



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

**ESTIMACIÓN DE LA MORTALIDAD POR PREDACIÓN EJERCIDA POR MERLUZA
COMÚN (*Merluccius gayi gayi*), SOBRE ESPECIES RECURSO EN CHILE CENTRAL.**

Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias mención Pesquerías

MARÍA CRISTINA PÉREZ CUESTA
CONCEPCIÓN-CHILE
2015

Profesor Guía: Luis Antonio Cubillos Santander
Depto. 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. Sergio Neira Alarcón
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción

M. Sc. Claudio Gatica Molina
Instituto de Investigación Pesquera
Talcahuano

Director del programa

Dr. Leonardo Castro Cifuentes
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción



En memoria de mi padre.-

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quisiera agradecer a mi profesor tutor Dr. Luis Cubillos, que ha guiado mis pasos desde mi carrera de pregrado, quisiera agradecer sus palabras de aliento, su apoyo incondicional en cada uno de los sueños que aparecieron en el camino. Además quisiera agradecerle por enseñarme que los errores son parte importante del aprendizaje y que con perseverancia y esfuerzo no hay meta que no pueda cumplirse.

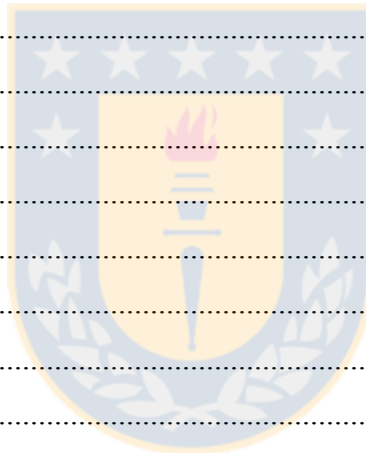
Muchas gracias a la comisión evaluadora de esta tesis, Claudio Gatica y Sergio Neira por sus correcciones y comentarios. A mi familia, que me ha apoyado desde el inicio y sobre todo a mi madre Verónica, que me ha entregado todo su amor y apoyo para terminar esta etapa sin mayores dificultades. Gracias a mis amigos y colegas del Laboratorio de Evaluación de Poblaciones Marinas (EPOMAR) que día a día me hicieron sentir querida y me sacaron más de una sonrisa cuando lo necesité. Agradezco también a cada uno de los profesores que me entregaron mucho más que papers y evaluaciones, y con los que compartí tantos años.

También quisiera agradecer a la Dirección de Postgrado y al Programa Basal COPAS Sur-Austral por financiar mis estudios de Magister, y al EPOMAR por apoyarme económicamente para asistir a congresos nacionales e internacionales. Gracias a la beca “Emerging Leaders in the Americas Program (ELAP)”, del gobierno de Canadá por financiar una importante pasantía en la Universidad Simon Fraser en Vancouver.

Por último quisiera dar las gracias a mi padre, por enseñarme a amar y respetar el mar desde muy pequeña, ya que sin él jamás me habría convertido en el profesional en ciencias marinas que siempre anhelé ser.

ÍNDICE GENERAL

Resumen.....	10
Abstract.....	12
Introducción general	14
Planteamiento del problema.....	17
Hipótesis	17
Objetivos.....	18
Objetivo general.....	18
Objetivos específicos	18
Capítulo 1	19
Abstract.....	20
Introduction.....	21
Methods.....	24
Results.....	27
Discussion.....	30
Acknowledgements.....	34
References.....	35
Figures.....	40
Tables.....	43
Discusión general.....	48
Referencias.....	52
Figuras.....	55
Tablas.....	66



ÍNDICE DE FIGURAS

Figure 1. Common hake biomass (tons) from the single-species stock assessment model (white points), total common hake biomass estimated in the multispecies production model for the period 1990-2012. Red point: change in mean hake biomass in the time series, year 2004.....	40
Figure 2. Suitability coefficient G_r for the yellow squat lobster, red squat lobster, common sardine, anchovy, and juvenile common hake, period 1990-2012.....	41
Figure 3. Biomass in tons estimated by the multispecies model (solid line) and from the single species model (dotted line); Predation mortality $M2$; common hake consumption (blue line) and landings (red line), period 1990-2012, source: servicio nacional de pesca (SERNAPESCA).	42

ÍNDICE DE TABLAS

Table 1. Life history parameters for common hake, yellow squat lobster, red squat lobster, common sardine, and anchovy; L_∞ : Asymptotic length (cm); K : growth coefficient (year^{-1}); α and β length-weight relationship parameters; and W_∞ : asymptotic weight (gr) calculated with the length-weight relation.....	43
Table 2. Parameters estimated by multispecies production model, initial biomass in logarithm ($\log B0$), recruitment proportionality coefficient (u), feeding level (f_s), standard error (SE) and coefficient of variation (CV).	44
Table 3. Estimated prey proportion (P_{prey}), observed prey proportion in the chilean hake stomach content ($P_{\text{prey_obs}}$), estimated prey proportion deviations (stom_dev) and standar error (SE). NA= not available data.....	45
Table 4. Summary of the mortality caused by common hake in the two periods of high and low abundance, 1990-2003 and 2004-2012. M is the natural mortality from the single-species model; $M2$ is the mean predation mortality estimated by the multispecies production model; $M1$ is the mean residual mortality obtained as the difference between M and $M2$; % $M2$ is the percentage of $M2$ with reference to M ; %Total is the percentage of the $M2$ with reference to M for the 1990-2012 period.	46
Table 5. Sensitivity analysis for the response variables, predation mortality $M2$, consumption, and estimated biomass: maximum and minimum variations in percentage. Only values higher than 10% of variation are shown.	47

ANEXO 1, FIGURAS

- Anexo, figura 1.** Área de estudio y unidad de pesquería de merluza común, comprende desde Coquimbo (IV Región) hasta Chiloé (X Región), modificado de Tascheri, 2011.....55
- Anexo, figura 2.** Biomasa de merluza común (ton) proveniente del modelo de evaluación mono-específico (puntos), y estimada en el modelo de producción multiespecífico (línea continua) para el período 1990-2012. Punto rojo: cambio en la biomasa promedio detectado en la serie de tiempo, año 2004.....56
- Anexo, figura 3.** Mapa conceptual modelo de producción multiespecífico, se presenta la interacción de merluza común juvenil y merluza común adulta (crecimiento y reclutamiento); los colores de la flechas indican el estado actual de cada recurso, verde: plena explotación y rojo: agotado.....57
- Anexo, figura 4.** Biomasa en toneladas del predador *Merluccius gayi*, proveniente del modelo de evaluación mono-específico (puntos) y estimada por el modelo de producción multiespecífico(línea continua) para el período 1990-2012.58
- Anexo, figura 5.** Biomasa en toneladas proveniente de modelos de evaluación mono-específicos para cada presa (cuadrados negros) y estimada a través del modelo de producción multiespecífico con su respectivo error estándar (línea continua), gráfico superior: langostino colorado, langostino amarillo y sardina común, gráfico inferior: anchoveta y merluza común juvenil, período 1990-2012.....59
- Anexo, figura 6.** Mortalidad por predación (año^{-1}) ejercida por merluza común, estimada a través del modelo de producción multiespecífico con su respectivo error estándar, para el período 1990-2012. Gráfico superior: langostino colorado, langostino amarillo y sardina común, gráfico inferior: anchoveta y merluza común juvenil.60
- Anexo, figura 7.** Mortalidad por predación (M_2) y mortalidad residual (M_1) promedio con respecto a la mortalidad natural total ($M=100\%$), a) período 1 (1990-2003) y b) período 2 (2004-2012), para las presas langostino colorado y amarillo, sardina común y anchoveta y merluza común juvenil.....61
- Anexo, figura 8.** Proporción de presas en el contenido estomacal de merluza común proveniente del programa de monitoreo realizado por el Instituto de Fomento Pesquero (puntos) y estimada (línea continua) para el período 1990-2012.....62
- Anexo, figura 9.** Consumo en toneladas ejercido por merluza común, estimado por el modelo de producción multiespecífico con su respectivo error estándar, período 1990-2012. Gráfico superior: langostino colorado, langostino amarillo y sardina común, gráfico inferior: anchoveta y merluza común juvenil, período 1990-2012.....63

Anexo, figura 10. Reclutamiento en toneladas estimado por el modelo de producción multiespecífico (línea continua) y proveniente del modelo de evaluación SS (puntos) para las presas durante el período 1990-2012. Gráfico superior: langostino colorado, langostino amarillo y sardina común, gráfico inferior: anchoveta y merluza común juvenil, período 1990-2012.64

Anexo, figura 11. Consumo estimado por el modelo de producción multiespecífico y desembarques en toneladas, para el período 1990-2012. Gráfico superior: langostino colorado, langostino amarillo y sardina común, gráfico inferior: anchoveta y merluza común juvenil, período 1990-2012. Fuente: Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA).65



ANEXO 2, TABLAS

Anexo, tabla 1. Biomasa en toneladas y pesos medios en gramos para el depredador merluza común y merluza común adulta (caso canibalismo) provenientes de modelos de evaluación monoespecífica, utilizados como series estandarizadas de entrada al modelo de producción multiespecífico, período 1990-2012.....	66
Anexo, tabla 2. Porcentaje en peso en el contenido estomacal de merluza común para cada presa, langostino colorado, langostino amarillo, sardina común, anchoveta y merluza común juvenil, mas el ítem otro alimento, para el período 1992-2012. Datos obtenidos por el Instituto de Investigación Pesquera (INPESCA).	67
Anexo, tabla 3. Biomasa en toneladas proveniente de los modelos de evaluación monoespecífico, utilizados como series estandarizadas para cada recurso presa, langostino colorado, langostino amarillo, sardina común, anchoveta y merluza común juvenil, período 1990-2012. Datos provenientes de Acuña <i>et al.</i> (2014), Zúñiga and Canales (2014a), Zúñiga and Canales (2014b) y Tascheri <i>et al.</i> (2013).	68
Anexo, tabla 4. Pesos medios en gramos provenientes de los modelos de evaluación monoespecífica para cada especie presa, langostino colorado, langostino amarillo, sardina común, anchoveta y merluza común juvenil, utilizados como datos de entrada al modelo de producción multiespecífico período 1990-2012.	69
Anexo, tabla 5. Índices de reclutamiento provenientes de los modelos de evaluación monoespecífica para cada presa, langostino colorado, langostino amarillo, sardina común, anchoveta, merluza común, utilizados como series estandarizadas para modelo de producción multiespecífico, período 1990-2012.....	70
Anexo, tabla 6. Índices de mortalidad por pesca provenientes de modelos de evaluación monoespecífica para cada presa, langostino colorado, langostino amarillo, sardina común, anchoveta, merluza común juvenil, utilizados como series estandarizadas de entrada al modelo de producción multiespecífico, período 1990-2012.	71
Anexo, tabla 7. Valores de mortalidad por predación (M_2) para el período 1990-2012, estimados a través del modelo de producción multiespecífico para langostino colorado, langostino amarillo, sardina común, anchoveta y merluza común juvenil (canibalismo).	72
Anexo, tabla 8. Biomasa (en toneladas) estimada y desviación estándar para las especies presa durante el período 1990-2012.	73
Anexo, tabla 9. Consumo (en toneladas) estimado y desviación estándar para las especies presa durante el período 1990-2012.	74

RESUMEN

La merluza común (*Merluccius gayi gayi*) es uno de los principales recursos pesqueros y un importante predador en la zona centro-sur de Chile. Sin embargo, en la última década su abundancia ha tenido una considerable disminución desde 1 millón de toneladas en 2001 hasta aproximadamente 340 mil toneladas en 2012. Esta disminución, sumado a la juvenilización del stock pudo desencadenar alteraciones en el ecosistema, por ejemplo a través de la mortalidad por predación ($M2$) que ejerce sobre sus presas, como también sobre el consumo de sus predadores. El objetivo de esta tesis fue evaluar la $M2$ ejercida por merluza común sobre las presas de importancia económica, tal como langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*), langostino amarillo (*Cervimunida johni*), sardina común (*Strangomera bentincki*), anchoveta (*Engraulis ringens*) y canibalismo de juveniles, en el período 1990-2012. La $M2$ y el consumo de presas se estimaron mediante un modelo de producción multiespecífico. Los datos de entrada fueron series de tiempo de biomasa total, mortalidad por pesca y reclutamientos provenientes de la evaluación de stock monoespecífica (SS), además de pesos medios, tasa de mortalidad natural (M), parámetros de crecimiento del modelo de von Bertalanffy y datos de contenido estomacal de merluza común. En el modelo de producción multiespecífico los cambios en biomasa de las presas se explican por el reclutamiento y la mortalidad total. La biomasa estimada con el modelo de producción multiespecífico se ajustó a las observadas, con la excepción de merluza común juvenil. Se identificó dos períodos en la abundancia de merluza común, el primero desde 1992 hasta 2003 y el segundo desde 2004 a 2012, encontrando un cambio significativo en el año 2004 para el nivel promedio de biomasa. En estos períodos, la mortalidad por predación y consumo cambiaron de un nivel con $M2$ alto (máximo de 0.58 año^{-1}), donde el consumo supera considerablemente los desembarques de las presas (1990-2003); y otro con baja $M2$ (máximo de

0.23 año⁻¹), donde los desembarques y el consumo ejercido por *M. gayi* fueron del mismo orden de magnitud que los desembarques (2004-2012). Los resultados del análisis de sensibilidad arrojaron que el modelo fue sensible al ítem otro alimento y al coeficiente de selectividad de presas por tamaño, influyendo hasta un 40% en las variables respuesta consumo, mortalidad por predación y biomasa. Este cambio de nivel, detectado tanto en la mortalidad por predación como en el consumo, permite establecer que la disminución en la biomasa del depredador si determinó cambios en la mortalidad por predación y consumo que ejerce sobre sus presas de importancia económica, coincidiendo con la abrupta disminución y juvenilización del stock de merluza común observado a partir de 2004. Se puede inferir que la disminución en la intensidad de predación por merluza común, pudo favorecer la recuperación de langostino colorado y sardina común. Considerando que la mortalidad por predación es un componente importante de la mortalidad natural, se concluye que la mortalidad por predación y consumo ejercido por *M. gayi*, sobre especies de importancia comercial, deben ser tomados en cuenta al momento de diseñar planes de recuperación para el predador.

Palabras clave: Modelo de producción multiespecífico, Merluza común, mortalidad por predación, consumo, interacciones predador-presa.

ABSTRACT

The Chilean hake (*Merluccius gayi gayi*) is an important predator in central Chile. However, in the last decade, its abundance has diminished considerably, from 1 million tons in 2001 to 340 thousand tons in 2012. This decline in addition to the stock juvenilization could lead to changes in the ecosystem through the predation mortality (M_2). The objective of this paper was to evaluate the M_2 applied by Chilean hake on red squat-lobster (*Pleuroncodes monodon*), yellow squat-lobster (*Cervimunida johni*), common sardine (*Strangomera bentincki*), anchovy (*Engraulis ringens*), and the cannibalism of juveniles during the 1990-2012 period. A multispecies production model was used to estimate M_2 and consumption, which was fitted to time series of total biomass, fishing mortality, and recruitment stemming from the single species stock assessment (SS). These series cover the period from 1990-2012 and are treated as standardized series for each resource. In addition, mean weight data by species and year; natural mortality rate (M), which is assumed to be constant between years; growth parameters in length of the von Bertalanffy model; and parameters of the length-weight relationship were used. Another source of information were the stomach content data. In multispecies production model, changes in prey biomass are explained by the recruitment and total mortality. The biomasses estimated with the multispecies production model were similar to the observed biomasses of prey, with the exception of juvenile Chilean hake. A significant change point in 2004 was identified in the Chilean hake biomass, in which the predation mortality and consumption changed from a level with high M_2 ($0.58 \text{ year}^{-1} \text{ max}$), where the consumption outstrips landings considerably (1990-2003); and after a period with low M_2 ($0.23 \text{ year}^{-1} \text{ max}$), where the landings and consumption by *M. gayi* were on the same order of magnitude (2004-2012). The model was sensitive to other food item and to the suitability coefficient, causing a variation of up to 40% in

the response variables $M2$, consumption and biomass. This change detected in both consumption and $M2$ level, indicates that the decrease in predator biomass determined changes in the predation mortality and consumption that exercised on its prey, this coincides with the abrupt reduction and juvenilization of the Chilean hake stock observed from 2004. The recuperation of red squat-lobster and common sardine could be due to the decrease in the intensity of predation by Chilean hake after 2004. Considering that predation mortality is an important component of natural mortality, the trophic impacts of *M. gayi* on important commercial species should be taken into account when designing a recovery plan for the predator.

Keywords: Multispecies production model, Chilean hake, predation mortality, consumption, predator-prey interactions.



