

**Hacia una mejor comprensión del concepto de ordenación
en la CCRVMA**

publicado por
Karl-Hermann Kock

Mayo 2000

Prefacio

Desde la entrada en vigor de la Convención en 1982, la ordenación precautoria y ecosistémica de los recursos vivos marinos de la Antártida ha suscitado problemas complejos que el Comité Científico de la CCRVMA (Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos) ha tenido que resolver. Se han probado muchas iniciativas, y se ha alcanzado un progreso alentador en la ordenación teórica y práctica de las actividades humanas y de sus interacciones con especies marinas claves de la Antártida. Tales iniciativas han tomado en cuenta la incertidumbre en el campo científico y los factores políticos inherentes a la ordenación de una vasta área fuera del control jurisdiccional de los Estados soberanos.

La búsqueda de un equilibrio entre la conveniencia política y la incertidumbre de la información científica representa un desafío permanente para muchas organizaciones pesqueras en la actualidad. En este sentido, el Comité Científico de la CCRVMA mantiene un canal abierto de comunicación con el órgano decisorio, la Comisión. El libro *Hacia una mejor comprensión del concepto de ordenación en la CCRVMA* fue concebido para explicar cómo se deriva el asesoramiento científico, contribuyendo a la transparencia del trabajo del Comité Científico y a la divulgación detallada de sus actividades.

En mi calidad de Presidente del Comité Científico, agradezco a mi predecesor y precursor de esta publicación, Dr. Karl-Hermann Kock. El Dr. Kock demostró una energía y paciencia extraordinarias al aunar los esfuerzos de la comunidad científica de la CCRVMA y explicar la forma como el Comité Científico deriva su asesoramiento. Por lo tanto, todos los contribuyentes a esta publicación comparten por igual la responsabilidad por la producción de este documento.

Los contribuyentes agradecen sinceramente al Prof. Guy Duhamel, a los Dres. Robert Hoffman, Taro Ichii, Steve Nicol y Volker Siegel por sus aportes al manuscrito. También se aprecia el trabajo de la Sra. Vivienne Mawson, editora científica nombrada por el Consejo Editorial.

Este documento está dedicado al desarrollo y ordenación visionarios de los recursos vivos marinos antárticos.

Dr. Denzil Miller
Presidente del Comité Científico
Hobart, Australia
Octubre 1999

Colaboradores

Dr. D.J. Agnew, Renewable Resources Assessment Group, Imperial College of Science and Technology, 8 Princes Gardens, London SW7 1NA, United Kingdom

Dr. I. Boyd, British Antarctic Survey, High Cross, Madingley Road, Cambridge CB3 0ET, United Kingdom

Prof. D.S. Butterworth, Department of Mathematics and Applied Mathematics, University of Cape Town, Rondebosch 7701, South Africa

Prof. J.P. Croxall, British Antarctic Survey, High Cross, Madingley Road, Cambridge CB3 0ET, United Kingdom

Dr. W.K. de la Mare, Australian Antarctic Division, Channel Highway, Kingston, Tasmania 7050, Australia (until 1998)

Dr. I. Everson, British Antarctic Survey, High Cross, Madingley Road, Cambridge CB3 0ET, United Kingdom

Dr. K.-H. Kock, Institut für Seefischerei, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Palmaille 9, D-22767 Hamburg, Germany

Prof. M. Mangel, Department of Environmental Studies, University of California, Santa Cruz, Ca. 95064, United States of America

Dr. D.G.M. Miller, Marine and Coastal Management, Private Bag X2, Rogge Bay 8012, South Africa

Sra. R. Thomson, Division of Fisheries, CSIRO, GPO Box 1538, Hobart, Tasmania 7001, Australia

Indice

Resumen	(iii)
1. Introducción	1
1.1 Conocimientos básicos sobre el océano Austral (K.-H. Kock)	1
1.2 Antecedentes históricos de la explotación del océano Austral (K.-H. Kock)	1
2. La Convención sobre la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA) y su labor de ordenación	9
2.1 La Convención sobre la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (K.-H. Kock)	9
2.2 Tareas de ordenación de la CCRVMA y definición de sus objetivos operacionales (W.K. de la Mare)	11
3. Estrategia de ordenación de la CCRVMA	13
3.1 Investigación científica – Recopilación de datos para las evaluaciones	13
i) Datos de captura y esfuerzo pesquero (D.J. Agnew, K.-H. Kock)	14
ii) Sistema de Observación Científica Internacional de la CCRVMA (K.-H. Kock)	15
iii) Estimación de la abundancia a partir de prospecciones independientes de las pesquerías (I. Everson)	15
iv) Información biológica (W.K. de la Mare)	17
v) Seguimiento de las especies dependientes (D.J. Agnew)	18
vi) Localidades de seguimiento (D.J. Agnew)	19
3.2 Evolución del proceso de ordenación en las pesquerías actuales	20
i) Los primeros años – Enfoques tradicionales de la década de 1980 (W.K. de la Mare)	20
ii) Enfoques actuales – Elaboración de modelos estadísticos	21
a) Kril (D.S. Butterworth)	21
b) Peces (W.K. de la Mare)	24
c) Relaciones funcionales entre el kril y sus depredadores (R. Thomson, M. Mangel, D.J. Agnew)	25
d) Otras relaciones depredador-presa (I. Everson)	29
iii) Criterios que regulan la toma de decisiones (W.K. de la Mare)	29
iv) Los modelos estratégicos como bases científicas para la elaboración de estrategias de ordenación (W.K. de la Mare)	30

3.3	La aplicación directa del enfoque ecosistémico – Mortalidad incidental de aves marinas y efectos de la pesca en el medio ambiente	31
i)	Mortalidad incidental de aves marinas en las pesquerías, en particular las pesquerías de palangre (J.P. Croxall)	31
ii)	Enredos de mamíferos marinos en los desechos marinos (J.P. Croxall)	34
iii)	Efectos de la pesca en el lecho marino (K.-H. Kock)	35
3.4	Aplicación del enfoque precautorio – Protección de las especies secundarias en las pesquerías de arrastre (K.-H. Kock)	35
i)	Arrastres de fondo (K.-H. Kock)	35
ii)	Arrastres pelágicos de kril (K.-H. Kock)	36
3.5	Aplicación del enfoque de precaución – Pesquerías nuevas y exploratorias (D.G.M. Miller, W.K. de la Mare)	36
4.	Conclusión	37
 Anexos		
I	Breve descripción de las principales especies explotadas en el océano Austral (K.-H. Kock)	38
II	Breve descripción de las especies estudiadas en el Programa de la CCRVMA de Seguimiento del Ecosistema (J.P. Croxall, I. Boyd)	49
III	Referencias adicionales (K.-H. Kock, J.P. Croxall)	56
Figuras		59

Resumen

La Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA) ha encabezado el desarrollo de lo que se conoce como 'enfoque ecosistémico' en la ordenación de pesquerías. Este tipo de enfoque no sólo se concentra en las especies capturadas sino que vela porque se eviten situaciones adversas para las especies dependientes y afines producidas por las actividades de pesca. La tarea de la CCRVMA es elaborar enfoques de ordenación para evaluar el estado del ecosistema. En la aplicación del enfoque ecosistémico la CCRVMA se ha enfrentado a la dificultad de describir la complejidad de los ecosistemas marinos en su totalidad suponiendo que el sistema está dominado por el conjunto de las especies superiores de la cadena alimenticia. Este documento describe la posición del Comité Científico, 17 años después de la entrada en vigor de la Convención en 1982.

En primer lugar se interpretaron los objetivos de la Convención descritos en el artículo II como hipótesis científicas significativas. Se encontró que el enfoque precautorio en la ordenación era el más apropiado para guiar todas las actividades de la CCRVMA hacia la reglamentación de los recursos explotables, dada la gran incertidumbre asociada con los datos recopilados en vastas zonas de las cuales el conocimiento es casi nulo, y la complejidad de los sistemas marinos. En este momento, además del problema fundamental de elaborar estrategias de explotación para un conjunto de especies marinas, la CCRVMA se enfrenta también a problemas tales como la mortalidad incidental de aves marinas durante las operaciones de pesca (en particular la pesca de palangre), el enredo de animales en los desechos marinos, y el efecto de la pesca en el lecho marino.

La CCRVMA tiene varias estrategias para regular la explotación del océano Austral. Además de la recopilación de datos para estudiar en detalle el desarrollo de los stocks explotados y de las pesquerías nuevas, la CCRVMA elabora modelos para tratar específicamente con ambigüedades en la recopilación de datos. La CCRVMA se vale de cinco fuentes principales de información para la recopilación de datos: datos de captura y esfuerzo de las pesquerías; información biológica y datos sobre la pesca secundaria de peces en las pesquerías comerciales; datos sobre la captura incidental de aves y mamíferos marinos durante las operaciones de pesca comerciales recopilados por observadores nacionales e internacionales; información biológica recopilada durante prospecciones científicas y otras independientes de la pesquería; e información biológica sobre el kril y especies dependientes recopilada como parte del programa de seguimiento del ecosistema de la CCRVMA.

Se han elaborado varios modelos, algunos de los cuales continúan perfeccionándose. El 'modelo de rendimiento del kril' fue elaborado para calcular los límites precautorios de los rendimientos anuales (multiplicando el valor estimado de la biomasa de kril por un factor que actualmente es de 0,116 para tomar en cuenta la incertidumbre en los datos). Un enfoque muy similar es el modelo de rendimiento general que se ha aplicado a las pesquerías de peces para tomar en cuenta el hecho de que la CCRVMA carece de las series cronológicas de datos de captura, esfuerzo, talla y edad que normalmente están disponibles para muchos otros organismos pesqueros. También se está avanzando en la elaboración de modelos de las relaciones funcionales entre el kril y sus depredadores. En primer lugar, se creó el modelo de 'período y distancia críticos', pero se espera en el futuro cercano contar con modelos más complejos.

Se han desarrollado criterios decisorios para analizar científicamente la información. Se están elaborando los criterios que especifican el conjunto de decisiones para instaurar, eliminar o cambiar las medidas de ordenación, a partir de los resultados de las evaluaciones de un recurso explotado. Hasta ahora estos criterios han sido aplicados a las capturas en las pesquerías de kril y de bacalao de profundidad.

Los pasos mencionados forman parte de lo que se llama ‘enfoque de múltiples especies’. El uso de este enfoque por la CCRVMA es innovador, de manera que otras convenciones pesqueras tienen muy poca experiencia en este tipo de evaluaciones. Como primer paso en la elaboración de una estrategia de recolección sostenible para el kril se elaboró el modelo descrito anteriormente sobre el rendimiento potencial de kril. Después se amplió este modelo para considerar las necesidades de los depredadores de kril y se escogieron las estimaciones de los parámetros apropiados para el modelo. Queda definir por último las relaciones funcionales. Lamentablemente, aún no se ha podido probar el modelo en su totalidad debido a la falta de conjuntos integrados de datos. No obstante, varios subconjuntos de datos disponibles permitirán verificar varios aspectos del modelo.

Dada la complejidad y dinámica del océano Austral, la CCRVMA aún está muy lejos de lograr su objetivo principal, la ordenación de pesquerías basada en el ecosistema. No obstante, en su corta historia la CCRVMA ha logrado desarrollar un enfoque integrado para la ordenación de pesquerías y, en muchos aspectos ha asumido el liderazgo en el desarrollo de este tipo de enfoques.

1. Introducción

1.1 Reseña sobre el océano Austral

El continente antártico está rodeado de un inmenso, continuo y dinámico volumen de agua, el océano Austral, cuya superficie representa el 15% de la superficie total de los océanos del mundo. Su límite norte - que presenta características muy particulares tanto en el aspecto físico como biológico - es la Zona de la Convergencia Antártica, o Frente Polar Antártico. En esta zona, las aguas frías y menos salinas que fluyen hacia el norte desde la Antártida se encuentran con las aguas subantárticas más tibias que fluyen hacia el sur desde los océanos Atlántico, Indico y Pacífico. Aquellas aguas que rodean las islas situadas en el frente polar antártico, o cerca de él (islas Macquarie, Kerguelén, Crozet y Príncipe Eduardo), se consideran en general parte del océano Austral.

El océano Austral está constituido por varias cuencas profundas separadas entre sí por tres grandes cordilleras mediooceánicas: la cordillera de Macquarie situada al sur de Nueva Zelanda y Tasmania; la cordillera de Kerguelén–Gaussberg situada alrededor de los 80°E y la cordillera de Escocia, o el arco de Escocia, que se extiende en dirección este en forma de arco desde la plataforma sur de la Patagonia hasta las islas Shetland del Sur y la Península Antártica. La plataforma continental es angosta, excepto en algunas partes de los mares de Weddell, Ross, Amundsen y Bellingshausen, y sólo representa entre un 3 y un 5% del área total del océano Austral.

Las características dominantes del océano Austral son: la Corriente Occidental de Deriva, es decir, la corriente circumpolar antártica que fluye de oeste a este en el norte, y la Corriente Oriental de Deriva, que va hacia el oeste cerca del continente antártico y se divide en una serie de giros y remolinos en el sentido de las agujas del reloj, como por ejemplo, el giro del mar de Weddell.

Se pueden distinguir tres zonas de importancia ecológica en el océano Austral: la **Zona sin hielo** situada entre el Frente Polar y el límite norte del campo de hielo en invierno; la zona intermedia **del campo de hielo estacional** situada entre los límites septentrionales del campo de hielo en invierno-primavera y en verano-otoño. La **Zona Antártica de Alta Latitud**, o zona de hielo permanente, es adyacente al continente antártico. La más productiva de las tres es la zona del campo de hielo estacional donde predomina el kril (*Euphausia superba*), organismo planctónico que constituye la dieta básica de numerosos cetáceos, focas, aves y peces (figura 1). Tradicionalmente se ha considerado sencilla la cadena alimentaria antártica, no obstante, durante el transcurso de la última década se ha logrado reconocer la complejidad de los procesos demográficos del kril ocurren a nivel de cuenca oceánica sobre los que influyen fuertemente factores abióticos que ocurren en gran escala (por ejemplo, la cubierta de hielo y los giros marinos).

1.2 Antecedentes históricos de la explotación del océano Austral

La explotación del océano Austral comenzó hace unos 200 años, en el siglo XVIII con la caza del lobo fino que llegó a producir el casi exterminio de sus poblaciones. En el siglo XIX comienza la caza del elefante marino, de la ballena franca (*Eubalaena australis*) y de algunas especies de pingüinos subantárticos. La caza del rorcual aliblanco y del cachalote comienza

en el siglo XX; en esta época se realiza una explotación limitada de elefantes marinos macho. Se lleva a cabo además la caza exploratoria de focas del campo de hielo y comienza la pesca de peces y de kril. En los últimos años se inicia la pesca exploratoria de centollas y calamares.

Lobos finos antárticos y subantárticos

Alrededor del año 1790 se desata una persecución indiscriminada de lobos finos antárticos y subantárticos (*Arctocephalus gazella*, *A. tropicalis*) en las islas subantárticas, desencadenada por la industria peletera. Otras especies de lobos finos del hemisferio sur, como el lobo fino de Nueva Zelanda (*A. forsteri*), y el de Juan Fernández (*A. philippii*) también sufrieron persecución. Esta alcanzó su nivel máximo en 1800/01 (110 000 pieles en Georgia del Sur solamente). Para el año 1822 ya se han cazado por lo menos 1,2 millones de lobos finos en Georgia del Sur, lo que prácticamente ocasiona el exterminio de la población. Esta situación se repite en otras islas subantárticas como las Príncipe Eduardo, Crozet, Kerguelén y Macquarie. En 1819/20 se comienza a explotar las islas Shetland del Sur. Un año después se alcanza el nivel máximo de captura (250 000 pieles). Las poblaciones más pequeñas de islas Orcadas del Sur y Sandwich del Sur también sufren una disminución muy marcada durante ese mismo período.

En 1825 la mayoría de las poblaciones de lobos finos antárticos y subantárticos se encuentran al borde de la extinción. En los años subsiguientes la caza del lobo fino se realiza en forma intermitente, cada vez que se detecta una recuperación de las poblaciones, y continúa hasta principios de este siglo. Ninguna de estas dos especies ha sido objeto de una explotación comercial desde entonces.

La población de lobos finos de Georgia del Sur comienza a recuperarse rápidamente a partir de 1940. En la actualidad el número de lobos finos se estima en más de 2 millones, cifra quizás mayor que antes de su explotación. En las islas Shetland del Sur, Orcadas del Sur, Sandwich del Sur, Bouvet, Marion, Kerguelén, Heard, McDonald y Macquarie existen poblaciones mucho menos numerosas que oscilan entre varios cientos y decenas de miles de animales. Todas las poblaciones están aumentando, algunas de ellas rápidamente. Se cree que las poblaciones de lobos finos del sector del océano Atlántico provienen de Georgia del Sur la cual alberga actualmente alrededor del 95% de la población mundial.

Elefante marino austral

La caza del elefante marino del sur se inicia al final del siglo XVIII, cuando la explotación del lobo fino disminuyó rápidamente. El elefante marino se persiguió por su aceite, con el objeto de complementar la explotación ballenera, particularmente durante el siglo veinte.

Los foqueros concentran sus actividades en las grandes colonias reproductoras de las islas Georgia del Sur, Kerguelén, Heard, McDonald y Macquarie. La caza no reglamentada cesa casi en todas partes en las primeras dos décadas del siglo XX. No se sabe a ciencia cierta cuántos elefantes marinos fueron exterminados, pero suponiendo que las poblaciones iniciales eran de 600 000 a 750 000 animales, es probable que la explotación excediera el millón de

ejemplares de ambos sexos. Desde 1909 a 1964 se realiza una explotación controlada de elefantes marinos macho en Georgia del Sur y lo mismo ocurre en las islas Kerguelén desde 1958 a 1961.

El tamaño de la población del elefante marino austral en el océano Atlántico parece no haber cambiado en los últimos 40 años; con una oscilación en torno a los 400 000 animales, 350 000 de los cuales habitan la región de Georgia del Sur. Las poblaciones reproductoras del océano Índico se consideraron recuperadas de la explotación en el año 1950, pero desde entonces todas las poblaciones reproductoras han experimentado un descenso considerable a un ritmo de 1,9 a 5,7% anual. Las poblaciones reproductoras de isla Marion han disminuido en más de un 80% desde 1951. No obstante, hay indicaciones de que la población reproductora de Kerguelén (en las islas Príncipe Eduardo, Crozet, Kerguelén y Heard) se estabilizó en 1990 con 189 000 ejemplares. Sólo en la Península Courbet (en las islas Kerguelén), habitaban 143 000 animales. La población de isla Macquarie ha disminuido en un 57% desde 1949 y ahora cuenta con 78 000 ejemplares, 99% de los cuales viven en isla Macquarie.

Se han propuesto varias causas para explicar los descensos experimentados por las poblaciones de elefantes marinos del sur, entre ellas la explotación excesiva de los recursos que forman parte de su dieta. No obstante, aún no existe ninguna prueba de que la pesca realizada en aguas antárticas haya contribuido a esta disminución.

Otras especies de fócidos

La foca cangrejera (*Lobodon carcinophagus*), la foca de Weddell (*Leptonychotes weddellii*), la foca leopardo (*Hydrurga leptonyx*) y la foca de Ross (*Ommatophoca rossii*) fueron explotadas en pequeñas cantidades y en forma continua para alimentar los perros de tiro. También se explotaron en forma más irregular durante la caza exploratoria de la foca en el campo de hielo, como ocurrió de 1892 a 1894 (32 558 animales en la región de la Península Antártica), en 1963/64 (861 animales en la región de la isla Orcadas del Sur), y en 1986/87 (4 802 animales en la región occidental del océano Pacífico). Existen pocas probabilidades que las 39 000 focas que se cazaron durante las operaciones realizadas entre 1892 y 1987 y las 9 200 que se utilizaron para alimentar a los perros entre 1964 y 1985 (todas las cuales se cazaron en una extensa área geográfica) hayan afectado negativamente a las especies de focas del campo de hielo. Las estimaciones actuales del tamaño de las poblaciones son: foca cangrejera, 11-12 millones; foca de Weddell, 900 000; foca leopardo, 350 000; y foca de Ross, 130 000.

La caza de focas del campo de hielo así como la de otras especies que se desarrolle en el océano Austral, al sur de los 60°S, está sujeta al reglamento de la Convención para la Conservación de las Focas Antárticas (CCAS), que entró en vigor en 1978. La explotación comercial de lobos finos, elefantes marinos y focas de Ross está prohibida. Si bien existen cuotas de captura para la foca cangrejera (175 000), la foca de Weddell (12 000) y la foca leopardo (5 000), estas especies no han sido explotadas en los últimos años.

Cetáceos

Las siete especies o subespecies de rorcuales aliblanco (Mysticeti) que se encuentran al sur del Frente Polar Antártico han sido explotadas intensamente. El único cetáceo dentado que se explota con regularidad ha sido el cachalote (*Physeter macrocephalus*). En el caso de la orca (*Orcinus orca*) y el gran calderón austral (*Hyperoodon planifrons*), la caza fue irregular y en pequeñas cantidades.

La caza comercial de cetáceos en la Antártida comenzó en diciembre de 1904 en Grytviken, Georgia del Sur, y en menos de diez años se extendió a las islas situadas más al sur en el Arco de Escocia, y a las islas Kerguelén. La ballena jorobada que habita las zonas más costeras (*Megaptera novaeangliae*) fue el primer objetivo de la caza, seguida por la ballena azul (*Balaenoptera musculus*).

Hasta principios de la década de 1920, el procesamiento de las ballenas capturadas se hacía en tierra, en las estaciones costeras o bien en buques factoría anclados en fiordos y bahías protegidas de las inclemencias del tiempo. A partir de 1925, cuando se instalan rampas de deslizamiento a los barcos, la caza de ballenas se convirtió en una actividad de altura, es decir, pelágica, quedando fuera del alcance de jurisdicciones nacionales. Las operaciones pelágicas con barcos balleneros nodriza se convirtieron en la forma de caza más común y el número de estos barcos creció rápidamente.

La captura de ballenas alcanzó niveles máximos en 1930/31 (40 000 animales) y luego en 1937/38 (45 000 animales). El rorcual común (*B. physalus*) reemplazó a la ballena azul como especie principal. En la década de 1950, cuando se produjeron los primeros descensos importantes en la captura de ballenas, el rorcual del norte (*B. borealis*) y el cachalote constituyeron la mayoría de las capturas. El rorcual aliblanco (*B. acutorostrata*) no fue explotado en grandes cantidades antes de 1971, pero se convirtió en la especie objetivo hasta 1986/87. Las primeras medidas de conservación para proteger las poblaciones de cetáceos fueron introducidas en 1930 bajo el auspicio de la Liga de las Naciones. Estas prohibieron la caza de ballenas francas que habían sido diezmadas por los cazadores en el siglo XIX, en sus zonas de reproducción frente a Sudamérica, Sudáfrica y Australia. En el año 1946 se firmó la Convención Internacional para la Reglamentación de la Caza de la Ballena (ICRW) en la que se establecía la Comisión Ballenera Internacional (IWC), órgano responsable de la reglamentación de la caza de las ballenas. En 1963 se concedió protección a la ballena jorobada y en 1964 a la ballena azul. El cambio del objetivo hacia la caza de rorcuales aliblanco se debió a la reducción en las cuotas de extracción permitidas para otras especies en la década de 1970. En 1979, la IWC estableció el Santuario Ballenero del océano Índico que comprende el océano Índico en su totalidad, incluidas las aguas septentrionales del sector Índico del océano Austral hasta los 55°S.

En 1982, la IWC declaró una moratoria a la caza de ballenas; ésta entró en vigor en la temporada 1986/87. Desde esa época los barcos japoneses que operan bajo una licencia de investigación científica emitida por el gobierno de Japón han capturado entre 300 y 440 rorcuales aliblanco anualmente. La moratoria de la caza comercial de ballenas será revisada una vez que la IWC finalice una evaluación exhaustiva que está realizando con respecto a los stocks de ballenas del océano Austral y los efectos que la moratoria ha tenido en los mismos. Este asesoramiento está actualmente en marcha.

En 1994, la IWC declaró un santuario ballenero en el océano Austral al sur del paralelo 40°S (excepto la zona del sureste del Pacífico-suroeste del Atlántico al sur de los 60°S). La caza comercial de ballenas y cualquier actividad en tierra o en el mar relacionadas con dicha caza están prohibidas en este santuario. Esta prohibición será revisada en 2004. Japón se opuso al establecimiento del “Santuario del océano Austral” y por lo tanto no está sujeto a esta decisión de la IWC.

La captura total de ballenas registrada en la Antártida desde 1904 hasta la adopción de la moratoria fue de 1,5 millones de animales. Las estadísticas de captura están siendo revisadas por la IWC. Parte de esta captura, en particular la de cachalotes, ballenas azul pigmeas y rorcuales nortños, se extrajo al norte del Frente Polar Antártico durante las décadas de los sesenta y setenta. No obstante, cabe suponer que antes de que comenzara la caza de ballenas en la Antártida, alrededor de 1–1,5 millones de ballenas podrían haberse desplazado a través del Frente Polar antártico cada año en el período verano-otoño austral. A excepción del rorcual aliblanco y probablemente de la orca y el gran calderón austral, el total de todas las especies disminuyó marcadamente debido a la caza, y en la actualidad sólo existen en pequeñas fracciones de sus números iniciales.

Aves

Durante los siglos XVIII y XIX, el pingüino real (*Aptenodytes patagonicus*) y algunas especies de pingüinos con penacho (*Eudyptes* sp.) fueron explotados paralelamente a la caza de focas en algunas islas subantárticas como Georgia del Sur, Heard y Macquarie, principalmente por su aceite, como fuente de alimento y combustible. Pero desde entonces, el número de pingüinos reales ha aumentado rápidamente en todas las colonias de reproducción, registrándose aumentos anuales entre 8 y 12% en la mayoría de las islas subantárticas desde la década del sesenta. Las poblaciones más abundantes se encuentran en las islas Crozet (700 000 parejas), en Georgia del Sur (400 000 parejas) y en isla Macquarie (110 000 parejas).

Los datos disponibles sobre los cambios en las poblaciones del pingüino de penacho son anecdóticos, pero parecen indicar que por lo menos en Georgia del Sur ha habido un aumento. A fines de la década del setenta, la población del pingüino macaroni (*Eudyptes chrysolophus*) en Georgia del Sur disminuyó casi a la mitad durante un período de cinco años, luego se estabilizó hasta 1994, para luego disminuir otro 30% en los dos años subsiguientes.

Los foqueros y balleneros se dedicaron hasta la década de 1950 a la cosecha de huevos de varias especies de pingüinos entre las cuales se cuentan las especies netamente antárticas como los pingüinos de barbijo (*Pygoscelis antarctica*) y adelia (*P. adeliae*), los albatros (albatros errante *Diomedea exulans*; albatros de ceja negra *Diomedea melanophrys*). Se desconocen los efectos que esto haya podido tener en las poblaciones de aves

Peces

A pesar de que los primeros planes para la explotación de los recursos ícticos del océano Austral se remontan a los albores de las operaciones balleneras realizadas en Georgia del Sur

en 1906, la explotación de peces en gran escala no comenzó hasta 1969/70 alrededor de Georgia del Sur y 1970/71 alrededor de las islas Kerguelén. Después de 1977/78 la pesquería se expandió a las zonas más australes, como las islas Orcadas del Sur. Estas zonas resultaron muy productivas durante unos pocos años solamente y a principios de la década de 1980 las capturas disminuyeron rápidamente. En esta época comienza la pesca exploratoria frente a las costas del continente antártico, pero nunca superó esa fase. Hasta mediados del ochenta la pesquería se realizó sólo con redes de arrastre.

Las especies objetivo de las pesquerías de arrastre son, o han sido, la nototenia jaspeada (*Notothenia rossii*), el draco rayado (*Champscephalus gunnari*), la trama gris (*Lepidonotothen* (= *Notothenia*) *squamifrons*), la trama patagónica (*Patagonotothen* (= *Notothenia*) *guntheri*), la linternilla subantártica (consignada indiscriminadamente como *Electrona carlsbergi*) y el draco espinudo (*Chaenodraco wilsoni*). Las especies extraídas con mayor frecuencia en la captura secundaria de la pesquería de arrastre son: la trama jorobada (*Gobionotothen* (= *Notothenia*) *gibberifrons*) y varias especies de dracos y rayas (*Raja georgiana*, *Bathyraja* sp.). La mayoría de las especies, de acuerdo a la información existente, ha sido explotada principalmente como alimento para el consumo humano, pero las especies más pequeñas como la trama patagónica y las linternillas, se han destinado a la producción de harina de pescado.

