima repetición realizada a lo largo del siguiente millón de repeticiones. Se utilizaron gráficos de perfil con el método MCMC para determinar evidencia de no convergencia.

Cálculos del rendimiento

A19. Se utilizaron muestras obtenidas con el método MCMC para su utilización con el método de proyección CASAL a fin de obtener 1 000 series cronológicas aleatorias de cantidades estimadas de reclutamientos de edad-1 realizadas entre 1987 y 2011, que guardaron correspondencia con las estimaciones YCS realizadas entre 1986 y 2010. La mediana de la raíz cuadrada de la varianza de las cantidades anuales de estos reclutamientos de edad-1 realizados entre 1992 y 2010 proporcionó una estimación sólida del CV_R para el reclutamiento requerido a fin de generar reclutamientos aleatorios lognormales.

A20. Los CV estimados fueron utilizados para generar el reclutamiento aleatorio desde 2011 hasta la finalización del período de proyección de 35 años. En base a esta muestra de proyecciones para la biomasa del stock desovante, se calcularon los límites de captura a largo plazo siguiendo los criterios de decisión de la CCRVMA

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 de la biomasa de desove al final del período de proyección de 35 años sea equivalente al 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 la mediana de la biomasa de desove antes de la explotación en cualquier año, para cada uno de los años del período de proyección de 35 años. El nivel de escape se estimó como la proporción de muestras de la distribución bayesiana posterior en que el valor pronosticado de la SSB era menor que el 50 % de B_0 de la muestra correspondiente al final del período de proyección de 35 años.

A22. Las estimaciones del límite de captura se realizaron bajo el supuesto de que las capturas anuales eran constantes. Se asumió que las prospecciones futuras serían realizadas anualmente y que la captura sería de 20 toneladas. A su vez, se asumió que el total de la captura futura se realizaría con palangre y que se dividiría la captura en base a la distribución de la captura de las subpesquerías de palangre durante 2015. Esto significó que un 50 % de la captura total se atribuyó a LL1 y un 50 %, a LL2.

Estimaciones del modelo

A23. El modelo utilizado para la evaluación de 2015 estimó un parámetro B_0 de la SSB virgen de 87 077 toneladas (IC del 95 %: 78 500–97 547 toneladas) y un estado estimado de la SSB en 2015 de 0,64 (IC del 95 %: 0,59–0,69) (Tabla A5; Figura A1).

A24. Los gráficos de perfil con el método MCMC para todos estos parámetros ajustables indicaron poca evidencia de no convergencia (Figura A2 y A3).

Tabla A5: Estimaciones de la mediana de la SSB_0 y del estado de la SSB en 2015 con el método MCMC, con intervalos de confianza del 95 %.

B_0 (IC del 95 %)	Estado de la SSB en 2015 (IC del 95 %)
87 077 (78 500–97 547)	0,64 (0,59–0,69)

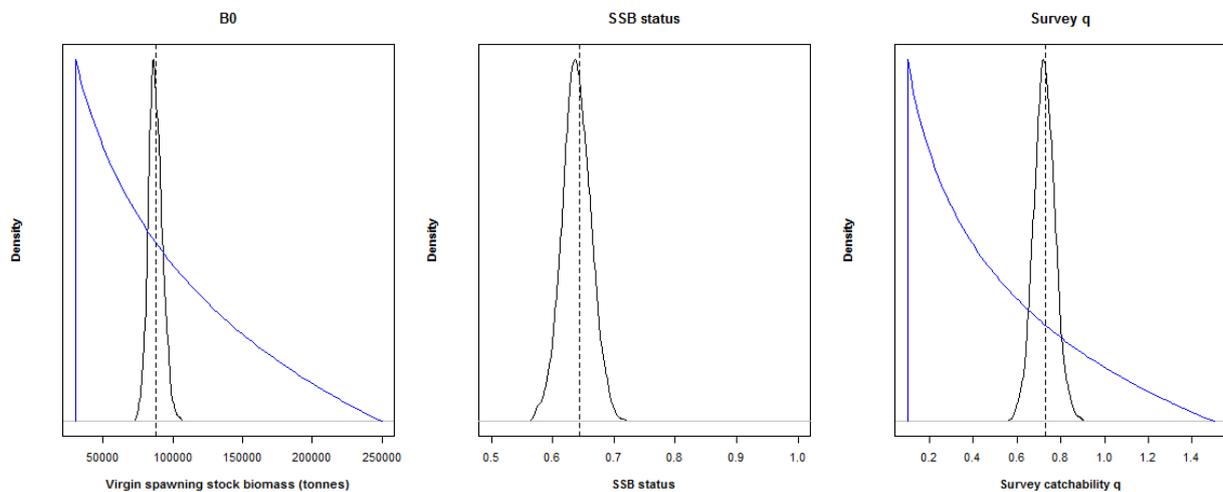


Figura A1: Distribución posterior de B_0 con el método MCMC, estado de la SSB en 2015 y capturabilidad q de la prospección (negro) distribuciones *a priori* (azul). Las líneas punteadas verticales indican las estimaciones de máxima densidad posterior (MPD).

