



**UNIVERSIDAD DE CONCEPCION**

**Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas**

**Departamento de Oceanografía**

## **INFORME FINAL**

### **PROYECTO FIP N° 2004-43**

#### **EVALUACIÓN DE LA MORTALIDAD POR PREDACIÓN DE LA MERLUZA COMÚN SOBRE EL LANGOSTINO COLORADO Y LANGOSTINO AMARILLO, Y CANIBALISMO. FASE METODOLÓGICA**

**REQUIRENTE** : Consejo de Investigación Pesquera

**OFERENTE** : Universidad de Concepción

**Concepción, enero de 2006**

<b>TITULO DEL PROYECTO</b>	<b>Evaluación de la mortalidad por predación de la merluza común sobre el langostino colorado y langostino amarillo, y canibalismo. Fase metodológica.</b>
<b>REQUIRENTE</b>	<b>Consejo de Investigación Pesquera</b>
<b>UNIDAD EJECUTORA</b>	<b>Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción</b>
<b>DIRECTOR PROYECTO</b>	<b>Prof. Dr. Hugo Arancibia F.</b>

---

Este documento debe ser citado como:

Arancibia, H., Milessi A., Neira S., Cubillos L., León R., Aedo G., Barros M. y Acuña E. Informe Pre-final Evaluación de la mortalidad por predación de la merluza común sobre el langostino colorado y langostino amarillo, y canibalismo. Fase metodológica. Universidad de Concepción/Universidad Católica del Norte, 299 págs. + anexos.

## **1. PERSONAL PARTICIPANTE**

### **Universidad de Concepción**

Hugo Arancibia

Andrés Milessi

Luis Cubillos

Carolina Alarcon

Gustavo Aedo

Mónica Barros

### **Universidad Católica del Norte**

Enzo Acuña

Alex Cortés

Juan C. Villarroel

### **Universidad de Cape Town, República de Sud-África**

Sergio Neira

## 2. RESUMEN EJECUTIVO

En este informe final se comunica resultados del proyecto FIP 2004-43 "*Evaluación de la mortalidad por predación de la merluza común sobre el langostino colorado y langostino amarillo, y canibalismo. Fase metodológica*", cubriéndose todo el período de estudio de acuerdo con el cronograma de actividades. El Decreto Exento que jurídicamente oficializa este proyecto es el N° 155 del MINECOM (28 de enero de 2005), aunque el proyecto tuvo fecha de inicio el 21 de febrero de 2005. El tiempo de retardo autorizado se debe a que la comunicación de la Secretaría Ejecutiva del Consejo de Investigación Pesquera ocurrió cuando la Universidad de Concepción se encontraba administrativamente de vacaciones de verano.

De acuerdo con la Propuesta Técnica de este proyecto, en el presente informe se cubre todos los resultados comprometidos por la Unidad Ejecutora y se estructura de la siguiente manera:

- Resumen Ejecutivo (numeral 1, págs. ii-v).
- Objetivos (numeral 2, pág. 1).

Después, nosotros hemos procedido con una modificación al estilo clásico de presentación de informes (introducción, metodología, resultados, discusión y conclusiones). En efecto, para mejor comprensión del lector nosotros hemos preferido presentar el informe por cada objetivo específico, separadamente. Del objetivo específico 1 se hace una revisión bibliográfica de indicadores descriptivos de la dieta en peces y de metodologías utilizadas en el estudio del proceso de evacuación gástrica, procedimiento considerado esencial en la estimación de la ración diaria y el consumo de alimento. Además, se informa resultados del análisis de contenidos estomacales de merluza común provenientes de muestreos en el desembarque de la pesquería que opera entre 34° y 40° S en Chile centro-sur. Para el periodo analizado (años 1993 a 1997), la dieta de merluza común estuvo compuesta principalmente por eufáusidos, y en segundo lugar por langostino amarillo, langostino colorado y canibalismo. Se usó el peso del contenido estomacal de merluza común a

distintas horas del día para calcular la ración diaria de alimento, la que es entre  $6,88 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$  y  $5,02 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$  para el contenido estomacal total y de eufáusidos, respectivamente.

Respecto del objetivo específico 2, se aplicó técnicas geoestadísticas, variogramas univariados y bivariados, y análisis de incertidumbre local con el propósito de detectar patrones espaciales de distribución de los crustáceos camarón nailon (*Heterocarpus reedi*), langostino amarillo (*Cervimunida johni*) y langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*), y merluza común (*Merluccius gayi*). La distribución de los lances de muestreo de las cuatro especies constituye prácticamente una línea que corre paralela a la costa en sentido nortesur, con escasa información en el sentido este-oeste, por lo que se indagó la conveniencia de utilizar variogramas unidireccionales en el sentido latitudinal. El análisis de incertidumbre local permitió determinar los patrones de distribución de las especies en estudio, identificándose los focos de abundancia relativa (CPUE) en cada caso. Se presenta resultados de la distribución regional de los recursos pesqueros objetivo, así como sus rangos distribucionales batimétricos y latitudinales.

En el mismo objetivo 2 se indagó la existencia de patrones estacionales de abundancia relativa (CPUE) y de las capturas. El patrón detectado del análisis de la serie de desembarque (georeferenciado) fue aproximadamente similar al patrón temporal detectado de la serie de CPUE. A excepción de la serie de CPUE de *H. reedi*, todas presentaron irregularidad en su patrón temporal, tanto en el momento de ocurrencia de los valores máximos y mínimos de abundancia relativa como en la magnitud de ésta. Se identificó las épocas del año en que ocurren los máximos de CPUE. En verano (diciembre-febrero) y en invierno (junio-julio) ocurren los mayores desembarques y los mayores rendimientos de los recursos objetivo.

También como parte del objetivo específico 2 se comparó, mediante simulaciones espaciales con Ecospace, los análisis geoestadísticos desarrollados previamente en este estudio, así como los impactos del esfuerzo pesquero y la mortalidad por predación (M2) en el espacio sobre el stock de langostino colorado. M2 cumple un rol fundamental en la dinámica temporal y espacial de la biomasa tanto del predador (merluza común) como de su presa (langostino colorado), constituyéndose en un factor clave a considerar en las

medidas de ordenamiento pesquero. Asimismo, se reconoce la importancia de M2 por sobre la mortalidad por pesca (F) en el área de trabajo (33°-35° S). En consecuencia, la recuperación del stock de langostino colorado dependería no solo del nivel de las capturas y de los reclutamientos, sino que, además, tanto de la biomasa de sus predadores (especialmente merluza común) como de la vulnerabilidad a la predación. Los ejercicios de simulación con Ecospace permiten corroborar las tendencias observadas por los análisis geoestadísticos y puede ser una herramienta adicional para la evaluación de recursos pesqueros.

En el objetivo específico 3 se comunica resultados de la evaluación del desempeño de metodologías para la estimación de la mortalidad por predación (M2) y canibalismo (Mc). La evaluación del desempeño de los métodos de estimación de M2 y Mc se realiza mediante el Método Monte Carlo, utilizando un Modelo Operante con pseudo-valores de las variables que alimentan los métodos de estimación, a saber: (i) modelo multiespecífico de excedente de producción, (ii) modelo mono-específico que incluye la predación y (iii) el modelo de análisis de población virtual multiespecífico (MSVPA). El modelo operante básico es esencialmente edad-estructurado con mortalidad residual (M1) y M2. En su condicionamiento se estima la mortalidad natural (M) con métodos empíricos y la mortalidad natural edad-dependiente. Además, a partir de una base de datos de contenidos estomacales de merluza común (años 1992 a 1997), se analiza el índice de preferencia por tamaños de Ursin para construir una matriz de adecuación de alimento, considerando como presas a la merluza común, langostino colorado y langostino amarillo. Se realiza una aplicación del modelo operante de merluza común y de los langostinos para evaluar la magnitud de Mc de merluza común y M2 de langostino colorado de la V-VIII Región, y langostino amarillo de la III-IV Región con el MSVPA. Mc es importante sólo en los grupos de edad 0 al 2, los que normalmente no aparecen en las capturas comerciales. En el caso del langostino colorado, la merluza común ejerce una predación importante sobre todo el rango de edades, constituyendo una fuente de mortalidad que interactúa con la flota. En el caso del langostino amarillo de la III-IV Regiones, M2 debida a la merluza común no es tan significativa.

También como parte del objetivo específico 3 se estima M y M2 para los recursos pesqueros objetivo, basándose en varios modelos multiespecíficos que describen el ecosistema marino de Chile central (V a IX regiones, 31 grupos funcionales; años 1992, 1998, 2000, 2002 y 2003). Se presenta resultados y análisis derivados de la construcción de un modelo ecotrófico multiespecífico para el área de estudio en el año 2003, detallándose los parámetros de entrada requeridos por EwE y la fuente de información consultada. Con el modelo multiespecífico que representa el sistema en el año 1992 se simula los siguientes escenarios en los recursos langostino colorado y langostino amarillo: i)  $F=0$ ; ii)  $F=0.05$ ; y iii)  $F=0.1$ , mediante el modelo y paquete computacional Ecopath con Ecosim. Cada uno de estos escenarios es, además, evaluado considerando cambios en la vulnerabilidad a la predación de ambos recursos. M2 cumple un rol importante en la dinámica de la biomasa de las especies analizadas y podría ser un factor significativo a considerar en las medidas de ordenamiento de su pesquería. M2 no sería igualmente importante en la dinámica ambos recursos de langostinos, lo que se comprueba a través de la comparación inter-modelos, simulaciones dinámicas y las correlaciones de biomasa predador-presa. En el caso de merluza común, M2 es el principal componente de mortalidad en juveniles, mientras que F es el principal componente en adultos. Las biomasa de merluza común (predador) y de langostino colorado (presa) no se relacionan aleatoriamente en el tiempo, sino que existe un patrón estadísticamente significativo que indica que el predador ejerce un control top-down sobre la presa, y que la abundancia de merluza común puede incidir significativamente en la abundancia de langostino colorado.

En relación con el objetivo específico 4, se propone evaluar alternativas del impacto de la pesca y la predación en la trayectoria de la biomasa de los principales recursos pesqueros objetivo en Chile central, así como estimar mortalidades límite de seguridad biológica que permitan mantener la conservación de los recursos pesqueros y la sustentabilidad de sus pesquerías. Esto debe ir acompañado de propuestas sobre objetivos de manejo pesquero, evaluación de funciones de desempeño en un contexto multiespecífico y revisión de indicadores poblacionales en los principales stocks explotados.

En relación al objetivo específico 5, se cuantifica la fuerza de interacción trófica en los recursos pesqueros merluza común, langostino colorado y langostino amarillo utilizando

dos indicadores ecosistémicos, a saber: fuerza de interacción trófica (FI) e impacto funcional (IF). Los indicadores se calculan tras simular independientemente el colapso de cada una de las especies recurso utilizando un modelo multiespecífico que representa el ecosistema marino de Chile central en el año 1992 y el software Ecopath con Ecosim. Se estima el valor de la mortalidad por pesca de cada recurso que causa su colapso en los primeros 10 años de la simulación ( $F_{\text{crítico}}$ ), manteniéndose  $F$  en ese nivel por otros 40 años para permitir que la biomasa de los otros grupos en el sistema se estabilice. La fuerza de interacción trófica de merluza es la más alta en el ecosistema (no solo en el sub-sistema demersal).  $FI_{\text{merluza}}$  es mayor que  $FI_{\text{langostino colorado}} > FI_{\text{langostino amarillo}}$ .

En relación al objetivo específico 6, se construye un esquema ecotrófico multiespecífico para el ecosistema marino del centro-norte de Chile, año 2003 (Regiones III y IV), mediante ECOPATH. Esta área de estudio se caracteriza por poseer los mayores flujos en los niveles tróficos basales (*i.e.* NT=2), donde se encuentran los recursos pesqueros más importantes (*e.g.* anchoveta, langostino colorado, langostino amarillo). La fuente de mortalidad más importante, inclusive en los recursos pesqueros, es M2, la que debería ser considerada en las medidas de ordenamiento de las pesquerías. Se identificó, además, necesidades de investigación en varios grupos de este ecosistema (*e.g.* jibia, merluza, caballa, cetáceos), tanto respecto a estudios básicos (dietas, consumo) como para mejorar la calidad de otros parámetros (*i.e.* biomásas).

### 3. ÍNDICE GENERAL

1. Personal Participante	i
2. Resumen Ejecutivo	ii
3. Índice General	vii
4. Lista de Tablas	xi
5. Lista de Figuras	xv
6. Objetivo General	1
7. Objetivos Específicos	1
8. Objetivo Específico 1	2
8.1. Resumen	2
8.2. Antecedentes	4
8.3. Metodología de trabajo	5
8.3.1. Revisión Bibliografía	5
8.3.2. Análisis de información sobre contenidos estomacales	5
8.3.2.1. Descripción de la dieta	5
8.3.2.2. Estimación tamaño muestral estomago de merluza común	7
8.3.2.3. Calculo de la ración diaria de alimento	8
8.4. Resultados	9
8.4.1. Indicadores de la composición de la dieta	9
8.4.2. Evacuación gástrica	10
8.4.3. Ración diaria de alimento	15
8.4.4. Consumo de alimento	17
8.4.5. Análisis de información sobre contenidos estomacales	18
8.4.5.1. Descripción de la dieta	18
8.4.5.2. Estimación tamaño muestral estomago de merluza común	25
8.4.5.3. Calculo de la ración diaria de alimento	28
8.5. Discusión	30
8.6. Conclusiones	33
8.7. Referencias Bibliográficas	35
9. Objetivo Específico 2	63
9.1. Resumen	63
9.2. Introducción	64
9.2.1. Componente espacial	64
9.2.2. Componente temporal	65
9.3. Metodología	67
9.3.1. Origen de la información	67
9.3.2. Análisis de la componente espacial	68
9.3.2.1. Planos Norte-Este y Norte-profundidad	68
9.3.2.2. Análisis estructural (continuidad espacial)	69
9.3.2.3. Incertidumbre local	70
9.3.2.4. Análisis de la componente temporal	73
9.4. Resultados	75
9.4.1. Análisis de la componente espacial	75

9.4.2. Análisis estructural	79
9.4.3. Incertidumbre local	86
9.4.3.1. Delineación y sobreposición de focos de abundancia	97
9.5. Discusión	105
9.6. Conclusiones	107
9.6.1. Componente espacial	107
9.7. Análisis de la componente temporal	109
9.7.1. Resumen	109
9.7.2. Componente temporal	110
9.8. Discusión	121
9.9. Conclusiones	122
9.9.1. Componente temporal	122
9.10. Referencias Bibliográficas	123
9.11. Ecospace: Simulaciones espaciales	125
9.11.1. Introducción	125
9.11.2. Metodología	127
9.11.2.1. Identificación de escalas espaciales	127
9.11.2.2. Definición de los hábitat	129
9.11.2.2.1. Tasas de dispersión	130
9.11.2.2.2. Vulnerabilidad en hábitat no-óptimos	131
9.11.2.2.3. Pesquería en Ecospace	131
9.11.2.2.4. Predicciones espaciales en flotas pesqueras	132
9.11.2.3. Escenarios de simulación	133
9.11.3. Resultados	134
9.11.3.1. Escenario 1	134
9.11.3.2. Escenario 2	135
9.11.3.3. Escenario 3	136
9.11.3.4. Escenario 4.	136
9.11.4. Discusión	139
9.11.5. Referencias Bibliográficas	140
10. Objetivo Específico 3 (Parte A)	141
10.1. Evaluación del desempeño de metodologías para la estimación de la mortalidad por predación y canibalismo	
10.2. Resumen	141
10.3. Antecedentes	143
10.4. Metodología	147
10.4.1. Estrategia de manejo	147
10.4.2. Evaluación del desempeño de los modelos de evaluación (EDME)	149
10.4.2.1. Desarrollo del modelo operativo	152
10.4.2.2. Métodos de evaluación de stock que incluyen la predación	154
10.4.3. Estimación de la tasa de mortalidad natural	155
10.4.3.1. Métodos empíricos	155
10.4.3.2. Estimación de varianza	159
10.4.3.3. Mortalidad natural edad dependiente.	161
10.4.4. Análisis del contenido estomacal de merluza común	162
10.4.4.1. Índice de selectividad de Ursin	162

10.4.4.2. Matriz de coeficiente de adecuación de alimento	163
10.4.4.3. Ración diaria <i>per cápita</i>	164
10.5. Resultados	165
10.5.1. Estado de situación de los recursos objetivos de manejo y estrategia de explotación	165
10.5.1.1. Merluza común	165
10.5.1.2. Langostino amarillo	169
10.5.1.3. Langostino colorado	169
10.5.2. El modelo operante	170
10.5.2.1. Modelo básico	170
10.5.2.2. Condicionamiento del modelo operante	176
10.5.2.2.1. Mortalidad natural residual (M1)	176
10.5.2.2.2. Evaluaciones de stock disponibles	188
10.5.2.2.3. Ración diaria <i>per cápita</i> y matriz de adecuación de alimento	191
10.5.3. Evaluación de la mortalidad por canibalismo de merluza común	198
10.5.4. Evaluación de la mortalidad por predación del langostino colorado	201
10.5.5. Evaluación de la mortalidad por predación del langostino amarillo	204
10.6. Discusión	207
10.7. Referencias Bibliográficas	212
11. Objetivo Especifico 3 (Parte B)	218
11.1. Resumen	218
11.2. Introducción	220
11.3. Metodología	221
11.3.1. Estimación de coeficiente de mortalidad.	221
11.3.2. Descripción de la información y métodos de estimación requeridos para aplicación de Ecopath & Ecosin (EwE) en el ecosistema marino de Chile central en el año 2003	223
11.3.3. Simulación de cambios en F y M2 y su efecto sobre la dinámica de la biomasa de langostino colorado y langostino amarillo	226
11.3.4. Ajuste del modelo multiespecífico	226
11.3.4.1. Escenarios simulados	227
11.3.5. Análisis de series históricas de biomazas u otras medidas de abundancia para analizar la existencia de interacciones entre el stock del predador sobre las presas	229
11.4. Resultados	230
11.4.1. Análisis comparado del efecto de F y M2 sobre Z de los recursos pesqueros en estudio en la ultima década	230
11.4.2. Modelo ecotrófico aplicado al ecosistema marino de Chile central año 2003	233
11.4.3. Ajuste del modelo multiespecífico EwE utilizando series de tiempo de las especies recurso merluza común, langostinos colorado y amarillo	235
11.4.4. Tendencia de la biomasa de langostino amarillo y langostino colorado ante cambios en los niveles de F y M2	238
11.4.5. Análisis de la relación predador-presa entre merluza común y las especies de langostino	241
11.5. Discusión	243
.....	ix
Informe Final Proyecto FIP 2004-43: Mortalidad por predación langostinos y merluza común	

11.6. Conclusiones	246
11.7. Referencias Bibliográficas	247
12. Objetivo Específico 4	250
13. Objetivo Específico 5 (adicional ofrecido)	254
13.1. Resumen	254
13.2. Introducción	255
13.3. Metodología	256
13.4. Resultados	258
13.5. Discusión	262
13.6. Conclusiones	265
13.7. Referencias Bibliográficas	266
14. Objetivo Específico 6 (adicional ofrecido)	267
14.1. Introducción	267
14.2. Metodología	269
14.2.1. Área de estudio	269
14.2.2. Representación de la trama trófica del ecosistema marino del centro-norte de Chile	270
14.3. Resultados	278
14.3.1. Modelo ecotrófico aplicado al ecosistema marino centro-norte de Chile año 2003	278
14.3.2. Diagrama de flujo de masa entre los distintos grupos considerados en el esquema ecotrófico del ecosistema marino de Chile centro norte, año 2003	280
14.3.3. Tasas de mortalidad en el ecosistema marino de centro norte de Chile	281
14.3.4. Características generales del ecosistema marino del centro norte Chile	282
14.3.5. Estimaciones de biomasa por EwE	284
14.3.6. Necesidades de investigación	285
14.4. Conclusiones	286
14.5. Referencias Bibliográficas	287
15. ANEXOS	291

**4. LISTA DE TABLAS**

- Tabla 1. Número de estómagos muestreados de merluza común a partir del desembarque de la pesquería que opera entre los 34° y 40° S, Chile centro-sur.
- Tabla 2. 1993 Trimestres 1 (2817, 1886, H' 0,77) y 2 Total (2273, 1319, H' 0,71)
- Tabla 3. 1993 Trimestres 3 (n= 1333, H' 0,45) y 4 Total (n= 1444, H' 0,35)
- Tabla 4. 1994 Trimestres 1 (n= 896, H' 0,42) y 2 Total (n= 1564, H' 0,57).
- Tabla 5. 1994 Trimestres 3 (n= 844, H' 0,54) y 4 Total (n= 1370, H' 0,32).
- Tabla 6. 1995 Trimestres 1 (n= 1691, H' 0,45) y 2 Total (n= 1360, H' 0,31).
- Tabla 7. 1995 Trimestres 3 (n= 700, H' 0,29) y 4 Total (n= 21, H' 0,35).
- Tabla 8. 1996 Trimestres 1 (2170, 1332, H' 0,28) y 2 Total (1176, 772, H' 0,49).
- Tabla 9. 1996 Trimestres 3 (n= 733, H' 0,75) y 4 Total (n= 935, H' 0,77).
- Tabla 10. 1997 Trimestres 1 (n= 875, H' 0,73) y 2 Total (n= 1181, H' 0,65).
- Tabla 11. 1997 Trimestres 3 (n= 563, H' 0,59) y 4 Total (n= 438, H' 0,25).
- Tabla 12. Parámetros de los modelos ajustados a los variogramas unidireccionales y omnidireccionales (norte-este y norte-prof.) para los cuatro recursos en estudio.
- Tabla 13. Parámetros de los modelos ajustados a los variogramas cruzados para los pares de recursos para los cuales se obtuvo variogramas empíricos válidos.
- Tabla 14. Ubicación regional y límites latitudinales de los parches de distribución de *Merluccius gayi*.
- Tabla 15. Ubicación regional y límites latitudinales de los parches de distribución de *Heterocarpus reedi*.
- Tabla 16. Ubicación regional y límites latitudinales de los parches de distribución de *Cervimunida johni*.
- Tabla 17. Ubicación regional y límites latitudinales de los parches de distribución de *Pleuroncodes monodon*.
- Tabla 18. Ubicación regional, límites batimétricos y latitudinales de los parches de distribución de *Merluccius gayi*.
- Tabla 19. Ubicación regional y límites batimétricos latitudinales de los parches de distribución de *Heterocarpus reedi*.
- Tabla 20. Ubicación regional y límites batimétricos y latitudinales de los parches de distribución de *Cervimunida johni*.
- Tabla 21. Ubicación regional y límites batimétricos y latitudinales de los parches de distribución de *Pleuroncodes monodon*.
- Tabla 22. Ejemplo de tipos de objetivos e indicadores a considerar en el estudio.
- Tabla 23. Modelos empíricos utilizados para la estimación de la tasa de mortalidad natural (M) de merluza común, langostino colorado y langostino amarillo.
- Tabla 24. Parámetros de crecimiento en longitud para merluza común, langostino colorado y langostino amarillo. Error estándar entre paréntesis.
- Tabla 25. Evaluación hidroacústica de la biomasa total de merluza común durante el periodo julio-agosto de cada año.
- Tabla 26. Estimaciones de mortalidad natural edad-dependiente ( $M_t$ ) y sobrevivencia ( $S_t$ ) de merluza común, ambos sexos, machos y hembras. Método: Chen & Watanabe (1989).
- Tabla 27. Merluza común, ambos sexos. Resumen estadístico de 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural estimada con (a) sólo error en los

- parámetros de entrada, y (b) considerando el error en los parámetros de entrada y error de predicción simultáneamente.
- Tabla 28. Merluza común, machos. Resumen estadístico de 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural estimada (ver leyenda Tabla 27).
- Tabla 29. Merluza común, hembras. Resumen estadístico de 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural estimada (ver leyenda Tabla 27).
- Tabla 30. Estimaciones de mortalidad natural edad-dependiente ( $M_i$ ) y sobrevivencia ( $S_i$ ) de langostino colorado, machos y hembras. Método: Chen & Watanabe (1989).
- Tabla 31. Langostino colorado, ambos sexos. Resumen estadístico de 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural estimada (ver leyenda Tabla 27).
- Tabla 32. Estimaciones de mortalidad natural edad-dependiente ( $M_i$ ) y sobrevivencia ( $S_i$ ) de langostino amarillo, machos y hembras. Método: Chen & Watanabe (1989).
- Tabla 33. Langostino amarillo, ambos sexos. Resumen estadístico de 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural estimada (ver leyenda Tabla 27).
- Tabla 34. Resumen de la evaluación de la biomasa total, explotable y desovante (hembras) de langostino colorado, tasa de explotación anual, y comparación entre la biomasa evaluada en los cruceros con la salida del modelo. Unidad de pesquería I-IV Regiones.
- Tabla 35. Resumen de la evaluación de la biomasa total, explotable y desovante (hembras) de langostino colorado, tasa de explotación anual, y comparación entre la biomasa evaluada en los cruceros con la salida del modelo. Unidad de pesquería V-VIII Regiones.
- Tabla 36. Resumen de la evaluación de la biomasa total, explotable y desovante (hembras) de langostino amarillo, tasa de explotación anual, y comparación entre la biomasa evaluada en los cruceros con la salida del modelo. Unidad de pesquería II-IV Regiones.
- Tabla 37. Especies denominadas como otros en la base de datos de contenidos estomacales.
- Tabla 38. Índice de Selectividad de presas de Ursin (U) por año, estómagos totales con contenido, desviación estándar.
- Tabla 39. Peso promedio y ración de alimento *per cápita* para merluza común.
- Tabla 40. Matriz de adecuación de alimento de merluza común como principal predador.
- Tabla 41. Estimaciones de  $M_c$  (canibalismo) con MSVPA, considerando  $M_1=0.3 \text{ año}^{-1}$  para el stock de merluza común.
- Tabla 42. Comparación de la mortalidad natural debida al canibalismo ( $M_c$ ) de merluza común cuantificada mediante el MSVPA y las utilizadas en el modelo operante. El SVPA utiliza una  $M = 0.3 \text{ año}^{-1}$  (mortalidad natural total) y el MSVPA considera este valor como mortalidad residual debida a otras causas.
- Tabla 43. Consumo en número de merluza común por merluza común, y consumo total en biomasa (última fila).
- Tabla 44. Estimaciones de  $M_2$  (predación por merluza común) con MSVPA, considerando  $M_1=0.3 \text{ año}^{-1}$  para el stock de langostino colorado (V-VIII Región).
- Tabla 45. Consumo en número de langostino colorado (V-VIII Región) por merluza común, y consumo total en biomasa (última fila).

- Tabla 46. Comparación de la mortalidad natural por predación de langostino colorado debida a la merluza común. El SVPA utiliza una  $M = 0.35 \text{ año}^{-1}$  (mortalidad natural total) y el MSVPA considera  $M1=0,3 \text{ año}^{-1}$  como valor de mortalidad debida a otras causas.
- Tabla 47. Estimaciones de  $M2$  (predación por merluza común) con MSVPA, considerando  $M1=0.3 \text{ año}^{-1}$  para el stock de langostino amarillo (III-IV Región).
- Tabla 48. Consumo en número de langostino amarillo (III-IV Región) por merluza común, y consumo total en biomasa (última fila).
- Tabla 49. Comparación de la mortalidad natural por predación de langostino amarillo (III-IV Región) debidas a la merluza común. El SVPA utiliza una  $M = 0.35 \text{ año}^{-1}$  y el MSVPA,  $M1=0,3 \text{ año}^{-1}$  como valor de mortalidad debida a otras causas.
- Tabla 50. Comparación de la tasa de mortalidad por canibalismo de merluza común, según varios autores y las encontradas en este estudio. Los valores son los promedios del periodo analizado.
- Tabla 51. Grupos tróficos funcionales incluidos en la modelación del ecosistema marino de Chile central, año 2003 y fuente de información necesaria para parametrizar el modelo. Nomenclatura: (j)=juveniles; (a)=adultos.
- Tabla 52. Valores de mortalidad por pesca (F), mortalidad natural (M), mortalidad por predación (M2) y mortalidad por otras causas (M0) para langostino colorado y langostino amarillo, estimados a partir de cuatro modelos ecotróficos que representan la zona centro-sur de Chile (V a IX Regiones) en los años 1992, 1998, 2000, 2002 y 2003.
- Tabla 53. Parámetros de entrada y principales salidas (en negritas) del modelo final balanceado que representa el ecosistema marino de Chile central, año 2003.
- Tabla 54. Composición de la dieta de los predadores en el modelo final cuadrado del ecosistema marino de Chile central, año 2003.
- Tabla 55. Resultados de los escenarios de colapso de los tres grupos analizados.
- Tabla 56. Tipo de data necesaria para construir modelos multiespecíficos. Nomenclatura:  $Y_i$ =desembarque;  $F_{\text{terminal}}$ =mortalidad por pesca terminal;  $Q$ =consumo;  $CD_i$ =composición de la dieta;  $i$ =especie o grupo funcional
- Tabla 57. Diferentes características de varios modelos destinados a la evaluación de recursos pesqueros y estimación de parámetros poblacionales.
- Tabla 58. Grupos tróficos funcionales incluidos en el esquema del ecosistema marino del centro-Norte de Chile año 2003 y fuente de información necesaria para parametrizar el modelo, indicado por un número.
- Tabla 59. Valores de los parámetros de entrada (letra normal) y estimados (con negrita) para el modelo del ecosistema marino del centro-norte de Chile, año 2003.
- Tabla 60. Matriz de la composición de la dietas de los grupos considerados en el esquema ecotrófico del ecosistema marino del centro-norte de Chile, año 2003.
- Tabla 61. Tasas de mortalidad estimadas por EwE para los grupos tróficos del ecosistema marino del centro-norte de Chile, año 2003.  $P/B=Z$ : mortalidad total;  $F$ = mortalidad por pesca;  $M2$ = mortalidad por predación;  $M0$ = otras mortalidades. En negrita se presentan grupos pesqueros de interés.
- Tabla 62. Indicadores del ecosistema obtenidos a partir de la modelación del ecosistema marino de Chile centro-norte, años 2003.

Tabla 63. Biomosas ( $B = \text{ton} \cdot \text{km}^{-1}$ ) estimada por metodologías de evaluación de stock tradicionales (SSP, 2004) y B estimada por EwE en este estudio. Se expresa la diferencia entre ambas estimaciones en términos porcentuales.

## 5. LISTA DE FIGURAS

- Fig. 1. Distribución de tamaños de merluza común registrada en la zona de Chile centro-sur durante el año 1993.
- Fig. 2. Disimilitud entre grupos de tamaño de merluza común año 1993, izquierda machos, derecha hembras. A: 31 – 35 cm LT, B: 36 – 40 cm LT, C: 41 – 45 cm LT, D: 46 – 50 cm LT, E: 51 – 55 cm LT, F: 56 – 60 cm LT, G: > 60 cm LT.
- Fig. 3. Distribución de tamaños de merluza común registrada en la zona de Chile centro-sur durante el año 1994.
- Fig. 4. Disimilitud entre grupos de tamaño de merluza común año 1994, izquierda machos, derecha hembras. A: 31 – 35 cm LT, B: 36 – 40 cm LT, C: 41 – 45 cm LT, D: 46 – 50 cm LT, E: 51 – 55 cm LT, F: 56 – 60 cm LT, G: > 60 cm LT.
- Fig. 5. Distribución de tamaños de merluza común registrada en la zona de Chile centro-sur durante el año 1995.
- Fig. 6. Disimilitud entre grupos de tamaño de merluza común año 1995, izquierda machos, derecha hembras. A: 31 – 35 cm LT, B: 36 – 40 cm LT, C: 41 – 45 cm LT, D: 46 – 50 cm LT.
- Fig. 7. Distribución de tamaños de merluza común registrada en la zona de Chile centro-sur durante el año 1996.
- Fig. 8. Disimilitud entre grupos de tamaño de merluza común año 1996, izquierda machos, derecha hembras. A: 31 – 35 cm LT, B: 36 – 40 cm LT, C: 41 – 45 cm LT, D: 46 – 50 cm LT, E: 51 – 55 cm LT, F: 56 – 60 cm LT, G: > 60 cm LT.
- Fig. 9. Distribución de tamaños de merluza común registrada en la zona de Chile centro-sur durante el año 1997.
- Fig. 10. Disimilitud entre grupos de tamaño de merluza común año 1997, izquierda machos, derecha hembras. A: 31 – 35 cm LT, B: 36 – 40 cm LT, C: 41 – 45 cm LT, D: 46 – 50 cm LT, E: 51 – 55 cm LT, F: 56 – 60 cm LT, F: 56 – 60 cm LT, G: > 60 cm LT.
- Fig. 11. Diversidad del espectro trófico en los contenidos estomacales de merluza común y el número de estómagos analizados, en relación a: a) frecuencia de ocurrencia, b) número de individuos, c) peso de los ítems presa.
- Fig. 12. Relación entre la diversidad del espectro trófico en los contenidos estomacales de merluza común y el Índice de Importancia Relativa (IIR%) de eufáusidos, en relación a: a) frecuencia de ocurrencia, b) número de individuos, c) peso de los ítems presa.
- Fig. 13. Relación entre la diversidad del espectro trófico en los contenidos estomacales de merluza común y el número de estómagos.
- Fig. 14. Distribución del peso del contenido estomacal total y para eufáusidos en merluza común.
- Fig. 15. Mapa de probabilidad de exceder el valor umbral de concentración de Cadmio (A) y clasificación de contaminado y no contaminado, de acuerdo a una probabilidad de 0,65 (B). Tomados de Goovaerts *et al.* (1997).
- Fig. 16. Distribución espacial de lances en proyectos FIP de evaluación directa de crustáceos.
- Fig. 17. Distribución espacial de lances en proyectos FIP de evaluación directa de crustáceos.