A mediados de la década de los ochenta, se inicia la pesca de palangre del bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*) alrededor de Georgia del Sur y de las islas Kerguelén. Esta especie también se pesca fuera del Área de la Convención a lo largo de la pendiente patagónica chilena y argentina (parte de la cual yace en las Zonas Económicas Exclusivas de Argentina y Chile y la Zona de Conservación de las islas Malvinas/Falklands), y alrededor de isla Macquarie. En la actualidad las capturas anuales en estas zonas exceden dos a tres veces las declaradas para el sector del océano Atlántico del Área de la Convención. Se desconoce cuántos stocks de bacalao de profundidad habitan el Área de la Convención, o si se trata de un sólo stock ("stock transzonal") que es objeto de la explotación tanto dentro del Área de la Convención (Rocas Cormorán y Georgia del Sur) como fuera de ella (en áreas vecinas como la pendiente patagónica). El alto valor de mercado del bacalao de profundidad ha provocado una rápida expansión de la pesquería de esta especie en los últimos años, en particular, en los sectores de los océanos Índico y Pacífico del océano Austral, donde se lleva a cabo una gran cantidad de pesca no reglamentada. Desde 1996/97, el bacalao antártico (*Dissostichus mawsoni*) - especie ligada estrechamente al bacalao de profundidad - ha sido el objetivo de pesquerías nuevas y exploratorias.

Un gran número de albatros y petreles son capturados incidentalmente en las pesquerías de palangre cuando tratan de apoderarse de la carnada en los anzuelos (ver sección 3.3(i)). Hasta 1990, la pesca comercial de peces fue realizada casi en su totalidad por flotas pesqueras de los países del bloque socialista; la antigua Unión Soviética extrajo más del 85% de las capturas. Desde 1990/91 en adelante otros países han participado en la pesquería, siendo Francia, Chile, Argentina y Ucrania los que han extraído la mayor parte de la captura en la pesquería reglamentada.

A finales de la temporada 1996/97, se habían extraído alrededor de 3,05 millones de toneladas de peces del océano Austral. Unos 2,08 millones de toneladas se extrajeron del sector del océano Atlántico, y de éstas, 1,74 millones de toneladas (83,4 %) provinieron de los alrededores de Georgia del Sur. De las 924 000 toneladas capturadas en el sector del océano Índico, 872 000 toneladas (94,4%) fueron extraídas frente a las islas Kerguelén.

Aunque en un período de tiempo mucho más reducido, se puede establecer un paralelo entre la pesca de peces y la caza de ballenas en el océano Austral, repitiéndose las mismas etapas de descubrimiento, explotación y reducción de cada stock nuevo (figuras 2 a 5). Tras la reducción de la mayoría de los stocks de peces demersales (que habitan en el fondo), hecho ocurrido antes de que se estableciera la CCRVMA, se empezó a explotar, en la segunda mitad de la década de 1980, el bacalao de profundidad, especie bentopelágica que vive cerca del fondo, y la linternilla subantártica que habita en aguas de altamar (figuras 2 y 5). A fines de esa década, se prohibió la pesca de la mayoría de las especies, como fue el caso de la trama jaspeada, o se limitó mediante cuotas de captura (TAC). Las islas Orcadas del Sur y la región de la Península Antártica fueron cerradas a la pesca (figuras 3 y 4). La pesca de linternillas cesó por razones de orden económico después de la temporada 1991/92.

Parece ser que mientras algunos stocks, como los de las especies que se capturan accidentalmente alrededor de Georgia del Sur, han experimentado cierta recuperación tras la explotación excesiva que sufrieron, otros, como la trama jaspeada, muestran pocas señales de recuperación en la mayoría de las áreas. Actualmente, las únicas pesquerías viables son las del bacalao de profundidad y del draco rayado cuando se reclutan clases anuales abundantes a la pesquería.

Kril (*Euphausia superba*)

La explotación comercial de kril comenzó en la temporada 1972/73, concentrándose rápidamente en ciertas zonas del sector del océano Atlántico, con los caladeros de pesca más importantes situándose frente a la costa oriental de Georgia del Sur, alrededor de las islas Orcadas del Sur y frente a la costa norte de las islas Shetland del Sur (figura 6). La figura 7 muestra la evolución de la pesquería de kril. Después de alcanzar un máximo de más de 500 000 toneladas en 1981/82, las capturas disminuyen significativamente debido a algunos problemas en el procesamiento del kril y a que se destina un mayor esfuerzo a la pesca de otras especies ícticas. De 1986/87 a 1990/91, las capturas anuales se estabilizan entre las 350 000 y las 400 000 toneladas, lo que representaba un 13% de la captura mundial de crustáceos. Cuando la flota rusa se ve obligada a cesar la pesca por razones de orden económico en 1991/92, las capturas se reducen drásticamente a unas 80 000 toneladas por año. A partir de entonces, Chile también deja de pescar kril. La captura actual de kril es del orden de 90 000 a 100 000 toneladas anuales.

En general los caladeros de pesca alrededor de las islas Orcadas del Sur y en la región de la Península Antártica se explotan en el verano, mientras que los de Georgia del Sur se explotan en los meses de invierno, cuando los caladeros más australes están cubiertos de hielo.

La cantidad total de kril extraída hasta la fecha supera ligeramente los 5,74 millones de toneladas. La antigua Unión Soviética y dos de los Estados que la sucedieron (Rusia y Ucrania) extrajeron casi el 84%, y Japón un 14,5%. Más del 90% de la captura provino de la parte occidental del sector del océano Atlántico (figura 6).

En los 10 primeros años de la pesca de kril, las capturas, en particular las de la antigua Unión Soviética, se utilizaron en su mayor parte como alimento para animales. Algunas dificultades en el proceso de elaboración del kril fueron subsanadas a mediados de los ochenta. Actualmente, la mayoría de las capturas se destinan a la elaboración de alimento para la

acuicultura y el consumo humano y como carnada. Su utilización en la acuicultura y sus posibles aplicaciones en productos bioquímicos han originado un renovado interés en la pesca de este recurso.

Centollas

Recientemente se ha efectuado una pesquería exploratoria de centollas (Lithodidae) con nasas alrededor de Georgia del Sur y de las Rocas Cormorán dirigida a las especies *Paralomis spinosissima* y, en menor grado, a *P. formosa*. Sólo se permitió la extracción de centollas adultas macho, con un TAC de 1 600 toneladas anuales. Un barco estadounidense participó en esta pesquería capturando 299 toneladas en 1992/93, 139 toneladas en 1994/95 y 497 toneladas en 1995/96. La pesquería cesó por no ser rentable.

Calamares

Existen grandes pesquerías de calamar al norte del océano Austral, como las que operan en las plataformas patagónicas y neocelandesas. La distribución geográfica de una de las especies capturadas en esas pesquerías, *M. hyadesi*, se extiende al sector norte del Área de la Convención de la CCRVMA. De acuerdo al consumo de sus depredadores - principalmente de los elefantes marinos - su biomasa instantánea en el mar de Escocia ha sido calculada en 330 000 toneladas. Se ha especulado mucho en cuanto a la abundancia de calamares en el océano Austral y su importancia como depredador del kril. De la información disponible se ha podido establecer que las ballenas de hocico alargado se alimentan casi exclusivamente de calamares en esta región. La presencia de unos 600 000 calderones picudos en el océano Austral (principalmente el gran calderón austral) corrobora la hipótesis de que existe un stock abundante de calamar en dicho océano. Una pesquería exploratoria de *Martialia hyadesi* en la Subárea 48.3 extrajo 81 toneladas en julio de 1997. El límite de captura anual impuesto actualmente por la CCRVMA es de 2 500 toneladas.

2. La Convención sobre la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA) y su labor de ordenación

2.1 La Convención sobre la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos

La explotación de los recursos vivos marinos en la Antártida se ha caracterizado por pescas intensas y esporádicas, originando en muchos casos la drástica disminución de los stocks (como ocurrió en el caso de los lobos finos y los elefantes marinos en el siglo XIX y de las ballenas y los peces en el siglo XX) (ver sección 1.2). A mediados de los setenta se empezó a comprender que la conservación de kril jugaba un papel fundamental en el mantenimiento del ecosistema marino antártico (figura 1) y por lo tanto, era un factor clave en la recuperación de las poblaciones de cetáceos. Se plantearon graves inquietudes acerca de la ordenación efectiva y la utilización sostenible de los recursos vivos marinos antárticos. Estas inquietudes fueron examinadas en 1977 en la Reunión Consultiva del Tratado Antártico en Londres. En febrero de 1978, se efectuaron una serie de negociaciones internacionales que resultaron en la firma de la Convención sobre la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA), en mayo de 1980, en Canberra. La CCRVMA entró en vigor en 1982. Al igual que otros acuerdos internacionales, la CCRVMA no impone normativas, sino que procura llegar a acuerdos que luego los miembros de la Convención tienen el deber de implementar.

A diferencia de otras convenciones pesqueras multilaterales, la CCRVMA no sólo se preocupa de regular la pesca, sino que está dedicada también a la conservación del ecosistema. Este “enfoque ecosistémico” que considera todo el océano Austral como una serie de sistemas interconectados, es lo que diferencia a la CCRVMA de otras convenciones pesqueras multilaterales.

La Convención se aplica a todos los recursos vivos marinos (excepto a las focas al sur del paralelo 60°S y a los cetáceos en general) dentro de un área delimitada al norte por el Frente Polar Antártico, vale decir, se ajusta a los límites naturales físicos y biológicos de la Antártida (figura 8). En este sentido difiere de otros acuerdos del Tratado Antártico, tales como la Convención para la Conservación de las Focas Antárticas (CCAS) y el Protocolo de Protección del Medio Ambiente cuyos límites septentrionales se sitúan en los 60°S. El Área de la Convención se divide naturalmente en tres sectores estadísticos: el Área 48 (sector del océano Atlántico), el Área 58 (sector del océano Índico), y el Área 88 (sector del océano Pacífico), que a su vez se dividen en subáreas y divisiones (figura 8).

La situación jurídico-política de las zonas dentro del Área de la Convención de la CCRVMA depende de varias consideraciones. Según los acuerdos que conforman el Sistema del Tratado Antártico, la Convención no menoscaba las reivindicaciones referentes a territorios antárticos, pero en términos prácticos, la CCRVMA tiene jurisdicción (es decir, la autoridad para implementar las medidas de conservación que son obligatorias para los miembros) sobre todas las zonas marinas situadas entre el continente antártico y el paralelo 60°S (es decir, el límite norte establecido por el Tratado Antártico). Al norte de los 60°S, varios Estados retienen derechos soberanos sobre islas subantárticas (Francia: islas Kerguelén y Crozet; Noruega: isla Bouvet; Sudáfrica: islas Príncipe Eduardo; y Australia: islas Heard y McDonald). Existe una disputa de soberanía entre el Reino Unido y Argentina sobre las islas Georgia del Sur y Sandwich del Sur. La mayoría de las regiones bajo el mandato de conservación y ordenación de la CCRVMA son de alta mar. El acuerdo de las Naciones

Unidas para la Implementación de Disposiciones sobre las Poblaciones de Peces (UNIA)* que finalizó en 1995, tiene la misión de regular la explotación en alta mar en el futuro. Al igual que la CCRVMA, contiene la obligación de adoptar medidas para asegurar la conservación de especies que, aunque no son el objeto de la pesca, pueden verse afectadas indirectamente.

En la actualidad, la CCRVMA está compuesta de 23 miembros. Su sede está ubicada en Hobart (Tasmania, Australia). Hasta hace poco, todas las naciones que pescaban en el Area de la Convención eran miembros de la Comisión o se habían adherido a la Convención, sin embargo, en los últimos tiempos algunos países no miembros de la CCRVMA, como Panamá, Belice y Honduras, han comenzado la pesca (en particular la de palangre) dirigida al bacalao de profundidad. Esta situación ha hecho más difícil la tarea de ordenación de las pesquerías en el Area de la Convención.

Aparte de la CCRVMA, existen otras tres convenciones que regulan la conservación y ordenación de los recursos antárticos:

- El anexo II del Protocolo del Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente: Conservación de la Flora y Fauna de la Antártida (conocida antes de 1991 como “Medidas Acordadas para la Conservación de la Flora y Fauna de la Antártida”);
- La Convención para la Conservación de las Focas Antárticas (CCAS);
- La Convención Internacional para la Reglamentación de la Caza de Ballenas (ICRW), que no forma parte del Tratado Antártico ni tampoco se limita al océano Austral.

Sólo recientemente se ha logrado establecer que además de los cetáceos, otros recursos como la linternilla, el bacalao de profundidad, el calamar, y los albatros, atraviesan masivamente el límite norte del Area de la Convención. Los cetáceos, otro grupo de especies de importancia en las interacciones ecológicas del océano Austral, no están incluidos dentro de las especies controladas por la CCRVMA. Es obvio pues que muchos asuntos de importancia relacionados con la ordenación de los recursos del océano Austral sólo pueden ser considerados en colaboración con las organizaciones responsables de la ordenación y conservación de zonas adyacentes a los límites de la CCRVMA o de especies que no están incluidas en la Convención. La CCRVMA dará prioridad al establecimiento de vínculos más estrechos con estas organizaciones en el futuro.

* Acuerdo de 1995 de la ONU para la implementación de las disposiciones de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar relacionado con la conservación y ordenación de las poblaciones de peces transzonales y altamente migratorios.

2.2 Tareas de ordenación de la CCRVMA y definición de sus objetivos operacionales

El artículo II de la Convención clarifica el enfoque de la CCRVMA en relación a la conservación de los recursos vivos marinos de la Antártida. Dicho artículo establece que:

1. El objetivo de la presente Convención es la conservación de los recursos vivos marinos de la Antártida.
2. A los efectos de la presente Convención, el término “conservación” incluye la utilización racional.
3. Toda actividad pesquera y demás actividades relacionadas con la pesca en la zona de aplicación de la presente Convención deberá realizarse de acuerdo con las disposiciones de la presente Convención y con los siguientes principios de conservación:
 - a) prevención de la disminución del tamaño de la población de cualquier especie explotada, a niveles inferiores a aquéllos que aseguren un reclutamiento estable. Con tal fin no deberá permitirse que la población disminuya por debajo de un nivel cercano a aquél que asegure el mayor incremento anual neto;
 - b) mantenimiento de las relaciones ecológicas entre poblaciones explotadas, dependientes y afines de recursos vivos marinos antárticos, y recuperación de poblaciones que han disminuido por debajo de los niveles definidos en el apartado a); y
 - c) prevención de cambios o minimización de los riesgos de cambios en el ecosistema marino que no sean potencialmente reversibles en el lapso de dos o tres decenios teniendo en cuenta el nivel de conocimiento existente acerca de las repercusiones directas e indirectas de la explotación, el efecto de la introducción de especies exóticas, los efectos de actividades conexas sobre el ecosistema marino y los efectos de los cambios ambientales, a fin de permitir la conservación sostenida de los recursos vivos marinos antárticos.

Este artículo contiene dos conceptos claves para el enfoque de ordenación de la CCRVMA. El primero establece que la ordenación debe estar basada en un enfoque de precaución según el cual se tomarán decisiones que conlleven poco riesgo a largo plazo. Este enfoque tiene importantes ramificaciones cuando se confrontan ambigüedades en la información. Por ejemplo, cuando no se conoce con exactitud el tamaño real de los stocks explotados, o cuando se explotan nuevos stocks. El segundo concepto corresponde al enfoque de ordenación que considera a todo el ecosistema.

La CCRVMA fue pionera en el desarrollo del “enfoque ecosistémico” en la regulación de las pesquerías. Sin embargo, cabe preguntarse qué se entiende por este enfoque.

Un ecosistema se define en términos convencionales como:

una unidad que incluye a todos los organismos en un área dada que interactúan con el entorno físico de manera que se produce un flujo de energía que identifica claramente las estructuras tróficas, la biodiversidad y los ciclos de la materia (es decir, el intercambio de partículas entre las estructuras orgánicas e inorgánicas) dentro del sistema.

El enfoque ecosistémico no se concentra solamente en las especies explotadas sino que también trata de minimizar el riesgo de que las pesquerías afecten negativamente a las “especies dependientes y afines”, es decir, a aquellas especies con las cuales el hombre compite por el alimento. No obstante, la regulación de ecosistemas marinos vastos y complejos es una tarea para la cual no se posee ni el conocimiento suficiente ni las herramientas adecuadas. En cambio, el enfoque de la CCRVMA consiste en reglamentar las actividades humanas (por ejemplo, la pesca) para prevenir cambios nocivos en los ecosistemas antárticos.

En la aplicación del enfoque ecosistémico, la CCRVMA ha aceptado abordar el desafío de describir la complejidad de los ecosistemas marinos en su totalidad, designando especies consideradas más importantes en la cadena trófica (especies “indicadoras”) o concentrándose en stocks dentro de regiones geográficas o zonas de ordenación delimitadas arbitrariamente. En el caso del kril, la CCRVMA ha considerado no sólo esta especie, sino también un subconjunto de especies dependientes, incluidas las aves marinas y focas, que son estudiadas por el Programa de Seguimiento del Ecosistema de la CCRVMA (CEMP).

Uno de los pasos más importantes en el planteamiento de enfoques viables para la ordenación de los recursos vivos marinos es definir claramente los objetivos. La CCRVMA, al igual que otras convenciones pesqueras internacionales, establece objetivos generales que engloban principios importantes. Cuando éstos no tienen valor científico, es decir, no son mensurables, su interpretación ayuda a evaluar el progreso alcanzado en la consecución de los mismos.

Existen varios problemas a la hora de proporcionar una interpretación científica clara del artículo II ya que el nivel de biomasa de la población del depredador dependiente que da “el mayor incremento anual neto” (GNAI) depende en gran parte de la cantidad de su presa que es depredada y explotada por otros. La CCRVMA por lo tanto ha interpretado que el GNAI de una especie dependiente es el que se obtendría si no se explotara su fuente de alimento. Sin embargo, como esta información no se conoce en el caso de la mayoría de las especies marinas, la CCRVMA ha adoptado un método provisional que establece límites de captura precautorios en vez de controlar la abundancia de las especies dependientes en relación a un nivel específico de GNAI. Dichos límites tienen como fin asegurar que el efecto de la pesca sobre la abundancia de la presa no perjudique a los depredadores (que estaría en contra de lo establecido en el artículo II).

La ordenación de pesquerías también debe tener en cuenta algunos aspectos de las operaciones pesqueras, como por ejemplo, la frecuencia de los cambios a los reglamentos pesqueros, es decir, si en lo posible dichos reglamentos deben permanecer inalterados o con variaciones substanciales de un año a otro.

La siguiente sección describe la aplicación de los objetivos de la Convención a través de la investigación científica dirigida, la elaboración de modelos y del CEMP. La ordenación de las pesquerías se ajusta continuamente a medida que se conoce más sobre las relaciones funcionales entre las principales especies dentro de los ecosistemas antárticos.

3. Estrategia de ordenación de la CCRVMA

La CCRVMA está compuesta de una **Comisión** que es el **órgano regulador y normativo** y de un **Comité Científico, órgano que asesora en la ordenación**. Este asesoramiento se basa en las evaluaciones realizadas por los dos grupos de trabajo del Comité Científico. Uno de ellos, el **Grupo de Trabajo para el Seguimiento y Ordenación del Ecosistema (WG-EMM)**, se encarga principalmente de evaluar y asesorar a la pesquería de kril, y de analizar los datos del Programa de la CCRVMA de Seguimiento del Ecosistema (CEMP). El otro, el **Grupo de Trabajo para la Evaluación de las Poblaciones de Peces (WG-FSA)**, asesora en la ordenación de las demás pesquerías. También evalúa la mortalidad incidental de aves marinas y las interacciones de la pesca de palangre con otras especies que no son el objetivo de la pesca, tales como los cetáceos. El consejo de los grupos de trabajo se presenta al Comité Científico, donde puede ser refinado por éste a la luz de otra información que pueda estar a su disposición. El **asesoramiento de ordenación** se remite luego a la Comisión para su consideración.

3.1 Investigación científica dirigida – Recopilación de datos para las evaluaciones

La CCRVMA obtiene datos de cuatro fuentes principales:

- Datos de captura y esfuerzo suministrados por los miembros que llevan a cabo operaciones de pesca comercial en el Área de la Convención.
- Información biológica y datos sobre la captura secundaria de peces y la mortalidad incidental de aves y mamíferos marinos recopilados por observadores nacionales y extranjeros a bordo de barcos de pesca comercial.
- Información biológica y estimaciones de biomasa obtenidas mediante prospecciones científicas independientes de las pesquerías realizadas por los Estados miembros.
- Información biológica sobre las especies dependientes recopilada por los miembros como parte del Programa de la CCRVMA de Seguimiento del Ecosistema (CEMP).

i) Datos de captura y esfuerzo pesquero

El Área de la Convención de la CCRVMA está dividida, según acuerdos internacionales, en una serie de áreas, subáreas y divisiones estadísticas (figura 8), reconocidas por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO – organismo responsable de la recopilación y publicación de estadísticas de pesca mundiales). Las tres áreas estadísticas son: Área 48 (sector del océano Atlántico), Área 58 (sector del océano Índico) y Área 88 (sector del océano Pacífico). Los límites de las subáreas y divisiones estadísticas, determinados tomando en cuenta los aspectos oceanográficos y biológicos generales, incorporan áreas que posiblemente contienen poblaciones relativamente diferenciadas de algunas especies.

El Área de la Convención fue dividida en subáreas y divisiones:

- a fin de permitir la notificación de los datos pesqueros para cada stock; y
- para hacer posible la aplicación de medidas de ordenación en cada uno de los stocks.

Por esta razón, el concepto de stock es vital en la definición de áreas discretas. A pesar de que todavía se piensa que la mayoría de los stocks del Área de la Convención se encuentra dentro de subáreas o divisiones estadísticas específicas, se cree que algunos de ellos están distribuidos en dos o más divisiones, o bien son stocks transzonales, según la definición de la UNIA. Algunos ejemplos son:

- el kril en todas las subáreas;
- el bacalao de profundidad en la Subárea 48.3, que se cree forma un stock con los peces del sector patagónico (es decir, aguas nacionales e internacionales fuera del Área de la Convención); y
- linternillas (mictófidos, como *E. carlsbergi*) y calamares (como *M. hyadesi*) que se encuentran en ambos lados del Frente Polar Antártico (es decir, al norte y al sur del Área de la Convención).

La recopilación y el análisis de datos de la totalidad de la zona de distribución de estos stocks son esenciales para las evaluaciones, pero pueden resultar difíciles a causa de la definición histórica de las áreas estadísticas y del Área de la Convención misma.

Los datos de captura de las pesquerías se declaran a la CCRVMA por subárea y división del Área de la Convención. La mayoría de los datos se presentan en la actualidad en un formato a escala fina (1° de longitud x 0,5° de latitud por períodos de 10 días) o incluso, lance a lance. Esto significa que, de ser necesario para los fines de evaluación, se pueden definir áreas más grandes o más pequeñas que subáreas y divisiones estadísticas. No obstante, las subáreas y divisiones continúan siendo las unidades básicas de ordenación.

ii) Sistema de Observación Científica Internacional de la CCRVMA

Una parte fundamental de cualquier régimen de ordenación es la obtención de datos de buena calidad, parte de los cuales provienen del muestreo científico y, en mayor proporción, de las actividades de explotación comercial. Los observadores científicos pueden entregar información detallada sobre las operaciones pesqueras de un barco en particular. Esta responsabilidad difiere del control del cumplimiento de las medidas de conservación.

El Sistema de Observación Científica Internacional de la CCRVMA se puso en práctica por primera vez en la temporada de pesca de 1992/93. Fue diseñado con el objeto de recopilar información de las actividades de pesca en el Area de la Convención, principalmente, sobre las operaciones del barco, la biología de las especies capturadas, y la mortalidad incidental de las especies secundarias.

El sistema opera en base a acuerdos bilaterales entre los miembros para el intercambio de observadores, esto es, el observador de un Estado miembro se desempeña en el barco de otro Estado miembro. Los observadores científicos deben ser ciudadanos del país miembro que los designa, pero los miembros tienen la obligación de informar sobre sus pesquerías de forma regular. No obstante, se ha observado a menudo que el Sistema de Observación Científica Internacional de la CCRVMA es el medio más efectivo para obtener datos e información fiable de las pesquerías y para educar a las tripulaciones de los barcos acerca de la aplicación de medidas para reducir la mortalidad incidental de aves marinas. La presencia de observadores a bordo de barcos palangreros de países miembros de la CCRVMA que faenan el bacalao de profundidad en el Area de la Convención es obligatoria. En 1995, la Comisión apoyó la recomendación del Comité Científico de que, eventualmente, todos los barcos que participen en la pesquería de peces en el Area de la Convención deberán contar con observadores a bordo.

iii) Determinación de la abundancia a partir de
prospecciones independientes de las pesquerías

Las estimaciones de abundancia son imprescindibles para evaluar el tamaño de los stocks. Se utilizan dos tipos de prospecciones para estimar la abundancia de peces, kril y calamares: las prospecciones acústicas y las de arrastre.

En la prospección acústica se utilizan ecosondas calibrados que emiten una señal de alta frecuencia en sentido vertical a través de la columna de agua desde un transductor montado en el casco del barco que recorre una derrota predeterminada. El sonido rebota en el fondo del océano o en otro objeto presente en el agua (peces, por ejemplo) y vuelve al barco. El tiempo que transcurre entre la transmisión del sonido y el regreso al barco sirve para estimar la profundidad del lecho marino o del objetivo. La proporción del sonido que se refleja se utiliza para calcular la cantidad de blancos individuales presentes en la columna de agua. Cada especie tiene características acústicas propias que la distinguen, y si bien esto ayuda a determinar la fuente, lo mejor es utilizar redes para muestrear las especies presentes en la columna de agua. Se utilizan métodos electrónicos y de tratamiento de datos para integrar la totalidad del sonido reflejado de manera que la señal integral sea proporcional a la densidad de los animales que se encuentran a lo largo de la trayectoria del barco de investigación. Posteriormente se calcula la abundancia absoluta de animales calibrando el ecosonda con blancos conocidos, estimando el sonido reflejado por los individuos de las especies de interés y ajustando la densidad a toda el área de la prospección.

Algunos ejemplos de prospecciones acústicas son las prospecciones de kril efectuadas por el Programa Internacional de Investigaciones Biológicas de las Especies y los Sistemas Marinos Antárticos (BIOMASS) - FIBEX (Primer Estudio Internacional de BIOMASS) en 1981 y SIBEX (Segundo Estudio Internacional de BIOMASS) de 1983 a 1985; el programa estadounidense AMLR (Recursos Vivos Marinos de la Antártida) en desarrollo desde 1988/89 en el área de isla Elefante y Rey Jorge/25 de Mayo; y la prospección australiana de biomasa de kril en la División 58.4.1 llevada a cabo en 1996.

En una prospección de arrastre se remolcan redes de arrastre comercial o de plancton a media agua, o bien sobre el fondo, a través de una distancia conocida. Una red de arrastre comercial tiene una gran apertura y una malla gruesa y por lo tanto, captura peces grandes. En contraste, las redes para recolectar plancton se caracterizan por una apertura pequeña y una malla fina; si bien en teoría éstas pueden capturar peces y kril de todos los tamaños, como no se pueden remolcar rápidamente, los individuos más grandes pueden eludirla.

Por consiguiente, ambos tipos de redes son útiles para las evaluaciones de un stock. Las redes comerciales proporcionan información sobre los peces de mayor tamaño y sobre la población en reproducción, mientras que las redes para el plancton proporcionan información sobre los peces juveniles que serán reclutados a la pesquería. La densidad de animales en el área barrida puede ser estimada a partir de la captura total de cada especie, dividida por el área o volumen extraído. La densidad promedio en el área prospectada puede calcularse mediante lances aleatorios.

Algunas de las prospecciones de arrastre efectuadas son las prospecciones demersales de peces efectuadas por el Reino Unido desde 1988/89 alrededor de Georgia del Sur, y las prospecciones de peces y kril en la región de isla Elefante/Rey Jorge por Alemania desde 1977/78 y por Estados Unidos desde 1988/89.

La técnica acústica permite explorar una gran área oceánica en un período de tiempo relativamente corto, pero la información que se recoge necesita ser analizada conjuntamente con la información biológica obtenida de las capturas de arrastre. Las prospecciones con redes proporcionan información detallada acerca de sectores pequeños, pero son lentos.

iv) Información biológica

Los parámetros biológicos - en particular las características reproductoras, las curvas de crecimiento y las tasas de mortalidad natural - son componentes claves en todos los cálculos de rendimiento descritos en la sección 3.2(ii). La información sobre estos parámetros se recopila durante las prospecciones científicas y las operaciones de pesca comercial.

La curva de crecimiento de una muestra de peces generalmente se calcula midiendo su talla y peso y graficando esta información en función de la edad. La talla y el peso son mediciones sencillas, pero la estimación de la edad resulta más difícil. En el caso de los peces, esto se trata de hacer contando los anillos en las escamas o los otolitos (huesos del oído). Estos anillos son comparables a los anillos de crecimiento de los árboles, grabándose en forma regular durante el ciclo de vida, aunque no necesariamente de forma anual. No obstante, a menudo se hace difícil contar estos anillos, especialmente en los animales de más edad, bien porque es difícil distinguir entre cada anillo o bien porque no se puede constatar su aparición anual. En el caso de los crustáceos como el kril, no se puede utilizar este método porque estos animales mudan su exoesqueleto y no poseen partes duras (a excepción de la órbita ocular) que se conserven a lo largo de su vida. No obstante, las especies como el kril, que tienen ciclos de reproducción anual relativamente cortos y una vida media de seis a siete años, a menudo presentan tendencias características en su frecuencia de tallas. Estas pueden ser correlacionadas con la edad porque la velocidad de crecimiento del kril que nace en un mismo año (cohortes) es similar, y pueden distinguirse de otros grupos de diferentes edades. Estas cohortes forman la 'estructura' del stock.