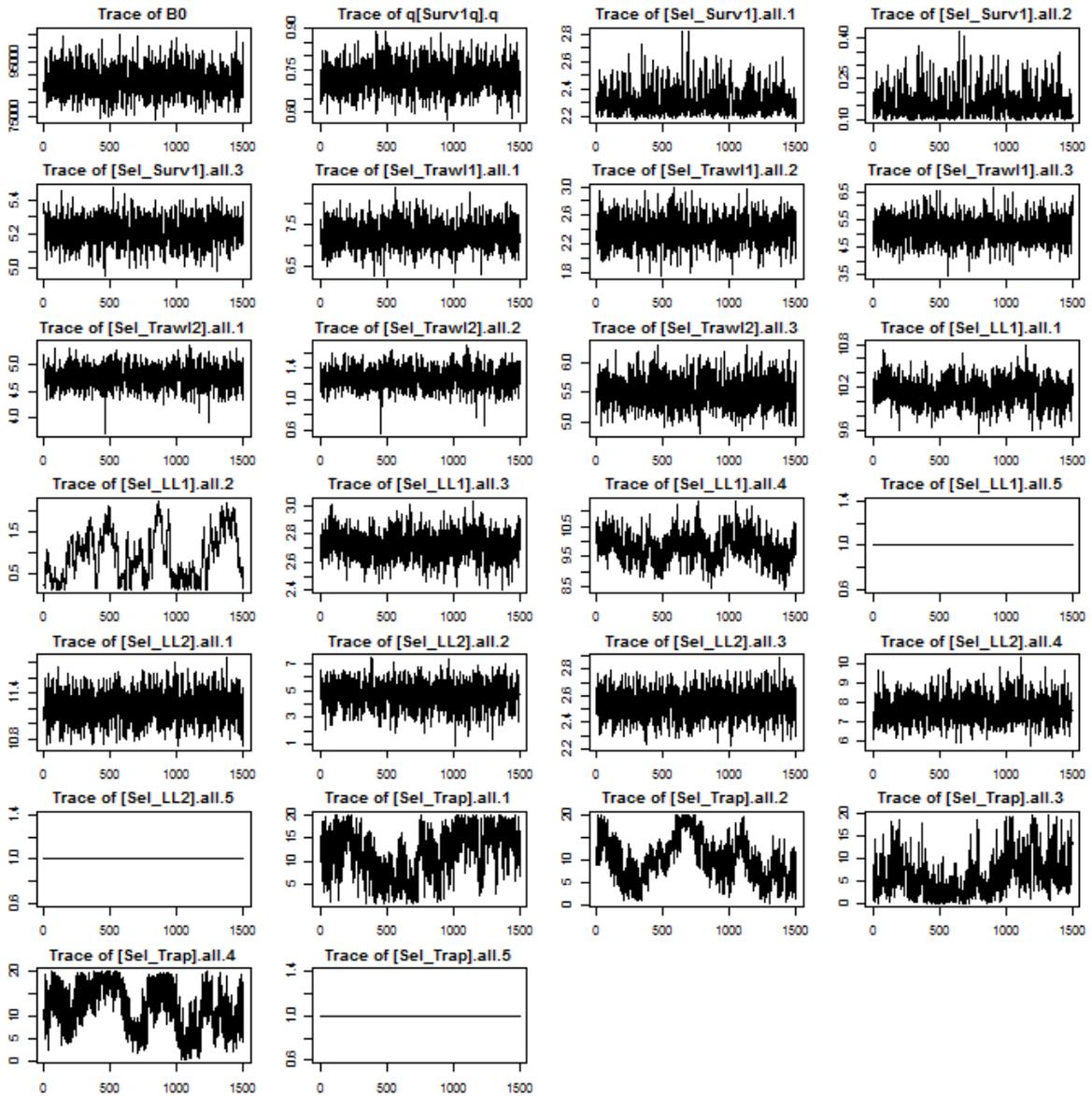


Figura A2: Gráficos de perfil posteriores de B_0 con el método MCMC, capturabilidad q de la prospección y todos los parámetros de selectividad.

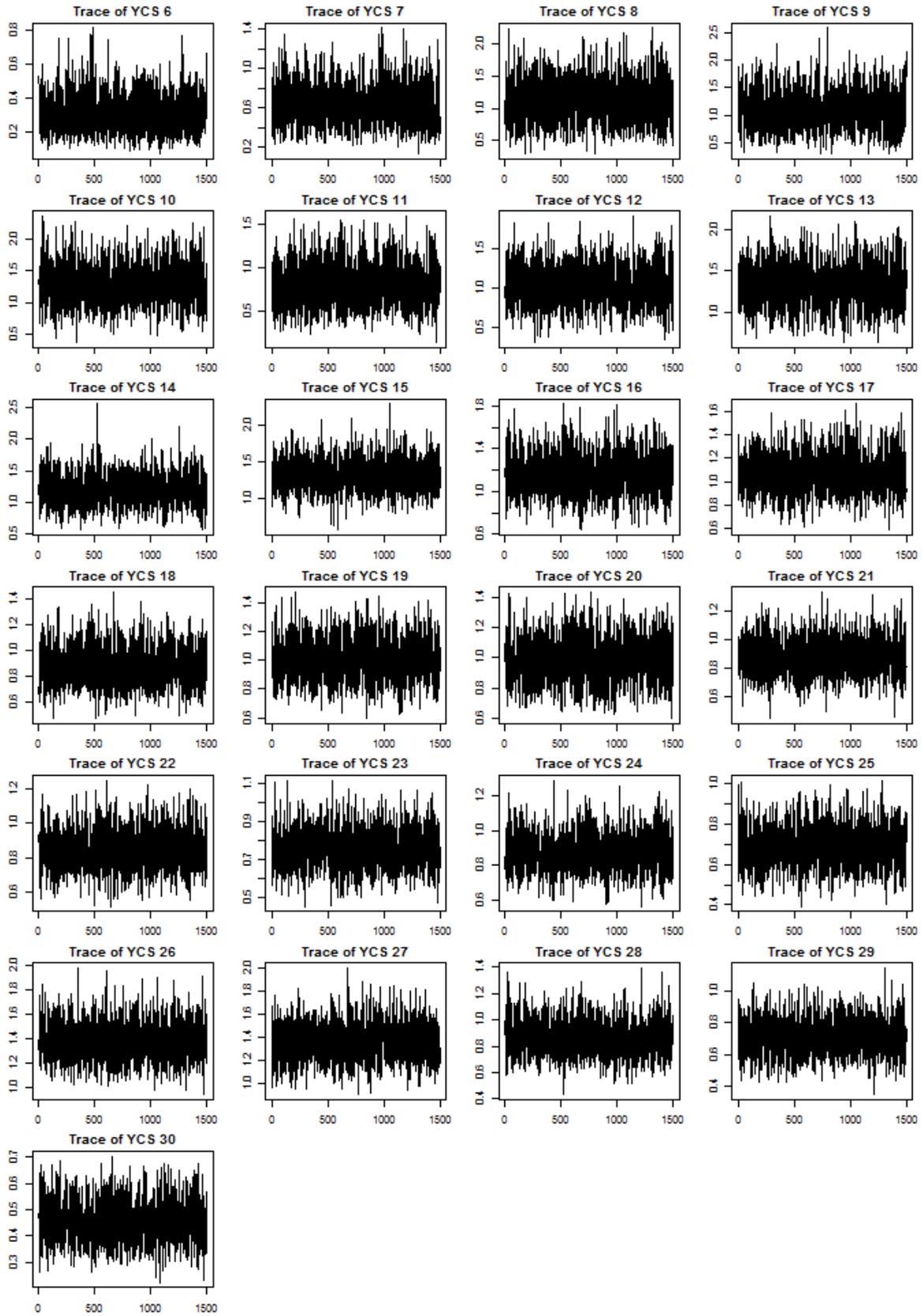


Figura A3: Gráficos de perfil posteriores con el método MCMC para todos los parámetros YCS estimados.