- Fig. 18. Distribución espacial de lances en proyectos FIP de evaluación directa de *Merluccius gayi*.
- Fig. 19. Distribución espacial de lances del proyecto FIP 2002-06 de evaluación directa de crustáceos, en el plano latitud-profundidad.
- Fig. 20. Variograma empírico unidireccional y modelo para los recursos (A) *Merluccius gayi* (este-oeste) (FIP 200-03), (B) *Heterocarpus reedi* (FIP 2002-06), (C) *Cervimunida Johni* y (D) *Pleuroncodes monodon* (norte-sur) (FIP 2004-11). Distancia en metros.
- Fig. 21. Variograma empírico omnidireccional y modelo en el plano norte-este para los recursos (A) *Merluccius gayi*, (FIP 2002-03) (B) *Heterocarpus reedi* (FIP 2002-06), (C) *Cervimunida Johni*, (D) *Pleuroncodes monodon* (FIP 2004-11). Distancia en m.
- Fig. 22. Variograma empírico omnidireccional y modelo, en el plano Norte-Profundidad, para los recursos (A) *Merluccius gayi* (FIP 2004-11), *Heterocarpus reedi* (FIP 2002-06), (B) *Cervimunida johni* y (C) *Pleuroncodes monodon* (FIP 2004-11).
- Fig. 23. Variograma empírico omnidireccional cruzado y modelo, en el plano Norte-Sur, para los pares de recursos (A) *M. gayi*-*C. johni*, (B) *M. gayi*-*P. monodon*, (C) *M. gayi*-*H. reedi*, (D) *C. johni*-*P. monodon*, (E) *C. johni*-*H. reedi* y (F) *P. monodon*-*H. reedi* (FIP 2004-11).
- Fig. 24. Coeficiente de co-dispersión de los pares de recursos para los cuales los variogramas cruzados fueron válidos. (A) *M. gayi*-*P. monodon*, (B) *C. johni*-*P. monodon*, (C) *P. monodon*-*H. reedi*.
- Fig. 25. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA > (A) 1,2; (B) 2,0; (C) 5,0 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA >1,2 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Merluccius gayi* en el plano norte-este.
- Fig. 26. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA > (A) 1,20; (B) 2,00; (C) 3,00 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA >1,20 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Merluccius gayi* en el plano norte-profundidad. Profundidad en m.
- Fig. 27. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA > (A) 1,16; (B) 2,37; (C) 7,22 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA >1,16 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Heterocarpus reedi* en el plano norte-este.
- Fig. 28. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA > (A) 1,16; (B) 2,37; (C) 7,22 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA >1,16 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Heterocarpus reedi* en el plano norte-profundidad. Profundidad en m.
- Fig. 29. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA > (A) 0,97; (B) 5,20; (C) 6,22 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA >0,97 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Cervimunida johni* en el plano norte-este.
- Fig. 30. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA > (A) 0,97; (B) 5,20; (C) 6,22 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA >0,97 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Cervimunida johni* en el plano norte-profundidad. Coordenadas en UTM, profundidad en m.
- Fig. 31. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA > (A) 1,41; (B) 3,40; (C) 21,60 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA >1,41 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Pleuroncodes monodon* en el plano norte-este.

- Fig. 32. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA > (A) 1,41; (B) 3,40; (C) 21,60 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA >1,41 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Pleuroncodes monodon* en el plano norte-profundidad. Coordenadas en UTM, profundidad en m.
- Fig. 33. Distribución latitudinal de los parches de abundancia de *Merluccius gayi* y la correspondiente sobreposición con *Heterocarpus reedi*, *Cervimunida johni* y *Pleuroncodes monodon*.
- Fig. 34. Distribución latitudinal de los parches de abundancia sobreposición de los crustáceos *Heterocarpus reedi*, *Cervimunida johni* y *Pleuroncodes monodon*.
- Fig. 35. Distribución batimétrica de los parches de abundancia de *Merluccius gayi* y la correspondiente sobreposición con *Heterocarpus reedi*, *Cervimunida johni* y *Pleuroncodes monodon*.
- Fig. 36. Distribución batimétrica de los parches de abundancia y sobreposición de los crustáceos *Heterocarpus reedi*, *Cervimunida johni* y *Pleuroncodes monodon*.
- Fig. 37. Serie temporal (A) original con tendencia y componente cíclica (Azul), (B) serie filtrada (sin media, tendencia y componente cíclica) y (C) serie modelada con LOESS del desembarque nacional de *Merluccius gayi* en el período 1990-2003. Fuente de información: Servicio Nacional de Pesca.
- Fig. 38. Serie temporal (A) original con tendencia y componente cíclica (Azul), (B) serie filtrada (sin media, tendencia y componente cíclica) y (C) serie modelada con LOESS de la CPUE nacional de *Merluccius gayi* en el período 2000-2003.
- Fig. 39. Serie temporal (A) original con tendencia, (B) serie filtrada (sin media y tendencia) y (C) serie modelada con LOESS del desembarque nacional de *Heterocarpus reedi* en el período 1990-2003.
- Fig. 40. Serie temporal (A) original con tendencia y componente cíclica (Azul), (B) serie filtrada (sin media, tendencia y componente cíclica) y (C) serie modelada con LOESS y (D) modelo lineal de la CPUE nacional de *Heterocarpus reedi* en el período 2000-2003.
- Fig. 41. Serie temporal (A) original con tendencia y componente cíclica (Azul), (B) serie filtrada (sin media, tendencia y componente cíclica) y (C) serie modelada con LOESS del desembarque nacional de *Cervimunida johni* en el período 1990-2003.
- Fig. 42. Serie temporal (A) original con tendencia y componente cíclica (Azul), (B) serie filtrada (sin media, tendencia y componente cíclica) y (C) serie modelada con LOESS de la CPUE nacional de *Cervimunida johni* en el período 2000-2003.
- Fig. 43. Serie temporal original del desembarque nacional de *Pleuroncodes monodon* en el período 1991-2003.
- Fig. 44. Serie temporal (A) original con tendencia y componente cíclica (azul), (B) serie filtrada (sin media, tendencia y componente cíclica) y (C) serie modelada con LOESS de la CPUE nacional de *Cervimunida johni* en el período 2000-2003.
- Fig. 46. Serie temporal de desembarque total nacional de los recursos *Merluccius gayi*, *Heterocarpus reedi* y *Cervimunida johni* en el período 1990-2003.
- Fig. 47. Serie temporal de CPUE (ton/n° naves) de los recursos *Merluccius gayi*, *Heterocarpus reedi*, *Cervimunida johni* y *Pleuroncodes monodon*, en el período 2000-2003.
- Fig. 48. Esquema que grafica los períodos del año en que ocurren los valores más altos de desembarque y CPUE de los recursos pesqueros en estudio.
- Fig. 49. Escala espacial utilizada para desarrollar las simulaciones dinámicas en Ecospace.

- Fig. 50. Simulaciones espaciales por Ecospace de langostino colorado bajo el Escenario 1 en la zona centro-sur de Chile (sin el impacto de M2 y sin esfuerzo pesquero).
- Fig. 51. Simulaciones espaciales por Ecospace de langostino colorado bajo el Escenario 2 en la zona centro-sur de Chile (con el impacto de M2 y sin esfuerzo pesquero).
- Fig. 52. Simulaciones espaciales por Ecospace de langostino colorado bajo el Escenario 3 en la zona centro-sur de Chile (sin impacto por M2 y con esfuerzo pesquero).
- Fig. 53. Simulaciones espaciales por Ecospace de langostino colorado bajo el Escenario 4 en la zona centro-sur de Chile. (Con impacto por M2 y con esfuerzo pesquero). Se muestra, además, la tendencia en el tiempo de ambas biomásas (langostino colorado juvenil y adulto).
- Fig. 54. Simulaciones espaciales por Ecospace de langostino colorado bajo el Escenario 4 en la zona centro-sur de Chile (con impacto por M2 y con esfuerzo pesquero). Se muestra, además, la tendencia en el tiempo de ambas biomásas (langostino colorado juvenil y adulto).
- Fig. 57. Diagrama de flujo del método utilizado para evaluar el desempeño de métodos de evaluación de stocks que incluyan la predación.
- Fig. 56. Desembarque total, industrial y artesanal de merluza común y cuota global anual de captura en el periodo 1980-2004.
- Fig. 57. Composición por edad de la abundancia del stock de merluza común (2001-2004). Fuente: Informes FIP y SSP.
- Fig. 58. Mortalidad natural edad-dependiente en merluza común, método de Chen & Watanabe (1989).
- Fig. 59. Distribución de probabilidad empírica de los 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural para ambos sexos, merluza común.
- Fig. 60. Distribución de probabilidad empírica de los 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural para machos, merluza común.
- Fig. 61. Distribución de probabilidad empírica de los 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural para hembras, merluza común.
- Fig. 62. Mortalidad natural edad-dependiente en langostino colorado, método de Chen & Watanabe (1989).
- Fig. 63. Distribución de probabilidad empírica de los 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural para ambos sexos, langostino colorado.
- Fig. 64. Mortalidad natural edad-dependiente en langostino colorado, método de Chen & Watanabe (1989).
- Fig. 65. Distribución de probabilidad empírica de los 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural para ambos sexos, langostino amarillo.
- Fig. 66. Índice de Selectividad de presas de Ursin para las presas langostino amarillo, langostino colorado, merluza común y otras especies.
- Fig. 67. Coeficientes de adecuación para las presas: merluza común (canibalismo), langostino colorado, y langostino amarillo.
- Fig. 68. Estimaciones de la abundancia del grupo de edad 0 (arriba) y del reclutamiento al stock explotable (edad 3, abajo) de merluza común mediante MSVPA, SSVPA, respecto del Modelo Operante.
- Fig. 70. Estimaciones de la abundancia del grupo de edad 0 (arriba) y de la biomasa total (0+) de langostino amarillo de la zona III-IV Región mediante MSVPA y SSVPA.

- Fig. 71. Estructura de edades observadas en los cruceros de evaluación acústica en comparación con el que describe el modelo operante.
- Fig. 72. Capturas anuales de merluza común (puntos) y aquellas estimadas con el modelo operante (línea continua).
- Fig. 73. Representación de los flujos entre la fracción vulnerable ( $V_i$ ) e invulnerable ( $B_i - V_i$ ) de la biomasa de la presa en **EwE**. El parámetro  $a_{ij}$  es la tasa de búsqueda de la presa  $i$  por el predador  $j$ ,  $v$  es la tasa de intercambio entre el estado vulnerable y el invulnerable. El balance instantáneo entre ambos estados de la biomasa de la presa implica que  $V_i = vB_i / (2v + aB_j)$ . Modificado de Walters *et al.* (1997).
- Fig. 74. Ajuste de la biomasa por el modelo multiespecífico EwE utilizando mortalidad por pesca como función forzante. a) Merluza común juveniles (0 a 3 años); b) merluza común adultos (4+ años).
- Fig. 75. Ajuste de la biomasa por el modelo multiespecífico EwE utilizando mortalidad por pesca como función forzante. a) Langostino colorado; b) langostino amarillo.
- Fig. 76. Tendencia de la biomasa de langostino colorado ante distintos niveles de mortalidad por pesca ( $F$ ) y mortalidad por predación durante 10 años a partir del año 2005. a)  $F=0$ ; b)  $F=0.05$ ; c)  $F=0.1$ . Línea roja  $v=1.75$ ; línea verde  $v=1.5$ ; línea azul  $v=1.25$ .
- Fig. 77. Tendencia de la biomasa de langostino amarillo ante distintos niveles de mortalidad por pesca ( $F$ ) y mortalidad por predación ( $v$ ) durante 10 años a partir del año 2005. a)  $F=0$ ; b)  $F=0.05$ ; c)  $F=0.1$ . Línea roja  $v=1.75$ ; línea verde  $v=1.5$ ; línea azul  $v=1.25$ .
- Fig. 78. Correlación entre la biomasa de merluza común (predador) y especies de langostinos (presas). a) Langostino colorado; b) langostino amarillo; y c) langostinos totales.
- Fig. 79. Indicador de fuerza de interacción calculado tras simulaciones independientes de colapso de merluza común, langostino colorado y langostino amarillo.
- Fig. 80. Indicador de impacto funcional calculado tras simulaciones independientes de colapso de langostino colorado y langostino amarillo.
- Fig. 81. Impactos tróficos combinados de los recursos langostino colorado y langostino amarillo en otros componentes del sistema demersal en el ecosistema marino de Chile central.
- Fig. 82. Desembarque de langostino Colorado y langostino Amarillo en la zona centro-sur (V-IX Regiones). Fuente: Anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca 1990-2000.
- Fig. 83. Impactos tróficos combinados de los recursos langostino colorado y langostino amarillo en otros componentes del sistema demersal en el ecosistema marino de Chile central.
- Fig. 84. Área de estudio.
- Fig. 85. Diagrama de flujo de masa entre los distintos grupos del ecosistema marino del centro-norte de Chile, año 2003. Los flujos se encuentran expresados en  $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ .
- Fig. 86. Mortalidades estimadas por EwE de los principales recursos pesqueros del ecosistema marino del centro-norte de Chile, año 2003 (M común = merluza común; Ancho = anchoveta; Sard = sardina española; L. amar.= langostino amarillo; L. Color = langostino colorado; C. nailon = camarón nailon).

## **6. OBJETIVO GENERAL**

Establecer las bases biológicas que permitan estimar el impacto de la mortalidad por predación (M2) de merluza común sobre los stocks de langostino colorado, langostino amarillo y merluza común (canibalismo).

## **7. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- 7.1. Realizar una revisión bibliográfica de metodologías modernas para los fines de este tipo de estudios.
- 7.2. Determinar qué áreas (zonas) y estaciones del año (períodos) son las que presentan la mayor relevancia para los fines de este estudio, en caso que existieren.
- 7.3. Evaluar metodologías y seleccionar aquellas con mayores ventajas y factibilidad de aplicación.
- 7.4. Luego de seleccionadas una o más metodologías, plantear una segunda etapa que considere la aplicación de la(s) misma(s).

Además, nosotros propusimos los siguientes objetivos adicionales:

- 7.5. Evaluar la fuerza de la interacción trófica y el rol funcional de merluza común y langostinos colorado y amarillo en la zona central de Chile.
- 7.6. Realizar una representación cualitativa y semi-cuantitativa de las relaciones tróficas en el ecosistema marino de la macrozona comprendida por las Regiones III y IV.

## 8. OBJETIVO ESPECÍFICO 1

**Realizar una revisión bibliográfica de metodologías modernas para los fines de este tipo de estudios.**

### 8.1 RESUMEN

Se comunican resultados relacionados con el objetivo específico 1 del presente proyecto. En particular la información contenida en esta sección tiene relación con la revisión bibliográfica de indicadores descriptivos de la dieta en peces y de metodologías utilizadas en el estudio del proceso de evacuación gástrica, procedimiento considerado esencial en la estimación de la ración diaria y el consumo de alimento. Además, se informan resultados del análisis de información sobre contenidos estomacales de merluza común provenientes de muestreos en el desembarque de la pesquería que opera entre 34° y 40° S en Chile centro-sur.

Con respecto al análisis bibliográfico, se confirma que los descriptores tradicionales de la dieta en peces continúan siendo aquellos que dan cuenta de la importancia en número (%N), peso o volumen (%P; %V) y frecuencia de ocurrencia (%F), así como el índice compuesto denominado Índice de Importancia Relativa (IIR), el cual se sugiere sea expresado en porcentaje para facilitar la comparación entre distintos estudios de alimentación.

La estimación de la ración diaria de alimento y el consumo de una población de peces han sido enfrentadas principalmente a partir del análisis de contenidos estomacales con muestras obtenidas *in situ* y de la estimación de la tasa de evacuación gástrica. Esta aproximación conlleva fuentes de incertidumbre asociadas con la variabilidad temporal en el peso del contenido estomacal y con los múltiples factores que influyen sobre la tasa de evacuación gástrica, entre los que se cuentan el tipo y cantidad de alimento, el tamaño del predador y la temperatura.

Para el periodo analizado (1993-1997), la dieta de merluza común estuvo compuesta principalmente por eufáusidos, y en segundo lugar por langostino amarillo, langostino

colorado y canibalismo. Se observó cambios en la composición de la dieta y la conformación de grupos ontogenéticos cuando la presencia de langostino amarillo, langostino colorado y canibalismo fue importante en la dieta.

Sobre la base del peso del contenido estomacal de merluza común a distintas horas del día se calculó que la ración diaria de alimento es entre  $6,88 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$  y  $5,02 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ , para el contenido estomacal total y de eufáusidos, respectivamente.

## 8.2. ANTECEDENTES

La actividad pesquera de gran escala ha reducido la abundancia de varias especies con valor comercial y ha conducido a la reducción en el nivel trófico promedio de las pesquerías mundiales (Pauly *et al.*, 1998) y a escala regional (Arancibia & Neira, 2005; Milessi *et al.*, 2005). Además, en algunos ecosistemas marinos la sobreexplotación ha llevado a cambios dramáticos en la estructura de las comunidades.

Sin embargo, aún cuando se ha documentado bastante sobre aspectos tales como tasas de explotación, cambios en la abundancia y distribución en especies de importancia comercial, los impactos de la interacción entre especies en relación a la competencia y predación son pobremente entendidos (Tsou & Collie, 2001). Esta última es una importante fuente de mortalidad natural, mecanismo que contribuye a cambios de biomasa y reclutamiento de predadores y sus presas (Barros *et al.*, 1998).

Cuando la mortalidad por predación constituye un elemento modelador de la abundancia de una determinada especie, entonces la evaluación de los cambios poblacionales puede no ser adecuadamente descrita mediante la aplicación de métodos tradicionales. Esto adquiere particular relevancia cuando existe un fuerte grado de interacción predador-presa entre especies de importancia comercial. Tal es el caso del bacalao (*Gadus morhua*) que habita las aguas de Noruega y su presa el capelin (*Malotus vilosus*), ya que la fijación de cuota anual de capelin es balanceada con los requerimientos de alimento del stock de bacalao del Mar de Barents utilizando un modelo operacional multiespecífico (Tjelmeland & Bogstad, 1998).

En el caso particular de este estudio, la merluza común (*Merluccius gayi*) ha sido reconocida por varios autores como importante predador de las comunidades bentónicas, demersales y pelágicas de Chile centro-sur, en especial sobre especies que también revisten importancia económica, como son langostino colorado, langostino amarillo y merluza común, esta última a la forma de canibalismo (Arancibia, 1989; Arancibia *et al.*, 1998; Cubillos *et al.*, 2003).

Con el propósito de establecer las bases biológicas que permitan estimar el impacto de la mortalidad por predación (M2) de merluza común sobre los stocks de langostino colorado, langostino amarillo y merluza común (canibalismo), la presente sección trata los tópicos relacionados con los procedimientos metodológicos para analizar la composición de la dieta y estimar el consumo de alimento.

### **8.3. METODOLOGÍA DE TRABAJO**

#### **8.3.1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA**

La revisión bibliográfica de las metodologías utilizadas en la descripción de la dieta y estimación de la tasa de evacuación gástrica, ración diaria y consumo de alimento se basó en la búsqueda de información relacionada con estos temas en bases de datos pertenecientes a revistas de corriente principal, esto es, clasificadas como de tipo ISI (*e.g.* Bulletin of Marine Science, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Ecological Modelling, Fisheries Research, ICES Journal of Marine Science, Journal of Fish Biology). Este criterio de búsqueda tiene como sustento el hecho que es en este tipo de revistas donde los principales grupos de investigación internacionales, dedicados a abordar la problemática de la estimación de la mortalidad por predación (M2), dan a conocer sus resultados.

#### **8.3.2. ANÁLISIS DE INFORMACIÓN SOBRE CONTENIDOS ESTOMACALES**

##### **8.3.2.1. DESCRIPCIÓN DE LA DIETA**

La información sobre contenidos estomacales de merluza común se obtuvo de la base de datos analizada por Arancibia *et al.* (1998) y Cubillos *et al.* (2003), la cual corresponde al muestreo del desembarque de la pesquería de arrastre merlucera que operó en la zona de Chile centro-sur, entre los 34° y 40°S, durante el período 1993-1997.

La estructura de la información de contenidos estomacales de merluza común ya estaba organizada por año, trimestre calendario, sexo, longitud total (cm) y peso total (g). Este

último se calculó sobre la base de la relación longitud-peso de la especie para cada sexo por separado.

Para la descripción de la dieta se utilizó el Índice de Importancia Relativa (*IIR*) expresado en porcentaje, de acuerdo a la siguiente expresión:

$$IIR = \% F \times (\% P + \% N)$$

donde: *%F* es la frecuencia de ocurrencia; *%P* es el porcentaje en peso; *%N* es el porcentaje en número.

La descripción de la dieta se realizó para cada trimestre calendario por separado, combinando ambos sexos y también sexos separados. Además, para cada sexo se realizó el análisis por rango de tamaño usando intervalos de tamaño de 5 cm de longitud total (LT).

Se efectuó comparaciones en la dieta siguiendo la siguiente estructura:

- i) Entre años por trimestre, sexo y grupo de tamaño.
- ii) Entre grupos de tamaño por trimestre y sexo.

En relación al tamaño, los grupos funcionales definidos para este análisis son los siguientes:

- A: 31 – 35 cm LT
- B: 36 – 40 cm LT
- C: 41 – 45 cm LT
- D: 46 – 50 cm LT
- E: 51 – 55 cm LT
- F: 56 – 60 cm LT
- G: > 60 cm LT

La similitud de la dieta entre los diversos grupos a comparar se calculó con el Índice de Bray-Curtis (BC; Bloom, 1981), cuya expresión es:

$$BC = \frac{2 \sum_{i=1}^S \min(x_{ij}, x_{ik})}{\sum_{i=1}^S (x_{ij} + x_{ik})}$$

donde:  $\min(x_{ij}, x_{ik})$  corresponde al valor mínimo del IIR de la  $i$ -ésima presa en la dieta de merluza común entre las variables a comparar  $j$  y  $k$  (e.g. sexo, tamaño, período de muestreo);  $S$  es el número total de ítems presa. Con esta información se construyeron matrices de similitud, las cuales se transformaron en matrices de disimilitud. Con estas últimas se llevó a cabo el análisis de cluster, utilizando como criterio de unión el “promedio por grupos no ponderado”, (unweighted pair-group average, UPGMA). Este análisis se realizó en el módulo Cluster Analysis del programa Statistica versión 5.1.

### 8.3.2.2. ESTIMACIÓN TAMAÑO MUESTRAL ESTÓMAGOS DE MERLUZA COMÚN

Para validar si cada uno de los grupos funcionales (sexo, año, trimestre, grupo ontogenético) conformados para realizar las comparaciones de la dieta de merluza común (período 1993-1997), estuvo compuesto por un adecuado número de estómagos, se construyeron curvas acumulativas del Índice de Diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ; Krebs, 1989). En la propuesta original se ofreció que tales curvas acumulativas de diversidad se construirían sobre la base del número de individuos para cada ítem presa. Sin embargo, como posteriormente se expondrá en los resultados, el índice de diversidad calculado sobre la base del número de individuos presa presentó bajo contraste, razón por la cual el número mínimo de estómagos a utilizar se determinó por medio de curvas acumulativas del Índice de Diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ), usando la frecuencia de ocurrencia de los ítems presa.

La expresión final del índice de diversidad es:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i) (\log_2 p_i)$$

donde:  $p_i$  es la proporción de presa  $i$  respecto al total de presas  $S$  en los contenidos estomacales.

### 8.3.2.3. CÁLCULO DE LA RACIÓN DIARIA DE ALIMENTO

En esta sección se utilizó una base de datos construida sobre la base de muestreos de estómagos de merluza común a bordo de embarcaciones arrastreras que operaron al interior de las zonas de pesca localizados en Chile centro-sur. Esta base de datos fue recuperada parcialmente de archivos sobre alimentación de merluza común almacenados por dos de los investigadores del presente estudio (Hugo Arancibia y Luis Cubillos). La información proviene del proyecto FONDECYT 1920024-92 y FIP 95-17. Esta base de datos incompleta corresponde a un set de 61 promedios horarios de peso del contenido estomacal total (en gramos) y peso promedio de eufáusidos. Sin embargo, tal set de datos no contiene información respecto a la fecha, posición geográfica (latitud, longitud), número de estómagos muestreados, número de estómagos con contenido, total de ítems presa u otro.

Para el cálculo de la ración diaria de alimento de merluza común mediante esta información se usó dos aproximaciones:

i) Modelo de Eggers (1977), según el cual la ración diaria (RD) se calcula como el producto entre la cantidad de alimento promedio en el contenido estomacal durante un período de 24 horas y la tasa de evacuación gástrica, de acuerdo a la expresión:

$$RD = 24 \times E \times \bar{S}$$

donde:  $\bar{S}$  es el peso promedio del contenido estomacal;  $E$  es la tasa de evacuación gástrica.

ii) Método de Sainsbury (1986), el cual supone la existencia de períodos discretos de alimentación y no alimentación en forma alternada, los que conforman un ciclo de alimentación, y cuyas expresiones matemáticas son las siguientes:

Alimentación:

$$\frac{dS}{dt} = J - E * S$$

Digestión:

$$\frac{dS}{dt} = -E * S$$

donde:  $J$  es la tasa de ingestión de alimento;  $E$  es la tasa de evacuación gástrica de tipo exponencial;  $S$  es el peso del contenido estomacal.

## 8.4. RESULTADOS

### 8.4.1. INDICADORES DE LA COMPOSICIÓN DE LA DIETA

Los métodos tradicionales para análisis de la dieta incluyen el conteo en número, frecuencia de ocurrencia y volumen o peso de las presas (Hyslop, 1980). Cada una de estas medidas proporciona diferentes propiedades de los hábitos alimenticios de un predador. La abundancia numérica es informativa respecto de la conducta alimentaria de un predador, las medidas de volumen o peso dan cuenta del valor nutricional de la dieta, mientras que la ocurrencia proporciona información en relación la disponibilidad de las presas en el ambiente (Macdonald & Green, 1983).

Para dar cuenta de las características de cada una de estas medidas se ha desarrollado una serie de índices compuestos, los cuales aunque han sido utilizados en una variedad de estudios de alimentación, su elección para determinar la importancia relativa y dominancia de las presas en los contenidos estomacales es generalmente subjetiva (Hyslop, 1980). Uno de los más ampliamente utilizados en la descripción de la dieta en peces es el Índice de Importancia Relativa (IIR; Pinkas *et al.*, 1971). En este método, el porcentaje de la frecuencia de ocurrencia (%F) de cada categoría de presa es multiplicada por la suma del porcentaje en volumen (%V) o peso (%P) y el porcentaje en número (%N), esto es:

..... 9

$$IIR = \% F \times (\% P + \% N)$$

En teoría, dada la naturaleza de su construcción, el IIR puede tomar valores positivos entre 0 y  $+\infty$ , lo que dificulta la comparación entre estudios de la alimentación cuando el IIR se expresa en términos absolutos. Por esta razón, algunos autores han sugerido expresar el IIR en términos de porcentaje (Carrassón *et al.*, 1992; Cortés *et al.*, 1996).

$$\% IIR_i = 100 \times IIR_i / \sum_{i=1}^n IIR_i$$

donde:  $n$  es el número total de presas en el contenido estomacal.

#### 8.4.2. EVACUACIÓN GÁSTRICA

La evacuación gástrica es el proceso fisiológico mediante el cual el aparato digestivo digiere y evacua el alimento consumido por un animal. Es un proceso dinámico y flexible influenciado por variables bióticas y abióticas (Cortés & Gruber, 1992). Estas incluyen especies de peces, tipo y calidad de presa (entendido como contenido energético), estrategia de alimentación y temperatura, así como el diseño y metodología experimental (Grove *et al.*, 1985; dos Santos & Jobling, 1992; Andersen, 1999).

La mayoría de los estudios de evacuación gástrica realizados con peces en cautiverio han tratado de describir la evacuación del alimento desde el estómago de los peces usando expresiones matemáticas (Elliott & Persson, 1978; MacDonald *et al.*, 1982, Cortés & Gruber, 1992; Nelson & Ross, 1995). En varias investigaciones se ha ajustado los datos de evacuación gástrica a un modelo lineal (Jobling, 1987; Cortés & Gruber, 1992). En este modelo se asume que la evacuación gástrica es una función lineal del tiempo y, por lo tanto, que la cantidad de alimento evacuada por unidad de tiempo permanece constante.

Otros estudios han sugerido que sería más adecuado un modelo exponencial (Grove & Crawford, 1980). Este modelo predice que una proporción constante de los contenidos

estomacales sería evacuada por unidad de tiempo y así, como el volumen del contenido estomacal disminuye, la cantidad de alimento por unidad de tiempo decrecería, esto es, la cantidad de alimento evacuado por unidad de tiempo es volumen dependiente. Una variante del modelo volumen dependiente al cual también se le han ajustado datos de evacuación gástrica es el tipo raíz cuadrada (Jobling & Davies, 1979; Jobling, 1987). Según este modelo la distensión radial de las paredes del estómago produce contracciones peristálticas en el estómago, por lo que la tensión circunferencial desarrollada es proporcional al radio. Ya que el radio de un cilindro varía con la raíz cuadrada del volumen, entonces la tensión desarrollada en el estómago también sería proporcional a la raíz cuadrada del volumen del alimento en el estómago (Hopkins, 1966).

La expresión analítica de estos modelos es la siguiente:

$$W_t = W_0 - E \times t \quad \text{lineal}$$

$$\sqrt{W_t} = \sqrt{W_0} - E \times t \quad \text{raíz cuadrada}$$

$$W_t = W_0 \times e^{-E \times t} \quad \text{exponencial}$$

donde:  $W_0$  es el peso inicial del alimento ( $t = 0$ );  $W_t$  es el peso del contenido estomacal al tiempo  $t$ ;  $E$  es la tasa instantánea de evacuación gástrica.

Con estos modelos se asume que la evacuación del alimento desde el estómago se inicia inmediatamente después de la ingestión. Sin embargo, varios estudios han sugerido que podría ocurrir un tiempo de retardo entre la ingestión y el inicio de la evacuación gástrica (Persson, 1981). Adicionalmente, se ha planteado que durante los estadios tardíos de la digestión la tasa de evacuación gástrica disminuye considerablemente y se nivela en un punto en el tiempo después de la alimentación, determinado por el porcentaje de material no digerido dentro del alimento (Macdonald *et al.*, 1982). Estos autores notaron que, incluso en estudios donde un modelo lineal parecía apropiado, la nivelación de la tasa de

evacuación es a menudo observada después de que el 80% o 90% del alimento es digerido. En tal caso, la función de crecimiento logístico sería apropiada (Medved, 1985). Por otro lado, un modelo basado en la función Gompertz, que es similar a la función logística, pero que no es simétrica sobre su punto de inflexión, podría ser valiosa en la descripción de la evacuación gástrica (Medved, 1985).