La tasa de mortalidad natural - que es la proporción de animales que mueren a causa de la depredación, enfermedades, parásitos o vejez - es un parámetro notablemente difícil de estimar para las poblaciones explotadas; los peces antárticos y el kril no son una excepción a esta norma. La dificultad radica en que, cuando se explota una especie, es imposible distinguir entre la mortalidad por pesca y la mortalidad natural mediante una observación directa de la estructura del stock. En las evaluaciones de los stocks de peces se utiliza una variedad de métodos para determinar las tasas de mortalidad natural, desde métodos generales que relacionan las tasas de crecimiento con la mortalidad natural en un gran número de especies, a otros que consisten en tomar una muestra aleatoria de animales (antes del comienzo de la explotación comercial) para los cuales se estima luego la edad. En principio, se prefieren estos últimos métodos porque hacen estimaciones directas de la mortalidad natural, pero la muestra de edad conocida debe ser representativa del stock y la población misma debe estar sin explotar y en equilibrio. No obstante, cualquiera de estos requisitos difícilmente se cumple. Además, como en la mayoría de las especies marinas, el reclutamiento fluctúa de un año a otro, con la consiguiente variación en el número de peces de distintas edades. Por lo tanto, las tasas de mortalidad natural (M) estimadas para una especie a veces varían considerablemente. Ejemplos típicos son el draco rayado - para el cual las estimaciones de M varían entre 0,2 y 0,6 - y el kril con un rango entre 0,6 y 1,2.

Por consiguiente, los principales parámetros biológicos utilizados en las evaluaciones están sujetos a un alto grado de incertidumbre. En los modelos de evaluación determinísticos, como los análisis de población virtual (VPA) y los análisis de rendimiento por recluta, utilizados ampliamente en las convenciones pesqueras en todo el mundo, resulta difícil tener en cuenta esta incertidumbre. Es necesario por lo tanto, seguir elaborando un enfoque más sistemático para evaluar el efecto de la incertidumbre en los resultados. En las proyecciones estocásticas los efectos de la incertidumbre en los parámetros ya han sido incorporados en los análisis mediante la asignación de distintos valores a los parámetros biológicos en cada una de las muchas simulaciones utilizadas para calcular el futuro estado del stock.

v) Seguimiento de las especies dependientes

Además de la tarea de evaluar el estado de los stocks explotados, la CCRVMA estudia un grupo de especies dependientes bajo el programa CEMP como parte de su enfoque ecosistémico.

Este programa tiene dos objetivos generales: detectar y registrar cambios significativos en componentes claves del ecosistema a fin de obtener la información necesaria para la conservación de los recursos vivos marinos de la Antártida, y distinguir entre los cambios producidos por la explotación de especies comerciales y aquellos producidos por cambios físicos y biológicos en el medio ambiente.

El Comité Científico reconoció desde un principio que el seguimiento de todo el ecosistema era imposible, y por lo tanto seleccionó algunas especies en áreas claves y algunos parámetros que pudieran reflejar cambios en el ecosistema y en la disponibilidad de las especies explotadas, en especial el kril. La incorporación de una especie en el programa se basa también en su posible utilidad como indicador del estado de alguna parte del ecosistema que pudiera verse afectado por la pesca.

Se escogieron además otros parámetros ambientales (por ejemplo, condiciones hidrográficas y extensión de la cubierta del hielo marino), para estudiar las tendencias del entorno físico. El seguimiento de especies seleccionadas y la evaluación de las relaciones numéricas y funcionales entre estas y otros componentes del ecosistema contribuyen a la detección y registro de grandes cambios en componentes claves del ecosistema (Objetivo 1). El seguimiento de las especies presa y de los factores ambientales, y de los vínculos entre ellos y los depredadores, facilita la diferenciación entre los cambios producidos por la explotación y por las variaciones del medio ambiente (Objetivo 2).

La elección de especies, de sus parámetros biológicos y localidades de seguimiento se realizó en base a un conjunto de criterios específicos. Las especies presa fueron seleccionadas por su papel clave en los ecosistemas antárticos y su potencial como recurso comercial. Estas fueron el kril, el diablillo antártico *Pleuragramma antarcticum*, *Euphausia crystallorophias* (que reemplaza al kril en su función de especie presa en algunas regiones antárticas de mayor latitud), y peces en sus estadios iniciales. Las especies depredadoras fueron escogidas de acuerdo a si se alimentaban predominantemente de las especies presa seleccionadas, a la amplitud de su distribución espacial, y a su importancia dentro del ecosistema. Además es necesario poseer suficientes conocimientos sobre su biología, e información básica de los parámetros a ser estudiados para elaborar un programa científico de seguimiento. En la lista actual figura la foca cangrejera y el lobo fino antártico; el pingüino adelia, de barbijo, papúa y macaroni; el petrel antártico y damero; y el albatros de ceja negra (ver anexo II).

vi) Localidades de seguimiento

Se escogió un grupo principal de localidades de las zonas de estudio integrado (ZEI) (figura 9), y se propuso una amplia red de localidades conexas (figura 9). Dentro de las ZEI se escogieron localidades de tal manera que los investigadores pudieran distinguir entre cambios a pequeña y gran escala, y entre cambios en las áreas explotadas y no explotadas. Su ubicación también estuvo determinada por consideraciones de orden logístico, como la presencia de estaciones establecidas y la disponibilidad de conjuntos de datos a largo plazo. La selección de sitios de “seguimiento” fue muy difícil por la escala geográfica de los cambios a estudiar. Las localidades tenían que estar fuera de esas grandes áreas y tener características ambientales y biológicas comparables, además de ser adecuadas para el seguimiento a largo plazo.

Se estudian varios parámetros para cada especie depredadora. Las escalas geográficas y temporales en las cuales se prevé que estos parámetros reflejarán cambios en el ecosistema varían entre varias semanas cerca de los sitios de seguimiento (v.g. la duración de los viajes de alimentación, la composición de la dieta de los polluelos), a escalas anuales o semianuales en toda una región (el peso de las aves que arriban a la colonia de reproducción, el éxito de la reproducción, el tamaño de la población).

Se han acordado métodos de seguimiento de los parámetros ambientales correspondientes a la cubierta de hielo marino, las condiciones meteorológicas locales y la cubierta de nieve. Las condiciones hidrográficas y el hielo marino afectan la distribución, la abundancia, el movimiento (“flujo”) y el reclutamiento de kril (figura 10), además de la distribución, la tasa de supervivencia invernal, el momento de llegada y el acceso a las colonias reproductoras de sus depredadores. Se están elaborando y desarrollando los parámetros para controlar las condiciones ambientales y las especies presa.

El WG-EMM guía el Programa de Seguimiento del Ecosistema, principalmente en la planificación y coordinación de la investigación, la obtención de datos mediante métodos estándar, el almacenamiento centralizado y su análisis. Esto se combina con una atención especial a la investigación empírica y aquella basada en modelos. El enfoque de seguimiento se modifica así de acuerdo con los avances metodológicos, creándose una buena base científica que permite evaluar los efectos de distintas opciones de ordenación del ecosistema antártico. El último eslabón en el sistema de seguimiento es un mecanismo de ordenación para regular la explotación marina.

El trabajo de campo y la obtención de datos para el programa se realizan de forma voluntaria por los miembros de la CCRVMA. Los datos recopilados son enviados a la Secretaría de la CCRVMA donde se llevan a cabo análisis estándar para la consideración del WG-EMM. La Secretaría también recopila y almacena los datos que provienen de proyectos de detección por satélite - por ejemplo, datos del hielo marino y de la temperatura de la superficie del mar. El WG-EMM analiza estos datos para su evaluación anual del ecosistema. Para cada especie y localidad se determinan las tendencias en los parámetros controlados y los años anómalos, y se buscan explicaciones para entender estos fenómenos mediante el examen de los parámetros bajo estudio de las especies explotadas y del medio ambiente. Desde que se establecieron los métodos estándar para el seguimiento de estos parámetros en 1987, la CCRVMA ha recopilado datos de más de 80 localidades, especies y parámetros combinados. Para algunas series, existen datos que se remontan a la década de los cincuenta, pero la mayoría de las series comienzan a mediados de la década del ochenta, cuando se inició el CEMP.

3.2 Evolución de la ordenación en las pesquerías existentes

La explotación masiva de muchos stocks de peces en el Area de la Convención comenzó antes del establecimiento de la CCRVMA y para el año 1982, cuando la CCRVMA entró en vigor, muchos stocks ya habían sido explotados excesivamente. La abundancia circumpolar de los stocks de kril se estimaba entre decenas y cientos de millones de toneladas, es decir, por lo menos cien veces mayor que las capturas anuales. La tarea prioritaria de la CCRVMA fue la conservación de los stocks de peces, y no la ordenación de la pesquería de kril. No obstante, el kril se convirtió en un tema importante a fines de la década de los ochenta, cuando su explotación se concentró en las zonas de alimentación de especies krilófagas como pingüinos y focas.

i) Los primeros años – Enfoques convencionales en la década de los ochenta

Los métodos utilizados por el WG-FSA para evaluar las poblaciones explotadas de peces se derivan de métodos más o menos estándar utilizados ampliamente en la evaluación de pesquerías desde los años setenta y principios de los ochenta. Uno de los primeros métodos utilizados con cierto éxito se conoce como análisis de la población virtual (APV). Un APV convencional reconstruye la abundancia de un stock en el tiempo mediante la suma de las capturas de cada clase anual en el stock tomando en cuenta la mortalidad natural. Esto también produce estimaciones del reclutamiento al stock retrocediendo hasta los primeros años de la pesquería. Una evaluación típica consistiría en utilizar primero el APV para estimar el tamaño del stock y su reclutamiento y luego estimar el tamaño del stock en el futuro bajo distintos regímenes de ordenación a fin de evaluar las consecuencias de estas opciones. Desafortunadamente, la estimación precisa sobre la trayectoria del stock y el reclutamiento no sólo depende de la fiabilidad de la información estadística de pesca sino también de la precisión de las estimaciones del tamaño actual del stock al cual se agregan las capturas y muertes naturales en forma retroactiva. El APV puede servir para dar una indicación del tamaño inicial del stock, en especial si éste ha sido explotado en exceso. No obstante, cuando no existen otros datos, no proporciona más información sobre el tamaño actual del stock que otros métodos.

El APV básico puede ser modificado para mejorar las estimaciones del tamaño actual del stock mediante su ‘ajuste’ a los datos adicionales sobre la abundancia relativa o absoluta. Este método calcula la abundancia actual del stock con el mejor ajuste estadístico a los datos de abundancia relativa o absoluta.

Aunque estos métodos se valen de los datos obtenidos en las pesquerías, como los datos de captura por edad y los datos de esfuerzo, estos datos por sí solos no siempre producen evaluaciones fiables. En el Area de la Convención, las evaluaciones han sido mejoradas notablemente por los miembros que han realizado investigaciones científicas en zonas claves. La CCRVMA, como muchas otras convenciones pesqueras, prefiere utilizar los datos de las prospecciones conjuntamente con los datos de las pesquerías comerciales. En aquellos casos en que las evaluaciones del stock ya no tienen vigencia o cuando existe una gran incertidumbre, la Comisión exige una prospección científica independiente de la pesquería como condición para la reanudación de la misma (ver sección 3.1(iii)).

Cuando existen valores de la abundancia actual, generalmente se calcula una mortalidad por pesca objetivo (tasa de pesca instantánea) del stock. Este cálculo se basa en estimaciones de las tasas de crecimiento y de mortalidad natural de las especies en cuestión y generalmente consiste en un análisis de rendimiento por recluta. La captura y abundancia de una cohorte (clase anual) de peces se calculan en distintas etapas de su ciclo vital y a distintos niveles de mortalidad por pesca. La captura acumulada de la cohorte dividida por el tamaño original de la cohorte en el momento de efectuarse el reclutamiento nos da un valor de rendimiento por recluta.

Para algunas especies, la relación entre el rendimiento por recluta y la mortalidad por pesca (la “curva de rendimiento por recluta”) presenta un máximo ($F_{\text{máx}}$), que se utiliza como la mortalidad por pesca objetivo para esas especies. No obstante, para muchas otras especies la curva de rendimiento por recluta no presenta un máximo, y por lo tanto, desde hace mucho tiempo se acostumbra fijar la mortalidad por pesca objetivo en un valor tal que la tangente de la curva corresponda al 10% de la tangente cuando la mortalidad por pesca es igual a cero. Este valor se conoce como $F_{0,1}$. El factor $F_{0,1}$ ha sido uno de los primeros factores utilizados por la CCRVMA en su política de ordenación de pesquerías de peces.

La sustentabilidad de la explotación está determinada en su mayor parte por dos factores: la relación entre el tamaño de la población en desove y la posterior supervivencia de la progenie cuando entra en la pesquería (reclutas). El objetivo de la ordenación pesquera debe ser maximizar el rendimiento mientras el riesgo de sobreexplotación del stock se mantiene a un nivel razonablemente bajo. La pesca en $F_{\text{máx}}$, o en $F_{0,1}$ no necesariamente maximiza el rendimiento y puede provocar la reducción de la biomasa del stock en desove a niveles que ponen en peligro el reclutamiento del stock (citado en el artículo II como ‘reclutamiento inestable’). Para resolver este problema, la CCRVMA utiliza el escape del stock en desove para determinar el nivel de mortalidad por pesca.

Sin embargo, los cálculos para el análisis de rendimiento por recluta no toman en cuenta la incertidumbre en los parámetros biológicos o las fluctuaciones aleatorias en el reclutamiento. Por este motivo, la CCRVMA ha tomado cada vez más en cuenta los métodos de proyección estocástica que utilizan simulaciones computerizadas para considerar estos dos tipos de incertidumbre. A continuación se describe su evolución.

ii) Enfoques actuales – Elaboración de modelos

a) Kril

El modelo de rendimiento de kril (KYM), elaborado después de la segunda reunión del grupo de trabajo del kril (WG-Krill) en 1990, planteó inquietudes en cuanto al grado de explotación del kril en la Subárea 48.3. En aquel entonces la biomasa de kril en una parte de esa subárea fue estimada en unos 0,6 millones de toneladas, apenas el triple del monto extraído anualmente por la pesca comercial en esa subárea.

En dicha reunión se trató de aplicar el enfoque sencillo de John Beddington y Justin Cooke (1983) para los stocks de peces. Sus análisis dan un factor numérico (llamado γ) que se puede utilizar para multiplicar un valor de biomasa único estimado de una prospección antes del comienzo de la explotación a fin de obtener una estimación del posible rendimiento anual sostenible. El valor de γ depende de los parámetros biológicos del stock en consideración. Inmediatamente se detectaron dificultades al tratar de determinar los valores de algunos de estos parámetros para el kril, lo que hizo que las estimaciones del rendimiento potencial anual para la Subárea 48.3 mostraran una gran variación (de 0,2 a 13 millones de toneladas).

En respuesta a la petición hecha por la Comisión en su reunión de 1990, para que se presentaran las mejores estimaciones de los límites de captura precautorios para el kril en varias áreas estadísticas, se redoblaron los esfuerzos por mejorar el modelo y las estimaciones de los parámetros.

El enfoque de Beddington y Cooke se caracteriza por lo siguiente:

- sólo se dispone de una estimación de la biomasa del recurso;
- se supone que el reclutamiento anual no disminuye cuando se reduce el stock en desove, aunque fluctúa alrededor de un nivel promedio como resultado de la variabilidad en el medio ambiente (estas fluctuaciones significan que la biomasa total también variará aún cuando no se está explotando el recurso, de modo que el enfoque tiene en cuenta la posibilidad de que la prospección haya sido realizada en un año de una abundancia por encima (o por debajo) del promedio);
- el rendimiento potencial se evalúa en base al cumplimiento de un criterio que identifica un riesgo: aún cuando se está explotando el recurso, la probabilidad de que la biomasa en desove descienda por debajo del nivel al cual el reclutamiento “promedio” pueda verse afectado, debe mantenerse baja.

El KYM ha sido modificado para tomar en cuenta:

- los efectos estacionales importantes: a diferencia de lo que ocurre normalmente en los stocks de peces, donde los animales crecen ininterrumpidamente, los efectos estacionales en la Antártida son tales que casi todo el crecimiento somático del kril ocurre en tres meses (de noviembre a enero);
- la posibilidad de que la temporada de pesca no opere durante todo el año;
- la estimación de la biomasa previa a la explotación no es exacta;
- la incertidumbre en las estimaciones de muchos parámetros biológicos.

Si bien los resultados del modelo KYM también dependen de parámetros como la edad de madurez sexual y la edad de reclutamiento en la pesquería de kril, los primeros cálculos demostraron que los dos parámetros claves (a los cuales el modelo era especialmente sensitivo) eran la mortalidad natural del kril y la fluctuación anual del reclutamiento de kril. En un principio, los valores de estos parámetros eran conjeturas solamente. Sin embargo, los análisis de los datos de distribución por tallas del kril de las prospecciones de investigación recientes han mejorado la precisión de las estimaciones de ambos parámetros. El grado de

precisión es un componente de la incertidumbre total, que necesita ser tomado en cuenta en el análisis mediante su integración en toda la gama de posibles valores para ambos parámetros (así como para otros). Esta integración otorga más credibilidad a aquellos conjuntos de valores que muestran una mayor correlación con los datos de distribución por tallas derivados de las prospecciones científicas.

Durante la etapa de desarrollo del KYM se debatió extensamente sobre la posibilidad de incluir los efectos de la inmigración y emigración anual de kril de un año desde una subárea determinada, y sobre la forma en que debía hacerse esta inclusión. Evidentemente, muy poco, o casi nada del kril detectado en la Subárea 48.3 permanecería ahí durante todo un año debido al movimiento de las masas de agua hacia el noreste. Por un lado, se argumentó que las estimaciones de rendimiento deberían estar basadas en todo el kril que pasa por una subárea en el año, y no sólo en el kril presente en el poco tiempo que dura la prospección. Por otro lado, este tipo de enfoque no tomaría en cuenta el efecto de la pesca de kril en otras subáreas por donde el kril es transportado por las corrientes. Dadas las dificultades del ajuste del modelo para tomar en cuenta ambos efectos, el enfoque actual consiste en utilizar el modelo de rendimiento de kril a fin de determinar límites precautorios para *todas* las subáreas sobre la base de las estimaciones de abundancia para cada una de ellas. De esa manera, la captura “adicional” que hipotéticamente se podría extraer de una subárea ajustando al alza la estimación de la prospección para tomar en cuenta la inmigración, puede en cambio ser extraída de las subáreas adyacentes.

Los dos resultados claves del KYM que se utilizan para decidir el valor adecuado de γ se muestran en las figuras 11 y 12. Las estimaciones de abundancia (B_0) obtenidas de la prospección de kril se multiplican por el factor γ , para calcular los límites precautorios de la captura anual. El modelo supone que la pesca de kril se efectúa durante todo el año, tal como lo supone en la pesquería actual. Ambos gráficos ilustran los resultados de un período de pesca de 20 años con un TAC fijo. El primero muestra la probabilidad de que la biomasa en desove de kril descienda a menos del 20% de su valor mediano en ausencia de pesca. A medida que crece la intensidad de la pesca de kril (es decir, a medida que aumenta γ), aumenta esta probabilidad, elevando el riesgo de que la biomasa en desove disminuya a un nivel en el cual el éxito del reclutamiento se vea afectado – situación que se conoce como “sobrepesca de la porción reclutada”. Tal como en el trabajo original de Beddington y Cooke, se utiliza un valor estándar de 10% para esta probabilidad. Por lo tanto, como lo muestra la figura 11, este criterio exige que γ se fije en un valor que no exceda de 0,149 al establecer los límites precautorios.

Los razonamientos del párrafo anterior consideran la pesquería de kril en el contexto de una pesquería de “especie única”. No obstante, el artículo II de la CCRVMA exige tomar en cuenta las necesidades de los depredadores de kril a la hora de fijar los límites precautorios de la pesquería. En la actualidad, la modelación detallada del posible efecto de la pesca en estos depredadores aún no ha evolucionado lo suficiente como para proporcionar resultados cuantitativos fiables, de manera que por el momento se está siguiendo un enfoque ad hoc. Esto se basa en los resultados del KYM que aparece en la figura 12, donde se grafica (en función de γ) la mediana de la biomasa del kril en desove después de 20 años como fracción del valor correspondiente cuando no existe una pesquería de kril ($\gamma = 0$). Si sólo se tomara en cuenta el kril, se podría considerar, en términos de la ordenación tradicional de pesquerías, que el nivel objetivo adecuado para esta proporción es de un 50%. Por otra parte, la situación ideal para los depredadores sería la ausencia total de pesca, es decir, una proporción igual a 100%. El objetivo preliminar adoptado se encuentra entre estos dos “extremos”, es decir, en un 75%. La referencia de la figura 12 muestra que esto corresponde a un valor de γ igual a 0,116. El último paso en la aplicación de los resultados de un modelo de rendimiento para determinar un límite de captura precautorio es elegir el valor *menor* de los dos valores de γ (0,149 y 0,116) que corresponden a estos dos criterios (ver 3.2(iii)).

El KYM seguirá ajustándose a medida que se disponga de otros datos para reducir la ambigüedad en las estimaciones de algunos parámetros de entrada y aumente el conocimiento sobre las relaciones entre dichos parámetros. Estos factores podrían afectar las estimaciones de γ que evitarían una explotación excesiva de la fracción reclutada. Pero tal vez sea más importante ajustar los modelos del kril y kril-depredadores (ver sección 3.2 (ii)c) para que la selección del mejor valor de escape del kril se haga sobre una base más sólida. Las inquietudes del artículo II se tomarán en cuenta con una base más justificable desde el punto de vista científico que el enfoque ad hoc sobre el cual se fundamenta la selección actual del 75%.

b) Peces

En algunas pesquerías de peces se ha aplicado un enfoque muy parecido al KYM, el llamado “Modelo de rendimiento general” (GYM). Para algunas especies de peces como el bacalao de profundidad no se aplica el criterio relativo al depredador porque no representa una especie presa importante. En estos casos, se ha tratado de mantener las poblaciones a un nivel que puedan rendir “el mayor incremento anual neto” (GNAI), que normalmente se supone es de un 50% de su nivel antes de la explotación. El modelo GYM se utiliza para hacer los mismos cálculos que con el KYM (de hecho, el KYM puede establecerse como un caso especial en el GYM). Los límites de captura precautorios para la linternilla *Electrona carlsbergi*, especie presa importante para el lobo fino antártico, el pingüino rey y los calamares también se han calculado a partir del GYM, de manera similar al kril.

El modelo GYM es bastante flexible, permitiendo el uso de estimaciones de la biomasa actual o previa a la explotación conjuntamente con estimaciones de su incertidumbre en las proyecciones de la biomasa del stock. Se consideran las fluctuaciones en el reclutamiento y la incertidumbre en los parámetros demográficos, además de los efectos de las capturas previas en el stock. El reclutamiento puede expresarse como un nivel absoluto (número de peces, por ejemplo), o en relación a la biomasa del stock en desove previo a la explotación. En el caso de las evaluaciones del bacalao de profundidad, se utiliza el modelo GYM con los reclutas tomados de una distribución aleatoria que proporciona cifras absolutas de reclutas, compatibles con las estimaciones de reclutamiento obtenidas de las prospecciones de arrastre. Esto permite utilizar las proyecciones del modelo GYM para evaluar los efectos de distintos niveles de captura aún cuando no hayan estimaciones directas de abundancia absoluta para todo el stock.

c) Relaciones funcionales entre el kril y sus depredadores

El kril, la especie que ayudó a formular muchos de los conceptos que fundamentaron los principios de conservación de la Convención de la CCRVMA (artículo II, párrafo 3(b)), fue considerado en un principio desde la perspectiva de especie única, si bien la inclusión del escape de kril en los criterios para tomar decisiones tiene en cuenta en cierta medida a los depredadores de kril en una escala espacial más grande, por ejemplo, de división o subárea.

Cuando la CCRVMA comenzó a considerar este problema no se había elaborado el KYM y se conocía aún menos sobre la dinámica de los stocks de kril y su interacción con los depredadores. Pero sí se sabía que las zonas de mayor pesca de kril estaban por lo general cerca de las colonias terrestres de reproducción de aves y focas que se alimentan de este recurso. Estos depredadores dependen de la cercanía del kril para alimentar a sus crías durante el verano antártico. La idea prevalente de que es más probable que las interacciones más sensitivas estén ocurriendo a escalas mucho menores que división o subárea, implica que cualquier programa de conservación deberá incorporar información referente a las zonas de pesca cercanas a las colonias de depredadores.

A los efectos de calcular cualquier superposición entre las zonas de pesca de kril y las zonas de alimentación de sus depredadores, se formuló el concepto de Período y Distancia Críticos (PDC). Este concepto se basa en la captura de kril de la pesquería en un radio de 100 km de las colonias terrestres de reproducción de los depredadores entre diciembre y marzo, cuando la disponibilidad de kril para los depredadores terrestres es crítica. Cuando se expresa como porcentaje de la captura total en una subárea, el PDC proporciona información sobre la distribución de las capturas de kril en relación con las colonias de depredadores.

El PDC es simplemente una descripción de la posible superposición en términos espaciales y temporales entre la pesquería y los depredadores del kril. Los efectos de esta superposición en los depredadores dependen de la relación entre la pesquería de kril, la abundancia local de kril en una región y la disponibilidad de kril para los depredadores. Actualmente se están examinando los primeros modelos de estas relaciones a fin de incorporar los aspectos temporales de la alimentación de los pingüinos y los nuevos índices estándar basados en la teoría de superposición del hábitat que reflejan mejor la superposición entre la zona de alimentación de los depredadores y la pesquería.

Las investigaciones actuales sobre las interacciones de la pesquería, de las especies explotadas y dependientes forman lo que se ha denominado el ‘enfoque de múltiples especies’. A pesar de todos los esfuerzos internacionales para basar la ordenación de pesquerías en el enfoque de múltiples especies, la mayoría de las pesquerías del mundo continúan siendo manejadas en base a especies únicas, es decir, sólo se evalúa el efecto de la explotación en una especie. El uso que la CCRVMA ha hecho del enfoque de múltiples especies para abordar este problema es innovador; se tiene muy poca experiencia en este tipo de evaluación.

La mayor dificultad de un enfoque de múltiples especies radica en la gran cantidad de parámetros que han de calcularse. Además, cada parámetro conlleva un nivel de incertidumbre, por lo tanto, mientras más parámetros se utilicen en la predicción, más dudas surgirán en cuanto a la precisión de la predicción. Además, la gran complejidad de este enfoque significa que su elaboración llevará más tiempo. Con estas dificultades en mente, el primer paso en la elaboración de una estrategia de explotación sostenible para el kril fue la formulación del modelo de rendimiento potencial de kril para una especie descrito anteriormente.

Luego se propuso una forma de tener en cuenta las necesidades de las especies que dependen del kril. En 1992, el WG-Krill propuso inicialmente un modelo “unidireccional” que toma en cuenta el efecto de las fluctuaciones del recurso kril en una población de depredadores, aunque no el efecto contrario (figura 13). La población de kril está representada por una versión simplificada del modelo de rendimiento. Se utiliza un modelo simple para representar la población de depredadores que simula la dinámica de la población. El vínculo entre estos dos modelos (“consumo del depredador” en la figura 13) es la relación funcional entre la abundancia de kril (expresada como proporción de su nivel en ausencia de pesca) y la tasa de supervivencia del depredador (figura 14).

El siguiente paso en la elaboración del enfoque descrito en la figura 13 consistió en escoger estimaciones de los parámetros para el modelo. Se mantienen los valores de los parámetros utilizados en KYM (incluida la variabilidad del reclutamiento de kril), pero los parámetros que están dentro de un rango se fijan en el punto medio de dicho rango. Los parámetros biológicos que exige el modelo para los depredadores ya habían sido estudiados por el CEMP. Por lo tanto, queda por definir la relación funcional. Idealmente, esto podría quedar determinado mediante el uso de los datos de las series cronológicas de la biomasa de kril y las tasas de supervivencia de los depredadores medidas simultáneamente en las mismas áreas. Las estimaciones de biomasa de kril podrían ser entonces graficadas en función de la supervivencia de los depredadores y se podría ajustar una curva a estos datos, aunque luego se debería establecer un vínculo entre la disponibilidad local de kril (que es una función de la abundancia de kril y de la distribución en el tiempo) y la abundancia de kril, según se ha calculado con el modelo de rendimiento para una zona en particular.

Es de lamentar que no se cuente con conjuntos de datos integrados de este tipo, aunque sí se dispone de las estimaciones de las tasas de supervivencia anual de algunos depredadores en distintas localidades del CEMP. Si no se cuenta con estimaciones de la abundancia de kril a nivel local, se pueden calcular valores de la abundancia anual de kril mediante el modelo de rendimiento. Estos pueden ser convertidos en valores de la disponibilidad de kril mediante la incorporación de un cierto nivel de error aleatorio. Para combinar estos dos conjuntos de datos es necesario suponer que cualquier variación en las mediciones de la tasa de

supervivencia de los depredadores se debe principalmente a fluctuaciones en la disponibilidad de kril.

