



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Programa de Magister en Ciencias con Mención en Pesquerías

**Evaluación de estrategias de manejo para los stocks
norte y sur de congrio dorado (*Genypterus blacodes*)
considerando depensación en la relación stock-recluta**



Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias con Mención en
Pesquerías

NICOLAS ESTEBAN EDUARDO MUÑOZ AROCA
CONCEPCIÓN-CHILE
2019

Profesor Guía: Luis Cubillos Santander
Departamento de Oceanografía
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Universidad de Concepción

La presente tesis se realizó en el Departamento de Oceanografía de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas de la Universidad de Concepción y ha sido aprobada por la siguiente Comisión Evaluadora:

Profesor Guía

Dr. Luis Cubillos Santander
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción

Comisión Evaluadora



Dr. Cristian Canales Ramirez
Escuela de Ciencias del Mar
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso

Dr. (c) Ruben Alarcón Muñoz
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al profesor guía Dr. Luis Cubillos, por haberme brindado la posibilidad de continuar con mis estudios de Magister, por sus enseñanzas, consejos y su apoyo incondicional en el desarrollo de esta etapa en mi vida.

Agradezco a mi pareja y compañera de Magister Ana María Arriagada por su guía experimentada en este proceso, por sus consejos y su invaluable compañía y amistad durante en estos 5 años de relación.

Agradezco a mis amigos de toda la vida: Alonso Villar, Manuel Villaseca, Felipe Silva, Giovanni Hernández, Diego González y Eduardo Andana por el apoyo y la energía brindadas en este proceso.

Agradezco a mi compañero de pregrado y amigo Felipe Durán Garcés por sus consejos, sabiduría y su apoyo incondicional en llevar a cabo este proceso.

Agradezco a mis compañeros de trabajo: Aldo Hernández y Carlos Leal por la oportunidad brindada en HOLON, por sus consejos y apoyo en la realización de este trabajo.

Agradezco a mi familia y a mis seres queridos por el apoyo y la fuerza que me brindaron para poder seguir el camino propuesto, el cual se traduce en la realización y termino de este proceso.

AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

Quiero expresar mis agradecimientos al COPAS Sur Austral CONICYT PIA PFB-31 y CCTE AFB170006, por la beca otorgada durante los años de magister. Además al Laboratorio de Evaluación de Poblaciones Marinas (EPOMAR) y a la empresa HOLON SpA.



TABLA DE CONTENIDO

ÍNDICE DE FIGURAS	vii
ÍNDICE DE TABLAS	xi
RESUMEN	xiii
ABSTRACT	xv
INTRODUCCIÓN	1
HIPOTESIS	8
OBJETIVO GENERAL	9
OBJETIVOS ESPECIFICOS	9
CAPITULO I	10
Allee effect in the stock-recruitment relationships of pink-ling (<i>Genypterus blacodes</i>) stocks in Patagonian waters off Chile	10
Abstract	12
Introduction	13
Material and methods	17
Results	22
Discussion	24
Acknowledgements	29
Appendix A	30
References	36
CAPITULO II	45
Evaluación del desempeño de la estrategia de manejo considerando depensación en la relación stock para la pesquería de congrio dorado en la patagonia	45
Resumen	47
Introducción	49
Materiales y Métodos	55
Resultados	63
Discusión	67
Agradecimientos	74
Referencias	75
Discusión general y discusión	87

Figuras	92
Capítulo I	92
Capítulo II	101
Tablas	111
Capítulo I	111
Capítulo II	115



ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo I: Allee effect in the stock-recruitment relationships of pink-ling (*Genypterus blacodes*) stocks in Patagonian waters off Chile

Figura 1.1 Study area of northern and southern stock of pink ling (47°00'S - 57°00'S) in the Chilean Patagonia.92

Figura 2.1 Time series of total and spawning stock biomass, recruitment of three year-old fish, and total fishing mortality rate of the northern stock (A, B, C) and southern stock (D, E, F) of pink cusk-eel off Chilean Patagonia.93

Figura 3.1 Beverton and Holt stock-recruitment models for the northern (A) and southern stock (B) of pink cusk-eel in Patagonian waters. The model allowed for depensation was fitted to the data through nonlinear regression, and the parameters of the compensatory model were computed by assuming a steepness $h=0.7$ and the unexploited spawning biomass at the intersection with the replacement line (dashed line).....94

Figura 4.1 Northern stock of pink ling showing the boxplot of the fishing mortality rates, which were obtained from MCMC during a projection of 25 years and according to six harvest strategies: C1) F_{msy} , C2) step-like, C3) 40-0 rule, C4) 40-10 rule, C5) 40-20 rule, and C6) $F=0$95

Figura 5.1 Southern stock of pink ling, showing the boxplot of the fishing mortality rates, which were obtained from MCMC during a projection of 25 years and according to six harvest strategies: C1) F_{msy} , C2) step-like, C3) 40-0 rule, C4) 40-10 rule, C5) 40-20 rule, and C6) $F=0$96

Figura 6.1 Northern stock of pink ling showing the boxplot of the management objective (ratio S/S_{msy}), which were obtained from MCMC during the projection of 25 years and according to six harvest strategies: C1) F_{msy} , C2) step-like, C3) 40-0 rule, C4) 40-10 rule, C5) 40-20 rule, and C6) $F=0$97

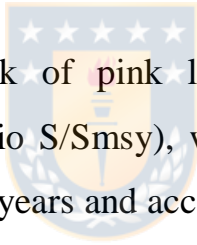


Figura 7.1 Southern stock of pink ling showing the boxplot of the management objective (ratio S/S_{msy}), which were obtained from MCMC during the projection of 25 years and according to six harvest strategies: C1) F_{msy} , C2) step-like, C3) 40-0 rule, C4) 40-10 rule, C5) 40-20 rule, and C6) $F=0$98

Figura 8.1 Probability of recovery for both northern (A) and southern (B) pink ling stock, according to six harvest strategies: C1) F_{msy} , C2) step-like, C3) 40-0 rule, C4) 40-10 rule, C5) 40-20 rule, and C6) $F=0$99

Figura 9.1 Production curves obtained for the northern and southern stocks of pink ling, considering the Gamma-Ricker model. The arrows are indicating the proxy for the fishing mortality at maximum sustainable yield ($F_{45\%}$) according to the management plan..... 100

Capitulo II: Evaluación del desempeño de la estrategia de manejo considerando depensación en la relación stock para la pesquería de congrio dorado en la patagonia.

Figura 3.2 Biomasa desovante proyectada por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock norte de congrio dorado. 101

Figura 4.2 Biomasa desovante proyectada por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock sur de congrio dorado. 102

Figura 5.2 Objetivo de manejo proyectado por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock norte de congrio dorado. 103

Figura 6.2 Objetivo de manejo proyectado por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock sur de congrio dorado. 104

Figura 7.2 Capturas proyectadas por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock norte de congrio dorado..... 105

Figura 8.2 Capturas proyectadas por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock sur de congrio dorado. 106

Figura 9.2 Mortalidad por pesca proyectada por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock norte de congrio dorado. 107

Figura 10.2 Mortalidad por pesca proyectada por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock sur de congrio dorado. 108

Figura 11.2 Probabilidad de recuperación proyectada por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock norte de congrio dorado. 109

Figura 12.2 Probabilidad de recuperación proyectada por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock sur de congrio dorado. 110



ÍNDICE DE TABLAS

Capítulo I: Allee effect in the stock-recruitment relationships of pink-ling (*Genypterus blacodes*) stocks in Patagonian waters off Chile

Table 1.1 Data and information of pink ling utilized in the stock assessment model, during the period 1978-2015. Values for CV (coefficient of variation for log-normal likelihood function) and Ne (effective number for multinomial likelihood function) were obtained from Contreras et al. (2016). 111

Table 2.1 Symbols, description and values for indices, variables, and parameters utilized in the stock assessment model of two stocks of pink ling, *Genypterus blacodes*, (see Appendix A)..... 112

Table 3.1 The candidate stock-recruitment relationships, parameterized in terms of R_0 , h and γ (after Punt and Cope, 2017) and θ , which is the fraction of the unexploited spawning biomass (S_0) at which recruitment is reduced and interpreted here as an Allee-transition threshold, below which an Allee effect is manifested (see text and discussion)..... 113

Table 4.1 Summary of the fitted stock assessment model conditioned to SRRs models for both northern and southern stock of pink ling. p is the number of parameters, LL is the log-likelihood (objective function), AIC is the Akaike information Criterion, and ΔAIC is the difference of AIC. 114

Capítulo II: Evaluación del desempeño de la estrategia de manejo considerando depensación en la relación stock para la pesquería de congrio dorado en la patagona.

Tabla 1.2 Desempeño del modelo operativo para los stock norte y sur de congrio dorado. Se entregan los valores de ER y MARE para cada caso correspondiente a estrategias de explotación con mortalidad por pesca constante y variable, para cada una de las variables estado de la pesquería de congrio dorado por stock. 115



RESUMEN

El congrio dorado *Genypterus blacodes* es una especie bento-demersal, de gran importancia económica en Chile de la cual se tiene bajo conocimiento biológico-pesquero. Este recurso se explota bajo la Pesquería Demersal Sur Austral ($41^{\circ}28'S-57^{\circ}00'S$) donde operan multiflotas industriales y artesanales. Esta pesquería es manejada a partir de la Unidad pesquera norte ($41^{\circ}28'-47^{\circ}00'S$) y la Unidad pesquera sur ($47^{\circ}00'S$ y $57^{\circ}00'S$) debido a la existencia de dos stocks con parámetros de crecimiento distintos. Los dos stocks de esta pesquería se encuentran en estado de agotamiento o colapso al año 2016, manteniendo niveles bajos de biomasa desovante y reclutamiento desde comienzos del 2000. Esto niveles sugieren disminución de natalidad y de supervivencia, debido a la presencia de efecto Allee y de mecanismos depensatorios que afectarán la dinámica poblacional ligada al proceso de reclutamiento de este recurso, Trayendo consecuencias para la gestión y la operación pesquera. Para disminuir la incertidumbre respecto a las estrategias de manejo y el status de los stocks, se propone aplicar evaluación de estrategias de manejo (EEM), evaluando la dinámica depensatoria dentro de este, como extensión del enfoque tradicional de evaluación. Tomando en cuenta la calidad de los datos tanto dependientes como independientes de la pesquería. Bajo este contexto, el objetivo de este proyecto fue evaluar el desempeño de la EEM contenida en el plan de manejo actual, utilizando un modelo operativo que considere depensación en la relación stock-recluta de los stocks norte y sur de congrio dorado. Para ello se empleó un

modelo estructurado por edad estimar los parámetros poblacionales, calcular la captura biológicamente aceptable (CBA) y las distintas estrategias de explotación en un tiempo t . Posteriormente se implementó un modelo operativo basado en el mismo modelo estructurado por edad anterior, para simular la pesquería en un tiempo $t+1$, en función de un modelo stock – recluta con dinámica dependiente y las distintas estrategias de explotación con mortalidad por pesca constante y variable estimadas a partir de esta. Se realizó además la evaluación de desempeño de las distintas medidas de desempeño para los escenarios de estrategias de explotación con mortalidad por pesca variable y constante correspondientes, además del desempeño de convergencia del modelo de estimación. Los resultados muestran que el stock sur de congrio dorado, sujeto a una dinámica stock-recluta dependiente es poco robusto a la estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante contenida en el manejo actual del recurso, lo cual estaría reflejando un umbral de dependencia el cual evidenciaría una recuperación dañada del recurso. Para el stock norte, se muestra un mejor panorama respecto a que la probabilidad de recuperación es mayor que el stock sur, y que el desempeño del modelo operativo considerando una dinámica dependiente posee menor sesgo. En base a estos resultados se puede concluir que la dinámica dependiente genera dentro del modelo operativo un escenario pesimista, considerando mortalidades por pesca constante, pero a su vez mas integrales del estatus del recurso, el cual debería ser considerado en posteriores decisiones de manejo de los dos stocks de congrio dorado.

ABSTRACT

The cusk eel *Genypterus blacodes* is a bento-demersal species of great economic importance in Chile of which have low biological-fishing knowledge. This resource is exploited under the South Austral Demersal Fisheries (41 ° 28'S-57 ° 00'S) where industrial and artisanal multiflowers operate. This fishery is managed from the north fishing Unit (41 ° 28'-47 ° 00'S) and south fishing Unit (47 ° 00'S and 57 ° 00'S) due to the presence of two stocks with parameters different growth. The two stocks of this fishery are in a state of depletion or collapse by 2016, maintaining low levels of spawning biomass and recruitment since the beginning of 2000. These levels suggest a decrease in birth and survival, due to the presence of Allee effect and depensatory mechanisms that will affect the population dynamics linked to the process of recruitment of this resource. Bringing consequences for fisheries management and operation. To reduce the uncertainty regarding the management strategies and the status of the stocks, it is proposed to apply management strategy evaluation (EEM), evaluating the dynamics of the pendency within it, as an extension of the traditional evaluation approach. Considering the quality of both dependent and independent of the fishery data. In this context, the objective of this project was to evaluate the performance of the EEM contained in the current management plan, using an operating model that considers depensation in stock-recruit the northern and southern stocks of cusk eel. For that purpose a age-structured population parameters to estimate model was used, order the biological catch (CBA) and alternate exploitation at time t . An operating model based on the same

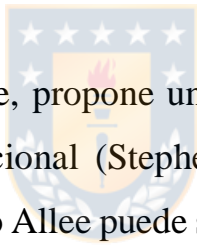
structured earlier age, to simulate the fishery at time $t + 1$, based on a model stock model was subsequently implemented - recruit with depensatory dynamics and different harvest strategies constant fishing mortality and estimated variables from this. The performance evaluation of the different performance measures was also carried out for the scenarios of exploitation strategies with corresponding variable and constant fishing mortality, in addition to the convergence performance of the estimation model. The results show that the southern stock of cusk eel, subject to a dynamic stock-recruit depensatoria is not very robust to the exploitation strategy with constant fishing mortality contained in the current management of the resource, which would be reflecting a threshold of depensación which would evidence a damaged recovery of the resource. For the northern stock, a better panorama is shown regarding the probability of recovery is greater than the southern stock, and that the performance of the operating model considering a dynamic of the penny has less warp. Based on these results it can be concluded that the dynamic depensatory generated within the operating model a pessimistic scenario, considering mortalities constant fishing, but its most comprehensive see the status of the resource, which should be considered in subsequent decisions of management two stocks of cusk eel.

INTRODUCCIÓN

El congrio dorado (*Genypterus blacodes*) es una especie bento-demersal que habita tanto el talud como la plataforma continental. Se distribuye en las costas de América del Sur, Australia, Tasmania y Nueva Zelanda (Chong 1984; Withell & Wankowski 1989; Chong & Aguayo 1990; Horn, 1993; Colman 1995, Ward et al. 2001 y Morioka & Machinandiarena 2001). Esta es especie de importancia económica para Chile, capturándose principalmente en la zona sur-austral de Chile; pero pese a esto, existe un escaso conocimiento biológico de esta especie.

En Chile, actualmente este recurso se encuentra en estado de agotamiento o colapso hacia el año 2016, disminuyendo desembarques como cuotas, manteniendo niveles bajos de biomasa desovante (SUBPESCA 2017). Esta pesquería comienza a ser monitoreada fines de los años setenta, demostrando baja intencionalidad de pesca hacia esta especie (Wiff et al. 2011), generándose una etapa de desarrollo de la pesquería a finales de la década de los 90. Wiff et al. (2005, 2006 y 2007) postulan la existencia de características morfológicas diferentes entre stocks de congrio dorado en la zona sur-austral, indicando diferencias estadísticas en los parámetros de crecimiento entre la zona sur y norte. Estas características de historia de vida de congrio dorado en el área de la PDA evidencian dos stocks diferenciados entre la unidad de pesquería norte (UPN) comprendida entre los paralelos 41°28.6'S y 47°00'S y la unidad de pesquería sur (UPS) entre los paralelos 47°00'S y 57°00'S.

En 2014, bajo el artículo 8° de La Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA), la Subsecretaria de Pesca y Acuicultura elabora un Comité de Manejo para el stock norte y sur de congrio dorado, con el fin de generar como objetivo central el uso sustentable de la pesquería mediante la implementación de un plan de manejo y una estrategia extractiva (Contreras et al. 2016). Caracterizado por tratar problemas asociados al ámbito social, económico y biológico, donde se busca llevar y mantener el tamaño de la población hacia el Máximo Rendimiento Sostenible (RMS) (SUBPESCA 2016).



El concepto de efecto Allee, propone una posible relación positiva entre el fitness y el tamaño poblacional (Stephen et al. 1999). En el caso de las ciencias pesqueras, el efecto Allee puede ser referido a la depensación (Myers et al. 1995; Liermann & Hilborn 1997). Donde a medida que crecen las poblaciones, se reduce el fitness de los individuos, por aumento de competencia o el agotamiento de los recursos, generando disminución de natalidad y la supervivencia. Rowe et al. (2004) encuentran para esta especie, que la tasa de fertilización en bajas densidades poblacionales produciría una disminución per cápita en el reclutamiento, produciendo efecto Allee, demostrando que la sostenibilidad futura de la población de bacalao depende en gran medida del cambio en la mortalidad por pesca en los próximos años, considerando la dinámica depensatoria en el stock.

Existen variados ejemplos de depensación en modelos de dinámica poblacional, donde es posible investigar los efectos de la depensación sobre la probabilidad de extinción (Jacobs 1984; Lande 1987; Lande 1993), el éxito de colonización (Jacobs 1984), la propagación de especies invasoras (Lewis & flareiva 1993; Veit & Lewis 1996), y la modelación de poblaciones en el tiempo, generalmente en forma de ecuaciones diferenciales. En la literatura pesquera, un ejemplo concreto de depensación ejercido sobre la dinámica poblacional de peces, es la asociada con la relación stock-recluta. Liermann & Hilborn (2001) ilustra cuatro métodos aplicados a los modelos stock-recluta de Beverton & Holt (Beverton & Holt 1957) y Ricker (Ricker 1954). En los cuales incorpora mecanismos depensatorios en ecuaciones diferenciales de las cuales se derivan los modelos stock-recluta. Sin embargo, la elección del modelo a utilizar, dependerá de los detalles específicos de la población que se está modelando. Cuando los mecanismos depensatorios y compensatorios que regulan a una población son poco comprendidos, la elección del modelo descansa más en la simplicidad, la flexibilidad y la capacidad del modelo para describir los datos disponibles (Liermann & Hilborn 2001).

Francis (2015) en la revisión por pares realizada a la actual evaluación de stock de congrio dorado, señala tres puntos problemáticos para la evaluación: Las estimaciones de captura por unidad de esfuerzo (CPUE), debido a la alta incertidumbre asociada a la proporción con la abundancia. El enfoque utilizado para estimar la incertidumbre en esta evaluación, debido al riesgo de producir subestimación, ya que no se considera la incertidumbre en el

modelo. Y la existencia de dos aspectos del modelo de evaluación que no cumplen con la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) para un enfoque precautorio (Falta de relación stock-recluta y supuesto de reclutamientos medios a futuro). Además, sugiere recomendaciones para futuras evaluaciones como la utilización de una relación stock-recluta, revisión de reclutamientos medios y la exploración de modelos para una especie. La revisión de las estimaciones de (CPUE) y la estimación de incertidumbre a través de inclusión de modelos alternativos.

Un modelo stock-recluta con depensación aplicado en la evaluación de stock de congrio dorado, podría reflejar de mejor manera el estatus actual del recurso, implicando una visión más integral respecto a evaluaciones anteriores, para la estimación de puntos biológico de referencia, además de estrategias de explotación transitoria con mortalidad por pesca variable que permitan la recuperación de este stock. Esto ya que evidenciaría mecanismos depensatorios como cambios fenotípicos inducidos por la sobrepesca en parámetros del ciclo de vida (Hutchings & Reynolds 2004; Olsen et al. 2004), pérdida de diversidad genética o de la conducta observada debido a la compleja estructura de las poblaciones agotadas (Frank & Brickman 2000; Sterner 2007), truncamiento en la edad y en las tallas por pesca selectiva (Anderson et al. 2008). Y afectos sobre la demografía y atributos de historia de vida de esta especie, reflejados en la relación stock-recluta del recurso, regulando la población (Myers et al. 1995; Liermann & Hilborn 1997; Liermann & Hilborn 2001; Maroto & Moran 2014).

Una extensión del enfoque tradicional de evaluación y gestión pesquera es la evaluación de estrategias de manejo (EEM) o procedimiento de manejo (PM), el cual surge a finales de la década de los años 80 (Kirkwood 1992, 1997). Con ejemplos y experiencias tomadas de la Comisión Ballenera Internacional (International Whaling Commission, IWC) (Butterworth & Punt. 1999). En un sentido amplio, este enfoque propone evaluar las consecuencias de una serie de estrategias u opciones de gestión. A diferencia de enfoques tradicionales de evaluación los cuales prohíben una estrategia de manejo o decisión óptima, este enfoque busca proporcionar la información sobre la cual tomar una decisión racional, dado sus propios objetivos, preferencias y actitudes ante el riesgo (Smith et al. 2007). Además de incluir toda una gama de incertidumbre, que puede ser tomada en cuenta y que los tomadores de decisiones consideren para asumir compromisos de largo plazo y corto plazo de gestión (Butterworth et al. 2010). Como, por ejemplo, la variación en el reclutamiento en la relación stock-recluta (Punt et al. 2014). Este enfoque ha sido ampliamente aplicado en recursos marinos, desde pesquerías de pequeños pelágicos en Sudáfrica (Cochrane et al. 1998; De Oliveira et al. 1998; Punt 1992; Punt et al. 1995; Punt & Butterworth 1995; Geromont & Butterworth 1998) y Australia (Punt & Smith 1999; Punt et al. 2002; Giannini et al. 2010; Wayte & Klaer 2010; Little et al. 2011). En crustáceos en Nueva Zelanda (Starr et al. 1997) y el sur de Australia (Punt et al. 2012) y en peces demersales de longevidad media como la merluza en la zona de Namibia (Butterworth & Geromont 1997), Sudáfrica (Punt 1992; Geromont & Butterworth 1998; Rademeyer 2003) y el orange roughy de Namibia (Branch 1998), entre otras. En Chile, este enfoque no ha sido

implementado completamente, focalizándose los análisis en evaluación de estrategias de explotación y el estudio de sus consecuencias (Cubillos et al. 2012). La EEM se ha desarrollado en un contexto tanto mono-especifico, como en un contexto multi-especifico (Smith et al. 2007). Incorporando factores ambientales asociados a predicciones de reclutamientos futuros (De Oliveira & Butterworth 2005; Barange et al. 2009). Punt et al. (2014), propone una serie de pasos necesarios para llevar a cabo la realización de la EEM, que va desde la identificación de los objetivos de manejos y de gestión y la representación de éstos utilizando estadísticas de rendimiento cuantitativo, hasta la simulación de la aplicación de cada estrategia de gestión para cada modelo operativo y resumen e interpretación de las estadísticas de rendimiento. Esto a través de un ciclo con retroalimentación, integrando la dinámica poblacional de la especie, el monitoreo y seguimiento de la pesquería, la generación de data asociada, una evaluación de stock y la aplicación de reglas de control orientadas al objetivo de manejo de la pesquería (Arteaga et al. 2014; Punt et al. 2014). La mayoría de las estrategias de manejo han sido desarrolladas para pesquerías ricas en datos comerciales o recreacionales. Sin embargo, cada vez más se están elaborando estrategias de ordenación para las pesquerías de escasa calidad de datos y de pequeña escala, para las que las fuentes de datos tradicionales, como los datos independientes de la pesquería, no están disponibles o no son fiables (Smith et al. 2007; Prince et al. 2011).