INTRODUCCIÓN GENERAL

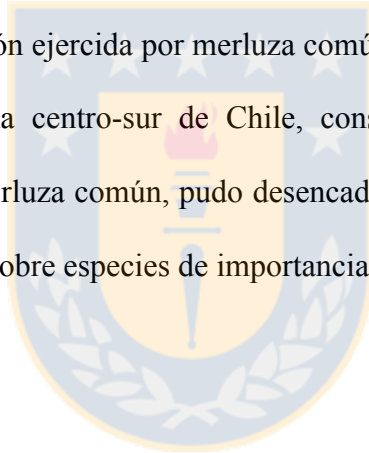
La merluza común (*M. gayi*), es uno de los recursos pesqueros más importantes de Chile, y se encuentra sometido a una explotación pesquera intensa, con capturas que llegaron a las 120 mil toneladas en 2001. Su unidad de pesquería comprende desde Coquimbo (IV Región) hasta Chiloé (X Región) (Anexo, Figura 1). Además, la merluza común es un depredador que interactúa con especies de importancia económica como langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*), langostino amarillo (*Cervimunida johni*) (Cubillos et al., 2003), clupeiformes como sardina común (*Strangomera bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*) (Arancibia and Meléndez, 1987) y canibalismo (Arancibia y Melendez, 1987; Cubillos et al., 2003; 2007) sobre ejemplares juveniles menores de 3 años de edad (Jurado-Molina et al., 2006).

En 2004 el stock de merluza común mostró una drástica disminución en abundancia, desde niveles entre 0.9-1.5 millones de toneladas antes de 2002, a niveles de 0.3 millones de toneladas entre 2005-2006 (Anexo, Figura 2), además de una notoria juvenilización del stock (Lillo et al., 2007). El diagnóstico del estatus indica que la merluza común se encuentra en sobre-explotación con riesgo de colapso, y que su biomasa desovante se encuentra reducida entre 17-18% de la biomasa desovante no explotada (Tascheri et al., 2013). Las consecuencias que este cambio en el nivel de biomasa tiene en la pesca, son principalmente desembarques mas bajos, con una reducción de 70 mil toneladas en los desembarques de los años 2001 y 2005, los que se sostienen por ejemplares mas jóvenes y pequeños, observándose una reducción de su talla de primera madurez desde 37 a 34 cm de longitud total (Lillo et al., 2007). Las hipótesis que se han planteado para explicar esta disminución identifican las siguientes causas: una alta predación por parte de jibia (Payá et al., 2006; Alarcón-Muñoz et al., 2008); una mayor incidencia en el canibalismo (Jurado-Molina et al., 2006), una sobrestimación del tamaño del stock en 2002

(Arancibia and Neira, 2006) y/o fluctuaciones en la productividad primaria y pesca (Neira and Arancibia, 2013). En cuanto a las especies presa, estas han pasado por fluctuaciones importantes en su abundancia (Anexo, Figura 3 y Tabla 3). Para el caso de los peces pelágicos pequeños, la biomasa de sardina común comienza a decaer desde el año 1995 con un mínimo en 1999 (1 millón de toneladas), comenzando a recuperarse lentamente hasta alcanzar un máximo histórico en el 2011 (más de 5 millones de toneladas) (Zúñiga and Canales, 2014a). La anchoveta presentó dos picos importantes, uno en 1993 con 1 millón 600 mil toneladas y otro en 2005 con 1 millón 700 mil toneladas. Este mismo año comienza una abrupta disminución alcanzando un mínimo de 220 mil toneladas en el 2012 (Zúñiga and Canales, 2014b). El langostino colorado disminuyó su biomasa desde el año 1993 (90 mil toneladas) hasta alcanzar un mínimo histórico en el 2000 con 12 mil toneladas. Esto condujo al cierre de la pesquería por más de 5 años, para alcanzar actualmente las 115 mil toneladas (Acuña *et al.*, 2013). El langostino amarillo mostró un máximo en el año 2004 con 54 mil toneladas para llegar a las 16 mil toneladas en el 2012 (Acuña *et al.*, 2013). La biomasa de ejemplares juveniles de merluza común, obtenida del modelo monoespecífico, presentó una biomasa máxima en el año 1992 con 615 mil toneladas y un mínimo en 2010 con 130 mil toneladas (Tascheri *et al.*, 2013).

Al considerar que la merluza común presentó una disminución importante en biomasa posterior al año 2004, es probable que mortalidad por predación sobre las presas de importancia comercial haya cambiado. Para estimar la $M2$ se implementó el modelo de producción multiespecífico desarrollado por Horbowy (1996, 2005), el que utilizó para estimar la dinámica del bacalao (*Gadus morhua callarias*), arenque (*Cuplea harengus*) y sardina (*Sprattus sprattus*) del Mar Báltico, como una extensión del modelo edad-estructurado desarrollado por Andersen and Ursin (1977). En este modelo, la biomasa de las presas es influenciada por el tamaño del

stock del predador y además, permite la estimación de la dinámica de la biomasa considerando interacciones multiespecíficas. Además, la mortalidad por predación es dependiente de la biomasa de los predadores, índice de selectividad de presas por tamaño y requerimientos alimenticios del predador. Los datos de entrada al modelo corresponden a series de tiempo de biomasa total, mortalidad por pesca y reclutamientos provenientes de la evaluación de stock monoespecífica (SS), además de pesos medios, tasa de mortalidad natural (M), parámetros de crecimiento del modelo de von Bertalanffy y datos de contenido estomacal de merluza común (ver Anexo, Tablas 1-6). Al considerar los impactos tróficos que podría ejercer la merluza común sobre crustáceos y peces de importancia pesquera (Anexo, Figura 3), el objetivo de esta tesis es evaluar la mortalidad por predación ejercida por merluza común sobre las principales especies de importancia pesquera de la zona centro-sur de Chile, considerando como hipótesis que la disminución de la biomasa de merluza común, pudo desencadenar cambios en la mortalidad por predación y consumo que ejerce sobre especies de importancia económica en Chile centro-sur.



PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En Chile, el principal enfoque de evaluación de recursos pesqueros se basa en un enfoque monoespecífico, considerando los recursos como poblaciones cerradas sin interacción con predadores y presas. Actualmente se ha recomendado incorporar las interacciones tróficas más importantes, sobre todo para especies que están sometidas a una fuerte explotación pesquera. Es por esto que se implementa un modelo de producción multiespecífico, con el fin de evaluar los impactos de la mortalidad por predación que ejerce la merluza común, sobre sus principales presas de importancia económica en la zona centro-sur de Chile. Esto permite determinar el impacto que tienen los cambios en biomasa de *M. gayi*, después de 2004, sobre la abundancia de sardina común, anchoveta, langostino colorado, langostino amarillo y canibalismo de juveniles. Además de estimar valores de mortalidad por predación variables entre años, mortalidad residual y consumo para el período 1990-2012.

HIPÓTESIS

H0: La disminución de la biomasa del stock de merluza común, a partir de 2004, no determinó cambios en la mortalidad por predación y consumo sobre las presas de importancia pesquera en relación con los desembarques en el período 1990-2012.

H1: La disminución de la biomasa del stock de merluza común a partir de 2004, determinó una menor mortalidad por predación y consumo sobre las presas de importancia pesquera en relación con los desembarques en el período 1990-2012.

OBJETIVOS

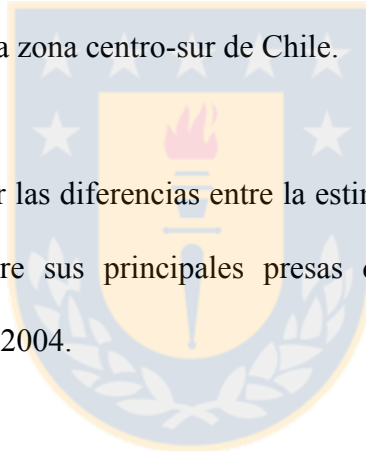
OBJETIVO GENERAL

Evaluar la importancia de la mortalidad por predación ejercida por merluza común sobre los principales recursos pesqueros en Chile central.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Objetivo específico 1: Estimar la mortalidad por predación y consumo que ejerce *Merluccius gayi gayi* sobre sus principales presas de importancia económica, mediante un modelo de producción multiespecífico para la zona centro-sur de Chile.

Objetivo específico 2: Determinar las diferencias entre la estimación del consumo por predación que ejerce merluza común sobre sus principales presas de importancia económica y los desembarques antes y después de 2004.



CAPÍTULO 1

PREDATION MORTALITY EXERTED BY COMMON HAKE (*Merluccius gayi*) IN CENTRAL CHILE ESTIMATED BY A MULTISPECIES PRODUCTION MODEL.

Artículo enviado a Journal of Applied Ichthyology

MaC. Pérez-Cuesta^{a,b}, L.A. Cubillos.^b & C. Gatica^c.

^aPrograma Magister en Pesquerías, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

^bPrograma COPAS Sur-Austral, Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

^cInstituto de Investigación Pesquera, Talcahuano, Chile.

Corresponding author: María Cristina Pérez, mperezc@udec.cl, tel.: +56-41-2204345, Barrio Universitario s/n, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

ABSTRACT

The Chilean hake (*Merluccius gayi gayi*) is an important predator in central Chile. However, in the last decade, its abundance declined considerably, which could lead to changes in the ecosystem through the predation mortality ($M2$). The objective of this paper was to evaluate the $M2$ exerted by Chilean hake on its main prey, red squat-lobster (*Pleuroncodes monodon*), yellow squat-lobster (*Cervimunida johni*), common sardine (*Strangomera bentincki*), anchovy (*Engraulis ringens*), and the cannibalism of juveniles during the 1990-2012 period. A multispecies production model was used to estimate $M2$, which was fitted to time series of total biomass, fishing mortality, and recruitment obtained from single species (SS) stock assessments. In addition, von Bertalanffy growth parameters and ratio between predator and prey average weights were used to compute the $M2$. The biomasses estimated with the multispecies production model were similar to the observed biomasses of prey, with the exception of juvenile Chilean hake. A significant change point in 2004 was identified in the the biomass of Chilean hake, in which the predation mortality and consumption changed from a level with high $M2$, where the consumption is higher than landings (1990-2003); and after a period with low $M2$, where the landings and consumption by *M. gayi* were lower (2004-2012). This change in consumption and $M2$ level coincides with the abrupt reduction and juvenilization of the Chilean hake stock observed since 2004. The model was sensitive to “other food” item (OT) and to the suitability coefficient, causing a variation of up to 39% in the OT parameter. The recuperation of red squat-lobster and common sardine could be due to the decrease in the intensity of predation by Chilean hake after 2004. The predation mortality and consumption of *M. gayi* on important commercial species should be taken into account when designing a recovery plan for the predator.

Keywords: Multispecies production model, Chilean hake, predation mortality, consumption, predator-prey interactions.

INTRODUCTION

Currently, the multispecies approach has become more important in the conservation and management of fishery resources, since it allows for the incorporation of ecological interactions and various factors that influence population dynamics, including predation mortality (Hollowed et al., 2000). The interactions between predators and prey play an important role in the life history of the species and in their population dynamic. As such, variations in the abundance of predators, associated to trophic interactions or fishing mortality, can produce alterations in the state of the ecosystem (Frank et al., 2005; Bakun and Weeks, 2006). In consequence, it is necessary to identify the relationships between species and establish the effects that these changes have on the exploited resources (Sissenwine, 1984; Hunsicker et al., 2011).

Despite the recommendations for applying the multispecies approach in the management of fisheries (Link, 2010), the single-species approach prevails at the global level. The single-species approach assumes that the changes in abundance are only due to fishing exploitation, which is a limitation when considering ecology and the ecological interactions of species (Latour et al., 2003; Persson et al., 2014). In contrast, the multispecies approach seeks to incorporate these deficiencies (Andersen and Ursin, 1977; Pope, 1979; Sparre, 1980; Horbowy, 1996; Livingston and Jurado-Molina, 2000; Van Kirk et al., 2010). The multispecies virtual population analysis, or MSVPA (Helgason and Gislason, 1979), is one of the most recognized techniques. Allows the estimation of predator and prey abundance, predation mortality (M_2) by age group, and fishing mortality. This overcomes one of the limitations of the single-species approach,

which is the assumption of a constant natural mortality (M) across ages and years. In the multispecies approach, natural mortality is composed of predation mortality ($M2$) and residual mortality ($M1$); Thus, $M = M1 + M2$ (Helgason and Gislason, 1979; Horbowy, 1996; Jurado-Molina et al., 2006). Although M can be estimated in some single-species models (Fu et al., 2001), the estimation of predation mortality using a multispecies approach allows for a better understanding of the interaction between predators, prey, and the fishing mortality (Van Kirk et al., 2010).

In population dynamics, predation mortality is an important component of natural mortality (Bax, 1998; Curti et al., 2012; Neira et al., 2004), especially in recruit and pre-recruit groups. Neira et al. (2004) developed a trophic impact analysis of common hake that determined that the adult fraction of the population presented a negative impact (direct and indirect) on the juvenile fraction (cannibalism), common sardine, anchovy and squat lobster through predation. Furthermore, Horbowy (1996, 2005) developed a multispecies production model to estimate the dynamics of Baltic cod (*Gadus morhua callarias*), Atlantic herring (*Cuplea harengus*), and European sprat (*Sprattus sprattus*) of the Baltic Sea, as an extension of the age-structured model developed by Andersen and Ursin (1977). This production model allows the estimation of the biomass dynamic considering trophic interactions. In addition, predation mortality depends on predator biomass, size-based prey selectivity index and the suitability coefficient (vulnerability, overlap, and selectivity) to the predator. In this way, prey biomass is influenced by the stock size of the predator, but not vice-versa. One of the advantages of this model is that some parameters, such as the metabolic growth parameters, that have a biological-specific meaning can be estimated outside of the model, reducing the number of parameters (Horbowy, 2005).

Chilean hake (*Merluccius gayi*) plays an important trophic role as predator in the demersal ecosystem of the central zone (Neira et al., 2004; *ibid*, 2014). In effect, the common hake feeds primarily on species that are also fishery resources, such as red squat-lobster (*Pleuroncodes monodon*), yellow squat-lobster (*Cervimunida johni*), common sardine (*Strangomera bentincki*), anchovy (*Engraulis ringens*), and cannibalism on juvenile less than 3 year-old (Arancibia and Meléndez, 1987; Cubillos et al., 2003, 2007; Jurado-Molina et al., 2006). Other food is characterized by euphausiids mainly and less on other Galatheid crustacea and teleost fish (Arancibia and Meléndez, 1987; Cubillos et al., 2003, 2007). Presently, the Chilean hake exhibits a notable juvenilization of its stock and a decrease in abundance. The status is of overexploitation with risk of collapse (Tascheri et al., 2013). In fact, the spawning biomass of common hake showed a decrease of 17-18% with regard to unexploited spawning stock biomass (Tascheri et al., 2013). This situation could determine changes in the ecosystem due to the lower predation mortality on main prey, particularly those commercially important. Considering that predators consume part of the production of the most important fishery resources, especially those in juvenile stages, and that the fishing industry obtains another large part of the adult production (Neira et al., 2004), this study aims to evaluate changes in the predation mortality and consumption by Chilean hake on prey of economic importance using a multispecies production model.

METHODS

Area of study and data source

The area of study is the geographic extension that defines the Chilean hake fishery and that primarily comprises the central zone of Chile between 28°30'S and 42°00'S. The period of study ranges from 1990 to 2012.

Different sources of information were used, such as time series of total biomass, fishing mortality, and recruitment of yellow squat lobster (*Cervimunida johni*) (Acuña et al., 2014), red squat lobster (*Pleuroncodes monodon*) (Zúñiga and Canales, 2014a), anchovy (*Engraulis ringens*) (Zúñiga and Canales, 2014b), and Chilean hake (*Merluccius gayi*) (Tashceri et al., 2013) stemming from the single-species stock assessment (SS). These series cover the period from 1990-2012 and are treated as standardized series for each resource. In addition, mean weight data by species and year; natural mortality rate (M), which is assumed to be constant between years; growth parameters in length of the von Bertalanffy model; and parameters of the length-weight relationship were used (Table 1). Another source of information were the stomach content data, proportional to the contribution of each prey to the predator's diet. This information was obtained from stomach samples from the Instituto de Investigación Pesquera (INPESCA) monitoring program.