Se debe además hacer una suposición con respecto a la forma de la relación funcional (el ejemplo de la figura 14 utiliza una forma sigmoide) entre las tasas de supervivencia de los depredadores y la disponibilidad de kril. En general, la forma elegida está definida por estos dos parámetros. Tomando en cuenta estos valores y el nivel de variabilidad que se relaciona con la abundancia de kril, el conjunto de valores de la abundancia de kril calculados con el modelo de rendimiento puede convertirse en un conjunto de tasas de supervivencia de los depredadores que pueda posteriormente compararse con las tasas observadas. Los valores de los parámetros de la forma de la función se van cambiando hasta que el conjunto simulado de tasas de supervivencia se aproxime lo más posible al conjunto de mediciones. Esto se consigue mediante la comparación de la media, la variancia y la desviación. Este enfoque “unidireccional” (figura 13) se aplicó a los datos de las poblaciones del lobo fino antártico y del albatros de ceja negra de Georgia del Sur

El tipo de relación entre el modelo de kril y el modelo de los depredadores es de gran importancia. Al continuar este trabajo, se debe hacer un examen cuidadoso de esta relación. Por ejemplo,

- ¿Puede la mayoría de las variaciones en las tasas de supervivencia de los depredadores ser atribuida directamente a cambios en la abundancia del kril?
- ¿Qué proporción del stock de kril (tomando en cuenta distribución local, tamaño, sexo y estadio de madurez) está disponible realmente para el consumo de aves y focas? ¿Las fluctuaciones de la disponibilidad de kril ocultan las fluctuaciones de la abundancia absoluta de kril?
- ¿Cuál es el efecto de las condiciones ambientales tales como la extensión del hielo marino y la naturaleza y frecuencia de las condiciones locales del tiempo?
- ¿Cuál es la verdadera relación funcional y qué solidez tiene el modelo con respecto a errores inherentes a la suposición?
- En la pesquería de kril, otros factores además de la intensidad del esfuerzo pesquero (por ejemplo, el momento, la extensión y ubicación de la pesca en relación con las colonias de reproducción de los depredadores) pueden ejercer influencia sobre la disponibilidad del kril para los depredadores. ¿Cambia la influencia de estos factores de un año a otro, independientemente de la intensidad del esfuerzo pesquero?

Como parte del enfoque ecosistémico, la CCRVMA considera los “efectos indirectos” de la pesca, es decir, la posibilidad de que la extracción de la presa (kril) a un nivel trófico afecte indirectamente otros niveles tróficos, por ejemplo a las aves o a los mamíferos marinos. Por consiguiente, se ha elaborado un segundo modelo que investiga la influencia de la pesca de kril en una población del pingüino adelia vinculando la supervivencia y el éxito reproductor de los depredadores con la disponibilidad local de kril. Este modelo de los efectos indirectos de la pesquería sobre los depredadores del kril tiene cuatro componentes principales:

- las tendencias espaciales y temporales de la disponibilidad del kril;
- el modo de operación de la pesquería y sus efectos sobre el kril;
- el éxito en la búsqueda de alimento (determinado mediante métodos empíricos) y la supervivencia del depredador a través de cada uno de los estadios de su temporada de reproducción, incorporando un coste energético empírico detallado para la crianza de los polluelos; y
- el efecto de la pesca comercial de kril sobre el éxito reproductor y sobre la supervivencia adulta del pingüino.

Como es el caso con todos los modelos, hay que llegar a un compromiso entre el nivel de flexibilidad y el grado de exactitud de los datos biológicos. El modelo se basa en los viajes en búsqueda de alimento del progenitor para satisfacer las necesidades de crecimiento de un sólo polluelo. Los progenitores se diferencian en forma característica de su progenie por la cantidad de kril que requieren para su manutención (progenitores) y para su desarrollo (polluelos) y la cantidad de kril que efectivamente han ingerido. Por lo tanto, las variaciones de la disponibilidad de kril, ya sea por causas naturales o por la pesca, afectará al éxito reproductor de los pingüinos.

Como medida del éxito reproductor de los progenitores, el modelo utiliza “la supervivencia de la progenie hasta la muda del plumaje”. La supervivencia de los progenitores y de la progenie depende del comportamiento en la búsqueda de alimento, el momento exacto de la reproducción y la disponibilidad de kril. El objetivo principal del modelo es encontrar posibles respuestas para la siguiente pregunta: ‘si una proporción del kril disponible es extraído por la pesquería, ¿cuál es la reducción del éxito reproductor de los progenitores y de su supervivencia?’

La figura 15(a) muestra un resultado característico en la supervivencia del polluelo, y la figura 15(b) en la supervivencia de los progenitores. La ordenada ‘x’ es la fracción de kril disponible que extrae la pesquería. La abscisa ‘y’ es la razón entre la supervivencia cuando hay pesca y la supervivencia cuando no la hay, por lo tanto, es una medida relativa de supervivencia.

Tanto la supervivencia de la progenie como la de los adultos son funciones aproximadamente lineales de la fracción de kril extraída. No obstante, la pendiente de la supervivencia relativa del polluelo es aproximadamente 1,5. Por lo tanto, la extracción del 1% del kril disponible conduce a una reducción del 1,5% en la supervivencia de la progenie y en el éxito reproductor de los progenitores. Por otra parte, la pendiente de la relación entre la supervivencia adulta y la fracción de kril extraída es menor a uno (cerca de 0,65 para las aves reproductoras y 0,5 para las no reproductoras). Continúa la labor relacionada con la incorporación de una estructura espacial más detallada en la distribución de kril, y de la abundancia de kril a la supervivencia de los polluelos después de la muda del plumaje.

d) Otras relaciones depredador-presa

Durante los primeros años de la CCRVMA, se consideraba al kril como el componente principal de la cadena trófica por lo cual fue el centro de atención del programa CEMP. Pero se ha visto ahora que es necesario elaborar enfoques similares a los utilizados con el kril para otras especies de importancia dentro de la cadena trófica. La explotación de linternillas en la segunda mitad de la década de los ochenta y el reciente interés en la extracción de calamares han puesto de relieve la necesidad de considerar otras cadenas alimentarias. Las linternillas son el alimento básico del pingüino real y del lobo fino antártico del sector del océano Indico. El calamar se alimenta de zooplancton, incluido el kril, y de linternillas, y es una presa importante del bacalao de profundidad, los albatros, los pingüinos de mayor tamaño, las focas y los odontocetos. Los ciclos de vida de las especies de calamar de interés comercial son muy diferentes a los de los peces o del kril. Por consiguiente, a pesar de que los principios generales de evaluación del ecosistema aplicados actualmente al kril pueden utilizarse para las linternillas y los calamares, se deberán elaborar procedimientos específicos para tales evaluaciones.

iii) El concepto de los criterios de decisión

Los objetivos operacionales descritos en la sección 2 ayudan en cierta medida a interpretar los principios del artículo II de la Convención. Sin embargo, no son lo suficientemente específicos como para efectuar análisis científicos objetivos de las diversas opciones de ordenación. Por esa razón se han elaborado “criterios de decisión”. Un criterio de decisión especifica el conjunto de decisiones tomadas al establecer, eliminar o modificar las medidas de ordenación, utilizando los resultados de las evaluaciones con respecto al estado del recurso explotado.

El cálculo del rendimiento potencial de las pesquerías de kril que figura en la sección 3.2(ii)a, es un ejemplo de un criterio de decisión que se compone de tres partes:

1. elegir γ_1 de modo que la probabilidad de que la biomasa en desove se reduzca a menos de un 20% de la mediana de su nivel previo a la explotación en un período de explotación de 20 años sea de un 10% (esto se ilustra en la figura 16);
2. elegir γ_2 de modo que la mediana del escape de kril de la biomasa en desove en un período de 20 años sea igual al 75% de la mediana de su nivel previo a la explotación (figura 17); y
3. seleccionar el valor más bajo entre γ_1 y γ_2 como nivel de γ para el cálculo del rendimiento de kril.

Dado que los valores de γ_1 y γ_2 serán diferentes, la tercera parte del criterio de decisión estipula la aplicación del valor menor. Un criterio de decisión similar se aplica a las pesquerías de bacalao de profundidad.

A medida que vayan surgiendo pesquerías nuevas o métodos de evaluación nuevos, se hará necesario elaborar nuevos criterios de decisión. Por ejemplo, estos serán necesarios para que las evaluaciones basadas en los datos del CEMP sean tomadas en cuenta al ajustar los límites de captura u otras medidas de ordenación. Los criterios de decisión vinculan los principios generales de la Convención con las evaluaciones científicas de pesquerías específicas. Son, pues, un componente esencial del enfoque científico de ordenación de pesquerías.

iv) Los modelos estratégicos como base científica para elaborar estrategias de ordenación

La aplicación del enfoque ecosistémico en la ordenación plantea nuevos obstáculos científicos. Como se explicó anteriormente, esta es una tarea que se debe realizar dentro de un sistema muy complejo, aún cuando se limita a unas pocas especies presa y depredadores claves y sus interacciones con el ambiente. Esto se complica por el hecho de que la investigación científica necesaria debe ser llevada a cabo en un ambiente remoto e inhóspito y con medios científicos y de apoyo muy limitados. A fin de vencer estas dificultades, la CCRVMA ha comenzado a elaborar modelos estratégicos mediante simulaciones computerizadas para establecer las prioridades científicas y elaborar y para evaluar las opciones de ordenación.

La elaboración de modelos estratégicos se basa en la combinación de modelos informáticos utilizados por la CCRVMA y de modelos nuevos para formar modelos de ecosistemas. La figura 18 demuestra cómo se relacionan los modelos para formar un modelo estratégico aplicable a la pesquería de kril. Estos modelos integrados están diseñados para incorporar las características del ecosistema que pueden afectar, o ser afectadas, por la ordenación de las pesquerías y la conservación. El propósito no es la elaboración de un modelo completo de los ecosistemas antárticos, sino más bien la elaboración de modelos que puedan esclarecer ciertas interrogantes científicas y de ordenación. Por ejemplo, estos modelos ayudan a decidir cuáles son los factores críticos que determinan el eventual éxito de un sistema de ordenación para una pesquería dada, y proporcionar una guía sobre la información que se necesita para asegurar su éxito. Así, los modelos estratégicos sirven para establecer prioridades científicas en términos de incertidumbres críticas y de los recursos científicos que se necesitan para resolverlas. Por ejemplo, se pueden utilizar modelos estratégicos para responder a preguntas tales como ¿Cuántas especies y qué distribución geográfica se debe controlar para tener un grado razonable de certeza de que los efectos adversos de la pesquería de kril en las especies dependientes serán detectados antes de que se excedan los efectos permitidos según el artículo II?

Nunca ningún modelo de ecosistema puede llegar a ser completo, ni se podrán incluir todos los componentes importantes de un ecosistema. Por esta razón se necesita elaborar un conjunto de modelos para determinar la validez de cualquiera de las conclusiones inferidas.

3.3 Aplicación del enfoque ecosistémico – Mortalidad incidental de aves marinas y efectos de la pesca en el medio ambiente

La CCRVMA ha abordado tres problemas importantes relacionados con la mortalidad de la fauna marina causada directa o indirectamente por la actividad del hombre, en especial de la pesca (pero sin excluir otras). Estos son:

- mortalidad incidental de aves marinas en las pesquerías, en particular en la de palangre;
- enredos de mamíferos marinos en los desechos marinos; y
- efectos de la pesca sobre el lecho marino.

i) Mortalidad incidental de aves marinas en las pesquerías,
en particular en las de palangre

Las pesquerías de palangre se iniciaron a mediados de los años ochenta para extraer bacalao de profundidad. En sus comienzos éstas operaron alrededor de las Rocas Cormorán, Georgia del Sur e islas Kerguelén. Sin embargo, en los últimos años se han extendido a otros caladeros, muchos de los cuales están situados cerca de las islas subantárticas que albergan a grandes colonias de reproducción de albatros y petreles, o que se encuentran en el radio de alimentación de estas aves. Un gran número de albatros y petreles mueren al tratar de apoderarse de calamares o peces utilizados como carnada durante las actividades de pesca con palangres. Esto representa un grave problema de conservación para la CCRVMA en el Area de la Convención, y en lo que respecta a las especies de interés para la CCRVMA, en las regiones situadas al norte del Area de la Convención.

El problema presenta dos aspectos:

- muerte de albatros y petreles causada por la pesca dentro del Area de la Convención;
y
- muerte de albatros y petreles que se reproducen dentro del Area de la Convención pero que han sido capturados por palangreros fuera de esta área (es decir, en las zonas donde hibernan los albatros).

En 1989 la Comisión exhortó a todos los miembros que realizaban operaciones de pesca con palangres a adoptar, lo antes posible, métodos para reducir la mortalidad incidental de aves marinas (en particular de albatros) causada por los palangres. En 1991, la CCRVMA adoptó la primera medida de conservación que requiere que los barcos palangreros que pescan bacalao de profundidad en el Area de la Convención utilicen estos métodos (en particular, líneas espantapájaros que impidan que las aves se acerquen a los anzuelos cebados). Asimismo, se dio una mayor prioridad a la notificación de la mortalidad incidental de aves marinas por parte de los observadores científicos que la concedida hasta entonces.

En 1993, el Comité Científico estableció el grupo de trabajo especial sobre la mortalidad incidental relacionada con la pesca de palangre (IMALF) con el cometido de analizar el tema, en especial con referencia al Area de la Convención y a los datos provenientes de los barcos que pescan en ella. El informe que este grupo presentó al Comité Científico en 1994 destacó

el problema grave al que se exponen los albatros del océano Austral, y al hecho de que estas aves corrieran más peligro fuera del Área de la Convención que dentro de ella. El informe señaló además que la pérdida de carnada causada por las aves podría reducir considerablemente la captura obtenida, por lo que los pescadores mismos se beneficiarían de la resolución de este problema.

Tras examinar los métodos para reducir la mortalidad incidental, la CCRVMA decidió incluir en sus medidas de conservación el calado de los palangres por la noche y la prohibición del vertido de desechos (lo cual atrae a las aves) durante el mismo. La CCRVMA exigió además la presencia de observadores científicos internacionales en todos los barcos palangreros que pescan fuera de sus aguas territoriales dentro del Área de la Convención. En 1995, el grupo especial IMALF - que ahora se reúne como parte del WG-FSA - destacó que: la recopilación de datos por los observadores científicos era vital para la notificación exacta de la mortalidad incidental; el calado nocturno reduce la mortalidad de los albatros en aproximadamente 80%; y las líneas espantapájaros también son eficaces en la reducción de las tasas de captura de aves cuando éstas son utilizadas correctamente.

Se mencionaron otras inquietudes:

- El calado nocturno puede aumentar la captura de petreles de mentón blanco (*Procellaria aequinoctialis*).
- El gran número de barcos que pesca ilegalmente en el Área de la Convención (presumiblemente, sin tomar medidas para evitar la captura de aves) constituye una seria amenaza para los albatros.
- Algunas especies de albatros corren aún más peligro en aquellas épocas del año en que sus zonas de alimentación coinciden en gran parte con las áreas de explotación de la pesquería de palangre (por ejemplo, el albatros de ceja negra y el albatros errante en marzo y abril).

El examen de estos problemas continúa.

Los datos más recientes (de la temporada de pesca de 1997/98) confirmaron que el calado nocturno, en combinación con el uso correcto de líneas espantapájaros, elimina casi totalmente la mortalidad de albatros, aunque la mortalidad del petrel de mentón blanco continúa. Se sigue capturando un gran número de aves cuando los barcos calan los palangres de día, durante el crepúsculo, o en noches con luz de luna, sin líneas espantapájaros.

Un análisis detallado de la relación entre la época del año y el riesgo de mortalidad de los albatros o petreles en la pesca de palangre dentro del Área de la Convención indicaba que la postergación del inicio de la temporada de la pesca de palangre del bacalao de profundidad del 1º marzo al 1º de mayo, lograría resultados muy positivos en tanto que todos los barcos cumplan con los requisitos del calado nocturno y el uso de líneas espantapájaros. Por ello, en 1997 la Comisión convino en postergar el inicio de la pesca de palangre en la mayoría de las pesquerías de *Dissostichus* spp. hasta el 1º de abril en 1998 y señaló su intención de retrasarla hasta el 1º de mayo en 1999. En 1998 se llegó a un arreglo, estableciendo el 15 de abril de 1999 como la fecha de inicio.

El tema de la pesca de palangre ilegal, no reglamentada y no declarada (INN) fue motivo de gran preocupación en la reunión de 1997 de la CCRVMA. El grupo especial IMALF estimó que la captura incidental de aves marinas en la pesquería reglamentada de palangre en 1997 era de 5 700 aves (40% de albatros, 48% de petreles de mentón blanco) en el sector del océano Atlántico y cerca de 1 000 aves (23% de albatros; 73% de petreles de mentón blanco) en el sector del océano Indico. En base a la relación conocida entre la captura de peces y la captura incidental de aves, y a las estimaciones de la captura de peces en la pesca INN, se estima que la captura incidental de aves marinas en la pesca INN es de 16 600 a 26 900 aves (si los barcos cumplen con las medidas de conservación dirigidas a la reducción de la captura incidental de aves marinas), o de 66 000 a 107 000 aves (si los barcos tienen un nivel de cumplimiento mínimo de las medidas de conservación). En ambos casos cabe la posibilidad de que la captura incidental de aves marinas en la pesquería no reglamentada sea 20 veces mayor que la de la pesquería reglamentada por lo menos. Esto daría lugar a una situación insostenible para las poblaciones de albatros y de petreles afectadas entre las que se incluyen dos especies de albatros (albatros errante y albatros de cabeza gris (*Diomedea chrysostoma*)) clasificadas como amenazadas “a nivel mundial”. La Comisión trató de resolver este grave problema durante sus reuniones de 1997 y 1998.

La rápida reacción de la CCRVMA en lo que se refiere a la elaboración y aplicación de métodos para reducir la mortalidad del albatros, junto con la buena voluntad de muchos capitanes de pesca para cooperar con los observadores científicos, han contribuido en gran medida a aliviar el problema dentro de la pesquería reglamentada, mientras se buscan métodos aún más efectivos a largo plazo (como por ejemplo el calado bajo el agua) para solucionar el problema. Para ayudar a los pescadores a reducir al mínimo la captura incidental de aves en las pesquerías de palangres de fondo, la CCRVMA ha publicado el libro “*Pesque en la mar, no en el cielo*”, que describe las técnicas para lograr este objetivo. El libro fue enviado a todos los miembros de la CCRVMA, a numerosas organizaciones y compañías pesqueras internacionales. Se espera que los palangreros que faenan en el Area de la Convención lo lleven a bordo.

La CCRVMA ha dado a conocer activamente la difícil situación de los petreles y albatros del océano Austral, y sus esfuerzos para combatir el problema. Asimismo, ha exhortado a muchos organismos, convenciones y comisiones pesqueras, a tomar medidas adecuadas en las zonas donde se congregan los petreles y albatros para invernar, particularmente con respecto a la pesca pelágica de palangre del atún y de otras especies de peces en la plataforma y el talud continental.

Otra causa, si bien menos importante, de mortalidad del albatros (y de otras aves marinas) es la colisión con los cables de la red que utilizan para controlar el rendimiento de los arrastres de fondo. La Comisión prohibió totalmente el uso de este dispositivo en el Area de la Convención a partir de la temporada 1994/95.

ii) Enredos de mamíferos marinos en los desechos marinos

Los enredos de mamíferos marinos en los desechos derivados de las actividades humanas constituyen un problema permanente en el Area de la Convención. En 1989 se informó a la Comisión que los enredos del lobo fino antártico en desechos marinos (en especial en fragmentos de redes de pesca) en el área de Georgia del Sur ocurrían con una frecuencia tal que cada año morían varios miles de ejemplares. La CCRVMA intensificó su campaña de cumplimiento de las disposiciones del anexo 5 de la Convención Marina para la Prevención del Vertido de Desechos desde los Barcos (MARPOL) en el Area de la Convención, y en particular procedió a informar, mediante carteles, a todos los barcos pesqueros acerca de la necesidad de evitar el vertido de desechos al mar y, en el caso de ser esto inevitable, de asegurar que cualquier material capaz de formar lazos fuera cortado.

El estudio de campo que investigó el índice de enredos del lobo fino antártico en Georgia del Sur indicaba que el número de ejemplares enredados en las redes disminuyó notablemente después de la adopción de esta medida (si bien en esa época las pesquerías de arrastre habían disminuido en el área), pero que el número de ejemplares enredados en los zunchos de empaque de polipropileno había aumentado. La CCRVMA impuso entonces una medida de conservación que exige la disminución gradual del uso de zunchos de empaque utilizados para el empaque de las cajas de cebo, hasta eliminarlo totalmente en los barcos pesqueros en la temporada 1995/96, y en todos los barcos dentro del Area de la Convención en la temporada 1996/97. A raíz de ello, se logró reducir el número de enredos del lobo fino antártico en estos zunchos. Se constató además, que la mayoría de los pocos zunchos de empaque que fueron encontrados en las playas habían sido previamente cortados. Actualmente el material en que se enreda la mayoría de los lobos finos son los fragmentos de palangres, de modo que todavía sigue siendo necesario recordar a los pescadores que no arrojen ningún material al mar, especialmente del tipo que pueda poner en peligro la vida de los animales marinos.

A un nivel más general, la CCRVMA intenta hacer un seguimiento de los niveles de desechos marinos en el océano Austral mediante el registro de la frecuencia con que los desechos aparecen en determinadas playas antárticas y subantárticas. En general, el alto nivel de desechos, la mayoría de los cuales provienen de barcos pesqueros, no parece haber disminuido (excepto posiblemente como resultado de la disminución del esfuerzo pesquero en los últimos años) y son lo suficientemente importantes como para indicar que los barcos que faenan en el océano Austral pueden mejorar aún más su cumplimiento de las disposiciones de MARPOL. La CCRVMA también dispone que los miembros lleven un registro de los artes de pesca que hayan perdido en el Area de la Convención.

iii) Efectos de la pesca en el lecho marino

La mayoría de las pesquerías de peces en el océano Austral, hasta fines de la década de los ochenta, fueron realizadas mediante arrastres de fondo. Este tipo de arrastre afecta el medio ambiente porque raspa y deja surcos en el lecho marino, manteniendo los sedimentos en suspensión y destruyendo el bentos (la fauna que vive sobre o en el fondo del mar). La diversidad y abundancia de la fauna béntica del océano Austral son comparables a las de las regiones tropicales, con un gran número de especies longevas y de lento crecimiento. No se conoce a ciencia cierta la gravedad de los efectos de los arrastres de fondo en la fauna béntica antártica, ni la destrucción de los nichos ecológicos y de las zonas de desove de los peces, pero cualesquiera que sean estos efectos, seguramente serán de larga duración debido a la fragilidad y a la lentitud de la recuperación de las comunidades bénticas.

A los efectos de reducir al mínimo el impacto de los arrastres en las especies que no son objetivo de las pesquerías y en el lecho marino, y conforme con su enfoque ecosistémico, la CCRVMA prohibió el uso de arrastres de fondo en la pesquería de draco rayado alrededor de Georgia del Sur y también la pesca dirigida a ciertas especies de peces demersales que sólo se capturan con este tipo de arrastre.

3.4 Aplicación del enfoque precautorio –
protección de especies no objetivo en las pesquerías de arrastre

i) Arrastres de fondo

El enfoque de especie única, que establece medidas de conservación en base a cada stock individualmente, presenta un riesgo considerable para las pesquerías sin objetivo concreto tales como las que emplean arrastres de fondo y explotan un grupo mixto de especies. Como resultado de esto, muchas de las especies extraídas como captura secundaria en las pesquerías de arrastre de fondo realizadas cerca de Georgia del Sur y de las islas Orcadas del Sur, como la trama jorobada, el draco antártico y el draco rayado, fueron explotadas en exceso antes de mediados de la década de los ochenta.

La CCRVMA ha mejorado la conservación de estas especies siguiendo un enfoque más flexible. Las capturas totales permisibles de las especies objetivo (TAC) están ligadas a los TAC de las especies secundarias, de modo que es posible cerrar una pesquería cuando se alcanza el TAC para una de las especies de captura secundaria (incluso cuando no se haya alcanzado el TAC de la especie objetivo). En otros casos, se puede prohibir la pesca de una especie objetivo debido al riesgo que representa para las especies secundarias (por ejemplo la pesquería del draco rayado alrededor de las islas Orcadas del Sur), o bien permitirla únicamente mediante arrastres de tipo pelágico cuyas capturas secundarias son bajas.

ii) Arrastres pelágicos de kril

Las capturas de kril se realizan en aguas de profundidad media con redes de arrastre de malla fina. Las capturas de kril a veces contienen una captura substancial de larvas y peces juveniles, como draco rayado, en la plataforma de Georgia del Sur. Las capturas secundarias son, por lo general, de mayor cuantía cuando las concentraciones de kril no son muy densas o están dispersas. No se sabe si la magnitud de las capturas secundarias del draco rayado, afectan su reclutamiento. La captura incidental de peces juveniles puede llegar a ser un problema grave cuando los stocks en desove de las especies explotadas se ha reducido a niveles tan bajos que el reclutamiento comienza a disminuir.

La CCRVMA ha pedido a los miembros que pescan kril en el Area de la Convención que proporcionen datos sobre la captura secundaria de peces juveniles en la pesquería de kril, y ha elaborado un método estándar para las observaciones científicas a bordo de los arrastreros de kril. Los resultados iniciales de estas investigaciones indican que hay grandes diferencias temporales y espaciales en relación con la presencia de peces en la captura de kril, lo cual dificulta en extremo la evaluación de la magnitud de las capturas secundarias y de su efecto en el reclutamiento de los stocks de peces. Además, la mayoría de los estudios actuales han sido realizados durante el verano austral. La CCRVMA ha pedido a sus miembros que intensifiquen sus investigaciones sobre la captura secundaria de peces juveniles abarcando a otras estaciones o temporadas a fin de evaluar con mayor exactitud la fecha y lugar más vulnerables para los peces, y que tomen las medidas necesarias.

3.5 Aplicación del enfoque precautorio –
Pesquerías nuevas y exploratorias

Las secciones anteriores han examinado dos componentes claves del sistema de ordenación de la CCRVMA – el enfoque ecosistémico y el principio de precaución. Conforme a éste último, la CCRVMA ha reconocido que las pesquerías deben ser manejadas desde su inicio, y ha adoptado medidas de conservación que establecen los requisitos que debe cumplir todo miembro que desee iniciar una pesquería de cualquier especie, o en cualquier lugar que no haya sido explotado anteriormente (figura 19). En la etapa de “pesquería nueva”, las medidas requieren que los miembros notifiquen a la CCRVMA sobre sus intenciones de iniciar la pesca, y presenten información sobre el tipo de pesquería propuesta y sobre la biología de la especie objetivo y los posibles efectos de la pesquería en las especies dependientes y relacionadas. En estos casos, la CCRVMA ha impuesto limitaciones sobre la captura y el esfuerzo de la pesca, y ha hecho obligatoria la observación científica de tales pesquerías. Asimismo, la explotación de una nueva pesquería ha sido limitada al miembro que presenta la notificación.

Después de su primer año de operación, la pesquería nueva pasa a ser una “pesquería exploratoria”. La medida de conservación relativa a las pesquerías exploratorias implementada por la Comisión permite la reglamentación continua de la pesquería mientras se reúne la información científica necesaria para realizar una evaluación completa de la pesquería y de los stocks pertinentes. Un componente principal de la etapa exploratoria es la implementación del plan de recopilación de datos necesarios para tal evaluación (figura 19).

La CCRVMA tiene como objetivo asegurar que la expansión de las pesquerías exploratorias no exceda el ritmo con el que se recopila la información necesaria para que la pesquería sea manejada de conformidad con los principios del artículo II. A fin de asegurar la presentación de la información adecuada, el Comité Científico elabora (y actualiza anualmente cuando es necesario) un plan de recopilación de datos. Dicho plan identifica el tipo de datos y cómo se deben obtener de la pesca exploratoria. Los miembros participantes deben presentar un plan de investigación y pesca, que luego es examinado por el Comité Científico y la Comisión. También deben presentar anualmente los datos requeridos por el plan de recopilación de datos. El Comité Científico también establece un límite de captura precautorio levemente mayor que el necesario para obtener la información requerida en el plan de recopilación de datos y para efectuar las evaluaciones.

Las deliberaciones de la CCRVMA con respecto a las pesquerías nuevas y exploratorias han puesto de relieve la necesidad de aclarar las decisiones y procedimientos de ordenación en las distintas etapas de desarrollo de cualquier pesquería. En particular, los esfuerzos se han concentrado en la elaboración de un criterio uniforme para la reanudación de “pesquerías caducadas” (es decir, aquellas cuyas operaciones han cesado desde hace algún tiempo) y “pesquerías cerradas” (es decir, aquellas cerradas por una medida de conservación) (figura 19). Si bien existe un acuerdo básico con respecto al principio que se debe aplicar un sistema de notificación (similar al de las pesquerías nuevas y exploratorias) a la reanudación de pesquerías cerradas o caducadas. Los detalles de cómo y hasta qué punto deben aplicarse procedimientos adicionales (como por ejemplo para la recopilación de datos) aún no se han determinado.