El conocimiento biológico-pesquero, ecológico y demográfico de congrio dorado es fragmentado (Wiff et al. 2007), caracterizándose principalmente

por ser una especie de baja resiliencia a los impactos provocados por la pesca y el ambiente (Froese & Pauly 2013), crecimiento lento, longevidad media y estilo de vida sedentaria (Ward et al. 2001). Lo que podría influenciar la calidad de los indicadores provenientes del monitoreo de la pesquería. La edad determinada por lectura de otolitos, estima rangos entre 1 a 14 años para machos y 1 a 16 años para hembras, y longitudes desde los 19 hasta los 154 cm (Wiff et al. 2007). Estos antecedentes de atributos poblacionales de la especie, podrían no originar una comprensión concisa de patrones de crecimiento, reproducción, migración, dispersión, riesgos de mortalidad natural o por pesca, mecanismos de regulación poblacional (compensatorios y dependientes) (Hilborn & Walters 1992), o asociados al reclutamiento (Cadigan et al. 2015). Generando incertidumbre respecto a las estrategias de manejo y el estatus del stock (Gonzales-Olivares et al. 2009).

Bajo el contexto anteriormente descrito, en este estudio se busca integrar el conocimiento de las principales características de las poblaciones de los stock norte y sur de congrio dorado en la zona sur-austral de Chile, para su consideración en el desarrollo de una EEM. Y ver si estos son sensibles a mecanismos dependientes en la relación stock-recluta. Esto con el fin de generar mejoras en la evaluación de este recurso teniendo en cuenta objetivos, preferencias y actitudes ante el riesgo y aportar a un mejor entendimiento de la dinámica poblacional que considere un manejo de tipo sustentable y acorde a las características de esta pesquería.

HIPOTESIS

Las hipótesis de trabajo consideran que:

Capítulo I

Al contrastar los datos stock-recluta de los stocks norte y sur de congrio dorado, se espera que la dinámica del reclutamiento de los stocks norte y sur sea explicada significativamente por un efecto depensatorio (efecto Allee).

Capítulo II

La relación stock recluta depensatoria, no influye en la estrategia de explotación actual para llevar a los stocks de congrio dorado al máximo rendimiento sostenible.



OBJETIVO GENERAL

- El objetivo general de este trabajo consiste en evaluar el desempeño de la estrategia de manejo contenida en el plan de manejo actual del recurso, utilizando un modelo operativo que considere depensación en la relación stock-recluta de los stocks norte y sur de congrio dorado.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Determinar depensación en la relación stock recluta de los stocks norte y sur de la pesquería de congrio dorado, e implementar un modelo operativo con esta dinámica poblacional.
- Establecer estrategias de explotación alternativas con umbrales de resguardo biológico para la recuperación de stocks norte y sur de la pesquería de congrio dorado.
- Evaluar bajo incertidumbre las estrategias de manejo de la pesquería de congrio dorado para los stocks norte y sur, según modelos depensatorios para la relación stock-recluta.

CAPITULO I

Allee effect in the stock-recruitment relationships of pink-ling (*Genypterus blacodes*) stocks in Patagonian waters off Chile



Allee effect in the stock-recruitment relationships of pink-ling (*Genypterus blacodes*) stocks in Patagonian waters off Chile

Nicolás Muñoz^{1,2}, Luis A. Cubillos²

¹ *Programa de Magíster en Ciencias con mención en Pesquerías, Universidad de Concepción, Chile.*

² *Programa COPAS Sur-Austral, EPOMAR, Departamento de Oceanografía, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.*

**Corresponding authors:* nsemunoz@gmail.com, lucubillos@gmail.com

submitted to ICES Journal of Marine Science



Abstract

Detection of an Allee effect in a stock-recruitment relationship (SSR) is a challenge when must be estimated into an age-structured stock assessment model. In two stocks of pink ling, *Genypterus blacodes*, recruitment exhibited a faster-declining trend as the spawning stock biomass diminished, suggesting Allee effects acting on recruitment. We evaluated four competing SRRs into an age-structured stock assessment model; i.e., two compensatory models (Beverton-Holt and Ricker) and two depensatory models (Myers et al. and gamma-Ricker) parameterized in terms of unexploited average recruitment and steepness. The gamma-Ricker was found to fit the data better than other SRRs, and recruitment started to decline at 29% of the unexploited spawning biomass (S_0) for the northern stock of pink ling and 22% of S_0 for the southern stock. The recovery of the southern stock seems to be impaired, but the recovery of the northern stock is still feasible. In addition, the spawning stock biomass of southern stock in the most recent year is below the Allee-transition threshold of 22%. This is a critical point that must be taken into account in the recovery plan of the stock before impaired recovery effects become for the northern stock.

Keywords: depensation, Allee-transition threshold, recovery, management, assessment.

Introduction

It is often accepted that recruitment dynamics of fish populations is driven by the spawning stock biomass and according to a compensatory stock-recruitment relationship (SRR), such as the classical SSRs of Beverton and Holt (1957) and Ricker (1975) (Shelton and Healey, 1999; Brooks and Powers, 2007). At present, the stock-recruitment model of Beverton and Holt is preferred as a general model into stock assessment models, but parameterized in terms of the steepness, the unexploited spawning stock biomass (S_0) and/or the unexploited recruitment (R_0) at S_0 (Lee et al., 2012; Mangel et al., 2013; Punt and Dorn, 2014). Usually, the steepness is denoted by h and used to discuss SRRs in the context of stock resilience (Lee et al., 2012; Mangel et al., 2013). However, sometimes the classical stock-recruitment models cannot be distinguished as a preferred model on the basis of statistical goodness of fit (Dorn, 2002, Brodziak, 2002).

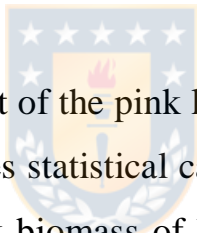
In low-abundance cases, the stock and recruitment data exhibit a declining recruitment rate as the spawning stock biomass decline, suggesting some degree of depensation (Myers et al., 1995) known as an Allee effect (Keith and Hutchings, 2012; Kuparine and Hutchings, 2014). Although there is little evidence about depensation in exploited marine fish populations (Myers et al., 1995; Liermann and Hilborn, 2001; Gascoigne and Lipcius, 2004; Hutchings, 2013), Hutchings (2014) argued that absence of evidence does not constitute evidence of absence. In addition, Keith and Hutchings (2012) tried to find a low-level of abundance below which an Allee effect, if present, is likely to be detected; i.e., an Allee-transition threshold (Hutchings, 2014).

Indeed, Kindsvater et al. (2016) point out that Allee effects are hard to detect but should not be ignored as one of ten principles of effective marine conservation. According to Hutchings (2014), an Allee effect is a pattern in data, and not necessarily implies any particular causal mechanism for generating depensatory dynamics. Detection of an Allee effect in SRRs is promising with alternative reparameterization of stock-recruitment models (Punt and Cope 2017) as well as Bayesian models (Pärälä and Kuparine, 2017).

In this paper, the SRRs of two stocks of pink ling *Genypterus blacodes* suggest the presence of an Allee effect in the available data, which could have consequences for potential recovery of the stocks in the Patagonian waters off Chile. The pink ling is a demersal fish distributed on the slope and continental shelf along the southern tip of South America (Chile and Argentina), and also in deep waters of Australia, Tasmania and New Zealand (Chong, 1984, Withell and Wankowski, 1989; Chong and Aguayo, 1990; Horn, 1993; Colman, 1995; Ward et al., 2001; Morioka and Machinandiarena, 2001, Punt et al., 2015).

In the Chilean Patagonia, two stocks of pink ling have been identified according to differences in life-history parameters, and the stocks were divided for the purposes of management (Wiff et al., 2007; Baker et al., 2012; Wiff et al. 2016; Wiff et al., 2018). According to Wiff et al. (2007), the northern stock extends from 41°28'S to 47°00'S and the southern stock is defined between 47°00'S and 57°00'S in Patagonian waters (Fig. 1).

Historically, the pink ling was part of the bycatch of trawler targeting southern hake (*Merluccius australis*). Three fleets are operating in the northern stock, one of them a small-scale hook and line fleet. These fleets obtain catch records higher than two industrial fleets that are operating on the southern stock (Fig. 1). After 1992, the pink ling started to be managed by establishing annually total allowable catches (TAC) and allocated to each management zone. In the northern stock, industrial vessels (trawl and long-line) and small-scale hook and line boats operate (Fig.1). In the southern stock, only industrial trawl and long-line vessels operate in the fishery (Contreras et al., 2013; 2016).



At present, the management of the pink ling is based on the best assessment provided by a single-species statistical catch-at-age model (Contreras et al., 2016). The spawning stock biomass of both stocks started to decline after 1980, and by 2015 the northern stock was 20% of S_0 , but the southern stock was depleted (i.e., 16% of S_0) According to the Chilean law, when a stock is diagnosed in a depleted or overexploited status, a recovery plan should be executed. However, the recovery of a stock is a complex task, and a recovery plan usually is implemented after a considerable delay (Shertzer and Prager, 2007).

The objectives of this paper are 1) to detect an Allee effect in the stock-recruitment relationships of two pink ling stocks; 2) to estimate an Allee-transition threshold as a fraction of the unexploited spawning stock biomass

(S0), and 3) to evaluate potential recovery of the stock under a dependant population dynamics.



Material and methods

The study area, data and stock assessment

The study area is located from 41°28'S to 47°00'S for the northern stock of pink ling, and from 47°00'S to 57°00'S for the southern stock in the Chilean Patagonia (Wiff et al., 2007; Baker et al., 2012; Contreras et al., 2013, Fig. 1.1). The data come from the Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) and were obtained from Contreras et al. (2016), covering the period 1978-2015. For the northern stock three fleets operated during the study period, and only two fleets operated on the southern stock of pink ling. Fishery data consisted of catch and standardized catch per unit effort for each stock, as well as catch-at-age and length-at-age data for some years (Table 1.1). Biological data for each stock were weight-at-age, maturity-at-age (Contreras et al. 2016), von Bertalanffy growth parameters and natural mortality (Table 2.1), which were assumed to be constant in an integrated stock assessment model (see Appendix A). The stock assessment model was coded in ADMB (Fournier et al., 2012), is similar to that described by Contreras et al. (2016), but our implementation considered four candidate stock-recruitment relationships (SRR, see below).

Allee effect in the stock-recruitment relationship

Testing for an Allee effect in the SRRs of two pink ling stocks consisted in comparing the statistical performance of four stock-recruitment models (Table 4.1), which were incorporated into the age-structured stock assessment model (Appendix A). The SRRs T4.1 and T4.2 were the compensatory models of Beverton and Holt (1957) and Ricker (1975),

respectively. Instead, T4.3 and T4.4 were the depensatory models of Myers et al. (1995) and Gamma-Ricker of Reish et al. (1985). The compensatory SRRs were parameterized in terms of the average unexploited recruitment (R_0) and the steepness (h) of the SRR according to Punt and Cope (2017). The depensatory SRRs of Myers et al. (1995) and Reish et al. (1985) have two additional parameters, one of them accounting for depensation (γ) and the other one is θ , which represents the reduction of the spawning stock biomass from the unexploited level (S_0) at which recruitment start to decline. Usually $\theta=0.2$ defines steepness in compensatory SRRs, which meant reduction in spawning biomass at 20% of the unexploited level (S_0). Instead, for depensatory SRRs, we considered that this amount would be different from 0.2 in orders to identify an Allee-transition threshold (Keith and Hutchings 2012, Hutching 2014) below which an Allee effect could be manifested.

The average unexploited recruitment (R_0) allowed to estimating the unexploited spawning stock biomass (S_0), according to $S_0=R_0 \cdot SPR_{F=0}$, where $SPR_{F=0}$ is the spawning per recruit at zero fishing mortality rate and computed by

$$SPR_{F=0} = \sum_{i=1}^A m_j w_j l_j e^{-\tau M} \quad \dots 1)$$

where m_j is the maturity at age j ($j=1, 2, \dots, A$), w_j is the average weight at age j , l_j is the natural survival per recruit (Eq. 2), M is the natural mortality rate,

and $\tau=0.75$ is the spawning time as a fraction of year (Contreras et al., 2013).

The relative natural survival per recruit was computed by

$$l_j = \begin{cases} 1 & j = 1 \\ l_{j-1} & j > 1 \\ l_{j-1}e^{-M}/(1 - e^{-M}) & j = A \end{cases} \quad \dots 2)$$

where l_j is the survival rate at age j and A is the age group plus.

In the SRRs, the slope of the unexploited replacement line (R_0/S_0) was the inverse of the spawning stock biomass per recruit at $F=0$, i.e., $R_0/S_0=(SPR_{F=0})^{-1}$ (Brooks, 2013). The unexploited replacement line allowed identifying the unexploited spawning stock biomass (S_0) in the curve, and hence the Allee-transition threshold (θ) as a fraction of S_0 .

The basic known structural parameters conditioned the stock assessment model (Table 3.1), as well the unknown parameters of the model. Those to be estimated were the average unexploited recruitment, annual recruitment deviations, deviations for the abundance-at-age at the beginning of the first year, the selectivity parameters, annual fishing mortality rates, and the coefficients of catchability (Table 3.1). Data were contrasted with estimates through negative log-likelihood functions, conditioned to values of steepness close to $h=0.6$ (Wiff et al., 2017), i.e., $h=0.55, 0.6, 0.65$ and 0.7 . The best model was selected according to the Akaike Information Criterion (Akaike

1974) without considering the influence of the penalties (see the Appendix A, Section A.3).

Potential recovery

Once selected the best stock-assessment model, a projection period of 25 year was implemented in the stock assessment model starting from the most recent year of the assessment (i.e, 2015). During the projection period, the simulation included the Allee effect in the SRR and the following harvest strategies:

a) Constant fishing mortality rate: $F_i = F_{msy} = 0.162 \text{ year}^{-1}$ for the northern stock, and $F_i = F_{msy} = 0.225 \text{ year}^{-1}$ for the southern stock (Case C1).

b) Step-like strategy (Case C2):

$$F_i = \begin{cases} 0 & \text{if } S_i/S_{msy} < 1 \\ F_{msy} & \text{if } S_i/S_{msy} \geq 1 \end{cases} \quad \dots 3)$$

c) Variable fishing mortality or 0-40 rule (Case C3):

$$F_i = \begin{cases} F_{msy}(S_i/S_{msy}) & \text{if } S_i/S_{msy} < 1 \\ F_{msy} & \text{if } S_i/S_{msy} \geq 1 \end{cases} \quad \dots 4)$$

d) Variable fishing mortality or 10-40 rule (Case C4):

$$F_i = \begin{cases} 0 & \text{if } S_i/S_{msy} < 0.25 \\ F_{msy} \left(\frac{S_i}{S_{msy}} - 0.25 \right) / 0.75 & \text{if } 0.25 \leq S_i/S_{msy} < 1 \\ F_{msy} & \text{if } S_i/S_{msy} \geq 1 \end{cases} \quad \dots 5)$$

e) Variable fishing mortality or 20-40 rule (Case C5):

$$F_i = \begin{cases} 0 & \text{if } S_i/S_{msy} < 0.5 \\ F_{msy} \left(\frac{S_i}{S_{msy}} - 0.5 \right) / 0.5 & \text{if } 0.5 \leq S_i/S_{msy} < 1 \\ F_{msy} & \text{if } S_i/S_{msy} \geq 1 \end{cases} \quad \dots 6)$$

f) $F_i=0$, representing the unexploited scenario for reference (Case C6).

According to the biological framework for management of pink ling in Chile, F_{msy} was estimated as a proxy on a per-recruit basis, i.e., the fishing mortality at 45% of the unexploited spawning stock biomass per recruit (F at 45% $SPR_{F=0}$, Contreras et al. 2016), i.e., $F_{msy}=0.162 \text{ year}^{-1}$ for northern stock and $F_{msy}=0.225 \text{ year}^{-1}$ for southern stock. In order to evaluate the potential recovery, we computed the ratio between the spawning stock biomass at a given year and the spawning stock biomass at MSY ($S_i/0.4S_0=S_i/S_{msy}$). The probability of recovery ($\text{Pr}[S_i/S_{msy}>0.9]$) was computed on the basis of 200 values per harvest strategy. The alternative and equally values for each variable of interest during the projection period were obtained from 20000 Monte Carlo Markov Chain (MCMC) and saving each 200, as implemented in ADMB (Fournier et al. 2012).

In order to know the production curve as a function of the fishing mortality rate, a procedure was applied that consisted of projecting the exploitation to 200 years from an unexploited condition with constant fishing mortality rates in the $F = [0,0.5]$. In this way, the production curve consists of plotting the

obtained catches achieved at the end of the 200 years given a value of fishing mortality.

Results

According to AIC, the best model describing the stock-recruitment relationships was the gamma-Ricker for both northern and southern pink ling stock (Table 4.1, Fig. 2.1). The different values for the steepness did not affect the overall fit of the gamma-Ricker SRRs, rather than was the kind of stock-recruitment model that conditioned the stock assessment model (Table 4.1). We selected results with $h=0.6$ (Table 4.1), which was close to that communicated by Wiff et al. (2017) for pink ling. The gamma-Ricker SRR described well the trajectory of recruitment as a function of the spawning stock biomass of both the northern and southern stock (Fig. 2.1), showing the continuous decline in both the spawning stock biomass and recruitment from higher levels to lower (Fig. 2.1 and 3.1). Indeed, total biomass and spawning stock biomass of pink ling showed a declining trend from 1978 to 2015, which was related to the recruitment dynamics and fishing mortality (Fig. 3.1). The recruitment time series showed a declining trend from 1985 to 2012, interrupted by a brief period in which the recruitment was more or less stabilized between 1991 and 2001 (Fig. 3.1). The fishing mortality rate exhibited higher values between 1988 and 1995, and subsequently a declining trend in the northern stock. In the southern stock, the fishing mortality was stabilized around $F=0.375 \text{ year}^{-1}$ during the period 1995-2012 (Fig. 3.1).

According to the catch and recruitment levels, S_0 and R_0 , the northern stock of pink ling was more productive than the southern stock (Table 4.1). The SRRs showed Allee effect with a critical depensation (Fig. 2.1), which occurred at spawning biomass levels below than the parameter accounting for Allee-transition threshold (θ). The Allee-transition threshold was higher in the southern stock ($\theta=0.29$) than the northern stock ($\theta=0.22$, Table 4.1).

In 2015, depletion (S_i/S_0) was close to 19% for both the northern and southern stock, but the depletion of the southern stock was close to the critical depensation and below the Allee-transition threshold (29%). Instead, the northern stock was close to the Allee-transition threshold (Table 4.1). Although depletion was similar, the potential recovery within 25 years was completely different between the northern and southern stocks (Fig. 4.1 to 7.1). The trajectory of fishing mortalities, and according to the harvest strategies applied (C1 to C6), showed that the northern stock was able to recovery (Fig. 4.1 and 6.1), particularly applying variable fishing mortalities under Case 5 (Fig. 6.1), or “40-20 rule”. The potential recovery of the southern stock was not possible within the time window under none of the harvest strategies, excepting under $F=0$ (Fig. 5.1 and 7.1).

The probability of recovery showed that the northern stock could recovery after 2027 under variable fishing mortality (20-40 rule, Case C5), with a probability higher than 50% (Figure 8.1A). Instead, southern pink ling stock could be recovered after 2030, but this is the minimum amount of time that

would allow rebuilding in the absence of fishing with at least a 50% (Figure 8.1 B).

In the two stocks of conger, fishing mortality that maximizes catches (F_{rms}) are close to the mortality of abrupt collapse that is given by depensatory effect. In this way, for both stocks the proxy of the $F_{rms} = F_{45\%}$ seems to be adequate and precautionary (Figure 9.1), since they are located to the left of the fishing mortality that generates the collapse due to depensation.

Discussion

Although detecting an Allee effect in a stock-recruitment relationship is not novel (Myers et al., 1995; Shelton and Healey, 1999; Rougier et al., 2012), our approach of integrating a depensatory SRR into an age-structured stock assessment model was satisfactory than the trying to fit a stock-recruitment model outside the stock-assessment model by assuming model output as ‘data’. Smith and Punt (1998) carried out assessments of gemfish (*Rexea solandri*) including the Myers et al. (1995) SRR, and this SRR model was found to fit the data better than Ricker or Beverton and Holt SRRs. Nevertheless, the approach of Smith and Punt (1998) considered the original formulation for the stock-recruitment models. In this paper, we used the parameterization of Punt and Cope (2017) for 2-parameters and 3-parameters SRRs. The parameterization of SRR used the unexploited recruitment (R_0), the steepness (h) and the spawning biomass per recruitment at $F=0$ to obtain the unexploited spawning biomass (S_0).

A given SRR could have a strong impact on the output of a stock assessment model, and particularly on the status of a given stock. Our results were conducted with the same conditioning for the catch, CPUE, age and length composition of catch as Contreras et al. (2016) did. However, they modeled recruitment deviations around an average recruitment within the stock assessment model, i.e., $\log(R_i) = \log(\bar{R}) + \varepsilon_i$, being R the average recruitment, $\varepsilon_i \sim N(0, \sigma_R^2)$ and $\sigma_R=0.6$ (Contreras et al., 2016). The disadvantage of that approach is often an overestimation of the recruitment of incomplete cohorts, which are subjected to large uncertainty in the most recent year (Quinn and Deriso, 1999). Those recruiting year-classes are not completely removed and have little information for an adequate estimation of recruitment. In this way, incorporating a stock-recruitment model could be more effective when the recruitment rate is declining as the spawning stock biomass is diminishing. This was the case of the pink ling stocks, in which the gamma-Ricker SRR was found to fit the data better than other SRRs.

The depensatory model of Myers et al. (1995) is an asymptotic SRR similar to the models of Thompson (1993) and Liermann and Hilborn (1997), which would display the Beverton and Holt SRR when the depensation parameter (γ) is equal to 1. Similarly, the gamma-Ricker (i.e., Reish et al. 1985; Punt and Cope, 2017; Liz, 2018) could display the Ricker SRR when $\gamma=1$. The values for the depensation parameter were larger and determining critical depensation for both the northern and southern stock. In this way, the 3-parameters SRR used here could be useful for stock assessment of

populations at low abundance in order to detect an Allee effect as well as Allee-transition threshold (Keith and Hutchings 2012, Hutching 2014). In the two pink ling stocks, the recruitment started to decline before 20% of S_0 ; i.e., 22% in the case of the northern pink ling stock and 29% for the southern stock. As usual, compensatory models assumed that the recruitment started to decline at 20% of S_0 , in agreement with the definition of steepness. The steepness of a SRR is one of the most uncertain and critical quantities in fishery stock assessment and poorly estimated in most cases (Lee et al., 2012). The steepness was not estimated in our stock assessment model, neither σ_R , but assumed to be known as a compromise value based on the comparative resilience of demersal fish (Wiff et al., 2017). Within each SRR model, the steepness values here used were not particularly determinant on the overall fit of the stock assessment model. Instead, the difference in AIC between SRR was enough for chosen the gamma-Ricker model as a better model in explaining the data of the two stocks.

Shelton and Healey (1999) showed that it would be hard to detect depensation unless γ is large, σ is small, the time series is long, and many data points are concentrated in the range of spawner biomass where depensation occurs. In this paper, γ was large, σ was large ($\sigma_R=0.4$ to 0.55), the time series was relatively large (32 years), and data points were concentrated where depensation occurred (at least for the southern stock).