Multispecies production model

This study used Horbowy's (1996) multispecies production model, which is an extension of the age-structured model developed by Andersen and Ursin (1977):

$$1) \quad B_s(t+dt) = B_s(t) \exp[a_s(t)dt] + R_s \quad ; \quad R_s = R_{index} * u$$

$$2) \quad a_s(t) = f_s h_s w_s^{-1/3} - q_s F_s - M1_s - k_s - M2_s$$

$$3) M2_s = \sum_{r=1}^n h_r w_r^{-\frac{1}{3}} \frac{G_r^s B_r}{\sum_{s=1}^n G_r^s B_s + OT}$$

where $B_{s,r}$ is the prey and predator biomass; R_s is the recruitment index; u is the recruitment proportionality coefficient; f is the feeding level; h and k are parameters of the von Bertalanffy's growth equation generalized by Andersen and Ursin (1977); F is the fishing mortality index; q is the capturability coefficient; MI is the coefficient of natural mortality caused by reasons other than predation; w is the mean weight of fish in the population; G_r^s is the suitability of prey s to predator r ; OT is other food; the sub-indices r and s correspond to the predator and the prey, respectively. Parameters k and h (metabolic growth parameters) were estimated outside of the model using the known life history parameters for each species through the derivation of the classic equations of the von Bertalanffy growth model:

$$4) k = 3 * K;$$

$$5) h = k * w_{\infty}^{\frac{1}{3}}$$

where K is the growth coefficient (year^{-1}) and w_{∞} is the asymptotic weight. The suitability coefficient G_r^s was calculated using the mean predator and prey weights, through the constant η , which represents the optimum weight ratios between prey and predator; and σ , which represents the amplitude of prey size in the predator's diet:

$$6) G_r^s = \left(-\frac{\left(\ln\left(\frac{w_r}{w_s}\right) - \eta \right)^2}{2\sigma^2} \right)$$

where w_r is the predator mean weight (g) and w_s is the prey mean weight (g). The parameters η and σ correspond to the average and standard deviation of the Ursin prey selectivity index obtained by Cubillos et al. (2007) for common hake. With the objective of appropriately modeling the diet diversity of the predator, the item other food (OT) is included in the

denominator. This item corresponds to the prey that are not modeled and available to the common hake. The proportion of stomach content weight from Chilean hake was calculated such that the supplement was assigned to the biomass of other food (*OT*).

The residual natural mortality *MI* was estimated using an iterative scheme, using the natural mortality rate (*M*) from the single-species (*SS*) model as its initial value. In this way, once the predation mortality (*M2*) for the 1990-2012 period was found, the mean natural mortality was subtracted from the total natural mortality ($MI=M-M2$), and a new estimate was made with the new *MI* values. The total hake biomass was estimated through the observed adult hake biomass (Bad_{obs}), natural mortality from (*SS*) models (*M*), landings (*C*) and estimated juvenile biomass from multispecies production model ($Bjuv_{pred}$).

$$7) \quad B_{predator} = Bad_{obs} * e^{-M} - C + Bjuv_{pred}$$

The necessary parameters to resolve equations 1, 2, and 3 were:

$$\theta = \{f_s, \log u, \log B_0\}$$

where f_s is the feeding level, $\log u$ is the recruitment proportionality coefficient in logarithm and $\log B_0$ is the initial biomass in the logarithmic scale for each resource. The estimation of the unknown parameters was resolved by minimizing an objective function composed of the following negative log likelihood functions:

$$8) \quad LL = \frac{(\log(P_{obs}) - \log(P_{pred}))^2}{2 * cv^2 + \log(cv) + 0.5 * \log(2\pi)}$$

$$9) \quad LL = \frac{(\log(Bs_{obs}) - \log(Bs_{pred}))^2}{2 * cv^2 + \log(cv) + 0.5 * \log(2\pi)}$$

$$10) \quad LL = \frac{(\log(Br_{obs}) - \log(Br_{pred}))^2}{2 * cv^2 + \log(cv) + 0.5 * \log(2\pi)}$$

where P_{obs} corresponds to the proportion of observed preys, P_{pred} is the proportion of predicted preys, Bs_{obs} is observed prey biomass, Bs_{pred} is predicted prey biomass, Br_{obs} is observed predator

biomass, Br_{pred} is predicted predator biomass, and cv is the coefficient of variation. The model was implemented in the AD Model Builder platform (Fournier et al., 2012). This program facilitates the estimation of non-linear function parameters.

With a view to compare the predation mortality levels and consumption of preys as a function of the common hake biomass, the year in which the total biomass of the predator changed was determined. For this, the "changepoint" package developed by Killick et al. (2014) and available for the R software (R Team Core 2015) was used. This detects the occurrence of a change in the average of a time series by maximum likelihood, using a likelihood ratio test.

Once the data model was adjusted, we carried out a sensitivity analysis that was consistent in disrupting in $\pm 20\%$ the parameters that could cause changes in the response variables. This analysis allows the identification of the most influential parameters in the model and those that require further refinement (Jurado-Molina and Livingston, 2004). The disrupted parameters were those used by Horbowy (1996), OT item, metabolic growth parameter h , the residual natural mortality MI , the initial biomass B_0 , suitability coefficient G_r^S where the mean weights of predator and prey are highly influential, as well as the recruitment proportionality coefficient. The response and interest variables were predation mortality $M2$, consumption, and estimated biomass for each resource.

RESULTS

Chilean hake total biomass is shown in Figure 1. A significant change is exhibited in 2004, separating a period of high biomass on the order of 960 thousand tons on average (1990-2003) and a period of low biomass on the order of 331 thousand tons on average (2004-2012).

The suitability coefficient indicates that the most important prey are the small pelagic fishes common sardine and anchovy. High coefficients for the anchovy are only observed during the last 5 years (Figure 2). The second item are squat lobster, with maximum selectivity coefficients registered between 1998 and 2001 in the case of yellow squat lobster and from 2001 to 2006 for red squat lobster. Cannibalism presents the lowest values, with two high points in 2001 and 2003. During the last years of the series, the coefficient decreased for all preys, except the yellow squat lobster, which increased from 0.05 to 0.12.

The estimated parameters for the multispecies production model are presented in Table 2 in terms of $\log B_0$, u y f_s . The standard error of the estimated biomass was low, fluctuating between 0.007 and 0.018 in terms of the coefficient of variation. The model adjusted well to both the prey proportions of stomach content (Table 3) and prey biomass (Figure 3). The estimated biomasses adjusted well to the trajectory of observed biomass of prey, particularly in the case of the common sardine and anchovy (Figure 3). In contrast, some differences between the estimated and observed values were observed in the red and yellow squat lobster. For the red squat lobster, there was an overestimation of biomass from 2009 to 2012, while that of yellow squat lobster was underestimated from 1999 to 2006 and overestimated from 1998 to 2012. Likewise, a clear tendency towards increase in the biomass of all prey was observed after 2004.

In the multispecies model, the changes in biomass were explained by recruitment and total mortality. In terms of recruitment, it was noted that the estimated recruitment trajectory for red squat lobster was underestimated between 2006 and 2007, while it was observed that for the rest of the prey the recruitment followed the same trend, with values somewhat higher than those observed; this is due to the estimated value of the recruitment proportionality coefficient u (Table

2). In effect, this was 1.51 times for the yellow squat lobster, anchovy, and juvenile hake; 1.4 times for the common sardine; and 0.69 times for the red squat-lobster.

The predation mortality estimates fluctuated throughout the time series (Figure 3), the highest values occurring mainly between 1990 and 2003. In fact, upon obtaining the average of $M2$ for the periods 1990-2003 and 2004-2012, we were able to better observe the change in the average level of predation mortality due to Chilean hake. In terms of the fraction of $M2$ (Table 4), it was observed that the contribution of predation mortality diminished considerably beginning in 2004. For the first period (1990-2003), the highest $M2$ values were observed for anchovy (0.58 yr^{-1}), followed by common sardine (0.55 yr^{-1}), yellow squat lobster (0.27 yr^{-1}), red squat lobster (0.14 yr^{-1}), and juvenile common hake (0.11 yr^{-1}). The contribution of predation mortality to total natural mortality fluctuated between 36% and 84%, while the post-2004 contribution of $M2$ varied between 9% and 33%. The lowest contribution in the second period (2004-2012), was yellow squat lobster and juvenile common hake and the highest were those of anchovy and common sardine (Table 4).

Estimates of prey consumption by common hake showed that after 2004 there was a decreasing trend, except in the case of common sardine; this resource experienced an important increase in biomass during the 2008-2012 period (Figure 3). Upon comparing the prey consumption of common hake with registered landings, we can see that the predator removed significant quantities during the 1990-2003 period. A maximum consumption of 1.7 million tons of common sardine was registered in 1995, while the fishing industry removed 126 thousand tons. For anchovy, the highest consumption was estimated to be 1.2 million tons in 1993, while the fishing industry removed 206 thousand tons. In contrast, since 2004 the consumption of common sardine was 258 thousand tons and the commercial catch was 496 thousand tons; the

anchovy decreased to 16 thousand tons of consumption and a commercial catch of 103 thousand tons. To compare the consumption and landings in the case of cannibalism, only the commercial catch of age group 2 was used. In the first period, the maximum consumption was 61 thousand tons in 1996, and the fishing industry removed 76 tons; for the second period, the maximum consumption was 7.5 thousand tons in 2004, and the fishing industry removed 1.4 thousand tons.

The sensitivity analysis indicated that the parameters that produced the greatest disturbances are the *OT* item, which represents other available food sources available to common hake, and the suitability coefficient G_7^S (Table 5). The first produces maximum variations between 10% and 40% in the consumption variable, and the suitability coefficient produces maximum variations between 10% and 27% for the same variable. The estimated biomass is least affected, with a maximum disturbance of 14% in the G_7^S parameter.

DISCUSSION

The common hake biomass showed a significant decrease in 2004, which was translated not only as a change in level, but also in an important juvenilization of the stock and even a reduction in the length at maturity (Lillo et al. 2007). These changes are also reflected in the mean weight of Chilean hake, which are dictating the changes in the selectivity coefficients for prey. Given that not in all cases, prey with a greater selectivity coefficient are those with a greater abundance, it is possible to infer that the spatial overlap could play an important role in the preferences of the common hake. It is noteworthy that one of the most important effects of juvenilization is that the diet of individuals < 36 cm total length are mainly euphausiids (Neira et al., 2004), and therefore the other food item could be playing a more important role during the period of decreasing Chilean hake biomass.

Although the estimated biomass was well adjusted to the trajectory of observed biomass, the case of Chilean hake was the exception, presenting deviations up to 47 thousand tons in the beginning of the series. This scenario was difficult to model due to the lack of input information for juvenile hake, wherein it was necessary to use the same metabolic and growth parameters for both the juvenile and adult fractions.

The consumption values showed a clear tendency after 2004. During the first period (1990-2003), the common hake removed a greater quantity of biomass than the fishery. After the decrease in the abundance of this predator, the scenario was very different, finding that the consumption values and landings were practically on the same order of magnitude and that even in the year 2012 the landings were greater than the consumption, when considering common sardine and anchovy. In the case of cannibalism, consumption was of great importance during the first period. This is in agreement with the results obtained by Neira et al. (2004) for 1992 and 1998, significantly outstripping to the yellow and red squat lobster. Arancibia et al. (2006) indicate that the Chilean hake determines a top-down control, significantly influencing the abundance of red squat-lobster. It is possible that the closing of the squat lobster fisheries from 2002 to 2008 (Acuña et al., 2014), combined with the decreasing in common hake abundance during the same period, has influenced the progressive recuperation of red squat lobster biomass. This is perhaps even more true in the case of small pelagic fish, which are heavily preyed upon by common hake. In this context, it is crucial to consider the predation mortality and consumption exerted by *M. gayi* on the recuperation plans of the resources biomass.

In our case, the predation mortality reached maximum values in the first period of study, which fell significantly after 2004. Similar values have been found for other species subjected to fishing exploitation. Curti et al. (2012) obtained predation rates that constituted 70% and 80% of

the total mortality rate in the evaluation model for silver hake (*Merluccius bilinearis*) and Atlantic herring (*Clupea harengus*), which shows the importance of $M2$ in the population dynamics of these species. The case of forage species like common sardine and anchovy is more complex, due to the fact that they are the most important species in the diet of Chilean hake. Additionally, these species support two fisheries of great importance in central Chile, they have short life cycles and are highly exploited, exhibiting high predation mortality in early age classes. Therefore, significant changes in the abundance of predators can considerably affect the survival of recruits and hence future productivity (Garrison et al., 2010).

Considering that within this system the main trophic flows went from anchovy, common sardine, and euphausiids toward the Chilean hake (Neira et al., 2004) and that these species are of great economic importance, it is possible to establish that the fishing exploitation would be playing an important role within the biomass dynamics of predator and prey, removing a greater quantity of biomass than the consumption during the second period.

The results of the sensitivity analysis differ from those found by Horbowy (1996). This author indicates that the parameters that had greater influence on the results were the metabolic and growth parameters. However, the OT parameter produced important variation in the results of this study, in contrast to those obtained by Jurado-Molina et al. (2006). These authors report that in the age-structure model, multispecies virtual population analysis (MSVPA), the OT parameter did not significantly influence the estimates of predation mortality by Chilean hake, although it did affect the variations produced on residual mortality (MI). The studies oriented to evaluate the ecological interaction of common hake and the trophic impact on important resources are scarce and in general with some specific estimates (Arancibia et al., 1986; Neira et al., 2004; Arancibia et al., 2006). In this context, the evaluation of the magnitude of the predation

mortality (M_2) and consumption that common hake exerts on its prey constitutes an approximation that could be useful. Firstly, in addition to allowing for a better understanding of the interaction between the predominant species of the system, predation mortality could play a role in determining the recruitment of some species (Livingston and Jurado-Molina, 2000; Garrison et al., 2010; Collie et al., 2013). Collie and Gislason (2001) indicate that the biological reference points (BRP) are much more sensitive to changes in the natural mortality rate than to variations that can be produced in growth. They conclude that the current management should incorporate the most important predator-prey interactions, particularly when the goal is to improve the resilience and sustainability of the populations (Hunsicker et al., 2011). Currently, many of the over exploited stocks are in the process of rebuilding, and there is evidence that the predation in recruit and pre-recruit groups, in addition to fishing mortality, can set back rebuilding of marine populations and generate important changes in biological reference points (Collie et al., 2013). Many authors have noted the importance of predation mortality within natural mortality, especially when the species are subject to a heavy fishing exploitation (Tsu and Collie, 2001; Neira and Arancibia, 2004; Neira et al., 2004; Van Kirk et al., 2010; Curti et al., 2012). Thus, the M_2 and obtained consumption estimates in this paper could be used to evaluate the performance of single species models of the prey in a multispecies context of biological reference points.

ACKNOWLEDGEMENTS

I would like to thank the EPOMAR of the Universidad de Concepción and the COPAS Sur-Austral Research Program PB-31. I would also like to thank the Instituto de Investigación Pesquera and Instituto de Fomento Pesquero for making the necessary data to carry out this investigation. Thanks to Renzo Tascheri, and Sergio Núñez.



REFERENCES

- Acuña, E., Alarcón, R., Arancibia, H., Cortés, A., Cubillos, L., Cid, L. 2014: Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2013. Informe Final Proyecto FIP N° 2013-02, 384 pp.
- Andersen, K., Ursin, E., 1977: A multispecies extension to the Beverton and Holt theory of fishing with accounts of phosphorous circulation and primary production. Medd. Danm. Fisk. Havunders. N. S. **7**, 319-435.
- Arancibia, H., Toro, J., Fernandez, V., Meléndez, R., 1986: Estimación de la mortalidad por depredación del langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) por la merluza común (*Merluccius gayi*) en el área 35°45'S-37°10'S. In: La pesca en Chile; P. Arana (ed).UCV, Valparaíso pp 57-67.
- Arancibia, H., Melendez, R., 1987: Alimentación de peces concurrentes en la pesquería de *Pleuroncodes monodon* Milne Edwards. Invest. Pesq. **34**, 113-128.
- Arancibia, H., Milessi A., Neira S., Cubillos L., León R., Aedo G., Barros M., Acuña, E., 2006: Informe Pre-final Evaluación de la mortalidad por predación de la merluza común sobre el langostino colorado y langostino amarillo, y canibalismo FIP 2004-43. Fase metodológica.Universidad de Concepción/Universidad Católica del Norte, 299 págs. + anexos.
- Bakun, A., Weeks, S., 2006: Adverse feedback sequences in exploited marine systems: are deliberate interruptive actions warranted?. Fish Fish. **7**, 316:333.
- Bax, N.J., 1998: The significance and prediction of predation in marine fisheries. ICES J. Mar. Sci. **55** (6), 997–1030.

- Collie, J., Gislason, H., 2001: Biological reference points for fish stocks in a multispecies context. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58**, 2167-2176.
- Collie, J., Minto, C., Worm, B., Bell, R., 2013: Predation on pre-recruits can delay rebuilding of depleted cod stocks. *B. Mar. Sci.* **89**(0), 000-000.
- Cubillos, L.A., Rebolledo, H., Hernández, A., 2003: Prey composition and estimation of Q/B for the Chilean hake, *Merluccius gayi* (Gadiformes-Merluccidae), in the central-south area off Chile (34°- 40°S). *Arch. Fish. Mar. Res.* **50**(3), 271-286.
- Cubillos, L. A., Alarcón, C., Arancibia, H., 2007: Selectividad por tamaño de las presas en merluza común (*Merluccius gayi gayi*) en la zona centro sur de Chile (1992-1997). *Invest. Mar. Valparaíso.* **35** (1), 55-69.
- Curti, K., Collie, J., Legault, C., Link, J., 2012: Evaluating the performance of a multispecies statistical catch-at-age model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **70**, 470-484.
- Frank K., Petrice, B., Choi, J.S., Legget, W. C., 2005: Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Sci.* **308**, 1621-1623.
- Fournier, D.A., Skaug, H.J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M.N., Nielsen, A., Sibert, J., 2012: AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optim. Method. Softw.* **27**, 233-249.
- Fu, C., Quinn, T., Shirley, T., 2001: The role of sex change, growth and mortality in *Pandalus* population dynamics and management. *ICES J. Mar. Sci.* **58**(3), 607-621.
- Garrison, L., Link, J., Kilduff, P., Cieri, M., Muffley, B., Vaughan, D., Sharov, A., Mahmoudi, B., Latour, R., 2010: An expansion of the MSVPA approach for quantifying predator-prey interactions in exploited fish communities. *ICES J. Mar. Sci.* **67**, 856-870.