4. Conclusión

La CCRVMA está situada a la vanguardia en la ordenación precautoria y ecosistémica de las pesquerías. Las distintas iniciativas científicas y la información detallada que figura en este documento representan el conocimiento actual del Comité Científico. No obstante, mucho del trabajo descrito está en sus inicios y su efecto sólo podrá ser evaluado en el futuro. El desafío principal por ahora es asegurar que el Comité Científico divulgue sus resultados, y se mantenga al corriente de los nuevos descubrimientos a nivel mundial con respecto a la ordenación de pesquerías.

A pesar de su aparente simplicidad, el ecosistema marino antártico es tan complejo como muchos otros y el entorno inhóspito y variable hacen aún más compleja su dinámica. Las actividades humanas han contribuido a aumentar esta complejidad y han desfavorecido a este ecosistema en el pasado. El enfoque precautorio de la CCRVMA hacia la ordenación fue un intento innovador por asegurar que los excesos de la explotación reciente de los recursos vivos marinos antárticos en la zona no se repitan en el futuro. Esto ha planteado un serio desafío para los científicos encargados de brindar asesoramiento de ordenación para la CCRVMA. En consecuencia, el enfoque adoptado ha tenido que ser dinámico y ha debido tomar en cuenta los altos niveles de incertidumbre para asegurar su aplicación eficaz y segura. *Hacia una mejor comprensión del concepto de ordenación en la CCRVMA* es un punto de referencia y un intento por divulgar en términos simples el trabajo del Comité Científico.

Anexo I

Breve descripción de las especies más explotadas en el océano Austral

Kril (*Euphausia superba*)

Distribución

La distribución es circumpolar antártica, al sur del Frente Polar Antártico, con concentraciones abundantes en el Arco de Escocia y en algunas regiones del sector del océano Indico cercanas al continente. Se limita generalmente a las aguas superficiales antárticas (0-100 m de profundidad). También se encuentra cerca del lecho marino a una profundidad de 350–400 m en la plataforma.

Tamaño y edad

El largo máximo alcanzado por el kril es de 64 mm pudiendo vivir hasta los seis o siete años.

Biología

El kril hembra alcanza la madurez sexual a los dos años y los machos a los tres. Entre diciembre y marzo se desovan cerca de 10 000 huevos; la época del desove varía considerablemente de un año a otro. El éxito del reclutamiento parece relacionarse estrechamente con la extensión del campo de hielo en el invierno anterior y posterior al desove. En el verano, el kril se alimenta de plancton microscópico, como flagelados y diatomeas, mientras que en el invierno se alimenta de algas que crecen debajo de los bandejones de hielo. Las concentraciones de kril pueden cubrir un área de muchos kilómetros cuadrados y contener cientos de miles de toneladas de kril. El kril constituye el alimento básico del rorcual aliblanco, las focas, las aves marinas, los peces y los calamares. Dada su abundancia y ubicación en la cadena alimentaria entre el fitoplancton microscópico y los grandes depredadores vertebrados, se le considera la especie clave de la zona del campo de hielo estacional y de ciertas partes de zonas antárticas libres de hielo y de alta latitud.

Explotación

La explotación del kril comenzó en 1972/73 y repuntó en 1981/82 (figura 7). A mediados de los años ochenta, las capturas anuales se habían estabilizado en 350 000 a 400 000 toneladas, pero luego disminuyeron substancialmente a principios de los años noventa cuando los países de la antigua Unión Soviética cesaron la explotación. Las capturas anuales fluctúan actualmente entre 90 000 y 100 000 toneladas.

Estado

Es poco probable que el nivel de pesca actual tenga un efecto adverso en los stocks.

Trama jaspeada (*Notothenia rossii*)

Distribución

La trama jaspeada tiene una amplia distribución, y habita al extremo norte de la Península Antártica, alrededor del Arco de Escocia, las islas Príncipe Eduardo, Crozet, Kerguelén, Heard, McDonald y Macquarie, y los bancos de Ob y de Lena.

Tamaño y edad

La especie alcanza una longitud de 85 a 92 cm y un peso de 8 a 10 kg, y vive entre 15 y 20 años.

Biología

Se han podido distinguir tres estadios en el ciclo de vida de esta especie. Los alevines son pelágicos durante los primeros seis a doce meses de vida, luego se asientan en el fondo en aguas costeras, generalmente en lechos de algas marinas. Permanecen en aguas poco profundas entre cuatro y seis años. Al alcanzar la madurez a la edad de cinco a siete años cuando miden entre 43 y 48 cm, migran hacia alta mar buscando aguas más profundas donde se unen al stock en desove. El desove ocurre entre abril y junio en Georgia del Sur y entre junio y julio en los alrededores de las islas Kerguelén. Los huevos alcanzan 4,5 a 5,0 mm de diámetro. La fecundidad varía entre 19 000 a 130 000 huevos. Las larvas nacen en septiembre y octubre. Los hábitos alimentarios de la trama jaspeada obedecen al estadio del ciclo de vida. Los alevines se alimentan de pequeños copépodos microscópicos, anfípodos hipéridos y larvas de peces; los juveniles, de una variedad de anfípodos, isópodos, peces, eufáusidos y algas; mientras que los adultos, principalmente de eufáusidos, ctenóforos, peces y medusas.

Explotación

La trama jaspeada fue la especie objetivo de las primeras pesquerías realizadas en la Antártida (a fines de los años sesenta y comienzos de los setenta), en los alrededores de Georgia del Sur y de las islas Kerguelén (figuras 2 y 6). Las capturas excedieron de 100 000 toneladas en algunas temporadas, con una captura máxima de aproximadamente 400 000 toneladas en Georgia del Sur durante 1970/71 (figura 2). La especie fue explotada en las islas Orcadas del Sur (figura 3) y Shetland del Sur a fines de los años setenta y las capturas alcanzaron 20 000 toneladas durante 1979/80 alrededor de la isla Elefante. En 1985 la CCRVMA prohibió la pesca dirigida a este pez.

Estado

A pesar de haber estado protegidos por más de diez años, todos los stocks explotados aún corresponden a una fracción de su biomasa previa a la explotación. Sólo alrededor de las islas Kerguelén se han observado señales de que las poblaciones han comenzado a recuperarse.

Draco rayado (*Champscephalus gunnari*)Distribución

El draco rayado se encuentra a lo largo del Arco de Escocia desde las Rocas Cormorán y Georgia del Sur en el norte, hasta el oeste de isla Adelaida (Península Antártica) en el sur, alrededor de isla Bouvet y en la plataforma Kerguelén–Heard (Kerguelén, Banco de Skif, isla Heard y algunos bancos cercanos). Este pez vive en aguas costeras a profundidades de 100 a 350 m, aunque se le ha encontrado a profundidades de hasta 700 m.

Tamaño y edad

Esta especie crece hasta unos 60-66 cm en la región del Arco de Escocia, y 45 cm en la plataforma de Kerguelén–Heard. Las edades máximas en Georgia del Sur fueron estimadas en 12 a 15 años y en 5 a 6 años para Kerguelén.

Biología

El draco rayado depende de la disponibilidad de alimento en alta mar, de preferencia eufáusidos. El kril es el alimento básico en el sector del océano Atlántico, y en Georgia del Sur los anfípodos pelágicos y misidáceos constituyen una presa secundaria. En el sector del océano Indico, los eufáusidos reemplazan al kril o anfípodos como componente principal de la dieta. Los peces alcanzan la madurez sexual cuando llegan a medir 25 cm aproximadamente (a los 3 años de edad) en Georgia del Sur y en las islas Kerguelén, y cuando miden 35 cm (4–5 años) en el sur del Arco de Escocia. Con escasas excepciones, el desove ocurre en aguas costeras desde febrero a julio en el sector del océano Atlántico y desde abril a agosto/septiembre en el sector del océano Indico, pero existen diferencias en su cronología según los diferentes stocks. La fecundidad varía desde 1 200 a 31 000 huevos, según el tamaño del pez y la población a la que pertenece. El diámetro del huevo es de 3,5 a 4,1 mm en el sector del océano Atlántico y de 2,6 a 3,2 mm en el sector del océano Indico. Las larvas nacen en invierno/primavera en Georgia del Sur y en primavera/verano en otros lugares.

Explotación

El draco rayado fue uno de los principales objetivos de la pesquería de arrastre que duró entre 15 y 20 años, y que comenzó luego de que se agotaran los stocks de trama jaspeada (figuras 2 a 5). La pesquería frente a las islas Orcadas del Sur y Shetland del Sur cesó en la primera mitad de la década de los ochenta, luego de agotarse las dos clases anuales que constituían la mayor parte de la captura (figuras 3 y 4). Para fines de los años ochenta, la explotación en Georgia del Sur ya no era viable, a pesar de que se fijó un TAC menor para reanudar la pesquería con un esfuerzo pesquero menor (figura 2). Actualmente, la especie se explota en Georgia del Sur y en isla Heard, y en las islas Kerguelén sólo cuando ingresa una clase anual abundante a la pesquería (figura 5).

Estado

El stock de Georgia del Sur se recuperó luego de tres episodios de intensa explotación a mediados de los años setenta y a comienzos y mediados de los ochenta. Sin embargo, el stock continuó siendo pequeño luego de una cuarta disminución que ocurrió a fines de la temporada de 1989/90. La abundancia de los stocks de los alrededores de las islas Orcadas del Sur y Shetland del Sur es una fracción de su tamaño al comienzo de la pesquería en 1977/78. El stock de los alrededores de las islas Kerguelén sólo puede sostener a una pesquería cuando se recluta una clase anual fuerte y existen indicios de que este stock ha disminuido en la última década. Recientemente se ha fijado un TAC bajo para el stock que habita los bancos vecinos a isla Heard y que probablemente no ha sido explotado comercialmente en el pasado.

Trama gris (*Lepidonotothen squamifrons*)

Distribución

La trama gris tiene una distribución circumpolar alrededor de las islas subantárticas y de los montes submarinos que yacen entre ellas, como los bancos de Ob y Lena en el sector del océano Indico. La especie se encuentra hasta 800 m de profundidad.

Tamaño y edad

El tamaño máximo observado varía entre 50 y 55 cm y el peso entre 2 500 y 3 000 g. La especie vive de 16 a 20 años.

Biología

A pesar de que la trama gris se alimenta esencialmente de macrozooplancton, como eufáusidos, anfípodos pelágicos, medusas y salpas, por lo general se encuentra en el fondo. Este pez madura sexualmente al alcanzar una talla de 28 a 36 cm (entre 5 y 9 años de edad) en Georgia del Sur y en las islas Kerguelén. El desove ocurre desde octubre (en Kerguelén, Crozet) a febrero (en Georgia del Sur). La fecundidad varía desde 58 000 a 196 000 huevos, según el tamaño del pez. El diámetro de los huevos es de 1,4 a 1,7 mm y el nacimiento de las larvas comienza a fines de noviembre.

Explotación

La explotación comercial de esta especie se ha llevado a cabo en su mayor parte alrededor de las islas Kerguelén y los bancos de Ob y de Lena. No obstante, en Georgia del Sur, la trama gris se ha explotado en forma irregular, y por lo general se han extraído menos de 1 000 toneladas anuales. En las islas Kerguelén, la trama gris fue la tercera especie en importancia (siguiendo a la trama jaspeada y al draco rayado) de las extraídas durante casi dos décadas de explotación (figura 5). Las autoridades francesas cerraron la pesquería a principios de la década del noventa cuando se hizo evidente que el stock se había reducido considerablemente. La pesquería en los bancos de Ob y de Lena, donde la trama gris fue la única especie objetivo, fue cerrada por la CCRVMA a principios de los años noventa por la misma razón.

Estado

Las prospecciones más recientes indican que el stock alrededor de las islas Kerguelén todavía se encuentra a un nivel muy bajo y en consecuencia la pesquería continúa cerrada. No se conoce el estado de los stocks en los bancos de Ob y de Lena. En los últimos años, se fijó un TAC bajo para incentivar la reapertura de la pesquería y realizar una evaluación científica del estado del stock. No se extrajo este TAC y la pesquería fue cerrada nuevamente en 1997/98. Tampoco se conoce el estado del stock alrededor de Georgia del Sur y toda pesquería dirigida a esta especie está prohibida.

Bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*)

Distribución

El bacalao de profundidad se encuentra ampliamente distribuido, desde las aguas del talud continental de Chile y Argentina al sur de los paralelos 30 a 35°S, el sur de Sudáfrica y de Nueva Zelandia, hasta las islas y los bancos de las aguas subantárticas de los sectores de los océanos Atlántico e Indico, y la isla Macquarie en el límite entre los océanos Indico y Pacífico del océano Austral. La zona más meridional donde se ha encontrado esta especie son las islas Orcadas del Sur y las islas Sandwich del Sur. Se encuentra hasta 2 500 a 3 000 m de profundidad.

Tamaño y edad

El tamaño máximo observado es aproximadamente 238 cm y el peso 130 kg. Las estimaciones fiables de la edad de ejemplares que miden más de 100-120 cm son escasas, no obstante, los ejemplares que se aproximan al tamaño máximo posiblemente tengan entre 40 y 50 años de edad, o incluso más.

Biología

El bacalao de profundidad se alimenta de una variedad de otros peces, octópodos, calamares y crustáceos. Los peces maduran sexualmente cuando miden de 70 a 95 cm y tienen de 6 a 9 años de edad. El desove ocurre sobre el talud continental entre junio y septiembre. La fecundidad de la especie es de 48 000 a más de 500 000 huevos, y esto varía según el tamaño del pez y la ubicación geográfica. Los huevos, que miden aproximadamente de 4,3 a 4,7 mm de diámetro se encuentran generalmente en los 500 m superiores de la columna de agua, en aguas de 2 200 a 4 400 m de profundidad. La eclosión ocurre con toda probabilidad en octubre-noviembre.

Explotación

El bacalao de profundidad se explota con palangres y con arrastres de fondo, dentro y fuera del Área de la Convención donde se registraron las primeras capturas en 1976/77. A partir de 1985/86, la pesca de palangre se centró en los alrededores de Georgia del Sur, notificándose capturas anuales de 4 000 a 9 000 toneladas (figura 2). En los primeros años, la pesca fue realizada por palangreros soviéticos, pero actualmente la mayoría de los barcos que extraen esta especie son chilenos o argentinos. En la zona alrededor de las islas Kerguelén, se ha estado pescando bacalao de profundidad desde 1984/85, primero por barcos de la flota de la antigua Unión Soviética (y más tarde de Ucrania) y luego por arrastreros franceses. En los últimos años, ha sido explotada también por palangreros ucranianos. La captura anual notificada en esta región ha sido del orden de 1 000 a 9 000 toneladas (figura 5). Desde 1996/97, la pesca de palangre de bacalao de profundidad se ha expandido rápidamente a las aguas del talud continental de islas, bancos y montes submarinos de los sectores Índico y Pacífico del océano Austral que no habían sido explotados anteriormente. A pesar de las medidas de conservación impuestas por la CCRVMA, la pesca no reglamentada e ilegal sigue siendo notoria. En la temporada de 1996/97, se estimó que las capturas de la pesca no reglamentada quintuplicaron las de la pesca reglamentada como mínimo.

Bacalao antártico (*Dissostichus mawsoni*)

Distribución

El área de distribución del bacalao antártico abarca las aguas que rodean el continente antártico, con su límite norte situado cerca de los 60°S. Existen datos aislados que indican que se han observado ejemplares de la especie en zonas meridionales hasta los 57°S en los sectores de los océanos Índico y Atlántico. Su intervalo batimétrico se extiende hasta los 800 m.

Tamaño y edad

El valor máximo observado en relación al tamaño es 180 cm y al peso, cerca de 75 kg. Se ha estimado que los ejemplares que miden entre 140 y 165 cm tienen de 22 a 30 años de edad.

Biología

El bacalao antártico se alimenta de una variedad de otros peces, y de octópodos, calamares y crustáceos. Se cree que este pez madura a la misma edad en que lo hace el bacalao de profundidad y desova probablemente sobre el talud continental en agosto-septiembre. La fecundidad de la especie varía desde 470 000 a más de 1,3 millones de huevos, dependiendo de la longitud del pez.

Explotación

Desde 1996/97 el bacalao antártico ha pasado a ser el objetivo de varias pesquerías nuevas y exploratorias.

Estado

La pesquería está reglamentada por los TAC precautorios que impone la CCRVMA en las pesquerías nuevas y exploratorias.

Trama patagónica (*Patagonotothen guntheri*)

Distribución

La zona de distribución de la especie abarca la plataforma patagónica al sur de Argentina, frente a las islas Malvinas/Falklands y las Rocas Cormorán. Se han encontrado ejemplares aislados en Georgia del Sur. Abunda en aguas de menos de 250 m de profundidad, pero se ha encontrado a profundidades de hasta 350 m.

Tamaño y edad

La especie alcanza una longitud total de 23 cm. La edad máxima registrada es de 6 años.

Biología

La trama patagónica aparentemente es una especie bentopelágica, pues abandona el fondo para alimentarse en la columna de agua. En las Rocas Cormorán la especie se alimenta principalmente de kril y en proporción mucho menor, del anfípodo hipérico *Themisto gaudichaudii*. Este pez madura sexualmente cuando alcanza una longitud de 12 a 16 cm. El diámetro del huevo es de 1,4 mm. La fecundidad varía entre 6 000 y 23 000 huevos y el desove en el área de las Rocas Cormorán se produce desde septiembre a octubre.

Explotación

Esta especie fue explotada en el área de las Rocas Cormorán desde 1978/79 a 1989/90. Debido al tamaño pequeño de la especie, las capturas se utilizaron principalmente para la producción de harina de pescado. La CCRVMA cerró la pesquería cuando se hizo evidente que el stock se estaba agotando.

Estado

No se conoce el estado actual del stock. La CCRVMA ha prohibido la pesca dirigida a esta especie.

Linternilla subantártica (*Electrona carlsbergi*)

Distribución

La especie tiene una distribución circumpolar entre la convergencia subtropical y las aguas al sur del Frente Polar Antártico. Se han encontrado concentraciones densas alrededor de las islas Georgia del Sur y de las Rocas Cormorán. La linternilla subantártica se encuentra generalmente en los 200 m superiores de la columna de agua, pero también se la encuentra a profundidades mayores hacia la convergencia subtropical.

Tamaño y edad

Este pez vive de cuatro a cinco años, alcanzando una longitud máxima de 10 cm y un peso máximo de 14 g.

Biología

Los componentes principales de la dieta son copépodos, anfípodos pelágicos y eufáusidos. Los peces maduran sexualmente al alcanzar una talla de 75 a 78 mm. El desove probablemente ocurre entre las zonas polares subantárticas y subtropicales durante el período verano/otoño austral. Los huevos miden de 0,7 a 0,8 mm de diámetro. Esta especie desova varias veces durante la temporada de desove. No se sabe cuando tiene lugar la eclosión.

Explotación

La antigua Unión Soviética comenzó una pesquería de arrastre de linternillas (que fue notificada indiscriminadamente como de *E. carlsbergi*) en el Frente Polar Antártico durante la década de los ochenta, e inicialmente las capturas anuales oscilaron entre 500 y 2 500 toneladas. A partir de 1987/88, se registró un aumento de 14 000 a 23 000 – 29 000 toneladas en las dos temporadas subsiguientes. Las capturas alcanzaron un máximo en 1990/91 (78 000 toneladas) y en 1991/92 (51 000 toneladas) (figura 2). La pesquería cesó en la temporada 1992/93, por considerarse que había dejado de ser económicamente viable.

Estado

No se conoce el estado del stock. La CCRVMA ha impuesto un TAC para la pesquería de la región de Georgia del Sur (Subárea estadística 48.3).

Trama jorobada (*Gobionotothen gibberifrons*)

Distribución

La distribución geográfica de esta especie se limita al sector del océano Atlántico (la parte norte de la Península Antártica y las islas del Arco de Escocia). La trama jorobada se encuentra en profundidades de hasta 750 m, pero es más abundante entre los 100 y 400 m de profundidad.

Tamaño y edad

La especie crece hasta alcanzar 55 cm de largo y 1 800 a 2 000 g de peso. En Georgia del Sur, puede vivir de 15 a 20 años.

Biología

La trama jorobada se alimenta esencialmente de especies que habitan en el bentos, como el gusano de tubo, estrellas de mar, erizos y moluscos. Los peces maduran sexualmente cuando miden de 34 a 36 cm en Georgia del Sur y a una talla ligeramente inferior en los caladeros más al sur. El desove ocurre a fines del invierno austral, aunque se dan diferencias latitudinales entre un stock y otro. La fecundidad varía de 21 000 a 130 000 huevos. El diámetro del huevo es 2,0 a 2,5 mm. Las larvas nacen en primavera y a comienzos del verano. Los juveniles son pelágicos pero luego pasan a ser bénticos a fines del verano austral.

Explotación

Las primeras capturas de esta especie se notificaron en 1976/77. Junto con algunas especies de dracos, la trama jorobada en general se ha capturado secundariamente en la pesquería de arrastre de fondo dirigida al draco rayado. Sólo en algunos años, por ejemplo en 1977/78 en Georgia del Sur, fue la especie objetivo de la pesquería, habiéndose extraído entre 5 000 y 10 000 toneladas anuales. La CCRVMA cerró la pesquería de esta especie en 1989.

Estado

Existen indicios de que el stock de la zona alrededor de Georgia del Sur se ha recuperado en parte. No se conoce el estado del stock en los alrededores de las islas Orcadas del Sur. Aparentemente, el stock de alrededor de isla Elefante no ha sido afectado por la pesca.

Draco espinudo (*Chaenodraco wilsoni*)Distribución

El draco espinudo tiene una distribución circumpolar que, según algunos datos, se extiende hasta las islas Orcadas del Sur y las islas Shetland del Sur. Se encuentra hasta profundidades de 800 m.

Tamaño y edad

El tamaño máximo observado es de 43 cm y el peso, cerca de 700 g. Las edades no han sido estimadas.

Biología

El draco espinudo se alimenta predominantemente de kril, y en menor cantidad de peces. Madura sexualmente cuando alcanza los 23 cm de longitud y desova de octubre a noviembre pero se desconoce el lugar. La fecundidad varía de 300 a 2 000 huevos en los peces de 30 a 32 cm de largo. El diámetro del huevo es de 4,4 a 4,9 mm. y es posible que la eclosión tenga lugar en otoño y comienzos del invierno austral.

Explotación

Barcos arrastreros polacos y de Alemania Oriental notificaron capturas de 10 100 toneladas y 4 300 toneladas respectivamente, extraídas en la Subárea estadística 48.1 en 1978/79 y 1979/80 cuando se detectaron concentraciones de esta especie al norte y al noreste de la isla Joinville, en el extremo de la Península Antártica (figura 4). En la década de los ochenta la especie fue capturada regularmente en una pesquería exploratoria de la Unión Soviética realizada frente al continente antártico. Según las condiciones del hielo marino y la disponibilidad de concentraciones, la captura anual fluctuó entre 270 y 1 800 toneladas. La pesquería cesó a fines de los años ochenta cuando dejó de considerarse económicamente viable.

Estado

Se desconoce el estado del stock.

Draco antártico (*Chaenocephalus aceratus*)

Distribución

La distribución geográfica de esta especie se limita al sector del océano Atlántico - la zona norte de la Península Antártica, las islas del Arco de Escocia, la isla Bouvet. El draco antártico se encuentra a una profundidad de hasta 770 m, pero es más abundante entre los 100 y 350 m de profundidad.

Tamaño y edad

Las hembras alcanzan 70 a 75 cm de largo y pueden pesar hasta 3 800 g; los machos alcanzan 55 a 58 cm y un peso de 1 300 g. En Georgia del Sur, pueden vivir entre 13 y 15 años.

Biología

Los alevines y juveniles de hasta 30 cm de largo se alimentan predominantemente de organismos pelágicos y bentopelágicos, como el kril y los misidáceos. Los juveniles más maduros y los adultos habitan el fondo y se alimentan principalmente de otros peces. Los machos maduran sexualmente cuando llegan a medir 35 a 45 cm y las hembras 45 a 55 cm. La especie desova entre abril y julio en aguas costeras. La fecundidad varía desde los 3 000 a 22 000 huevos. El diámetro de los huevos maduros es de 4,4 a 4,7 mm. Las larvas nacen entre agosto y octubre.

Explotación

Se han notificado capturas de esta especie desde 1976/77. Esencialmente, el draco antártico ha sido una especie de la captura secundaria en las pesquerías de arrastre de fondo dirigidas al draco rayado. Sólo en contadas ocasiones, como en 1977/78 en Georgia del Sur, ha sido el objetivo de una pesquería. Las capturas anuales notificadas jamás sobrepasaron unos pocos miles por subárea estadística, no obstante, existen indicios de que parte de la captura secundaria de otras pesquerías no fue declarada. La CCRVMA cerró la pesquería en 1989 luego de que las evaluaciones de los stocks indicaran que algunos se habían reducido a menos del 50% de su tamaño previo a la explotación.

Estado

Las prospecciones de investigación indican que los stocks de los alrededores de Georgia del Sur y de isla Elefante se han recuperado considerablemente. No se conoce el estado del stock de los alrededores de las islas Orcadas del Sur.

Draco cocodrilo (*Pseudochaenichthys georgianus*)

Distribución

La especie se encuentra en las islas del arco de Escocia y en el extremo norte de la Península Antártica hasta una profundidad de 475 m.

Tamaño y edad

La especie crece hasta 55 ó 60 cm y pesa de 2 000 a 2 500 g. Se han notificado ejemplares de hasta 15 años de edad, no obstante los cálculos de la edad varían ampliamente entre distintos investigadores.

Biología

El draco cocodrilo de Georgia del Sur se alimenta casi exclusivamente de kril y de peces. En Georgia del Sur este pez desova en el otoño austral (de marzo a mayo). La fecundidad varía

de 5 000 a 11 000 huevos los cuales miden hasta 4,8 mm de diámetro. Las larvas nacen entre agosto y octubre.

Explotación

Las primeras capturas fueron notificadas en 1976/77. Se ha capturado en forma regular como captura secundaria de las pesquerías de arrastre de fondo, pero sólo ha sido especie objetivo en algunos años, por ejemplo en 1977/78 en Georgia del Sur y en 1979/80 en las islas Orcadas del Sur. La captura anual notificada fue de unos pocos miles de toneladas por subárea estadística en 1977/78. Sin embargo, existen indicios de que no se declaró parte de la captura secundaria de otras pesquerías. La pesquería de esta especie se cerró en 1989 cuando se hizo evidente que los stocks de Georgia del Sur y de los alrededores de las islas Orcadas del Sur se estaban agotando.

Estado

El stock en Georgia del Sur parece haberse recuperado en parte de la explotación realizada a fines de los años setenta y comienzos de los ochenta. No se conoce el estado del stock de los alrededores de las islas Orcadas del Sur.

Centollas subantárticas (*Paralomis spinosissima*, *P. formosa*)

Distribución

Estas especies se han encontrado en las Orcadas del Sur, pero parecen ser más abundantes en Georgia del Sur – en la zona de las Rocas Cormorán. Se encuentran en el intervalo de 100 a más de 1 000 m de profundidad.

Tamaño y edad

En Georgia del Sur, el largo máximo del cefalotórax de los machos de *P. spinosissima* es de 122 mm y 112 mm para las hembras; para los machos de *P. formosa* este valor es de 102 mm. Por el momento no existen estimaciones de la edad.

Biología

La información biológica de las dos especies se limita a estimaciones del tamaño al llegar a la madurez sexual. Las hembras de *P. spinosissima* maduran cuando su cefalotórax mide 62 mm de largo. Los machos de la misma especie maduran cuando el cefalotórax mide 66 mm (en las Rocas Cormorán) y 75 mm (en Georgia del Sur); los machos de *P. formosa* maduran cuando el cefalotórax mide 80 mm de largo (en Georgia del Sur).

Explotación

P. spinosissima fue la especie objetivo de la pesquería experimental de centollas en el área de las Rocas Cormorán – Georgia del Sur entre 1992/93 y 1995/96. La extracción se realizó con trampas; el uso de todos los demás artes de fondo para la captura de centollas fue prohibido. La pesca se limitó a las centollas macho sexualmente maduras. Se impuso un TAC de 1 600 toneladas por año a la pesquería. El barco estadounidense que participó en ella extrajo un total de 835 toneladas de centollas durante tres temporadas (ver sección 1.2). La pesquería cesó al final de la temporada 1995/96 por no resultar rentable.

Estado

No se conocen los efectos de la pesca en estos stocks.

Martialia hyadesi

Distribución

La especie tiene una distribución circumpolar antártica que se relaciona con el Frente Polar Antártico. Parece ser particularmente abundante en el sector suroeste del océano Atlántico, aunque también se da en los alrededores de las islas Kerguelén y Macquarie.

Tamaño y edad

El manto del animal alcanza un largo máximo de 50 cm. Se cree que la especie vive unos dos años.

Biología

M. hyadesi se alimenta principalmente de peces mesopelágicos, como la linternilla. La especie sólo se reproduce una vez en su ciclo de vida. No se sabe dónde desova, pero se capturaron unos pocos ejemplares juveniles de escaso tamaño en el borde de la plataforma patagónica, lo que tal vez indique que esta zona sea uno de los lugares de desove. Esta especie es un componente importante en la dieta del bacalao de profundidad, el elefante marino austral, los albatros de cabeza gris y de ceja negra y el petrel de mentón blanco.