A25. Las estimaciones de la YCS y las funciones de selectividad se muestran en las Figuras A4 y A5. Las funciones de selectividad mostraron diferencias distintivas entre las subpesquerías de prospección, arrastre, palangre y almadraba. En las prospecciones de arrastre y en las subpesquerías comerciales de arrastre, se observó una preeminencia de peces jóvenes, mientras que, en las subpesquerías de palangre y almadraba, se concentraron peces de mayor edad, con LL2 en aguas de menos de 1 500 m de profundidad, en las cuales se capturaron peces de mayor edad en comparación con LL1 en aguas también de menos de 1500 m de profundidad. Se estimó que los ejemplares capturados mediante almadrabas eran, sobre todo, peces de más de 15 años de edad.

A26. La mediana de CV estimada para la YCS en el período 1992–2010 se utilizó para generar el reclutamiento aleatorio desde 2011 hasta 2015, así como el período de proyección de 35 años desde 2016 hasta 2050 ($\sigma_R = 0,32$). El máximo de capturas que satisfacen las reglas de control de la explotación (HCR) de la CCRVMA, basado en el supuesto de que en el futuro las capturas anuales constantes se obtendrán enteramente mediante una prospección anual de 20 toneladas y mediante el uso de palangre (50 % LL1 y 50 % LL2), se estimó en 3 405 toneladas (Tabla A6 y Figura A4).

Tabla A6: Estimaciones de límites de captura expresadas en toneladas basadas en muestreos con el método MCMC que satisfacen las reglas de control de la explotación de la CCRVMA, con i) una mediana de probabilidad de escape de la biomasa desovante al final del período de proyección de 35 años de al menos el 50 % de la mediana del nivel previo a la explotación ('Objetivo'); y ii) un riesgo de menos del 10 % de que la biomasa desovante descienda por debajo del 20 % de su mediana del nivel previo a la explotación en cualquier momento durante el período de proyección de 35 años ('Agotamiento').

Modelo	Límite de captura	Especie objetivo	Agotamiento
Evaluación 2015	3405	0,502	0,00

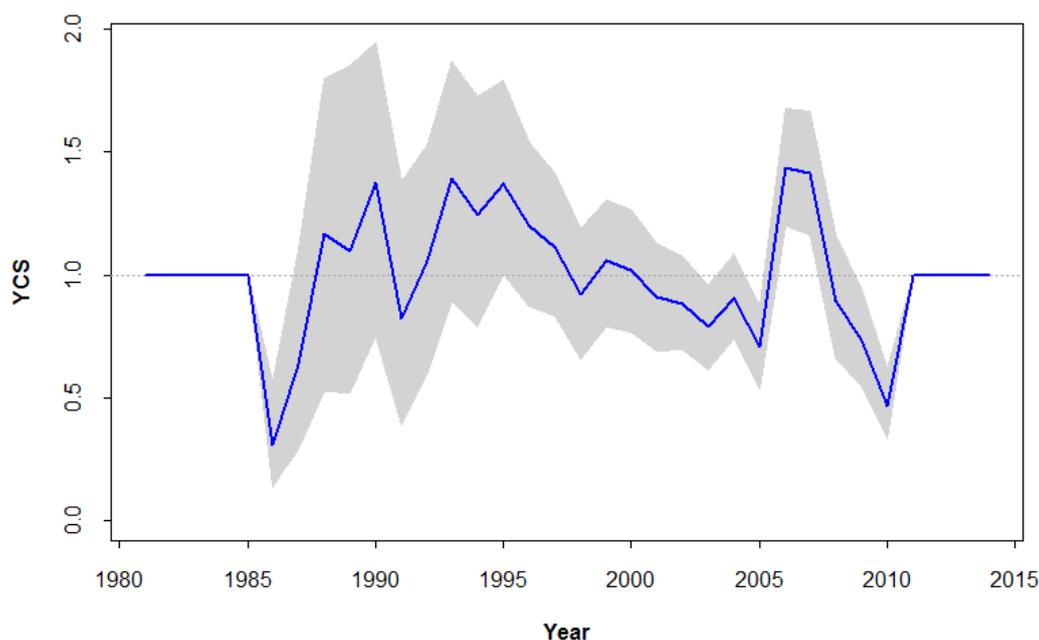


Figura A4: Estimaciones de la abundancia de las clases anuales (YCS) con límites de confianza del 95 % a partir de las muestras obtenidas con el método MCMC.

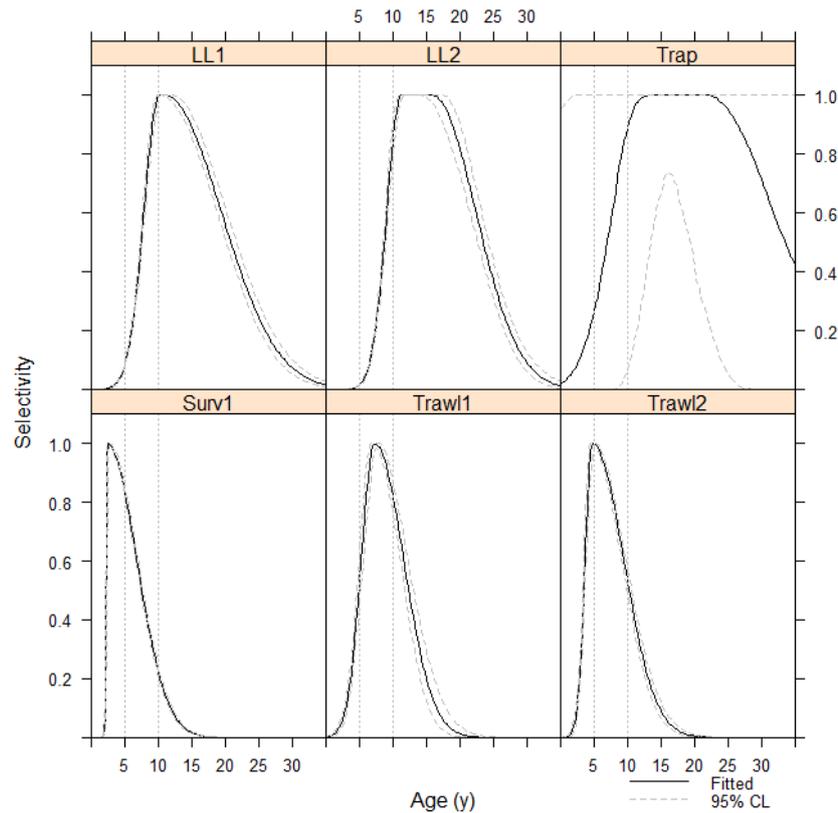


Figura A5: Funciones de selectividad estimadas para la pesca doble normal y doble normal achatada correspondientes a la prospección (Surv1) y a las subpesquerías comerciales, donde se indican límites de confianza del 95 % obtenidos de muestreos con el método MCMC. 'Trawl1' indica la pesca de arrastre desde 1997 hasta 2004 y 'Trawl2' indica la pesca de arrastre desde 2005 hasta 2015, mientras que 'LL1' y 'LL2' indican pesca con palangre en aguas de <1 500 m y >1 500 m de profundidad, respectivamente. Las líneas verticales de referencia muestran los 5 y los 10 años de edad.