La expresión analítica de los modelos logísticos y Gompertz es la que sigue:

$$W_t = W_0 - \frac{A}{1 + \exp[-E \times (t - B)]} \quad \text{Logístico}$$

$$W_t = W_0 - A \times \exp [E \times \exp (B \times t)] \quad \text{Gompertz}$$

donde:  $W_0$  es el peso inicial del alimento ( $t = 0$ );  $W_t$  es el peso del contenido estomacal al tiempo  $t$ ;  $E$  es la tasa instantánea de evacuación gástrica;  $A$  y  $B$  son parámetros de forma en ambos modelos.

Aunque continua en uso la aplicación de este tipo de modelos (Medina *et al.*, 1999; Aedo & Arancibia, 2001), la tendencia es utilizar modelos matemáticos más genéricos que incorporen de forma explícita el efecto de variables tales como el tipo de alimento, el peso del predador y la temperatura, entre otros.

Si se considera a  $S$  como el peso del contenido estomacal, la tasa de cambio de  $S$  con respecto al tiempo cuando un pez no se está alimentando queda definido por:

$$\frac{dS}{dt} = -E S^B$$

Luego, la versión integrada de esta ecuación para  $B \neq 1$ , queda expresada como:

$$S_t = [S_0^{(1-B)} - E(1-B)t]^{\frac{1}{1-B}}$$

donde:  $S_t$  es el peso del contenido estomacal residual al tiempo  $t$ ;  $t$  es el tiempo después de la ingestión,  $S_0$  es el peso inicial del alimento ingerido;  $B$  es el parámetro que determina la forma de la curva;  $E$  es la tasa de evacuación gástrica la cual puede ser afectada por la temperatura, especie y tamaño del predador, tipo de presa y otros (Mergardt & Temming, 1997).

Para el caso cuando  $B = 1$ , la forma de la expresión integrada es:

$$S_t = S_0 e^{(-Et)},$$

que corresponde al modelo de evacuación gástrica de tipo exponencial.

La expresión analítica del cambio en peso del contenido estomacal cuando  $B \neq 1$ , tiene la particularidad que el parámetro de curvatura ( $B$ ), también puede ser estimado, permitiendo expresar de mejor manera el proceso de evacuación gástrica. No obstante, se debe tener en cuenta que el agregar un parámetro más a este modelo, el ajuste a datos de contenido estomacal disminuye en 1 grado de libertad.

Otros modelos más ambiciosos incorporan directamente el efecto de otras variables, permitiendo la estimación de parámetros presa-específicos (constante  $\rho_i$ ) y parámetros generales (parámetro de forma  $\alpha$ , peso del predador  $\gamma$ , temperatura  $\delta$ ). Sobre la base del modelo de Temming & Andersen (1994), Temming & Herrmann (2003) expandieron la siguiente expresión:

$$\begin{aligned} S_t &= [S_0^{1-a} - (1-a)r_i t W^g e^{(\delta t)}]^{(1-a)^{-1}} \\ &= [S_0^{1-a} - A]^{(1-a)^{-1}} \\ S_t &= 0 \quad \text{si } A > S_0^{1-a} \end{aligned}$$

donde:  $S_0$  es el peso del contenido estomacal al tiempo 0 (peso inicial del alimento experimental),  $S_t$  es el peso del contenido estomacal al tiempo  $t$ ,  $W$  es el peso del predador,  $T$  es la temperatura experimental,  $\alpha$  es el parámetro de forma,  $\gamma$  es el exponente del peso,  $\delta$  es el factor de corrección de la temperatura,  $\rho_i$  es una constante (presa-específica),  $i$  es el índice del tipo de presa (especies o grupos de tamaño de la especie,  $i = 1, 2, \dots, N$ ).

Junto con el desarrollo de modelos de evacuación gástrica, también se han entregado una serie de recomendaciones que deben ser consideradas para efectuar experimentos de alimentación con peces en cautiverio. A continuación se destaca algunas de estas:

- Olsen & Mullen (1986) señalaron que la presencia de estómagos vacíos en experimentos de evacuación gástrica produce sesgos si los modelos son ajustados a tales set de datos, razón por la cual se sugiere truncar los set de datos a la primera aparición de un estómago vacío.
- El procedimiento para estimar la tasa de evacuación gástrica mediante experimentos de alimentación con peces en cautiverio sólo es aplicable si el grupo experimental de peces es homogéneo con respecto a todos los parámetros incluyendo el peso del pez (Temming & Herrmann, 2003).
- Andersen (1998) sugiere expresar el peso del contenido estomacal en relación al peso inicial y luego ajustar el modelo sólo a los datos en forma porcentual, de tal manera de evitar el sesgo asociado a las variaciones en el peso inicial del alimento.
- Cuando no es posible replicar las mismas condiciones de temperatura encontradas en el ambiente durante los experimentos de alimentación, una alternativa es utilizar una curva de corrección de la temperatura. Al respecto, Mergardt & Temming (1997) aplican el siguiente modelo de corrección de la temperatura:

$$E_{T1} = E_{T2} \times e^{A \times T},$$

el cual asume que el parámetro de curvatura ( $B$ ), en el modelo de evacuación gástrica de Mergardt & Temming (1997), no es influenciado por la temperatura, sino que solamente a la tasa de evacuación gástrica.

### 8.4.3. RACIÓN DIARIA DE ALIMENTO

El conocimiento de las tasas de evacuación gástrica en peces es esencial para la estimación de la ración diaria de alimento (Cortés, 1997). Este parámetro corresponde a la cantidad de alimento consumido por un animal en 24 horas, y es utilizado en estudios de trofodinámica, ecología aplicada, modelación de las tramas tróficas en ecosistemas marinos, análisis de población virtual multiespecífico y en modelos ecosistémicos con balance de masas (Hamerlynk *et al.*, 1993; Forseth *et al.*, 1994; Harvey *et al.*, 2003).

La mayor parte de los estudios que buscan calcular la ración diaria de alimento usan los métodos desarrollados por Eggers (1977) y Elliott & Persson (1978), o variantes de los mismos. El modelo de Eggers (1977) calcula la ración diaria (RD) como el producto entre la cantidad de alimento promedio en el contenido estomacal durante un periodo de 24 horas y la tasa de evacuación gástrica, de acuerdo a la expresión:

$$RD = 24 \times E \times \bar{S}$$

donde:  $\bar{S}$  es el peso promedio del contenido estomacal;  $E$  es la tasa de evacuación gástrica.

Además, el modelo de Elliott & Persson (1978) se basa en la evaluación secuencial de la cantidad de alimento consumido por un pez entre períodos de muestreo ( $C_t$ ), definido como:

$$C_t = \frac{(S_{t+\Delta t} - S_t e^{-E\Delta t})}{1 - e^{-E\Delta t}}$$

donde:  $S_t$  y  $S_{t+\Delta t}$  son los pesos promedios del contenido estomacal en los tiempos  $t$  y  $t+\Delta t$ , respectivamente.

Ambos métodos se basan en el muestreo del contenido estomacal obtenidos directamente del ambiente a intervalos regulares de tiempo (comúnmente a intervalos de 3 horas) durante un periodo de 24 horas, combinado con la estimación de la tasa de evacuación gástrica mediante experimentos de laboratorio o *in situ*, bajo el supuesto que el pez se alimenta continuamente o por lo menos durante un periodo de tiempo mayor en relación al tiempo de evacuación gástrica.

Sin embargo, ambas aproximaciones son demandantes de un muestreo intensivo, y sólo proporcionan estimaciones del consumo de alimento para cortos periodos de tiempo. El cálculo posterior del consumo estacional e incluso anual es extrapolado, de tal manera que estas estimaciones pueden ser muy sensibles a las variaciones diarias en el consumo de alimento (Trudel & Boisclair, 1994). Además, el supuesto de una alimentación continua funciona relativamente bien en el caso de pequeños predadores o cuando las partículas de alimento son, en general, de pequeño tamaño (del Norte Campos & Temming, 1994), pero no es tan válido cuando se trata de predadores mayores o de peces piscívoros, los cuales se alimentan de grandes partículas de alimento y a intervalos de varios días (dos Santos & Jobling, 1992).

Cuando no es posible calcular la tasa de evacuación gástrica a través de experimentos de alimentación con peces en cautiverio, se puede utilizar solamente la información aportada por el muestreo de contenidos estomacales *in situ*, mediante la aproximación desarrollada por Sainsbury (1986). Este método supone la existencia de períodos discretos de alimentación y no alimentación en forma alternada, los que conforman un ciclo de alimentación. En el período de alimentación, el cambio en peso del contenido estomacal ( $S$ ) es función de una tasa de ingestión de alimento ( $J$ ) y de una tasa de evacuación gástrica ( $E$ ) de tipo exponencial, mientras que en el período de no alimentación el contenido estomacal sólo es función de  $E$ . Si la tasa de ingestión de alimento es considerada constante ( $J_1$ ) o inversamente proporcional al contenido estomacal ( $J_2$ ), se tiene que durante el período de alimentación el cambio en peso del contenido estomacal es expresado como:

$$\frac{dS}{dt} = J_1 - E * S$$

o bien,

$$\frac{dS}{dt} = J_2 * (S_m - S) - E * S$$

donde:  $S_m$  es el contenido estomacal cuando la tasa de ingestión de alimento es igual a cero. En ambos modelos durante el período de no alimentación el cambio en el contenido estomacal decae exponencialmente.

#### 8.4.4. CONSUMO DE ALIMENTO

Una vez determinada la ración diaria de alimento, el consumo poblacional puede ser determinado sobre distintas bases de tiempo, lo que está condicionado a la variación temporal del contenido estomacal. Según la expresión propuesta por Livingston *et al.* (1986), modificada por Mehl & Westwård (1983), quienes trabajaron con varias especies de peces del Mar de Bering y con la caballa del Atlántico del Norte (*Scomber scombrus*), respectivamente, el consumo poblacional ( $Q$ ) puede ser calculado como:

$$Q_{ijk} = RD_{ij} D_i B_{ij} P_{ijk}$$

donde:  $Q_{ijk}$  es el consumo de la presa  $k$  por el grupo de edad  $j$  (o tamaño) del predador en la estación  $i$ ;  $RD_{ij}$  es el peso consumido diariamente por el grupo de edad  $j$  (o tamaño) del predador en la estación  $i$ ;  $D_i$  es el número de días en la estación  $i$ ;  $B_{ij}$  es la biomasa del grupo de edad  $j$  (o tamaño) del predador en la estación  $i$ ;  $P_{ijk}$  es la proporción en peso de la presa  $k$  consumida por el grupo de edad  $j$  (o tamaño) del predador en la estación  $i$ .

El consumo anual ( $Q_{ajk}$ ) se obtiene como la sumatoria de los consumos para los distintos intervalos de tiempo a considerar, según:

$$Q_{ajk} = \sum Q_{ijk}$$

donde:  $Q_{ajk}$  es el consumo de la presa  $k$  por el grupo de edad  $j$  (o tamaño) del predador en el año  $a$ .

#### **8.4.5. ANÁLISIS DE INFORMACIÓN SOBRE CONTENIDOS ESTOMACALES**

##### **8.4.5.1. DESCRIPCIÓN DE LA DIETA**

La base de datos analizada estuvo compuesta por un universo de 35178 estómagos de merluza común de ambos sexos, de los cuales 21217 estómagos presentaron algún tipo de contenido estomacal (60%). De 15690 estómagos de ejemplares machos, 8757 presentó alimento (54%), mientras que de un total de 19488 estómagos de ejemplares hembras, 12460 estómagos presentaron alimento (64%).

En la Tabla 1 se presenta en detalle para cada año el número de estómagos muestreados por trimestre y sexo, haciendo distinción entre la cantidad de estómagos totales y aquellos con contenido estomacal. En general, cada uno de los subgrupos presentó un número suficiente de estómagos con contenido estomacal para la descripción y análisis de la dieta, a excepción del cuarto trimestre del año 1995, en donde sólo se dispuso de 21 estómagos con alimento entre machos y hembras. Por esta razón, en este trimestre no se llevó a cabo un análisis de la dieta separada por sexos ni por tamaños.

A continuación se presenta la composición general de la dieta para cada año por trimestre y sexo, haciendo mención además de la estructura de tamaños asociada.

##### **Periodo 1993**

Durante el primer trimestre de este año (Tabla 2) las presas más importantes fueron eufáusidos (%IIR=53%), seguidos por langostino colorado (%IIR=32%) y merluza común (%IIR=14%).

En el segundo trimestre (Tabla 2) estas mismas especies se mantienen como las más importantes en la dieta, aunque el ítem merluza común (%IIR=12%) pasa a ser más importante que langostino colorado (%IIR=3%); los eufáusidos aumentan en importancia respecto al trimestre anterior (%IIR=84%).

En el tercer trimestre (Tabla 3) los eufáusidos aumentan aún más su importancia en la dieta de merluza común (%IIR=95%), seguida de manera marginal por la presa merluza común (%IIR=4%). Esta tendencia se mantiene en el cuarto trimestre (Tabla 3) donde el ítem eufáusidos es la presa dominante en la dieta (%IIR=98%). En este último trimestre destacan en importancia en peso las presas merluza común (%P=30%) y merluza de cola (%P=26%).

En relación a la estructura de tamaños, en todos los trimestres destaca el mayor número de ejemplares hembras respecto al número de machos, y que las hembras alcanzan mayores tallas (Fig. 1). Utilizando como criterio de comparación las tallas de 45 y 50 cm LT, el 27% de los machos y el 33% de las hembras superan los 45 cm LT, mientras que sólo el 5% de los machos miden más de 50 cm LT, contra un 16% de las hembras.

En el primer trimestre se observa una marcada asociación entre los grupos de tamaño A, B y C, esto es, entre 31 y 45 cm LT, tanto en machos como en hembras (Fig. 2), la cual está caracterizada por la mayor importancia de eufáusidos en la dieta (machos: A: %IIR=57%, B: %IIR=54%, C: %IIR=51%; hembras: A: %IIR=71%, B: %IIR=83%, C: %IIR=68%). En machos una segunda asociación es conformada por los grupos D y E (ejemplares entre 46 y 55 cm LT), aumentando en importancia las presas langostino colorado (D: %IIR=64%, E: %IIR=48%) y merluza común (D: %IIR=12%, E: %IIR=40%), y disminuyendo el ítem eufáusidos (D: %IIR=18%, E: %IIR=6%). En hembras un segundo cluster lo conforman los grupos D, E y F (46 – 60 cm LT) donde el ítem más importante es langostino colorado (D: %IIR=39%, E: %IIR=45%, F: %IIR=50%). Finalmente, un tercer cluster está constituido por el grupo G (>60 cm LT), donde el mayor ítem es merluza común (%IIR=82%).

En el segundo trimestre el taxón eufáusidos domina ampliamente la dieta de machos con valores de IIR por sobre 80%, a excepción del grupo D, donde la importancia de este ítem

fue de 63%, razón por la cual es este último grupo el que presenta una menor similitud con los otros (Fig. 2). Las hembras menores a 46 cm LT presentan amplia dominancia de eufáusidos en la dieta (A: %IIR=98%, B: %IIR=94%, C: %IIR=90%); entre 46 y 55 cm LT los eufáusidos continúan siendo el ítem presa principal (D: %IIR=79%, E: %IIR=67%), seguidos por merluza (D: %IIR=13%, E: %IIR=27%); mientras que entre 56 y 60 cm LT la presa más importante es merluza común (%IIR=63%) seguida en segundo lugar por eufáusidos (%IIR=25%).

En el tercer trimestre prácticamente no se observó diferencias en la dieta entre los distintos grupos de tamaño en machos de merluza común (Fig. 2), donde los eufáusidos presentaron valores de IIR sobre 85%. En hembras la importancia relativa del ítem eufáusidos superó el 80% en los ejemplares comprendidos entre 31 y 55 cm LT, razón por la cual este grupo presenta un alto grado de similitud trófica (Figura 2). Por sobre los 55 cm LT disminuye la importancia de eufáusidos (F: %IIR=63%, G: %IIR=17%) y aumenta la de merluza común (F: %IIR=34%, G: %IIR=82%).

En el cuarto trimestre la estructura entre grupos de tamaño es similar a la del trimestre anterior. Los machos conforman un único grupo ontogenético (Fig. 2) dominado por el ítem eufáusidos con valores de IIR entre 84 y 100%. En hembras los ejemplares entre 31 y 55 cm LT forman una sola unidad trófica, con valores de IIR sobre el 90%. Por sobre los 55 cm LT disminuye la importancia de eufáusidos (F: %IIR=62%, G: %IIR=1%) y aumenta la de merluza común (F: %IIR=37%, G: %IIR=57%).

### **Periodo 1994**

En los cuatro trimestres de este año la dieta de merluza común estuvo dominada casi exclusivamente por eufáusidos (Tablas 3 y 4). Sólo en el tercer trimestre fue también importante la presa langostino colorado (%IIR=13%), aún cuando muy por debajo de eufáusidos (%IIR=87%). De la misma manera, la estructura de tamaños de machos y hembras fue bastante homogénea en los trimestres 2, 3 y 4 (Fig. 3), excepto en el primer

trimestre donde la estructura de tamaños en hembras fue más juvenil en comparación a la de machos.

En los trimestres 1, 2 y 4, la dieta de los distintos grupos de tamaño tanto en machos como en hembras, estuvo estrechamente relacionada entre sí (Fig. 4), con un marcado dominio de eufáusidos en la dieta (> 90% en todos los casos).

En el tercer trimestre la presa de mayor importancia en los contenidos estomacales de machos fue eufáusidos, sin embargo, se observó un cluster conformado por las tallas entre 36 y 45 cm LT, en la cual son importantes también el ítem langostino colorado (B: %IIR=19%, C: %IIR=15%). En hembras una asociación muy marcada es la constituida por ejemplares entre 31 y 45 cm LT, cuya dieta se basó en un alto porcentaje sobre eufáusidos (IIR < 85%), mientras que el grupo D (46–50 cm LT) presentó una dieta constituida principalmente por langostino colorado (%IIR=85%) y en menor importancia por pejerratas (%IIR=6%).

### **Periodo 1995**

En los cuatro trimestres de este año la dieta de merluza común estuvo dominada exclusivamente por eufáusidos (Tablas 5 y 6). La estructura de tamaños en ambos sexos fue bastante estrecha y similar entre los tres primeros trimestres (Fig. 5). En el cuarto trimestre el número de individuos muestreados fue bajo, por lo que la estructura de tamaños observada podría estar sesgada.

En relación a la composición de la dieta por grupo de tamaño, debido al dominio de eufáusidos se observó alto nivel de similitud entre los distintos grupos de tamaño analizados de merluza común, conformando en todos los casos un solo grupo trófico (Fig. 6).

## Periodo 1996

Durante el primer trimestre de este año (Tabla 8) la presa más importante fue eufáusidos (%IIR=98%). En el segundo trimestre (Tabla 8) esta misma especie se mantiene como la más importantes en la dieta (%IIR=95%). En el tercer trimestre (Tabla 9) el taxa langostino amarillo es la más importante en la dieta de merluza común (%IIR=48%), seguida por eufáusidos (%IIR=33%) y langostino colorado (%IIR=17%). En el cuarto trimestre (Tabla 9) son igualmente importantes las presas langostino amarillo (%IIR=49%) y eufáusidos (%IIR=48%).

En los tres primeros trimestres la estructura de tamaños de machos y hembras fue bastante similar, con escasa presencia de ejemplares por sobre 50 cm LT (Fig. 7), mientras que en el cuarto trimestre la distribución de tallas en ambos sexos fue polimodal, y en el caso de hembras se observó una proporción importante de individuos mayores a 50 cm LT.

En el primer trimestre se observó un único grupo ontogenético conformado por individuos machos entre 31 y 50 cm LT (Fig. 8), con una dieta dominada exclusivamente por eufáusidos (%IIR>99%). En hembras, los eufáusidos dieron cuenta de la mayor parte de la dieta en todos los grupos de tamaño comprendidos entre 31 y 55 cm LT. Sólo en aquellos ejemplares por sobre los 55 cm LT (en este caso grupo F) el ítem merluza común fue el de mayor importancia relativa (%IIR=67%), seguido de eufáusidos (%IIR=32%).

En el segundo trimestre también se observó un solo grupo trófico entre todos aquellos ejemplares machos entre 36 y 50 cm LT (Fig. 8), cuya dieta estuvo conformada en gran parte por eufáusidos (%IIR>86%). En hembras, la dieta de ejemplares por sobre los 40 cm LT estuvo dominada por eufáusidos (%IIR>88%), mientras que en las tallas menores fueron importantes además de eufáusidos, el taxa pequeños pelágicos constituido por sardina común y cupleidos.

En el tercer trimestre sólo se distinguió dos grupos de tamaño en ejemplares machos, 36–40 cm LT y 41–45 cm LT, razón por la cual no se realizó análisis de cluster. En el primer

grupo la dieta estuvo constituida principalmente por eufáusidos (%IIR=70%) y langostino amarillo (%IIR=25%), mientras que en el segundo destacan los langostinos amarillo (%IIR=53%) y colorado (%IIR=23%) y eufáusidos (%IIR=22%). En hembras se observan dos clusters importantes (Fig. 8), uno formado por individuos entre 31 y 40 cm LT, donde destaca como ítem presa eufáusidos (A: %IIR=98%, B: %IIR=80%), y otro constituido por ejemplares entre 41 y 50 cm LT, donde en orden de importancia se encuentran las presas langostino amarillo (C: %IIR=70%, D: %IIR=57%), langostino colorado (C: %IIR=21%, D: %IIR=30%) y eufáusidos (C: %IIR=9%, D: %IIR=12%). A esta última asociación se acopla en un menor grado de similitud aquellos ejemplares por sobre los 50 cm LT, donde aumenta la importancia de langostino colorado (%IIR=35%), baja la de langostino amarillo (%IIR=27%), y aparece el ítem merluza común (%IIR=9%).

En el cuarto trimestre se distinguen dos asociaciones de tamaños en machos (Fig. 8), la primera conformada por los grupos A y D, y la segunda por los grupos B y C. En la primera destaca el taxón langostino amarillo (A: %IIR=88%, D: %IIR=83%), mientras que en el segundo la dominancia en la dieta la comparten de igual manera eufáusidos (B: %IIR=55%, C: %IIR=42%) y langostino amarillo (B: %IIR=42%, C: %IIR=54%). En hembras se distinguen tres clusters: el primero formado por los grupos A (31 – 35 cm LT) y G (>60 cm LT), en donde la dieta es dominada en gran medida por la presa langostino amarillo (A: %IIR=80%, C: %IIR=93%); un segundo grupo constituido por las tallas B (36 – 40 cm LT) y E (51 – 56 cm LT), donde las presas más importantes son eufáusidos (B: %IIR=68%, E: %IIR=65%) y langostino amarillo (B: %IIR=30%, E: %IIR=22%); y un tercer grupo que reúne a las tallas C (41 – 45 cm LT), D (46 – 50 cm LT) y F (56 – 60 cm LT), donde son igualmente importantes eufáusidos (C: %IIR=53%, D: %IIR=37%, F: %IIR=51%) y langostino amarillo (C: %IIR=44%, D: %IIR=45%, F: %IIR=36%).

### **Periodo 1997**

Durante el primer trimestre de este año (Tabla 10) las presas más importantes fueron langostino amarillo (%IIR=83%) y eufáusidos (%IIR=11%). En el segundo trimestre (Tabla 10) también las presas más importantes fueron langostino amarillo (%IIR=54%) y

eufáusidos (%IIR=42%). En el tercer trimestre (Tabla 11) son igualmente importantes langostino colorado (%IIR=50%) y eufáusidos (%IIR=49%), mientras que en el cuarto trimestre destaca en importancia los eufáusidos (%IIR=98%).

En este caso se muestreó un mayor número de ejemplares machos en comparación a las hembras. En los tres primeros trimestres se observa una sola estructura de tallas similar tanto en machos como en hembras (Fig. 9), siendo las hembras levemente mayores con respecto a los machos.

En el primer trimestre, en los tres grupos de tamaño analizados para machos el taxón langostino amarillo fue la presa principal (B: %IIR=59%, C: %IIR=90%, D: %IIR=61%), seguida por los eufáusidos (B: %IIR=36%, C: %IIR=4%, D: %IIR=26%). La mayor similitud entre los grupos B y D permite separarlos del grupo C, sin embargo, esto no es suficiente para considerarlos como un gremio distinto al grupo C (Fig. 10). En el caso de las hembras se observa una situación similar, ya que en los cuatro grupos analizados la presa más importante corresponde a langostino amarillo (B: %IIR=68%, C: %IIR=87%, D: %IIR=84%, E: %IIR=75%) seguido por eufáusidos (B: %IIR=25%, C: %IIR=6%, D: %IIR=12%, E: %IIR=24%).

En el segundo trimestre, en el caso de machos se asocian los grupos A (31 – 35 cm LT) y B (36 – 40 cm LT), y los grupos C (41 – 45 cm LT) y D (46 – 50 cm LT) (Fig. 10). En el primero de estos se observa una fuerte dominancia de eufáusidos (A: %IIR=87%, B: %IIR=70%) seguida en menor importancia por langostino amarillo (A: %IIR=6%, B: %IIR=27%). En la segunda asociación comparten igual dominancia ambas presas: eufáusidos (C: %IIR=47%, D: %IIR=48%) y langostino amarillo (C: %IIR=49%, D: %IIR=46%). En hembras, se observa una disminución en la importancia de eufáusidos con el incremento en longitud, desde %IIR=84% en el grupo A hasta %IIR=0% en el grupo E, y al mismo tiempo un aumento en la importancia de langostino amarillo, desde %IIR=15% en el grupo A hasta %IIR=97% en el grupo E.

En el tercer trimestre sólo se observó una estrecha asociación entre los grupos B y C (Fig. 10), caracterizada por la dominancia de las presas eufáusidos (B: %IIR=69%, C: %IIR=67%) y langostino colorado (B: %IIR=30%, C: %IIR=32%). Ambos grupos presentan una similitud de 0,7 (70%) respecto del grupo D, donde los eufáusidos son el ítem principal (%IIR=91%). En hembras se distingue dos clusters claramente diferenciables (Fig. 10), uno formado por individuos entre 41 y 55 cm LT, donde destaca como ítem presa langostino colorado (C: %IIR=81%, D: %IIR=80%, E: %IIR=90%), y otros constituido por ejemplares entre 36 y 40 cm LT, donde la más importante es eufáusidos (%IIR=60%), seguido de langostino colorado (%IIR=40%).

En el cuarto trimestre los eufáusidos dan cuenta del 99% de la dieta de machos sin encontrar diferencias entre distintos grupos de tamaño (Fig. 10). En hembras se distinguen dos clusters: el primero formado por individuos entre 31 y 50 cm LT, los grupos A (31 – 35 cm LT) y G (>60 cm LT), en donde los eufáusidos superan el 95% de la importancia relativa de la dieta; y un segundo grupo constituido por ejemplares entre 51 y 55 cm LT. En este caso las presas más importantes son eufáusidos (%IIR=63%) y merluza común (%IIR=37%).

#### **8.4.5.2. ESTIMACIÓN TAMAÑO MUESTRAL ESTÓMAGOS DE MERLUZA COMÚN**

Para un total de 160 grupos funcionales de merluza común, divididos en las categorías año, trimestre, sexo y grupo ontogenético, se observó baja diversidad ( $H'$ ) en la composición de la dieta, la que, en términos del número de individuos por ítem presa, fluctuó entre  $H'=0.0$  y  $H'=0.60$  (Fig. 11a); mientras que, con respecto a la frecuencia de ocurrencia de los distintos ítems presa y el peso en el contenido estomacal, la diversidad se encontró en el rango de  $H'=0.0 - 0.89$  (Fig. 11b) y  $H'=0.0 - 0.82$ , respectivamente (Fig. 11c). No se observó ninguna relación entre la diversidad de espectro trófico en los contenidos estomacales de merluza común y el número de estómagos en cada uno de los grupos funcionales analizados (Fig. 11), lo que es consecuencia de la alta dominancia que significa el grupo taxonómico eufáusidos en la dieta de merluza común durante el periodo estudiado.

Cuando se utiliza la frecuencia de ocurrencia de los ítems presa en los contenidos estomacales de merluza común, la diversidad del espectro trófico es  $H' = 0.35 - 0.89$ , para valores de IIR% en eufáusidos en el rango de 0 a 80%, luego de lo cual la diversidad cae rápidamente (Fig. 12a). Cuando la diversidad es calculada sobre la base del número de individuos presa se observa una relación aproximadamente lineal entre la diversidad y el IIR% de eufáusidos (Fig. 12b). En el caso de la diversidad determinada utilizando el peso de las presas, no se observa relación alguna entre  $H'$  e IIR% de eufáusidos en el rango de 0 a 100%, al interior del cual la diversidad toma valores entre  $H' = 0.0 - 0.82$  (Fig. 12c).

De esta forma, para calcular el tamaño mínimo de estómagos de merluza común sobre los cuales es adecuado realizar análisis comparativos en el espectro trófico, se seleccionó aleatoriamente 4 grupos funcionales al interior del rango de diversidades  $H' = 0.35$  y  $H' = 0.89$ , calculados sobre la base de la frecuencia de ocurrencia de los ítems presa, utilizando como restricción que el IIR% de eufáusidos sea menor o igual al 80%. Las razones para dicha restricción son, que para valores de IIR% de eufáusidos entre 0 y 80%, la diversidad calculada con la frecuencia de ocurrencia es independiente del IIR% de eufáusidos; y que, al interior de estos valores de IIR%, la diversidad presenta un estrecho rango de variación.

Para los cuatros casos analizados, la diversidad aumentó rápidamente con el incremento en el número de estómagos de merluza común (Fig. 13). En el caso “a” la diversidad alcanzó un primer nivel de estabilización ( $H' = 0,70$ ) con 10 estómagos, manteniéndose estables hasta los 20 estómagos, luego de lo cual la diversidad aumentó levemente para llegar a un segundo nivel de estabilización con 22 estómagos ( $H' = 0,76$ ). Para este grupo el IIR% de eufáusidos fue 0,2%.

En el caso “b” la diversidad logra un primer máximo con 5 estómagos ( $H' = 0,58$ ), luego de lo cual la diversidad aumenta levemente y de manera fluctuante hasta alcanzar un valor igual a  $H' = 0,65$  con 66 estómagos. Para este grupo el IIR% de eufáusidos fue 5,6%.

En el caso “c” la diversidad llega a un valor de  $H'=0,76$  con un número de 17 estómagos, luego de lo cual se mantiene sin mayores variaciones. Para este grupo el IIR% de eufaúsidos fue 25,4%.

Finalmente, en el caso “d” la diversidad alcanza su máximo valor ( $H'=0,73$ ) a los 12 estómagos, luego de lo cual la diversidad disminuye levemente y se estabiliza. En este grupo el IIR% de eufaúsidos fue 42,4%.

### 8.4.5.3. CÁLCULO DE LA RACIÓN DIARIA DE ALIMENTO

La base de datos utilizada para el cálculo de la ración diaria de alimento provino de un set de datos incompleto de 61 promedios horarios de peso del contenido estomacal total (en gramos) y peso promedio de eufáusidos, los que provienen de Arancibia *et al.* (1998) con motivo del proyecto FIP 1995-17.

Tal como se observa en la Figura 14, la mayor parte de la información del peso del contenido estomacal se concentra entre las 08:00 hrs y las 24:00 hrs. Para el peso del contenido estomacal total, los valores mayores a 3 g se encuentran en dos rangos horarios, uno entre las 11:00 y 14:15 hrs, y otro entre las 16:30 y 19:30 hrs. Para el peso del contenido estomacal respecto al ítem presa eufáusidos, los valores mayores a 2 g se encuentran también en dos rangos horarios, uno entre las 11:15 y 14:15 hrs, y otro entre las 16:00 y 19:30 hrs.

Ambas distribuciones de peso del contenido estomacal de merluza común respecto a la hora del día sugieren la existencia de dos ciclos de alimentación. Para el peso del contenido estomacal total, un primer periodo comenzaría con una fase de alimentación a las 08:00 hrs, finalizando a las 14:00 hrs, lo que implica un periodo de alimentación de 6 hrs. La fase de evacuación gástrica se extendería entre las 14:00 y 16:00 hrs. Un segundo ciclo de alimentación se iniciaría alrededor de las 16:00 hrs y hasta las 19:00 hrs, de tal manera que la fase de alimentación tendría una duración de 3 horas. La posterior fase de evacuación gástrica se iniciaría a las 19:00 hrs, sin embargo, no es claro la hora de término de esta fase, la que posiblemente se ubicaría entre las 20:00 y 21:00 hrs.