Ignoring a plausible Allee effect in the stock-recruitment process of pink ling stocks would be inconsistent with the precautionary approach and also with

the objectives of recovery. Contreras et al. (2016) estimated the unexploited spawning stock biomass from the average recruitment level, resulting in $S_0=18700$ ton and $S_0=9100$ ton for the northern and southern stock, respectively. Our approach, however, estimated similar values ($S_0=17776$ ton for northern stock and $S_0=9320$ ton for southern stock). Depletion was close to 19% for both northern and southern stocks, but the difference was that the southern stock was much below the Allee-transition threshold of 29% and affecting dramatically the recovery as compared with the northern stock.

Some causal mechanism for generating depensatory dynamics have been identified in the literature, such as reduced probability of fertilization or finding a mate, impaired group dynamics (e.g. reduced antipredator vigilance), predator saturation, increased incidence of inbreeding or genetic drift, cultivation/depensation, or group conditioning of the environment (Stephens and Sutherland, 1999; Liermann and Hilborn, 2001; Vergnon et al., 2008; Kramer et al., 2009; Rowe et al., 2004; Hutchings, 2014). The mechanisms or causes for an Allee effect acting in the recruitment dynamics of pink ling are far of clear, but Hutchings (2014) suggested that the concept of ‘threshold’ is central to Allee effects. Therefore, is important to identify an “Allee-effect threshold” in order to take meaningful action to slow population decline and identification of the threshold at which recovery probability is likely to be negatively affected or impaired. The spawning stock biomass of southern stock was below the Allee-effect threshold during the period 2011-2015, which affected the surplus production of the stock during the projections. The recruitment levels of the most recent years were

close to the unstable point between depensation and compensation at low abundance. This is a critical point that must be taken into account in the recovery plan of the stock, particularly from a precautionary point of view.

Therefore, the current status of the two stocks of pink ling was due to both the depensatory stock-recruitment dynamics and the delayed effects of overfishing before 2001. Scenarios of projection under different harvest strategies showed that time required for biomass rebuilding could be uncertain, particularly for the southern stock. Those results are in agreement with simulations carried out by Kuparinen et al. (2014), concluding that an Allee effect greatly increased the uncertainty in recovery time frames and provides an explanation for why the removal of threat does not always result in the recovery of depleted populations. The recovery of the southern stock seems to be impaired (i.e., Hutchings, 2015), while the recovery of the northern stock is still feasible. The recovery of northern stock could be obtained with a variable fishing mortality according to Case 5 (“20-40 rule”), similarly for southern stock. This management harvest strategy implies to close the fishery if the spawning stock biomass becomes depleted (below $0.2S_0$), but also was able to obtain faster recover of the northern stock. Nevertheless, the harvest strategies should be evaluated by implementing a management strategy evaluation (i.e., Punt et al., 2016), and by considering an operative model with the gamma-Ricker SRRs here obtained, as well as changing the limit reference points close to the Allee-transition thresholds here estimated.

The estimation of the fishing mortality that generates the maximum sustained yield for a population with a depensatory dynamic of the stock -recruits ratio is complex, since there is no simple solution that allows establishing a relationship with the spawning biomass per recruit (Punt and Cope , 2017). In this way, our approach to using deterministic projections of stock dynamics with constant fishing mortality rates seems to be a good approximation. The gamma-Ricker model generates natural fluctuations in the spawning biomass of the stock given the compensation in the recruitment that both stocks have before the Allee effect threshold. A fishery, which operates by reducing the spawning biomass to 40% of the unexploited level, can be sustainable. However, the golden conger stocks studied here are either in the Allee effect threshold (case of the northern stock) or below the Allee effect threshold (case of the southern stock). Therefore, it is very possible that the production surpluses that are achieved in the medium term are only due to the transient effect of the biomass towards collapse, as demonstrated by the southern stock, regardless of the exploitation strategy used.

Acknowledgements

This work was funded by a COPAS Sur-Austral scholarship (Masters of Fisheries Science Program), COPAS Sur-Austral CONICYT PIA PFB-31 and CCTE AFB-170006, Universidad de Concepción, Chile. We thank the Instituto de Fomento Pesquero de Chile (IFOP) and Subsecretaría de Pesca de Chile (SUBPESCA) for facilitating the public use of the fishery data and report. Thank you also to the support of EPOMAR.

Appendix A

The integrated stock assessment model consisted of four components: a) population dynamics, b) observation models, c) log-likelihood functions and penalties, and d) estimation process.

A.1. Population dynamics

The abundance was expressed by

$$N_{i,j} = \begin{cases} N_{i,j} = R_i & \text{if } j = 1 \\ N_{i-1,j-1}S_{i-1,j-1} & \text{if } 1 < j < A \\ N_{i-1,j-1}S_{i-1,j-1} + N_{i,j-1}S_{i,j-1} & \text{if } j = A \end{cases} \quad \text{A.1)}$$

where $N_{i,j}$ is the abundance in year i at age j , s is the annual survival during year i at age j , and R_i is the recruitment, i.e.,

$$R_i = \begin{cases} f(S_{i-r}|h, R_0) & \text{if a compensatory SRR apply (Table 3)} \\ f(S_{i-r}|h, R_0, \gamma, \theta) & \text{if a depensatory SRR apply (Table 3)} \end{cases} \quad \text{A.2)}$$

where the parameters of functions $f(S_{i-r}|h, R_0)$ and $f(S_{i-r}|h, R_0, \gamma, \theta)$ are defined in Table 3, and the functions in Table 4. S_{i-r} is the spawning stock biomass at year $i-r$, where r is the true age of recruitment (3 year-old specimens). The annual survival was expressed by

$$s_{i,j} = e^{-(M + \sum_{k=1}^k \psi_{j,k} F_{i,k})} \quad \text{A.3)}$$

where M is the natural mortality rate (Table 4), $\psi_{j,k}$ is the selectivity at age j and fleet k , and $F_{i,k}$ is the annual fishing mortality rate executed by fleet k . The selectivity at age and fleet k considered a double normal function, i.e.,

$$\psi_{j,k} = \begin{cases} e^{-0.5((j-a_{50,k})/\Delta_{k,1})^2} & \text{if } j < a_{50,k} \\ e^{-0.5((j-a_{50,k})/\Delta_{k,2})^2} & \text{if } j \geq a_{50,k} \end{cases} \quad \text{A.4)}$$

where $\Delta_{k,2}$ is a shape parameter that can mimic a logistic selectivity (see Table 3).

Total biomass was obtained by

$$B_i = \sum_{j=1}^A w_{i,j} N_{i,j} \quad \text{A.5)}$$



and the spawning stock biomass by

$$S_i = \sum_{j=1}^A w_{i,j} m_j N_{i,j} e^{-\tau(M + \sum_{k=1}^k \psi_{j,k} F_{i,k})} \quad \text{A.6)}$$

where $w_{i,j}$ is the average weight at age j , m_j is maturity at age j , and τ is the spawning time as a fraction of year, which was set at 0.75 (Table 3).

A.2. Observation models

Catch in year i and fleet k ($Y_{i,k}$) was estimated by

$$Y_{i,k} = \sum_{j=1}^A w_{i,j} C_{i,j,k} \quad \text{A.7)}$$

where $w_{i,j}$ is the average weight and $C_{i,j,k}$ is the Baranov catch equation, i.e.,

$$C_{i,j,k} = F_{i,j,k} N_{i,j} (1 - e^{-(M + \sum_{k=1}^k \psi_{j,k} F_{i,k})}) / Z_{i,j} \quad \text{A.8)}$$

The age composition of fleet k ($P_{i,j,k}$) was estimated by

$$P_{i,j,k} = C_{i,j,k} / \sum_{j=1}^A C_{i,j,k} \quad \text{A.9)}$$

The length composition of fleet k ($Q_{i,l,k}$) was estimated according to

$$Q_{i,l,k} = C_{i,l,k} / \sum_{j=1}^A C_{i,l,k} \quad \text{A.10)}$$

where catch at length ($C_{i,l,k}$) of fleet k was estimated by

$$C_{i,l,k} = C_{i,j,k} T_{j,l} \quad \text{A.11)}$$

where $T_{j,l}$ is a probabilistic age-length key, which were obtained by assuming a normal distribution for probability of observing a fish of length l given age j , i.e.,

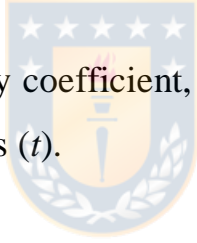
$$T_{j,l} = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_j^2}} e^{-(l-\bar{l}_j)^2 / 2\sigma_j^2} \quad \text{A.12)}$$

where \bar{l}_j is the average length at age j according to the von Bertalanffy growth parameters (Table 3.1), σ_j^2 is the variance of length at age j , which was estimated according to $\sigma_j = v \cdot \bar{l}_j$, where v is the coefficient of variation and estimated as a unknown parameter.

The estimation of catch per unit effort ($I_{i,k}$) was expressed by:

$$I_{i,k} = q_{t,k} \sum_{j=1}^A \psi_{j,k} B_{i,j} e^{-(M + \sum_{k=1}^k \psi_{j,k} F_{i,k})/2}$$

where $q_{t,k}$ is the catchability coefficient, which was assumed to be constant during some blocks of years (t).



A.3 Negative log-likelihood functions and penalty

The log-normal function was used as negative log-likelihood function for catch:

$$-l(Y) = \sum_k \frac{1}{2\sigma_{Y,k}^2} \sum_i (\log(Y_{j,k}) - \log(\hat{Y}_{j,k}))^2$$

and CPUE, i.e.,

$$-l(I) = \sum_k \frac{1}{2\sigma_{I,k}^2} \sum_i (\log(I_{j,k}) - \log(\hat{I}_{j,k}))^2$$

The multinomial function was used for catch at age data, i.e.,

$$-l(P) = \sum_k n_k \sum_i \sum_j P_{i,j,k} \log(\hat{P}_{i,j,k})$$

and catch at length data, i.e.,

$$-l(Q) = \sum_k n_k \sum_i \sum_j Q_{i,j,k} \log(\hat{Q}_{i,j,k})$$

The penalties were for recruitment deviations, i.e.,

$$-p(R) = \frac{1}{2\sigma_R^2} \sum_i (\varepsilon_i)^2$$



as well as deviations from expected recruitment, i.e.,

$$-p(R) = \frac{1}{2\sigma_R^2} \sum_i (\log(R_i) - \log(f(S_{i-r})))^2$$

Assuming that the first year was close to the equilibrium, the following penalty was added:

$$-p(N) = \frac{1}{2\sigma_N^2} \sum_j (\log(N_{1,j}) - \log(N_{0,j}))^2$$

Finally, a penalty for the parameter controlling the double normal shape was added, i.e.,

$$-p(\Delta) = \frac{1}{2\lambda} \sum_k (\log(\Delta_{2,k}) - 4)^2$$

The objective function was

$$f = - \sum_i l(\cdot) - \sum_i p(\cdot)$$



References

Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. IEEE Transactions on Automatic Control AC, 19: 716–723.

Baker, L. L., Wiff, R., Quiroz, J. C., Flores, A., Céspedes, R., Barrientos, M. A., and Gatica, C. 2014. Reproductive ecology of the female pink cusk-eel (*Genypterus blacodes*): evaluating differences between fishery management zones in the Chilean austral zone. Environmental Biology of Fishes, 97: 1083-1093.

Beverton, R. J. H., and Holt, S. J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. UK Ministry of Agriculture, Food, and Fisheries Investigations, Series 2, 19. 533 pp.

Brodziak, J. 2002. In search of optimal harvest rates for west coast groundfish. North American Journal of Fisheries Management, 22: 258-271.

Brooks, E. N., and Powers, J. E. 2007. Generalized compensation in stock-recruit functions: properties and implications for management. ICES Journal of Marine Science, 64: 413-424.

Brooks, E. N. 2013. Effects of variable reproductive potential on reference points for fisheries management. Fisheries Research, 138: 152-158.

Chong, J. 1984. Contribución a la taxonomía de *Genypterus blacodes* (Schneider, 1801) (Osteichthyes, Ophidiidae). Ciencia y Tecnología del Mar CONA, 8: 27-39.

Chong, J., and Aguayo, M. 1990. Determinación de edad y estimación de los parámetros de crecimiento del congrio dorado *Genypterus blacodes* (Schneider, 1801) (Osteichthyes, Ophidiidae) en el Pacífico sur-oriental. Biología Pesquera, 19: 55-67.

Colman, J. A. 1995: Regional morphometric variation in ling (*Genypterus blacodes*) in New Zealand waters. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 29: 163-173.

Contreras, F., Canales, C., Quiroz, J. C., Chong, L., and Céspedes, R. 2013. Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en congrio dorado, año 2014: Congrio dorado, 2014. Subsecretaría de Economía y EMT, Instituto de Fomento Pesquero (Valparaíso), 84 pp.

Contreras, F., Chong, L. and Céspedes, R. 2016. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en congrio dorado, año 2016: Congrio dorado, 2016. Subsecretaría de Economía y EMT, Instituto de Fomento Pesquero (Valparaíso),

Dorn, M.W. 2002. Advice on west coast rockfish harvest rates from Bayesian meta-analysis of stock–recruit relationships. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 280-300.

Fournier, D. A., Skaug, H. J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M. N., Nielsen, A., and Sibert, J., 2012. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization, Methods and Software*, 27: 333-249.

Gascoigne, J., and Lipcius, R. N. 2004. Allee effects in marine systems. *Marine Ecology Progress Series*, 269: 49-59.

Horn, P. 1993. Growth, age structure, and productivity of ling, *Genypterus blacodes* (Ophidiidae) in New Zealand waters. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 27: 385-397.

Hutchings, J. A. 2014. Renaissance of a caveat: Allee effects in marine fish. *ICES Journal of Marine Science*, 71: 2152-2157.

Hutchings, J. A. 2015. Thresholds for impaired species recovery. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282: 20150654.

Keith, D. M., and Hutchings, J. A. 2012. Population dynamics of marine fishes at low abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69: 1150-1163.

Kindsvater, H. K., Mangel, M., Reynolds, J. D., and Dulvy, N. K. 2016. Ten principles from evolutionary ecology essential for effective marine conservation. *Ecology and Evolution*, 6: 2125-2138.

Kramer, A.M., Dennis, B., Liebhold, A.M., and Drake, J.M. 2009. The evidence for Allee effects. *Population Ecology*, 51: 341-354.

Kuparinen, A., Keith, D. M., and Hutchings, J. A. 2014. Allee effect increases the uncertainty of population recovery. *Conservation Biology*, 28: 790-798.

Lee, H.-H., Maunder, M. N., Piner, K. R., and Methot, R. D. 2012. Can steepness of the stock-recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models? *Fisheries Research*, 125-126: 254-261.

Liermann, M., and Hilborn, R. 1997. Depensation in fish stocks: a hierarchic Bayesian meta-analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 1976-1984.

Liermann, M., and Hilborn, R. 2001. Depensation: evidence, models and implications. *Fish and Fisheries*, 2: 33-58.

Liz, E. 2018. A global picture of the gamma-Ricker map: a flexible discrete-time model with factors of positive and negative density-dependence. *Bulletin of Mathematical Biology*, 80: 417-434.

Mangel, M., MacCall, A. D., Brodziak, J., Dick, E. J., Forrest, R. E., Pourzand, R., and Ralston, S. 2013. A perspective on steepness, reference points, and stock assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70: 930-940.

Morioka, S., and Machinandiarena, L. 2001. Comparison of daily increment formation pattern between sagittae and lapilli of ling (*Genypterus blacodes*) larvae and juveniles collected off Argentina, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35: 111-119.

Myers, R. A., Barrowman, N. J., Hutchings, J. A., and Rosenberg, A. A. 1995. Population dynamics of exploited fish stocks at low population levels. *Science*, 269: 1106-1108.



Pärälä, T., and Kuparinen, A. 2017. Detection of Allee effects in marine fishes: analytical biases generated by data availability and model selection. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284: 20171284.

Punt, A. E., and Dorn, M. 2014. Comparisons of meta-analytic methods for deriving a probability distribution for the steepness of the stock-recruitment relationship. *Fisheries Research*, 149: 43-54.

Punt, A. E., Haddon, M., and Tuck, G. N. 2015. Which assessment configurations perform best in the face of spatial heterogeneity in fishing

mortality, growth and recruitment? A case study based on pink ling in Australia. *Fisheries Research*, 168: 85-99.

Punt, A. E., Butterworth, D. S., de Moor, C. L., De Oliveira, J. A. A., and Haddon, M. 2014. Management strategy evaluation: best practices. *Fish and Fisheries*, 17: 303–334.

Punt, A. E., and Cope, J. M. 2017. Extending integrated stock assessment models to use non-dependant three-parameter stock-recruitment relationships. *Fisheries Research*
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.07.007>.

Quinn, T.J., and Deriso, R. 1999. *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press, New York.

R Core Team. 2018. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, Department of Fisheries and Oceans, 191, 382 pp.

Reish, R. L., Deriso, R. B., Ruppert, D., and Carroll, R. J. 1985. An investigation of the population dynamics of Atlantic menhaden (*Brevoortia*

tyrannus). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 42(Supp. 1): 147-157.

Rougier, T., Lambert, P., Drouineau, H., Girardin, M., Castelnaud, G., Carry, L., Aprahamian, M., Rivot, E., and Rochard, E. 2012. Collapse of allis shad, *Alosa alosa*, in the Gironde system (southwest France): environmental change, fishing mortality, or Allee effect? ICES Journal of Marine Science, 69: 1802-1811.

Rowe, S., Hutchings, J.A., Bekkevold, D., and Rakitin, A. 2004. Depensation, probability of fertilization, and the mating system of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). ICES Journal of Marine Science, 61: 1144-1150.

Shelton, P. A., and Healey, B. P. 1999. Should depensation be dismissed as a possible explanation for the lack of recovery of the northern cod (*Gadus morhua*) stock? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 56: 1521-1524.

Shertzer, K.W., and Prager, M.H. 2007. Delay in fishery management: diminished yield, longer rebuilding, and increased probability of stock collapse. ICES Journal of Marine Science, 64: 149-159.

Smith, A., and Punt, A. E. 1998. Stock Assessment of Gemfish (*Rexea solandri*) in Eastern Australia Using Maximum Likelihood and Bayesian

Methods. In *Fishery Stock Assessment Models*, pp. 245–286. Alaska Sea Grant, University of Alaska Fairbanks. 42 pp.

Stephens, P.A., and Sutherland, W.J. 1999. Consequences of the Allee effect for behaviour, ecology and conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 401–405.

Thompson, G. G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *In Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*. Ed. by S. J. Smith, J. J. Hunt, and D. Rivard, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 120: 303-320.

Vergnon, R., Shin, Y.-J., and Cury, P. 2008. Cultivation, Allee effect and resilience of large demersal fish populations. *Aquatic Living Resources*, 21: 287-295.

Ward, R. D., Appleyard, S. A., Daley, R. K., and Reilly, A. 2001. Population structure of pink ling (*Genypterus blacodes*) from south-eastern Australian waters, inferred from allozyme and microsatellite analyses. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 52: 965-973.

Wiff, R., Ojeda, V., and Quiroz., J. C. 2007. Age and growth in pink cusk-eel (*Genypterus blacodes*) off the Chilean austral zone: evaluating differences between management fishing zones. *Journal of Applied Ichthyology*, 23: 270-272.

Wiff, R., Quiroz, J. C., Neira, S., Gacitúa, S., and Barrientos, M. 2016. Chilean fishing law, maximum sustainable yield and the stock-recruitment relationship. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44: 380-391.

Wiff, R., Flores, A., Neira, S., and Caneco, B. 2018. Estimating steepness of the stock-recruitment relationship in Chilean fish stocks using meta-analysis. *Fisheries Research*, 200: 61-67.

Withell, A. F., and Wankowski, J. W. J. 1989. Age and growth estimates for pink ling, *Genypterus blacodes* (Schneider), and gemfish, *Rexea solandri* (Cuvier), from eastern Bass Strait, Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 40: 215-226.



CAPITULO II

Evaluación del desempeño de la estrategia de manejo considerando depensación en la relación stock para la pesquería de congrio dorado en la patagonia.



Evaluación del desempeño de la estrategia de manejo considerando depensación en la relación stock para la pesquería de congrio dorado en la Patagonia.

Nicolás Muñoz^{1,2}, Luis A. Cubillos²

¹ *Programa de Magíster en Ciencias con mención en Pesquerías, Universidad de Concepción, Chile.*

² *Programa COPAS Sur-Austral, EPOMAR, Departamento de Oceanografía, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.*

**Corresponding authors: nsemunoz@gmail.com, lucubillos@gmail.com*

submitted to ICES Journal of Marine Science

Resumen

Hacia el año 2015, los stock norte y sur de congrio dorado (*Genypterus blacodes*) se encuentran en un estado de sobreexplotación, presentando disminución en las tendencias de capturas, biomasa desovante y reclutamiento. En la actualidad, el plan de manejo de congrio dorado para ambos stocks se caracteriza por tratar problemas asociados principalmente con el ámbito biológico del recurso. Donde se busca obtener el Máximo Rendimiento Sostenible (RMS) sobre la base de la mejor evaluación de stock disponible. Un modelo stock recluta que refleje la depensación en el reclutamiento, aplicado en la evaluación de stock de congrio dorado, podría reflejar de manera mas integral el estatus actual del recurso. En base a la metodología de evaluación de estrategias de manejo (MSE). Los resultados de este estudio demostraron que una estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante en el nivel de RMS no es robusta para el manejo de los stock norte y sur de congrio dorado. De igual manera, para el stock sur de congrio dorado se evidencia una recuperación dañada, ya que la biomasa desovante no sobrepasa el umbral de depensación, generando posterior al 2015 niveles bajos de reclutamiento. Esto se debe a la variabilidad natural intrínseca del reclutamiento del congrio dorado para los dos stocks, que podría rovocar disminución el stock desovante dentro de un año llevandolo a una situación ya sea de sobreexplotación o de colapso naturalmente. Estos resultados sugieren revisión de la estrategia de explotación asi como la medida de manejo actual, en que la CBA resultante se asume equivalente a la captura por stock. En este ámbito, es deseable considerar una estrategia de

mortalidad por pesca variable que refleje la dinamica depensatoria con el fin de aumentar la probabilidad de mantener al recurso en torno de la explotación plena y minimizar los impactos de la variabilidad intríntrica del reclutamiento de los stock norte y sur de congrio dorado.



Introducción

La pesquería de congrio dorado (*Genypterus blacodes*) se origina como by-catch de la actividad pesquera dirigida principalmente al recurso merluza del sur (*Merluccius australis*), siendo explotada actualmente en el área de la Pesquería Demersal Austral (PDA, 41°28'S–57°00'S), por una primera componente industrial de embarcaciones arrastreras y palangreras y una segunda componente artesanal de embarcaciones espineleras. Hasta el año 2004, las estimaciones de biomasas para esta especie eran obtenidas regularmente desde modelos de evaluación de stock, el cual incluía un único stock de congrio dorado distribuido en la zona sur-austral (Montecinos & Canales, 2004). Sin embargo trabajos posteriores de Wiff et al. (2005 y 2007) mostraron diferencias demográficas como tallas medias y proporción sexual como también en la función de crecimiento al interior de la zona sur-austral, proponiendo una diferenciación en las zonas de manejo de la pesquería demersal sur-austral en unidad pesquera norte (UPN, 41°28.6'S y 47°00'S) y sur (UPS, 47°00'S y 57°00'S) (Gonzales-Olivares et al. 2009; Wiff et al., 2011; Contreras et al. 2013)

La pesquería de este recurso comienza a ser monitoreada a finales de los años 70, reportándose los primeros desembarques industriales. Estos empiezan a presentar un aumento entre la década de los 80 y 90, generándose una época de desarrollo de la pesquería, manejada por medio de cuotas de captura, llegando a alcanzar un máximo de 15 mil toneladas. Hacia finales de los años 90, se genera un importante cambio operacional, el cual involucra mayor

participación del sector pesquero artesanal y una caída importante del sector industrial, registrándose una disminución de la cuota de captura versus llegando a magnitudes de 1339 toneladas hacia el año 2017 (Contreras et al. 2016), reflejado en los bajos niveles de desembarque registrados y una disminución generalizada en las tendencias de capturas, biomasa desovante y reclutamiento.