Explotación

M. hyadesi se captura regularmente en pequeñas cantidades en la pesquería del calamar *Illex argentinus* que se realiza al extremo este de la plataforma patagónica. En algunos años de condiciones oceanográficas muy favorables, la especie aparece en mayores proporciones en la captura secundaria de esta pesquería. Al borde de la plataforma patagónica hacia el noreste de las islas Malvinas/Falklands se extrajeron en 1995 cerca de 26 000 toneladas. Actualmente se realiza una pesquería exploratoria de *M. hyadesi* en la Subárea estadística 48.3 (Georgia del Sur), en la cual se capturaron cerca de 80 toneladas en 1996/97.

Estado

No se conoce el estado del stock.

Anexo II

Breve descripción de las especies estudiadas en el Programa de la CCRVMA de Seguimiento del Ecosistema

Lobo fino antártico (*Arctocephalus gazella*)

Distribución

Los lobos finos se reproducen en la mayoría de las islas subantárticas de los sectores del océano Atlántico e Indico desde Georgia del Sur hasta la isla Macquarie, pero ~95% de la población mundial se encuentra en Georgia del Sur. Tienen colonias pequeñas en las islas Sandwich del Sur, Orcadas del Sur y Shetland del Sur y en algunos lugares al norte de la Península Antártica. La población total en Georgia del Sur alcanza los 3 millones. Aunque los machos generalmente migran al sur desde Georgia del Sur hacia el borde del hielo luego del período de reproducción, algunos permanecen en Georgia del Sur durante todo el invierno. Las hembras se dispersan luego de reproducirse pero no se conoce su distribución en el mar.

Tamaño y edad

Los machos adultos miden hasta 2 m de largo, pesan de 120 a 220 kg y viven hasta unos 15 años. La madurez sexual se alcanza aproximadamente a los cuatro años de edad, pero los machos no copulan hasta los 6 ó 7 años. Las hembras adultas llegan a medir 1,5 m de largo, pesan de 25 a 60 kg y viven hasta 20 años. Alcanzan la madurez entre los 2 y 4 años y, por lo general, producen un solo cachorro por año.

Biología

En el sector del océano Atlántico, el lobo fino antártico se alimenta de kril (*Euphausia superba*), pero también de peces como el draco rayado y las linternillas (Myctophidae). En el sector del océano Indico se alimentan principalmente de linternillas. Dan a luz desde fines de noviembre hasta comienzos de enero, cuando los machos dominantes mantienen sus áreas territoriales en las colonias de reproducción. Las hembras copulan nuevamente cinco o siete días después del parto y después realizan viajes de cuatro a seis días al mar en busca de alimento. La lactancia dura cuatro meses y el destete ocurre a principios de abril.

Explotación

La especie fue casi exterminada por la industria foquera en el siglo XIX y comienzos del siglo XX. Para el año 1920 la especie se había considerado extinta, pero durante los años veinte se registraron avistamientos en Georgia del Sur. En 1957 se observó la existencia de una colonia. Durante los años sesenta la tasa de crecimiento de la población se aproximaba al máximo biológico (18% por año); para la década de los ochenta ésta había disminuido al 10% por año.

Estado

El número de lobos finos está aumentando en todo el océano Austral. En algunos lugares este aumento puede deberse a la emigración desde Georgia del Sur. Se cree que los enredos en los desechos marinos constituyen la única amenaza actual para la especie.

Foca cangrejera (*Lobodon carcinophagus*)

Distribución

Si bien esta especie tiene una distribución circumpolar antártica, dentro del campo de hielo, es especialmente abundante hacia la zona marginal del hielo. Se ha demostrado que se desplazan muchos miles de kilómetros y existen indicios de que las focas cangrejeras de la Antártida pertenecen a una población única sin segregación (o con muy poca) entre las zonas marginales del campo de hielo. Generalmente se encuentran solitarias, pero a veces se las ve nadando en grupos compactos de 50 a 100 animales.

Tamaño y edad

La foca cangrejera alcanza 2,6 m de largo, pesa entre 200–300 kg y puede vivir hasta 40 años. La madurez sexual de los machos y las hembras ocurre entre los 4 y 6 años de edad.

Biología

El kril es el componente principal de su dieta, complementada por una proporción pequeña de peces, como el diablillo antártico (*Pleuragramma antarcticum*). El comportamiento de buceo obedece a su alimentación basada en el kril, alcanzando profundidades de 50 a 60 m. Las crías nacen en septiembre y octubre. La lactancia dura de 15 a 20 días y, cuando se aproxima el destete, las madres copulan con el macho de turno.

Explotación

En el pasado se explotaban pequeñas cantidades de focas cangrejeras para la alimentación de perros de trineo, y ocasionalmente como parte de una extracción comercial limitada. Actualmente no hay explotación.

Estado

Las estimaciones del número de focas cangrejeras varía desde 7 a 30 millones. Es probable que una cifra entre 10 y 12 millones se aproxime más a la realidad, pero se necesitan estimaciones más precisas para determinar las tendencias en el tamaño de la población. Actualmente no se conocen amenazas para la foca cangrejera.

Pingüino adelia (*Pygoscelis adeliae*)

Distribución

La distribución de esta especie durante la reproducción es circumpolar antártica con grupos concentrados en el mar de Ross, la Península Antártica y grupos de islas cercanas, alcanzando al norte hasta las islas Sandwich del Sur. Fuera de la temporada de reproducción la especie se limita al campo de hielo y a las zonas de hielo marginal. El mínimo de la población reproductora se estima en aproximadamente 2,5 millones de parejas.

Tamaño

Mide 70 cm de largo total y pesa unos 4 a 5 kg.

Biología

La época de reproducción comienza en octubre y termina en febrero. Los huevos se incuban por un período de 35 días (efectuado en dos turnos largos por cada uno de los progenitores) y las crías tienen un período de guardería de 50 a 60 días. Las aves generalmente mudan en el

hielo marino antes de que las aves se dispersen hacia el campo de hielo y las zonas de hielo marginal en el invierno. Como término medio, la reproducción comienza a los 5 años (hembras) y 6 años (machos), y puede continuar por 8 a 10 temporadas. Poseen un alto grado de fidelidad hacia el sitio de nidificación, a la colonia y al lugar de nacimiento. Los juveniles por lo general regresan a su lugar de nacimiento a los dos años de edad.

La dieta del pingüino consiste principalmente de crustáceos (kril), pero los peces como la linternilla pueden jugar un papel importante en la dieta de las colonias del continente antártico. De los crustáceos, *E. superba* domina la dieta de las aves que se reproducen en la región de la Península. En el mar de Ross, *E. crystallophias* es dominante; en otros lugares continentales consumen ambas especies de *Euphausia*, y las proporciones varían substancialmente durante el año y entre un año y otro.

Estado

En el mar de Ross, las colonias disminuyeron antes de los años setenta, permanecieron estables durante esa década y aumentaron de manera significativa durante los ochenta, pero en la actualidad están disminuyendo nuevamente. En otros lugares continentales los pocos datos conocidos indican que ha habido estabilidad o un ligero aumento desde la década de los cincuenta hasta la de los ochenta, y aumentos locales durante la década de los noventa. En la región de la Península, las colonias fueron aumentando paulatinamente entre los años cuarenta a setenta, permanecieron estables (con fluctuaciones considerables) durante los ochenta, para volver a disminuir en la década siguiente.

Pingüino de barbijo (*P. antarctica*)

Distribución

La reproducción tiene lugar dentro de los confines de la región norte de la Península Antártica y los grupos de islas cercanas (particularmente las islas Sandwich del Sur), limitadas al norte por Georgia del Sur. Los únicos otros sitios de reproducción son las islas Peter I, Balleny y Heard, pero no se conoce exactamente el estado actual de éstas. La población reproductora a nivel global se estima en 7.5 millones de parejas – pero esto supone que hay 5 millones de parejas en las islas Sandwich del Sur que no han sido estudiadas adecuadamente.

Tamaño

Su largo total es de 70 cm y pesa unos 4 kg.

Biología

La duración y cronología del ciclo reproductor son similares a los del pingüino adelia pero suceden con un mes de atraso, es decir, fines de octubre-comienzos de noviembre hasta fines de febrero-comienzos de marzo. Después de la reproducción, los pingüinos de barbijo mudan su plumaje (principalmente en tierra, a menudo cerca de los sitios de reproducción) y luego se dispersan hacia áreas de aguas descubiertas, al borde de la zona marginal de hielo. No se han registrado datos sobre la edad en que se reproducen, la fidelidad al sitio y su tasa de supervivencia, pero se cree que son similares a los del pingüino adelia. Durante el período de reproducción se alimentan casi exclusivamente de kril.

Estado

La población de la Península ha aumentado rápidamente desde los años cuarenta a los setenta. Se registraron fluctuaciones substanciales hasta 1990 pero las poblaciones se mantuvieron

básicamente estables. No obstante, existen indicios de que la población ha disminuido recientemente en varios sitios.

Pingüino papúa (*P. papua*)

Distribución

Las colonias de reproducción están distribuidas ampliamente en las islas subantárticas de los océanos Atlántico e Indico y en isla Macquarie; el pingüino papúa también se encuentra en la Península (y grupos de islas cercanas) al sur de los 64°S. La población reproductora total es de aproximadamente 317 000 parejas (33% en Georgia del Sur, 21% en las Malvinas/Falklands, 12% en Kerguelén).

Tamaño

El largo total de la especie es de 75 cm y pesa de 5 a 7 kg.

Biología

Se cree que en la mayoría de los sitios la mayor parte de la población permanece en los alrededores del lugar de reproducción todo el año. El comienzo de la reproducción es muy variable entre un año y otro, y un sitio y otro, pero en los sitios del océano Indico ocurre antes (junio) y dura más. No obstante, por lo general la reproducción comienza más tarde (octubre) y está más sincronizada, por ejemplo en Georgia del Sur y en las islas Shetland del Sur. La incubación dura 35 días (realizado en turnos de uno a tres días) y el período de guardería entre 80 y 120 días. Después de la reproducción las aves mudan su plumaje en tierra, a menudo cerca de la colonia de reproducción. La reproducción puede comenzar a los 2 años de edad (promedio 3 años) y su fertilidad dura 8 a 10 temporadas como promedio. Muestra gran fidelidad hacia el sitio y la pareja pero las colonias tienden a cambiar de ubicación periódicamente. En el sector del océano Atlántico, la dieta se compone principalmente de *Euphausia superba*; también incluye, aunque menos a menudo, cantidades substanciales de peces, especialmente draco rayado (*Champscephalus gunnari*) y nototénidos. En el océano Indico los peces (especialmente mictófidios y nototénidos), predominan en la dieta de este animal; también se alimentan de crustáceos, principalmente de *E. vallentini* (y *Nauticaris marionensis* en isla Marion).

Estado

En las islas Malvinas/Falklands y Georgia del Sur, su número ha disminuido en un 20 a 40% en los últimos 20 años. Algunas poblaciones de la Península han aumentado en cantidades similares en los últimos 10 a 15 años. Algunas poblaciones, especialmente las del océano Indico, son muy susceptibles a perturbaciones por parte del ser humano.

Pingüino macaroni (*Eudyptes chrysolophus*)

Distribución

Esta especie se reproduce en colonias por lo general muy grandes que se encuentran ampliamente distribuidas en las islas subantárticas e islas similares de los océanos Atlántico e Indico desde Chile hasta isla Heard. La isla Elefante (Islas Shetland del Sur) representa el límite sur de su distribución. Se estima que la población reproductora total es de unos 9 millones de parejas, pero no existen datos fiables recientes para muchos sitios. Los más

conocidos, en orden de importancia, son las islas Georgia del Sur, Crozet, Kerguelén, Heard y Macdonald. Fuera de la temporada de reproducción su distribución es prácticamente desconocida.

Tamaño

El pingüino macaroni tiene un largo total de 70 cm y pesa entre 3 y 4 kg. La especie presenta un dimorfismo sexual marcado; el macho es 10% más grande que la hembra.

Biología

Este pingüino regresa a las colonias a fines de octubre-comienzos de noviembre. La incubación dura 35 días, y luego de la eclosión los polluelos son empollados por unos 20 días en tres turnos largos, el del medio realizado por la hembra. El período de guardería dura entre 55 y 70 días. Luego los adultos pasan de 15 a 30 días en el mar antes de retornar a la colonia de reproducción por unos 20 días mientras dura la muda del plumaje y el ayuno. En general se reproduce por primera vez a los 8 años de edad, y demuestra alta fidelidad hacia el sitio y su pareja. Los juveniles de todas las edades retornan a tierra para la muda, a menudo a la colonia natal. Se alimentan principalmente, y a veces exclusivamente, de crustáceos eufáusidos, generalmente *E. superba*, (algunas veces *Thysanoessa* spp.) o *E. vallentini* en el océano Indico. En algunas ocasiones consumen peces pequeños (mictófidos en particular) por lo general hacia el final del período de guardería. También consume el anfípodo *T. gaudichaudii*.

Estado

Se cuenta con muy poca información. En las islas Kerguelén hubo un aumento de su abundancia desde 1962 a 1985; no se dispone de información a partir de entonces. En Georgia del Sur la población probablemente aumentó entre los años cincuenta y setenta; desde 1977 ha habido una disminución notable, quizás de hasta un 50%.

Albatros de ceja negra (*Diomedea melanophrys*)

Distribución

El albatros de ceja negra se reproduce en las islas Georgia del Sur, Crozet, Kerguelén, Heard, Macquarie y Antípodas; también en las Malvinas/Falklands y en Sudamérica. La población mundial es de aproximadamente 680 000 parejas, el 86% habita las islas Malvinas/Falklands y el 10% Georgia del Sur. En la época de reproducción, por lo general se le encuentra en las plataformas continentales y zonas frontales adyacentes. Las aves que no se están reproduciendo y los juveniles están distribuidos ampliamente entre los 40 y 65°S. Las aves reproductoras emigran hacia el norte en invierno, especialmente hacia las aguas costeras de Sudamérica, Sudáfrica y Australia.

Tamaño

Este albatros mide 50 cm (con un largo total de unos 90 cm) de alto, pesa aproximadamente 4 kg y su envergadura alcanza los 250 cm.

Biología

En septiembre-octubre los adultos regresan a sus colonias y la puesta ocurre de mediados a fines de octubre. Los huevos se incuban por 68 días y los polluelos empluman en abril-mayo después de otros 115 días. Los adultos demuestran una notable fidelidad hacia el sitio y hacia

la pareja, y los juveniles hacia su lugar de nacimiento. Esta ave se reproduce por primera vez a los 10 años aproximadamente. La dieta se compone de una mezcla variada de crustáceos, peces y cefalópodos. En Georgia del Sur, se compone de peces (generalmente *P. guntheri*, *P. georgianus* y *C. gunnari*); calamares (principalmente omnastréfidos *M. hyadesi*) y crustáceos (principalmente *E. superba*). En el océano Indico, predomina el consumo de peces, y también de calamares omnastréfidos; ocasionalmente consume crustáceos. La dieta carece de kril.

Estado

La población en las islas Malvinas/Falklands aumentó rápidamente en los años ochenta (coincidiendo con el establecimiento de una pesquería que produjo un gran volumen de desechos) pero actualmente se ha estabilizado. La población en las islas Bird y Georgia del Sur fluctuó, pero se mantuvo relativamente estable hasta fines de los años ochenta. Desde 1989 se ha venido registrando una disminución del 7% por año. También han disminuido la supervivencia adulta y en particular, el reclutamiento de los juveniles. Se cree que la causa más probable de estas reducciones es la interacción con la pesquería de palangre, especialmente la del bacalao de profundidad realizada alrededor de Georgia del Sur y en otros lugares fuera de la temporada de reproducción. La población en Kerguelén también está disminuyendo; la abundancia en el mar en la región de la bahía de Prydz disminuyó significativamente entre 1981 y 1993.

Petrel antártico (*Thalassoica antarctica*)

Distribución

La reproducción solamente ocurre en el continente antártico. Todas las colonias, excepto una de las 35 conocidas se encuentran al este del continente antártico. Las colonias son, por lo general muy grandes, y muchas se encuentran en las cimas de las montañas, tierra adentro. Las aves se alimentan por lo general en mar abierto, cerca del hielo. Fuera de la época de reproducción se encuentran cerca de polinias en el campo de hielo y en la zona de hielo marginal. No se conoce el tamaño de la población mundial, pero algunos cálculos aproximados lo estiman en varios millones de aves.

Tamaño

Su largo total es de 45 cm, con una envergadura de 100 cm y peso aproximado de 700 g.

Biología

Las aves llegan a la colonia a principios de octubre y ponen sus huevos a mediados de noviembre. Los polluelos mudan su plumaje a principios de mayo, luego de períodos de incubación y de guardería de 45 días cada uno. Se conoce muy poco sobre su demografía. En la época de reproducción se alimentan esencialmente de kril, pero también se ha registrado el consumo de cantidades substanciales de calamares y peces (en especial *Pleuragramma*).

Estado

No existe información.

Damero del cabo (*Daption capense*)

Distribución

El damero del cabo se reproduce en todas las islas subantárticas (hasta las islas Chatham y Nueva Zelandia), alrededor del continente antártico (principalmente en el sector del océano Índico) y tiene una amplia distribución al norte de la Península Antártica y los grupos de islas cercanas. Las aves reproductoras se encuentran principalmente en aguas de la plataforma durante la temporada de reproducción y se han registrado muy pocas al norte de los 50°S. En marzo las aves emigran en masa hacia el norte, y una proporción substancial de ellas pasa el invierno al norte de los 20°S, frente a las costas de Sudamérica, Sudáfrica y Australia. No se conoce la población mundial pero asciende sin lugar a dudas a varios millones.

Tamaño

Las aves adultas miden un alto total de 40 cm, pesa aproximadamente 450 g y su envergadura es de 85 cm.

Biología

Las aves retornan a la colonia de reproducción en septiembre-octubre y ponen en noviembre-diciembre. Los polluelos mudan su plumaje en marzo luego de 45 días de incubación y 50 días de cría aproximadamente. El petrel damero se reproduce por primera vez a los 6 años más o menos. La dieta en la temporada de reproducción se compone principalmente de eufáusidos - *E. superba* en el sector del océano Atlántico, por lo general mezclado con *E. vullenti* y cantidades menores de peces (principalmente *P. antarcticum*) en el sector indo-australiano.

Estado

En el sector del océano Atlántico, la población aumentó notablemente durante y después de la explotación ballenera, e incluso es posible que haya establecido sus colonias de Georgia del Sur a principios de ese período. Se cree que las poblaciones actuales probablemente sean estables.

Anexo III

Referencias adicionales

- Agnew, D.J. 1997. Review: the CCAMLR Ecosystem Monitoring Program. *Ant. Sci.*, 9 (3): 235–242.
- Alexander, K., G. Robertson and R. Gales. 1997. *The Incidental Mortality of Albatrosses in Longline Fisheries*. A report on the Workshop from the First International Conference on the Biology and Conservation of Albatrosses, Hobart, Australia – September 1995. Australian Antarctic Division, Hobart: 44 pp.
- Battaglia, B., J. Valencia and D.W.H. Walton (Eds). 1997. *Antarctic Communities. Species, Structure and Survival*. Cambridge University Press, Cambridge: 464 pp.
- Butterworth, D.S. 1988a. A simulation study of krill fishing by an individual Japanese trawler. *Selected Scientific Papers, 1988 (SC-CAMLR-SSP/5)*, Part I. CCAMLR, Hobart, Australia: 1–108.
- Butterworth, D.S. 1988b. Some aspects of the relation between Antarctic krill abundance and CPUE measures in the Japanese krill fishery. *Selected Scientific Papers, 1988 (SC-CAMLR-SSP/5)*, Part I. CCAMLR, Hobart, Australia: 109–125.
- Butterworth, D.S. and R.B. Thomson. 1995. Possible effects of different levels of krill fishing on predators – some initial modelling attempts. *CCAMLR Science*, 2: 79–97.
- Butterworth, D.S., A.E. Punt and M. Basson. 1991. A simple approach for calculating the potential yield from biomass survey results. *Selected Scientific Papers, 1991 (SC-CAMLR-SSP/8)*. CCAMLR, Hobart, Australia: 207–215.
- Butterworth, D.S., G.R. Gluckman, R.B. Thomson and S. Chalis. 1994. Further computations on the consequences of setting the annual krill catch limit to a fixed fraction of the estimate of krill biomass from a survey. *CCAMLR Science*, 1: 81–106.
- CCAMLR. 1995. Statement by the Chairman of the Conference on the Conservation of Antarctic Marine Living Resources. In: *Basic Documents*, Seventh Edition. CCAMLR, Hobart, Australia: 23–24.
- CCAMLR. 1996. *Fish the Sea Not the Sky. How to avoid by-catch of seabirds when fishing with bottom longlines*. CCAMLR, Hobart, Australia: 46 pp.
- CCAMLR. 1982 ff. Reports of the annual meetings of the Commission. CCAMLR, Hobart, Australia.
- Croxall, J.P. 1989. Use of indices of predator status and performance in CCAMLR fishery management. *Selected Scientific Papers, 1989 (SC-CAMLR-SSP/6)*. CCAMLR, Hobart, Australia: 353–365.

- Croxall, J.P., I. Everson and D.G.M. Miller. 1992. Management of the Antarctic krill fishery. *Polar Rec.*, 28: 64–66.
- Eddie, G.C. 1977. The harvesting of krill. FAO GLO/S0/77/2, Rome: 76 pp.
- El-Sayed, S.Z. (Ed.). 1994. *Southern Ocean Ecology – The BIOMASS Perspective*. Cambridge University Press, Cambridge: 399 pp.
- Everson, I. 1977. The living resources of the Southern Ocean. FAO GLO/S0/77/1, Rome: 156 pp.
- Gales, R. 1993. *Cooperative Mechanisms for the Conservation of Albatrosses*. Australian Nature Conservation Agency: 132 pp.
- Gambell, R. 1987. Whales in the Antarctic ecosystem. *Environ. Int.*, 13 (1): 47–54.
- Gon, O. and P.C. Heemstra (Eds). 1990. *Fishes of the Southern Ocean*. J.L.B. Smith Institute of Ichthyology, Grahamstown: 462 pp.
- Grantham, G.J. 1977. The Southern Ocean: the utilisation of krill. FAO GLO/S0/77/2, Rome: 61 pp.
- Kasamatsu, F. and G.G. Joyce. 1995. Current status of odontocetes in the Antarctic. *Ant. Sci.*, 7 (4): 365–379.
- Kerry, K.R. and G. Hempel (Eds). 1990. *Antarctic Ecosystems. Ecological Change and Conservation*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 427 pp.
- Kock, K.-H., G. Duhamel and J.-C. Hureau. 1985. Biology and status of exploited Antarctic fish stocks: a review. *BIOMASS Scientific Series*, 6: 143 pp.
- Kock, K.-H. 1992. *Antarctic Fish and Fisheries*. Cambridge University Press, Cambridge: 359 pp.
- Kock, K.-H. 1994. Fishing and conservation in southern waters. *Polar Rec.*, 30 (172): 3–22.
- Laws, R.M. 1994. History and present status of southern elephant seal populations. In: Le Boeuf, B.J. and R.M. Laws (Eds). *Elephant Seals – Population Ecology, Behavior and Physiology*. University of California Press, Berkeley: 49–65.
- Mangel, M. 1988. Analysis and modelling of the Soviet Southern Ocean krill fleet. In: *Selected Scientific Papers, 1988 (SC-CAMLR-SSP/5)*, Part I. CCAMLR, Hobart, Australia: 127–235.
- Mangel, M. 1989. Analysis and modelling of the Soviet Southern Ocean krill fleet, II: estimating the number of concentrations and analytical justification for search data. In: *Selected Scientific Papers, 1989 (SC-CAMLR-SSP/6)*. CCAMLR, Hobart, Australia: 283–322.

- Miller, D.G.M. 1991. Conservation of Antarctic marine living resources: a review and South African perspective. *S. Afr. J. Antarct. Res.*, 21 (2): 130–142.
- Miller, D.G.M. 1992. Exploitation of Antarctic marine living resources: a brief history and a possible approach to managing the krill fishery. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 10: 321–329.
- Miller, D.G.M. and I. Hampton. 1989. Biology and ecology of the Antarctic krill. *BIOMASS Scientific Series*, 9: 166 pp.
- Murphy, E.J. 1995. Spatial structure of the Southern Ocean ecosystem: predator–prey linkages in the Southern Ocean food webs. *J. Anim. Ecol.*, 64: 333–347.
- Nicol, S. 1991. CCAMLR and its approaches to management of the krill fishery. *Polar Rec.*, 27 (162): 229–236.
- Nicol, S. 1992. Management of the krill fishery: was CCAMLR slow to act? *Polar Rec.*, 28 (165): 155–157.
- Nicol, S. and W.K. de la Mare. 1993. Ecosystem management and the Antarctic krill. *American Scientist*, 1993: 36–47.
- Nicol, S. and Y. Endo. 1997. Krill fisheries of the world. *FAO Fisheries Technical Papers*, 367: 100 pp.
- Pitcher, T.J. and R. Chuenpagdee. 1995. Harvesting krill: ecological impact, assessment, products and markets. *Fisheries Centre Research Reports*, 3 (3): 82 pp.
- Rodhouse, P.G., J.P. Croxall and P.A. Prince. 1993. Towards an assessment of the stock of ommastrephid squid *Martialia hyadesi* in the Scotia Sea: data from predators. In: Okutani, T., R.K. O’Dor and T. Kubodera (Eds). *Recent Advances in Cephalopod Fisheries Biology*. Tokai University Press: 433–440.
- Ross, R., E.E. Hofmann and L. Quetin (Eds). 1996. *Foundations for Ecological Research West of the Antarctic Peninsula*. AGU, Antarctic Research Series, 70: 448 pp.
- Sahrhage, D. (Ed.). 1988. *Antarctic Ocean and Resources Variability*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 304 p.
- SC-CAMLR. 1982 ff. Reports of the annual meetings of the Scientific Committee. CCAMLR, Hobart, Australia.
- Siegfried, W.R., P.R. Condy and R.M. Laws (Eds). 1985. *Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 700 pp.
- Tønnessen, J.N. and A.O. Johnsen. 1982. *The History of Modern Whaling*. C. Hurst & Co., London: 798 p.

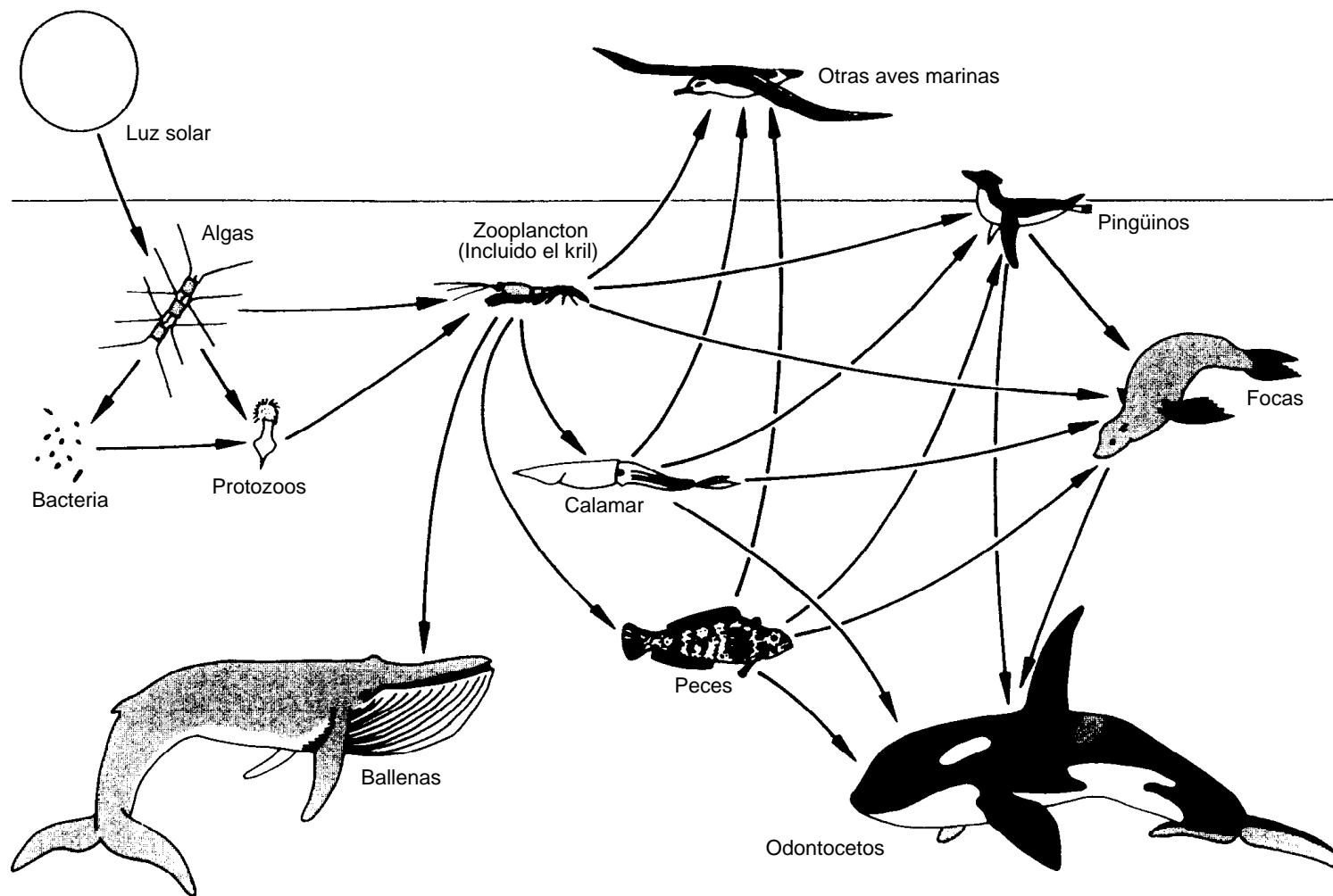


Figura 1: Relaciones tróficas simplificadas en el océano Austral.