Para el peso del contenido estomacal sólo de eufáusidos, un primer periodo comenzaría con una fase de alimentación a las 08:00 hrs, finalizando a las 14:00 hrs, lo que implica un periodo de alimentación de 6 hrs. La fase de evacuación gástrica se extendería entre las 14:00 y 15:00 hrs. Un segundo ciclo de alimentación se iniciaría alrededor de las 15:00 hrs y hasta las 18:00 hrs, de tal manera que la fase de alimentación tendría una duración de 3

horas. La posterior fase de evacuación gástrica se iniciaría a las 18:00 hrs, y probablemente se extendería hasta las 20:00.

Como primera aproximación al cálculo de la ración diaria de alimento en merluza común el método de Sainsbury (1986), realizando el proceso de ajuste y estimación mediante el programa MAXIMS (Jarre *et al.*, 1990), tal como lo han realizado con anterioridad Arancibia & Aedo (submitted) para el caso de jurel. No obstante, luego de varios intentos de ajustes el programa no logró converger a una solución tanto para el peso total del contenido estomacal como para el caso del ítem eufáusidos. Lo anterior es el resultado de la amplia variación en el peso del contenido estomacal (total y eufáusidos) para un mismo rango horario, lo que impide un adecuado ajuste de los modelos de alimentación y evacuación gástrica. Para solucionar este problema se intentó promediar el peso del contenido estomacal utilizando intervalos de 30 minutos (0.5 horas), sin embargo, aunque se logró disminuir la variación en el peso del contenido estomacal por rango horario, no fue posible distinguir de forma clara los distintos ciclos de alimentación, lo que se vio reflejado nuevamente en la ausencia de convergencia al tratar de ajustar los modelos de alimentación y evacuación gástrica mediante el programa MAXIMS.

De esta forma se procedió a utilizar el modelo de Eggers (1977), según el cual la ración diaria (RD) se calcula como el producto entre la cantidad de alimento promedio en el contenido estomacal durante un periodo de 24 horas y la tasa de evacuación gástrica.

Según el test de Shapiro-Wilk, tanto el peso del contenido estomacal total como para eufáusidos no se distribuyó normal, en ambos casos con valor-p < 0,05. Por esta razón se transformó a logaritmo ambos pesos para normalizar la información, según:

<b>Parámetro</b>	<b>Total</b>	<b>Eufáusidos</b>
Log (media)	0,36	0,22
Media (g)	2,27	1,65
Log (desvest)	0,23	0,25
Desvest (g)	1,72	1,77

Arancibia *et al.* (1998) reportaron dos estimados de tasa instantánea de evacuación gástrica ( $E$ ) para merluza común: 0,11 y 0,143  $\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$ . Usando el promedio de ambos valores de  $E$  (0,1265  $\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$ ) se calculó una ración diaria total igual a 6,88  $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$  y para eufáusidos igual a 5,02  $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ .

## 8.5. DISCUSIÓN

El conocimiento del proceso de alimentación de peces en condiciones naturales es esencial para la construcción de modelos realistas sobre la conducta alimenticia y el consumo de alimento (Beyer, 1988). Desde los trabajos realizados por Bajkov (1935), y posteriormente por Elliott & Persson (1978) y Eggers (1979), el consumo de alimento en peces se ha basado principalmente sobre el análisis cuantitativo de los contenidos estomacales obtenidos directamente del ambiente en conjunto con la estimación de la tasa de evacuación gástrica. Este procedimiento metodológico es altamente demandante de tiempo y recursos debido a la necesidad de cubrir adecuadamente la periodicidad de alimentación (Temming & Mergardt, 2002), y a la variación temporal de los contenidos estomacales asociada a cambios en la disponibilidad de presas y a las demandas energéticas del predador.

En relación a la estimación de la tasa de evacuación gástrica ( $E$ ), los experimentos con peces en cautiverio son adecuados ya que permiten evaluar diferencias en relación al tamaño del pez y el efecto de ciertas variables como la temperatura, el tipo y cantidad de alimento, y su contenido energético. En este caso se debe tratar de reproducir en laboratorio las condiciones existentes en la naturaleza o, en su defecto, utilizar factores de corrección. Hoy en día a partir de modelos generalizados que describen el cambio en el peso del contenido estomacal a través del tiempo, se ha podido expandir y reparametrizar a modelos más complejos que proporcionan un mejor entendimiento del proceso de evacuación gástrica.

Aún cuando la tasa de evacuación gástrica sea estimada con un adecuado nivel de incertidumbre y bajo distintas condiciones, es todavía necesario determinar la variabilidad

propia de los contenidos estomacales en la naturaleza, a fin de realizar estimaciones de la ración diaria y consumo de alimento para periodos de tiempo adecuados. Si se desconoce la variabilidad temporal en los contenidos estomacales y se promedia la ración diaria de alimento con unas pocas observaciones, se corre el riesgo de subestimar o sobreestimar el consumo de alimento, con el subsiguiente sesgo en la estimación de la mortalidad por predación.

Del análisis del contenido estomacal se desprende que durante el periodo 1993-1997, el ítem eufáusidos fue la presa más importante en la dieta de la fracción poblacional de merluza común, distribuida al interior del área donde opera la pesquería arrastrera merlucera entre los 34° y 40° S en Chile centro-sur. No obstante, en determinados trimestres otros taxa tales como langostino colorado, langostino amarillo y merluza común también constituyeron presas significativas.

En particular, el ítem langostino amarillo fue importante tanto en frecuencia de ocurrencia, como en número y peso, en el tercer y cuarto trimestre del año 1996, y en el primer y segundo trimestre del año 1997, superando al taxón eufáusidos. En todos los casos su presencia en los contenidos estomacales fue igualmente significativa tanto en machos como en hembras, y en individuos de todos los tamaños. El ítem langostino colorado fue relativamente importante en el primer trimestre del año 1993, y tercer trimestre de los años 1996 y 1997. En este caso, la presencia de langostino colorado también fue importante en ambos sexos y en todos los rangos de tamaño.

En cuanto a la predación que ejerce merluza común sobre individuos de la misma especie, esta fue particularmente significativa en el primer y segundo trimestre del año 1993, donde la mayor importancia de canibalismo se observó en ejemplares de tamaño superior a los 46 cm LT, para ambos sexos.

Este cambio en la composición de la dieta de merluza común observada en determinados periodos de tiempo es necesaria de tener en consideración, toda vez que se plantea la necesidad de cuantificar la mortalidad por predación ejercida por la merluza común sobre

sus principales ítems presa, en particular cuando estos últimos constituyen, además, recursos de interés pesquero.

De la misma manera, los cambios en la dieta asociados con el incremento del tamaño corporal de merluza común en ambos sexos, hace forzoso cuantificar la ración diaria de alimento y el consumo poblacional por grupo ontogenético. Tales unidades ontogenéticas no pueden ser definidas a priori, ni tampoco ser consideradas como estables a través del tiempo. En el primer trimestre del año 1993 se observó en machos dos unidades tróficas, una conformada por individuos entre 31 y 45 cm LT, los cuales se alimentaron principalmente sobre eufáusidos y langostino colorado, y un segundo grupo ontogenético constituido por peces entre 46 y 55 cm LT, los cuales predaron en mayor proporción sobre langostino colorado y merluza común. En cambio, en el tercer trimestre de 1993 no se observó cambios en la composición de la dieta de machos con el aumento del tamaño corporal, observándose una sola unidad trófica de ejemplares entre 31 y 55 cm LT, la cual se alimentó casi exclusivamente sobre eufáusidos.

Se sugiere que la variación en la composición de la dieta con el incremento en el tamaño corporal de merluza común, y la conformación de unidades ontogenéticas, es consecuencia de cambios en la disponibilidad de presas en el ambiente donde la merluza común desarrolla su ciclo de vida. A su vez, tales cambios en la disponibilidad de presas puede ser el resultado de dos procesos: i) variaciones en la sobreposición de la distribución de presas y predadores, y ii) cambios en la abundancia poblacional de presas.

Para los cuatro grupos funcionales de merluza común analizados se observó que la diversidad del espectro trófico presente en los contenidos estomacales alcanzó un adecuado valor de representatividad entre 5 y 17 estómagos por grupo funcional, bajo las restricciones que la diversidad es calculada sobre la base de la frecuencia de ocurrencia de los ítems presa. Cuando la importancia relativa del grupo taxonómico eufáusidos es menor al 80%. Esto implica que un valor de compromiso para realizar análisis y comparaciones de la dieta entre grupos funcionales de merluza común sería logrado con 20 estómagos con contenido estomacal. Debido a que la presencia de estómagos con contenido representa casi

2/3, entonces se requerirá 30 estómagos de merluza común por muestreo (incluyendo estómagos con y sin contenido, no se debe considerar en el muestreo a los estómagos evertidos).

Con la base de datos disponible del peso del contenido estomacal a distintas horas del día no fue posible construir de forma adecuada un ciclo de alimentación para merluza común. La construcción de ciclos de alimentación es un procedimiento altamente deseable, ya que permite determinar con un buen nivel de precisión parámetros tales como tasa de ingestión de alimento, tasa de evacuación gástrica, tiempo de digestión y ración diaria de alimento. Idealmente, este ciclo de alimentación debería ser construido mediante el muestreo de contenidos estomacales a intervalos regulares de tiempo (3 horas) durante un día cronológico. Sin embargo, en la mayoría de los casos no es posible contar con un día cronológico, sino que con un set de valores obtenidos durante un variado número de días, a veces bastante distanciados entre sí. En estas circunstancias Arancibia & Aedo (*in litteris*) han sugerido la construcción de un día “virtual”. En el presente caso de merluza común, el ciclo diario de alimentación no fue adecuadamente representado con la construcción de un día “virtual”.

Dado lo anterior se optó por determinar la ración diaria de alimento mediante el método de Eggers (1977), calculándose un valor igual a  $6,88 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$  y  $5,02 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ , para el contenido estomacal total y eufáusidos, respectivamente, similar al reportado por Arancibia *et al.* (1998).

## 8.6. CONCLUSIONES

- Para determinar el impacto de la mortalidad por predación que ejerce un predador sobre una determinada presa es necesario en primer lugar describir y cuantificar su importancia en la dieta en relación a los demás ítems presa.

- Los índices de importancia en número, peso o volumen, y frecuencia de ocurrencia continúan siendo los más ampliamente utilizados en la descripción y cuantificación de la importancia de las presas en los contenidos estomacales de peces.
- La tasa de evacuación gástrica puede ser estimada mediante el análisis de contenidos estomacales con muestras obtenidas directamente del ambiente, o en experimentos de laboratorio bajo condiciones controladas. En este último caso, se puede evaluar el efecto que tienen sobre la tasa de evacuación gástrica variables tales como el tipo y cantidad del alimento, contenido energético del alimento, el tamaño del predador y la temperatura.
- La estimación de la ración diaria y el consumo de alimento mediante el análisis de contenidos estomacales requiere del conocimiento de las variaciones estacionales del peso y contenido estomacal, unido a la determinación de la tasa de evacuación gástrica.
- Los eufáusidos constituyeron el principal ítem presa en la dieta de merluza común distribuida en el área donde opera la pesquería arrastrera merlucera entre los 34° y 40° LS, durante el periodo 1993-1997.
- Para realizar análisis y comparaciones de la dieta entre grupos funcionales de merluza común se recomienda un mínimo de 20 estómagos.
- En aquellos periodos de tiempo donde el aporte de otros grupos presa (*e.g.* langostino colorado, langostino amarillo, canibalismo) a la dieta general de merluza común fue importante, se observó cambios en la composición de la dieta con el incremento en el tamaño corporal de hembras y machos, y la conformación de unidades ontogenéticas.
- Mediante el método de Eggers (1977) se calculó para merluza común una ración diaria total igual a  $6,88 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$  y para eufáusidos igual a  $5,02 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ .

## 8.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aedo, G.A. & H. Arancibia. 2001. Gastric evacuation of the redspotted catshark under laboratory conditions. *Journal of Fish Biology*, 58: 1454–1457.
- Andersen, N.G. 1998. The effects of meal size on gastric evacuation in whiting. *Journal of Fish Biology*, 52: 743–755.
- Andersen, N.G. 1999. The effects of predator size, temperature, and prey characteristics on gastric evacuation in whiting. *Journal of Fish Biology*, 54: 287–301.
- Arancibia, H. 1989. Distribution patterns, trophic relationships and stock interactions in the demersal fish assemblage off central Chile. Ph. D. Thesis. Univ. Bremen, Germany, 221 p.
- Arancibia, H. & G.A. Aedo (submitted) Feeding cycle and daily ration of horse mackerel (*Trachurus symmetricus*) off Central Chile during winter of 1993. *Scientia Marina*.
- Arancibia, H. & S. Neira 2005. Long-term changes in the mean trophic level of Central Chile fishery landings. *Scientia Marina* 69: 295-300.
- Arancibia, H., Catrileo, M. & B. Farías. 1998. Evaluación de la demanda de alimento en merluza común y análisis de su impacto en pre-reclutas. Informe Final Proyecto FIP N° 95-17, Universidad de Concepción, Fondo de Investigación Pesquera (FIP), Informe Técnico IT/95-17, 93 p.
- Bajkov, A.D. 1935. How to estimate the daily food consumption of fish under natural conditions. *Transactions of the American Fisheries Society*, 65: 288–289.
- Barros, P., Tirasin, E. M., & R. Toresen. 1998. Relevance of cod (*Gadus morhua* L.) predation for inter-cohort variability in mortality of juvenile Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus* L.). *ICES Journal of Marine Science*, 55: 454–466.
- Beyer, J. Stochastic stomach theory of fish: an introduction. *Ecological Modelling*, 114: 71–93.
- Bloom, S.A. 1981. Similarity indices in community studies: potential pitfalls. *Marine Ecology Progress Series*, 5: 125-128.
- Carrassón, M., Stefanescu, C. & J.E. Cartes. 1992. Diets and bathymetric distributions of two bathyal sharks of the Catalan deep sea (western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, 82: 21–30.
- Cortés, E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 726–738.
- Cortés, E. & S. Gruber. 1992. Gastric evacuation in the young lemon shark, *Negaprion brevirostris*, under field conditions. *Environmental Biology of Fishes*, 35: 205–212.
- Cortés, E., Manire, C.A. & R.E. Hueter. 1996. Diet, feeding habits, and diel feeding chronology of the bonnethead shark, *Sphyrna tiburo*, in southwest Florida. *Bulletin of Marine Science*, 58: 353–367.
- Cubillos, L.A., Rebolledo, H.P. & A.F. Hernández. 2003. Prey composition and estimation of Q/B for the Chilean hake, *Merluccius gayi* (Gadiformes, Merlucciidae), in the central-south area off Chile (34° – 40°S). *Archive of Fishery and Marine Research*, 50: 271–286.
- del Norte Campos, A.G.C. & A. Temming. 1994. Daily activity, feeding and rations in gobies and brown shrimp in the northern Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 115: 41–53.

- dos Santos, J. & M. Jobling. 1992. A model to describe gastric evacuation in cod (*Gadus morhua* L.) fed natural prey. ICES Journal of marine Science, 49: 145–154.
- Eggers, D.M. 1979. Factors in interpreting data obtained by diel sampling of fish stomachs. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 34: 290–294.
- Elliott, J.M. & L Persson. 1978 The estimation of daily rates of food consumption for fish. Journal Animal Ecology, 45: 261–580.
- Forseth, T., Ugedal, O. & B. Jonsson. 1994. The energy budget, niche shift, reproduction and growth in a population of Artic charr, *Salvelinus alpinus*. Journal of Animal Ecology, 63: 116 –126.
- Grove D.J. & C. Crawford. 1980. Correlation between digestion rate and feeding frequency in the stomachless teleost, *Blennius pholis* L. Journal of Fish Biololy 16: 235–247.
- Grove. D.J., Moctezuma, M.A., Flett, H.R., Foott, J.S., Watson, T. & M.W. Flowerdew. 1985. Gastric emptying and the return of appetite in juvenile turbot, *Scophthalmus maximus* L., fed on artificial diets. Journal of Fish Biololy, 26: 339–345.
- Hamerlynk, O., Cattrijsse, A. & R.V. Arellano. 1993. Daily ration of juvenile *Pomatoschistus lozanoi* de Buen (Pisces: Gobiidae). ICES Journal of marine Science, 50: 471–480.
- Harvey, C.J., Cox, S.P., Essington, T.E., Hansson, S. & J.F. Kitchell. 2003. An ecosystem model of food web and sheries interactions in the Baltic Sea. ICES Journal of Marine Science, 60: 939–950.
- Hopkins, A. 1966. The pattern of gastric emptying: a new view of old results. Journal of Physiology, 182: 144–149.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents análisis: a review of methods and their aplication. Journal of Fish Biology, 17: 441–429.
- Jobling, M, 1987. Influences of food particle size and dietariy energy content on patterns of gastric evacuation in fish: test of a physiological model of gastric emptying. Journal of Fish Biololy, 20: 299–314.
- Jobling, M. & P.S. Davies. 1979. Gastric evacuation in plaice, *Pleuronectes platessa* L.: effects of temperature and meal size. Journal of Fish Biology, 14: 539–546.
- Livingston, P.A., Dwyer, D.A., Wencker, D.L. Yang, M.S. & G.M. Lang. 1986. Trophic interactions of the key fish species in the Eastern Bering Sea. Inst. North Pacific Fish. Comm. Bull., 47: 49–65.
- Macdonald, J.S. & R.H. Green. 1983. Redundancy of variables used to describe importance of prey species in fish diets. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 40: 635–637.
- MacDonald, J.S., Waiwood, K.G. & R.H. Green. 1982. Rates of digestion of different prey in Atlantic cod (*Gadus morhua*), ocean pout (*Macrozoarces americanus*), winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*), and American plaice (*Hippoglossoides platessoides*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 39: 651–659.
- Medina, M., Arancibia, H., Araya, M. & M. Vargas. 1999. Evacuación gástrica en el jurel (*Trachurus symmetricus murphyi*) del norte de Chile. Revista de Biología Marina y Oceanografía, 34: 109–114.
- Medved, R. 1985. Gastric evacuation in the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*. Journal of Fish Biology, 26: 239–253.
- Mergardt, N. & A. Temming. 1997. Diel pattern of food intake in whiting (*Merlangius merlangus*) investigated from the weight of partly digested food particles in the

- stomach and laboratory determined particle decay functions. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 226–242.
- Mehl, S. & T. Westgård. 1983. Gastric evacuation rates in mackerel (*Scomber japonicus* L.). *ICES C.M./H: 33. Pelagic Fish. Cttee.*, 11 p.
- Milessi A.C., Arancibia H., Neira S. & O. Defeo. (2005). The mean trophic level of Uruguayan landings during the period 1990-2001. *Fisheries Research* 74: 223-231.
- Nelson, G.A. & M.R. Ross. 1995. Gastric evacuation in little skate. *Journal of Fish Biololy*, 46: 977–986.
- Olsen, R.J. & A.J. Mullen. 1986. Recent developments for making gastric evacuation and daily ration determinations. *Environmental Biology of Fishes*, 16: 181–191.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. & F.Jr. Torres. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860–863.
- Persson, L. 1981. The effects of temperature and meal size on the rate of gastric evacuation in perch (*Perca fluviatilis*) fed on fish larvae. *Freshwater Biology*, 11: 131–138.
- Pinkas, L., M.S. Oliphant, & I.L.K. Iverson. 1971. Fod habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. *Fishery Bulletin*, 152: 1–105.
- Sainsbury, K.J. 1986. Estimation of food consumption from field observations of fish feeding cycles. *Journal of Fish Biology*, 29: 23–36.
- Temming, A. & N.G. Andersern. 1994. Modelling gastric evacuation without meal size as a variable. A model applicable for the estimation of daily ration of cod. *ICES Journal of Marine Science*, 51: 429–438.
- Temming, A. & J.-P. Herrmann. 2003. Gastric evacuation in cod prey-specific evacuation rates for use in North Sea, Baltic Sea and Barents Sea multi-species models. *Fisheries Research*, 63: 21–41.
- Temming, A. & N. Mergardt. 2002. Estimating the mean time between meals in the field from stomach content data and gastric evacuation functions of whiting (*Merlangius merlangus* L.) feeding on sandeel (*Ammodytes marinus* Raitt). *ICES Journal of Marine Science*, 59: 782–793.
- Tjelmeland, S. & B. Bogstad. 1998. MULTSPEC—a review of a multispecies modelling project for the Barents Sea. *Fisheries Research*, 34: 127–142.
- Trudel, M. & D. Boisclair. 1994. Seasonal consumption by dace (*phoxinum-eos x p-neogaeus*) – a comparison between field and bioenergetic model estimates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 2558–2567.
- Tsou, T.-S. & J.S. Collie. 2001. Estimating predation mortality in the Georges Bank fish community. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 58: 908–922.

Tabla 1. Número de estómagos muestreados de merluza común a partir del desembarque de la pesquería que opera entre los 34° y 40°S, Chile centro-sur.

Año	Trimestre	Machos		Hembras	
		Estómagos muestreados	Estómagos con contenido	Estómagos muestreados	Estómagos con contenido
1993	1	791	544	2026	1342
	2	834	358	1439	961
	3	1125	432	1441	901
	4	465	328	1518	1116
	Total	<b>3215</b>	<b>1662</b>	<b>6424</b>	<b>4320</b>
1994	1	369	225	846	671
	2	1149	638	1582	926
	3	1119	415	1147	429
	4	826	578	1163	792
	Total	<b>3463</b>	<b>1856</b>	<b>4738</b>	<b>2818</b>
1995	1	1306	807	1232	884
	2	1455	852	891	508
	3	687	427	417	273
	4	4	1	50	20
	Total	<b>3452</b>	<b>2087</b>	<b>2590</b>	<b>1685</b>
1996	1	1079	614	1091	718
	2	459	318	717	454
	3	301	301	432	432
	4	682	365	1077	570
	Total	<b>2521</b>	<b>1598</b>	<b>3317</b>	<b>2174</b>
1997	1	639	406	614	429
	2	1382	671	863	510
	3	746	302	557	261
	4	272	175	385	263
	Total	<b>3039</b>	<b>1554</b>	<b>2419</b>	<b>1463</b>

Tabla 2. 1993 Trimestres 1 (2817, 1886, H' 0,77) y 2 Total (2273, 1319, H' 0,71)

Presa	Trimestre 1				Trimestre 2			
	F%	N%	P%	IIR%	F%	N%	P%	IIR%
Anchoveta	0,37	0,04	1,69	0,01	0,15	0,00	0,59	0,00
Anfípodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ascidias	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Austropandalus	0,80	0,10	0,15	0,00	0,83	0,24	0,14	0,00
Bivalvos	0,27	0,02	0,00	0,00	0,15	0,01	0,01	0,00
Camarón	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cefalópodos	1,11	0,09	0,29	0,01	0,68	0,03	0,17	0,00
Corvina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Decápodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eufáusidos	45,07	56,78	8,65	52,63	59,59	84,66	20,89	83,78
Gastrópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Isópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Jurel	0,05	0,00	0,81	0,00	0,08	0,00	1,61	0,00
Langostino amarillo	0,05	0,00	0,13	0,00	0,08	0,00	0,34	0,00
Langostino colorado	36,11	37,09	12,00	31,64	18,35	6,69	6,43	3,20
Lenguado	0,11	0,02	0,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Medusas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Megalopas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Merluza de cola	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Merluza común	12,25	0,83	64,18	14,21	16,30	0,55	52,65	11,55
Mictófidis	0,74	0,09	0,38	0,01	4,02	2,59	7,98	0,57
Miscidaceos	0,42	0,15	0,01	0,00	0,08	4,06	0,00	0,00
Mursia	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nasarius	4,72	1,33	0,52	0,16	3,71	0,25	0,53	0,04
Pampanito	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrata	0,16	0,01	0,61	0,00	0,08	0,00	0,20	0,00
Pejerrey	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pterigosquilla	8,54	3,34	1,64	0,76	10,92	0,92	3,81	0,69
Sardina	0,32	0,10	2,18	0,01	0,08	0,00	0,21	0,00
Poliquetos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indeterminado	2,17		0,13	0,01	0,15		0,02	0,00
Clupeidos	1,59		2,29	0,06	1,97		2,94	0,08
Crustáceos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Teleósteos	7,16		3,81	0,49	4,25		1,49	0,08
Total	122	100	100	100	121	100	100	100

Tabla 3. 1993 Trimestres 3 (n= 1333, H' 0,45) y 4 Total (n= 1444, H' 0,35)

Presa	Trimestre 3				Trimestre 4			
	F%	N%	P%	IIR%	F%	N%	P%	IIR%
Anchoveta	0,08	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Anfípodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ascidias	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Austropandalus	0,23	0,03	0,06	0,00	0,14	0,01	0,04	0,00
Bivalvos	0,15	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Camarón	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cefalópodos	0,15	0,00	0,04	0,00	0,62	0,01	0,19	0,00
Corvina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Decápodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eufáusidos	80,12	97,73	23,86	95,13	88,64	97,48	31,85	98,47
Gastrópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Isópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Jurel	0,23	0,01	6,17	0,01	0,07	0,00	1,07	0,00
Langostino amarillo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Langostino colorado	5,40	0,56	3,25	0,20	1,87	0,14	1,51	0,03
Lenguado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Medusas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Megalopas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Merluza de cola	0,00	0,00	0,00	0,00	0,90	0,02	25,78	0,20
Merluza común	8,63	0,27	48,89	4,14	4,57	0,30	29,86	1,18
Mictófidos	3,83	1,21	6,40	0,28	6,02	0,03	0,73	0,04
Miscidaceos	0,00	0,00	0,00	0,00	1,45	1,98	0,24	0,03
Mursia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nasarius	0,30	0,01	0,01	0,00	0,21	0,01	0,01	0,00
Pampanito	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrata	0,08	0,00	0,41	0,00	0,83	0,02	5,61	0,04
Pejerrey	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pterigosquilla	3,15	0,15	3,44	0,11	0,62	0,01	0,12	0,00
Sardina	0,08	0,01	0,45	0,00	0,07	0,00	0,03	0,00
Poliquetos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indeterminado	0,30		0,03	0,00	0,07		0,01	0,00
Clupeidos	1,28		5,03	0,06	0,48		0,91	0,00
Crustáceos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Teleósteos	3,38		1,68	0,06	0,55		2,05	0,01
Total	107	100	100	100	107	100	100	100

Tabla 4. 1994 Trimestres 1 (n= 896, H' 0,42) y 2 Total (n= 1564, H' 0,57).

Presa	Trimestre 1				Trimestre 2			
	F%	N%	P%	IIR%	F%	N%	P%	IIR%
Anchoveta	0,00	0,00	0,00	0,00	1,34	0,08	11,00	0,14
Anfípodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ascidias	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Austropandalus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,01	0,00
Bivalvos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Camarón	0,00	0,00	0,00	0,00	0,58	0,02	0,59	0,00
Cefalópodos	0,56	0,01	0,16	0,00	0,26	0,01	0,98	0,00
Corvina	0,11	0,01	1,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Decápodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eufáusidos	80,92	99,15	70,03	98,82	71,80	93,88	44,09	96,56
Gastrópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Isópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,61	0,03	0,00
Jurel	0,11	0,00	2,86	0,00	0,06	0,00	6,97	0,00
Langostino amarillo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Langostino colorado	0,00	0,04	0,00	0,00	15,35	4,65	7,42	1,80
Lenguado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Medusas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,00	0,14	0,00
Megalopas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Merluza de cola	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Merluza común	1,45	0,02	3,07	0,03	0,70	0,02	5,63	0,04
Mictófidos	9,38	0,55	3,52	0,28	12,40	0,24	5,01	0,64
Miscidaceos	0,45	0,05	0,02	0,00	0,70	0,31	0,10	0,00
Mursia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nasarius	0,00	0,00	0,00	0,00	0,90	0,08	0,10	0,00
Pampanito	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrata	0,33	0,00	0,59	0,00	0,13	0,01	1,87	0,00
Pejerrey	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pterigosquilla	0,78	0,01	0,82	0,00	1,41	0,08	0,33	0,01
Sardina	2,46	0,15	8,21	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
Poliquetos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indeterminado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clupeidos	10,94	0,00	9,04	0,71	5,37	0,00	14,67	0,77
Crustáceos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Teleósteos	0,78	0,00	0,15	0,00	2,11	0,00	1,06	0,02
Total	108	100	100	100	114	100	100	100

Tabla 5. 1994 Trimestres 3 (n= 844, H' 0,54) y 4 Total (n= 1370, H' 0,32).

Presa	Trimestre 3				Trimestre 4			
	F%	N%	P%	IIR%	F%	N%	P%	IIR%
Anchoveta	0,59	0,02	3,84	0,02	0,07	0,00	0,05	0,00
Anfípodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ascidias	0,12	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Austropandalus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bivalvos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Camarón	0,00	0,00	0,00	0,00	1,46	0,07	0,88	0,01
Cefalópodos	0,12	0,00	0,14	0,00	1,97	0,05	0,71	0,01
Corvina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Decápodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eufáusidos	61,02	82,32	54,93	86,63	89,78	97,97	79,44	99,75
Gastrópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Isópodos	0,83	1,77	0,17	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Jurel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Langostino amarillo	0,12	0,00	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Langostino colorado	30,21	15,62	25,99	13,00	0,51	0,06	1,00	0,00
Lenguado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Medusas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Megalopas	0,00	0,00	0,00	0,00	1,02	0,98	0,14	0,01
Merluza de cola	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Merluza común	0,71	0,02	1,23	0,01	1,09	0,02	11,33	0,08
Mictófidos	0,36	0,01	0,39	0,00	2,04	0,05	1,35	0,02
Miscidaceos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mursia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nasarius	1,54	0,06	0,26	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Pampanito	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrata	0,12	0,00	1,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrey	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pterigosquilla	1,42	0,16	0,24	0,01	1,61	0,79	1,14	0,02
Sardina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Poliquetos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indeterminado	3,32	0,00	0,77	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
Clupeidos	3,20	0,00	6,85	0,23	0,15	0,00	0,74	0,00
Crustáceos	0,00	0,00	0,00	0,00	5,84	0,00	2,74	0,10
Teleósteos	2,37	0,00	2,18	0,05	0,88	0,00	0,46	0,00
Total	106	100	100	100	106	100	100	100

Tabla 6. 1995 Trimestres 1 (n= 1691, H' 0,45) y 2 Total (n= 1360, H' 0,31).

Presa	Trimestre 1				Trimestre 2			
	F%	N%	P%	IIR%	F%	N%	P%	IIR%
Anchoveta	2,90	0,17	11,63	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00
Anfípodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,11	0,01	0,00
Ascidias	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Austropandalus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bivalvos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00
Camarón	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,47	0,00
Cefalópodos	0,41	0,01	0,06	0,00	0,15	0,00	0,11	0,00
Corvina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Decápodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eufáusidos	81,96	93,66	65,83	99,22	85,07	91,03	58,73	97,15
Gastrópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Isópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Jurel	0,06	0,00	2,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Langostino amarillo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Langostino colorado	4,61	2,84	4,47	0,26	12,94	8,09	17,68	2,54
Lenguado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Medusas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Megalopas	1,54	3,00	0,91	0,05	0,59	0,48	0,14	0,00
Merluza de cola	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Merluza común	1,83	0,05	4,27	0,06	1,76	0,06	21,68	0,29
Mictófidos	1,95	0,12	1,42	0,02	0,37	0,07	0,56	0,00
Miscidaceos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mursia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nasarius	0,24	0,00	0,01	0,00	0,44	0,01	0,19	0,00
Pampanito	0,06	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrey	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pterigosquilla	1,89	0,10	1,09	0,02	2,79	0,14	0,35	0,01
Sardina	0,95	0,05	4,25	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
Poliquetos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indeterminado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clupeidos	3,43	0,00	2,61	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
Crustáceos	1,48	0,00	0,09	0,00	0,07	0,00	0,04	0,00
Teleósteos	1,95	0,00	0,98	0,01	0,29	0,00	0,04	0,00
Total	105	100	100	100	105	100	100	100

Tabla 7. 1995 Trimestres 3 (n= 700, H' 0,29) y 4 Total (n= 21, H' 0,35).