En Chile, la Ley General de Pesca y Acuicultura define el marco biológico para la explotación y sustentabilidad de los recursos pesqueros, incorporando al rendimiento máximo sostenido (MRS) como punto biológico de referencia objetivo para el manejo de las pesquerías (Payá et al., 2013; Wiff et al. 2016). En este contexto, las pesquerías chilenas declaradas en el régimen de explotación plena deben ser administradas mediante el establecimiento de cuotas de captura basadas en estrategias de explotación asociadas al MRS, la cual deriva de evaluación de stock por zona. El estatus como la captura biológicamente aceptable de congrio dorado se discute en el Comité Científico de Recursos Demersales Zona Sur Austral, cuyos miembros establecieron como marco biológico para la explotación considerar como objetivo proxy del RMS al 40% de la biomasa desovante inexplorada (SSB_0), y como límite al 20% de (SSB_0).

A mediados de 2014, bajo el artículo 8° de La Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA), la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura elabora un Comité de Manejo para el stock norte y sur de congrio dorado, con el fin de generar como objetivo central el uso sustentable de la pesquería mediante la

implementación de un plan de manejo y una estrategia extractiva (Contreras et al. 2016). El plan de manejo de congrio dorado para el stock norte y el stock sur se caracteriza por tratar problemas asociados al ámbito social, donde se busca maximizar los beneficios sociales de la pesquería. Al ámbito económico, donde se busca maximizar el valor total de la pesquería y su ingreso neto de sus participantes. Y el ámbito biológico, donde se busca llevar y mantener el tamaño de la población hacia el Máximo Rendimiento Sostenible (RMS) considerando sus características biológicas y su uso sustentable a través del enfoque precautorio, mediante establecimiento de Puntos Biológicos de Referencia (PBR) objetivos y límite sobre la base de la mejor evaluación de stock disponible.

La definición de un modelo stock recluta que refleje la variabilidad en el reclutamiento, aplicado en la evaluación de stock de congrio dorado, podría reflejar de mejor manera el estatus actual del recurso, implicando una visión más integral respecto a evaluaciones anteriores, para la estimación de puntos biológico de referencia, además de estrategias de explotación transitoria con mortalidad por pesca variable que permitan la recuperación de este stock. Esto ya que evidenciaría mecanismos depensatorios que podrían estar afectando la dinámica poblacional de los stocks. Como por ejemplo; cambios fenotípicos inducidos por la sobrepesca en parámetros del ciclo de vida (Hutchings & Reynolds 2004; Olsen et al. 2004), perdida de diversidad genética o de la conducta observada debido a la compleja estructura de las poblaciones agotadas (Frank & Brickman 2000; Sterner 2007), truncamiento en la edad y en las tallas por pesca selectiva (Anderson et al. 2008). Y afectos

sobre la demografía y atributos de historia de vida de esta especie, reflejados en la relación stock-recluta del recurso, regulando la población (Myers et al. 1995; Liermann & Hilborn 1997; Liermann & Hilborn 2001; Maroto & Moran 2014).

Una extensión del enfoque tradicional de evaluación y gestión pesquera es la evaluación de estrategias de manejo (EEM) o procedimiento de manejo (PM), el cual surge a finales de la década de los años 80 (Kirkwood 1992, 1997). Con ejemplos y experiencias tomadas de la Comisión Ballenera Internacional (International Whaling Commission, IWC) (Butterworth & Punt. 1999). En un sentido amplio, este enfoque propone evaluar las consecuencias de una serie de estrategias de explotación u opciones de gestión. A diferencia de enfoques tradicionales de evaluación los cuales prohíben una estrategia de manejo o decisión óptima, este enfoque busca proporcionar la información sobre la cual tomar una decisión racional, dado sus propios objetivos, preferencias y actitudes ante el riesgo (Smith et al. 2007). Además de incluir toda una gama de incertidumbre, que puede ser tomada en cuenta y que los tomadores de decisiones consideren para asumir compromisos de largo plazo y corto plazo de gestión (Butterworth et al. 2010). Como, por ejemplo, la variación en el reclutamiento en la relación stock-recluta (Punt et al. 2014). Este enfoque ha sido ampliamente aplicado en recursos marinos, desde pesquerías de pequeños pelágicos en Sudáfrica (Cochrane et al. 1998; De Oliveira et al. 1998; Punt 1992; Punt & Butterworth 1995; Geromont & Butterworth 1998) y Australia (Punt & Smith 1999; Punt et al. 2002; Giannini et al. 2010; Wayte & Klaer 2010; Little et al. 2011). En

crustáceos en Nueva Zelanda (Starr et al. 1997) y el sur de Australia (Punt et al. 2012) y en peces demersales de longevidad media como la merluza en la zona de Namibia (Butterworth & Geromont 1997), Sudáfrica (Punt 1992; Geromont & Butterworth 1998; Rademeyer 2003) y el orange roughy de Namibia (Branch 1998), entre otras. En Chile, este enfoque no ha sido implementado completamente, focalizándose los análisis en evaluación de estrategias de explotación y el estudio de sus consecuencias (Cubillos et al. 2012). La EEM se ha desarrollado en un contexto tanto mono-especifico, como en un contexto multi-especifico (Smith et al. 2007). Incorporando factores ambientales asociados a predicciones de reclutamientos futuros (De Oliveira & Butterworth 2005; Barange et al. 2009). Punt et al. (2014), propone una serie de pasos necesarios para llevar a cabo la realización de la EEM, que va desde la identificación de los objetivos de manejos y de gestión y la representación de éstos utilizando estadísticas de rendimiento cuantitativo, hasta la simulación de la aplicación de cada estrategia de gestión para cada modelo operativo y resumen e interpretación de las estadísticas de rendimiento. Esto a través de un ciclo con retroalimentación, integrando la dinámica poblacional de la especie, el monitoreo y seguimiento de la pesquería, la generación de data asociada, una evaluación de stock y la aplicación de reglas de control orientadas al objetivo de manejo de la pesquería (Arteaga et al. 2014; Punt et al. 2014). La mayoría de las estrategias de manejo han sido desarrolladas para pesquerías ricas en datos comerciales o recreacionales. Sin embargo, cada vez más se están elaborando estrategias de ordenación para las pesquerías de escasa calidad de datos y de pequeña escala, para las que las fuentes de datos tradicionales, como los datos

independientes de la pesquería, no están disponibles o no son fiables (Smith et al. 2007; Prince et al. 2011).

Sobre la base de las consideraciones anteriores, en este estudio se implementará una evaluación de estrategias de manejo para los stocks norte y sur de congrio dorado de Chile bajo condiciones de incertidumbre asociadas a modelos operativos con relación stock-recluta dependiente por stock, con el fin de evaluar la robustez de las estrategias de explotación y manejo contenidas en el plan de manejo.



Materiales y Métodos

Área de estudio y data

De acuerdo con Wiff et al. (2007), Baker et al. (2014) y Contreras et al. (2016), el área de estudio para los stocks norte y sur de congrio dorado, se localizan desde 47°S a 57°S (Estrecho de Magallanes) en la Patagonia Chilena. (Fig. 1.1, capítulo anterior). La data disponible comprende el periodo 1978 – 2015, para biomasa total, biomasa desovante, abundancia de los reclutas desde el tercer año, y mortalidad por pesca anual. La data se obtuvo de la evaluación de stock realizada y descrita por Contreras et al. (2016). La información de los volúmenes de desembarque por flota arrastrera, palangrera y espinelera artesanal, fueron obtenidos a través de los registros provenientes del Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA). La información de las capturas e índices de abundancia de CPUE de la flota arrastrera abarcan el periodo entre 1978 – 2015; y entre 1978 – 2015 para palangre. Los registros de capturas para palangre artesanal comprenden el periodo 1982 – 2015 y de rendimientos de pesca para el periodo 1997 – 2015. El modelo trabaja con dos capturabilidades diferenciadas por bloque, donde el primer bloque corresponde al periodo 1997 – 2006 y el segundo al periodo 2007 – 2015.

Modelo Estimación (ME)

Se implementó un modelo de dinámica poblacional en AD Model Builder (C++) (Fournier et al., 2012), basándose en modelo propuesto por Contreras et al. (2016). Este modelo corresponde a un modelo estructurado por edad y diferenciado por UPN y UPS. El modelo fue parametrizado teniendo en cuenta la dinámica de las capturas por año. El ciclo anual del modelo comienza con el ingreso de nuevos reclutas de edad 3 (a inicios de año) los cuales dependen de un stock desovante. El modelo considera sexos conjuntos, utilizando para ambos stocks un periodo de reproducción y distintos parámetros de Von-Bertlanffy para el stock norte ($L_{00}= 111.452$ cm, $k=0.186$ año⁻¹ y $t_0=-0.912$ años) y para el stock sur ($L_{00}= 123.447$ cm, $k=0.147$ año⁻¹ y $t_0=-1.779$ años). Al igual que los coeficientes de desembarque, tamaños de muestra efectivos a la edad y longitudes. Este modelo asume error de observación en las capturas a través de la ecuación de Baranov (Baranov, 1918) en donde las mortalidades por pesca son estimadas como parámetros en el modelo y un error de proceso en la incertidumbre asociada al reclutamiento. No se consideran procesos de migración/inmigración ni escenarios de descarte ni subreporte. La selectividad a la edad son modeladas para cada flota pesquera, bajo una modelo doble normal. La modelación del reclutamiento a comienzos de 1977 corresponde a un reclutamiento virginal igual a la biomasa virginal, mientras que en años posteriores (>1997) se estimaron reclutamientos anuales:

$$R_{a=3,t} = R_0 e_t^\delta \quad (1)$$

Donde R_0 corresponde al reclutamiento virginal, multiplicado por un desvío aleatorio obtenidos desde una distribución de probabilidad normal.

Modelo Operativo (MO)

Se define como modelo MO el ME utilizado en el capítulo anterior (Muñoz & Cubillos, 2018). En el cual, por comparación de rendimiento estadístico de modelos stock-recluta compensatorios y depensatorios, se seleccionó el modelo stock-recluta de Reish et al. (1985) (2). Este modelo fue reparametrizado en términos de R_0 , h , γ y θ según (Cope & Punt, 2017) (3).



$$R_i = \alpha S_{i-r}^\gamma e^{-\beta S_{i-r}} \quad (2)$$

Donde para (2) R_i corresponde al reclutamiento anual, S_{i-r} corresponde a la biomasa desovante anual, h corresponde al stepness, α y β corresponde a los parámetros de productividad y denso-dependencia del modelo y γ corresponde al parámetro de depensación.

$$R_i = R_0 \left(\frac{S_{i-r}}{S_0} \right)^\gamma e^{\ln(h/\theta^\gamma)(1-S_{i-r}/S_0)/(1-\theta)} \quad (3)$$

Para (3), R_0 corresponde al reclutamiento no explotado, S_0 corresponde a la biomasa desovante no explotada, γ corresponde al parámetro de depensación y θ corresponde al umbral de transición del efecto Allee, el cual se define como la reducción del reclutamiento a partir de una fracción de θ del nivel no explotado.

Evaluación de desempeño de estrategias de explotación transitoria

La evaluación del desempeño de las estrategias de explotación transitoria se realizó a través de la implementación de la metodología de evaluación de estrategias de manejo (MSE, *Management Strategy Evaluation*). El cual implica un ciclo cerrado de simulación-estimación con retroalimentación con el fin de generar evaluaciones y comparar estrategias de manejo alternativas (De Lara & Martinet, 2008, Punt et al. 2014). El proceso MSE comienza con el ajuste del MO a los datos disponibles, el cual permita obtener una estimación inicial de los parámetros desconocidos del modelo. Una vez ajustados los datos, se obtuvo una distribución *a posteriori* de los parámetros mediante simulaciones Montecarlo de la cadena de Markov (MCMC) en base 10 mil muestreos aleatorios, guardándose un vector de 100 simulaciones. A partir de estas muestras, la dinámica poblacional fue proyectada año a año considerando un horizonte de 25 años, en el cual se consideró el error de proceso relacionado al reclutamiento. Las variables de estado en cada año proyectado representan la verdadera situación de los stocks de congrio dorado, lo que permite simular índices de abundancia con error de observación y composición de tallas en los stocks de congrio dorado. En cada

año, los datos simulados alimentan al ME, el cual permitirá contar con variables de estado estimadas. A estas estimaciones se aplicaron las reglas de control que proveerán de capturas biológicamente aceptables que serán consideradas como capturas realizadas que impactarán en la dinámica poblacional del MO, y actualizará las variables de estado del MO para el año siguiente. El ciclo fue repetido hasta completar los 25 años proyectados en el futuro. Los aspectos anteriormente explicados se resumen en la Figura 2.2:



Figura 2.2: Esquema de ciclo cerrado de simulación-estimación para evaluación de estrategias de manejo

El desempeño de las estrategias de explotación se evaluó considerando el objetivo de manejo 40% So. De esta manera se evaluó la tendencia e incertidumbre en la trayectoria de la biomasa desovante, la tasa de mortalidad por pesca y las capturas por stock de congrio dorado.

Estrategias de explotación transitoria

Se evaluaron dentro del MO, tres estrategias de explotación transitoria con una proyección de 25 a partir de la evaluación de stock mas reciente (año 2015), con el objetivo de evidenciar reglas de control extractiva que puedan llevar a los stocks de congrio dorado hacia el objetivo de manejo. Este consiste en la mortalidad por pesca que genera el máximo rendimiento sostenible (F_{rms}), el cual tiene como punto de referencia objetivo la mortalidad por pesca que genera el 45% de la biomasa desovante virginal por recluta ($F_{rms} = F_{45\%SPR}$).

Las estrategias de explotación consideradas dentro del MO se catalogan en mortalidad por pesca variable y constante:

Caso 1 (Mortalidad por pesca constante, F_{msy}), donde $F_i = F_{msy} = 0.162 \text{ año}^{-1}$ para el stock norte, y $F_i = F_{msy} = 0.225 \text{ año}^{-1}$ para el stock sur.

Caso 2 (Mortalidad por pesca variable, o regla escalera):

$$F_i = \begin{cases} 0 & \text{si } S_i/S_{msy} < 1 \\ F_{msy} & \text{si } S_i/S_{msy} \geq 1 \end{cases}$$

Caso 3 (Mortalidad por pesca variable, o regla 0-40):

$$F_i = \begin{cases} F_{msy}(S_i/S_{msy}) & \text{si } S_i/S_{msy} < 1 \\ F_{msy} & \text{si } S_i/S_{msy} \geq 1 \end{cases}$$

Estas estrategias fueron evaluadas considerando la razón entre la biomasa desovante de cada año proyectado y la biomasa desovante objetivo $(S_i/0.4 S_0) = (S_i/S_{msy})$.

Evaluación de sesgo y precisión del estimador

El sesgo y precisión de las salidas del modelo de estimación serán evaluadas frente a los verdaderos valores de las variables estado de la pesquería, considerando además los 3 escenarios correspondientes a las estrategias de explotación transitorias, para cada stock de congrio dorado. Las variables estado que se evaluarán son: reclutamiento, mortalidad por pesca, biomasa desovante y biomasa total. Ya que estos son variables están directamente relacionados con puntos de referencia para la gestión.

El sesgo y la precisión se determinaron a través de la mediana del error relativo (RE) y la mediana del error relativo absoluto (MARE) para cada simulación respecto a los valores de las variables estado del ME (Punt, 2003; Hordy et al., 2015). El RE y MARE fueron calculados como:

$$RE_{i,j} = \frac{E_{i,j} - T_{i,j}}{T_{i,j}} * 100 \quad (8)$$

$$MARE_{i,j} = \left(\left| \frac{E_{i,j} - T_{i,j}}{T_{i,j}} \right| \right) * 100 \quad (9)$$

Donde Para (8) y (9), $E_{i,j}$ es el valor estimado para la variable i para la simulación del MO, y $T_{i,j}$ es el valor verdadero para el parámetro i para la simulación del ME. Los cambios en el rendimiento del modelo entre los escenarios se evaluaron mediante la comparación de los valores RE y MARE. Se chequeará el desempeño de convergencia del modelo de estimación mediante la revisión del gradiente de convergencia, el cual usualmente debe ser menor a 10^{-4} .



Resultados

El MO permitió contar con estimaciones de las variables para los dos stocks de congrio dorado en el periodo 1978 – 2015. Estas representan el escenario base para la evaluación de estrategias de explotación bajo la metodología de ciclo de simulación – estimación con retroalimentación proveniente de MSE (Fig. 2.2). Los resultados del presente escenario se detallan en el primer capítulo de este documento (Muñoz & Cubillos, 2018). A modo de resumen de estos resultados se observan en general para el stock norte y sur de congrio dorado, fluctuaciones en las tendencias de biomasa desovante, biomasa total, reclutamiento y mortalidad por pesca, desde 1978 a comienzos de 1990, los cuales decaen y se mantienen en niveles bajos, con un leve aumento hacia 2015.

El escenario anteriormente descrito permitió evaluar si las estrategias de explotación alternativas, para los dos stocks de congrio dorado, permiten llevar a estos hacia el objetivo de manejo (i.e., $40\%S_0$, Contreras et al. 2016). Para el stock norte, cuando el MO se proyecta con estrategia con mortalidad por pesca constante F_{msy} , se observa que la biomasa desovante aumenta gradualmente alcanzando la B_{msy} hacia el año 2040 (**Fig. 3.2, Caso C1**). Para las estrategias con mortalidad por pesca variable (**Fig. 3.2, Caso C2 y Caso C3**), se determina un aumento en la biomasa desovante desde el año 2016, hacia el año 2040, superando las 15 mil toneladas, a pesar de la alta variabilidad. Para el stock sur se observa que las estrategias con mortalidad por pesca constante (**Fig. 4.2, Caso C1**), y mortalidad por pesca variable (**Fig.**

4.2, Caso C2 y Caso C3), no presentan un aumento consistente hacia el año 2040, manteniéndose en niveles menores a los 2 mil toneladas.

Desde el punto de vista del manejo, el aumento de la biomasa desovante para el stock norte, genera una mayor variabilidad en la razón $SSB_{y,t}/B_{rms}$, se observa además que si bien el stock fluctúa alrededor del objetivo de manejo, después del año 2027 también existe una probabilidad de traspasar el punto biológico de referencia límite y que permite diagnosticar al stock como agotado (**Fig. 5.2, Casos C2 y C3**). Para el caso del stock sur, la biomasa desovante presenta menor variabilidad en niveles bajos, lo cual genera que esta no sobrepase el objetivo de manejo hacia el año 2040, diagnosticando el stock como agotado (**Fig. 6.2, Casos C1, C2 y C3**).

Desde el punto de vista de las capturas esperadas para el stock norte, estas presentan una gran variabilidad y un aumento para las tres estrategias de mortalidad por pesca (**Fig. 7.2**). La estrategia con F_{rms} constante, genera un aumento gradual que no supera las 2 mil toneladas hacia el año 2040 (**Fig. 7.2, Casos C1**). Las estrategias por pesca variable presentaron un aumento hacia 4 mil toneladas hacia el año 2040 (**Fig. 7.2, Casos C2 y C3**). Para el caso del stock sur, las capturas esperadas presentan poca variabilidad en niveles bajos, donde para la estrategia con mortalidad por pesca constante, estas aumentan en los primeros años de la proyección, sin embargo, decaen hacia el año 2040 (**Fig. 8.2, Casos C1**). Para las estrategias con mortalidad por pesca variable estas se mantienen relativamente constantes en niveles bajos hacia el año 2040, que no llegan a superar los 500 toneladas (**Fig. 8.2, Casos C2 y C3**).

Por otra parte la mortalidad por pesca resultante evidencia que la estrategia con F_{rms} constante genera niveles de mortalidad por pesca que disminuyen en el primer año de la proyección, y luego aumentan de manera sostenida con alta variabilidad (**Fig. 9.2, Casos C1**). En cambio, la estrategia con mortalidad por pesca variable permite reducir la variabilidad en la mortalidad por pesca hacia el año 2040 (**Fig. 9.2, Casos C2 y C3**). Para el stock sur la mortalidad por pesca resultante evidencia un incremento muy alto hacia el año 2040, el cual esta sujeto a una alta variabilidad en la mortalidad (**Fig. 10.2, Casos C1**). Para la estrategia con mortalidad por pesca variable, el aumento es considerablemente mas bajo en comparación con la estrategia con mortalidad por pesca constante, pero con una alta variabilidad hacia los últimos años de la proyección (**Fig. 10.2, Casos C2 y C3**).

Desde el punto de vista de la probabilidad que los stocks de congrio dorado se ubiquen en torno del objetivo de manejo, hay diferencias significativas entre la estrategia de pesca con mortalidad por pesca variable y la estrategia con mortalidad por pesca constante, (i.e., $(Pr[S_i/S_{msy} > 1])$). La probabilidad de mantener el stock norte en torno del objetivo de manejo fue mayor al aplicar las estrategias de mortalidad por pesca variable (promedio = 0.23 y 0.25), que la mortalidad por pesca constante (promedio = 0.07, **Fig. 11.2**). Sin embargo, las probabilidades calculadas para estas tres estrategias, no logra superar el objetivo de manejo hacia el año 2040. La probabilidad de mantener el stock sur en torno al objetivo de manejo fue mínima para las tres estrategias de mortalidad por pesca hacia el año 2040 (promedio = 0, 0 y 0.002, **Fig. 12.2**).

Desde el punto de vista de la simulación del comportamiento de las variables de estado de la pesquería realizadas hacia el año 2040 para las distintas estrategias de mortalidad por pesca en los dos stocks de congrio dorado, el stock norte tuvo un mayor porcentaje de convergencia (76,2%) en comparación con el stock sur, que obtuvo menos del 50% de convergencia (42,4%). Esto señalaría que ante la presencia de una dinámica stock – recluta dependiente para los dos stocks, el ME reflejaría de manera eficiente el status del recurso para el stock norte que para el stock sur, generando proyecciones mas objetivas de las variables de estado de la pesquería para este stock.

La configuración del ME para evaluar el status de congrio dorado para los dos stocks, se desempeño con un sesgo positivo para el reclutamiento, biomasa desovante, biomasa total y mortalidad por pesca. Sin embargo el sesgo en el reclutamiento estimado es menor en los casos donde la estrategia de explotación con mortalidad por pesca es variable (**Tabla 1.2**). El mejor desempeño del estimador para el stock norte se logro al considerar la estrategia de explotación con mortalidad por pesca variable 0-40 (C3), la cual alcanzó niveles de sesgo menores al 20% para el reclutamiento, biomasa desovante y biomasa total. El desempeño del estimador para el stock sur logra altos niveles de sesgo y baja precisión para el reclutamiento en todos los casos de estrategias de explotación. Sin embargo para los casos donde la estrategia de explotación considera mortalidad por pesca variable, estos logran un sesgo menor al 30% para la biomasa desovante y la mortalidad por pesca.