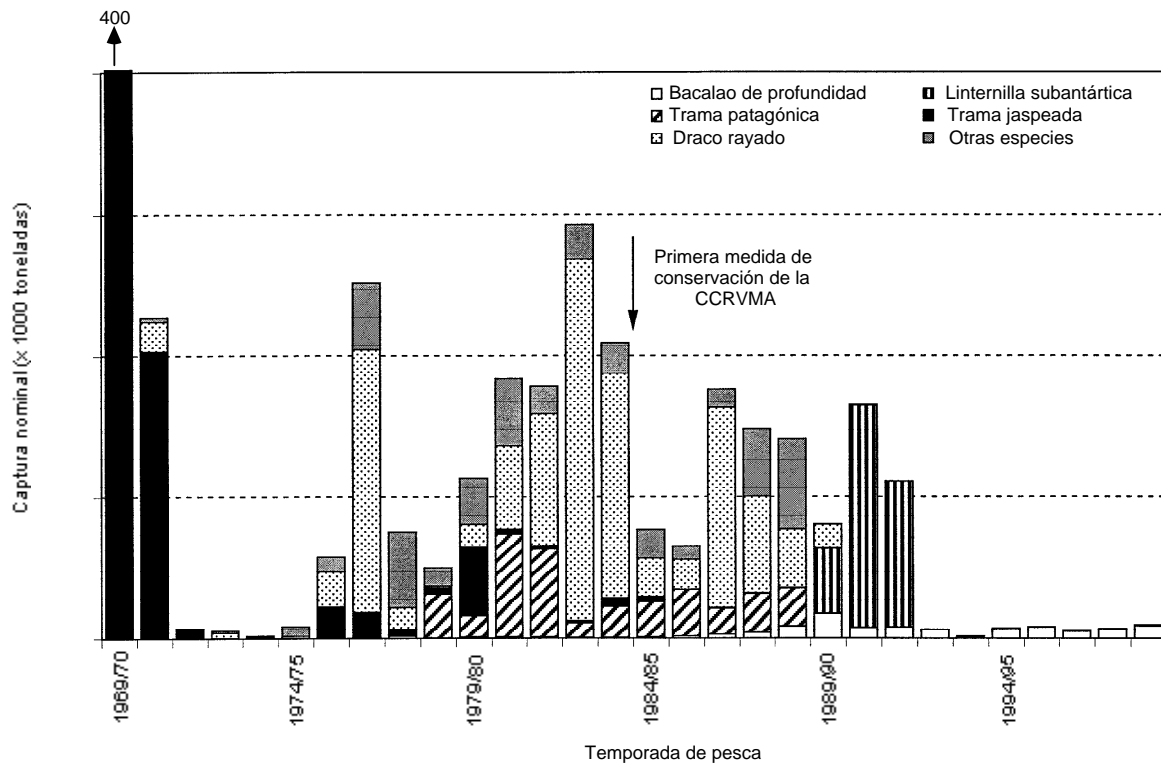


Figura 2: Captura nominal de peces por especie en la Subárea estadística 48.3 (Georgia del Sur).

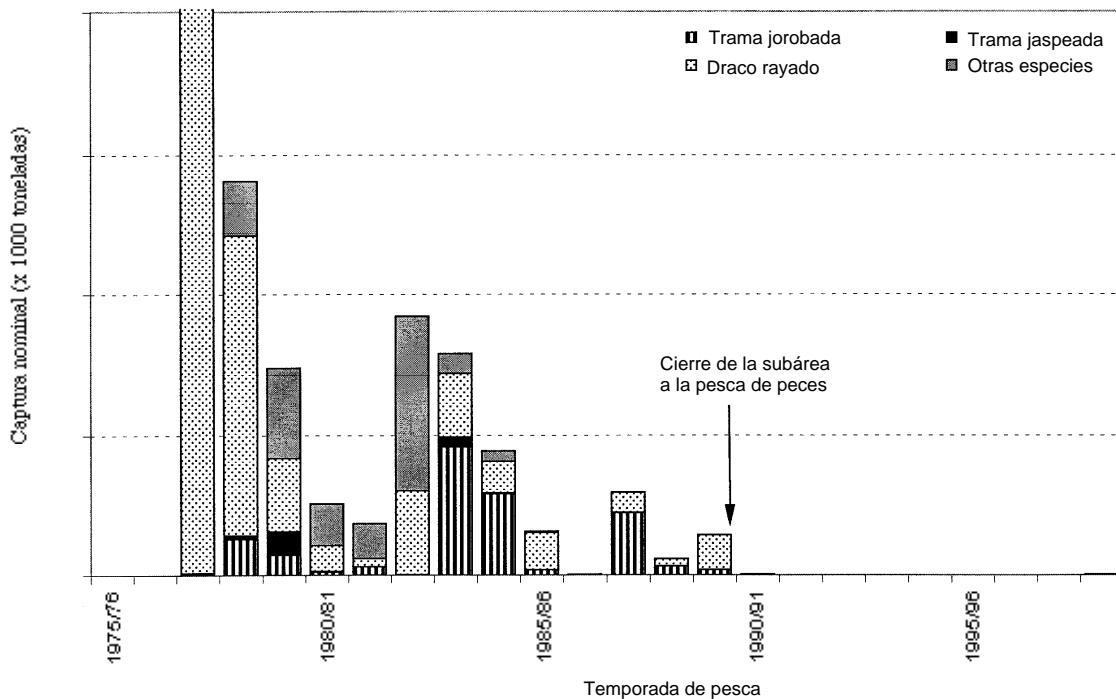


Figura 3: Captura nominal de peces por especie en la Subárea estadística 48.2 (islas Orcadas del Sur).

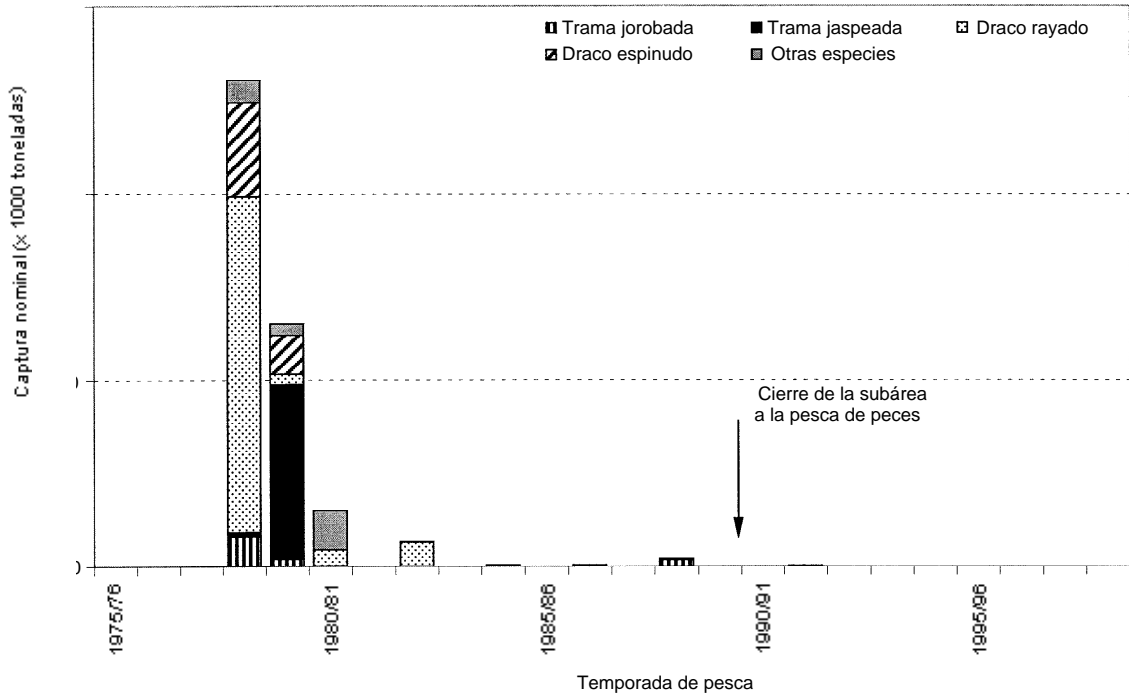


Figura 4: Captura nominal de peces por especie en la Subárea estadística 48.1 (Península Antártica).

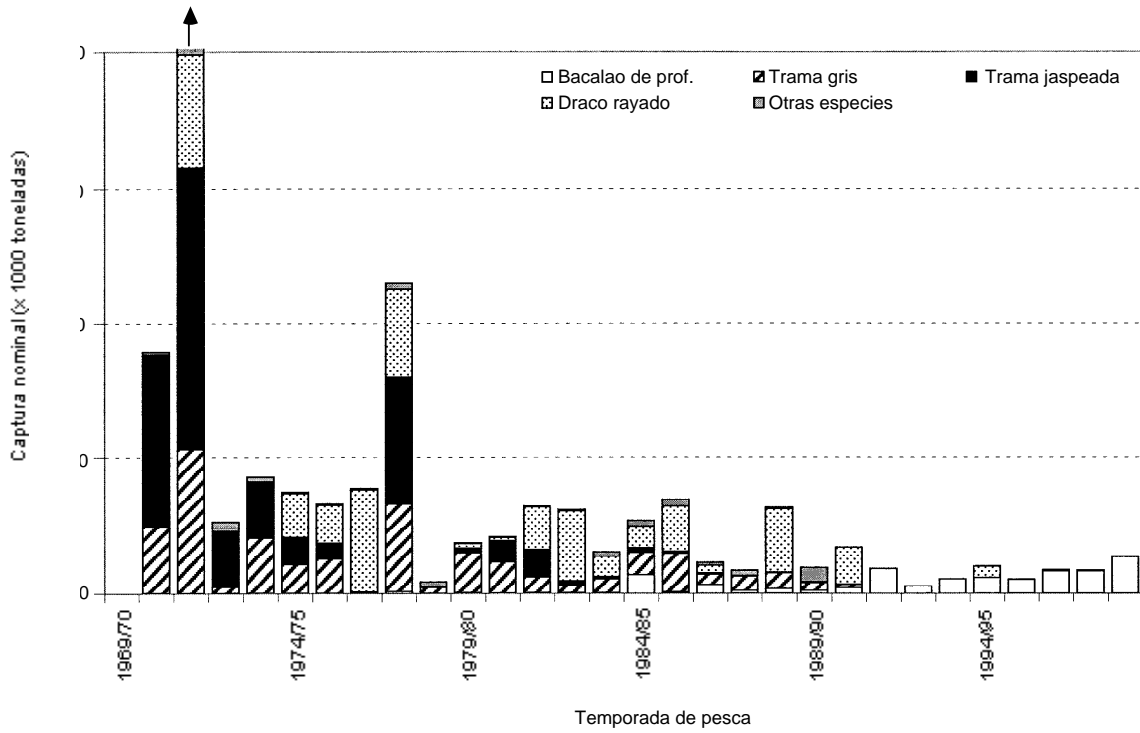


Figura 5: Captura nominal de peces por especie en el Area estadística 58 (sector del océano Indico).

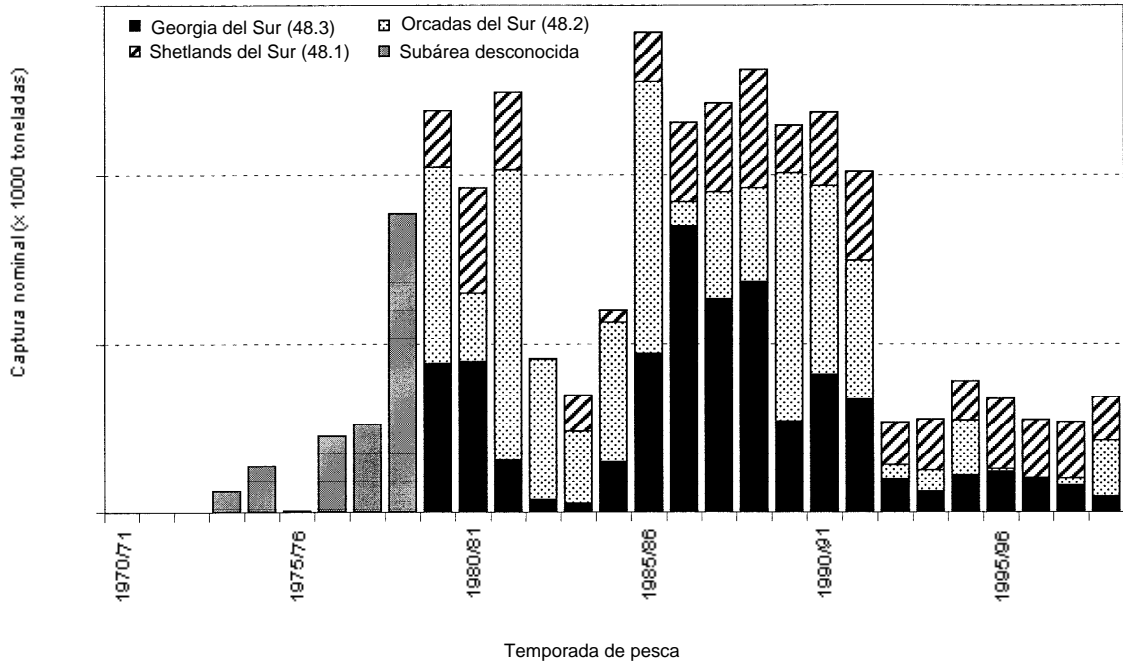


Figura 6: Captura nominal de kril (*Euphausia superba*) por subárea estadística en el sector del océano Atlántico.

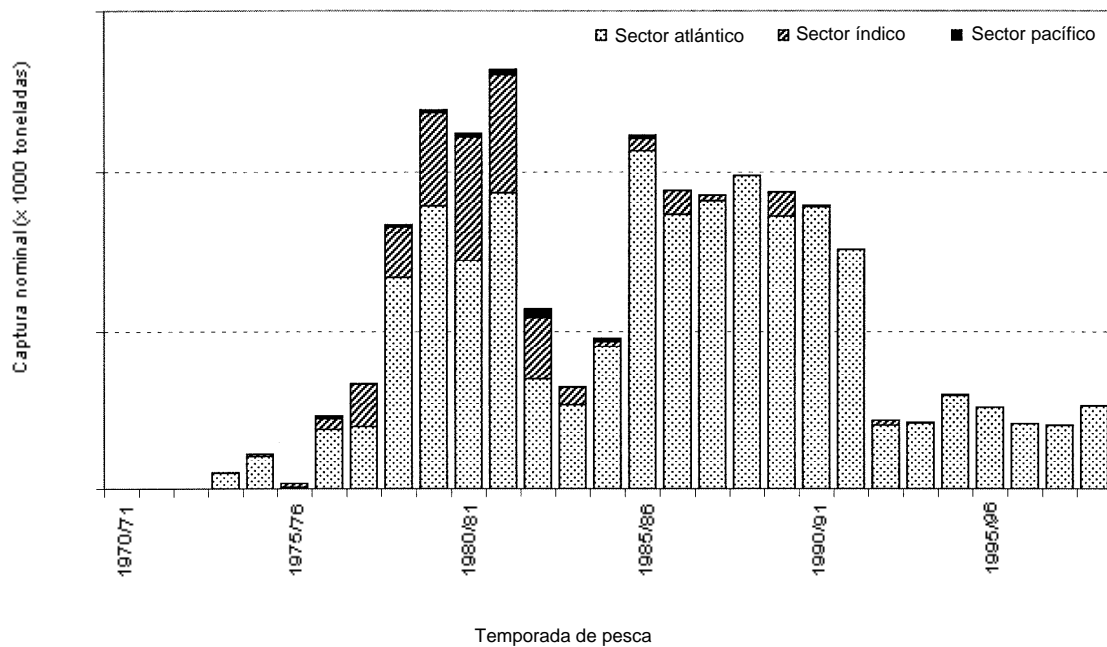
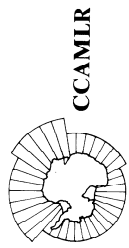


Figura 7: Captura nominal de kril (*Euphausia superba*) en los sectores del océano Atlántico (Area estadística 48), océano Indico (Area estadística 58) y océano Pacífico (Area estadística 88) del océano Austral.



Boundaries of the Statistical Reporting Areas in the Southern Ocean

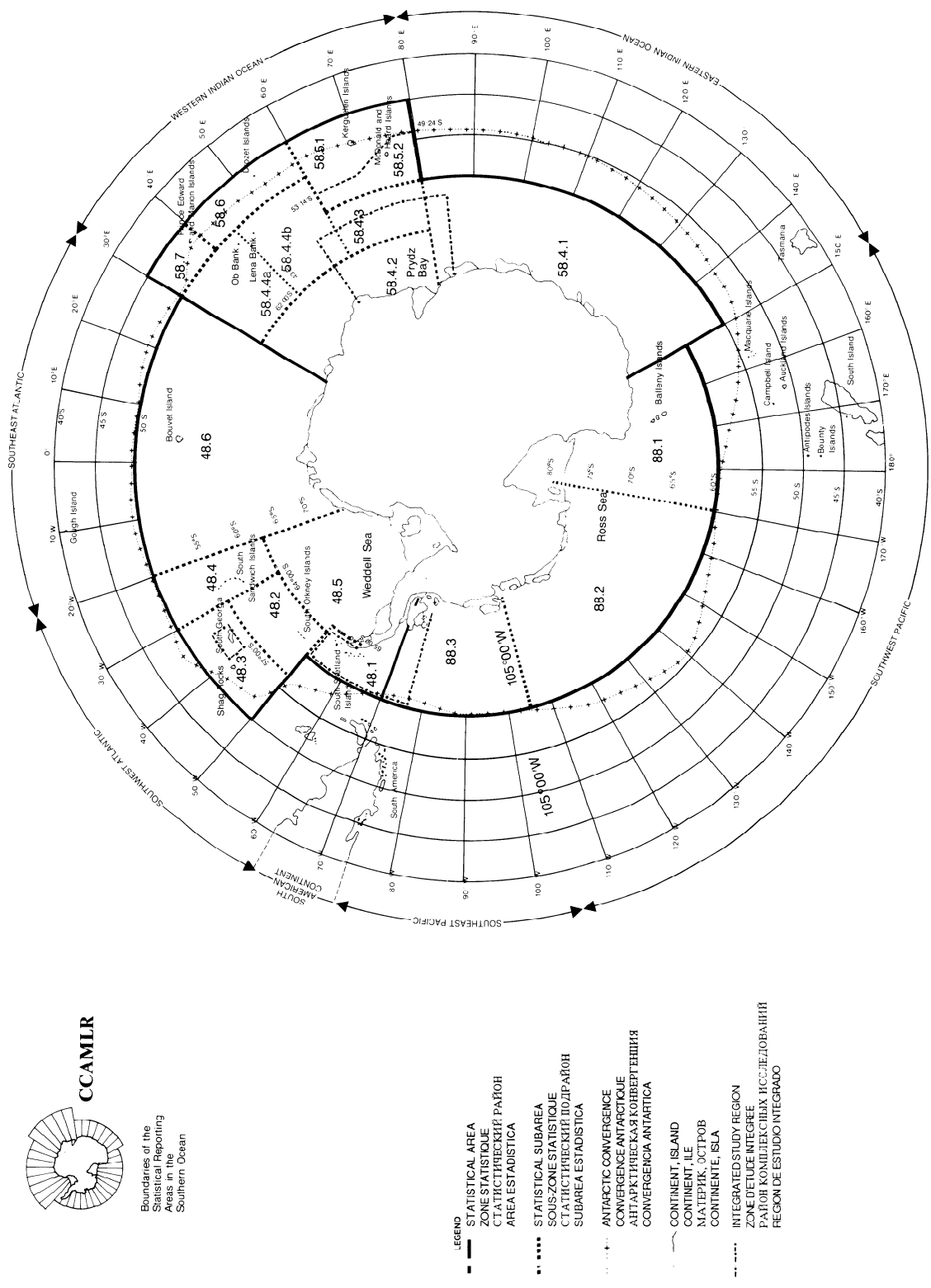


Figura 8: Área de la Convención sobre la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA), con sus subáreas y divisiones estadísticas.

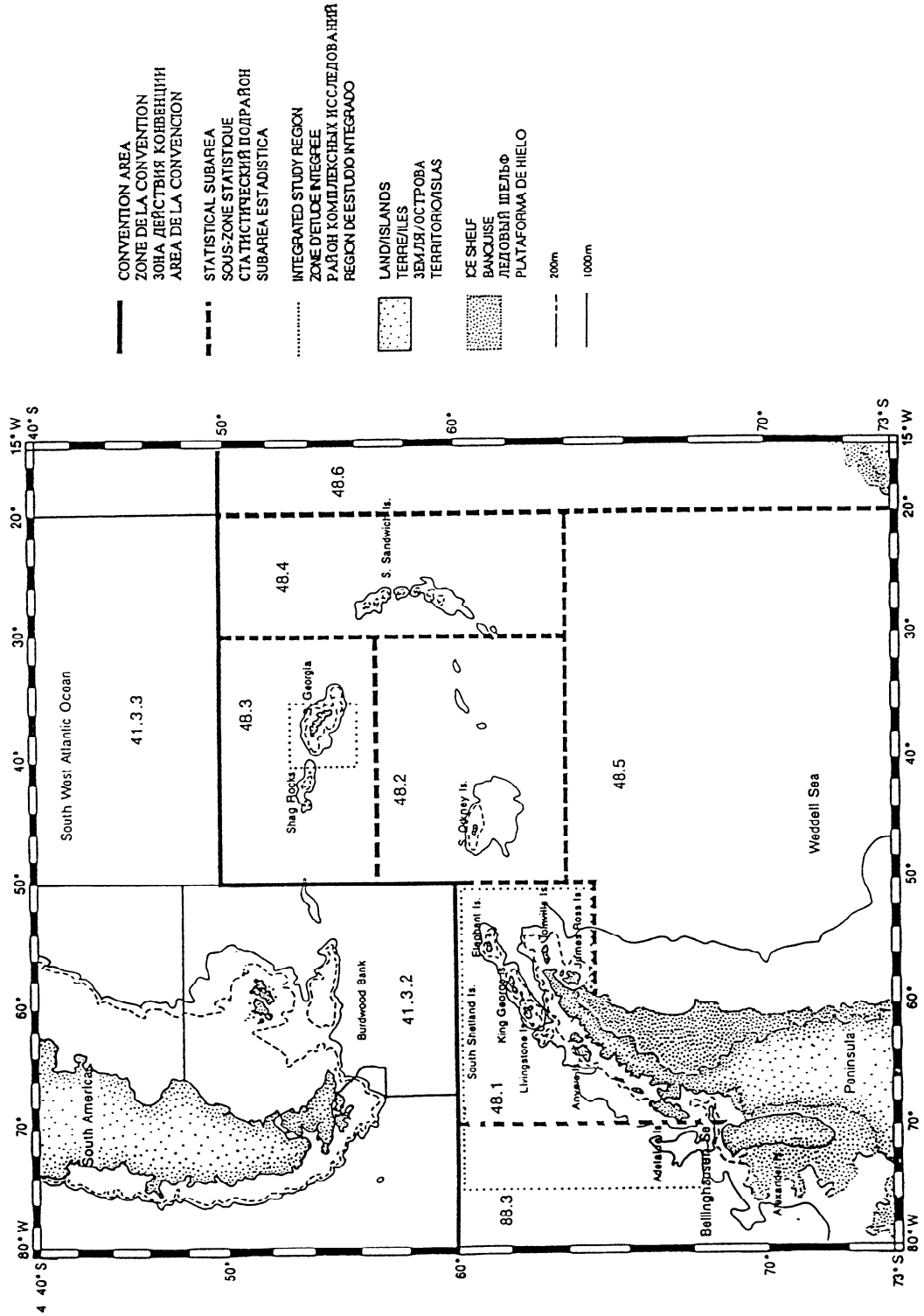


Figura 8 (continuación) --Sector suroccidental del océano Atlántico.

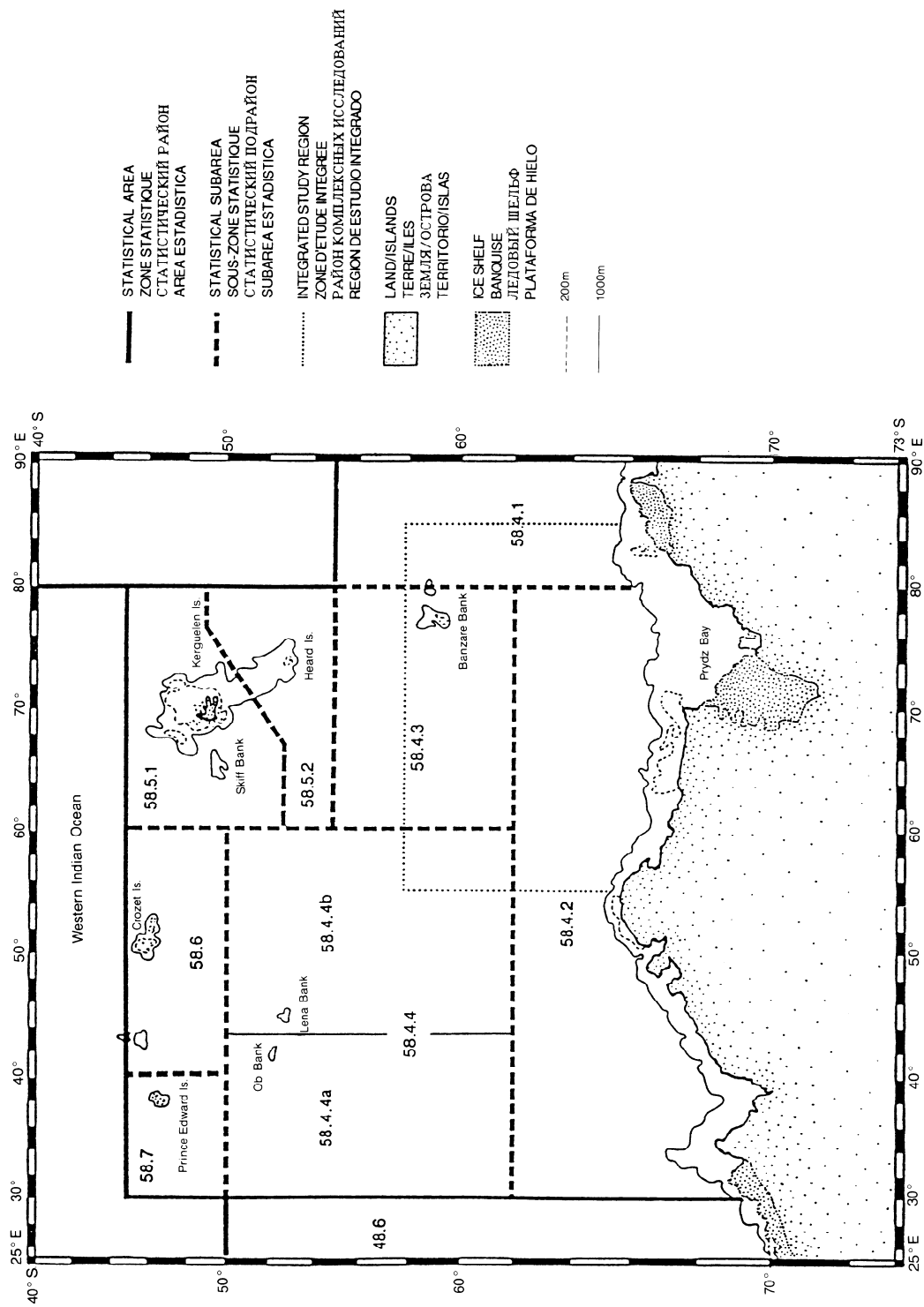


Figura 8 (continuación) - Sector occidental del océano Índico.