- Helgason, T. H., Gislason, H., 1979: VPA analysis with species interaction due to predation. International Council for the Exploration of the Sea Committee Meeting 1979, G 52.
- Hollowed, A. B., Bax, N., Beamish, R., Collie, J., Fogarty, M., Livingston, P., Pope, J., Rice, J., 2000: Are multispecies models an improvement on single-species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems?. *ICES J. Mar. Sci.* **57**(3), 707–719.
- Horbowy, J., 1996: The dynamics of Baltic fish stocks on the basis of a multispecies stock-production model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53**, 2115-2125.
- Horbowy, J., 2005: The dynamics of Baltic fish stocks based on a multispecies stock production model. *J. Appl. Ichthyol.* **21**, 198-204.
- Hunsicker, M. E., Ciannelli, L., Bailey, K. M., Buckel, J. A., Wilson White, J., Link, J. S., *et al.*, 2011: Functional responses and scaling in predator-prey interactions of marine fishes: contemporary issues and emerging concepts. *Ecol. Lett.* **14**(12), 1288–1299.
- Jurado-Molina, J., Livingston, P., 2004: Sensitivity analysis of the multispecies virtual population analysis model parametrized for a system of trophically-linked species from the Eastern Bering Sea. *Cien. Mar.* **30**(2), 1-12.
- Jurado-Molina, J., Gatica, C., Cubillos, L. A., 2006: Incorporating cannibalism into an age-structured model for the Chilean hake. *Fish. Res.* **82**(1-3), 30–40.
- Killick, R., Eckley, I., Haynes, K., 2014: Changepoint: An R Package for changepoint analysis. R package versión 1.1.5, URL <http://CRAN.R-project.org/package=changepoint>.
- Latour, R. J., Brush, M., Bonzek, C., 2003: Toward Ecosystem-Based Fisheries Management: strategies for multispecies modeling and associated data requirements. *Fish. Res.* **28**(9), 10–22.

- Lillo, S., Bahamonde, R., Olivares, J., Saavedra J., Molina, E., Díaz, E., Braun, M., Núñez, S., Navarro, E., Vásquez, S., Sepúlveda A., Alarcón, R., Saavedra, A., 2007: Evaluación Hidroacústica de merluza común año 2006. Informe Final Proyecto FIP 2006-03. 254pp.
- Link, J.S., 2010: Ecosystem-Based Fisheries Management: Confronting Trade-Offs. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Livingston, P. A., Jurado-Molina, J., 2000: A multispecies virtual population analysis of the eastern Bearing Sea. *ICES J. Mar. Sci.* **57**, 294-299.
- Neira, S., Arancibia, H., 2004: Trophic interactions and community structure in the Central Chile marine ecosystem (33–39 °S). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **312**, 349–366.
- Neira, S., Arancibia, H., Cubillos, L., 2004: Comparative analysis of trophic structure of commercial fishery species off Central Chile in 1992 and 1998. *Ecol. Model.* **172**, 233-248.
- Neira, S., Moloney, C., Shannon, L., Christensen, V., Arancibia, H., Jarre, A., 2014: Assessing changes in the southern Humboldt in the 20th century using food web models. *Ecol. Model.* **278**, 52-66.
- Persson, L., Van Leeuwen, A., De Roos, A., 2014: The ecological foundation for ecosystem-based management of fisheries: mechanistic linkages between the individual-, population- and community-level dynamics. *ICES J. Mar. Sci.* **71**, 2268-2280.
- Pope, J. G., 1979: A modified cohort analysis in which constant natural mortality is replaced by estimates of predations levels. *ICES CM 1979/H,16*.
- Sissenwine, M. P., 1984: Why do fish populations vary? In : May, R. M. (ed) Exploitation of marine communities. Springer-Verlag, New York. NY.

- Sparre, P., 1980: A goal function of fisheries (legion analysis). ICES CM/G,40.
- Tascheri, R., Gálvez, P., Sateler, J., 2013: Investigación del status y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en merluza común, año 2014. Instituto de fomento Pesquero (IFOP), Chile. 211pp.
- Tsou, T., Collie, J., 2001: Estimating predation mortality in the Georges Bank fish community. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58**, 908–922.
- Van Kirk, K., Quinn, T., Collie, J., 2010: A multispecies age-structured assessment model for the Gulf of Alaska. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **67**, 1135-1148.
- Zúñiga, M., Canales, C. 2014a: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en sardina común zona centro-sur y sardina austral, zona de aguas interiores, año 2014. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). 153pp.
- Zúñiga, M., Canales, C. 2014b: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en anchoveta zona centro-sur, año 2014. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). 78p

FIGURES

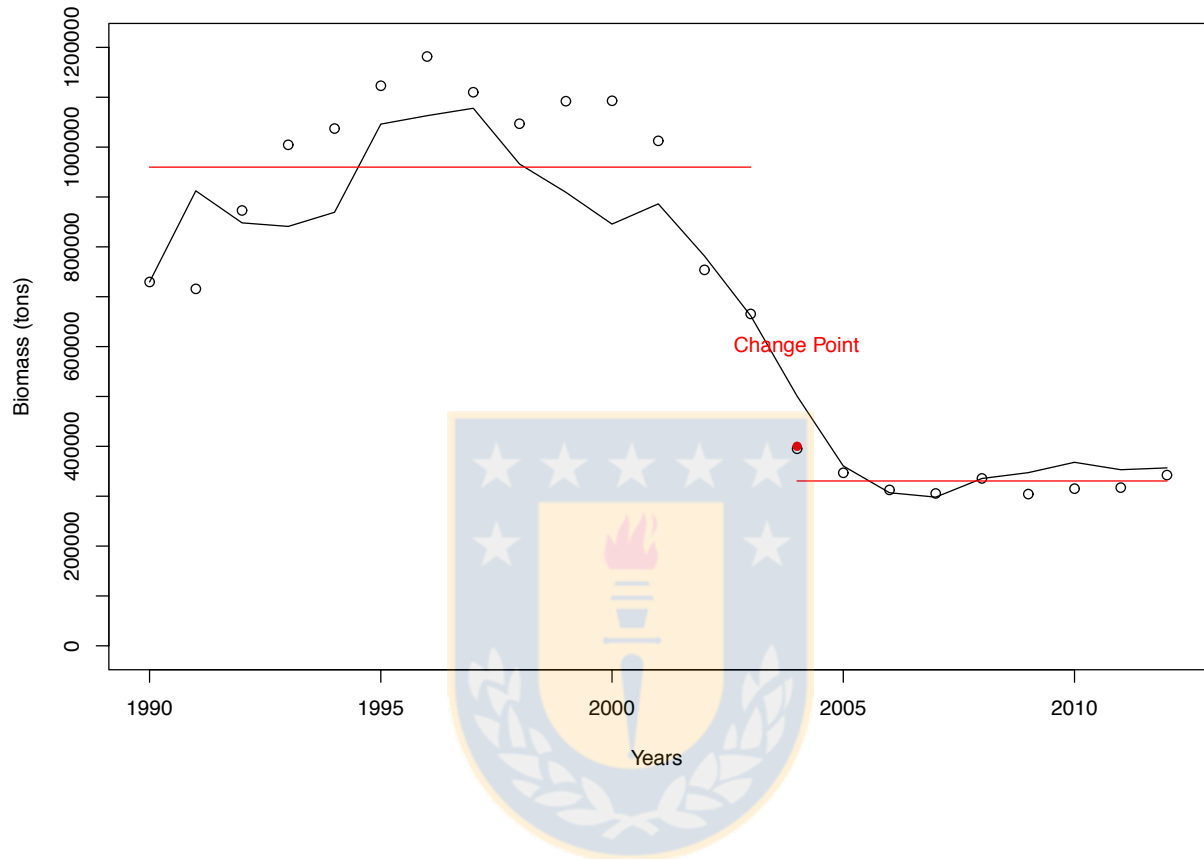


Figure 1. Common hake biomass (tons) from the single-species stock assessment model (white points), total common hake biomass estimated in the multispecies production model for the period 1990-2012. Red point: change in mean hake biomass in the time series, year 2004.

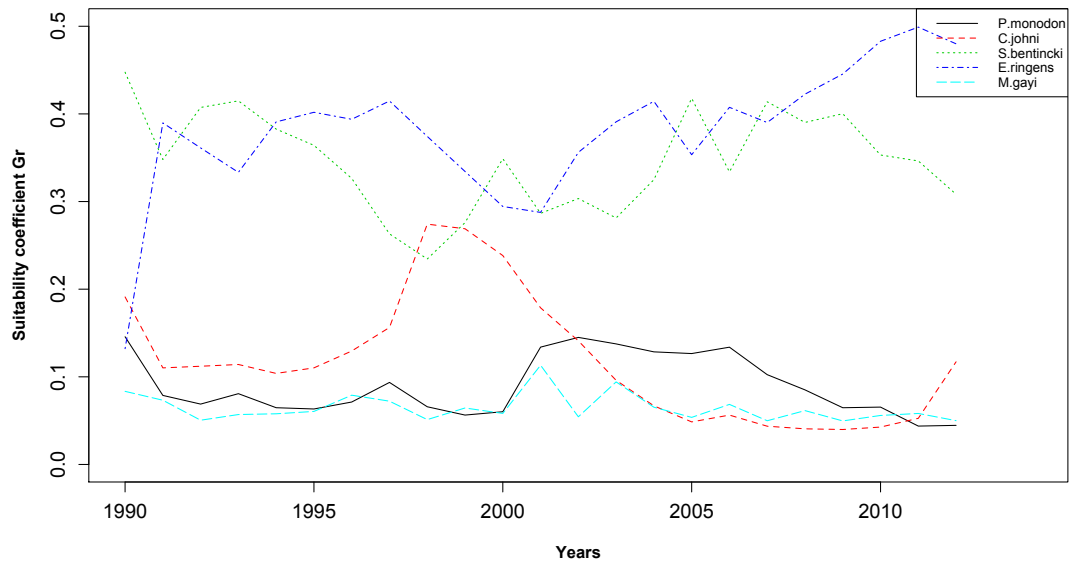
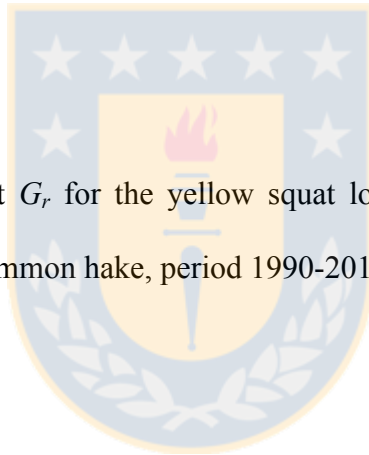


Figure 2. Suitability coefficient G_r for the yellow squat lobster, red squat lobster, common sardine, anchovy, and juvenile common hake, period 1990-2012.



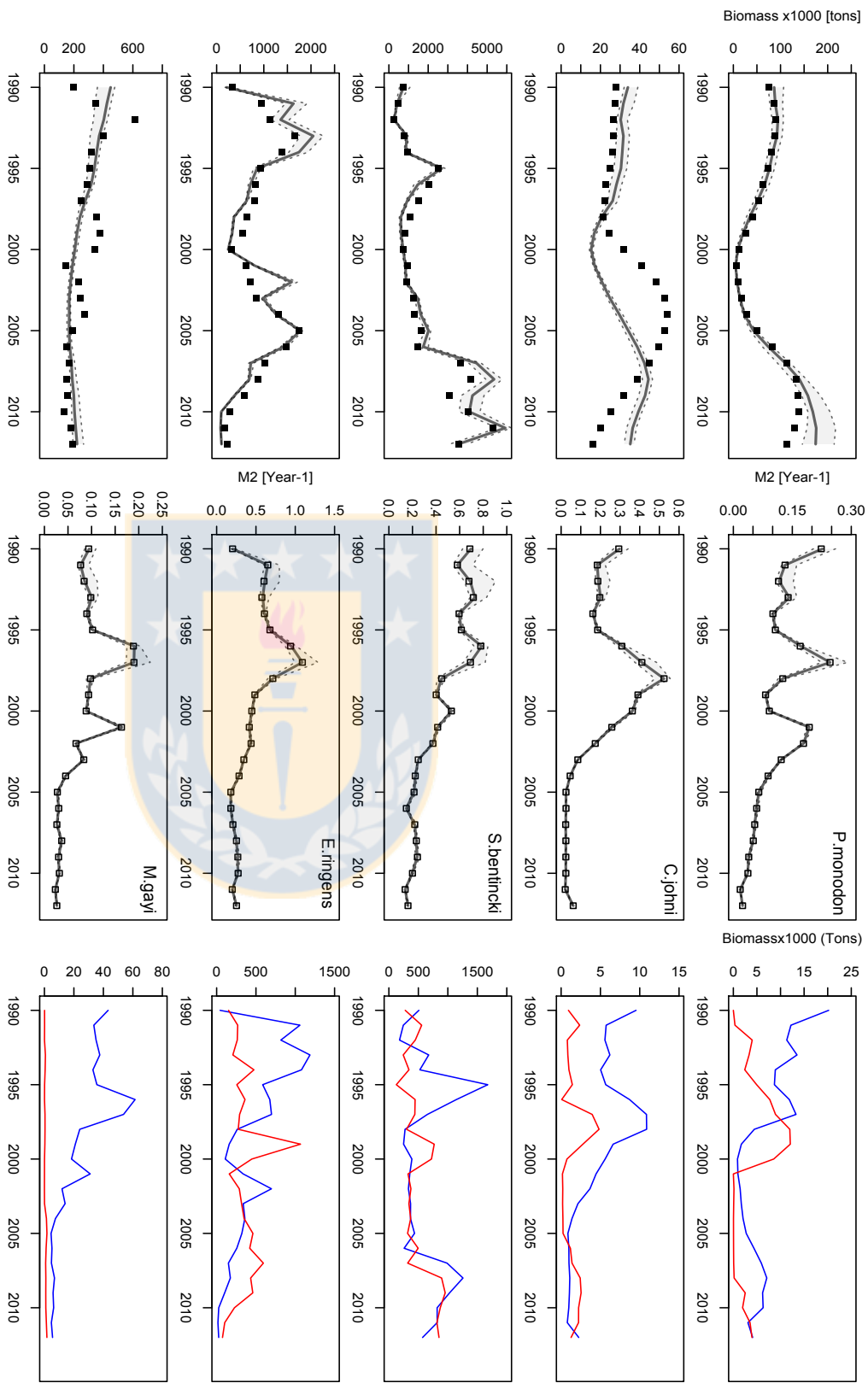


Figure 3. Biomass in tons estimated by the multispecies model (solid line) and from the single species model (dotted line); Predation mortality M_2 ; common hake consumption (blue line) and landings (red line), period 1990-2012, source: servicio nacional de pesca (SERNAPESCA).

TABLES

Table 1. Life history parameters for common hake, yellow squat lobster, red squat lobster, common sardine, and anchovy; L_{∞} : Asymptotic length (cm); K: growth coefficient (year^{-1}); α and β length-weight relationship parameters; and W_{∞} : asymptotic weight (gr) calculated with the length-weight relation.

Especie	Parámetro	Valor	Autor
<i>M.gayi</i>	L_{∞}	80.4	Aguayo and Ojeda (1987)
	K	0.139	
	α LWR	0.016	Cerna and Oyarzún (1998)
	β LWR	2.77	
	W_{∞}	3032	Relación longitud-peso
<i>P.monodon</i>	L_{∞}	48	Roa (1993)
	K	0.188	
	α LWR	0.0005	
	β LWR	3	
	W_{∞}	50.1	Relación longitud-peso
<i>C.johni</i>	L_{∞}	49.2	Arancibia <i>et al.</i> , 2005
	K	0.163	
	α LWR	0.0005	
	β LWR	3.1	
	W_{∞}	92.5	Relación longitud-peso
<i>S.bentincki</i>	L_{∞}	18.1	Cubillos <i>et al.</i> , 2001
	K	0.745	
	α LWR	0.009	
	β LWR	3	
	W_{∞}	53.4	Relación longitud-peso
<i>E.ringens</i>	L_{∞}	20.1	Cubillos <i>et al.</i> , 2001
	K	0.514	
	α LWR	0.007	
	β LWR	3	
	W_{∞}	56.8	Relación longitud-peso

Table 2. Parameters estimated by multispecies production model, initial biomass in logarithm ($\log B_0$), recruitment proportionality coefficient (u), feeding level (fs), standard error (SE) and coefficient of variation (CV).