Presa	Trimestre 3				Trimestre 4			
	F%	N%	P%	IIR%	F%	N%	P%	IIR%
Anchoveta	0,14	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Anfípodos	0,14	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ascidias	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Austropandalus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bivalvos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Camarón	0,14	0,00	0,02	0,00	9,52	0,47	1,33	0,13
Cefalópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Corvina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Decápodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eufaúsidos	88,43	99,16	92,51	99,77	71,43	98,13	70,67	94,38
Gastrópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Isópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Jurel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Langostino amarillo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Langostino colorado	6,43	0,54	3,63	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00
Lenguado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Medusas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Megalopas	0,71	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Merluza de cola	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Merluza común	1,57	0,02	0,57	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Mictófidos	5,57	0,16	1,78	0,06	23,81	1,41	28,00	5,48
Miscidaceos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mursia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nasarius	0,14	0,01	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pampanito	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrey	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pterigosquilla	2,00	0,04	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sardina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Poliquetos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indeterminado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clupeidos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Crustáceos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Teleósteos	0,57	0,00	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	106	100	100	100	105	100	100	100

Tabla 8. 1996 Trimestres 1 (2170, 1332, H' 0,28) y 2 Total (1176, 772, H' 0,49).

Presa	Trimestre 1				Trimestre 2			
	F%	N%	P%	IIR%	F%	N%	P%	IIR%
Anchoveta	0,38	0,02	0,56	0,00	0,13	0,01	0,63	0,00
Anfípodos	0,15	0,01	0,00	0,00	0,13	0,04	0,01	0,00
Ascidias	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Austropandalus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bivalvos	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Camarón	0,15	0,21	0,08	0,00	1,55	0,11	0,13	0,00
Cefalópodos	0,08	0,00	0,03	0,00	0,13	0,00	0,10	0,00
Corvina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Decápodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eufáusidos	88,29	98,97	41,58	98,13	72,93	97,37	55,99	94,76
Gastrópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Isópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Jurel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Langostino amarillo	0,15	0,00	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Langostino colorado	4,88	0,41	5,06	0,21	2,20	0,72	1,13	0,03
Lenguado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Medusas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Megalopas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Merluza de cola	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Merluza común	4,43	0,19	44,24	1,56	3,24	0,09	11,62	0,32
Mictófidos	2,33	0,09	1,20	0,02	0,13	0,03	0,01	0,00
Miscidaceos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,03	0,01	0,00
Mursia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nasarius	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pampanito	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrey	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pterigosquilla	0,38	0,01	0,11	0,00	1,30	0,81	2,96	0,04
Sardina	1,43	0,09	6,96	0,08	25,52	0,80	19,29	4,34
Poliquetos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indeterminado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clupeidos	0,00	0,00	0,00	0,00	7,25	0,00	8,12	0,50
Crustáceos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Teleósteos	0,08	0,00	0,01	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00
Total	103	100	100	100	115	100	100	100

Tabla 9. 1996 Trimestres 3 (n= 733, H' 0,75) y 4 Total (n= 935, H' 0,77).

Presa	Trimestre 3				Trimestre 4			
	F%	N%	P%	IIR%	F%	N%	P%	IIR%
Anchoveta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,86	0,21	4,55	0,07
Anfípodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ascidias	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Austropandalus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bivalvos	0,95	0,04	0,01	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00
Camarón	0,68	6,82	0,45	0,09	1,07	0,20	0,38	0,01
Cefalópodos	0,41	0,03	0,00	0,00	2,14	0,17	0,44	0,02
Corvina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Decápodos	0,27	0,01	0,15	0,00	0,11	0,00	0,04	0,00
Eufáusidos	31,51	56,85	2,69	32,58	29,20	56,65	41,51	47,59
Gastrópodos	2,18	0,12	0,18	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Isópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Jurel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Langostino amarillo	39,56	19,66	50,59	48,26	48,02	36,79	25,17	49,41
Langostino colorado	27,69	15,90	19,77	17,16	0,00	0,02	0,00	0,00
Lenguado	0,27	0,13	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Medusas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Megalopas	0,14	0,01	0,00	0,00	2,25	1,08	0,14	0,05
Merluza de cola	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Merluza común	0,82	0,03	11,07	0,16	4,06	0,32	11,32	0,79
Mictófidos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Miscidaceos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00
Mursia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nasarius	1,77	0,12	0,09	0,01	0,21	0,01	0,01	0,00
Pampanito	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,01	0,27	0,00
Pejerrey	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pterigosquilla	2,32	0,20	0,12	0,01	13,58	3,53	1,10	1,04
Sardina	0,82	0,06	1,07	0,02	3,85	1,00	11,50	0,80
Poliquetos	1,23	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indeterminado	0,55	0,00	0,00	0,00	4,39	0,00	0,31	0,02
Clupeidos	0,41	0,00	0,23	0,00	0,96	0,00	1,51	0,02
Crustáceos	0,27	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,08	0,00
Teleósteos	7,37	0,00	13,26	1,70	6,42	0,00	1,67	0,18
Total	119	100	100	100	118	100	100	100

Tabla 10. 1997 Trimestres 1 (n= 875, H' 0,73) y 2 Total (n= 1181, H' 0,65).

Presa	Trimestre 1				Trimestre 2			
	F%	N%	P%	IIR%	F%	N%	P%	IIR%
Anchoveta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Anfípodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,01	0,00	0,00
Ascidias	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Austropandalus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bivalvos	0,34	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Camarón	0,69	0,03	0,03	0,00	0,59	0,09	0,07	0,00
Cefalópodos	0,23	0,01	0,03	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00
Corvina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Decápodos	0,11	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eufáusidos	20,69	26,31	13,56	11,21	40,73	61,01	9,43	42,22
Gastrópodos	2,17	0,09	0,41	0,01	0,85	0,06	0,10	0,00
Isópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Jurel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Langostino amarillo	54,74	63,83	47,85	83,09	39,46	32,60	61,21	54,47
Langostino colorado	12,46	8,72	8,68	2,95	12,70	4,49	10,61	2,82
Lenguado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Medusas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Megalopas	0,46	0,18	0,07	0,00	0,59	1,14	0,13	0,01
Merluza de cola	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Merluza común	1,26	0,04	1,84	0,03	1,69	0,13	9,73	0,25
Mictófidos	0,11	0,00	0,00	0,00	0,25	0,01	0,03	0,00
Miscidaceos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mursia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nasarius	0,91	0,03	0,03	0,00	0,08	0,01	0,02	0,00
Pampanito	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrey	0,11	0,07	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pterigosquilla	2,63	0,26	0,21	0,02	2,88	0,32	1,01	0,06
Sardina	8,00	0,41	23,39	2,59	1,35	0,11	6,34	0,13
Poliquetos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indeterminado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clupeidos	0,80	0,00	1,74	0,02	0,68	0,00	0,46	0,00
Crustáceos	3,43	0,00	1,05	0,05	3,05	0,00	0,62	0,03
Teleósteos	2,74	0,00	0,69	0,03	1,27	0,00	0,23	0,00
Total	112	100	100	100	106	100	100	100

Tabla 11. 1997 Trimestres 3 (n= 563, H' 0,59) y 4 Total (n= 438, H' 0,25).

Presa	Trimestre 3				Trimestre 4			
	F%	N%	P%	IIR%	F%	N%	P%	IIR%
Anchoveta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Anfípodos	0,36	0,96	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ascidias	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Austropandalus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bivalvos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Camarón	0,18	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cefalópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Corvina	0,71	2,01	0,05	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Decápodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eufáusidos	46,00	75,22	7,94	49,07	87,44	99,68	39,52	98,08
Gastrópodos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Isópodos	0,18	0,41	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Jurel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Langostino amarillo	4,97	0,90	8,98	0,63	0,00	0,00	0,00	0,00
Langostino colorado	43,16	17,34	72,64	49,82	0,00	0,00	0,00	0,00
Lenguado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Medusas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Megalopas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Merluza de cola	0,00	0,00	0,00	0,00	0,68	0,01	12,24	0,07
Merluza común	2,13	0,17	9,20	0,26	4,79	0,12	46,71	1,81
Mictófidos	0,18	0,03	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Miscidaceos	0,53	0,58	0,02	0,00	0,46	0,18	0,02	0,00
Mursia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nasarius	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pampanito	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pejerrey	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pterigosquilla	5,33	2,37	0,30	0,18	0,23	0,00	0,00	0,00
Sardina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00	0,03	0,00
Poliquetos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indeterminado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clupeidos	0,36	0,00	0,35	0,00	0,68	0,00	0,15	0,00
Crustáceos	3,20	0,00	0,29	0,01	5,94	0,00	0,93	0,04
Teleósteos	0,71	0,00	0,14	0,00	0,23	0,00	0,39	0,00
Total	108	100	100	100	101	100	100	100

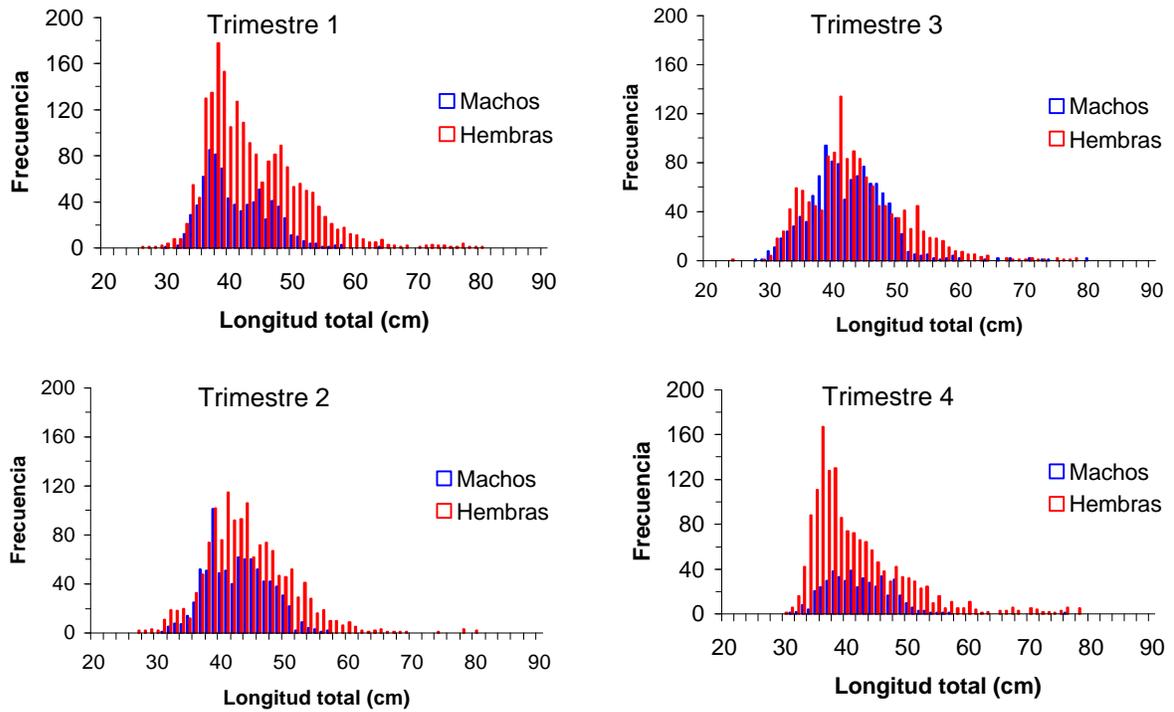


Fig. 1. Distribución de tamaños de merluza común registrada en la zona de Chile centro-sur durante el año 1993.

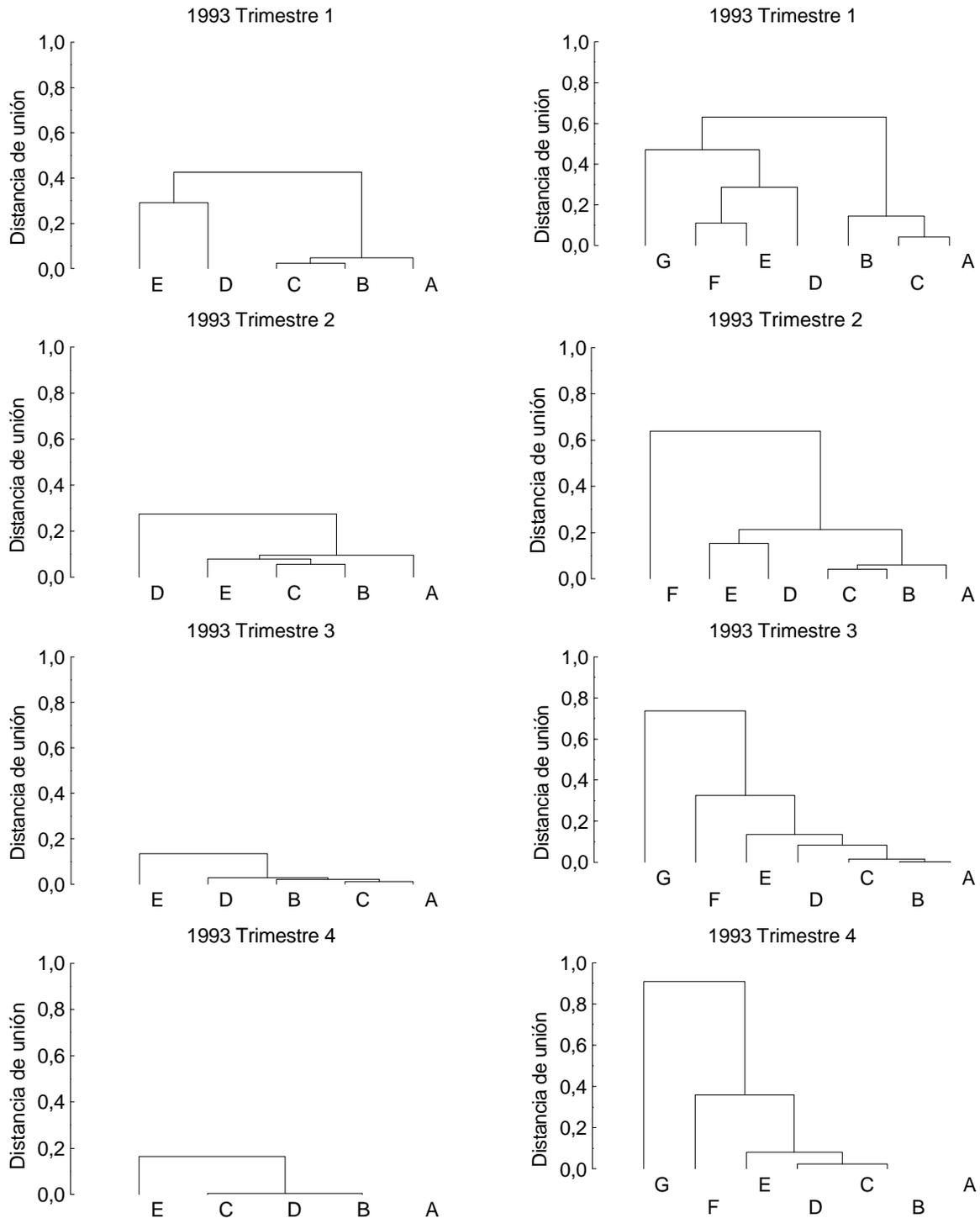


Fig. 2. Disimilitud entre grupos de tamaño de merluza común año 1993, izquierda machos, derecha hembras. A: 31 – 35 cm LT, B: 36 – 40 cm LT, C: 41 – 45 cm LT, D: 46 – 50 cm LT, E: 51 – 55 cm LT, F: 56 – 60 cm LT, G: > 60 cm LT.

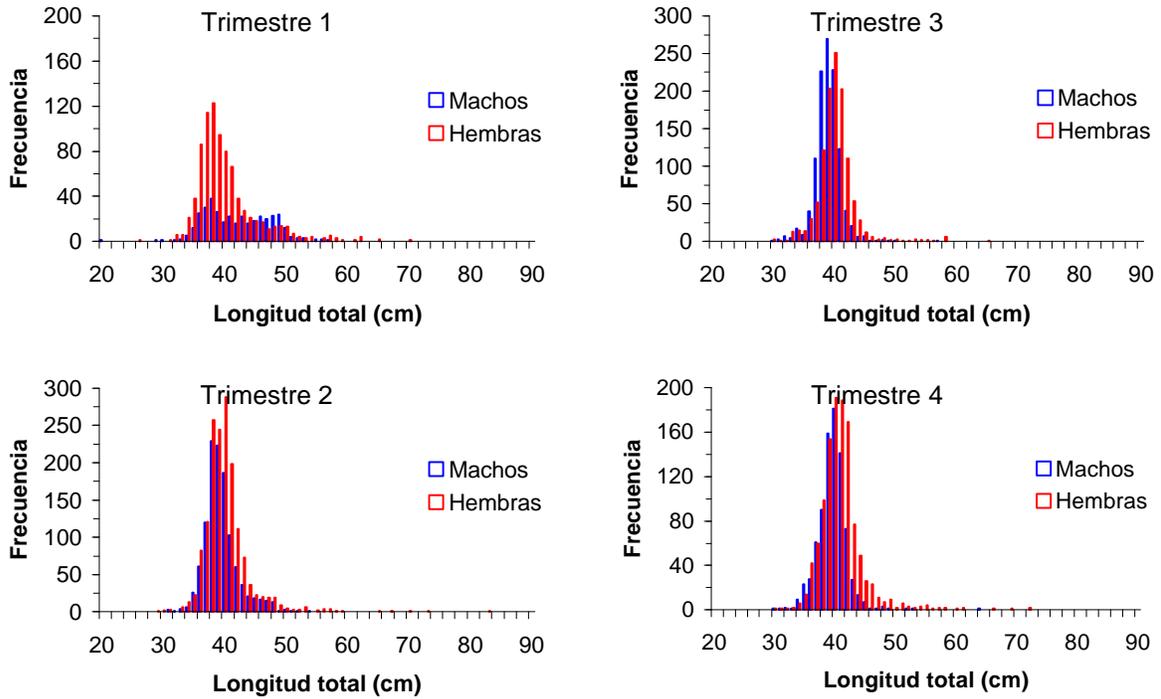


Fig. 3. Distribución de tamaños de merluza común registrada en la zona de Chile centro-sur durante el año 1994.

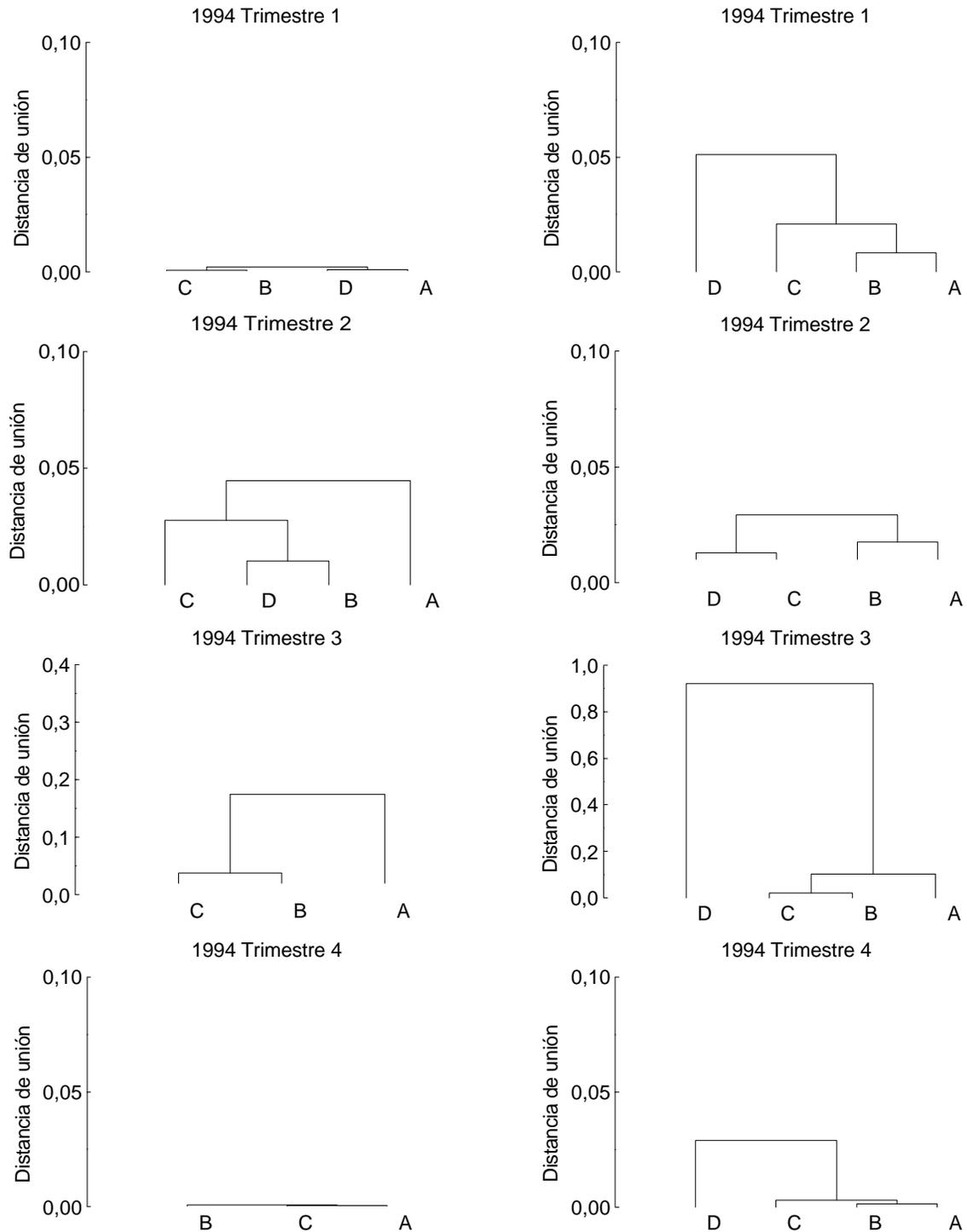


Fig. 4. Disimilitud entre grupos de tamaño de merluza común año 1994, izquierda machos, derecha hembras. A: 31 – 35 cm LT, B: 36 – 40 cm LT, C: 41 – 45 cm LT, D: 46 – 50 cm LT, E: 51 – 55 cm LT, F: 56 – 60 cm LT, G: > 60 cm LT.

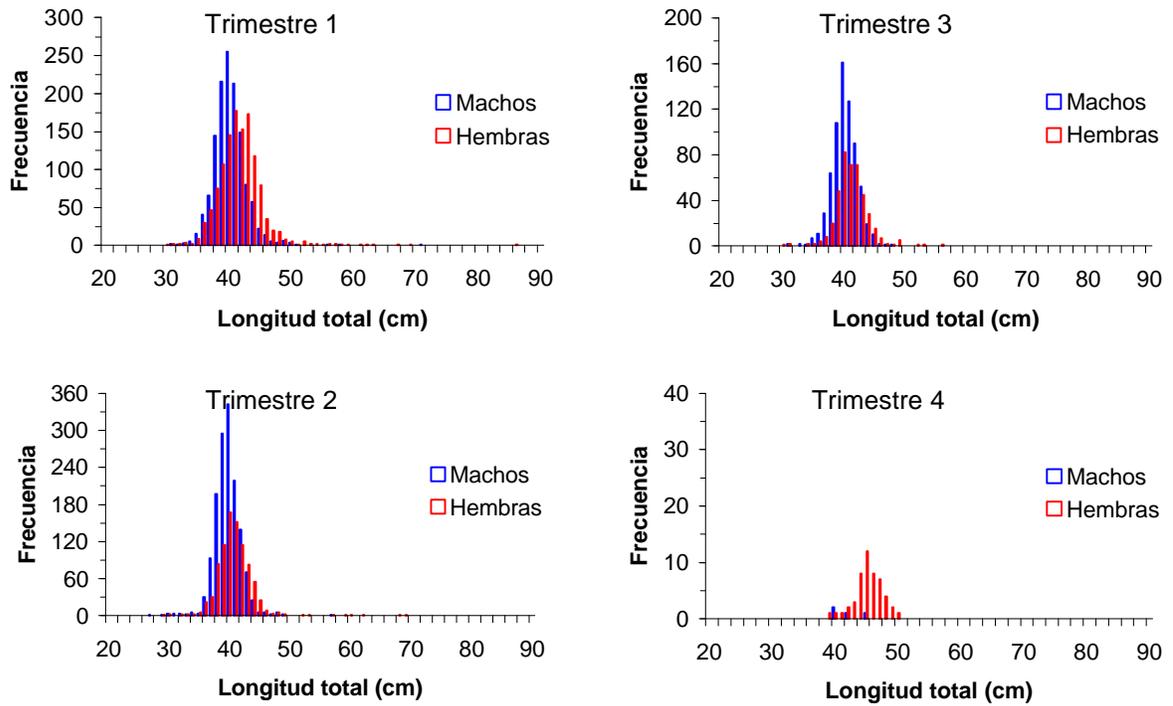


Fig. 5. Distribución de tamaños de merluza común registrada en la zona de Chile centro-sur durante el año 1995.

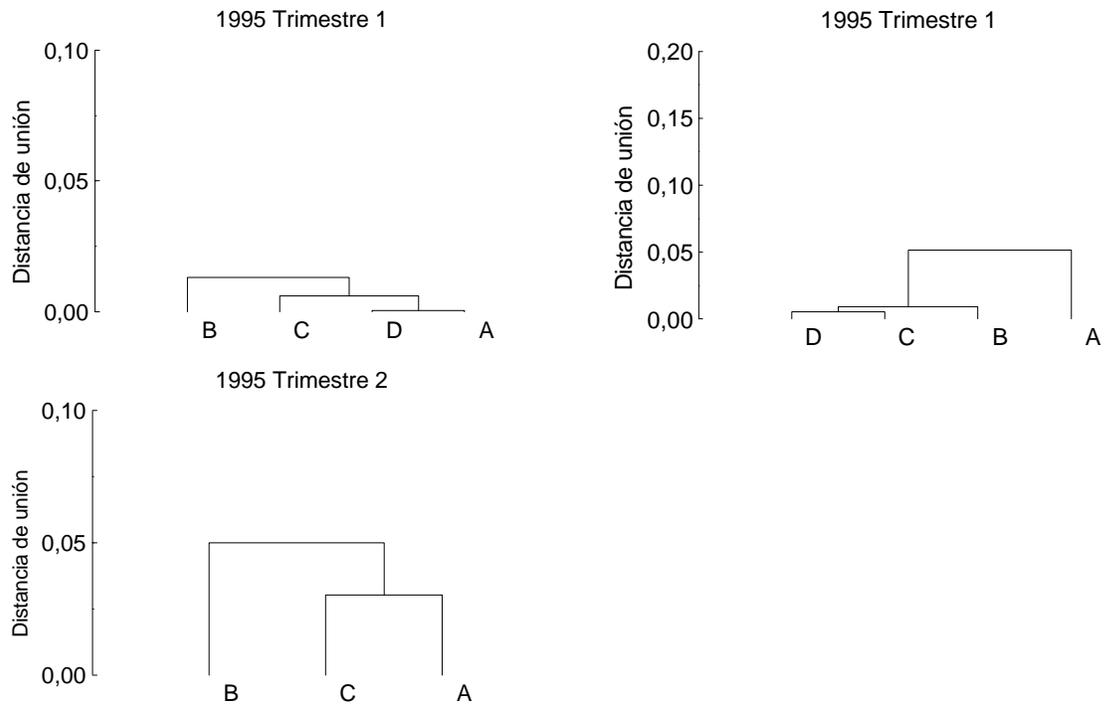


Fig. 6. Disimilitud entre grupos de tamaño de merluza común año 1995, izquierda machos, derecha hembras. A: 31 – 35 cm LT, B: 36 – 40 cm LT, C: 41 – 45 cm LT, D: 46 – 50 cm LT.

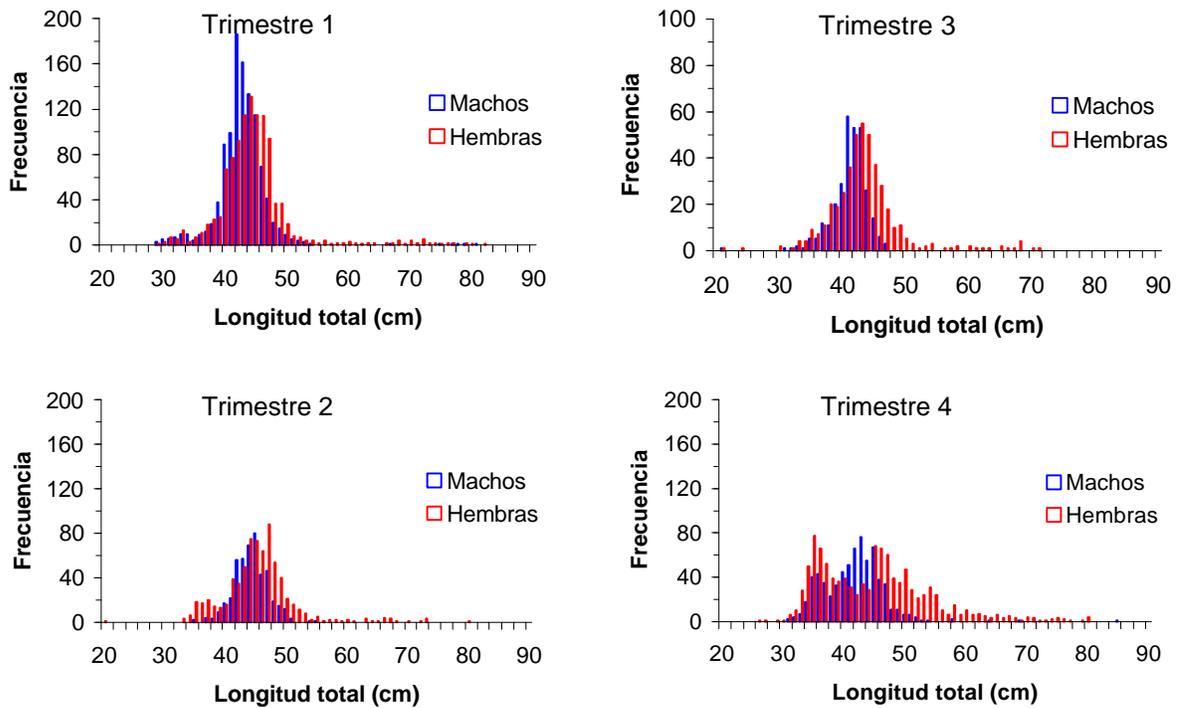


Fig. 7. Distribución de tamaños de merluza común registrada en la zona de Chile centro-sur durante el año 1996.

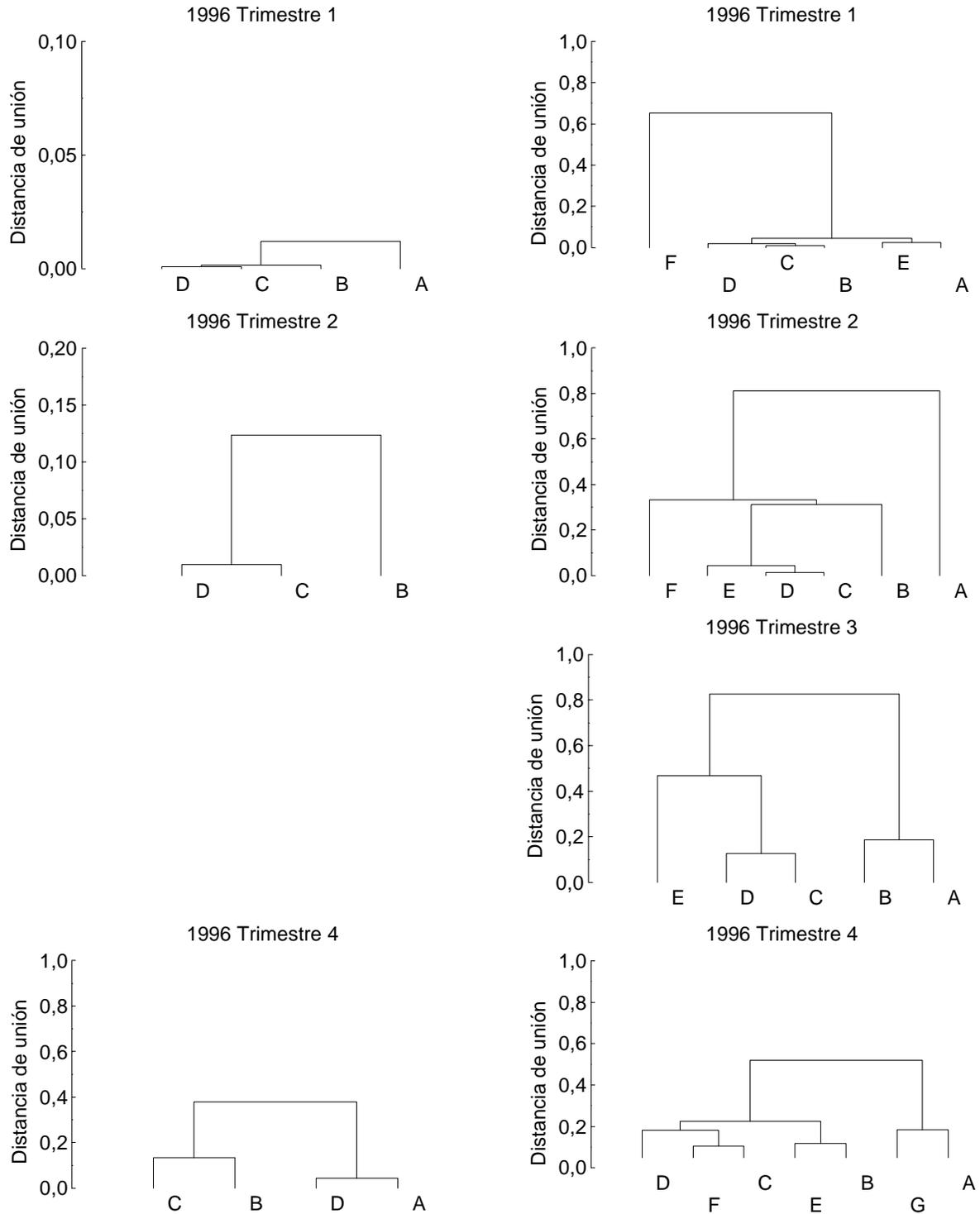


Fig. 8. Disimilitud entre grupos de tamaño de merluza común año 1996, izquierda machos, derecha hembras. A: 31 – 35 cm LT, B: 36 – 40 cm LT, C: 41 – 45 cm LT, D: 46 – 50 cm LT, E: 51 – 55 cm LT, F: 56 – 60 cm LT, G: > 60 cm LT.