Perfil de verosimilitud

A27. El perfil de verosimilitud se muestra en la Figura A6. La liberación de peces marcados realizada desde 2012 hasta 2014 indicó una elevada probabilidad de que el parámetro B_0 fuera de aprox. 85 000 toneladas, mientras que las realizadas desde 2013 indicaron una elevada probabilidad de que B_0 fuera de aprox. 65 000 toneladas. Los datos de abundancia de la prospección indicaron una elevada probabilidad de que B_0 estuviera por encima de las 100 000 toneladas. Las proporciones de captura por edad de la pesca de arrastre y de palangre, por lo general, sugirieron que las probabilidades de observar grandes niveles de B_0 eran elevadas.

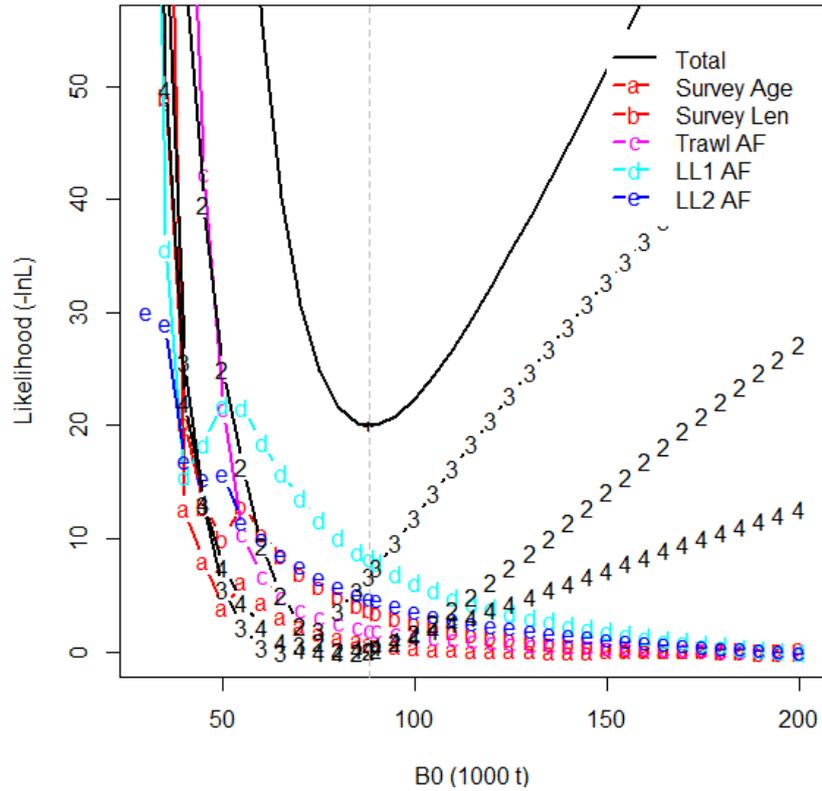
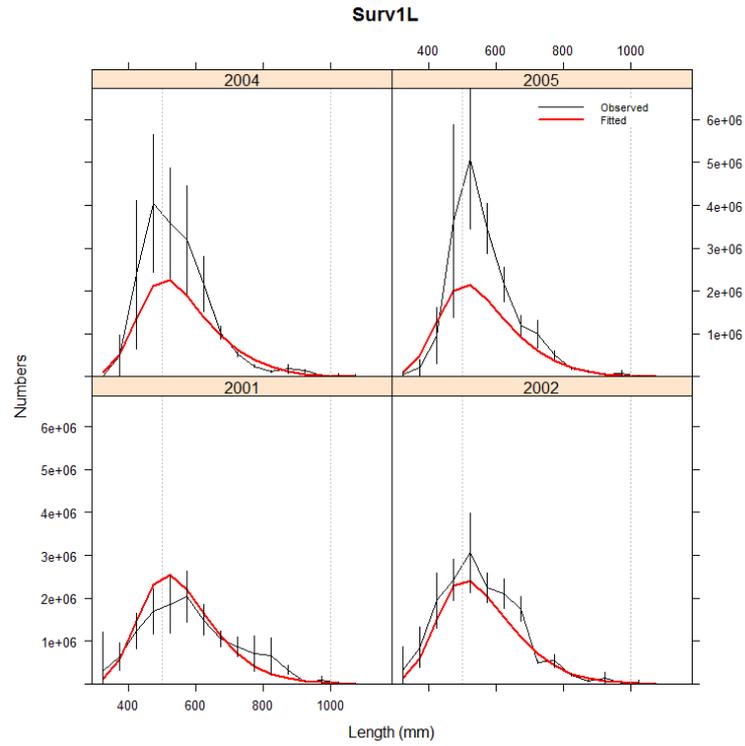


Figura A6: Perfiles de verosimilitud (verosimilitud logarítmica -2) para una gama de valores de B_0 . Para crear estos perfiles, se fijaron los valores de B_0 y solo se estimaron los parámetros restantes. La escala de los valores para cada conjunto de datos fue ajustada para que el mínimo fuese 0, y el valor de la función objetivo total fue ajustado a escala a un valor de 20. La línea gris punteada indica la estimación de MPD. Las líneas grises continuas indican la función del objetivo global y los intervalos de confianza del 95 % para ambos perfiles de verosimilitud. ‘2’ indica la liberación de peces marcados realizada en 2012, ‘3’ indica la liberación realizada en 2013 y ‘4’ indica la liberación realizada en 2014.