	$\log B_0$	SE	CV	u	SE	CV	fs	SE	CV
<i>P. monodon</i>	11.4	0.14	0.012	0.77	1.21	1.583	0.09	0.003	0.038
<i>C.johni</i>	10.4	0.11	0.011	1.51	1.00	0.664	0.09	0.001	0.009
<i>S.bentincki</i>	13.5	0.24	0.018	1.39	1.12	0.809	0.05	0.003	0.069
<i>E.ringens</i>	12.3	0.20	0.017	1.51	1.00	0.664	0.09	0.002	0.026
<i>M.gayi</i>	13.0	0.10	0.008	1.51	1.05	0.697	0.05	0.001	0.014



Table 3. Estimated prey proportion (Pprey), observed prey proportion in the chilean hake stomach content (Pprey_obs), estimated prey proportion deviations (stom_dev) and standar error (SE). NA= not available data.

Year	Pprey	Pprey_obs	stom_dev	SE
1990	0.30	-	-0.03	0.21
1991	0.30	-	-0.01	0.21
1992	0.58	0.66	0.63	0.09
1993	0.52	0.60	0.53	0.09
1994	0.19	0.18	-0.47	0.09
1995	0.25	0.25	-0.19	0.09
1996	0.49	0.60	0.46	0.08
1997	0.56	0.80	0.60	0.07
1998	0.37	0.43	0.19	0.08
1999	0.19	0.18	-0.48	0.09
2000	0.17	0.15	-0.61	0.09
2001	0.19	0.17	-0.48	0.09
2002	0.20	0.19	-0.41	0.09
2003	0.16	0.14	-0.66	0.09
2004	0.38	0.39	0.21	0.09
2005	0.39	0.40	0.23	0.09
2006	0.27	0.27	-0.12	0.09
2007	0.41	0.43	0.29	0.09
2008	0.54	0.60	0.56	0.09
2009	0.47	0.50	0.42	0.09
2010	0.42	0.44	0.31	0.09
2011	0.11	0.09	-1.01	0.09
2012	0.32	0.32	0.03	0.09

Table 4. Summary of the mortality caused by common hake in the two periods of high and low abundance, 1990-2003 and 2004-2012. *M* is the natural mortality from the single-species model; *M2* is the mean predation mortality estimated by the multispecies production model; *M1* is the mean residual mortality obtained as the difference between *M* and *M2*; % *M2* is the percentage of *M2* with reference to *M*; %Total is the percentage of the *M2* with reference to *M* for the 1990-2012 period.

1990-2003	<i>P. Monodon</i>	<i>C.johni</i>	<i>S.bentincki</i>	<i>E.ringens</i>	<i>M.gayi</i>
M	0.35	0.35	1.00	0.70	0.30
M2	0.14	0.27	0.55	0.59	0.11
M1	0.21	0.08	0.45	0.11	0.19
%M2	41.3	76.0	55.4	83.6	36.1
2004-2012					
M2	0.05	0.03	0.20	0.23	0.03
M1	0.30	0.32	0.80	0.47	0.27
%M2	13.80	8.70	33.33	33.33	10.26
% Total	30.6	49.6	41.5	63.9	26.0

Table 5. Sensitivity analysis for the response variables, predation mortality $M2$, consumption, and estimated biomass: maximum and minimum variations in percentage. Only values higher than 10% of variation are shown.

Biomass	min/max	<i>P.monodon</i>	<i>C.johni</i>	<i>S.bentincki</i>	<i>E.ringens</i>	<i>M.gayi</i>
<i>OT</i>	min	-4.7	-12.1	-9.2	-5.3	-5.2
	max	7.6	13.7	4.1	6.7	6.4
<i>Gr</i>	min	-6.0	-10.2	-3.8	-5.3	-5.2
	max	4.0	11.2	9.0	4.8	4.1
<i>u</i>	min	-0.4	-2.8	-10.1	-21.2	-0.5
	max	0.4	5.0	9.1	14.9	0.2
Consumption						
<i>OT</i>	min	16.1	8.9	9.9	15.1	15.3
	max	31.8	39.2	27.8	28.5	30.3
<i>Gr</i>	min	-23.5	-26.9	-21.7	-21.9	-22.9
	max	-14.8	-10.4	-10.1	-13.6	-14.7
<i>u</i>	min	-2.3	-3.0	-10.4	-20.9	-2.4
	max	1.9	3.6	8.8	14.6	1.6
<i>M2</i>						
<i>OT</i>	min	14.9	14.9	14.9	14.9	14.9
	max	24.5	24.5	24.5	24.5	24.5
<i>Gr</i>	min	-19.7	-19.7	-19.7	-19.7	-19.7
	max	-14.1	-14.1	-14.1	-14.1	-14.1

DISCUSIÓN GENERAL

Actualmente muchos de los stocks sobre-explotados se encuentran en proceso de reconstrucción, y existe evidencia de que la depredación, sobre todo en grupos reclutas y pre-reclutas, sumado a la mortalidad por pesca pueden retrasar la reconstrucción de las poblaciones marinas y provocar alteraciones importantes en los puntos biológicos de referencia (Collie *et al.*, 2013).

Aunque los estudios orientados a evaluar la interacción ecológica de merluza común y los impactos tróficos sobre recursos de importancia económica son escasos, por lo general con estimaciones puntuales (Arancibia *et al.*, 1986; Arancibia *et al.*, 2006), la evaluación de la magnitud de la tasa de mortalidad por predación ($M2$) y el consumo ejercido por merluza común sobre sus principales presas, constituye una aproximación que puede ser de utilidad en varios aspectos. En primer lugar, las estimaciones de $M2$ podrían ser utilizadas para evaluar el desempeño de los modelos monoespecíficos en un contexto multiespecífico de puntos biológicos de referencia (PBR); muchos autores han señalado la importancia de la mortalidad por predación dentro de la mortalidad natural, sobre todo cuando las especies están sometidas a una fuerte explotación pesquera (Tsu and Collie, 2001; Neira and Arancibia, 2004; Neira *et al.*, 2004; Van Kirk *et al.*, 2010; Curti *et al.*, 2013). Además permiten un mejor entendimiento de la interacción entre las especies predominantes del sistema, en donde la mortalidad por predación podría jugar un rol determinante en el reclutamiento de algunas especies (Livingston and Jurado-Molina, 2000; Garrison *et al.*, 2010; Collie *et al.*, 2013). Collie and Gislason (2001) indican que los PBR's son mucho más sensibles a los cambios en las tasas de mortalidad natural que a las variaciones que puedan producirse en el crecimiento, y concluyen que las estrategias de manejo actuales deben incorporar las interacciones predador-presa más importantes, sobre todo si la meta final es mejorar la resiliencia y la sostenibilidad de las poblaciones (Hunsicker *et al.*, 2011).

Considerando que la merluza común es un depredador de gran importancia en la zona centro-sur, además de la significativa disminución de su biomasa en 2004, la notoria juvenalización del stock y los cambios en el peso promedio de la población (Anexo, Tabla 2), se planteó como hipótesis, que estos cambios pueden influir en la interacción de esta especie con sus presas a través de el consumo y mortalidad por predación. En primer lugar, se estableció el año 2004 como punto de cambio en la biomasa de merluza común, diferenciando períodos de alta y baja abundancia. Los resultados demuestran que existen diferencias importantes en ambos períodos; en primer lugar, la mortalidad por predación (Anexo, Figura 6) alcanzó valores máximos en el período 1990-2003, los cuales se redujeron considerablemente después de 2004 (Anexo, Figura 7 y Tabla 7), el caso mas notorio es el del langostino colorado que disminuye desde un 76 a 9%. Valores similares han sido encontrados para otras especies sometidas a explotación pesquera. Curti *et al.* (2012) obtuvo tasas de depredación que constituyen el 70% y 80% de la mortalidad total impuesta en el modelo de evaluación para la merluza plateada (*Merluccius bilinearis*) y el arenque del Atlántico (*Clupea harengus*), lo que indica la importancia de *M2* en la dinámica poblacional de estas especies. El caso de especies forrajeras como sardina común y anchoveta es más complejo, debido a que son las especies mas importantes dentro de la dieta de merluza común y además constituyen dos recursos pesqueros de gran importancia en Chile central. Estas especies que presentan ciclos de vida cortos y se encuentran altamente explotadas, presentan un alta mortalidad por predación en clases de edad temprana y los cambios significativos en la abundancia de los depredadores, pueden afectar considerablemente la supervivencia de los reclutas y por lo tanto, la productividad futura (Garrison *et al.*, 2010).

En términos del reclutamiento, se observó que en la trayectoria del reclutamiento estimado de langostino colorado, ocurrió una sub estimación entre 2006 y 2007, mientras que

para el resto de presas se observó que el reclutamiento sigue la misma tendencia con valores algo mayores a los observados, lo que se debe al valor estimado para el coeficiente de proporcionalidad del reclutamiento u (Anexo, Figura 10). El modelo se ajustó bien tanto a la proporción de presas en el contenido estomacal (Anexo, Figura 8) como a la biomasa de las presas (Anexo, Figura 5), particularmente para el caso de sardina común y anchoveta. El caso de merluza común juvenil fue la excepción; presentando desviaciones de hasta 47000 toneladas a comienzos de la serie (Anexo, Tabla 8). Este escenario fue difícil de modelar debido a la falta de información de entrada para ejemplares juveniles, en donde fue necesario utilizar los mismos parámetros metabólicos y de crecimiento tanto para la fracción juvenil como para la fracción adulta. La biomasa de merluza común, fue estimada añadiendo la fracción juvenil que se incorpora a la población (Anexo, Figura 4), ajustándose a la biomasa proveniente del modelo de evaluación monoespecífico, como resultado se detecta una subestimación durante el primer período entre los años 1993 y 2001.

Los valores de consumo (Anexo Figura 9, Tabla 9) muestran una clara tendencia después del año 2004, durante el primer período la merluza común remueve una cantidad de biomasa significativamente mayor que la pesca, posterior a la disminución de abundancia de este depredador el escenario es muy distinto, encontrando que los valores de consumo y desembarques son prácticamente del mismo orden de magnitud (Anexo Figura 11), e incluso en el año 2012 los desembarques son mayores que el consumo para sardina común y anchoveta. Para el caso particular del canibalismo, el consumo es de gran importancia durante el primer período, esto concuerda con resultados obtenidos por Neira *et al.* (2004) para el año 1992 y 1998, superando considerablemente al langostino amarillo y colorado. Arancibia *et al.* (2006) indica que la merluza común ejercería un control top-down, incidiendo significativamente en la abundancia de langostino colorado, por lo que posiblemente el cierre de las pesquerías de

langostinos, sumado al colapso en abundancia de merluza común durante ese mismo período, haya influido en la recuperación progresiva de su biomasa; sobre todo en el caso de pelágicos pequeños, los que son altamente depredados por merluza común.

Los resultados del análisis de sensibilidad difieren de los encontrados por Horbowy (1996); el autor indica que los parámetros que tuvieron mayor influencia en los resultados son los parámetros metabólicos de crecimiento. Sin embargo, el parámetro *OT* produjo importantes variaciones en los resultados de este estudio, a diferencia de lo obtenido por Jurado-Molina *et al.* (2006). Estos autores reportan que en el modelo estructurado por edad multiespecífico de población virtual (Multiespecies VPA, MSVPA), el parámetro *OT* no influyó en forma significativa en las estimaciones de mortalidad por predación de merluza común, pero si en las variaciones producidas sobre la mortalidad residual (*MI*).

Se destaca que uno de los efectos más importantes de la juvenilización, es que la dieta de los individuos <36 cm LT se sustenta esencialmente en eufáusidos (Neira *et al.*, 2004), y por lo tanto el ítem otro alimento podría estar jugando un papel más importante durante el período de disminución de la biomasa de merluza común. Con estos resultados es posible establecer que la disminución en biomasa del predador merluza común, determinó cambios en la mortalidad por predación y consumo que ejerce sobre sus presas. Por lo tanto, la mortalidad por predación y consumo ejercidos por *Merluccius gayi gayi* sobre especies de importancia comercial, deben ser tomados en cuenta al momento de diseñar un plan de recuperación para el stock de merluza común.

REFERENCIAS

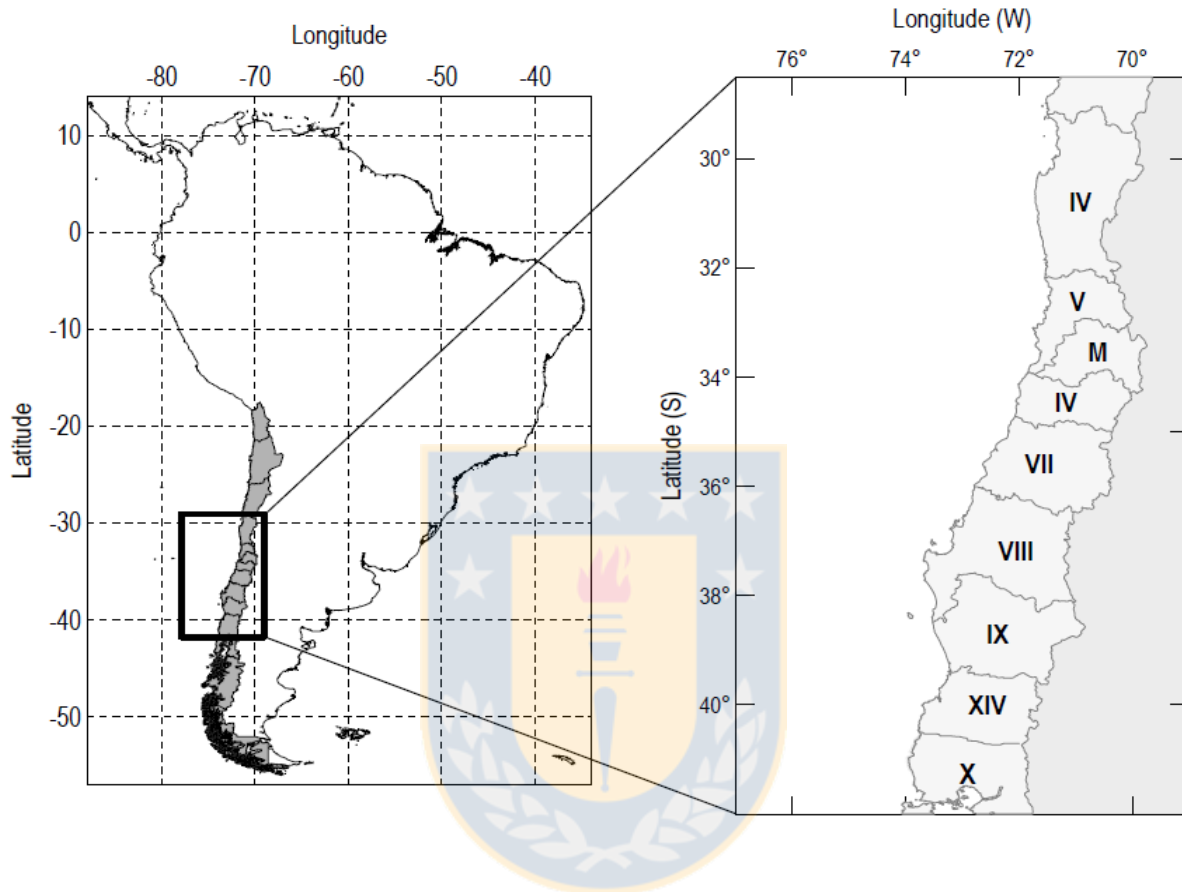
- Acuña, E., Alarcón, R., Arancibia, H., Cortés, A., Cubillos, L., Cid, L. 2014: Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2013. Informe Final Proyecto FIP N° 2013-02, 384 pp.
- Arancibia, H., Toro, J., Fernandez, V., Meléndez, R., 1986: Estimación de la mortalidad por depredación del langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) por la merluza común (*Merluccius gayi*) en el área 35°45'S-37°10'S. In: La pesca en Chile; P. Arana (ed).UCV, Valparaíso pp 57-67.
- Arancibia, H., Melendez, R., 1987: Alimentación de peces concurrentes en la pesquería de *Pleuroncodes monodon* Milne Edwards. Invest. Pesq. **34**, 113-128.
- Arancibia, H., Milessi A., Neira S., Cubillos L., León R., Aedo G., Barros M., Acuña, E., 2006: Informe Pre-final Evaluación de la mortalidad por predación de la merluza común sobre el langostino colorado y langostino amarillo, y canibalismo FIP 2004-43. Fase metodológica.Universidad de Concepción/Universidad Católica del Norte, 299 págs. + anexos.
- Collie, J., Gislason, H., 2001: Biological reference points for fish stocks in a multispecies context. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **58**, 2167-2176.
- Collie, J., Minto, C., Worm, B., Bell, R., 2013: Predation on pre-recruits can delay rebuilding of depleted cod stocks. B. Mar. Sci. **89**(0), 000-000.
- Cubillos, L.A., Rebolledo, H., Hernández, A., 2003: Prey composition and estimation of Q/B for the Chilean hake, *Merluccius gayi* (Gadiformes-Merluccidae), in the central-south area off Chile (34°- 40°S). Arch. Fish. Mar. Res. **50**(3), 271-286.