Discusión

Las evaluaciones históricas para la pesquería de esta especie asumen un comportamiento compensatorio en el reclutamiento, evidenciado dentro del modelo de evaluación como un reclutamiento promedio sujeto a variaciones anuales (Wiff et al. 2007, Contreras et al. 2016). La inclusión de un modelo stock – recluta dependiente dentro del modelo de estimación para los dos stocks de congrio dorado, generaría un nuevo antecedente sobre la variabilidad que presenta la dinámica poblacional, principalmente en el proceso de reclutamiento de estos stocks. Este punto es sugerido en la revisión por pares realizada por (Francis, 2015) a la actual evaluación de stock de congrio dorado, en donde señala que el estatus de los stocks de congrio dorado no estaría bien establecido debido a la incertidumbre relacionada a la falta de una relación stock recluta dentro del modelo y a los supuestos en la proyecciones de los reclutamientos futuros, donde estos se asumen como promedio. La incorporación del modelo stock – recluta dependiente para los dos stocks representa la dinámica de la abundancia sobre la base de un comportamiento variable en el reclutamiento, el cual sea coherente con los atributos poblacionales de congrio dorado, los cuales se caracterizan por su baja resiliencia a la explotación (Froese y Pauly 2012), crecimiento lento, longevidad media y un estilo de vida sedentario (Ward et al. 2001). La cual podría estar afectando la asignación de energía hacia la reproducción o hacia el crecimiento, considerando además las complejas interacciones entre el medio ambiente cambiante y el comportamiento de los peces, los cuales pueden verse reflejadas en cambios en la madurez (Reznick y Yang 1993; Heino y Kaitala 1999; Baker et al. 2014). Aunque el modelo aplicado en este

estudio pudiera ser consistente con esta variabilidad en el reclutamiento y la estimación de la biomasa desovante, ser utilizado operacionalmente para establecer el diagnóstico del stock y aplicar el marco biológico para la explotación, aún hay aspectos de manejo que deben ser consultados y acordados entre los comités de manejo de los distintos stocks.

Al considerar el marco biológico – pesquero establecido para esta pesquería, el ciclo cerrado de simulación-estimación con retroalimentación implementado en este trabajo parece ser una de las mejores forma de evaluar el desempeño de la estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante utilizada en la actualidad. La técnica de evaluación de estrategia de explotación en el marco de evaluación de estrategias de manejo demuestra ser la mejor opción ya que simula la secuencia de eventos completa configurada en el manejo (Butterworth et al., 2010, Butterworth & Radamayer, 2010, Punt et al. 2016). Considerando los datos e información que será utilizada en la evaluación de stock, el modelo de evaluación de stock, y la aplicación de la estrategia de explotación que está siendo considerada (ver **Fig. 2**). En este sentido, el interés primario es la evaluación del desempeño de una estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante el cual se asume como F_{rms} para los dos stocks de congrio dorado estimados a partir del modelo de (Contreras et al., 2016). El cual es consistente con el proxy definido por el Comité Científico Técnico de Pesquerías Demersales para la mortalidad por pesca igual a 45% de la biomasa desovante por recluta. En este estudio el valor de F_{rms} para cada uno de los stocks podría no ser consistente con la dinámica poblacional

implementada, dado que los supuestos de la relación stock recluta distan de la evaluación de stock utilizada actualmente, debido a la utilización de un modelo stock – recluta dependiente y el valor del parámetro σ , considerando el umbral de depensación (θ). Esta falta de consistencia podría generar fuentes de variación adicional al momento de utilizar el modelo operativo en conjunto con un modelo de estimación para la estimación de SSB_0 y B_{rms} . (Punt y Cope, 2017).

Para el stock norte la estrategia con mortalidad por pesca constante asociada al F_{rms} utilizada para establecer la captura biológicamente aceptada (CBA), resulto ser poco robusta al manejo del stock considerando depensación en la dinámica poblacional. Esto debido a que esta estrategia genera sobrepesca, la cual se traduce en niveles de pesca que aumentan de manera sostenida y con mayor variabilidad en los tamaños de stock reproductor. Esto se debe principalmente al desempeño operacional histórico del stock norte, el cual ha soportado las mayores remociones del recurso a hasta la fecha, con niveles de desembarque que doblan a lo observado en el stock sur principalmente entre los años 1988 y 1989 para la flota industrial. Mismo caso ocurre para la flota artesanal, observándose mayor aporte de las capturas para el área interior norte de la PDA, generando amplias diferencias en orden de magnitud de toneladas capturadas (Baker et al. 2013, Contreras et al. 2016). Utilizar una CBA en base a una estrategia de mortalidad por pesca variable, resultaría clave para el cuando el stock, cae por debajo del criterio de plena explotación; es decir, cuando en un periodo el stock desovante cae ya sea en la región de sobreexplotación ($0.5 \leq SSB_y / B_{rms} < 1$) o de colapso

($0 < SSB_y / B_{rms} < 0.5$). Debido a que cuando el stock se encuentre en cualquiera de dichos estados, la estrategia de explotación con mortalidad constante considerando niveles de reclutamiento bajo, recomendará una CBA proporcional al tamaño del stock sobreestimada, lo que podría generar una mortalidad por pesca excesiva ya sea por disminución severa del reclutamiento o por la estacionalidad fija utilizada para calcular la CBA. Dentro de los factores que podría estar determinando sobrepesca, la variabilidad del reclutamiento parece ser la causa más importante, toda vez que la biomasa desovante proyectada recoge la variabilidad del reclutamiento.

Las estrategias de pesca alternativa aquí estudiadas utilizan un modelo rampla y escalera permite reducir la mortalidad por pesca cuando el stock se encuentra en una condición desfavorable, i.e., cuando el stock está disminuido respecto del objetivo de manejo ($SSB_y / B_{rms} < 1$). La primera estrategia combina una mortalidad por pesca constante en el nivel del F_{rms} cuando ($SSB_y / B_{rms} \geq 1$), y mortalidad por pesca variable y menor que F_{rms} cuando ($SSB_y / B_{rms} < 1$). La segunda estrategia combina un nivel de mortalidad por pesca $F=0$ y mortalidad por pesca constante ($SSB_y / B_{rms} \geq 1$). Esta última estrategia resultó ser más robusta para el stock norte de congrio dorado, con menor variabilidad en la biomasa desovante y mejor desempeño en términos de la probabilidad de mantener al stock en torno de la condición de explotación plena. Esta estrategia de pesca alternativa es mejor que la estrategia de explotación por pesca constante, no obstante sigue siendo una probabilidad baja recuperación de este stock. Para el stock sur tanto la

estrategia de mortalidad por pesca variable con modelo rampla y escalera no logran ser robustos, generando menor variabilidad y menores niveles de biomasa desovante. Además logra un nivel bajo de desempeño en términos de la probabilidad de recuperación del stock. Las consecuencias del agotamiento progresivo de este stock pueden tener una fuerte base teórica representada en los efectos Allee, los cuales se encontraron como patrón dependiente de disminución del reclutamiento. En base a la dinámica poblacional representada en el MO y la aplicación de una estrategia de mortalidad por pesca variable, generan una probabilidad de recuperación menor al 10% de la biomasa máxima que alcanza este stock o insignificante. Esta condición es característica de stocks que han permanecido agotados durante un tiempo prolongado (Hutchings et al. 2012, Hutchings, 2015). Esto podría ser reflejo de una recuperación dañada, en donde la tasa de crecimiento posee una relación negativa respecto al tamaño poblacional del stock. Generando un fuerte efecto Allee, provocado por una reducción en la probabilidad de fecundación, menor probabilidad para encontrar un compañero, dinámica de grupo deteriorada (por ejemplo, reducción de la vigilancia de los depredadores), mayor incidencia de endogamia o deriva genética y acondicionamiento grupal del medio ambiente (Hutchings, 2015). Lo cual induce a la poca o nula probabilidad de recuperación de este stock hacia el año 2014.

En efecto, en este tipo de pesquerías donde la incertidumbre en el reclutamiento es alta, lo cual puede ser atribuido a factores tanto ambientales, biológicos o antropogénicos ligados a la especie explotada (Punt et al. 2014,

Punt, 2017). Los objetivos de manejo deben incluir consideraciones mas amplias y precautorias, no solo para mantener la sustentabilidad las pesquerias, sino que tambien para mantener la integridad de los ecosistemas (Pikitch et al. 2012b). Lo anteriormente señalado involucra tomar en cuenta Puntos Biológicos de Referencia (PBR) basados en la presencia de depensación en la relación stock – recluta como fuente de variación en el desempeño de las estrategias de manejo (Fulton et al. 2014, Punt et al. 2014). Uno de los desafíos científicos es precisamente encontrar que factores ambientales estarian influenciando esta dinamica depensatoria en los stocks de congrio dorado (Liermann et al. 2001, Vert-pre et al. 2013, Punt et al. 2014) las cuales pueden generar "agotamiento estocástico" aún en ausencia de pesca (Thorson et al. 2014, Punt et al. 2016). A esta situación se agrega la existencia del Golfo de Penas, la cual actúa como una barrera natural entre las poblaciones con estilos de vida sedentarios como es el caso del congrio dorado (Baker et al. 2014), en donde la relación stock-recluta podría cambiar con el habitat, el medio ambiente a través de la capacidad de carga de estas poblaciones, la productividad (reclutas por reproductor), o con alguna combinación de ambos (Hilborn et al. 2017).

La depensación presente en el proceso de reclutamiento también determina que la configuración del modelo de estimación haya sido dependiente de la estrategia de explotación. En efecto, la simulación incluye índices de abundancia de reclutamiento y biomasa desovante para el stock norte y sur de congrio. Estos índices son directamente proporcionales al reclutamiento en el caso de los índices de reclutamiento, a la biomasa desovante y a la

biomasa total, pero varían de dicha proporcionalidad según el error de observación. La estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante generó mayor variabilidad en la biomasa desovante del MO para los stock norte y sur de congrio dorado, lo que implica además que los índices en que se sustenta la evaluación pueden aún ser más variables afectando el desempeño del estimador. Esto podría explicar el porque el modelo de estimación tuvo mejor desempeño con la estrategia de pesca alternativa; esto es, con mortalidad por pesca variable para fijar la CBA.

En consecuencia, se concluye que una estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante en el nivel de RMS considerando depensación en la dinamica poblacional, no es robusta para el manejo de los stock norte y sur de congrio dorado. Esto se debe a la variabilidad natural intrínscica del reclutamiento del congrio dorado para los dos stocks, que podría hacer disminuir el stock desovante dentro de un año llevandolo a una situación ya sea de sobreexplotación o de colapso naturalmente. En este ámbito, se sugiere revisar la estrategia de explotación asi como la medida de manejo actual, en que la CBA resultante se asume equivalente a la captura por stock. En este ámbito, es deseable considerar una estrategia de mortalidad por pesca variable que refleje la dinamica depensatoria con el fin de aumentar la probabilidad de mantener al recurso en torno de la explotación plena y minimizar los impactos de la variabilidad intrínscica del reclutamiento de los stock norte y sur de congrio dorado.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por la beca COPAS Sur-Austral (Magister en Ciencias Pesqueras) Programa Basal CONICYT PIA PFB31 y CCTE AFB-170006, Universidad de Concepción. Agradecemos al Instituto de Fomento Pesquero de Chile (IFOP) y la Subsecretaria de Pesca de Chile (SUBPESCA) por facilitar el uso publico de los datos y el informe de estatus del recurso. Gracias también al apoyo del laboratorio de evaluaciones marinas EPOMAR.



Referencias

Anderson DJ, Huyvaert KP, Awkerman JA, Proaño CB, Milstead WB, Jiménez-Uzcátegui G, Cruz S. & Grace, J.K. 2008. Population status of the Critically Endangered waved albatross *Phoebastria irrorata*, 1999 to 2007. *Endang Species Res* 5:185–192.

Arteaga, M., Ernst, B., Vásquez, S., & Gatica, C. 2014. Bases conceptuales para la aplicación de una evaluación de estrategias de manejo (EEM) en sardina común (*Strangomera bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*) en la zona centro-sur de Chile. *Latin american journal of aquatic research*, 42(3), 445-467.

Baker, L. L., Wiff, R., Quiroz, J. C., Flores, A., Céspedes, R., Barrientos, M. A., Gatica, C. 2014. Reproductive ecology of the female pink cusk-eel (*Genypterus blacodes*): evaluating differences between fishery management zones in the Chilean austral zone. *Environmental Biology of Fishes*, 97(10), 1083-1093 pp.

Barange, M., M. Bernal, M.C. Cergole, L.A. Cubillos, G. Daskalov, C. de Moor & J.A. Oliveira. 2009. Current trends in the assessment and management of stocks. In: D. Checkley, J. Alheit, Y. Oozeki & C. Roy (eds.). *Change and small pelagic fish*. Cambridge University Press, Cambridge, 372 pp.

Baranov F. I. 1918. On the question of the biological basis of fisheries. *Nauchnye Issledovaniya Ikhtologicheskii Instituta Izvestiya*, vol.1 (pg. 81 – 128).

Branch, T. A. 1998. Assessment and adaptive management of orange roughy off southern Africa. M.Sc. thesis, University of Cape Town: 204 pp.

Butterworth, D. S., Bentley, N., De Oliveira, J. A. A., Donovan, G. P., Kell, L. T., Parma, A. M., Punt, A. E., Sainsbury, K. J., Smith, A. D. M., and Stokes, T. K. 2010. Purported flaws in management strategy evaluation: basic problems or misinterpretations? – *ICES Journal of Marine Science*, 67: 567–574.

Butterworth, D.S. & A.E. Punt. 1999. Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. *ICES J. Mar. Sci.*, 56: 985-998.

Butterworth, D.S. & H.F. Geromont. 1997. Evaluation of a range of possible simple interim management procedures for the Namibian hake fishery. Report to the Ministry of Fisheries and Marine Resources, Namibia, 28 pp.

Butterworth, D.S. & Rademeyer, R.A. 2010. Greenland halibut MSE results for updated SCAA reference case and robustness test operating models. NAFO Document: FCWGMSE WP 10/13, 18 pp.

Butterworth, D.S., Bentley, N. & J.A.A. De Oliveira. 2010. Purported flaws in management strategy evaluation: basic problems or misinterpretations? *ICES Journal of Marine Science* 67, 567–574.

Cochrane, K.L., D.S. Butterworth., J.A.A De Oliveira & B.A Roel. 1998. Management procedures in a fishery based on highly variable stocks and with conflicting objectives: experiences in the South African pelagic fishery. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 8: 177-214.

Contreras, F., Canales, C., Quiroz, J.C., Chong, L., Céspedes, R. 2013. Convenio II Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2014. Proyecto 2.15: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en congrio dorado, año 2014: Congrio dorado, 2014. Segundo Informe Final, Subsecret. Econ. y EMT, Septiembre 2013. Inst. Fom. Pesq. (Valparaíso), 84 p.

Contreras, F., Canales, C., Quiroz, J.C., Chong, L., Céspedes, R. 2015. Convenio II Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2016. Proyecto 2.15: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en congrio dorado, año 2016: Congrio dorado, 2016.

Cubillos, L.A., H. Trujillo, C. Jiménez, B. Ernst, M. Feltrim & C. Gatica. 2012. Análisis de estrategias de explotación en peces pequeños pelágicos

basados en la fuerza de los reclutamientos. Informe Final. Proyecto FIP 2008-22: 249 pp.

De Lara M. & Martinet V. 2008. Multi-Criteria Dynamic Decision Under Uncertainty: Management Strategy Evaluation, Stochastic Viability Analysis and Beyond. MIFIMA meeting, 12-13 Junio, Paris.

De Oliveira, J. A. A., & Butterworth, D. S. 2005. Limits to the use of environmental indices to reduce risk and/or increase yield in the South African anchovy fishery. *African Journal of Marine Science*, 27: 191–203.

De Oliveira, J.A.A., D.S. Butterworth, B.A. Roel, K.L. Cochrane & J.P. Brown. 1998. The application of a management procedure to regulate the directed and bycatch fishery of South African sardine *Sardinops sagax*. *Afr. J. Mar. Sci.*, 19: 449-469.

Fournier, D.A., Skaug, H.J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M.N., Nielsen & A., Sibert. 2012. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optim. Methods Softw.*, 27: 233-249 pp.

Francis, C. 2015. Report on the 2014 Stock Assessment of Chilean Kingclip.

Frank, K. T. & Brickman, D. 2000. Allee effects and compensatory population dynamics within a stock complex. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57, 513–517.

Froese, R. , Thorson, J. T. and Reyes, R. B. (2014), A Bayesian approach for estimating length-weight relationships in fishes. *J. Appl. Ichthyol.*, 30: 78-85.

Froese, R. & Pauly, D. 2013. Fish stocks. In: *Encyclopedia of Biodiversity*. (ed S. Levin), 3rd edn. Academic Press, Cambridge, MA, pp. 477–487.

Fulton EA, Smith ADM, Smith DC, & P. Johnson. 2014. An Integrated Approach Is Needed for Ecosystem Based Fisheries Management: Insights from Ecosystem-Level Management Strategy Evaluation. *PLoS ONE* 9(1): e84242.

Geromont, H.F & D.S. Butterworth. 1998. Initial evaluation of a range of possible management procedures for west coast hake. SFRI Document WG/04/98/18: 26 pp.

Giannini, F., P. Hobsbawn, G. Begg & M. Chambers. 2010. Management Strategy Evaluation (MSE) of the harvest strategy for the small pelagic fishery. BRS and FRDC (FRDC Project 2008/064), Canberra, 157 pp.

González-Olivares, E. Aránguiz-Acuña, A. Ramos-Jiliberto, R. & A. Rojas-Palma. 2009. Demographical analysis of the pink ling *Genypterus blacodes*(Schneider 1801) in the austral demersal fishery: A matrix approach evaluating harvest and non-harvest state. *Fishery research.*, 96: 216-222.

Heino, M. & V. Kaitala. 1999. Evolution of resource allocation between growth and reproduction in animals with indeterminate growth. *J. Evol. Biol.* 12: 423–429.

Hilborn, R., Amoroso, R.O., Bogazzi, E., Jensen, O.P., Parma, A.M., Szuwalski, C., Walters, C.J., 2017. When does fishing forage species affect their predators? *Fish. Res.*

Hordyk, A., Kotaro, O., Sarah, V., Neil L. & J. Prince. 2015. A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries, *ICES Journal of Marine Science*, Volume 72, Issue 1, 1 January 2015, Pages 217–231.

Hutchings, J. 2015. Thresholds for impaired species recovery. *Proc. R. Soc. B* 2015.

Hutchings, J. A. & J. D. Reynolds. 2004. Marine fish population collapses: consequences for recovery and extinction risk. *AIBS Bulletin* 54: 297–309.

Hutchings, J. A., Myers, R. A., García, V. B., Lucifora, L. O. & A. Kuparinen 2012. Life-history correlates of extinction risk and recovery potential. *Ecological Applications*, 22: 1061-1067.

Kirkwood, G.P. 1992. Background to the development of revised management procedures. Rep. Int. Whal. Comm., 42: 236-243.

Kirkwood, G.P. 1997. The revised management procedure of the International Whaling Commission. In: E.K. Pikitch, D.D. Huppert & M.P. Sissenwine (eds.). Global trends: fisheries management. American Fisheries Society Symposium, 20, Bethesda, Maryland, pp. 41-99.

Liermann, M., Hilborn, R. 1997. Depensation in fish stocks: a hierarchic Bayesian meta-analisy. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 54 pp.

Liermann, M., Hilborn, R. 2001. Depensation: evidence, models and implications. Quantitative Ecology and Resource Management, University of Washington, Seattle, WA 98115, USA.

Little, L. R., R. Q. Grafton, T. Kompas, A. D. M. Smith, A. E. Punt, & B. D. Mapstone. 2011. Complementarity of no-take marine reserves and individual transferable catch quotas for managing the line fishery of the Great Barrier Reef. Conservation Biology 25:333-340.

Maroto, J.M. & M. Moran. 2014. Detecting the presence of depensation in collapsed fisheries: The case of the Northern cod stock. Ecological Economics 97, 101-109 pp.

Montecinos, M. & C. Canales. 2004. Evaluación de stock y cuota total permisible de congrio dorado (*Genypterus blacodes*) 2004. IFOP-SUBPESCA.

Myers, R. A., Barrowman, N. J., Hutchings, J. A. & A. Rosenberg. 1995. Population dynamics of exploited fish stocks at low population levels. *Science*, 269 (5227).

Olsen EM, Heino M, Lilly GR, Morgan MJ, Brattey J, Ernande B & U. Dieckmann. 2004. Maturation trends indicative of rapid evolution preceded the collapse of Northern cod. *Nature*, 428:932–935.

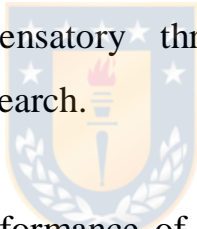
Payá, I., C. Canales, D. Bucarey, M. Canales, F. Contreras, E. Leal, R. Tascheri, A. Yáñez, M. Zúñiga, W. Clark, M. Dorn, M. Dunn, C. Fernández, M. Haddon, N. Klaer, M. Sissenwine & S. Zhou. 2014. Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenible) en las pesquerías nacionales. Reporte Técnico, Instituto de Fomento Pesquero, 51 pp.

Pikitch, E.K., Rountos, K.J., Essington, T.E., Santora, C., Pauly, D., Watson, R., Sumaila, U.R., Boersma, P.D., Boyd, I.L. & D.O., Conover. 2012b. The global contribution of forage fish to marine fisheries and ecosystems. *Fish Fish*.

Prince J. D., Dowling N. A., Davies C. R., Campbell R. A., Kolody D. S. 2011. A simple cost-effective and scale-less empirical approach to harvest strategies. *ICES Journal of Marine Science*. vol. 68 (pg. 947-960).

Punt A. E., Trinnie F., Walker T. I., McGarvey R., Feenstra J., Linnane A. & K. Hartmann. 2012. The performance of a management procedure for rock lobsters, *Jasus edwardsii*, off western Victoria, Australia in the face on non-stationary dynamics. *Fisheries Research*. vol. 137 (pg. 116-128).

Punt, A. E. & J. M. Cope. 2017. Extending integrated stock assessment models to use non-dependant three-parameter stock-recruitment relationships. *Fisheries Research*.



Punt, A. E. 2003. The performance of a size-structured stock assessment method in the face of spatial heterogeneity in growth. *Fisheries Research*, 65(1).

Punt, A. E., & Smith, A. D. M. 1999. Harvest strategy evaluation for the eastern stock of gemfish (*Rexea solandri*). *ICES Journal of Marine Science*, 56: 860–875.

Punt, A. E., T. A'mar, N. A. Bond, D. S. Butterworth, C. L. de Moor, J. A. A. De Oliveira, M. A. Haltuch, A. B. Hollowed, A. B., & C. Szuwalski. 2014. Fisheries management under climate and environmental uncertainty: control

rules and performance simulation. *ICES Journal of Marine Science* 71:2208-2220.

Punt, A.E. & Butterworth, D.S. 1995. The effects of future consumption by the Cape fur seal on catches and catch rates of the Cape hakes. 4. Modelling the biological interaction between Cape fur seals *Arctocephalus pusillus pusillus* and Cape hakes *Merluccius capensis* and *M. paradoxus*. *South African Journal of Marine Science* 16, 255–285.

Punt, A.E. 1992. Management procedures for Cape hakes and baleen whale resources. Ph.D. Thesis, University of Cape Town, South Africa, 875 pp.

Punt, A.E., Smith, A.D.M. & Cui, G. 2002. Evaluation of management tools for Australia's South East Fishery. 3. Towards selecting appropriate harvest strategies. *Marine and Freshwater Research* 53, 645–660.

Rademeyer, R.A. 2003. Assessment of and management procedures for the hake stocks off southern Africa. M.Sc. Thesis, University of Cape Town, South Africa, 209 pp.

Reish, R. L., R. B. Deriso, D. Ruppert, & R. J. Carroll . 1985. An investigation of the population dynamics of Atlantic menhaden (*Brevoortia tyrannus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci* 4, 147-157.