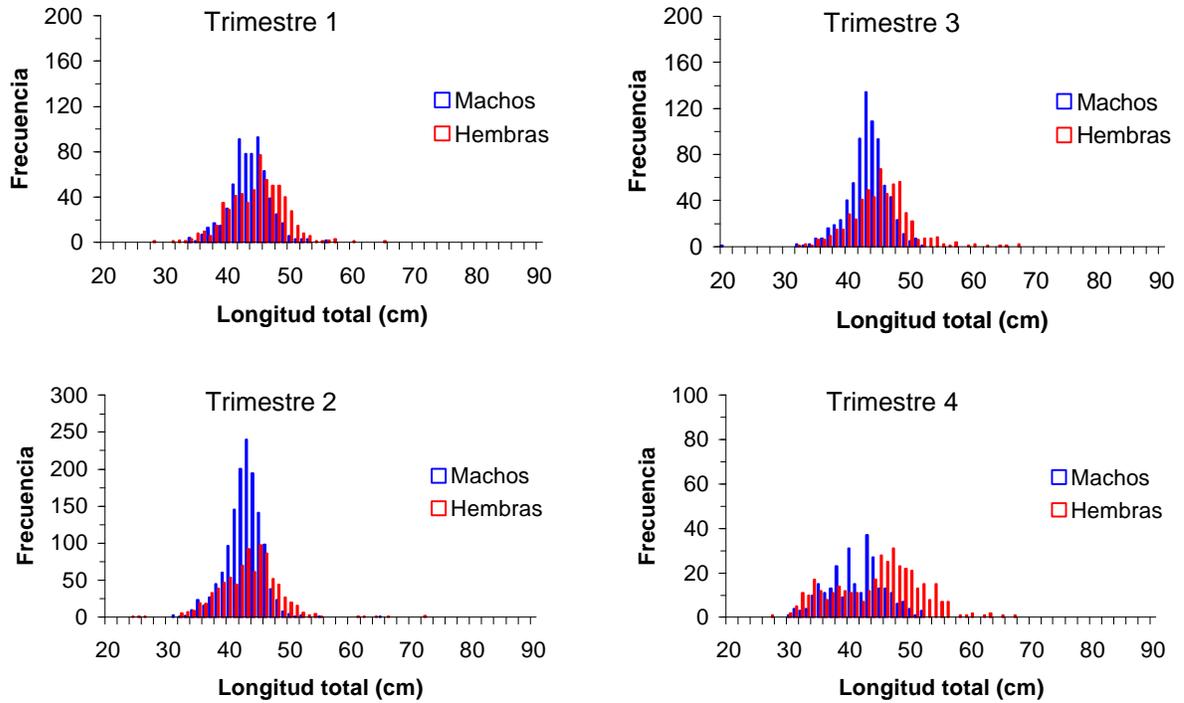


Fig. 9. Distribución de tamaños de merluza común registrada en la zona de Chile centro-sur durante el año 1997.

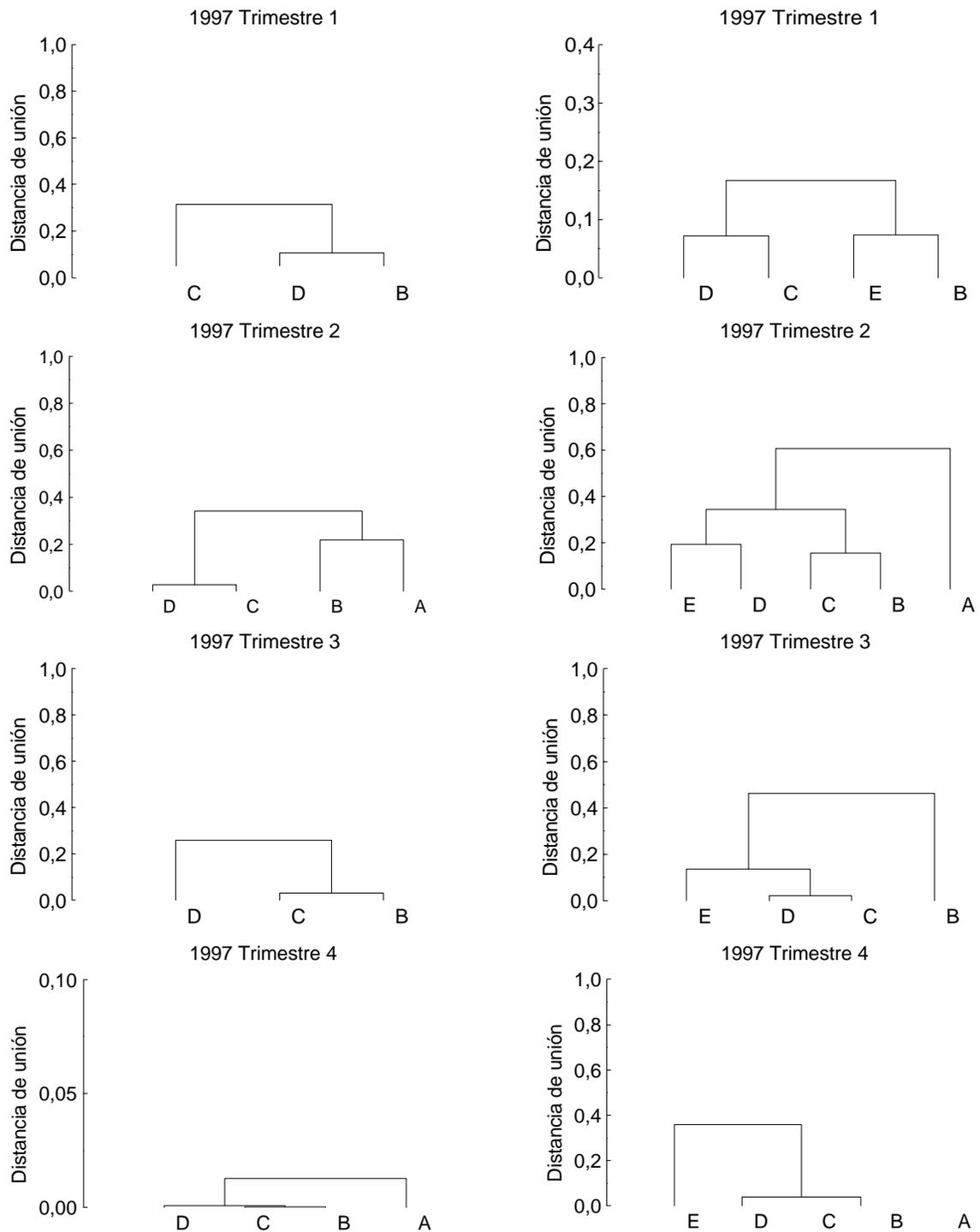


Fig. 10. Disimilitud entre grupos de tamaño de merluza común año 1997, izquierda machos, derecha hembras. A: 31 – 35 cm LT, B: 36 – 40 cm LT, C: 41 – 45 cm LT, D: 46 – 50 cm LT, E: 51 – 55 cm LT, F: 56 – 60 cm LT, F: 56 – 60 cm LT, G: > 60 cm LT.

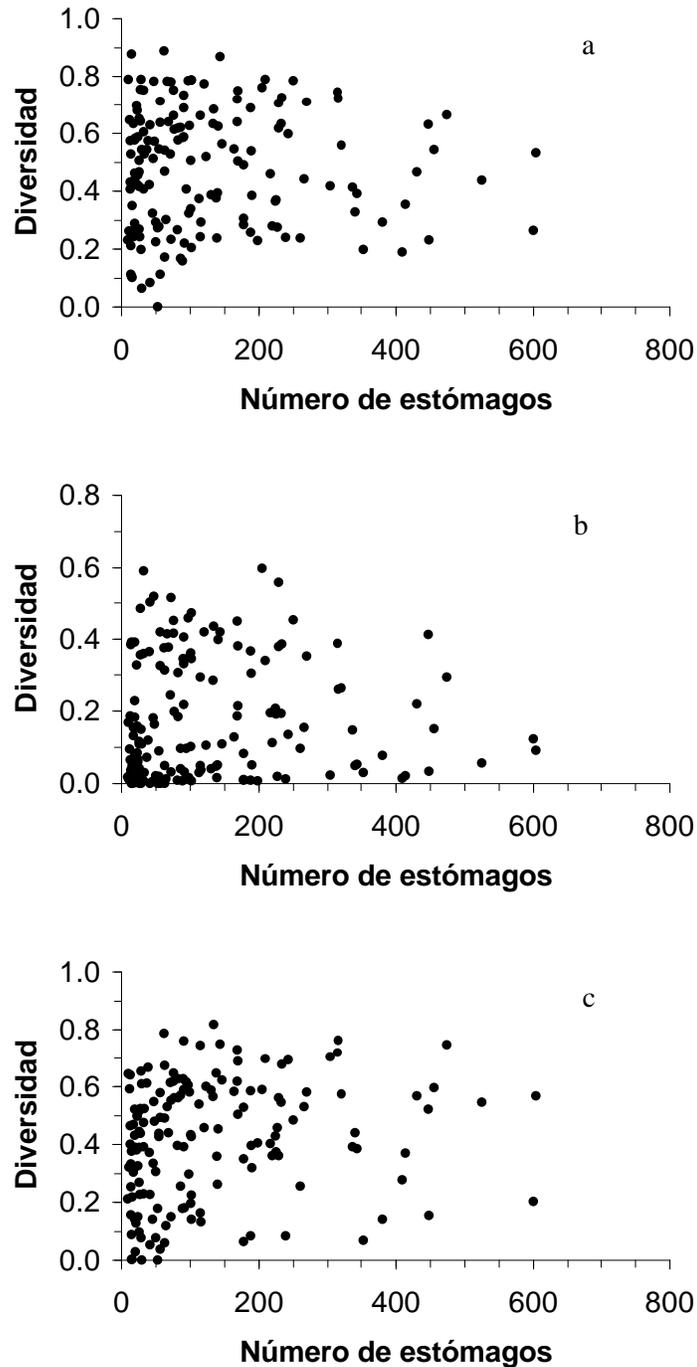


Fig. 11. Diversidad ( $H'$ ) del espectro trófico en los contenidos estomacales de merluza común y el número de estómagos analizados, en relación a: (a) frecuencia de ocurrencia, (b) número de individuos, (c) peso de los ítems presa.

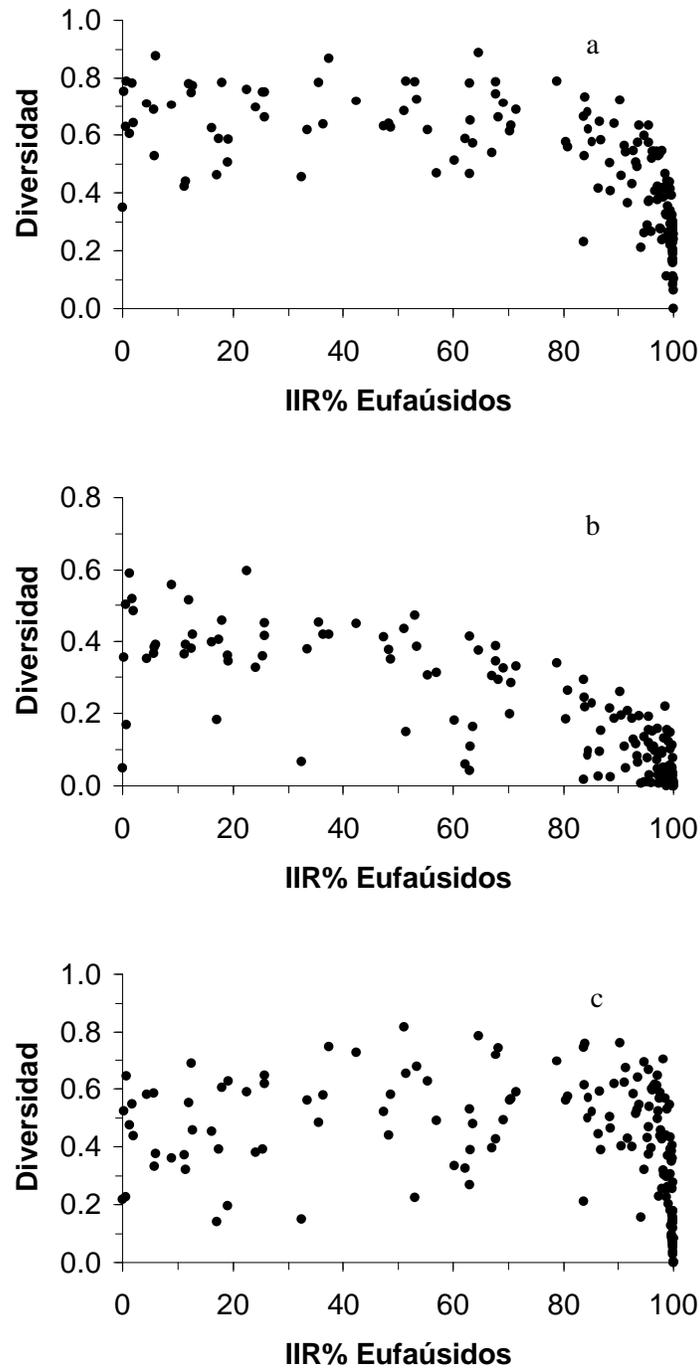


Fig. 12. Relación entre la diversidad del espectro trófico en los contenidos estomacales de merluza común y el Índice de Importancia Relativa (IIR%) de eufaúsidos, en relación a: (a) frecuencia de ocurrencia, (b) número de individuos, (c) peso de los ítems presa.

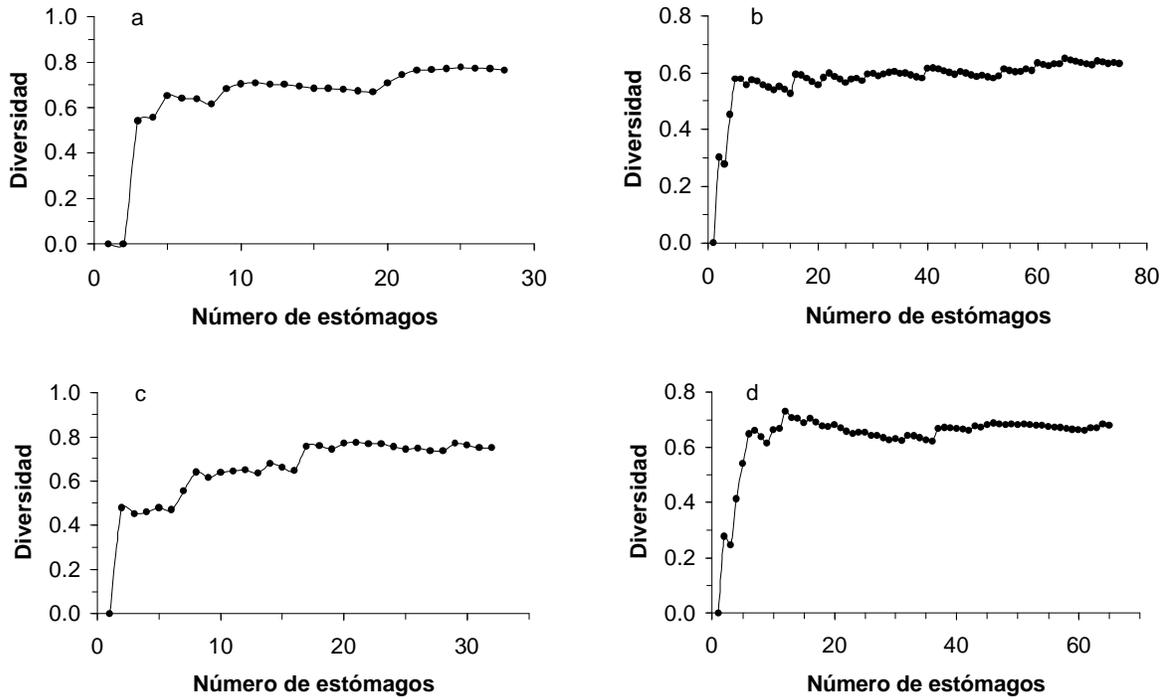


Fig. 13. Relación entre la diversidad del espectro trófico en los contenidos estomacales de merluza común y el número de estómagos.

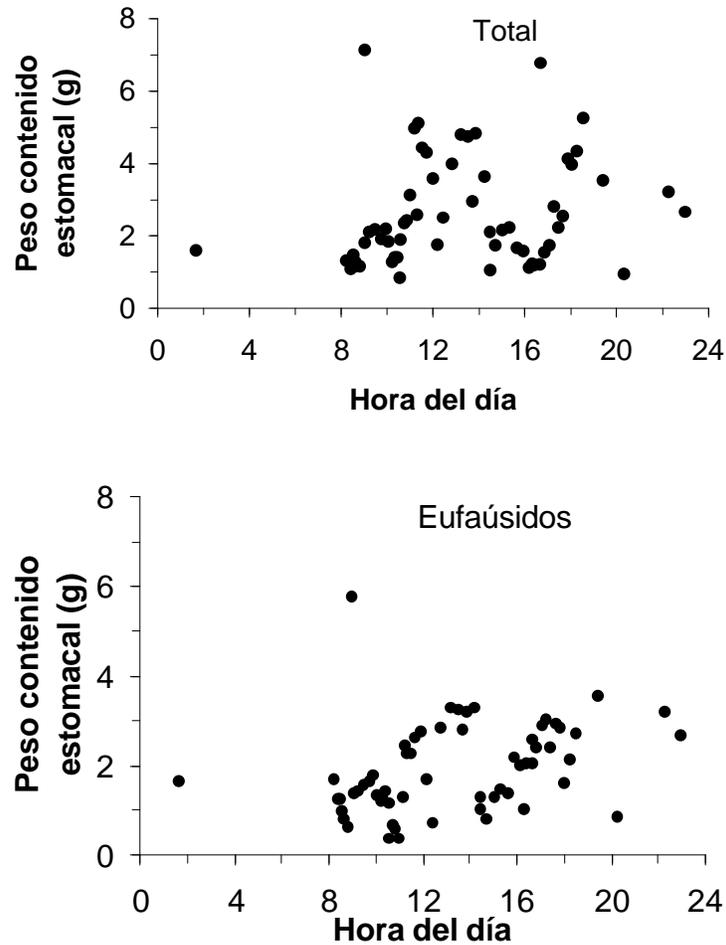


Fig. 14. Distribución del peso del contenido estomacal total y para eufáusidos en merluza común.

## 9. OBJETIVO ESPECÍFICO 2

**Determinar qué áreas (zonas) y estaciones del año (períodos) son las que presentan la mayor relevancia para los fines de este estudio, en caso que existieren.**

### 9.1. RESUMEN

Se aplicó técnicas geoestadísticas, variografía univariada y bivariada, y análisis de incertidumbre local con el propósito de detectar patrones espaciales de distribución de los crustáceos camarón nailon (*Heterocarpus reedi*), langostino amarillo (*Cervimunida johni*) y langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*), y merluza común (*Merluccius gayi*). Debido a que la distribución de los lances de muestreo de las cuatro especies constituyen prácticamente una línea que corre paralela a la costa en sentido norte-sur, con escasa información en el sentido este-oeste, se indagó la conveniencia de utilizar variogramas unidireccionales en el sentido latitudinal. Paralelamente, se construyó variogramas omnidireccionales en el plano latitud-longitud. Se construyó variogramas omnidireccionales en el plano latitud-profundidad para determinar si es posible detectar continuidad espacial para, posteriormente, efectuar el análisis de incertidumbre local respecto a la profundidad. El análisis bivariado consistió en la construcción de variogramas cruzados y el cálculo del coeficiente de co-dispersión.

Los variogramas unidireccionales no mejoraron la detección de la continuidad o autocorrelación espacial, obteniéndose el mismo rango que los variogramas omnidireccionales, parámetro que indica hasta dónde se extiende la autocorrelación. Se detectó autocorrelación al construir los variogramas en el plano latitud-profundidad, por lo que se realizó el análisis de incertidumbre local en este plano. Sólo fue posible construir variogramas cruzados para algunos pares de las especies en estudio, lo que indica que no todas ellas covarían en el espacio. El análisis de incertidumbre local permitió determinar los patrones de distribución de las especies en estudio, identificándose los focos de abundancia en cada caso.

## 9.2. INTRODUCCIÓN

### 9.2.1. COMPONENTE ESPACIAL

La técnica geoestadística más usada para la descripción de los patrones espaciales de la abundancia de recursos pesqueros es el kriging, específicamente kriging ordinario, por la ventaja de asumir la media constante y desconocida (Petitgas, 1993; Roa & Tapia, 1999; Rivoirard *et al.*, 2000; Páramo & Roa, 2003). Aunque el kriging es la técnica de interpolación más sofisticada, aquella tiene la deficiencia de sobrestimar los valores bajos y subestimar los valores altos (Goovaert, 1997). Esto se debe a que la varianza<sup>1</sup> del kriging no depende de los datos propiamente tal y, en parte depende de la geometría de la malla de muestreo, la que cuando es menos intensa conduce a menor precisión (Isaak & Srivastava, 1989). Otra deficiencia es que la representación que se hace de los valores estimados por kriging, es sólo una realización del fenómeno, por lo tanto, las estimaciones tienen asociado un grado de incertidumbre desconocido.

También se ha usado para la delimitación de área de distribución de recursos pesqueros la denominada geoestadística transitiva, aunque en menor frecuencia (Petitgas, 1993; Rivoirard, 2001; Bez, 2002). Estas técnicas consisten básicamente en usar indicadores, con los que se codifica los valores de la variable de interés en un punto determinado ( $z_{(x,y)}$ ). Cero para los valores cero de la variable y uno para aquellos valores mayores a cero. La desventaja de este procedimiento es que la representación sigue siendo una sola realización del fenómeno. Dicho de otro modo, esto equivale a hacer una estimación con una muestra de tamaño uno. El tamaño muestral (número de lances) en la evaluación de recursos pesqueros como camarón nailon, langostinos colorado o amarillo o merluza común, es el adecuado para la estimación de la abundancia relativa media ( $\overline{CPUE}$ ), pero no corresponde a varias observaciones para la delimitación de los parches de distribución de los recursos. Para esto, cada observación debería ser una de varias repeticiones de la malla de lances. Como esto en la práctica no es posible realizarlo, aquí se propone un procedimiento que permite evaluar la incertidumbre de ocurrencia de valores mayores a un

<sup>1</sup> La varianza del kriging no es la varianza del proceso que se investiga, sino que es una forma de índice ranking de la geometría de los datos.

nivel de corte que defina la presencia de banco, lo que se expresa en términos de probabilidades.

Este procedimiento, conocido como incertidumbre local, se basa en el trabajo de Journel (1983) y aplicado por Goovaerts & Journel (1995), que básicamente es la estimación simultánea de la variable y la probabilidad que ésta exceda cierto nivel umbral y su mapeo. En el ámbito de la geología, que es donde permanentemente se genera teoría geoestadística y luego es adoptada por ciencias como las biológicas, se aplica este procedimiento para delimitar zonas con alta concentraciones de minerales y zonas con riesgo de contaminación por minerales (Goovaerts *et al.*, 1997, Siatto & Goovaerts, 2002). Debido a que este procedimiento se basa en la distribución de probabilidad condicional acumulada, ello permite construir mapas de varianza de dicha probabilidad, lo que puede ser usado como información adicional al delimitar la distribución de los recursos.

Para la puesta en práctica del procedimiento descrito es necesario contar con una base de datos adecuada para el análisis geoestadístico. Esto implica que la malla de muestreo sea lo más regular posible o, al menos, exista continuidad entre los puntos de muestreo sin vacíos o zonas sin muestrear. Esto es un requisito importante pues en geoestadística las estimaciones son fuertemente influenciadas por la geometría del muestreo (Isaaks & Srivastava, 1989). Un segundo requisito es que, efectivamente, la variable que se analiza tenga continuidad (autocorrelación) espacial, de lo contrario las técnicas geoestadísticas no tienen sentido. Por lo tanto, en este documento se informa del análisis exploratorio efectuado para determinar la base de datos con la que se continuará el análisis geoestadístico.

### **9.2.2. COMPONENTE TEMPORAL**

Una serie temporal puede contener componentes de tendencia, estacional y ruido blanco. De éstas, la estacionalidad es la que debe ser analizada para determinar la frecuencia o escala temporal de muestreo óptima (Shumway & Stoffer, 2000). La estacionalidad de una

serie puede ser determinística o estocástica, en cuyos casos el análisis se aborda de forma diferente.

En el caso determinístico, la estacionalidad está representada por los parámetros de un modelo de suma de armónicos (senos y cosenos). Estos parámetros se encuentran asociados a una frecuencia, la que, traducida a escala de tiempo, representa el período en el que ocurren los valores extremos, es decir, la estacionalidad (Bloomfield, 1976). El enfoque adecuado es el análisis espectral en el dominio de las frecuencias, el que es ampliamente usado en economía para describir la estacionalidad en las variables de mercado (Granger *et al.*, 2001). En pesquerías el análisis espectral ha sido poco usado y se le aplica para estimar la biomasa de peces con análisis de frecuencias acústicas (Diachok, 2000).

Si la componente estacional no puede ser modelada, entonces ésta es estocástica y el problema debe ser abordado por medio de regresión no paramétrica. Acá el modelo que expresa la relación entre las variables no posee una forma matemática con parámetros y su objetivo es suavizar una curva o superficie que detecte la estructura sistemática de los datos. Estos métodos son muy potentes para detectar estructuras que no son obvias y cuando no se sabe la forma de la relación entre las variables (Cleveland, 1979).

Un método moderno de regresión no paramétrica es regresión local (LOESS), la que combina regresión (lineal o polinomial) y kernel smoothing (suavizar con un núcleo). Con esta combinación se mejora el sesgo que presenta kernel smoothing en los extremos del rango de datos (Venables & Ripley, 1999). Entonces, cuando la estructura estacional de los datos no es clara y análisis espectral no logra detectarla, la regresión local es la mejor alternativa para indagar los patrones espaciales.

Antes de aplicar las técnicas de análisis de series temporales descritas es necesario que la serie de tiempo a analizar cumpla con algunos requisitos. Para el análisis espectral la serie temporal no puede tener vacíos, es decir, fechas sin observaciones. De no cumplirse este requisito, el análisis espectral no puede ejecutarse ya que el proceso de diferenciación que tiene implícito no es posible efectuarlo. Además, para que la detección de los patrones

estacionales no se confunda con tendencias (alzas o bajas), éstas deben ser eliminadas. Por tanto, en esta etapa se efectuó un análisis exploratorio de las series a tratar, se verifica la falta de observaciones y cuando ha sido posible, se “inputa” los datos faltantes por medio de predicciones hechas con regresión local.

### **9.3. METODOLOGIA**

#### **9.3.1. ORIGEN DE LA INFORMACIÓN**

##### **Componente espacial**

Para los recursos camarón nailon, langostino colorado y langostino amarillo se revisó los datos de abundancia relativa (captura por unidad de área=CPUA) correspondientes a los proyectos FIP de evaluación directa de estos crustáceos, desde el año 1993 hasta el 2004. De esos mismos cruceros se obtuvo información para merluza común como fauna acompañante, la que constituyó un complemento a la información revisada en las bases de datos correspondientes a los proyectos FIP de evaluación hidroacústica de merluza ejecutados regularmente por IFOP. Los criterios de selección de las bases fueron, primero, que éstas contuviera toda la información requerida y sin errores, segundo, que la mayor cobertura latitudinal y longitudinal fuera la mayor posible y, finalmente, que el número de lances positivos fuera el mayor.

##### **Componente Temporal**

Para la obtención de datos temporales se usó los registros de desembarque de SERNAPesca para cada recurso pesquero motivo de este estudio como una medida indirecta de su abundancia. La base de datos obtenida para los recursos camarón nailon, langostino amarillo y merluza común corresponde al período 1990-2003. Para el recurso langostino colorado el período obtenido corresponde a los años 1991 a 2003.

### 9.3.2. ANÁLISIS DE LA COMPONENTE ESPACIAL

El análisis de la componente espacial tuvo por objeto identificar los patrones de distribución de los parches de los recursos objetivo *M. gayi*, *H. reedi*, *C. johni* y *P. monodon*. Originalmente se había planteado la descripción espacial de adultos y juveniles de *M. gayi*, sin embargo, ninguna de las bases de datos disponibles cuenta con información de la estructura de tallas en una cobertura espacial suficiente para efectuar análisis geoestadísticos.

#### 9.3.2.1. PLANOS NORTE-ESTE Y NORTE-PROFUNDIDAD

Las bases de datos revisadas mostraron que en las evaluaciones de camarón nailon y langostinos colorado y amarillo fueron efectuadas en una franja muy angosta en sentido norte-sur. Esto dificulta el análisis espacial, ya que se cuenta con escasa información de la continuidad espacial en el sentido del eje menor (este-oeste) de la franja de muestreo. Esta situación impide verificar la existencia de anisotropía, es decir, si la continuidad o autocorrelación espacial es distinta en diferentes direcciones.

Como la distribución de puntos de muestreo es una franja angosta, se indagó la conveniencia de efectuar análisis omnidireccional unidireccional. Esto quiere decir que se construyó variogramas, calculando la varianza espacial en todos los sentidos y calculando la varianza espacial solo en el sentido norte-sur. El propósito fue determinar con cuál de las dos modalidades se logra mejor representación de la autocorrelación espacial. Paralelamente, se efectuó un segundo análisis, el que, a partir del volumen formado por los ejes norte-sur, este-oeste y profundidad, se colapsó el eje longitudinal (este-oeste), resultando sólo el plano latitud-profundidad. De este modo se incorporó una dimensión que es relevante para el fenómeno que se investiga. Ambos procedimientos han sido aplicados por Acuña & Arancibia (2004) para la descripción espacial de la producción de *Merluccius gayi*, obteniéndose resultados coherentes con la información existente para este recurso proveniente de evaluaciones directas (Lillo, 2002).

### 9.3.2.2. ANÁLISIS ESTRUCTURAL (CONTINUIDAD ESPACIAL)

#### Enfoque Univariado

En esta etapa se verifica la existencia de continuidad espacial o autocorrelación, por lo que se calculó la varianza espacial a distintas distancias de desfase (lag). Esto permitió realizar una primera aproximación del comportamiento de la varianza de la abundancia de cada recurso pesquero en función del incremento espacial  $[Z(u_i)-Z(u_i+h)]$ . Este es definido como la diferencia entre los valores de la variable  $Z$  en los puntos  $u$  y  $u+h$ , separados por la distancia  $h$  ( $u$ = vector de coordenadas (x,y)). La varianza de la variable, en función del incremento espacial, corresponde al variograma:

$$g(h) = \frac{1}{2 \cdot N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(u_i) - Z(u_i + h)]^2$$

donde  $N(h)$  es el número de pares de comparación.