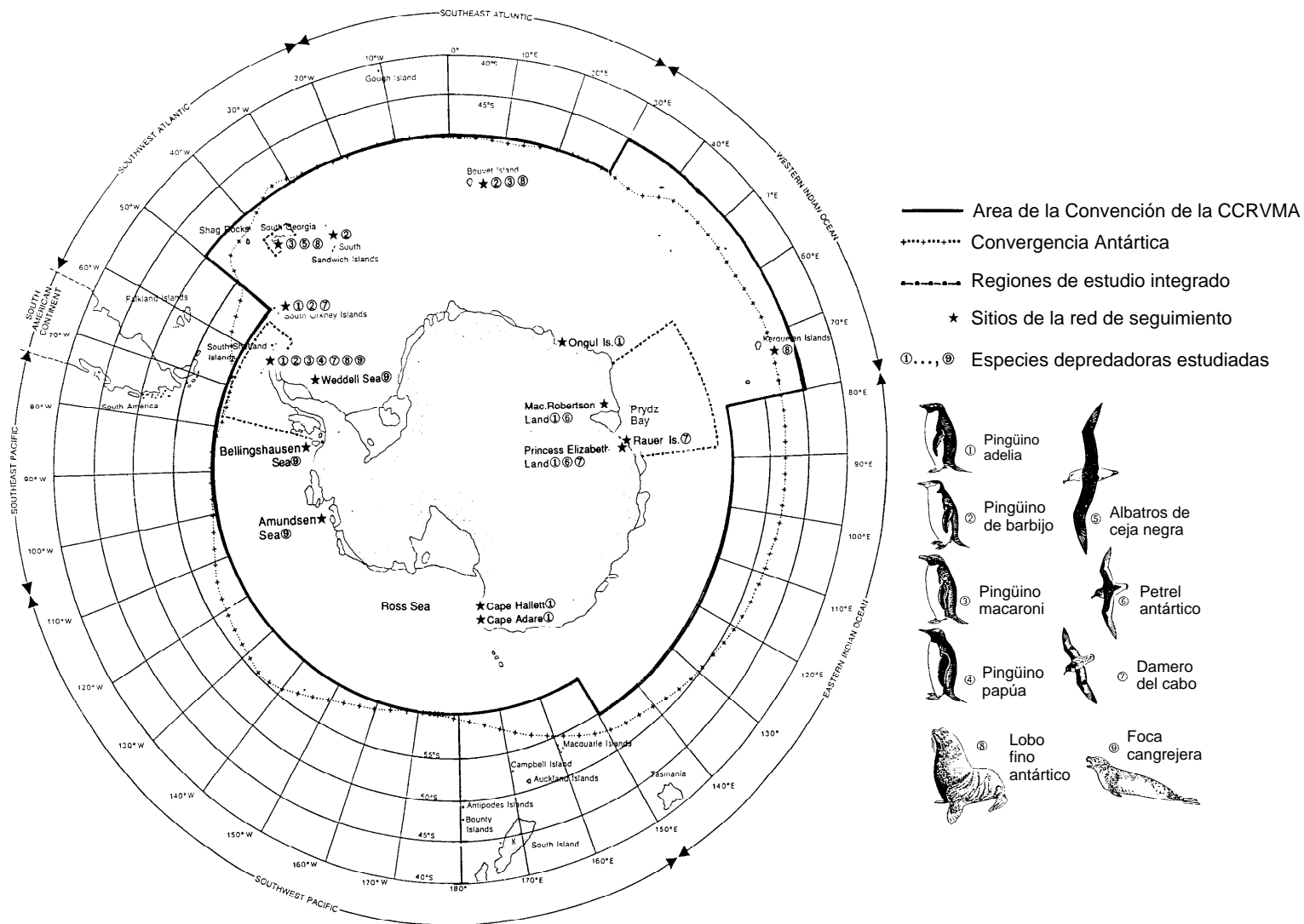


Figura 9: Áreas de estudio integrado (ISR) y otros sitios de la red de seguimiento del programa de seguimiento del ecosistema de la CCRVMA (CEMP).

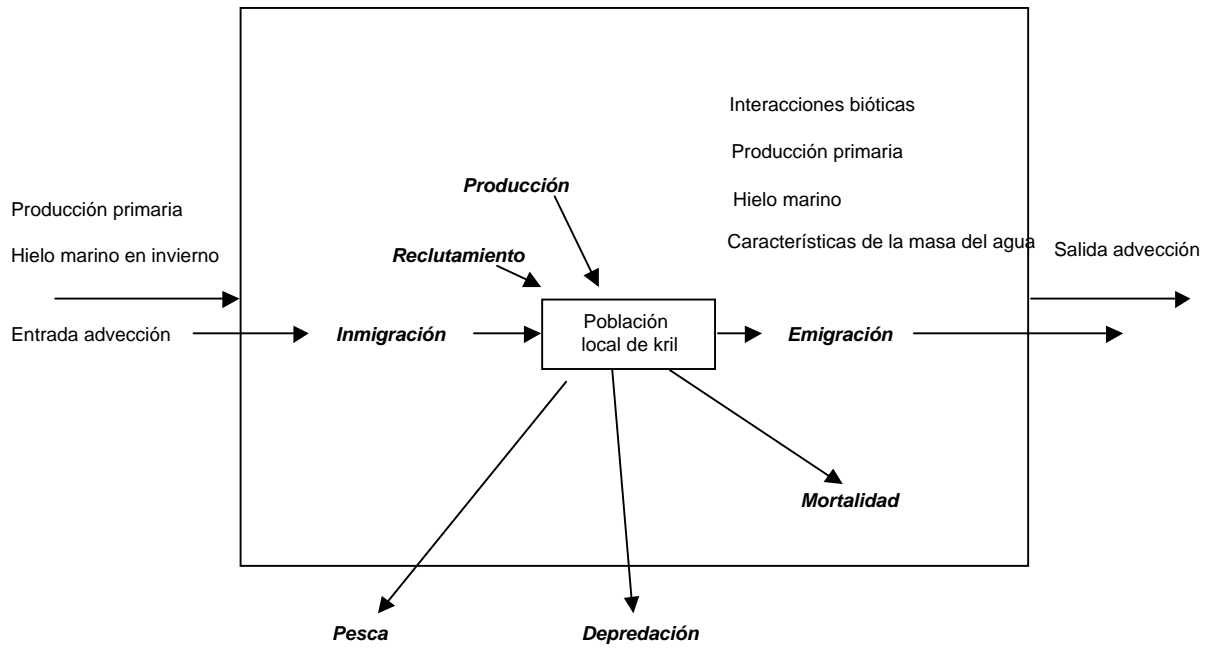


Figura 10: Factores ambientales (bióticos y abióticos) y procesos que determinan la distribución y abundancia local del kril. Los procesos demográficos se muestran en cursiva y negrita.

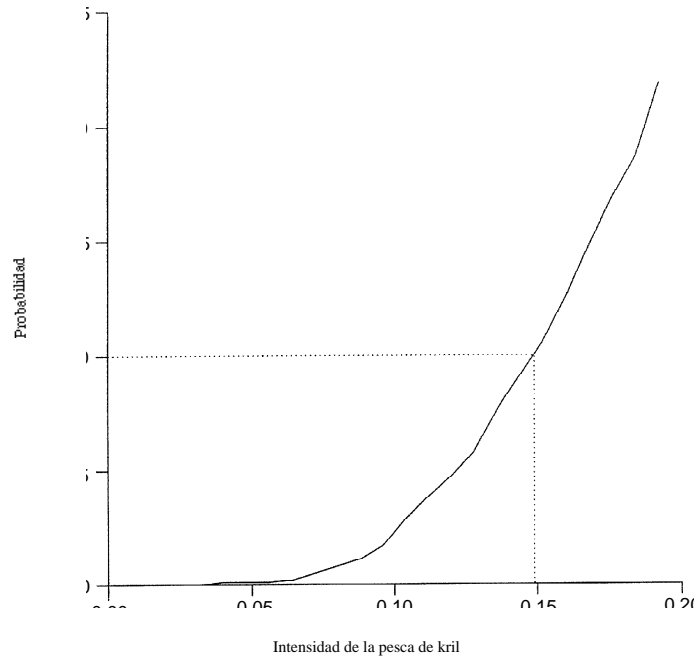


Figura 11: Probabilidad de que la biomasa del stock en desove de kril se reduzca a menos del 20% de su nivel mediano antes de la explotación en función de la intensidad del esfuerzo pesquero γ . El factor γ es el factor por el cual se multiplica una estimación de biomasa única proveniente de una prospección, para proporcionar el total de captura permisible extraído en cada uno de los 20 años considerados en la simulación.

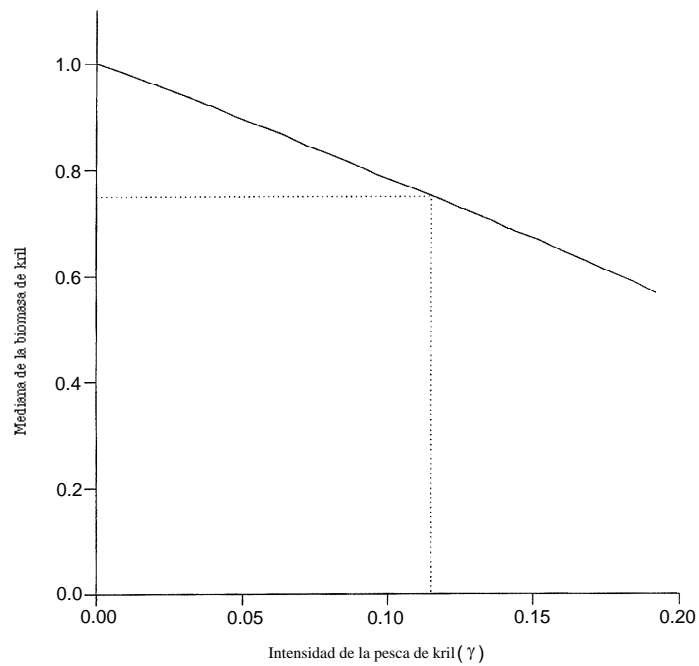


Figura 12: Mediana de la biomasa del stock en desove de kril al final del período de explotación de 20 años considerado en la simulación, graficada junto a γ , donde la biomasa se muestra como fracción del nivel correspondiente cuando no hay explotación del kril.

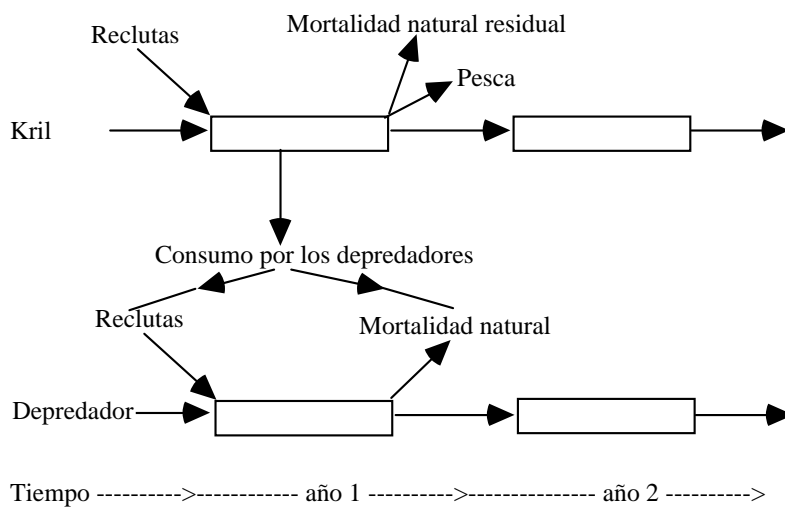


Figura 13: Representación esquemática de un modelo unidireccional en el cual las fluctuaciones del recurso kril afectan a una población de depredadores, pero no ocurre así a la inversa

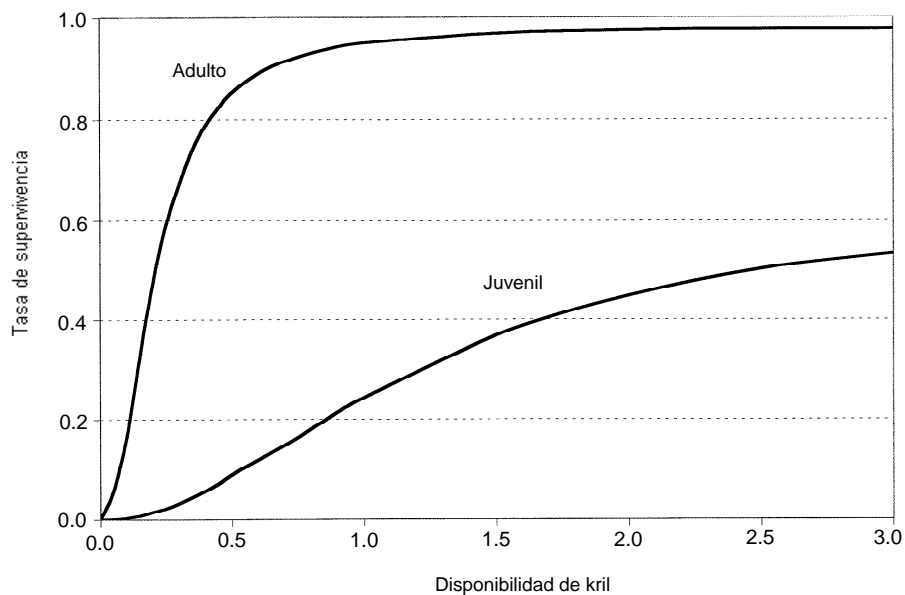


Figura 14: Relación entre las tasas de supervivencia de adultos y juveniles y la disponibilidad de kril.

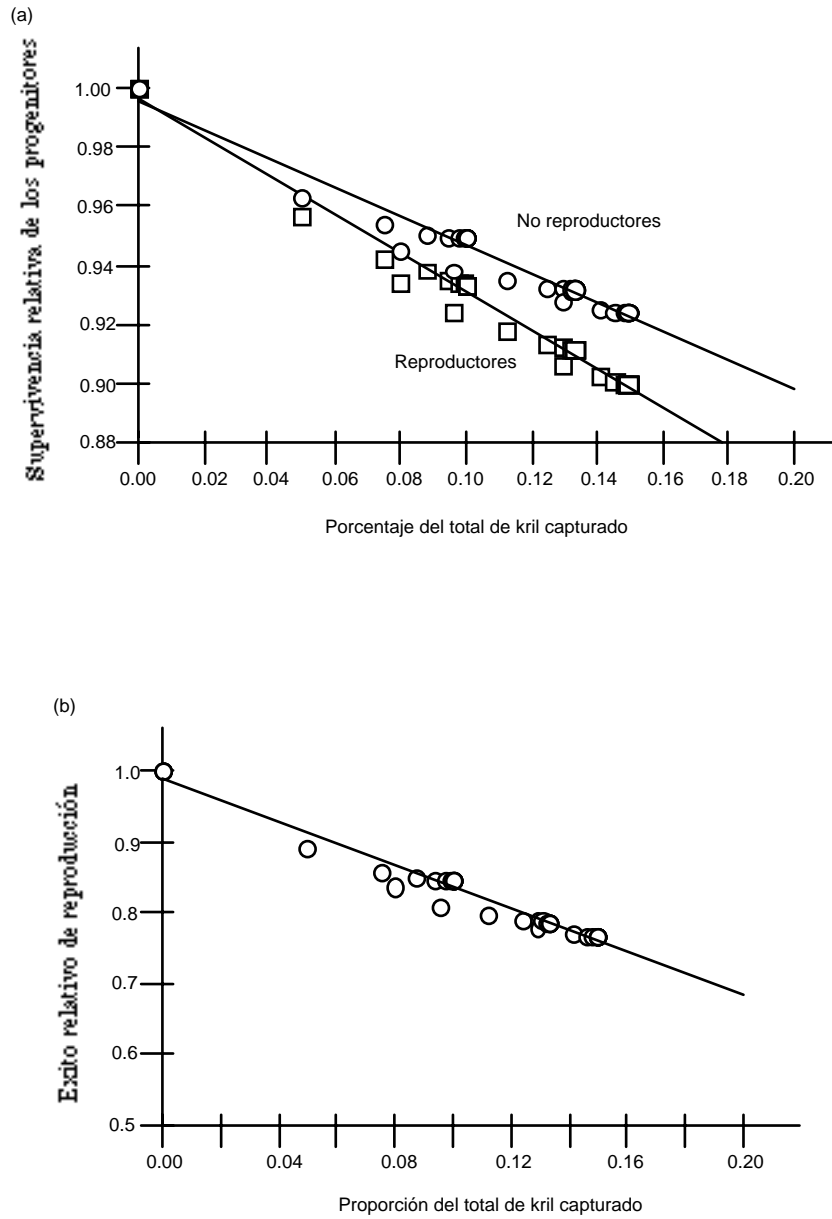


Figure 15: Regresión que muestra (en relación a la ausencia de pesca) que (a) la supervivencia relativa de los progenitores y (b) el éxito reproductor relativo depende de la explotación. La variación en la fracción de kril extraída en la pesquería se obtiene aplicando el modelo a temporadas de diversas duraciones y con niveles distintos de captura total permisible.

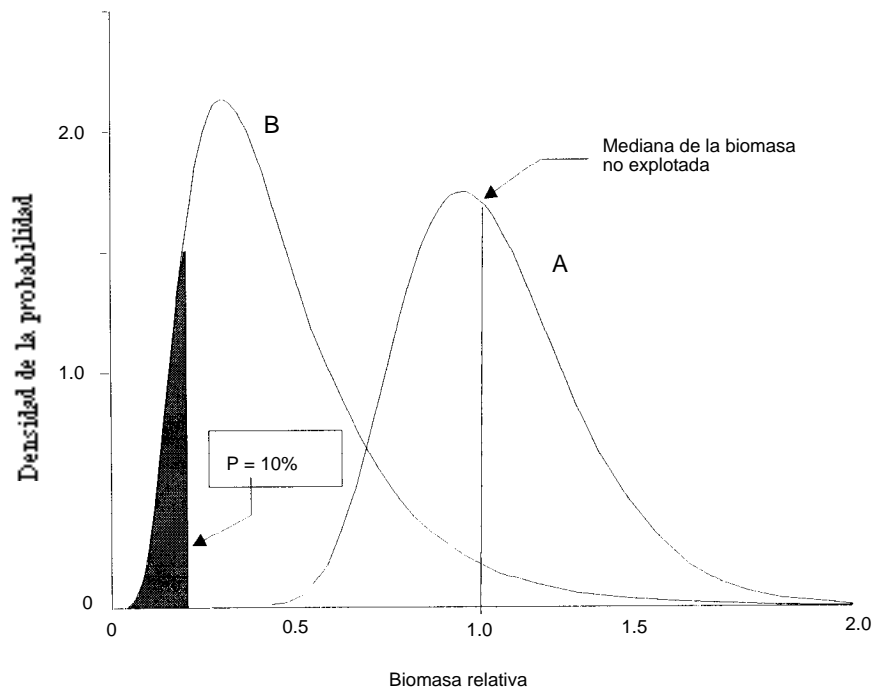


Figure 16: Primera parte del criterio de decisión de la CCRVMA para la ordenación del kril: Los límites de captura precautorios para el kril se calculan mediante un modelo demográfico para obtener distribuciones estadísticas de los efectos de la pesca en la abundancia del kril. Estas distribuciones toman en cuenta la incertidumbre acerca de la dinámica de las poblaciones de kril mediante integraciones del tipo “Monte Carlo”. Se aplica el modelo de kril con parámetros demográficos derivados de distribuciones estadísticas que reflejan la incertidumbre acerca de ellos. La naturaleza variable del reclutamiento, característica de animales de corta vida como el kril, causa una mayor variabilidad en los resultados. La distribución A es la distribución de la biomasa sin explotar en el modelo, que toma en cuenta los efectos de la variabilidad del reclutamiento y de la incertidumbre de la estimación de la biomasa. La distribución B es la distribución estadística de las biomásas demográficas más bajas en un período de simulación de 20 años. El décimo percentil de esta distribución se usa en uno de los criterios para seleccionar la tasa de explotación γ a fin de determinar los límites de captura precautorios para el kril.

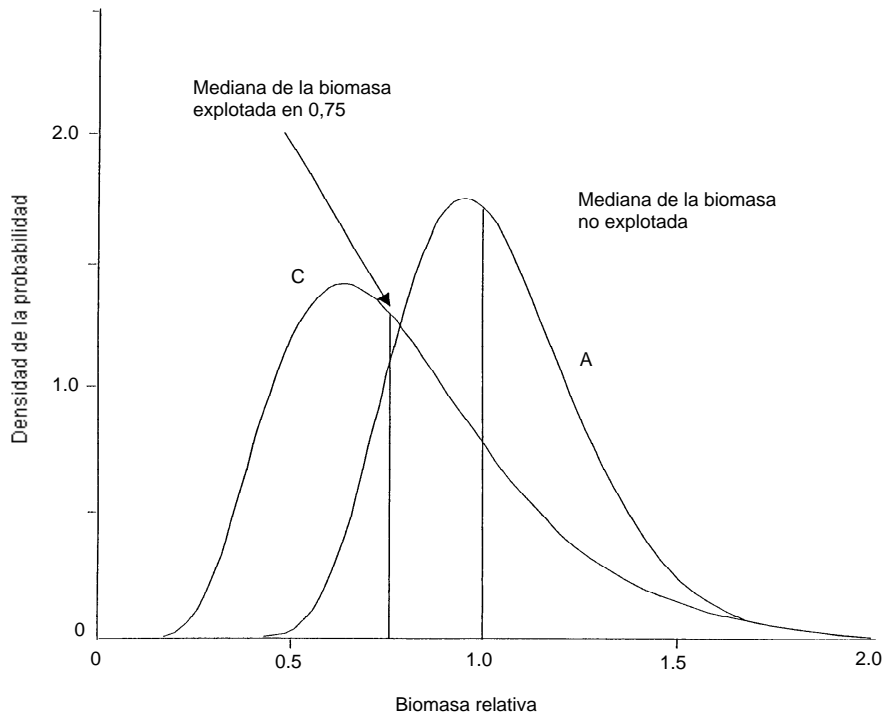


Figura 17: Segunda parte del criterio de decisión de la CCRVMA para la ordenación del kril: Un segundo criterio para determinar los límites de captura precautorios de kril se deriva a partir de la distribución estadística de la abundancia del kril luego de 20 años de explotación. Esta se muestra como la distribución C. La tasa de explotación se determina eligiendo la tasa que hace que la mediana de C sea 0,75 de la mediana de A, donde A es la distribución estadística de la biomasa no explotada.

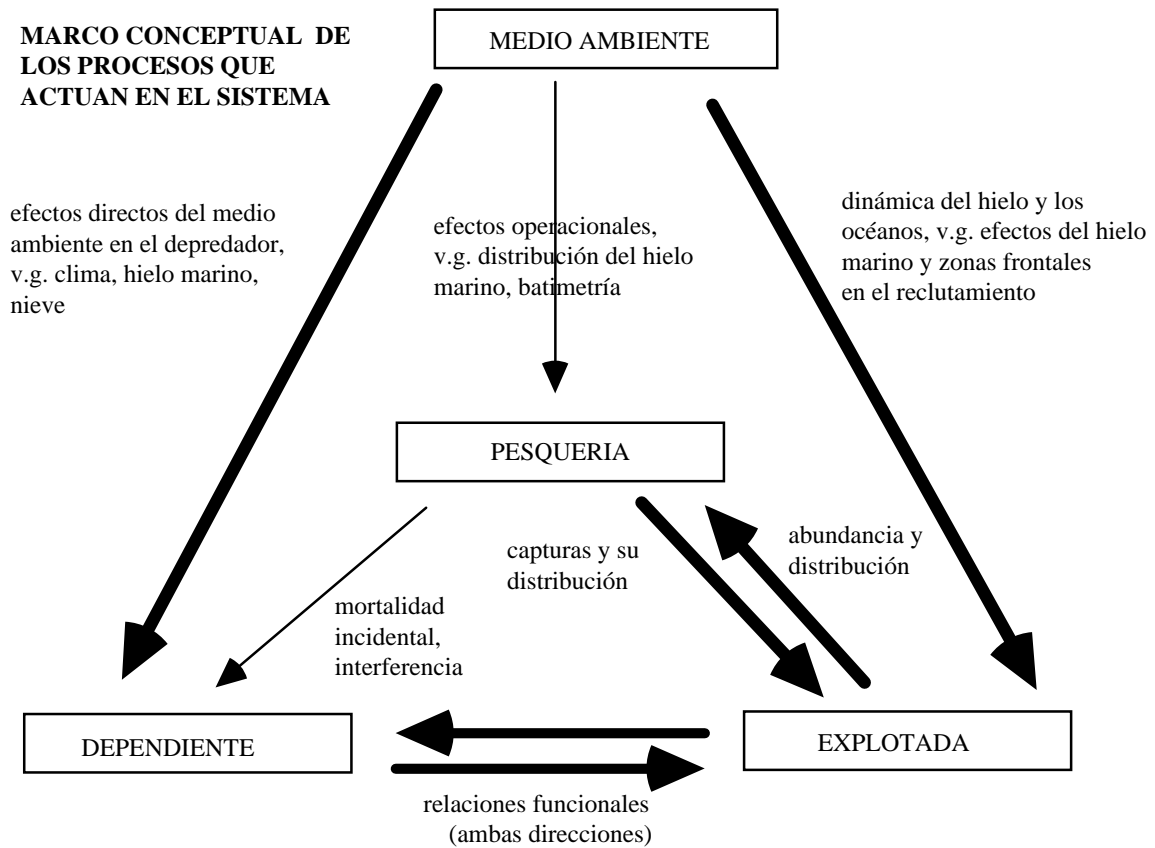


Figura 18: Esquema conceptual de los procesos dentro de sistemas. Esta figura describe la primera etapa de un ejercicio de modelado estratégico y muestra las relaciones entre los componentes del ecosistema. El sentido de las flechas indica el efecto de un componente sobre otro, y el grosor, la importancia que se le atribuye al vínculo.

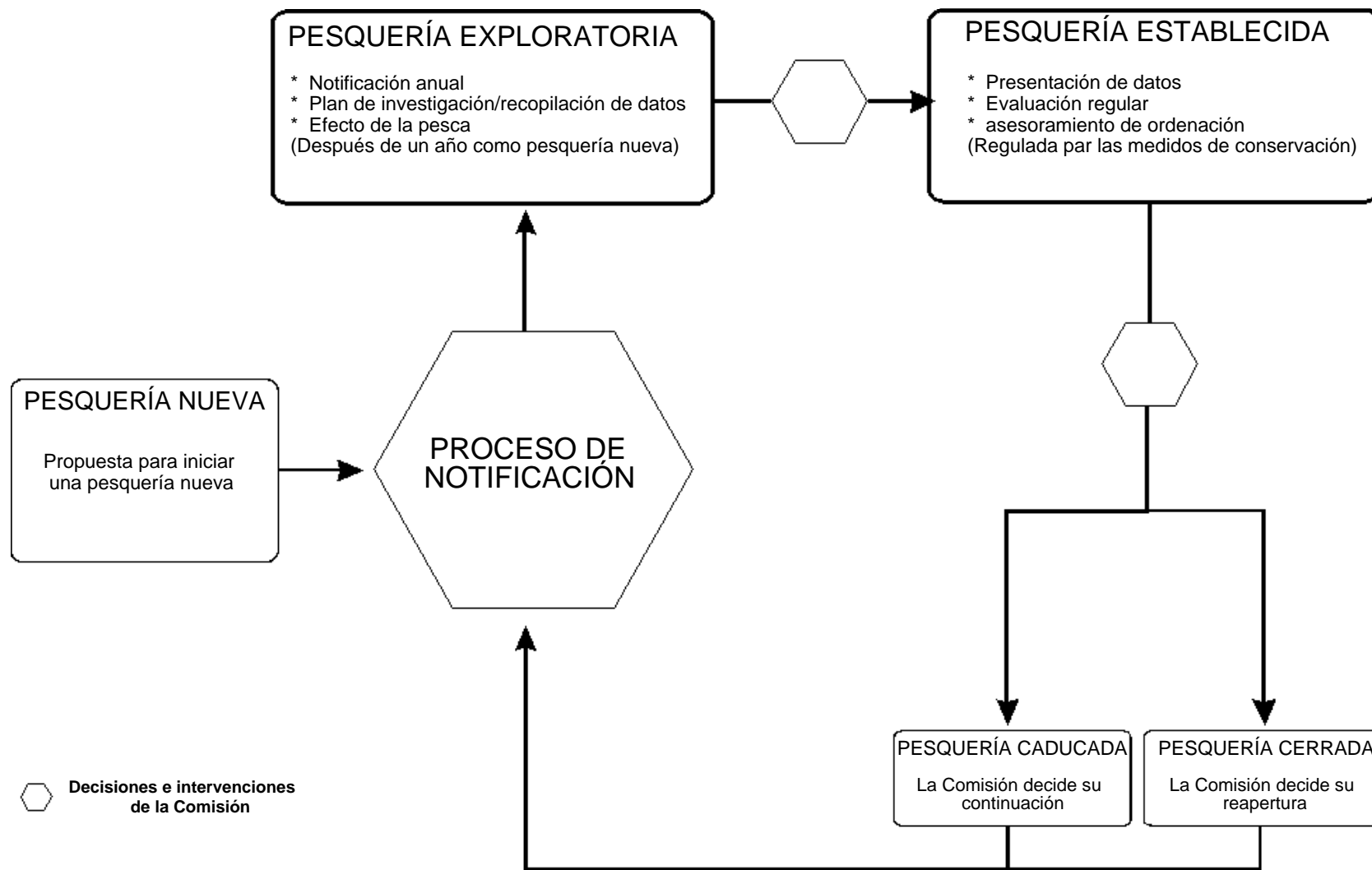


Figura 19: Evolución de una pesquería regulada por la CCRVMA; se indican los procedimientos de notificación a la Comisión y los procesos decisorios de la Comisión.