Reznick, D. & A. Yang. 1993. The Influence of Fluctuating Resources on Life History: Patterns of Allocation and Plasticity in Female Guppies. *Ecology*, Volume 74, Issue 7.

Smith, A.D.M., E.J. Fulton, A.J. Hobday, D.C. Smith & P. Shoulder. 2007. Scientific tools to support the practical implementation of ecosystem-based fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.*, 64: 633-639.

Starr, P. J., Breen, P. A., Hilborn, P. A., & Kendrick, T. H. 1997. Evaluation of a management decision rule for a New Zealand rock lobster substock. *Marine and Freshwater Research*, 48: 1093–1101.

Sterner, T. 2007. Unobserved diversity, depletion and irreversibility: The importance of subpopulations for management of cod stocks. *Ecological Economics* 61: 566–574.

Vert-pre, KA., Amoroso, R.O., Jensen, O.P., & R. Hilborn. 2013. Frequency and intensity of productivity regime shifts in marine fish stocks. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 110, 1779–1784.

Wayte, S. E., & Klaer, N. L. 2010. An effective harvest strategy using improved catch-curves. *Fisheries Research*, 106: 310– 320.

Wiff, R. Quiroz, J.C. Neira, S. Gacitúa, S. & M. Barrientos. 2016. Chilean fishing law, maximum sustainable yield, and the stock-recruitment relationship. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 44(2): 380-391.

Wiff, R., J.C. Quiroz, V. Ojeda & M. Barrientos. 2011. Estimación de mortalidad natural e incertidumbre para congrio dorado (*Genypterus blacodes* Schneider, 1801) en la zona sur-austral de Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 39(2): 316-326.

Wiff, R., M. Montecinos, V. Ojeda, & J.C. Quiroz. 2005. Congrio dorado en la pesquería demersal sur austral: es plausible la hipótesis de una sola unidad poblacional? XXV Congreso de Ciencias del Mar, Viña del Mar, 388 pp.

Wiff, R., V. Ojeda & J.C. Quiroz. 2007. Age and growth in pink cusk-eel (*Genypterus blacodes*) off the Chilean austral zone: evaluating differences between management fishing zones. *J. Appl. Ichthyol.*, 23: 270-272.

Discusión general y discusión

El enfoque de integración de un SRR depensatorio en una evaluación de stock estructurada por edad es particularmente novedoso en términos de la parametrización de SRR proporcionada por Punt y Cope (2017). Donde el modelo SSR elegido, genera un fuerte impacto en las salidas, en comparación al enfoque utilizado por (Contreras et al. 2016), donde modelaron las desviaciones de reclutamiento alrededor de un reclutamiento promedio (en escala logarítmica). La desventaja de ese enfoque es a menudo una sobreestimación del reclutamiento de cohortes incompletas en los años más recientes, que están sujetos a incertidumbre en el año más reciente (Quinn y Deriso, 1999). Es por esto que la incorporación de un modelo de reclutamiento de poblaciones podría ser más eficaz cuando la tasa de reclutamiento disminuye a medida que disminuye la biomasa de la población reproductora, como lo fue el caso de los stocks de congrio dorado.

Los valores del parámetro de depensacion fueron altos, mas aun en el stock sur. Esto puede deberse a la serie de tiempo grande (32 años) y a que los datos se concentraron donde ocurrió la depensación (al menos para el stock sur).

Los valores de stepness aquí utilizados no fueron particularmente determinantes en el ajuste general del modelo de evaluación de stock, ya que estos fueron basados en la resiliencia comparativa de los peces (Wiff et al., 2017). En cambio, las diferencias en AIC fueron suficientes para elegir el modelo de Ricker-Gamma para explicar la dinámica de reclutamiento de las dos poblaciones.

El enfoque propuesto en este estudio permitió estimar S_0 y lograr valores similares a las estimaciones de (Contreras et al., 2016) considerando la línea de reemplazo (S_0/R_0) y la curva de reclutamiento Ricker – Gamma.

Los escenarios de proyección bajo diferentes tasas de mortalidad por pesca constante y el modelo de reclutamiento de poblaciones depensatorio mostraron una recuperación lenta en la tasa de mortalidad por pesca más baja, y también que el tiempo requerido para la reconstrucción de biomasa era muy incierto, incrementando la incertidumbre de los tiempos de recuperación. Esos resultados concuerdan con las simulaciones realizadas por Kuparinen et al. (2014). Estos resultados podrían estar evidenciando una recuperación dañada principalmente en el stock sur, donde se sugiere cambiar la regla de explotación de F constante a F variable.

El reclutamiento de congrio dorado se ubicó por debajo de la línea de reemplazo durante el período 2008-2010, lo que podría afectar el excedente de producción del stock. Además, si el reclutamiento del stock sur de congrio dorado posee efecto Allee, los niveles de reclutamiento del año más reciente se acercan al punto inestable entre la depensación y la compensación en baja abundancia (umbral de depensación). Este es un punto crítico que se debe tener en cuenta en el plan de recuperación del stock, particularmente desde un punto de vista precautorio.

Al evaluar el desempeño de la estrategia de manejo de los stocks de congrio dorado, la relación stock-recluta depensatoria incorporada en el modelo operativo, fue consistente con la variabilidad en el reclutamiento de ambos stocks y las estimación de S_0 . Aunque ser utilizado operacionalmente para establecer el diagnóstico del stock y aplicar el marco biológico para la explotación, aún hay aspectos de manejo que deben ser consultados y acordados entre los comités de manejo de los distintos stocks.

Al evaluar el desempeño de la estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante, el valor de F_{rms} podría no ser consistente con la dinámica poblacional implementada, dado que los supuestos de la relación stock recluta distan de la evaluación de stock utilizada actualmente, debido a la utilización de un modelo stock – recluta depensatorio y el valor del parámetro θ . Esta falta de consistencia podría generar fuentes de variación adicional al momento de utilizar el modelo operativo en conjunto con un modelo de estimación para la estimación de SSB_0 y B_{rms} . (Punt y Cope, 2017).

La estrategia de explotación considerando mortalidad por pesca constante resulto ser poco robusta para el manejo de los stocks norte y sur de congrio dorado. Sin embargo la estrategia de explotación considerando mortalidad por pesca variable resulto ser mas robusta a la depensación para el stock norte, aumentando la probabilidad de recuperación hacia el año 2040. Esto se debe al desempeño operacional histórico del stock norte, el cual ha soportado las mayores remociones del recurso a hasta la fecha, con niveles

de desembarque que doblan a lo observado en el stock sur principalmente entre los años 1988 y 1989 para la flota industrial y artesanal (Baker et al. 2013, Contreras et al. 2016). En cambio para el stock sur, dicha estrategia logra una probabilidad muy baja de recuperación, lo puede ser reflejo de una recuperación dañada, en donde la tasa de crecimiento posee una relación negativa respecto al tamaño poblacional del stock. Generando un fuerte efecto Allee, provocado por una reducción en la probabilidad de fecundación, menor probabilidad para encontrar un compañero, dinámica de grupo deteriorada (por ejemplo, reducción de la vigilancia de los depredadores), mayor incidencia de endogamia o deriva genética y acondicionamiento grupal del medio ambiente (Hutchings, 2015).

La depensación presente en el proceso de reclutamiento determina que la configuración del modelo de estimación haya sido dependiente de la estrategia de explotación. La estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante generó mayor variabilidad en la biomasa desovante del MO para los stock norte y sur de congrio dorado, lo que implica además que los índices en que se sustenta la evaluación pueden aún ser más variables afectando el desempeño del estimador. Esto podría explicar el porque el modelo de estimación tuvo mejor desempeño con la estrategia de pesca alternativa; esto es, con mortalidad por pesca variable para fijar la CBA.

En consecuencia, se concluye que una estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante en el nivel de RMS considerando depensación en la dinámica poblacional, no es robusta para el manejo de los stock norte y

sur de congrio dorado. Esto se debe a la variabilidad natural intríntrica del reclutamiento del congrio dorado para los dos stocks, que podría hacer disminuir el stock desovante dentro de un año llevandolo a una situación ya sea de sobreexplotación o de colapso naturalmente.

En este ámbito, se sugiere revisar la estrategia de explotación así como la medida de manejo actual, en que la CBA resultante se asume equivalente a la captura por stock. En este ámbito, es deseable considerar una estrategia de mortalidad por pesca variable que refleje la dinámica dependiente con el fin de aumentar la probabilidad de mantener al recurso en torno de la explotación plena y minimizar los impactos de la variabilidad intríntrica del reclutamiento de los stock norte y sur de congrio dorado.



Figuras

Capitulo I

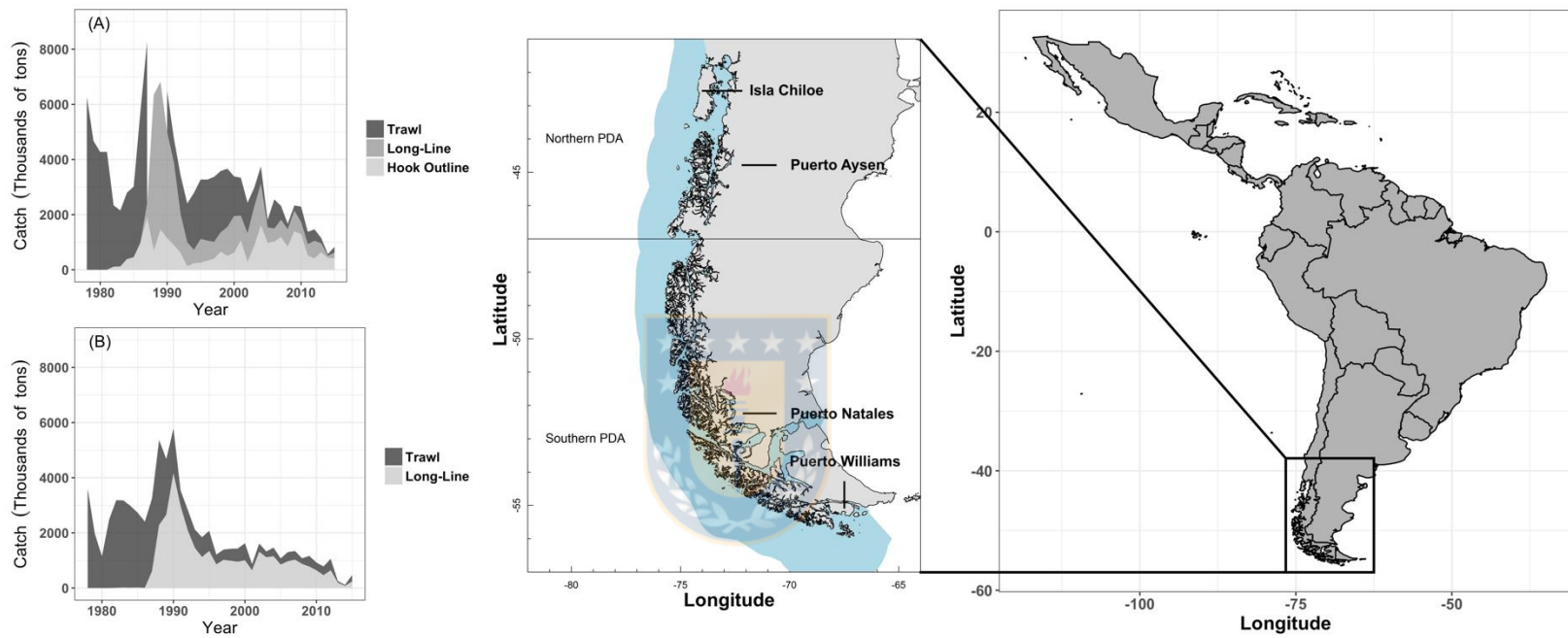


Figura 1.1 Study area of northern and southern stock of pink ling (47°00'S - 57°00'S) in the Chilean Patagonia.

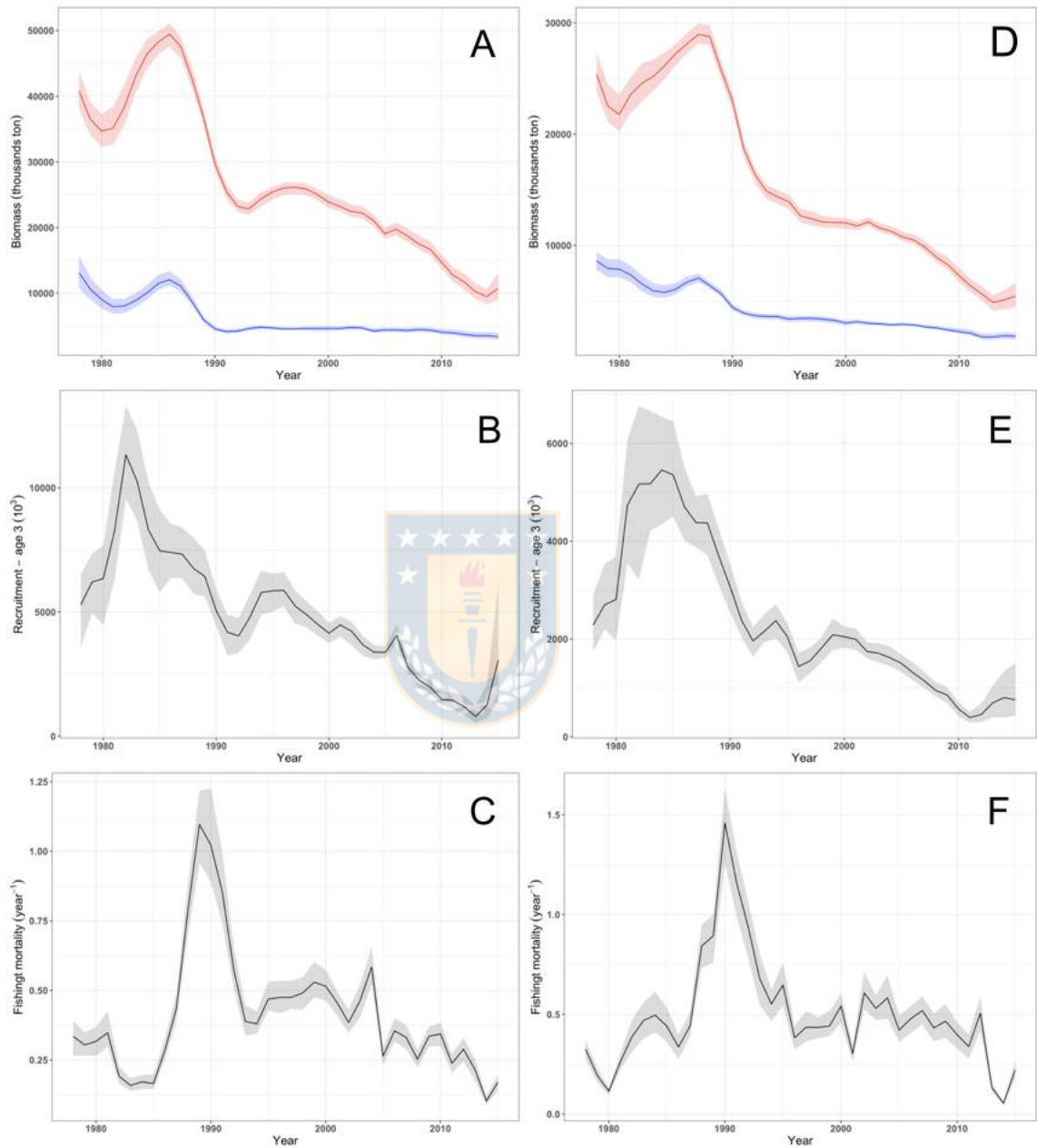


Figure 2.1 Time series of total and spawning stock biomass, recruitment of three year-old fish, and total fishing mortality rate of the northern stock (A, B, C) and southern stock (D, E, F) of pink cusk-eel off Chilean Patagonia.

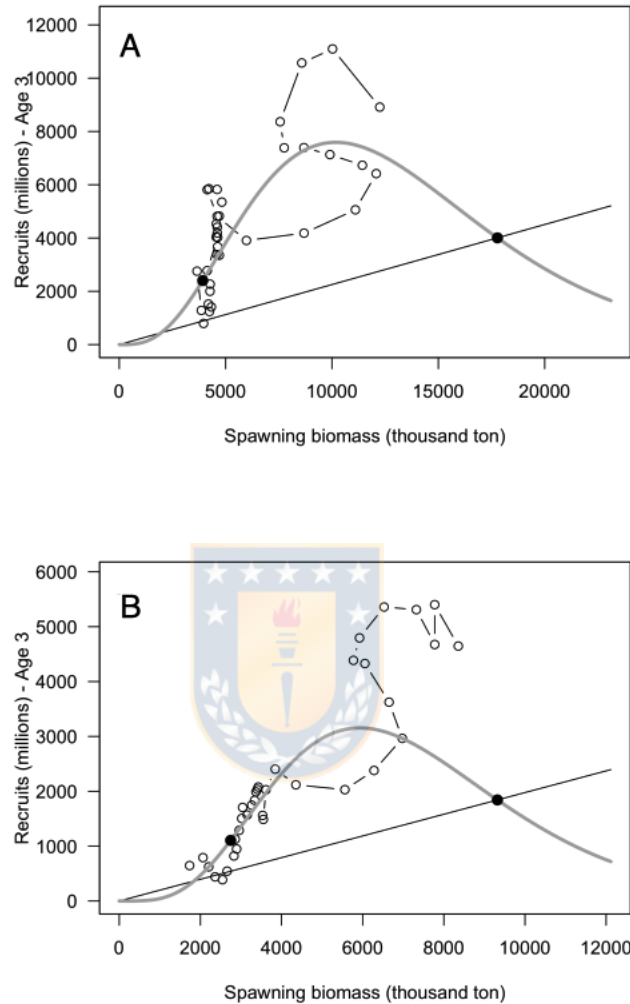


Figura 3.1 Beverton and Holt stock-recruitment models for the northern (A) and southern stock (B) of pink cusk-eel in Patagonian waters. The model allowed for depensation was fitted to the data through nonlinear regression, and the parameters of the compensatory model were computed by assuming a steepness $h=0.7$ and the unexploited spawning biomass at the intersection with the replacement line (dashed line).

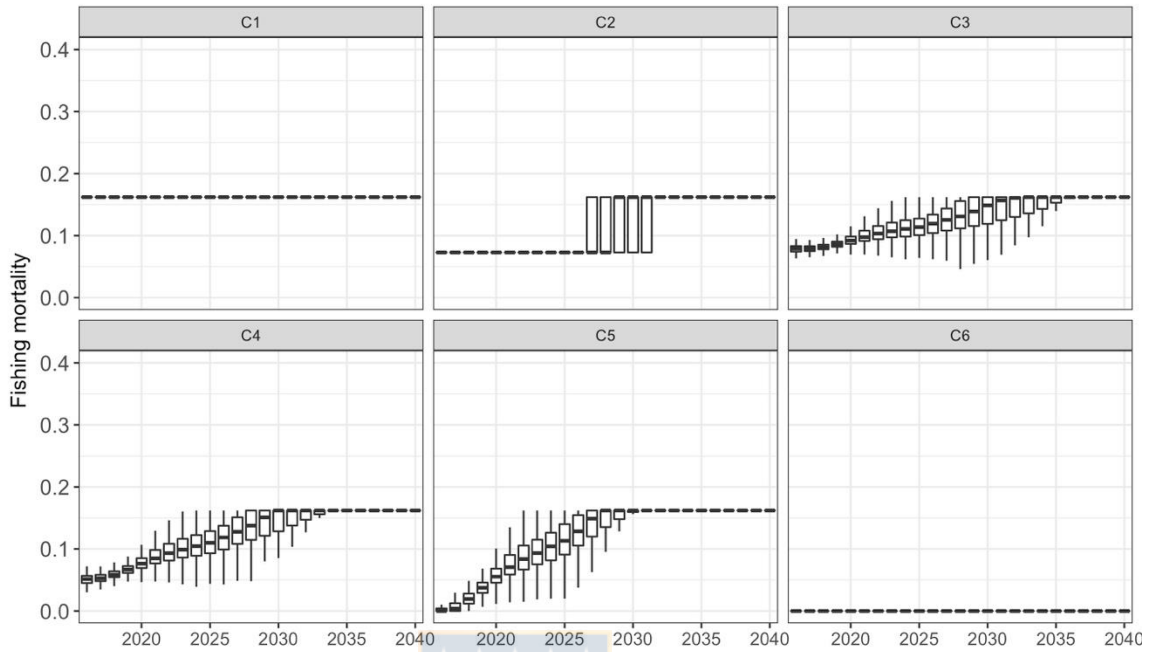


Figura 4.1 Northern stock of pink ling showing the boxplot of the fishing mortality rates, which were obtained from MCMC during a projection of 25 years and according to six harvest strategies: C1) F_{msy} , C2) step-like, C3) 40-0 rule, C4) 40-10 rule, C5) 40-20 rule, and C6) $F=0$.

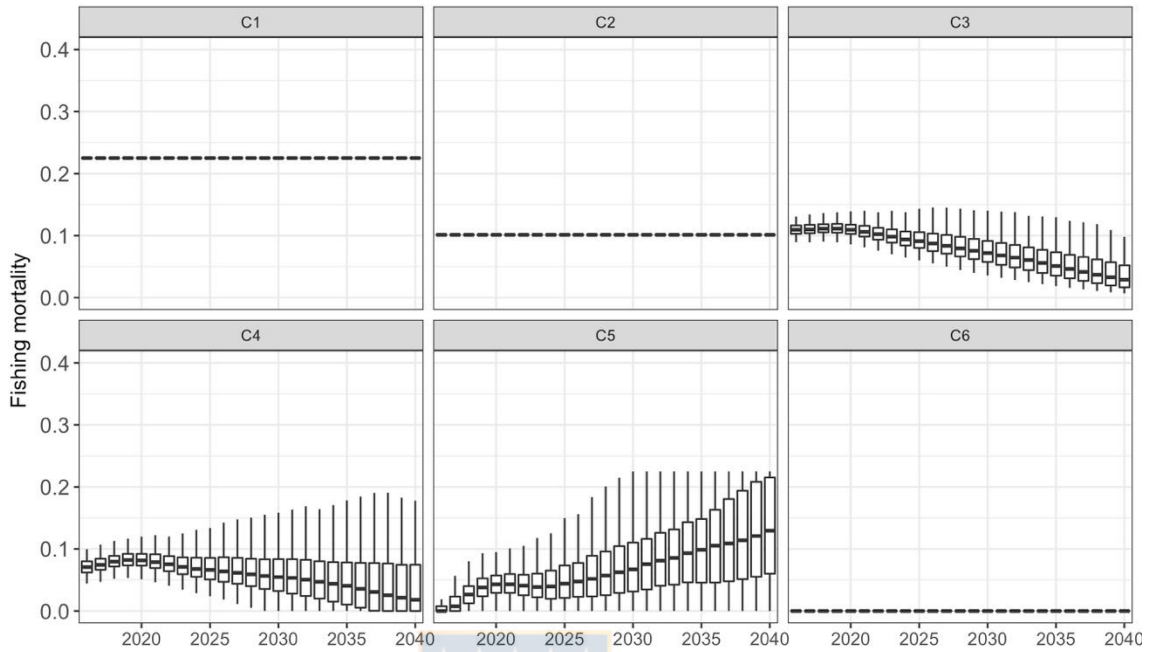


Figura 5.1 Southern stock of pink ling, showing the boxplot of the fishing mortality rates, which were obtained from MCMC during a projection of 25 years and according to six harvest strategies: C1) F_{msy} , C2) step-like, C3) 40-0 rule, C4) 40-10 rule, C5) 40-20 rule, and C6) $F=0$.