- Cubillos, L. A., Alarcón, C., Arancibia, H., 2007: Selectividad por tamaño de las presas en merluza común (*Merluccius gayi gayi*) en la zona centro sur de Chile (1992-1997). Invest. Mar. Valparaíso. **35** (1), 55-69.
- Curti, K., Collie, J., Legault, C., Link, J., 2012: Evaluating the performance of a multispecies statistical catch-at-age model. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **70**, 470-484.
- Garrison, L., Link, J., Kilduff, P., Cieri, M., Muffley, B., Vaughan, D., Sharov, A., Mahmoudi, B., Latour, R., 2010: An expansion of the MSVPA approach for quantifying predator-prey interactions in exploited fish communities. ICES J. Mar. Sci. **67**, 856-870.
- Horbowy, J., 1996: The dynamics of Baltic fish stocks on the basis of a multispecies stock-production model. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **53**, 2115-2125.
- Hunsicker, M. E., Ciannelli, L., Bailey, K. M., Buckel, J. A., Wilson White, J., Link, J. S., *et al.*, 2011: Functional responses and scaling in predator-prey interactions of marine fishes: contemporary issues and emerging concepts. Ecol. Lett. **14**(12), 1288–1299.
- Jurado-Molina, J., Gatica, C., Cubillos, L. A., 2006: Incorporating cannibalism into an age-structured model for the Chilean hake. Fish. Res. **82**(1-3), 30–40.
- Lillo, S., Bahamonde, R., Olivares, J., Saavedra J., Molina, E., Díaz, E., Braun, M., Núñez, S., Navarro, E., Vásquez, S., Sepúlveda A., Alarcón, R., Saavedra, A., 2007: Evaluación Hidroacústica de merluza común año 2006. Informe Final Proyecto FIP 2006-03. 254pp.
- Livingston, P. A., Jurado-Molina, J., 2000: A multispecies virtual population analysis of the eastern Bearing Sea. ICES J. Mar. Sci. **57**, 294-299.
- Neira, S., Arancibia, H., 2004: Trophic interactions and community structure in the Central Chile marine ecosystem (33–39 °S). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. **312**, 349–366.

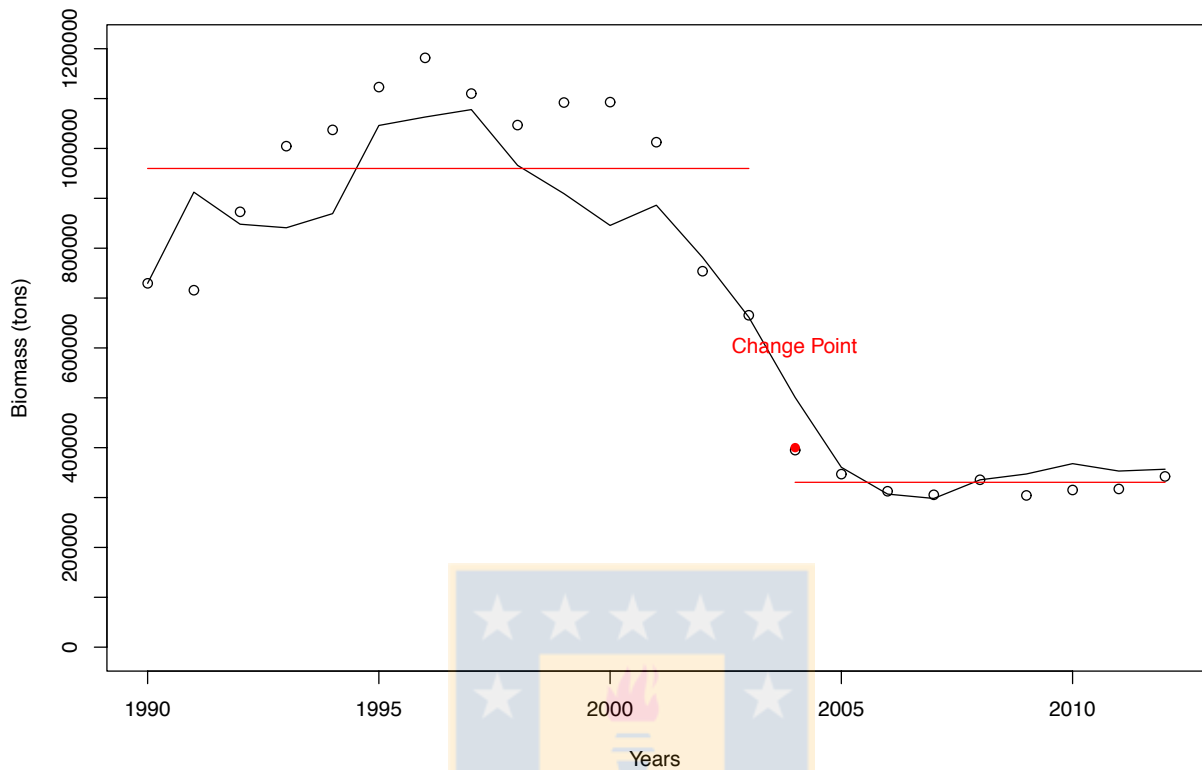
- Neira, S., Arancibia, H., Cubillos, L., 2004: Comparative analysis of trophic structure of commercial fishery species off Central Chile in 1992 and 1998. *Ecol. Model.* **172**, 233-248.
- Tascheri, R., Gálvez, P., Sateler, J., 2013: Investigación del status y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en merluza común, año 2014. Instituto de fomento Pesquero (IFOP), Chile. 211pp.
- Tsou, T., Collie, J., 2001: Estimating predation mortality in the Georges Bank fish community. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58**, 908–922.
- Van Kirk, K., Quinn, T., Collie, J., 2010: A multispecies age-structured assessment model for the Gulf of Alaska. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **67**, 1135-1148.
- Zúñiga, M., Canales, C. 2014a: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en sardina común zona centro-sur y sardina austral, zona de aguas interiores, año 2014. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). 153pp.
- Zúñiga, M., Canales, C. 2014b: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en anchoveta zona centro-sur, año 2014. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). 78pp.

ANEXOS

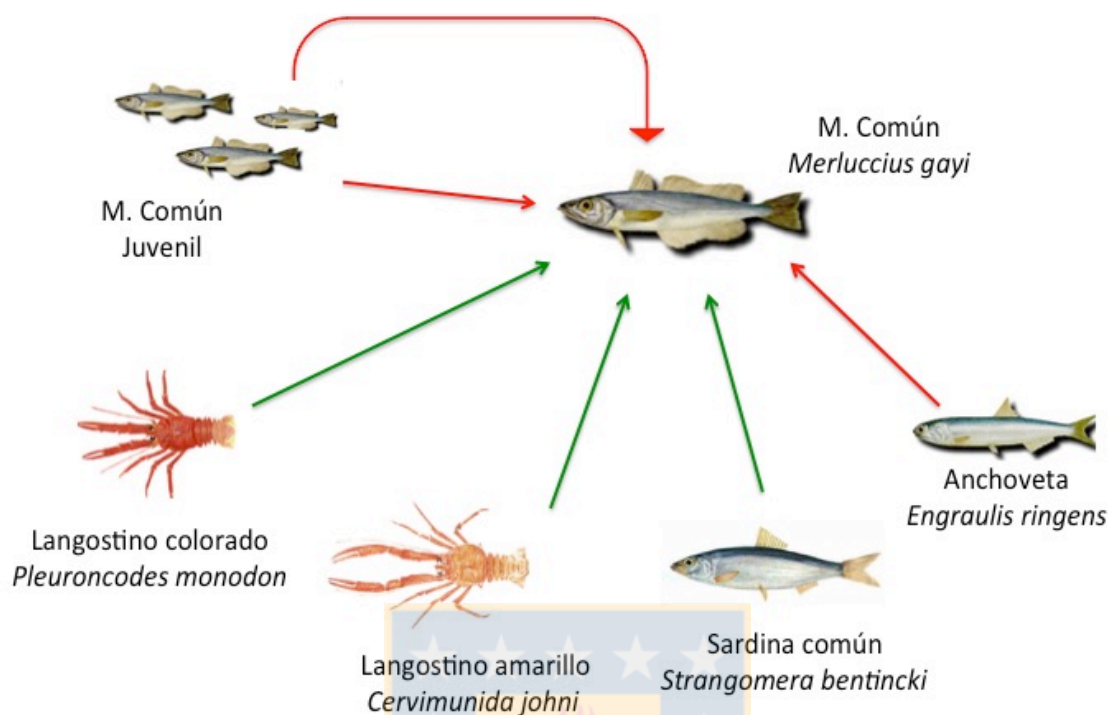
FIGURAS



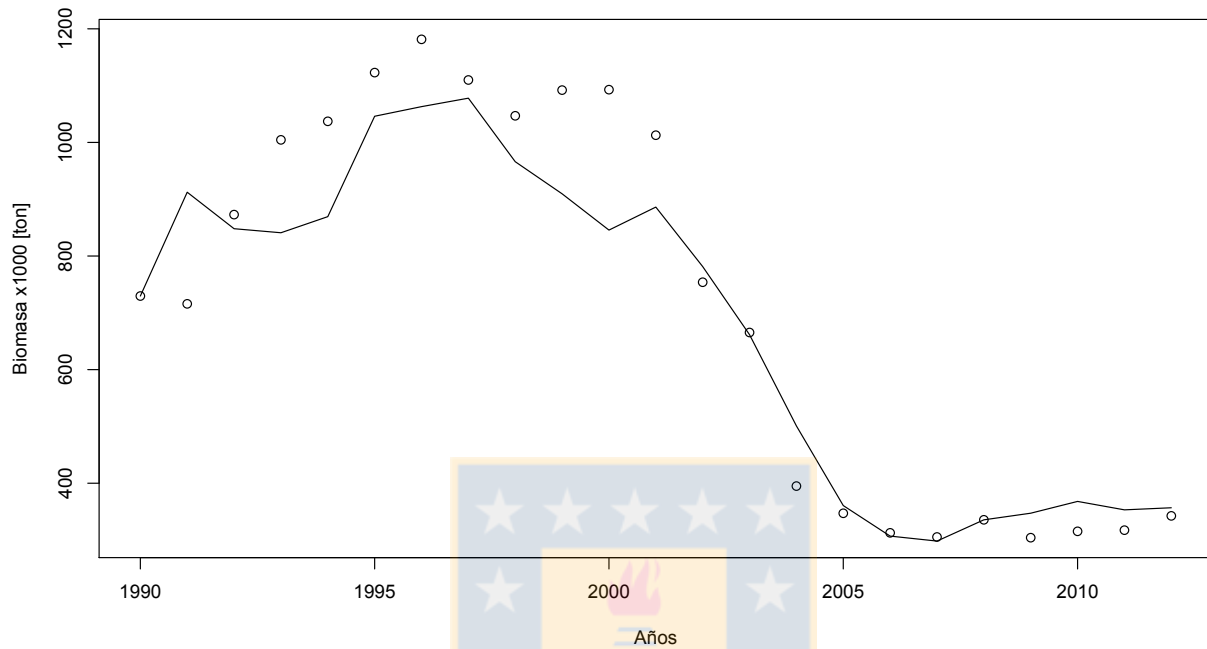
Anexo, figura 1. Área de estudio y unidad de pesquería de merluza común, comprende desde Coquimbo (IV Región) hasta Chiloé (X Región), modificado de Tascheri, 2011.



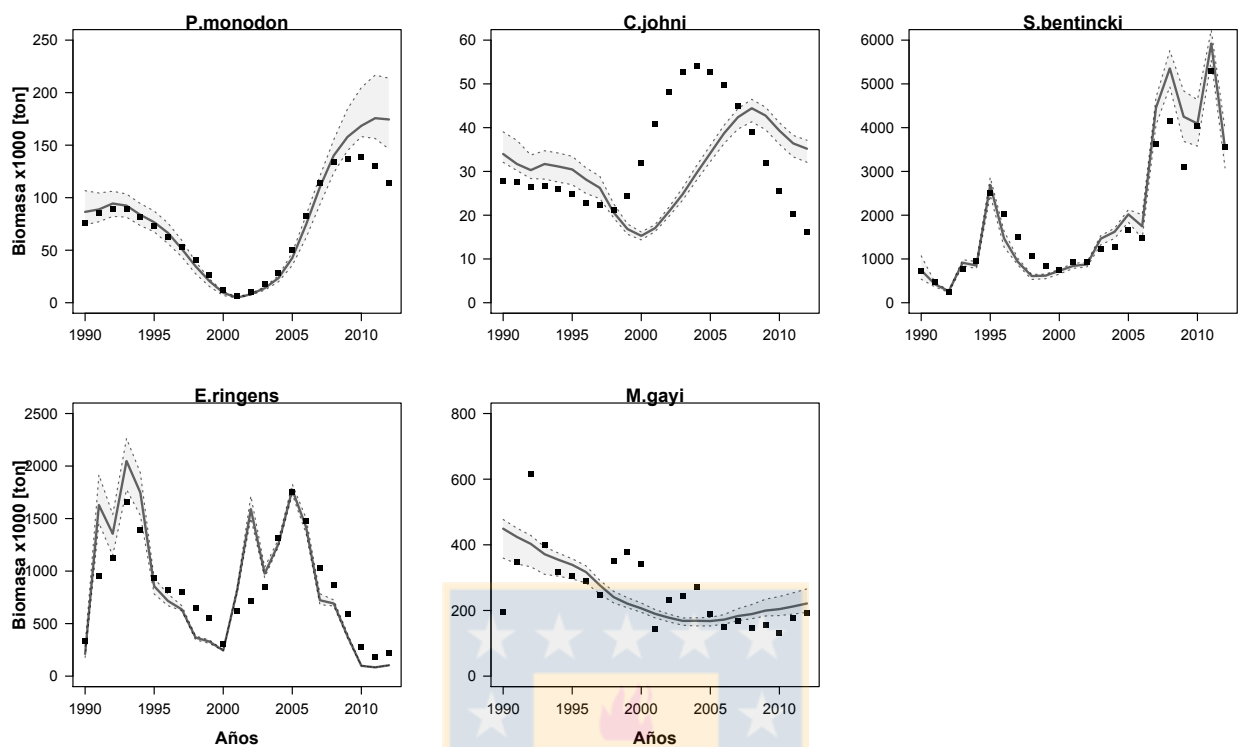
Anexo, figura 2. Biomasa de merluza común (ton) proveniente del modelo de evaluación mono-específico (puntos), y estimada en el modelo de producción multi-específico (línea continua) para el período 1990-2012. Punto rojo: cambio en la biomasa promedio detectado en la serie de tiempo, año 2004.



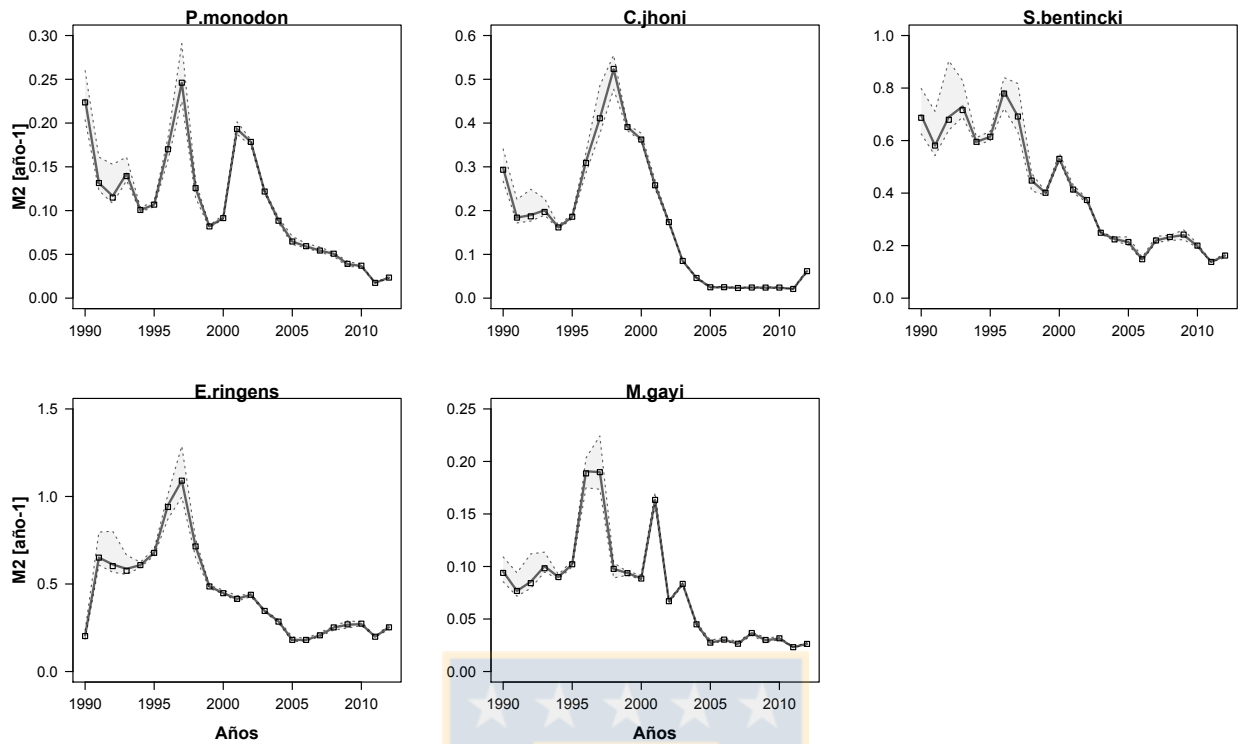
Anexo, figura 3. Mapa conceptual modelo de producción multiespecífico, se presenta la interacción de merluza común juvenil y merluza común adulta (crecimiento y reclutamiento); los colores de la flechas indican el estado actual de cada recurso, verde: plena explotación y rojo: agotado.