Para realizar el análisis estructural, las coordenadas geográficas fueron transformadas a coordenadas planas (UTM), expresadas en metros, lo que es necesario ya que la distancia en grados, en el sentido longitudinal, no es similar a lo largo del eje latitudinal.

#### Enfoque Bivariado

Este enfoque permitió determinar si los recursos objetivos presentan correlación en el dominio espacial y cómo varía con el cambio de escala. Se usó las herramientas multivariadas existentes en geoestadística como el variograma cruzado (cross-variogram) y el coeficiente de codispersión.

La estructura básica del variograma cruzado corresponde a la de una covarianza y para las variables  $Z_i$  y  $Z_j$ , con  $i \neq j$  es:

$$g_{ij}(h) = \frac{1}{2 \cdot N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z_i(u) - Z_i(u+h)] \cdot [Z_j(u) - Z_j(u+h)]$$

La estructura básica del coeficiente de codispersión corresponde a la de un coeficiente de correlación, donde la covarianza es equivalente al variograma cruzado y la varianza de cada variable es equivalente a sus respectivos variogramas, que en este caso son denominados autovariogramas. De este modo, el coeficiente de codispersión es:

$$r_{ij} = \frac{CV[Z_i(u) - Z_i(u+h), Z_j(u) - Z_j(u+h)]}{\sqrt{[Z_i(u) - Z_i(u+h)]} \sqrt{[Z_j(u) - Z_j(u+h)]}} = \frac{g_{ij}(h)}{\sqrt{g_{ii}(h)g_{jj}(h)}}$$

donde  $g_{ij}(h)$  es el variograma cruzado,  $g_{ii}(h)$  y  $g_{jj}(h)$  los respectivos autovariogramas.

Ambos procedimientos fueron aplicados a los datos de CPUA de las cuatro especies en estudio (merluza común, langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon).

### 9.3.2.3. INCERTIDUMBRE LOCAL

Con el análisis de incertidumbre local se construyó mapas de probabilidades de ocurrencias de valores mayores un límite umbral de CPUA (ton/km<sup>2</sup>). Para las cuatro especies este límite umbral fue próximo a 1 ton/km<sup>2</sup>. Luego, usando como nivel de corte una probabilidad de 80%, se delimitó los parches de distribución de cada recurso. Para ilustrar esto se presenta un ejemplo con los datos de concentración de cadmio, tomados de Goovaerts *et al.* (1997), donde se presenta un mapa de probabilidades de ocurrencia de valores superiores a 0,8 mg/kg (Fig. 15A). Este valor es considerado umbral y concentraciones mayores indican contaminación. Luego, se puede clasificar la zona en contaminada y no contaminada, de acuerdo a una probabilidad límite. En la Fig. 15B se presenta una clasificación de acuerdo a una probabilidad de 0,65 de ocurrencia de valores superiores a 0,8 mg/kg.

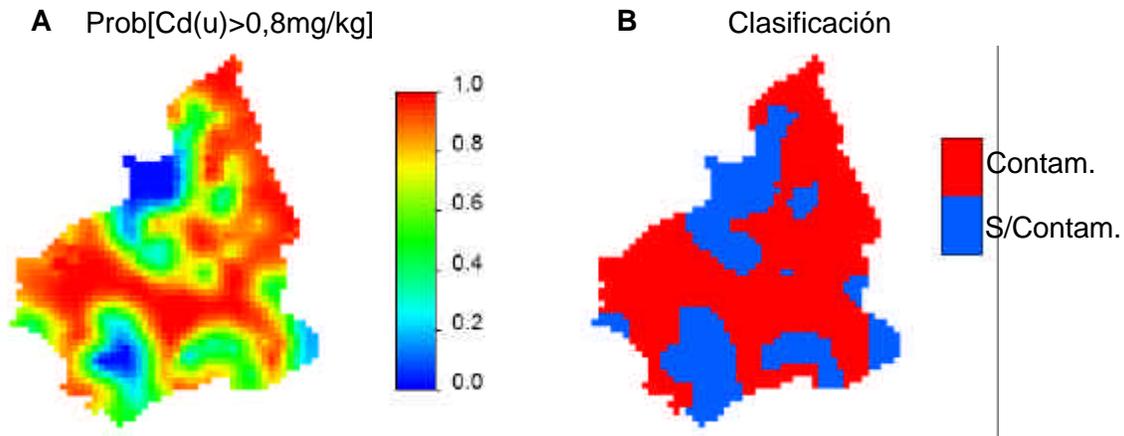


Fig. 15. Mapa de probabilidad de exceder el valor umbral de concentración de Cadmio (A) y clasificación de contaminado y no contaminado, de acuerdo a una probabilidad de 0,65 (B). Tomados de Goovaerts *et al.* (1997).

**Enfoque del Método**

El problema consiste en estimar el valor de CPUA ( $z$ ) que exceda un valor crítico  $z_c$  (umbral mínimo para considerar la existencia de banco) en un punto no muestreado ( $u_0$ ,  $u =$  vector de coordenadas  $(x,y)$ ). La información disponible consiste en valores de la variable  $z$  en  $N$  puntos  $u_j, j=1, 2, \dots, N$ .

En geoestadística el valor  $z(u)$  para cualquier punto  $u$  es visto como una realización particular de la variable aleatoria  $Z(u)$  en los lugares  $u$ . Los valores desconocidos  $z(u_0)$  son entonces una realización de la variable  $Z(u_0)$  y el problema entonces se transforma en estimar la probabilidad condicional que  $Z(u_0)$  exceda el valor crítico  $z_c$ , dado los datos  $z(u_j)$ .

$$\Pr\{Z(u_0) > z_c \mid z(u_j), j = 1, 2, \dots, N\} = 1 - \Pr\{Z(u_0) \leq z_c \mid z(u_j), j = 1, 2, \dots, N\}$$

$$= 1 - F(u_0; z_c \mid \hat{I})$$

donde  $F(u_0; z_c \mid \hat{I})$  la probabilidad condicional o “posterior” de los valores verdaderos menores que el límite  $z_c$ , y  $\hat{I}$  es la información condicionante (datos observados).

Las variables continuas como CPUE=CPUA pueden ser clasificadas dentro de dos clases en función de un nivel crítico  $z_c$ . Una clase contiene a los valores menores o iguales a  $z_c$  y la

otra todos los valores mayores. Con esto se crea una nueva variable, binaria y también aleatoria, o *Indicador*  $I(u; z_c)$ , el que se define como:

$$I(u; z_c) = \begin{cases} 1 & \text{si } Z(u) \leq z_c \\ 0 & \text{si en otro caso} \end{cases}$$

Entonces, el enfoque de Indicadores (Journel, 1983) se basa en la probabilidad condicional definida como la esperanza (esperanza matemática) de la variable indicadora en el punto no muestreado  $u_o$ , dada la información existente para la variable  $Z$  en los  $N$  puntos de muestreo:

$$F(u_o; z_c | I) = E\{I(u_o; z_c) | I\}$$

con

$$I(u_o; z_c) = \begin{cases} 1 & \text{si } Z(u_o) \leq z_c \\ 0 & \text{si en otro caso} \end{cases}$$

que es la variable indicadora en los puntos no muestreado, cuya observación  $i(u_o; z_c)$  está dada por la observación de la variable original en el punto muestreado  $j$  ( $z(u_j)$ ) y que se define como:

$$i(u_o; z_c) = \begin{cases} 1 & \text{si } z(u_j) \leq z_c \\ 0 & \text{si en otro caso} \end{cases}$$

La codificación binaria asume que el error es despreciable.

### Variograma para Indicadores y Kriging con Indicadores

Luego de la codificación se caracteriza la distribución espacial del indicador por medio de su semivarianza, la que toma la forma:

$$\hat{g}_I(h; z_c) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{j=1}^{N(h)} \{i(u_j; z_c) - i(u_j + h; z_c)\}^2$$

donde  $i(u_j; z_c)$  y  $i(u_j + h; z_c)$  son los indicadores de  $u_j$  y  $u_j + h$  separados por la distancia  $h$ .  $N(h)$  es el número de pares de comparación a cada lag (distancia  $h$ ). El significado de  $\hat{g}_I(h; z_c)$  corresponde a la medida de la frecuencia con que cambia el indicador de 0 a 1. Dicho de otro modo, es la frecuencia de transición entre las dos clases de  $Z$ , en función de  $h$ .

De acuerdo al Teorema de Proyección (Luenberger, 1969), el estimador mínimos cuadrados (kriging) de  $I(u_o; z_c)$  es el estimador mínimos cuadrados de la esperanza condicional. De esta forma, la probabilidad  $F(u_o; z_c | \hat{I})$  puede ser estimada por kriging usando la transformación de indicadores de la variable original  $Z$ . De este modo, el kriging pasa a llamarse kriging de indicadores y el que se usa en este estudio es el kriging ordinario de indicadores.

#### 9.3.2.4. ANÁLISIS DE LA COMPONENTE TEMPORAL

El análisis de la componente temporal tuvo por objetivo identificar los patrones estacionales existentes en la abundancia de los recursos objetivo *M. gayi*, *H. reedi*, *C. johni* y *P. monodon*. Si se conoce el patrón estacional de una serie, entonces se puede sugerir alguna escala temporal de muestreo, ya que se conoce cuándo ocurren los valores máximos y mínimos. Entonces, se puede indicar, por ejemplo, dos muestras en cada componente estacional, una al momento del valor máximo y otra al momento del valor mínimo de la variable.

Para encontrar estos eventuales patrones temporales se utilizó los datos de desembarque registrados mensualmente por el SERNAPesca. A dichos datos se les efectuó los tratamientos previos a un análisis temporal. Primero se verificó la ausencia de observaciones en la serie temporal. En el caso de *C. johni*, sólo en 15 de 168 observaciones no existe registro de desembarque, por lo que se procede a incorporar los datos faltantes

(“input-acción”). Para ello, se realizó una regresión local (LOESS) con los valores de desembarque y el tiempo. Luego se realizó una predicción de los valores faltantes, los que fueron incorporados a la serie cronológica.

Para el caso de *P. monodon*, en 47 observaciones de 156 no existe registro de desembarque y en muchas de esas ausencias de registro son en varias fechas consecutivas. En este caso, aunque se puede efectuar regresión local para incorporar los datos faltantes, la distancia entre la última observación, antes del vacío de datos, y la primera, después de dicho vacío, es muy grande, por lo que las estimaciones no necesariamente respetarán el patrón real de los datos. Por tanto, para este recurso no se efectuó análisis espectral y se buscó, entonces, eventuales patrones en el tiempo por medio de la observación directa de la serie, junto a la información que pueda aportar el patrón temporal de las especies restantes. Para los recursos *M. gayi* y *H. reedi* no se observó ausencia de datos.

Una vez que se incorporó los datos faltantes, cuando fue necesario se procedió a estandarizar las series de tiempo en estudio. Se extrajo la o las tendencias, aumento o disminución de los desembarques en el tiempo y se les extrajo la media, con lo que las series quedaron centradas en cero. Para la extracción de la tendencia se ajustó un modelo lineal y los residuos de éste correspondieron a la serie sin tendencia. Debido a la ausencia de datos en la serie de *P. monodon*, no fue posible ajustar dicho modelo lineal sin tener que reacomodar la serie, eliminando los tiempos donde no hay registro de desembarque. Este reacomodo de los datos no es adecuado cuando se trabaja con la variable tiempo, ya que se produce un desplazamiento hacia atrás de las observaciones para llenar los vacíos, con lo que se altera la serie original. Por tanto, la serie del langostino colorado fue trabajada sólo con regresión local.

## 9.4. RESULTADOS

### 9.4.1. ANÁLISIS DE LA COMPONENTE ESPACIAL

#### Selección de base de datos

El primer criterio para la selección de bases de datos fue que la base de datos contara con toda la información requerida y sin errores. Bajo este requerimiento se descartó las bases de datos de evaluaciones específicas para *Heretocarpus reedi* (Proyectos FIPs 2004-10, 2003-05 y 2002-05), por lo tanto, este recurso fue analizado con la información proveniente de los cruceros para los langostinos colorado y amarillo. El segundo criterio de selección fue que éstas presentaran la mayor cobertura posible, tanto en sentido latitudinal como longitudinal. De acuerdo a este requisito, para los recursos camarón nailon y langostinos amarillo y colorado, la base de datos correspondiente al proyecto FIP 1993-27 fue descartada por tener escasa cobertura, abarcando sólo las Regiones III y IV (Fig. 16).

Fig. 16. Distribución espacial de lances en proyectos FIP de evaluación directa de crustáceos.

De acuerdo al mismo criterio, la base de datos del proyecto FIP 2003-03 también fue descartada, ya que cubrió sólo la IV Región y una pequeña fracción de la III y V Regiones (Fig. 17). Por su parte, la base de datos del proyecto FIP 2001-05, aunque tiene la mayor cobertura en sentido latitudinal, su intensidad de muestreo es menor que la presentada por los proyectos FIP 2002-06 y 2004-11 (Figs. 16 y 17). De estas dos bases de datos se ha seleccionado la correspondiente al proyecto FIP 2002-06 por presentar una intensidad de muestreo mayor que la correspondiente al proyecto FIP 2004-11 (Fig. 17).

Fig. 17. Distribución espacial de lances en proyectos FIP de evaluación directa de crustáceos.

En cuanto a la selección de la base de datos de abundancia relativa del recurso merluza común, todas las bases de datos presentan intensidad de muestreo y cobertura longitudinal aproximadamente similar (Fig. 18). Por tanto, desde el punto de vista de la cobertura las tres bases de datos señaladas fueron seleccionadas y se definió finalmente por el criterio de una mejor estructura de variograma, lo que se presenta más adelante.

Fig. 18. Distribución espacial de lances en proyectos FIP de evaluación directa de *Merluccius gayi*.

El despliegue en el plano latitud-profundidad de la base de datos FIP 2004-09 presenta una estructura irregular (Fig. 19), sin embargo, esto no representó problema, ya que los algoritmos existentes para el ajuste de variogramas e interpolaciones permiten trabajar bajo estas condiciones.

Fig. 19. Distribución espacial de lances del proyecto FIP 2002-06 de evaluación directa de crustáceos, en el plano latitud-profundidad.

#### 9.4.2. ANALISIS ESTRUCTURAL

El análisis estructural o de variogramas permitió establecer si las bases de datos preseleccionadas son adecuadas en un análisis más fino. La base de datos FIP 2002-06 fue seleccionada finalmente para el trabajo con *H. reedi*, ya que el número de lances positivos es mayor que el observado en la base FIP 2004-11 con 39.7% y 26.9%, respectivamente. Por su parte, *C. johni* y *P. monodon* presentaron mayor número de lances positivos en la base FIP 2004-11 (43,6% y 31,1%, respectivamente) que en la base FIP 2002-06 (20,5% y 12,2%, respectivamente). Respecto a *M. gayi*, se seleccionó, finalmente, la base FIP 2002-03 por presentar 65.3% de observaciones positivas, en relación al 60,3% y 56,0% de las bases FIP 2001-18 y 2004-09, respectivamente.

## Enfoque univariado

El ajuste unidireccional fue en el sentido este (longitudinal) para *M. gayi* y norte para el resto de los recursos. La disposición de los puntos de registro en la evaluación hidroacústica de *M. gayi* impidió un análisis unidireccional en sentido norte. Esta disposición, surgida de transectos perpendiculares a la línea de costa, generaron una malla en que en sentido norte los puntos de registro se encuentran separados entre 18 y 20 km, y en el sentido este sólo por 1 km.

Los cuatro recursos pesqueros en estudio presentaron una estructura clara en la varianza espacial al construir los variogramas unidireccionales (Fig. 20). En este caso, los modelos ajustados fueron exponencial para *P. monodon* y esférico para los recursos restantes. La continuidad espacial mayor ocurrió para *C. johni*, la que llegó a 15 km, parámetro rango (*A*) del modelo ajustado (Tabla 12, Fig. 20C). Por su parte, *M. gayi* y *P. monodon* presentaron una continuidad espacial que llega a 10 km, en cambio en *H. reedi* esta sólo llegó a 3 km (Fig. 20 y Tabla 12). Esto significa que la continuidad o autocorrelación espacial en la variable CPUA se va perdiendo hasta llegar a un nivel de similitud mínima a la distancia señalada.

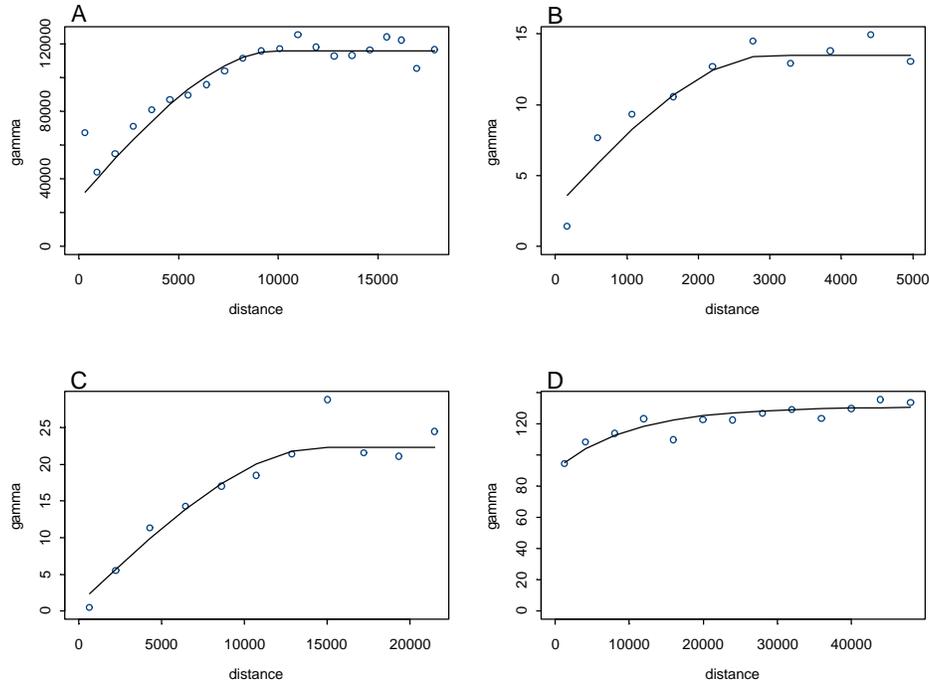


Fig. 20. Variograma empírico unidireccional y modelo para los recursos (A) *Merluccius gayi* (este-oeste) (FIP 200-03), (B) *Heterocarpus reedi* (FIP 2002-06), (C) *Cervimunida Johni* y (D) *Pleuroncodes monodon* (norte-sur) (FIP 2004-11). Distancia en metros.

Tabla 12. Parámetros de los modelos ajustados a los variogramas unidireccionales y omnidireccionales (norte-este y norte-prof.) para los cuatro recursos en estudio.

	Recurso	Modelo	A	$C_0$	$C_1$
Unidireccional (este)	<i>M. gayi</i>	esférico	10000	28096.27	87663.06
	<i>H. reedi</i>	esférico	3000	2.69	10.80
	<i>C. johni</i>	esférico	15000	1.01	21.38
	<i>P. monodon</i>	exponencial	10000	90.03	40.60
Omnidireccional (norte-este)	<i>M. gayi</i>	esférico	15000	100.05	14664.93
	<i>H. reedi</i>	esférico	2625	0.24	2.59
	<i>C. johni</i>	esférico	15000	0.10	20.91
	<i>P. monodon</i>	esférico	4500	0.10	7.93
Omnidireccional (norte-prof.)	<i>M. gayi</i>	exponencial	28	0.10	1.70
	<i>H. reedi</i>	exponencial	52	7.50	11.00
	<i>C. johni</i>	gausiano	80	0.01	131.26
	<i>P. monodon</i>	esférico	75	3.00	14.00

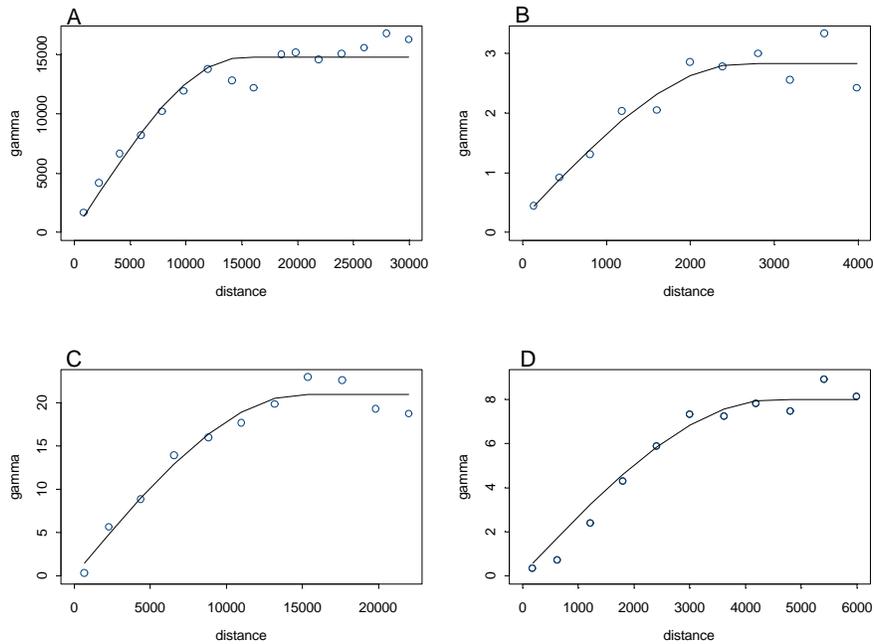


Fig. 21. Variograma empírico omnidireccional y modelo en el plano norte-este para los recursos (A) *Merluccius gayi*, (FIP 2002-03) (B) *Heterocarpus reedi* (FIP 2002-06), (C) *Cervimunida Johni*, (D) *Pleuroncodes monodon* (FIP 2004-11). Distancia en m.

El análisis estructural omnidireccional en el plano norte-este reveló, en términos generales, que el rango (A, Tabla 12, Fig. 20 y 21) se mantuvo aproximadamente en la misma distancia que en el análisis unidireccional. La excepción la constituyó el recurso *P. monodon*, que vio disminuido su rango (Tabla 12).

La magnitud de la varianza a aquella distancia menor a la distancia mínima entre puntos de muestreo (efecto nugget  $C_0$ ) y la varianza espacial máxima ( $sill=C_1$ ) se presentaron menores en el análisis omnidireccional que en el unidireccional, lo que se debió a que el análisis omnidireccional incluye un mayor número de pares de datos en el cálculo de los variogramas, en comparación con el análisis unidireccional. Por lo tanto, el contraste entre variogramas unidireccionales y omnidireccionales reveló que, por el hecho de respetar la tendencia unidireccional general del muestreo, no se logró mejoras en los variogramas empíricos. Más aún, al incrementarse la varianza en los variogramas empíricos se produjo un enmascaramiento de la autocorrelación. Por tanto, los análisis posteriores fueron hechos

siempre omnidireccionalmente. El análisis estructural en el plano norte-profundidad permite detectar la existencia de continuidad espacial al utilizar la profundidad como coordenada (Fig. 22), pero de él no es conveniente analizar la distancia hasta la que llega dicha continuidad, ni la varianza propiamente. Esto, ya que para realizar este análisis se debió efectuar un arreglo en la coordenada norte, para facilitar su visualización. Sin este arreglo, que consistió en dividir la coordenada norte por 3.000, el análisis habría sido aproximado al efectuado en el plano norte-este, ya que de algún modo la profundidad es equivalente a la coordenada Este debido a que los veriles de profundidad corren aproximadamente paralelos al eje norte-sur.

Lo relevante del análisis estructural en el plano norte-profundidad fue que se pudo determinar que es posible detectar autocorrelación en este plano y se puede avanzar en un análisis más complejo como la incertidumbre local.

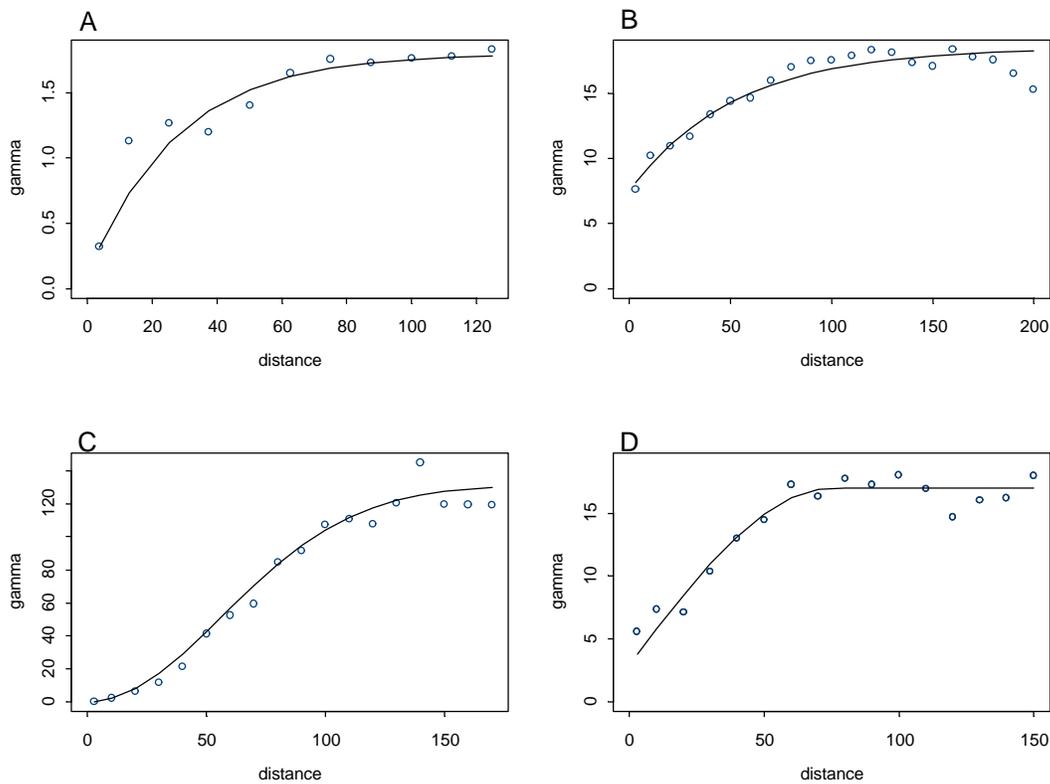


Fig. 22. Variograma empírico omnidireccional y modelo, en el plano Norte-Profundidad, para los recursos (A) *Merluccius gayi* (FIP 2004-11), *Heterocarpus reedi* (FIP 2002-06), (B) *Cervimunida johni* y (C) *Pleuroncodes monodon* (FIP 2004-11).

**Enfoque bivariado**

El análisis estructural bivariado reveló que no todos los recursos pesqueros covarían en su abundancia relativa (CPUA) en el espacio. En efecto, sólo para los pares de recursos *M. gayi*-*P. monodon*, *C. johni*-*P. monodon* y *P. monodon*-*H. reedi* se obtuvo variogramas empíricos válidos para modelar (Fig. 23). En los tres casos, la autocovarianza conjunta se extiende a corta distancia, entre 800 y 1500 m (Tabla 13). Los niveles de la varianza ( $C_0$  y  $C_1$ ) fueron más bajos que en el caso de los variogramas individuales, ya que al analizar en forma conjunta a los recursos pesqueros existe un mayor número de lances positivos. Esto se debe a que si un lance es negativo no necesariamente lo es para dos de los recursos analizados.

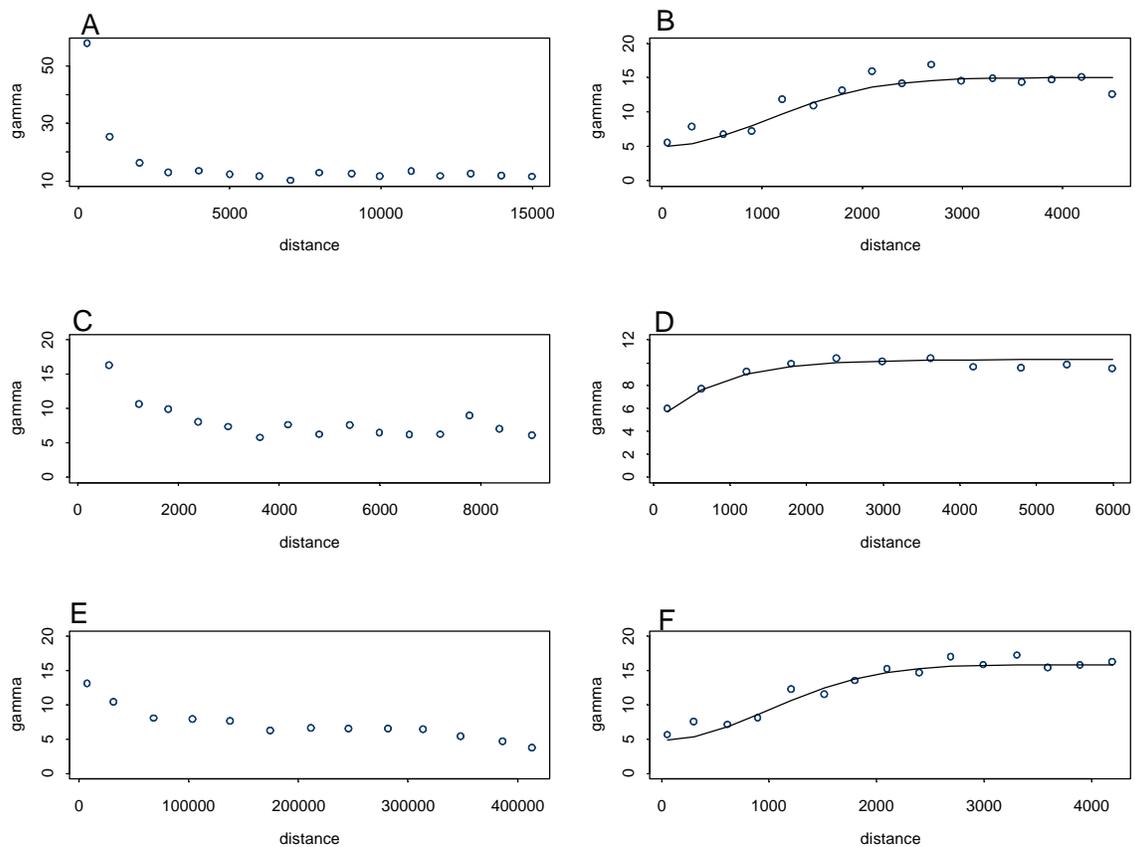


Fig. 23. Variograma empírico omnidireccional cruzado y modelo, en el plano Norte-Sur, para los pares de recursos (A) *M. gayi*-*C. johni*, (B) *M. gayi*-*P. monodon*, (C) *M.*

*gayi-H. reedi*, (D) *C. johni-P. monodon*, (E) *C. johni-H. reedi* y (F) *P. monodon-H. reedi* (FIP 2004-11).

Tabla 13. Parámetros de los modelos ajustados a los variogramas cruzados para los pares de recursos para los cuales se obtuvo variogramas empíricos válidos.

Par de recursos	Modelo	A	C <sub>0</sub>	C <sub>1</sub>
<i>M. gayi-P. monodon</i>	gausiano	1500	5.00	10.00
<i>C. johni-P. monodon</i>	exponencial	800	4.50	5.80
<i>P. monodon-H. reedi</i>	gausiano	1400	4.90	11.00

El coeficiente de co-dispersión confirmó lo mostrado por los variogramas cruzados, es decir, la distancia hasta la cual los recursos presentaron una covariación en su abundancia relativa fue entre 800 y 1500 m (Fig. 24).

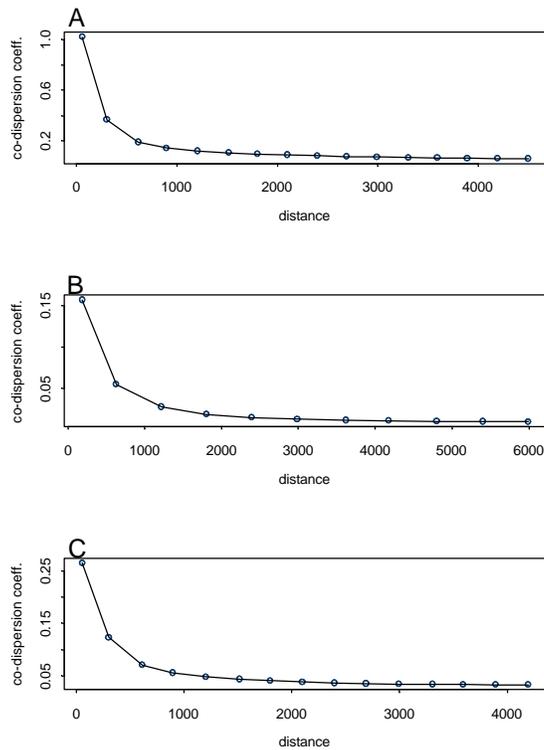


Fig. 24. Coeficiente de co-dispersión de los pares de recursos para los cuales los variogramas cruzados fueron válidos. (A) *M. gayi-P. monodon*, (B) *C. johni-P. monodon*, (C) *P. monodon-H. reedi*.