Ajustes del modelo

A28. Las Figuras A7 a A15 muestran el ajuste del modelo de MPD a las observaciones de la prospección, a los conjuntos de datos de las proporciones por edad para las subpesquerías comerciales y a la liberación de peces marcados de las subpesquerías de palangre.

a)



b)

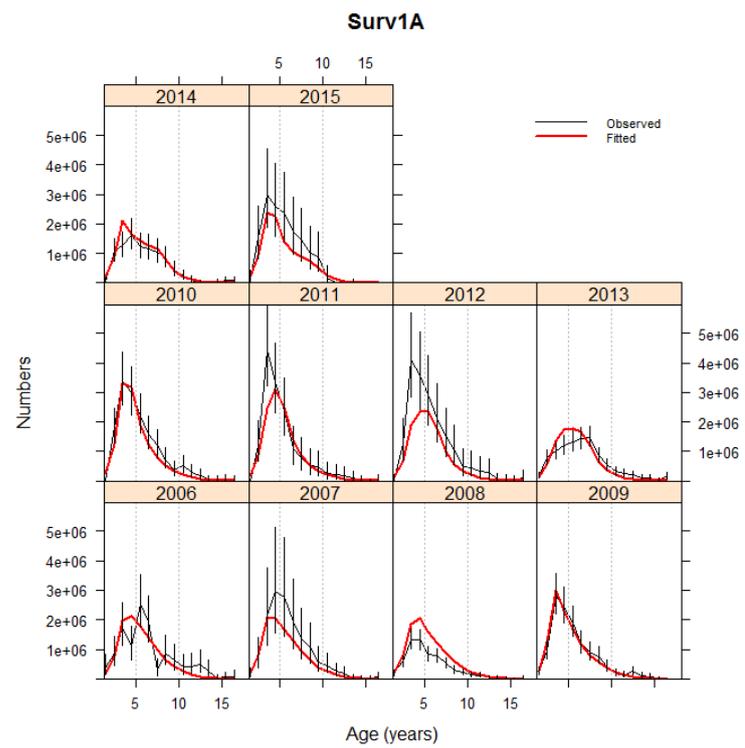


Figura A7: a) Abundancia por talla y b) abundancia por edad observadas (líneas negras con un IC del 95 % aprox.) y esperadas (líneas rojas) para la prospección. Nótese que algunos años no son consecutivos.

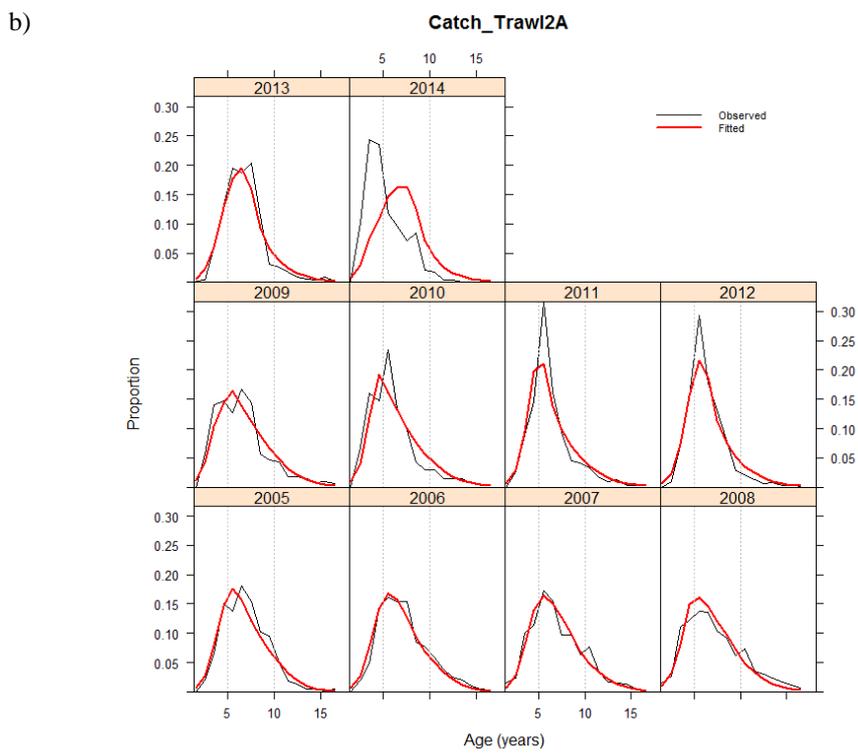
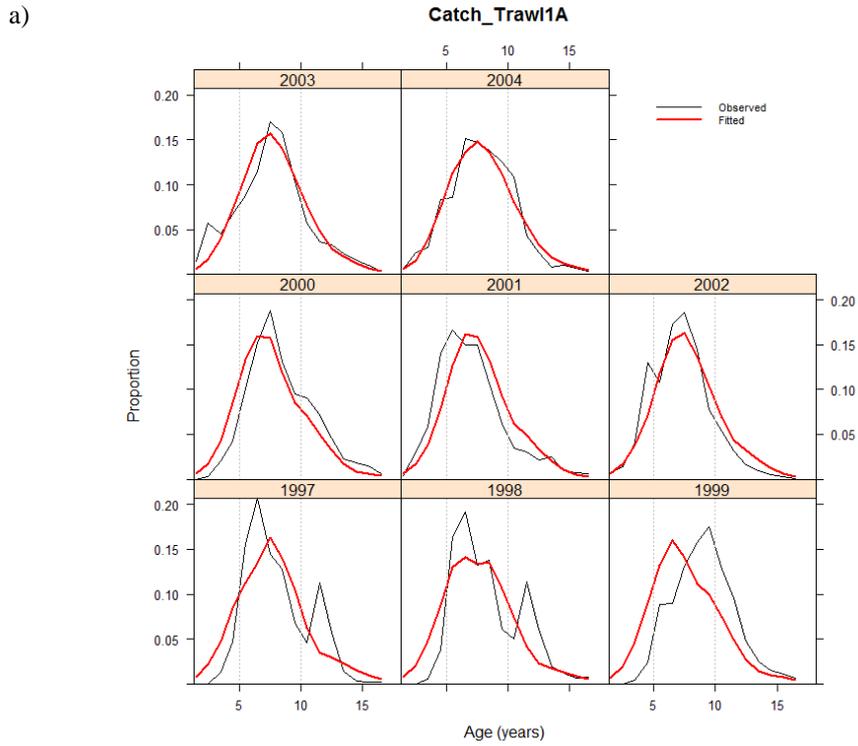
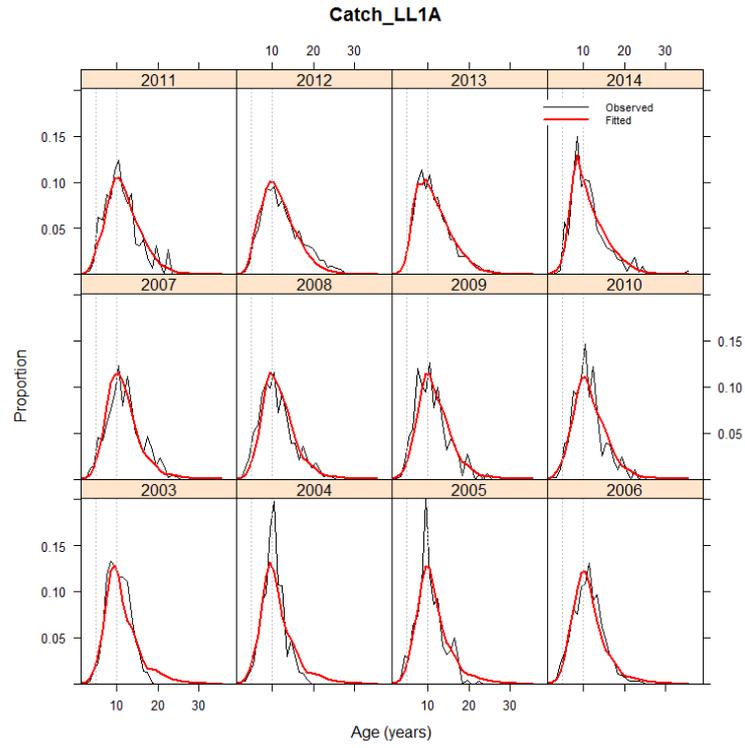