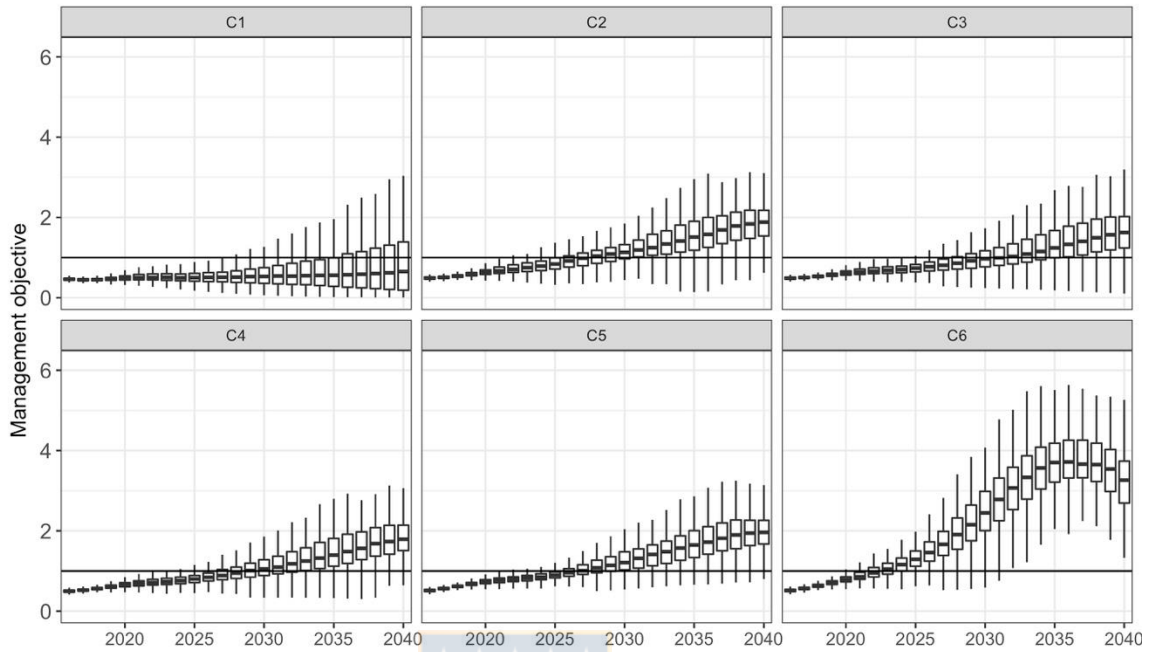


Figura 6.1 Northern stock of pink ling showing the boxplot of the management objective (ratio S/S_{msy}), which were obtained from MCMC during the projection of 25 years and according to six harvest strategies: C1) F_{msy} , C2) step-like, C3) 40-0 rule, C4) 40-10 rule, C5) 40-20 rule, and C6) $F=0$.

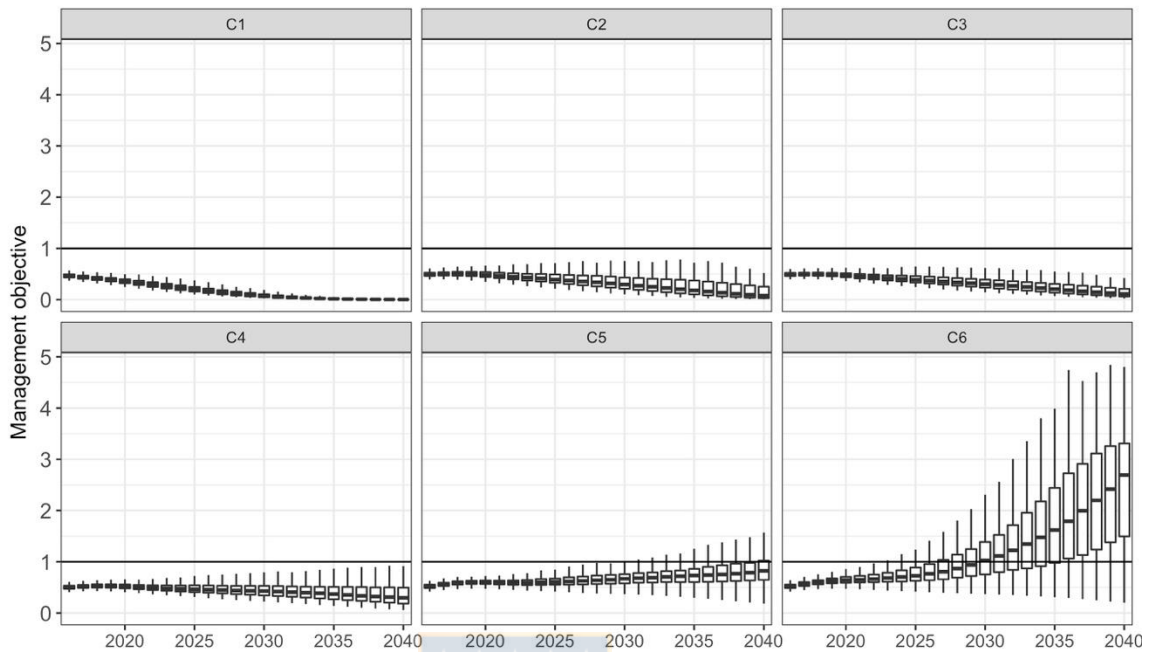


Figura 7.1 Southern stock of pink ling showing the boxplot of the management objective (ratio S/S_{msy}), which were obtained from MCMC during the projection of 25 years and according to six harvest strategies: C1) F_{msy} , C2) step-like, C3) 40-0 rule, C4) 40-10 rule, C5) 40-20 rule, and C6) $F=0$.

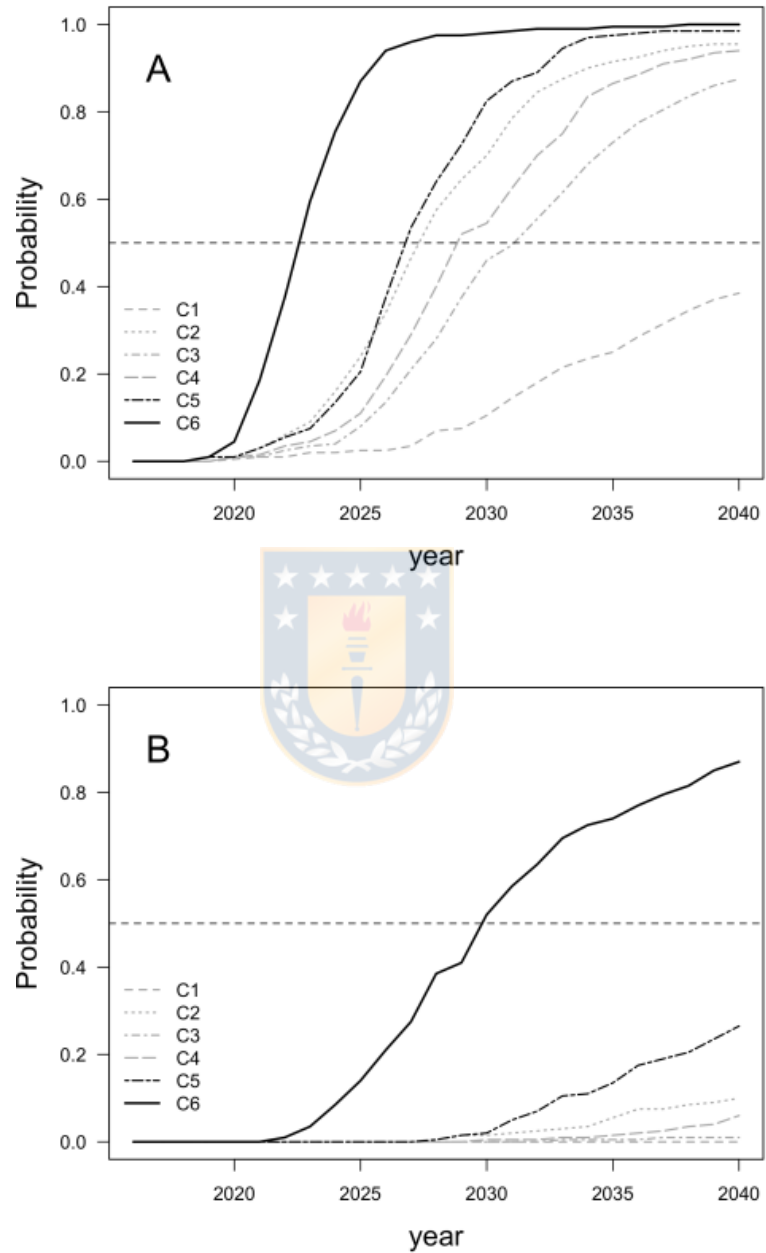


Figura 8.1 Probability of recovery for both northern (A) and southern (B) pink ling stock, according to six harvest strategies: C1) Fmsy, C2) step-like, C3) 40-0 rule, C4) 40-10 rule, C5) 40-20 rule, and C6) F=0.

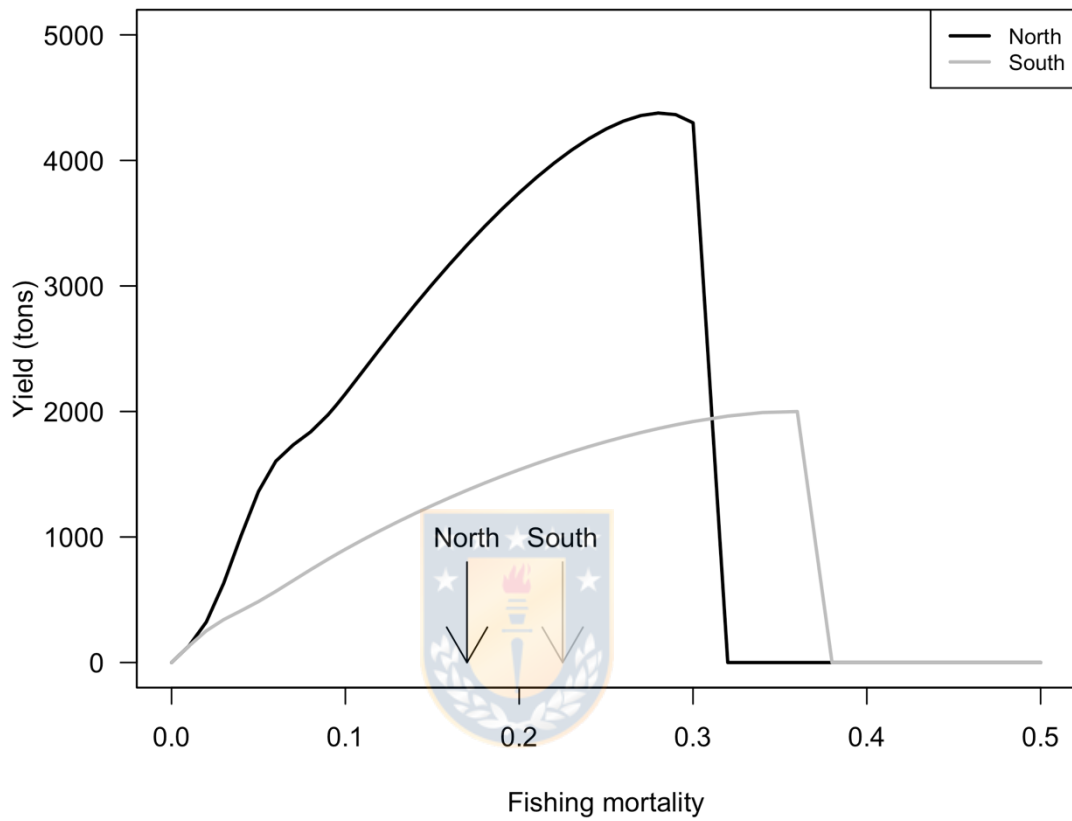


Figura 9.1 Production curves obtained for the northern and southern stocks of pink ling, considering the Gamma-Ricker model. The arrows are indicating the proxy for the fishing mortality at maximum sustainable yield (F45%) according to the management plan.

Capítulo II

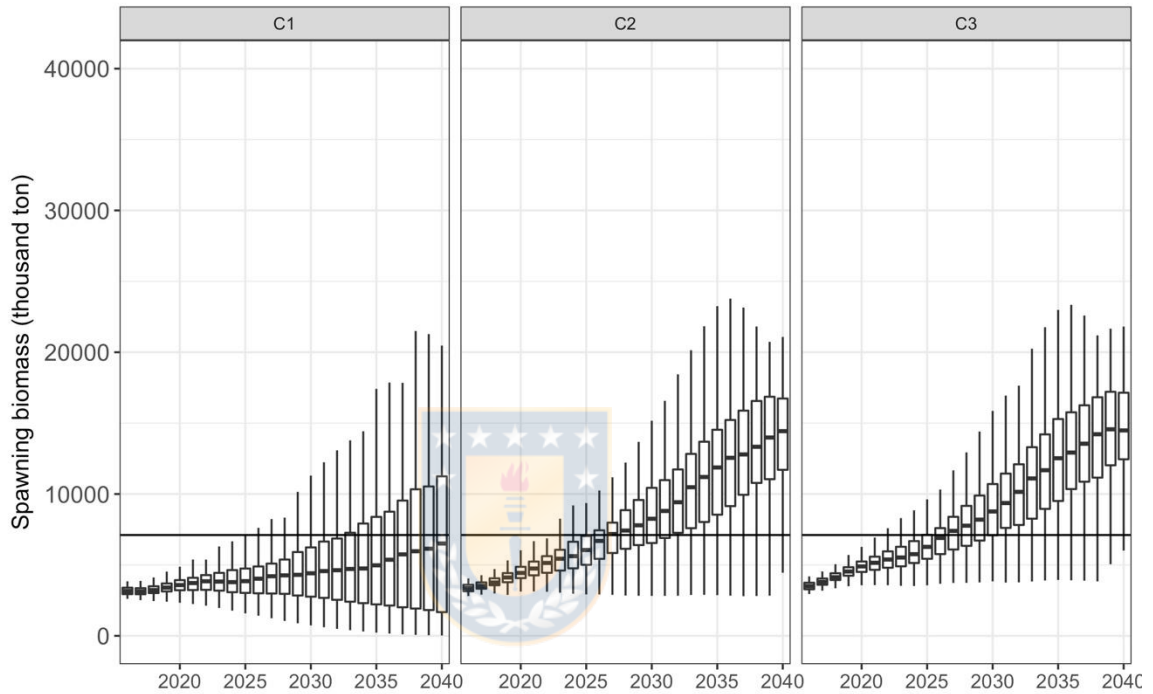


Figura 3.1 Biomasa desovante proyectada por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock norte de congrio dorado.

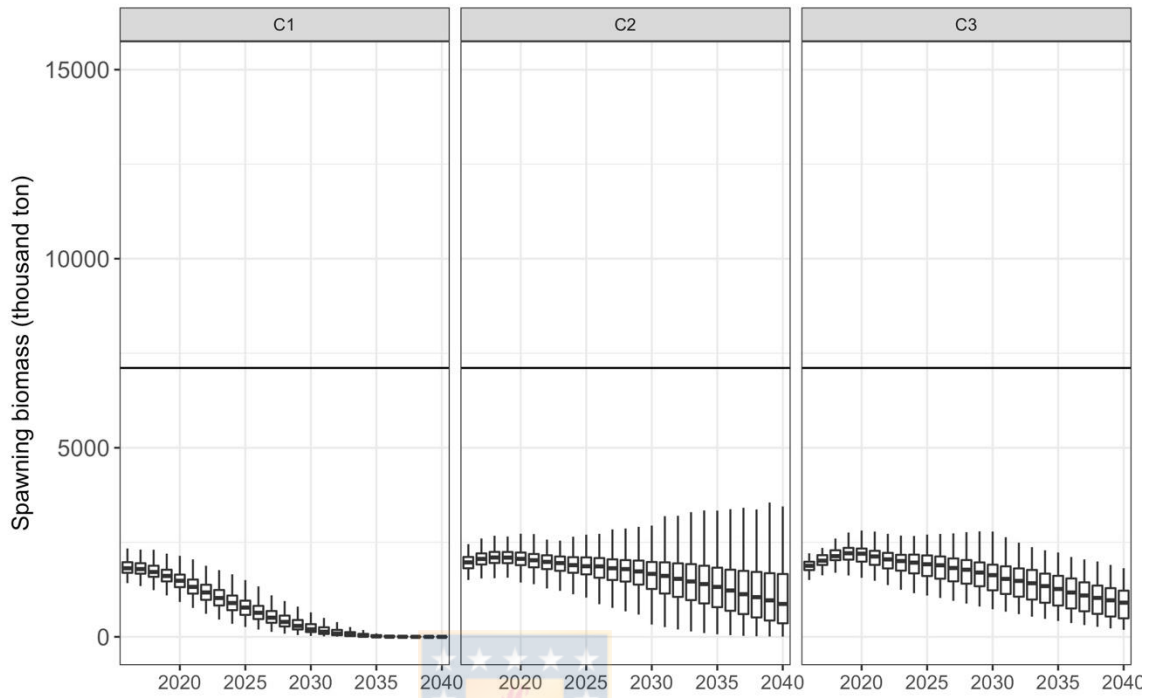


Figura 4.1 Biomasa desovante proyectada por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock sur de congrio dorado.

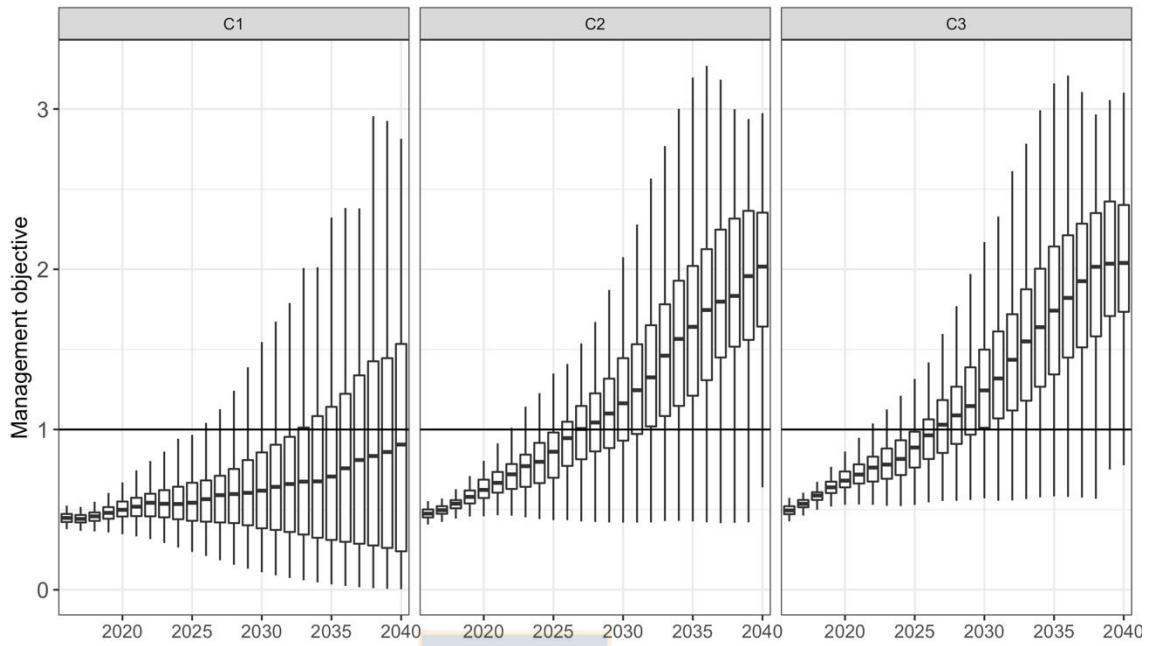


Figura 5.1 Objetivo de manejo proyectado por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock norte de congrio dorado.

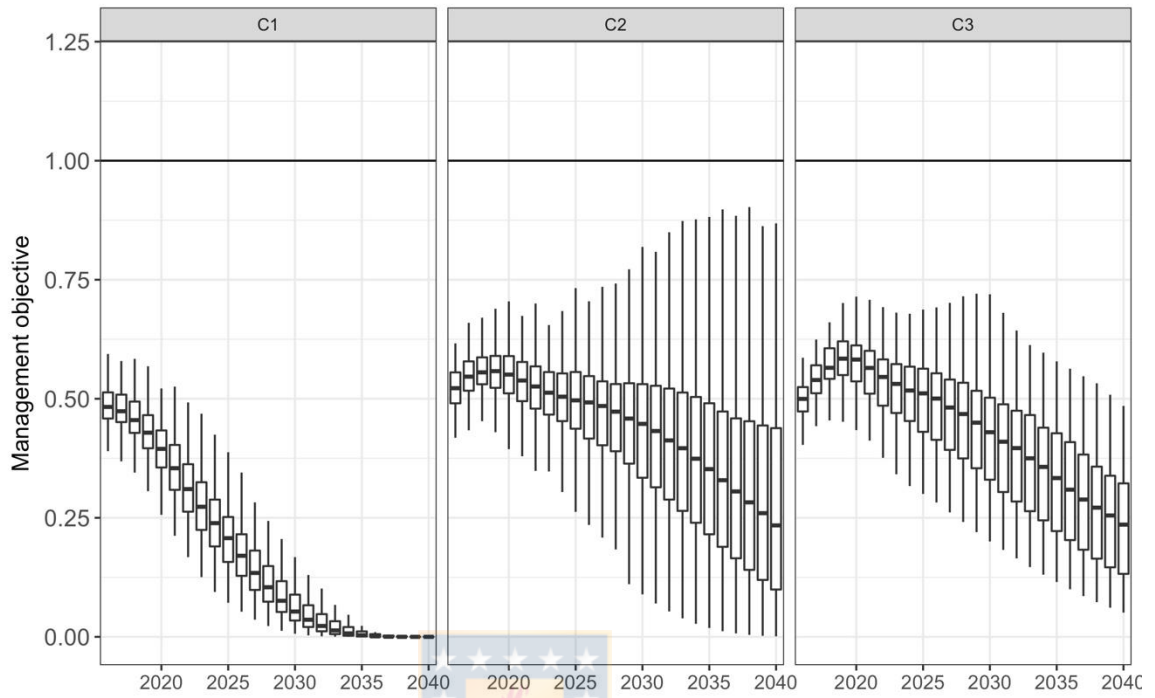


Figura 6.1 Objetivo de manejo proyectado por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock sur de congrio dorado.

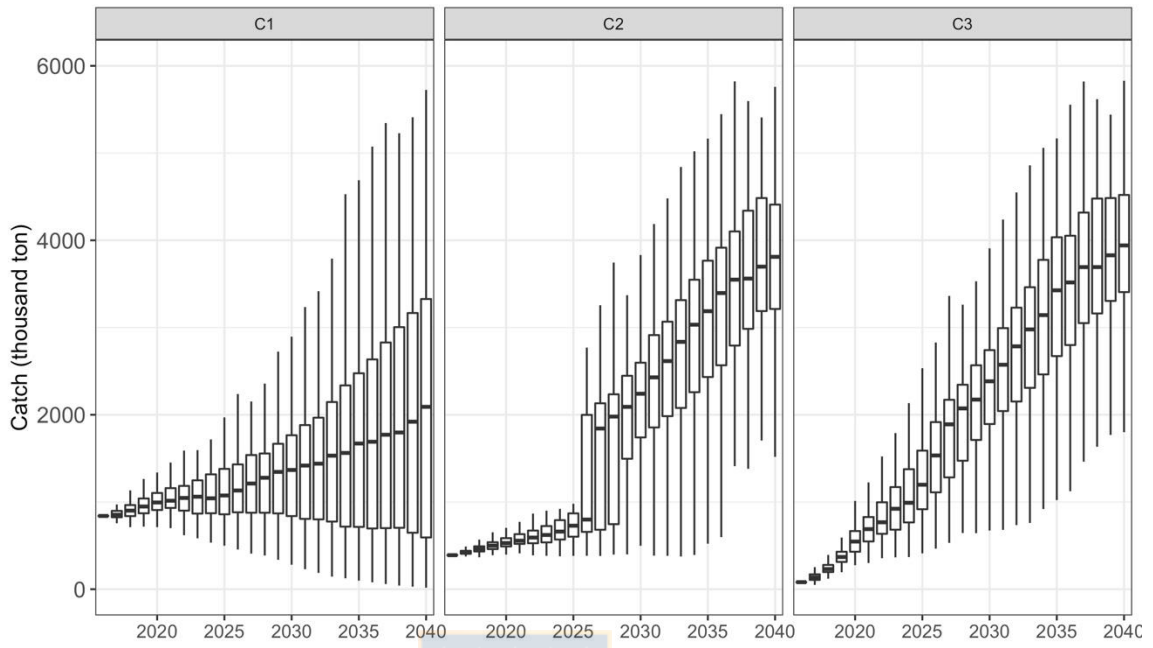


Figura 7.1 Capturas proyectadas por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock norte de congrio dorado.