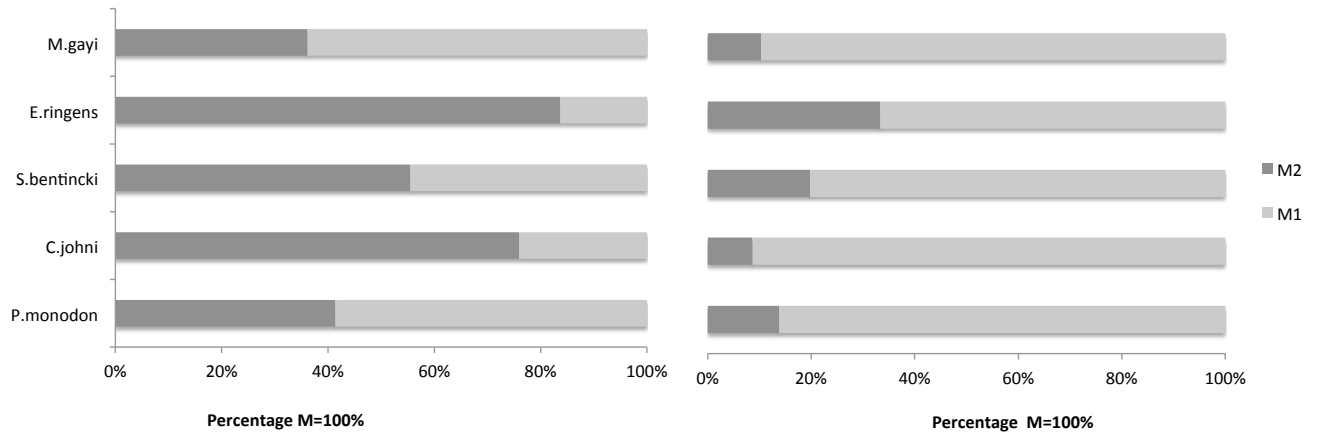
Anexo, figura 4. Biomasa en toneladas del predador *Merluccius gayi*, proveniente del modelo de evaluación monoespecífico (puntos) y estimada por el modelo de producción multiespecífico (línea continua) para el período 1990-2012.



Anexo, figura 5. Biomasa en toneladas proveniente de modelos de evaluación monoespecíficos para cada presa (cuadrados negros) y estimada a través del modelo de producción multiespecífico con su respectivo error estándar (línea continua), gráfico superior: langostino colorado, langostino amarillo y sardina común, gráfico inferior: anchoveta y merluza común juvenil, período 1990-2012.

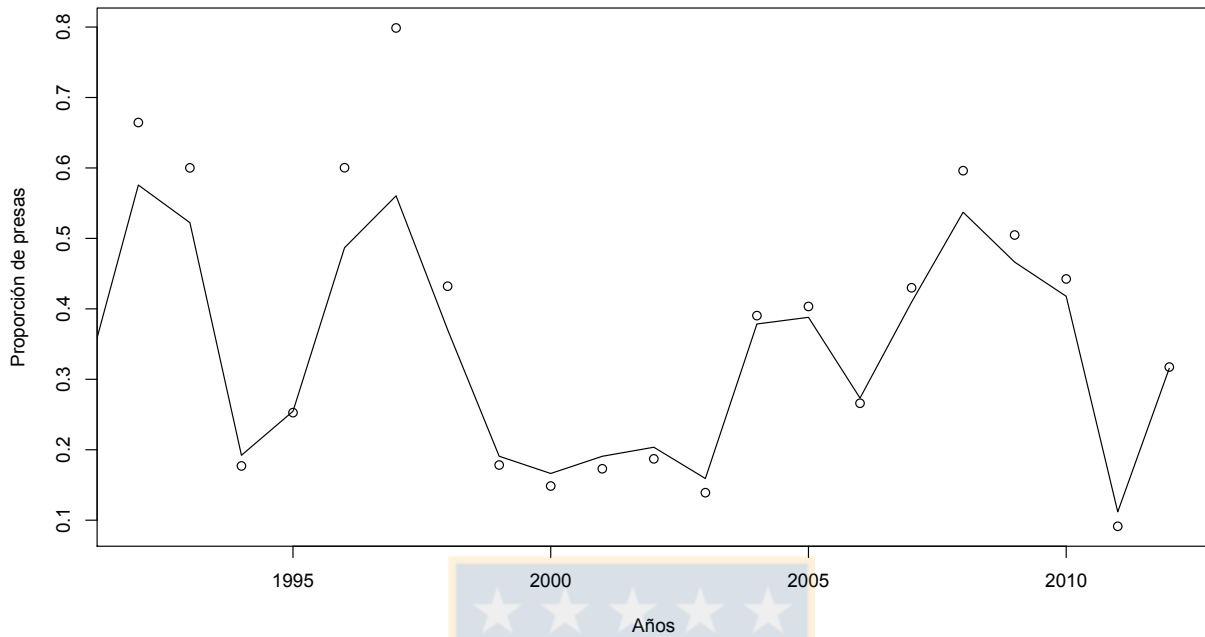


Anexo, figura 6. Mortalidad por predación (año⁻¹) ejercida por merluza común, estimada a través del modelo de producción multiespecífico con su respectivo error estándar, para el período 1990-2012. Gráfico superior: langostino colorado, langostino amarillo y sardina común, gráfico inferior: anchoveta y merluza común juvenil.

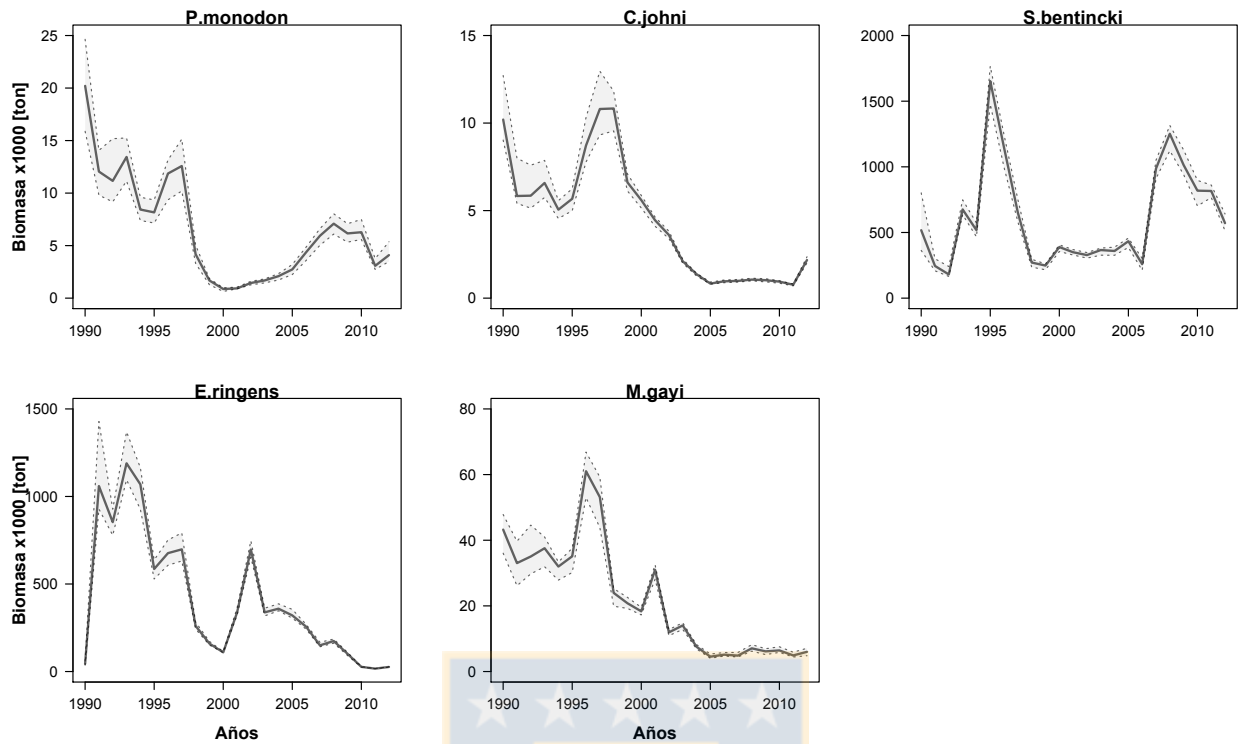


Anexo, figura 7. Mortalidad por predación ($M2$) y mortalidad residual ($M1$) promedio con respecto a la mortalidad natural total ($M=100\%$), a) período 1 (1990-2003) y b) período 2 (2004-2012), para las presas langostino colorado y amarillo, sardina común y anchoveta y merluza común juvenil.

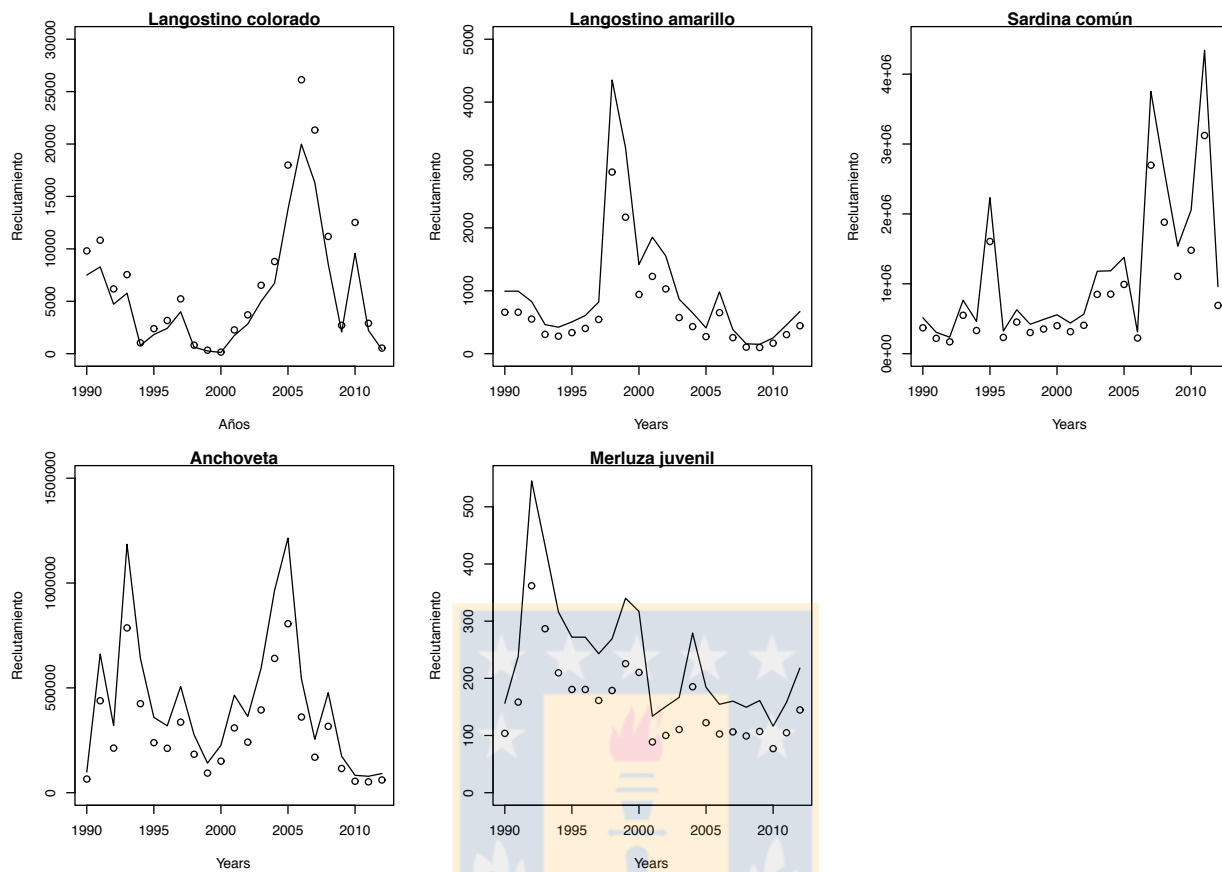




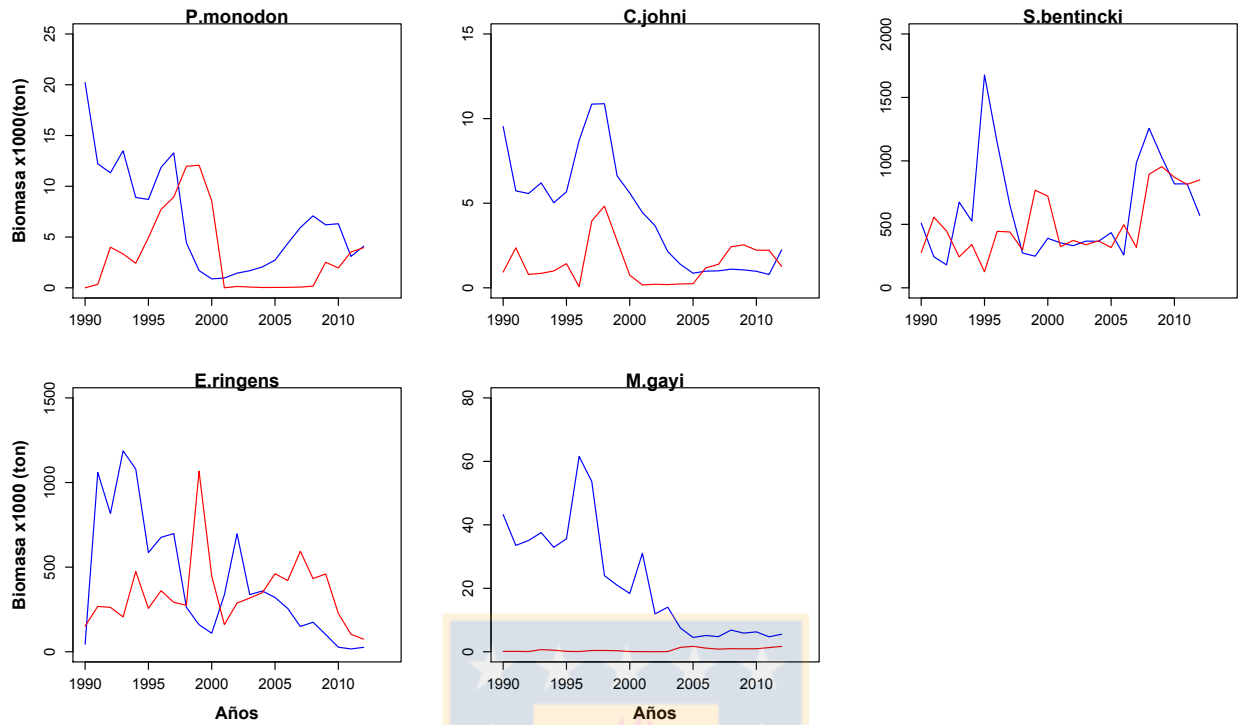
Anexo, figura 8. Proporción de presas en el contenido estomacal de merluza común, proveniente del programa de monitoreo realizado por el Instituto de Fomento Pesquero (puntos) y estimada (línea continua) para el período 1990-2012.



Anexo, figura 9. Consumo en toneladas ejercido por merluza común, estimado por el modelo de producción multiespecífico con su respectivo error estándar, período 1990-2012. Gráfico superior: langostino colorado, langostino amarillo y sardina común, gráfico inferior: anchoveta y merluza común juvenil.



Anexo, figura 10. Reclutamiento en toneladas estimado por el modelo de producción multiespecífico (línea continua) y proveniente del modelo de evaluación SS (puntos) para las presas, durante el período 1990-2012. Gráfico superior: langostino colorado, langostino amarillo y sardina común, gráfico inferior: anchoqueta y merluza común juvenil.



Anexo, figura 11. Consumo estimado por el modelo de producción multiespecífico y desembarques en toneladas, para el período 1990-2012. Gráfico superior: langostino colorado, langostino amarillo y sardina común, gráfico inferior: anchoveta y merluza común juvenil. Fuente: Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA).