Figura A8: Proporciones por edad observadas (líneas negras) y esperadas (líneas rojas) para a) Trawl1 y b) Trawl2.

a)



b)

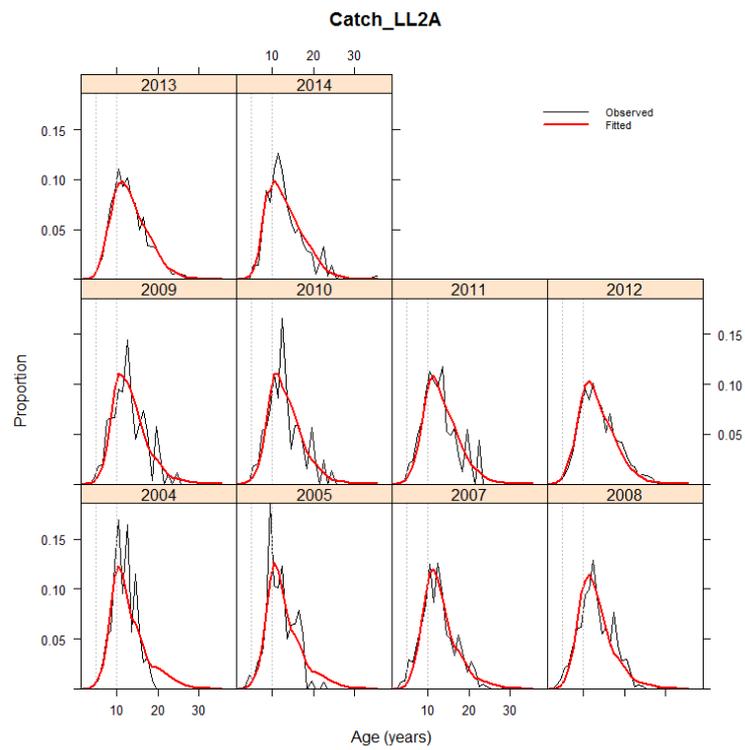


Figura A9: Proporciones por edad observadas (líneas negras) y esperadas (líneas rojas) para a) LL1 y b) LL2.

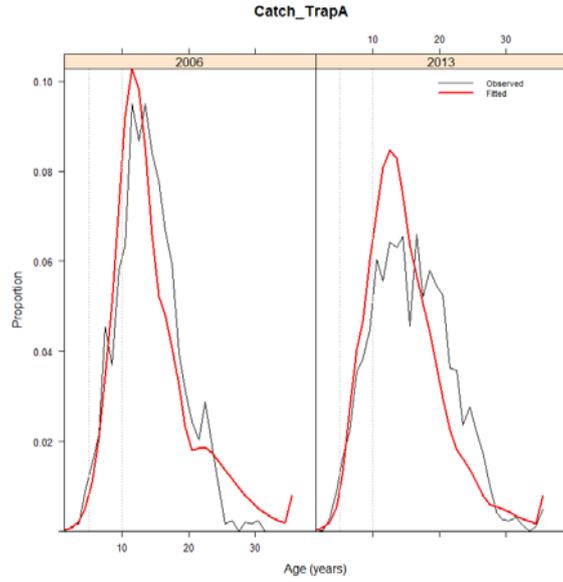


Figura A10: Proporciones por edad observadas (líneas negras) y esperadas (líneas rojas) para Trap. Nótese que los años no son consecutivos.

a)

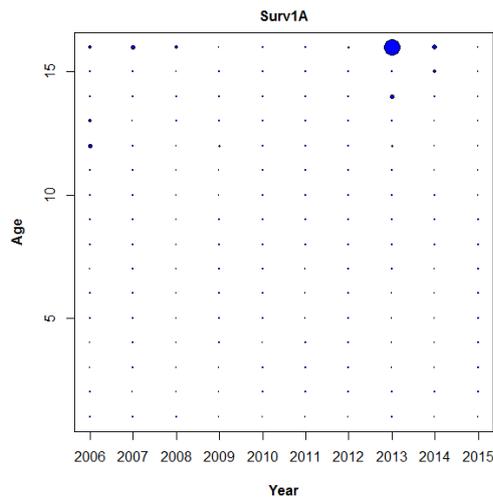


Figura A11: Valores residuales de los ajustes de MPD por edad y año de Pearson para a) la prospección, b) la pesca comercial de arrastre y c) las subpesquerías de palangre.

(continúa)