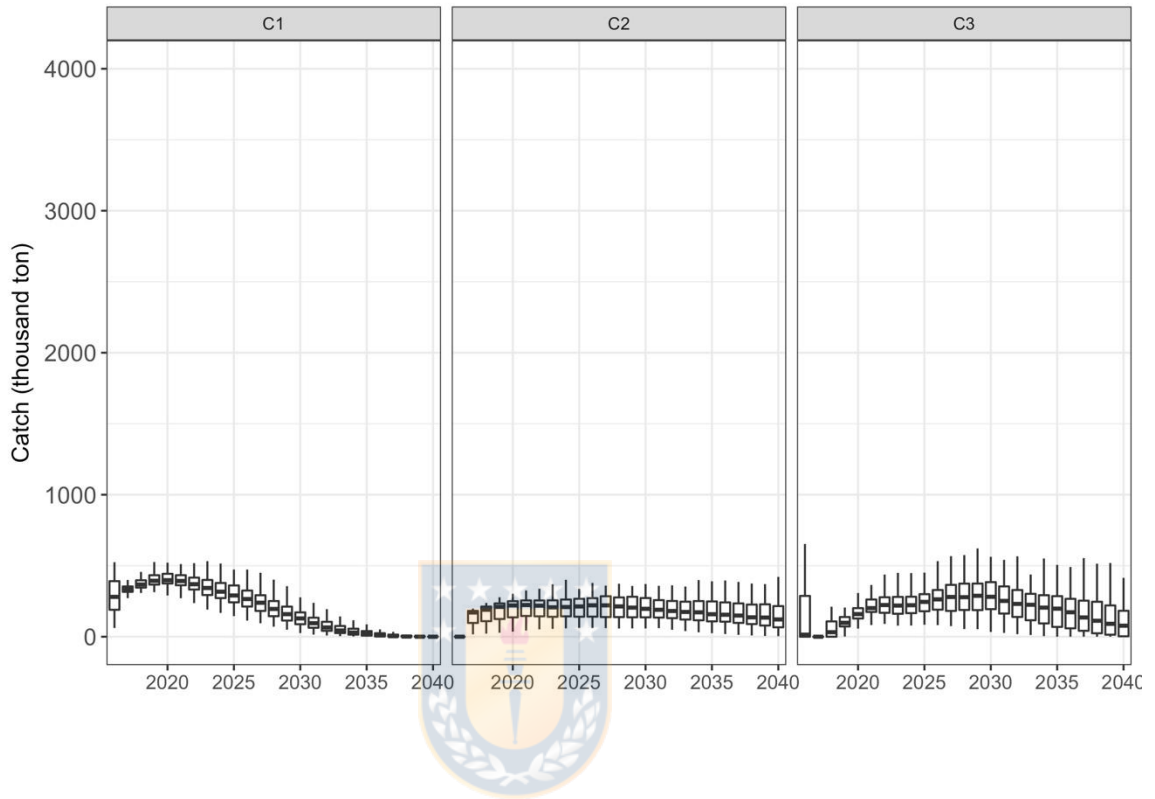


Figura 8.1 Capturas proyectadas por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock sur de congrio dorado.

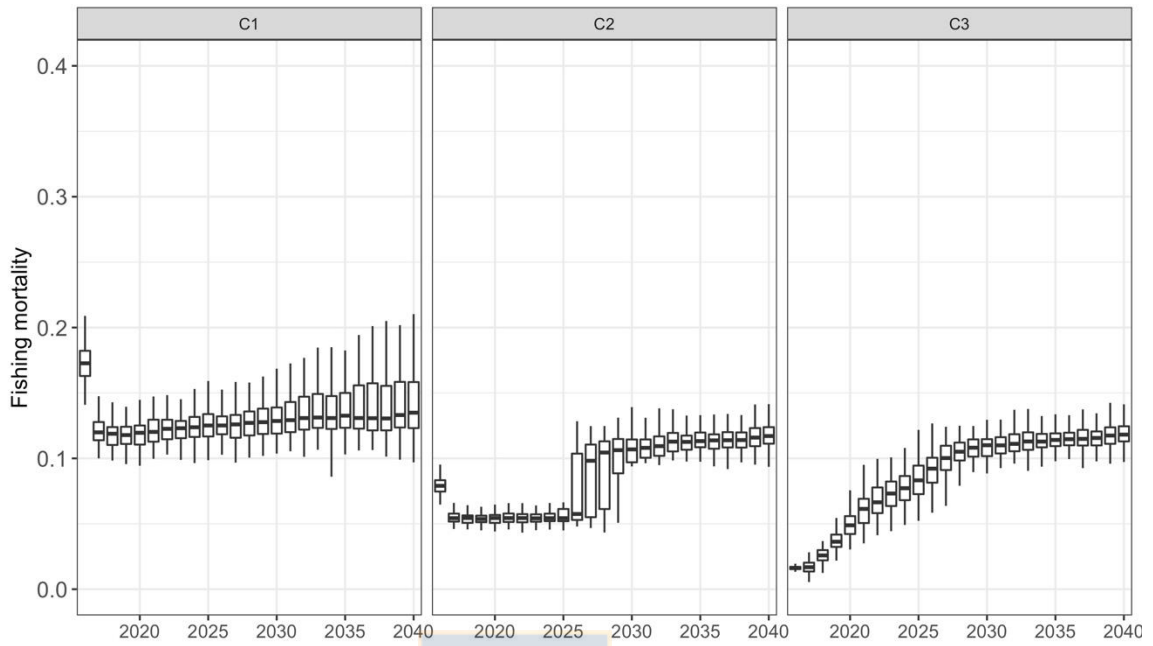


Figura 9.1 Mortalidad por pesca proyectada por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock norte de congrio dorado.

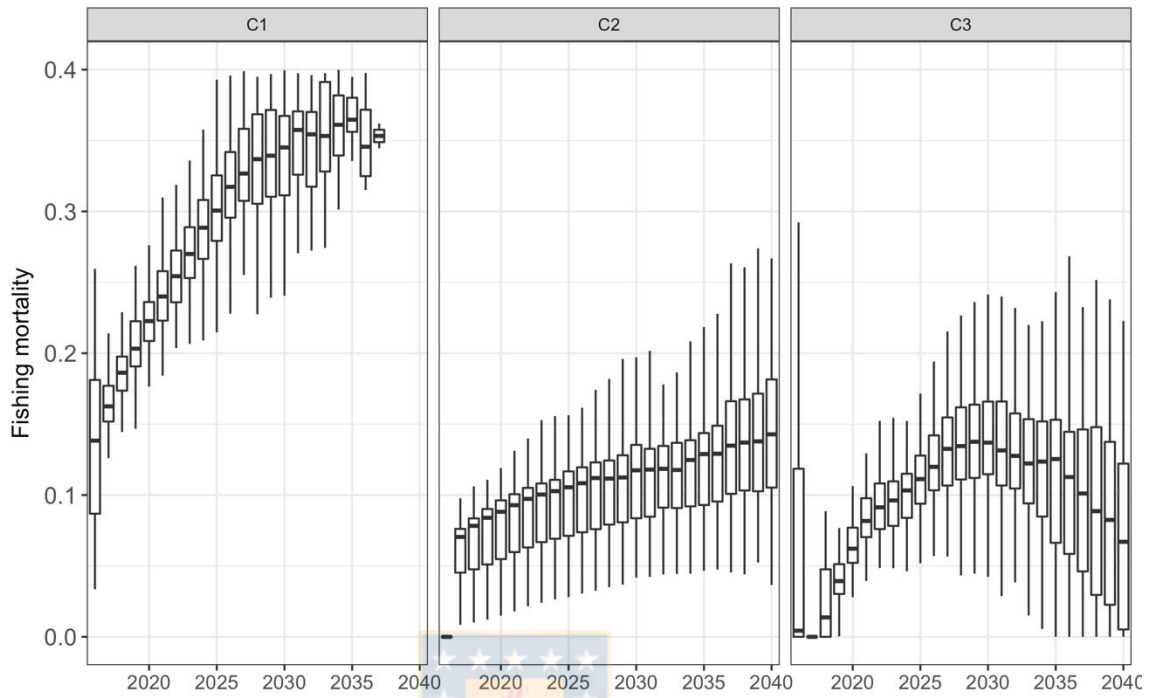


Figura 10.1 Mortalidad por pesca proyectada por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock sur de congrio dorado.

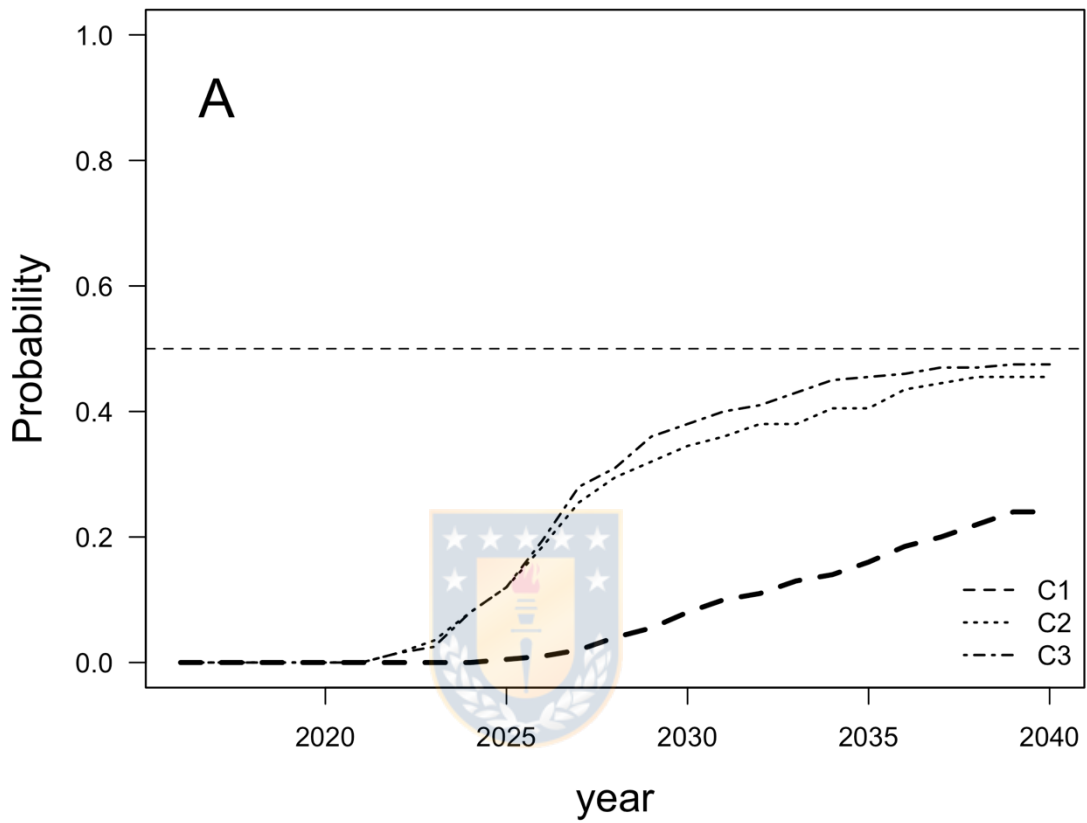


Figura 11.1 Probabilidad de recuperación proyectada por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock norte de congrio dorado.

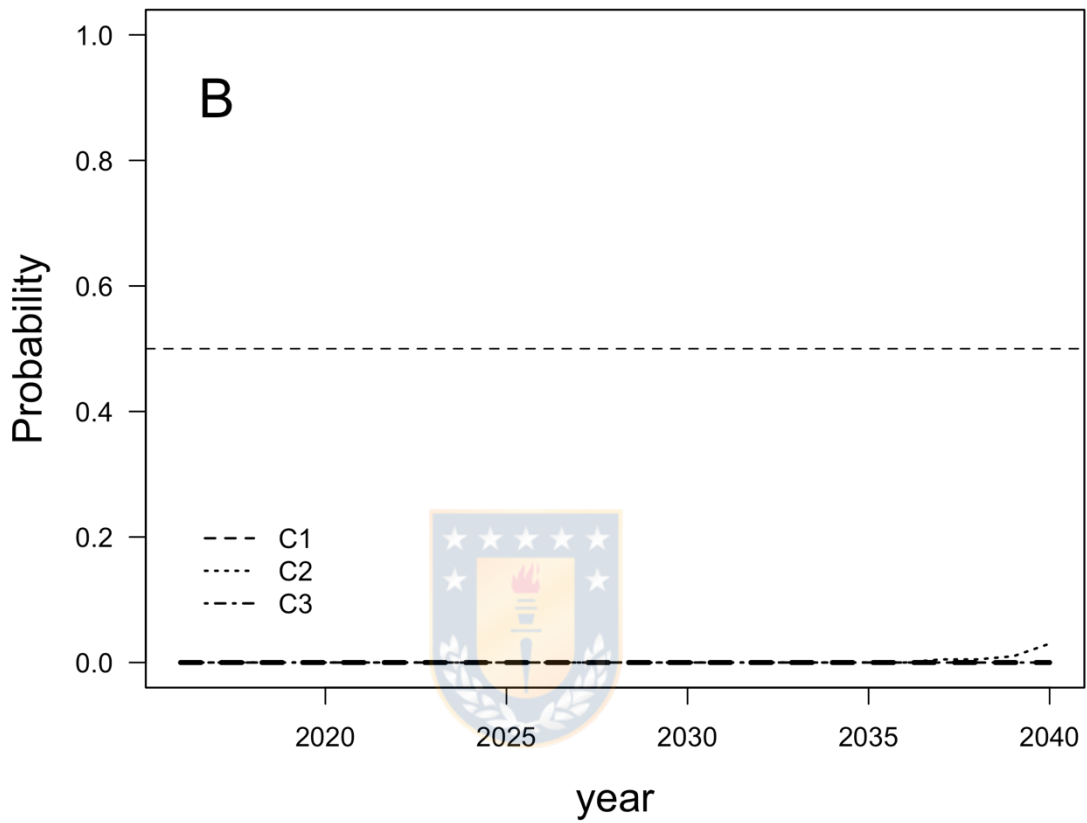


Figura 12.1 Probabilidad de recuperación proyectada por MO para estrategias de mortalidad por pesca variable y constante para el stock sur de congrio dorado.

Tablas

Capítulo I

Table 1.1 Data and information of pink ling utilized in the stock assessment model, during the period 1978-2015. Values for CV (coefficient of variation for log-normal likelihood function) and Ne (effective number for multinomial likelihood function) were obtained from Contreras et al. (2016).

Data/Information	Fleet	North stock	South stock	CV/Ne
Catch (ton)	Trawl	1978-2015	1978-2015	0.05
	Long-line	1982-2015	1978-2015	0.05
	Hook and line	1987-2015	-	0.05
CPUE (arbitrary units)	Trawl	1980-2015	1979-2014	0.2
	Long-line	1997-2014	1987-2014	0.2
	Hook and line	1987-2014	-	0.2
Catch-at-age	Trawl	1982-2015	1982-2014	100
	Long-line	1998-2015	1982-2014	100
	Hook and line	2004-2015	-	100
Catch-at-length	Trawl	-	-	50
	Long-line	1998-2004	1979-2014	50
	Hook and line	1989-2000	1987-2014	50

Table 2.1 Symbols, description and values for indices, variables, and parameters utilized in the stock assessment model of two stocks of pink ling, *Genypterus blacodes*, (see Appendix A).

Symbol	Description	North	South
Index:			
i	Year ($T = 38$), 1978 - 2015	1, 2, ..., T	1, 2, ..., T
j	Age	1, 2, ..., A	1, 2, ..., A
k	Number of fleets	1, 2, 3	1, 2
l	Length classes ($L=36$)	1, 2, ..., L	1, 2, ..., L
Structural parameters:			
L_{∞}	Asymptotic length (cm)	111.4	123.07
K	Growth coefficient (year^{-1})	0.186	0.180
M	Natural mortality rate (year^{-1})	0.27	0.25
τ	Spawning time as a year fraction	0.75	0.75
$w_{i,j}$	Average weight by year and age	Observed	Observed
m_j	Maturity at age	Observed	Observed
h	Steepness	0.6	0.6
R_0	Average unexploited recruitment	Estimated	Estimated
ε_i	Deviations of recruitment	Estimated	Estimated
θ	Allee-transition threshold	Estimated	Estimated
γ	Depensatory parameter	Estimated	Estimated
$a_{50,k}$	Age at 50% selectivity for fleet k	Estimated	Estimated
Δ_{k1}	First selectivity parameter of a double normal function and shaping the rising selectivity before a_{50} .	Estimated	Estimated
Δ_{k2}	Second selectivity parameter of a double normal function and shaping the curve from a_{50} to A .	Estimated	Estimated
$F_{i,k}$	Annual fishing mortality for fleet k	Estimated	Estimated
$q_{t,k}$	Catchability coefficient for time period t and fleet k	Estimated	Estimated
Derived parameters:			
$SPR_{F=0}$	Unexploited spawning stock biomass per recruit	Computed	Computed
S_0	Average unexploited spawning stock biomass	Computed	Computed
$F_{i,j}$	Fishing mortality rate per year and age (year^{-1})	Computed	Computed
$\psi_{j,k}$	Selectivity at age for fleet k	Computed	Computed
$Z_{i,j}$	Total mortality rate per year and age (year^{-1})	Computed	Computed
$S_{i,j}$	Survival rate per year and age	Computed	Computed

Table 3.1 The candidate stock-recruitment relationships, parameterized in terms of R_0 , h and γ (after Punt and Cope, 2017) and θ , which is the fraction of the unexploited spawning biomass (S_0) at which recruitment is reduced and interpreted here as an Allee-transition threshold, below which an Allee effect is manifested (see text and discussion).

Stock-recruitment model	Original	Reparameterized	Eq.
Beverton and Holt (1957)	$R_i = \frac{\alpha S_{i-r}}{1 + \beta S_{i-r}}$	$R_i = \frac{R_0 S_{i-r}}{S_0} \frac{4h}{(1-h) + (5h-1)S_{i-r}/S_0}$	T3.1
Ricker (1975)	$R_i = \alpha S_{i-r} e^{-\beta S_{i-r}}$	$R_i = \frac{R_0 S_{i-r}}{S_0} e^{\ln(5h)(1-S_{i-r}/S_0)/0.8}$	T3.2
Myers et al. (1995)	$R_i = \frac{\alpha S_{i-r}^\gamma}{1 + \beta S_{i-r}^\gamma}$	$R_i = R_0 \left(\frac{S_{i-r}}{S_0}\right)^\gamma \frac{(1-\theta^\gamma)h}{\theta^\gamma(1-h) + (h-\theta^\gamma)(S_{i-r}/S_0)^\gamma}$	T3.3
Gamma-Ricker	$R_i = \alpha S_{i-r}^\gamma e^{-\beta S_{i-r}}$	$R_i = R_0 \left(\frac{S_{i-r}}{S_0}\right)^\gamma e^{\ln(h/\theta^\gamma)(1-S_{i-r}/S_0)/(1-\theta)}$	T3.4

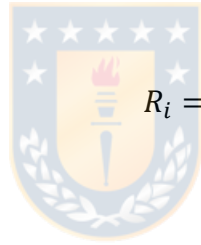


Table 4.1 Summary of the fitted stock assessment model conditioned to SRRs models for both northern and southern stock of pink ling. p is the number of parameters, LL is the log-likelihood (objective function), AIC is the Akaike information Criterion, and ΔAIC is the difference of AIC.

Stock	σ_R	Model	h	R0	S0	θ	γ	P	LL	Penalty	LLc	AIC	ΔAIC	
Northern	0.6	Ricker-Gamma	0,6	4006,43	17776,2	0,220815	3,39281	180	12894,47	21,00973	12873,46	26106,92	4,42	
			0,65	3999,67	17746,2	0,229409	3,36346	180	12892,63	21,38226	12871,25	26102,5	0	
		Myers	0,6	4201	18639,5	0,203749	4,5	180	12898,65	20,22614	12878,43	26116,85	14,35	
			0,65	4201	18639,5	0,213643	4,5	180	12898,65	20,22614	12878,43	26116,85	14,35	
		Beverton-Holt	0,6	4233,07	18781,8	0,2	1	178	12902,5	20,02411	12882,48	26120,95	18,45	
			0,65	4238,81	18807,3	0,2	1	178	12901,43	19,85822	12881,57	26119,14	16,64	
		Ricker	0,6	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
			0,65	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
	Southern	0.6	Ricker-Gamma	0,6	1801,06	9112,36	0,29748	4,5	138	9648,578	36,77097	9611,807	19499,61	0
				0,65	1801,06	9112,36	0,307697	4,5	138	9648,578	36,77097	9611,807	19499,61	0
		Myers	0,6	1829,3	9255,22	0,284632	2,77756	138	9655,613	35,9422	9619,671	19515,34	15,73	
			0,65	1829,3	9255,22	0,306582	2,77756	138	9655,613	35,9422	9619,671	19515,34	15,73	
		Beverton-Holt	0,6	1858,14	9401,16	0,2	1	136	9657,099	34,67685	9622,422	19516,84	17,23	
			0,65	1865,28	9437,29	0,2	1	136	9657,499	34,27391	9623,226	19518,45	18,84	
		Ricker	0,6	1865,92	9440,49	0,2	1	136	9655,338	34,04721	9621,291	19514,58	14,97	
			0,65	1872,58	9474,23	0,2	1	136	9655,886	33,61118	9622,275	19516,55	16,94	

*nc. indicate cases of no convergence (gradients $> 10^{-4}$), therefore without valid results.

Capítulo II

Tabla 1.1 Desempeño del modelo operativo para los stock norte y sur de congrio dorado. Se entregan los valores de ER y MARE para cada caso correspondiente a estrategias de explotación con mortalidad por pesca constante y variable, para cada una de las variables estado de la pesquería de congrio dorado por stock.

Stock	Variable	ER		MARE	
		C2	C3	C2	C3
Norte	Reclutamiento	13,86	12,15	15,52	13,85
	Biomasa Desovante	6,08	5,13	8,11	7,61
	Biomasa Total	8,22	6,91	9,72	8,74
	Mortalidad por Pesca	36,48	37,78	36,48	37,78
Sur	Reclutamiento	179,00	254,00	179,00	254,00
	Biomasa Desovante	6,69	21,48	22,19	22,18
	Biomasa Total	23,00	42,12	28,42	42,12
	Mortalidad por Pesca	0,92	-10,18	20,20	15,81