TABLAS

Anexo, tabla 1. Biomasa en toneladas y pesos medios en gramos para el depredador merluza común y merluza común adulta (caso canibalismo), provenientes de modelos de evaluación monoespecífica, utilizados como series estandarizadas de entrada al modelo de producción multiespecífico, período 1990-2012.

Año	Biomasa (ton)		Pesos medios (g)	
	<i>M. gayi</i>	<i>M. gayi</i> adulta	<i>M.gayi</i>	<i>M.gayi</i> adulta
1990	729572	681179	0.287	0.593
1991	715820	641081	0.198	0.578
1992	872914	657657	0.195	0.544
1993	1004510	741290	0.224	0.421
1994	1037170	1008584	0.243	0.461
1995	1122930	1066222	0.268	0.491
1996	1181480	1129381	0.298	0.554
1997	1109930	1030681	0.301	0.516
1998	1046880	1000062	0.267	0.532
1999	1092120	979531	0.280	0.562
2000	1092880	1064787	0.305	0.578
2001	1012710	961796	0.331	0.532
2002	753875	809203	0.249	0.510
2003	665375	604643	0.201	0.501
2004	394979	361144	0.145	0.446
2005	347096	256846	0.149	0.359
2006	312655	239871	0.141	0.335
2007	305347	271927	0.135	0.338
2008	335597	281868	0.152	0.339
2009	304121	296353	0.159	0.376
2010	315328	276057	0.160	0.359
2011	317370	267688	0.142	0.384
2012	342534	286198	0.172	0.392

Anexo, tabla 2. Porcentaje en peso en el contenido estomacal de merluza común para cada presa, langostino colorado, langostino amarillo, sardina común, anchoveta y merluza común juvenil, mas el ítem otro alimento, para el período 1992-2012. Datos obtenidos por el Instituto de Investigación Pesquera (INPESCA).

Año	<i>P.monodon</i>	<i>C.johni</i>	<i>S.bentincki</i>	<i>E.ringens</i>	<i>M.gayi</i>	Otro alimento
1992	28.79	1.98	2.59	6.00	27.10	33.56
1993	6.69	0.12	0.92	0.79	51.49	39.99
1994	5.37	0.18	3.44	3.12	5.59	82.29
1995	8.23	0.05	2.17	6.13	8.70	74.77
1996	6.83	24.66	8.74	2.01	17.79	39.97
1997	18.38	37.81	9.42	0.05	14.26	20.14
1998	0.05	0.05	3.83	0.05	9.95	86.23
1999	2.60	16.88	1.20	3.54	19.00	56.78
2000	0.23	0.39	0.01	0.00	17.20	82.17
2001	0.00	4.55	0.00	0.25	10.06	85.15
2002	3.47	0.00	9.09	0.00	4.73	82.70
2003	4.95	0.02	0.22	1.52	12.01	81.29
2004	0.10	0.00	1.40	6.00	31.50	60.90
2005	4.20	2.00	0.00	21.30	12.80	59.60
2006	4.40	5.60	1.90	7.80	6.90	73.40
2007	3.48	0.30	0.25	6.45	31.69	55.92
2008	14.00	0.59	2.32	14.09	28.39	40.24
2009	0.33	0.00	10.83	22.25	17.07	49.52
2010	2.60	0.54	13.68	1.97	25.42	55.71
2011	0.43	0.47	1.15	1.72	5.37	90.87
2012	0.81	1.67	0.47	0.59	28.21	68.26

Anexo, tabla 3. Biomasa en toneladas proveniente de los modelos de evaluación monoespecífico, utilizados como series estandarizadas para cada recurso presa, langostino colorado, langostino amarillo, sardina común, anchoveta y merluza común juvenil, período 1990-2012. Datos provenientes de Acuña *et al.* (2014), Zúñiga and Canales (2014a), Zúñiga and Canales (2014b) y Tascheri *et al.* (2013).

Año	<i>P.monodon</i>	<i>C.johni</i>	<i>S.bentincki</i>	<i>E.ringens</i>	<i>M.gayi</i>
1990	75678	27703	716905	337561	195169
1991	85575	27625	476488	954340	347255
1992	89549	26533	248028	1123470	616295
1993	88871	26673	770076	1660960	399822
1994	81294	26073	961172	1389730	317833
1995	73181	24751	2500390	935949	304588
1996	62904	22824	2024520	824674	289236
1997	53333	22301	1513040	797327	247006
1998	40825	21287	1069130	645994	351215
1999	26117	24474	837007	552955	378502
2000	12596	31946	739086	306393	340140
2001	6209	40752	930944	618280	144038
2002	10117	48140	920020	719424	232746
2003	17613	52690	1237600	845096	243183
2004	28718	54170	1282160	1314000	272733
2005	50163	52803	1662170	1754150	190428
2006	82847	49686	1473920	1478560	150336
2007	114189	44890	3627870	1027280	168396
2008	133550	38926	4143470	868819	148075
2009	137090	31910	3098350	593299	156011
2010	139197	25458	4044100	274271	131381
2011	130295	20188	5283510	177769	178142
2012	113824	16224	3556450	224381	192487

Anexo, tabla 4. Pesos medios en gramos provenientes de los modelos de evaluación monoespecífica para cada especie presa, langostino colorado, langostino amarillo, sardina común, anchoveta y merluza común juvenil, utilizados como datos de entrada al modelo de producción multiespecífico período 1990-2012.

Año	<i>P.monodon</i>	<i>C.johni</i>	<i>S.bentincki</i>	<i>E.ringens</i>	<i>M.gayi</i>
1990	0.011	0.009	0.004	0.002	0.159
1991	0.011	0.009	0.003	0.006	0.169
1992	0.013	0.009	0.001	0.008	0.201
1993	0.014	0.010	0.002	0.011	0.144
1994	0.017	0.012	0.003	0.008	0.157
1995	0.019	0.012	0.004	0.007	0.162
1996	0.019	0.011	0.006	0.008	0.154
1997	0.015	0.010	0.012	0.008	0.152
1998	0.017	0.004	0.011	0.008	0.195
1999	0.019	0.003	0.007	0.010	0.178
2000	0.021	0.005	0.004	0.004	0.196
2001	0.008	0.006	0.004	0.006	0.114
2002	0.007	0.008	0.005	0.005	0.180
2003	0.007	0.010	0.006	0.006	0.123
2004	0.007	0.012	0.006	0.007	0.140
2005	0.007	0.015	0.003	0.008	0.128
2006	0.007	0.014	0.006	0.008	0.102
2007	0.008	0.016	0.004	0.008	0.125
2008	0.011	0.018	0.004	0.008	0.111
2009	0.015	0.020	0.005	0.008	0.140
2010	0.014	0.019	0.006	0.007	0.125
2011	0.017	0.015	0.006	0.006	0.130
2012	0.022	0.010	0.009	0.008	0.146

Anexo, tabla 5. Índices de reclutamiento provenientes de los modelos de evaluación monoespecífica para cada presa, langostino colorado, langostino amarillo, sardina común, anchoveta, merluza común, utilizados como series estandarizadas para modelo de producción multiespecífico, período 1990-2012.

Año	<i>P.monodon</i>	<i>C.johni</i>	<i>S.bentincki</i>	<i>E.ringens</i>	<i>M.gayi</i>
1990	9804	660	370032	65264	104
1991	10825	660	219497	438762	158
1992	6174	550	170436	212620	362
1993	7543	307	550611	786179	287
1994	1032	280	332345	424586	210
1995	2385	335	1605783	238609	181
1996	3160	403	232862	211722	181
1997	5233	545	452396	336317	161
1998	818	2888	302724	183258	179
1999	340	2171	352668	93626	226
2000	153	941	400413	150120	210
2001	2272	1229	315484	308768	89
2002	3701	1031	406763	241322	100
2003	6528	574	848536	394646	111
2004	8793	431	852860	640515	185
2005	17997	272	991325	806124	122
2006	26128	653	223496	360628	103
2007	21340	255	2698331	169054	106
2008	11186	104	1880655	316417	99
2009	2708	99	1106690	115553	107
2010	12526	167	1479215	55028	77
2011	2899	304	3122532	52015	105
2012	535	445	690256	60641	145

Anexo, tabla 6. Índices de mortalidad por pesca provenientes de modelos de evaluación monoespecífica para cada presa, langostino colorado, langostino amarillo, sardina común, anchoveta, merluza común juvenil, utilizados como series estandarizadas de entrada al modelo de producción multiespecífico, período 1990-2012.

Año	<i>P.monodon</i>	<i>C.johni</i>	<i>S.bentincki</i>	<i>E.ringens</i>	<i>M.gayi</i>
1990	0.000	0.070	1.090	0.869	0.006
1991	0.007	0.184	2.214	0.794	0.008
1992	0.078	0.068	1.023	0.498	0.009
1993	0.064	0.072	0.507	0.406	0.009
1994	0.048	0.082	0.126	1.293	0.008
1995	0.105	0.115	0.175	0.864	0.008
1996	0.188	0.006	0.351	1.424	0.007
1997	0.265	0.324	0.065	1.530	0.007
1998	0.461	0.522	0.299	0.614	0.007
1999	0.716	0.458	0.380	2.927	0.009
2000	0.990	0.145	0.081	0.512	0.009
2001	0.002	0.024	0.437	0.098	0.012
2002	0.031	0.016	0.482	2.033	0.014
2003	0.011	0.009	0.524	1.784	0.022
2004	0.003	0.009	0.287	1.272	0.041
2005	0.002	0.009	0.358	1.162	0.034
2006	0.001	0.040	0.270	1.605	0.036
2007	0.001	0.049	0.262	1.711	0.030
2008	0.002	0.098	0.308	1.690	0.031
2009	0.032	0.126	0.280	3.650	0.028
2010	0.024	0.136	0.337	3.479	0.032
2011	0.043	0.168	0.355	2.728	0.030
2012	0.053	0.124	0.207	1.782	0.025

Anexo, tabla 7. Valores de mortalidad por predación ($M2$) para el período 1990-2012, estimados a través del modelo de producción multiespecífico para langostino colorado, langostino amarillo, sardina común, anchoveta y merluza común juvenil (canibalismo).

Año	<i>P.monodon</i>	std dev	<i>C.johni</i>	std dev	<i>S.bentincki</i>	std dev	<i>E.ringens</i>	std dev	<i>M.gayi</i>	std dev
1990	0.224	0.019	0.293	0.025	0.687	0.058	0.203	0.017	0.094	0.008
1991	0.132	0.011	0.184	0.015	0.581	0.046	0.651	0.052	0.077	0.006
1992	0.115	0.011	0.187	0.018	0.679	0.064	0.602	0.056	0.084	0.008
1993	0.139	0.009	0.197	0.013	0.716	0.047	0.575	0.037	0.098	0.006
1994	0.101	0.002	0.162	0.003	0.595	0.010	0.608	0.010	0.090	0.002
1995	0.107	0.002	0.186	0.004	0.614	0.014	0.678	0.015	0.102	0.002
1996	0.170	0.010	0.309	0.019	0.779	0.047	0.940	0.057	0.189	0.011
1997	0.246	0.018	0.411	0.031	0.692	0.052	1.090	0.082	0.190	0.014
1998	0.126	0.006	0.524	0.024	0.448	0.020	0.715	0.032	0.098	0.004
1999	0.082	0.002	0.391	0.008	0.401	0.008	0.486	0.010	0.094	0.002
2000	0.091	0.002	0.362	0.006	0.530	0.009	0.447	0.008	0.089	0.002
2001	0.193	0.004	0.258	0.005	0.413	0.008	0.415	0.008	0.163	0.003
2002	0.179	0.003	0.174	0.003	0.374	0.007	0.438	0.009	0.067	0.001
2003	0.122	0.002	0.085	0.001	0.249	0.004	0.346	0.005	0.083	0.001
2004	0.088	0.004	0.046	0.002	0.224	0.009	0.285	0.012	0.045	0.002
2005	0.065	0.002	0.025	0.001	0.214	0.008	0.181	0.007	0.027	0.001
2006	0.059	0.002	0.025	0.001	0.148	0.004	0.181	0.005	0.030	0.001
2007	0.054	0.002	0.023	0.001	0.220	0.008	0.207	0.007	0.026	0.001
2008	0.051	0.002	0.024	0.001	0.233	0.011	0.252	0.012	0.037	0.002
2009	0.039	0.002	0.024	0.001	0.242	0.012	0.269	0.013	0.030	0.001
2010	0.037	0.002	0.024	0.001	0.200	0.009	0.273	0.012	0.032	0.001
2011	0.017	0.000	0.021	0.000	0.138	0.001	0.199	0.001	0.023	0.000
2012	0.023	0.001	0.062	0.002	0.162	0.005	0.253	0.008	0.026	0.001

Anexo, tabla 8. Biomasa (en toneladas) estimada y desviación estándar para las especies presa durante el período 1990-2012.

Año	<i>P.monodon</i>	std dev	<i>C.johni</i>	std dev	<i>S.bentincki</i>	std dev	<i>E.ringens</i>	std dev	<i>M.gayi</i>	std dev
1990	91729	12439	32327	3571	740610	180910	226530	46398	472040	47311
1991	94542	10709	31022	3115	422620	34142	1568900	172400	446340	41776
1992	101130	9636	29728	2760	267420	24296	1313900	147620	422780	36934
1993	99084	8123	31397	2743	962910	66917	2049600	149530	382460	31254
1994	90713	7013	31049	2580	905780	59533	1810100	154990	366810	27823
1995	82911	6604	30458	2415	2758100	190030	884040	78452	348460	24585
1996	70017	5970	28141	2134	1479000	148150	733360	65771	324710	21369
1997	53289	4581	26414	1937	941640	54316	645340	23433	281090	17339
1998	34809	3544	20787	1250	604520	38861	369560	12261	243750	14195
1999	20875	2512	18800	941	629600	50898	369570	21838	224720	12473
2000	9336	1302	15447	758	717240	58490	244660	2314	201310	10791
2001	4691	300	17086	802	843350	45854	798930	31023	181610	9572
2002	7655	454	21085	1007	886560	47681	1582500	137360	173010	9157
2003	13240	1090	25237	1295	1479000	109040	973930	62345	162230	8793
2004	22527	2087	30042	1675	1628300	117280	1253800	39921	161550	9170
2005	41092	4316	34729	2110	2022900	132430	1779000	57599	159400	9602
2006	72389	7793	39373	2551	1760300	225500	1437600	88670	164810	10662
2007	109660	10763	43174	3030	4496600	311880	737010	62441	179450	12611
2008	143290	12356	45398	3447	5415900	318930	699480	34176	187340	14252
2009	164800	13284	43787	3569	4244300	444160	384290	24910	199520	16476
2010	176110	14582	40372	3502	4072600	386910	98551	2091	202330	17995
2011	183400	16899	37474	3432	5914600	336250	83713	498	209990	20118
2012	179050	19240	36335	3500	3459000	324160	103450	982	218180	22419

Anexo, tabla 9. Consumo (en toneladas) estimado y desviación estándar para las especies presa durante el período 1990-2012.

Año	<i>P.monodon</i>	std dev	<i>C.johni</i>	std dev	<i>S.bentincki</i>	std dev	<i>E.ringens</i>	std dev	<i>M.gayi</i>	std dev
1990	20484	3414	9470	1430	507940	129230	45863	10246	44256	5984
1991	12433	1759	5706	765	245480	27666	1020500	140700	34247	4299
1992	11647	1599	5571	774	182140	23784	793450	113930	35687	4704
1993	13816	1476	6183	693	689640	64426	1179400	111980	37609	3997
1994	9128	724	5013	426	538670	35985	1099500	93587	32963	2565
1995	8849	734	5659	467	1693000	117200	598860	53920	35553	2636
1996	11879	1269	8675	863	1149700	126650	687830	72362	61115	5627
1997	13094	1552	10838	1180	650380	60812	702560	57789	53277	5376
1998	3327	343	8275	516	205750	13560	200820	7339	18111	1093
1999	2181	282	9374	684	322080	29951	229040	17260	26846	1993
2000	881	124	5772	312	392230	32701	112900	2537	18383	1058
2001	884	58	4298	216	340150	19222	323430	13658	28943	1609
2002	1348	84	3615	186	326860	18390	684750	59547	11435	641
2003	1689	143	2246	124	385700	28980	353030	23342	14172	821
2004	1993	204	1384	97	364390	29262	357760	18614	7270	517
2005	2661	298	863	62	432410	30825	321730	15842	4382	314
2006	4294	476	983	69	260480	32926	259690	16927	5007	350
2007	5959	622	1000	79	986980	65119	152520	13678	4747	373
2008	7267	712	1100	98	1259600	76908	176130	11594	6861	613
2009	6455	606	1057	100	1027700	97608	103580	8164	5996	573
2010	6532	613	976	95	815060	74460	26971	1310	6413	637
2011	3199	296	786	72	815980	44873	16642	159	4869	468
2012	4209	472	2243	228	561870	51809	26160	881	5746	619