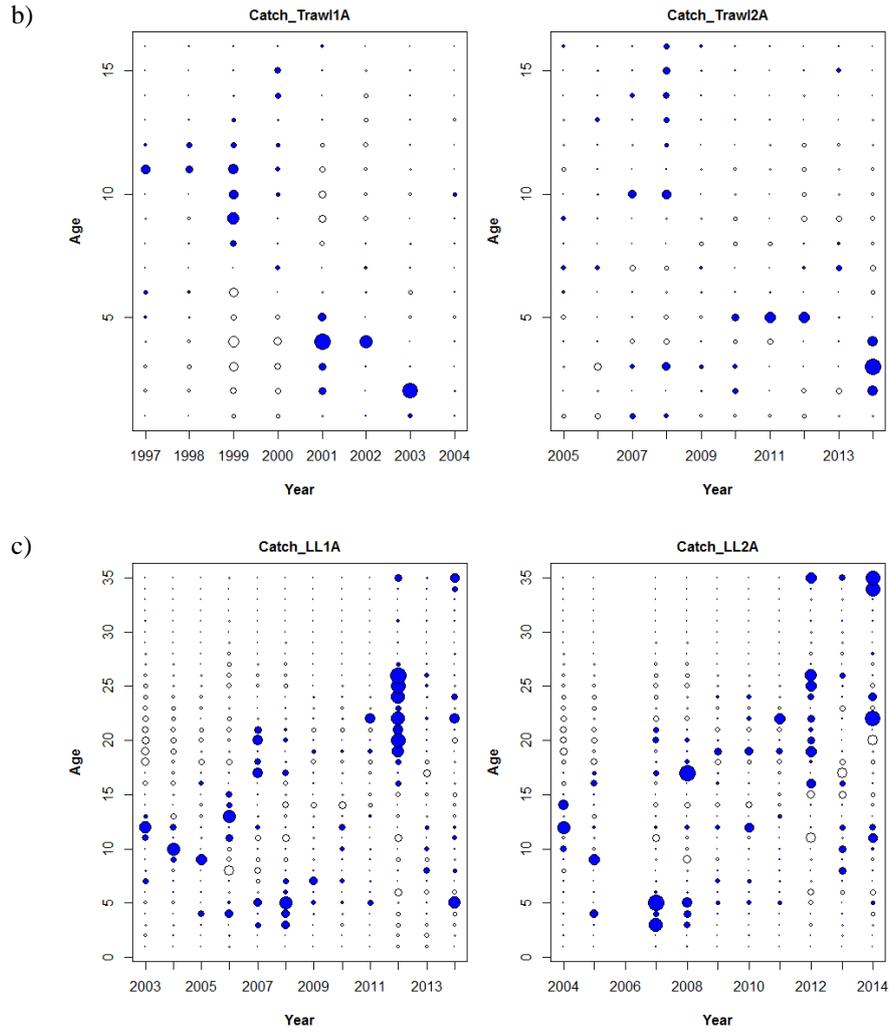


Figura A11 (continuación): Valores residuales de los ajustes de MPD por edad y año de Pearson para a) la prospección, b) la pesca comercial de arrastre y c) las subpesquerías de palangre.

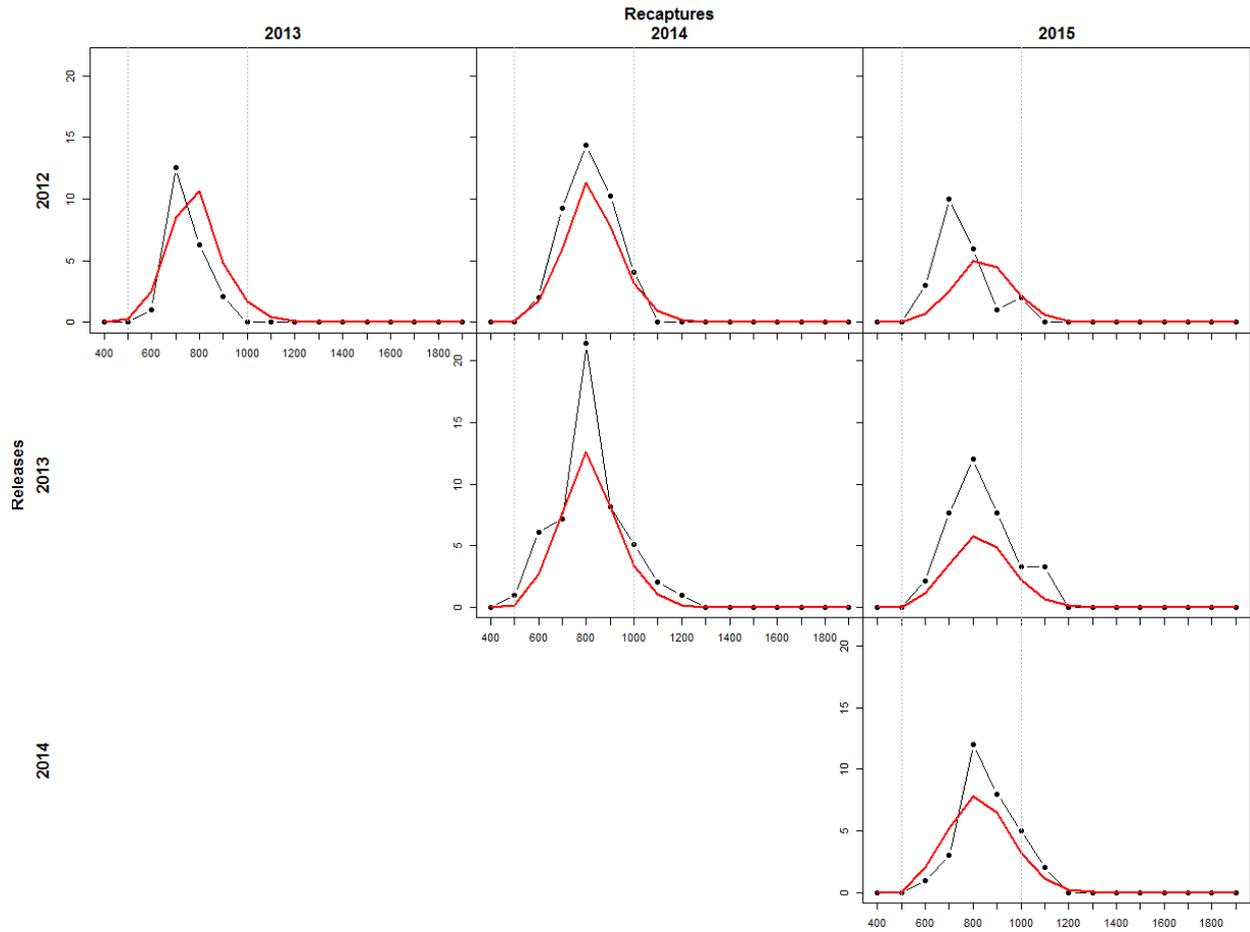


Figura A12: Recapturas de peces marcados observadas (líneas negras) y esperadas (líneas rojas) para ejemplares con una talla de 100 mm para la liberación de ejemplares marcados realizada en 2012–2014 y las recapturas realizadas en 2013–2015.

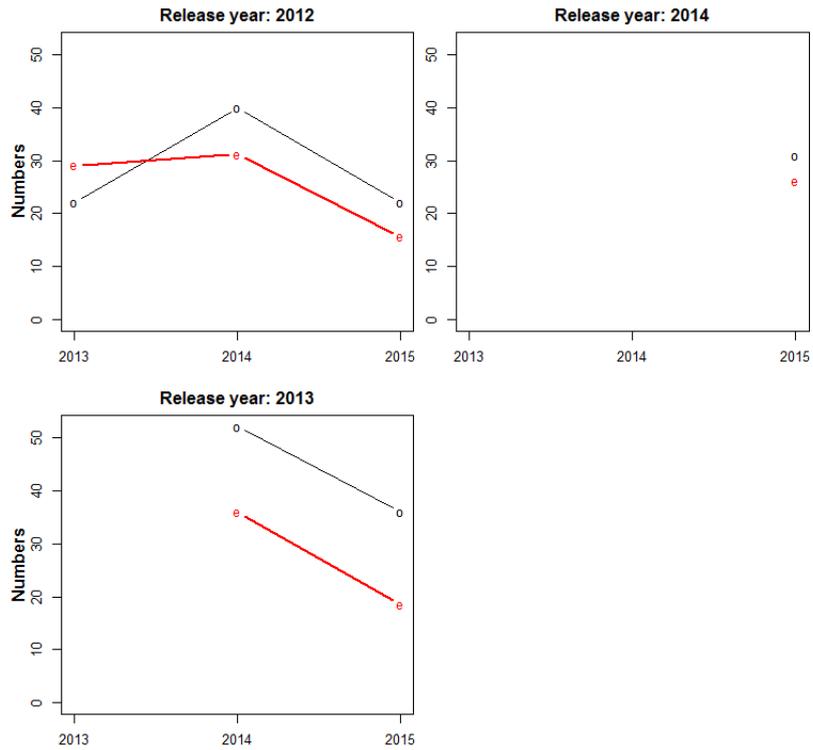


Figura A13: Recapturas de peces marcados observadas (líneas negras) y esperadas (líneas rojas) por año de recaptura para la liberación de ejemplares marcados realizada en 2012–2014 y las recapturas realizadas en 2013–2015.

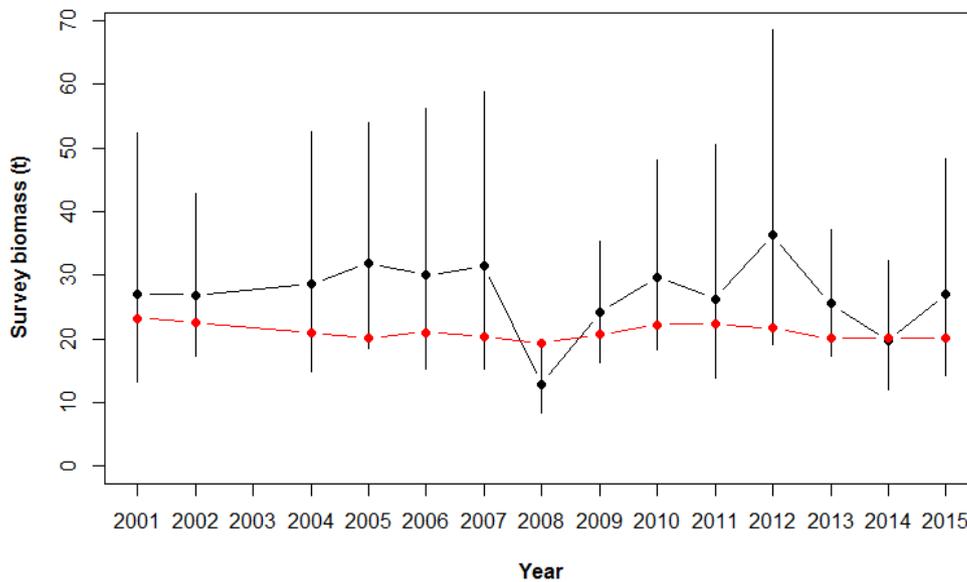


Figura A14: Biomasa de prospección calculada (con un IC del 95 %) de los números observados (negro) y esperados (rojo) de la prospección.

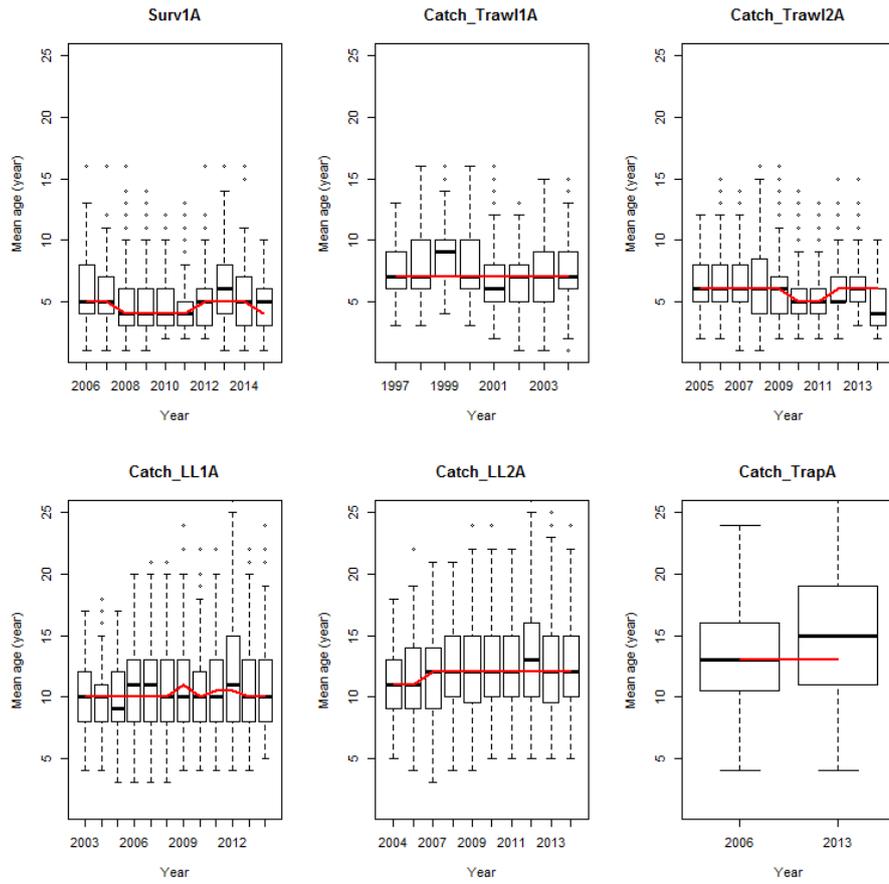


Figura A15: Gráficos de cajas y bigotes de la edad observada por subpesquería y de la mediana de edad esperada (línea roja).