### 9.4.3. INCERTIDUMBRE LOCAL

Como se explicó en el punto 3.1.2 (Enfoque univariado), los datos de CPUA de las bases de evaluación hidroacústica de *Merluccius gayi* no son adecuados para el análisis de incertidumbre local. Por tanto, se utilizó los datos provenientes del proyecto FIP 2004-11 de evaluación de *Cervimunida johni* y *Pleuroncodes monodon*, donde se registró la CPUA de *M. gayi* como fauna acompañante. Si bien los niveles de CPUA de *M. gayi* son mucho menores a los que se registran en evaluaciones hidroacústicas de estas especies, ambos muestreos se sobreponen espacialmente desde la IV a VIII región.

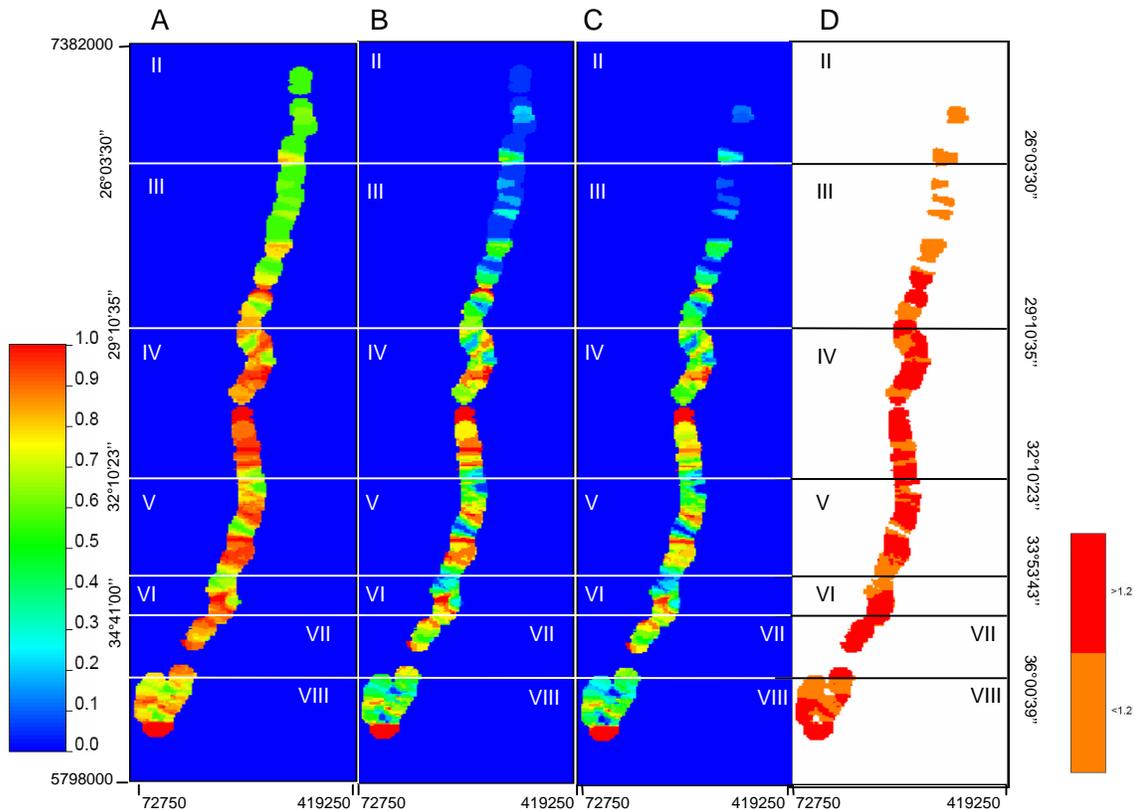


Fig. 25. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA > (A) 1,2; (B) 2,0; (C) 5,0 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA >1,2 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Merluccius gayi* en el plano norte-este.

Para la interpretación del análisis de incertidumbre local se definió los parches de distribución de cada recurso a aquella superficie con probabilidad de ocurrencia mayor o igual a 80%. De este modo los mapas de probabilidad de ocurrencia de valores de CPUA

mayores a los diferentes niveles umbral de corte mostraron que los parches de *M. gayi* se acotaron e hicieron discretos, en la medida el umbral aumentó, pero manteniendo la posición central del foco, sin cambios de posición y sin desaparecer (Fig. 25 A, B y C). Así, por ejemplo, los dos parches mayores que se observan continuos en la IV Región, cuya longitud fue de 100 a 140 km (Fig. 25 A), se interrumpieron por franjas con probabilidad de ocurrencia menor a 80% al aumentar los niveles de corte desde 1,2 a 2 y 5 ton/km<sup>2</sup>, lo que generó que los parches mencionados quedasen de 25 a 30 km de longitud (Fig. 25 A B y C). Al sur de la VII y norte de la VIII Regiones se presentó un parche único de 160 km de longitud. En la II y gran parte de la III Región la probabilidad de ocurrencia del recurso es de baja a nula; en cambio, de la IV Región al sur, aunque al aumentar el valor umbral y el consecuente acotamiento de los parches, los focos de presencia del recurso *M. Gayi* no desaparecieron, como ocurrió en el norte (Fig. 25 A B y C).

Para facilitar la visualización de los parches de distribución de *M. gayi* se clasificó las zonas donde ocurren valores mayores y menores a 1,2 ton/km<sup>2</sup>, con 80% de probabilidad (Fig. 25 D). De este mapa se puede determinar que el recurso *M. gayi* presentó una concentración de parches desde la IV a VIII Región, con la presencia de algunas franjas de valores de CPUA menores a 1,2 ton/km<sup>2</sup>.

La distribución espacial de la probabilidad (80%) de ocurrencia de valores de CPUA mayor al umbral 1,20 ton/km<sup>2</sup> ocurrió entre 80 y 350 m de profundidad, entre el límite norte de la IV Región y el límite sur de la VI Región (Fig. 26 A, B y C). En la VIII Región el recurso se encontró entre 80 a 200 m de profundidad. El mapa de clasificación muestra más definidamente cómo se encontraba distribuido el recurso al momento del muestreo (Fig. 26 D).

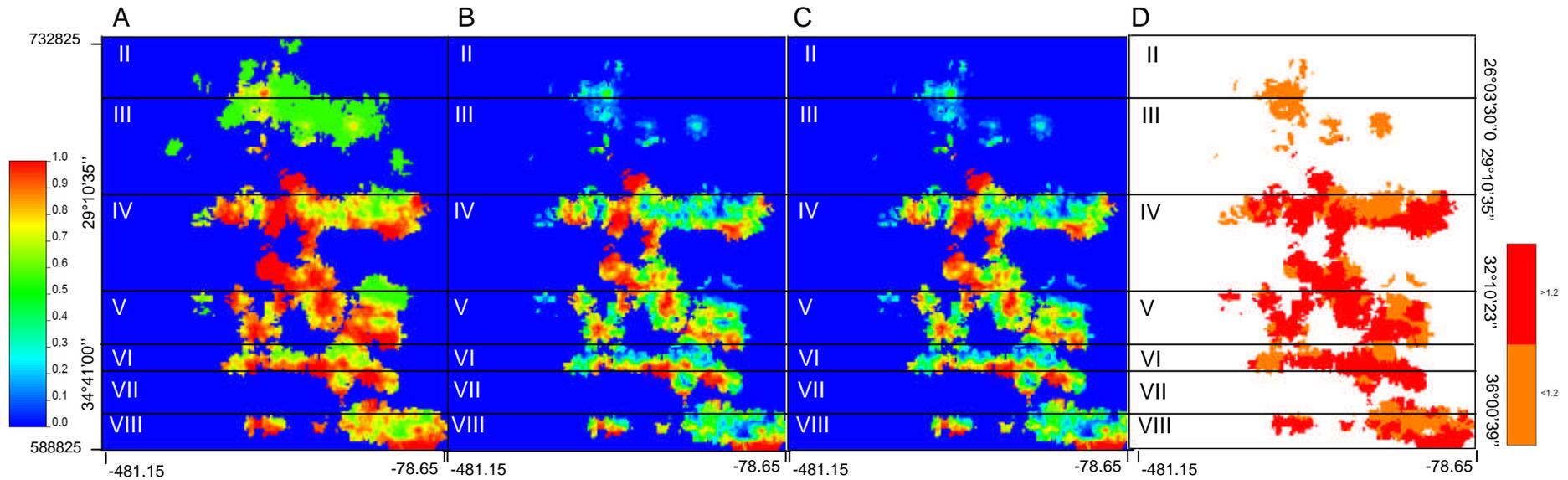


Fig. 26. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA > (A) 1,20; (B) 2,00; (C) 3,00 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA >1,20 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Merluccius gayi* en el plano norte-profundidad. Profundidad en m.

El recurso *Heterocarpus reedi* presentó una distribución relativamente continua del valor umbral 1,16 ton/km<sup>2</sup>, desde de la II hasta el sur de la III Región, con la presencia de algunas franjas con valores menores al umbral (Fig. 27 A y D). Desde el norte al centro de la IV Región se presentó una franja mayor con valores bajo el nivel de corte. Luego hacia el sur I patón uniforme se mantiene hasta la VIII Región. La continuidad señalada arriba se vio interrumpida cuando aumentó el valor umbral de corte, lo que dio como resultado parches más definidos y discretos (Fig. 27 B y C).

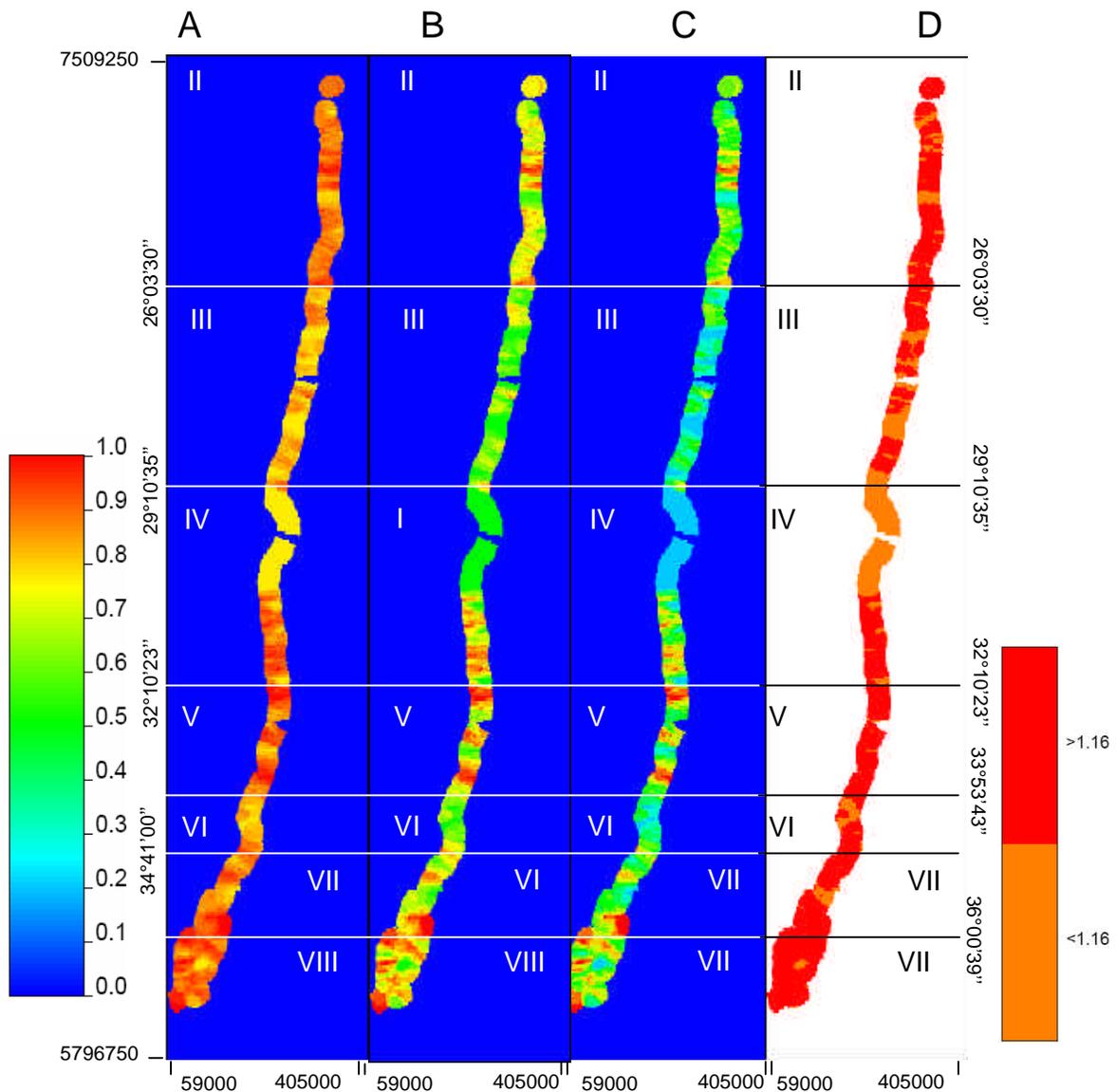


Fig. 27. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA > (A) 1,16; (B) 2,37; (C) 7,22 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA >1,16 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Heterocarpus reedi* en el plano norte-este.

El aumento del umbral de 2,37 a 7,22 ton/km<sup>2</sup> generó disminución de la probabilidad en torno a los parches iniciales y estos disminuyeron su superficie, pero no llegaron a desaparecer, manteniéndose el foco original (Fig. 27 B y C). El análisis respecto a la profundidad mostró el mismo comportamiento descrito anteriormente, continuidad espacial de la probabilidad de ocurrencia del valor umbral 1,16 ton/km<sup>2</sup> (Fig. 28 A y D), y disminución de la probabilidad de ocurrencia al incrementar el umbral de 2,37 a 7,22 ton/km<sup>2</sup> (Fig. 28 B y C). Pero estos mapas revelan, además, que el recurso *H. reedi* se distribuye a profundidades menores en el norte y en zonas más profundas en el sur. En la III Región el recurso se observó principalmente entre 100 y 200 m de profundidad; además, en las Regiones IV y VIII el recurso camarón nailon se encontró hasta poco más de 400 m de profundidad. En la VII Región presentó una distribución somera, entre 120 y 250 m.

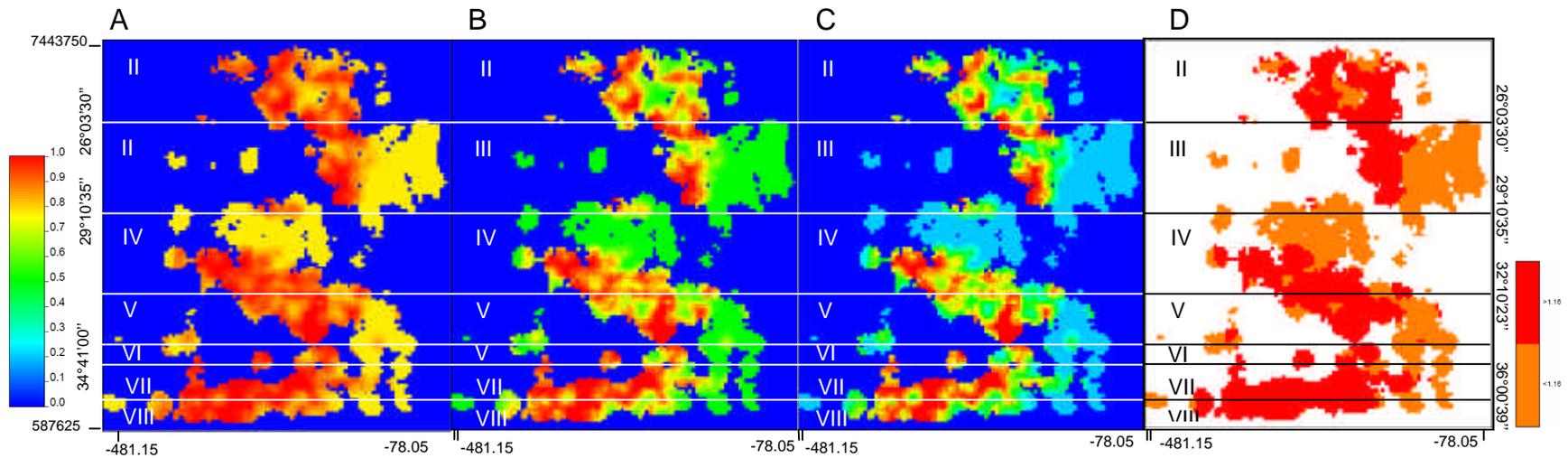


Fig. 28. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de C<sub>PUA</sub> > (A) 1,16; (B) 2,37; (C) 7,22 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de C<sub>PUA</sub> >1,16 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Heterocarpus reedi* en el plano norte-profundidad. Profundidad en m.

El recurso *Cervimunida johni* presentó un comportamiento muy parecido al de *Heterocarpus reedi*, con una distribución relativamente continua desde el primer tercio de la III Región hasta el sur de la VI Región (Fig. 29 A y D). Se incrementa el nivel umbral de corte de 5,20 a 6,22 ton/km<sup>2</sup> los parches principales no se perdieron, sólo se acotaron y los cambios mayores se produjeron en las zonas aledañas a éstos, donde se vio disminuida la probabilidad de ocurrencia (Fig. 29 B y C).

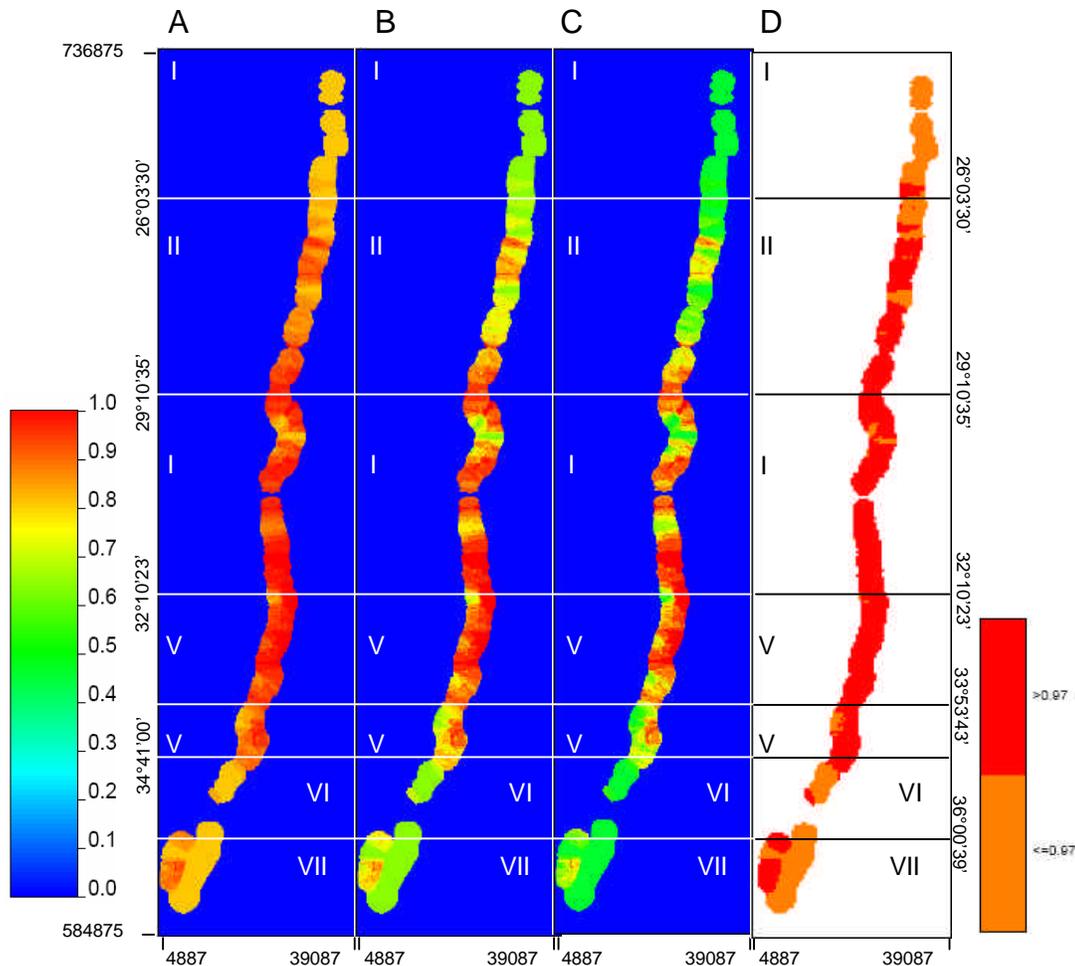


Fig. 29. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA > (A) 0,97; (B) 5,20; (C) 6,22 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA >0,97 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Cervimunida johni* en el plano norte-este.

Respecto a la profundidad, *C. johni* presenta una distribución más amplia, cuyo rango máximo es de 94 y 355 m, el que se presentó principalmente entre el sur de la II Región hasta la VI Región. En la VIII Región la presencia de *C. johni* ocurrió sólo entre 140 y 200 m de profundidad (Fig. 30).

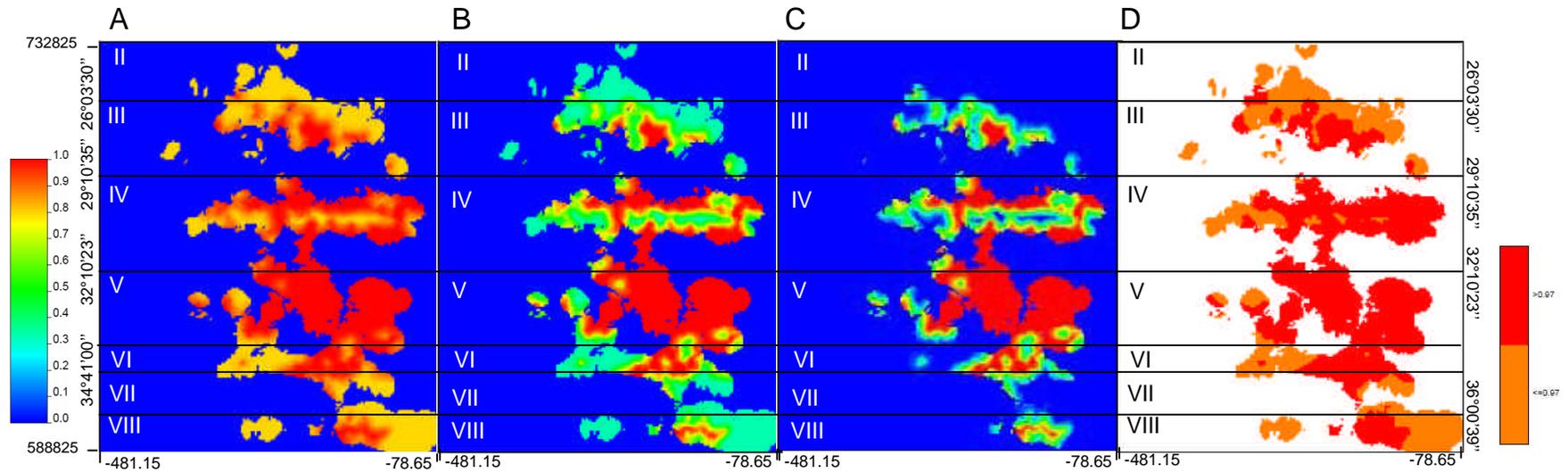


Fig. 30. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA > (A) 0,97; (B) 5,20; (C) 6,22 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA >0,97 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Cervimunida johni* en el plano norte-profundidad. Coordenadas en UTM, profundidad en m.

El langostino colorado *P. monodon* presentó una distribución menos extensa latitudinalmente, comparada con las especies anteriores. Esta se concentró principalmente entre el sur de la II Región y el norte de la IV Región, y un par más de focos entre la VII y VIII Regiones (Fig. 31 A y D). El incremento del nivel umbral de corte de 3,40 a 21,60 ton/km<sup>2</sup> no cambió en forma importante el tamaño de los focos de abundancia (Fig. 31 B y C). En cambio, sí se produjo una disminución en la probabilidad de ocurrencia en aquellas zonas más alejadas de los focos de abundancia.

El análisis batimétrico mostró que el rango de distribución del recurso en la II y IV Regiones fue muy similar, 160 y 120 m en la parte más somera, respectivamente, y 320 m en la parte más profunda para ambas Regiones (Fig. 32 A y D). En la VIII Región, al igual que los crustáceos anteriores, el foco de abundancia se ubicó en la zona más somera.

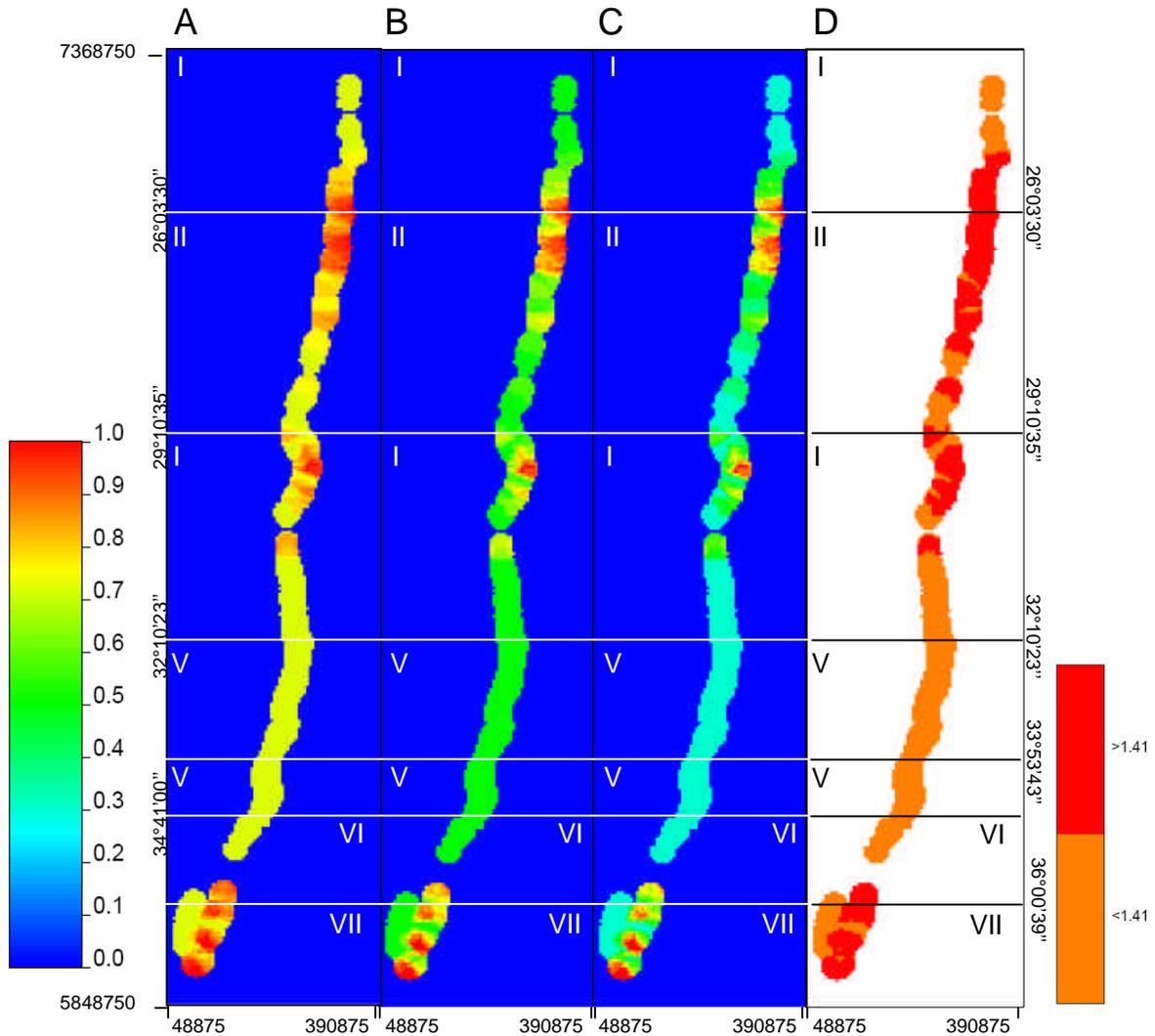


Fig. 31. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA > (A) 1,41; (B) 3,40; (C) 21,60 ton/km<sup>2</sup> y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA >1,41 ton/km<sup>2</sup> para el recurso *Pleuroncodes monodon* en el plano norte-este.

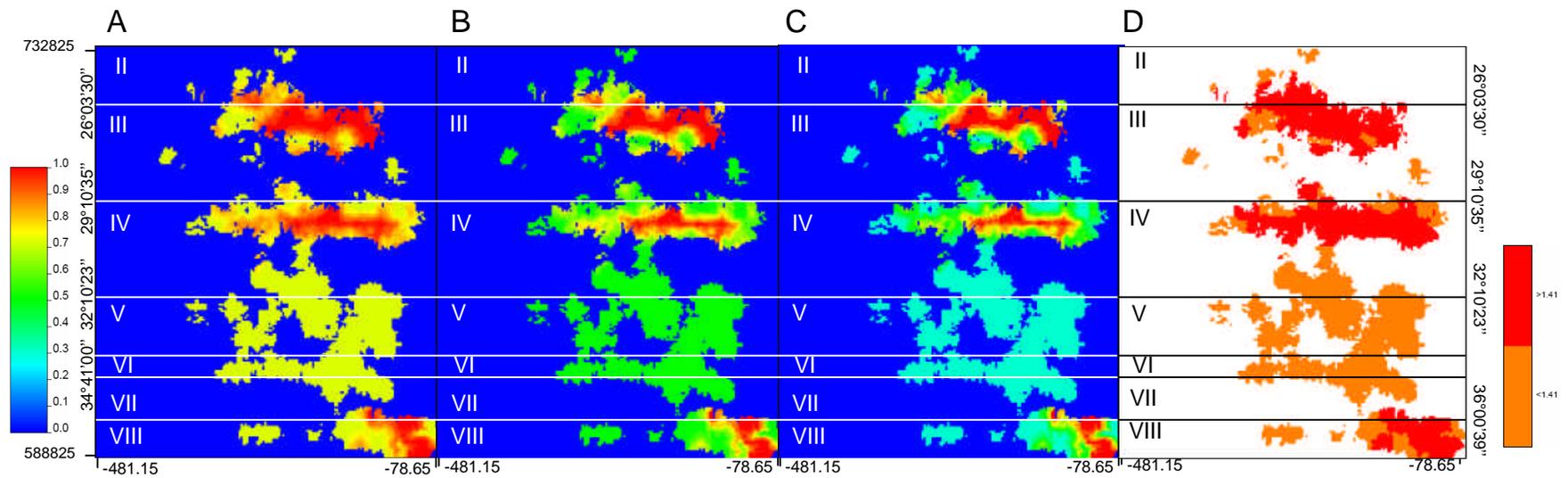


Fig. 32. Mapa de probabilidades de ocurrencia de valores de CPUA  $>$  (A) 1,41; (B) 3,40; (C) 21,60  $\text{ton}/\text{km}^2$  y (D) delimitación de zonas con ocurrencia sobre 80% de CPUA  $>$ 1,41  $\text{ton}/\text{km}^2$  para el recurso *Pleuroncodes monodon* en el plano norte-profundidad. Coordenadas en UTM, profundidad en m.

### 9.4.3.1. DELINEACIÓN Y SOBREPOSICIÓN DE FOCOS DE ABUNDANCIA

A partir del análisis de incertidumbre local se delineó los focos o parches de abundancia de cada recurso, en función de la clasificación de zonas mayores al valor umbral definido en cada caso (Figs. 33-36). Esto permitió obtener los límites latitudinales norte-sur de cada parche de distribución (Tablas 14-17) y los correspondientes límites batimétricos (Tablas 18-21). Además, la delimitación de los focos de abundancia de cada recurso objetivo permitió la visualización de las zonas donde estos se superponen, tanto en sentido latitudinal como batimétrico.

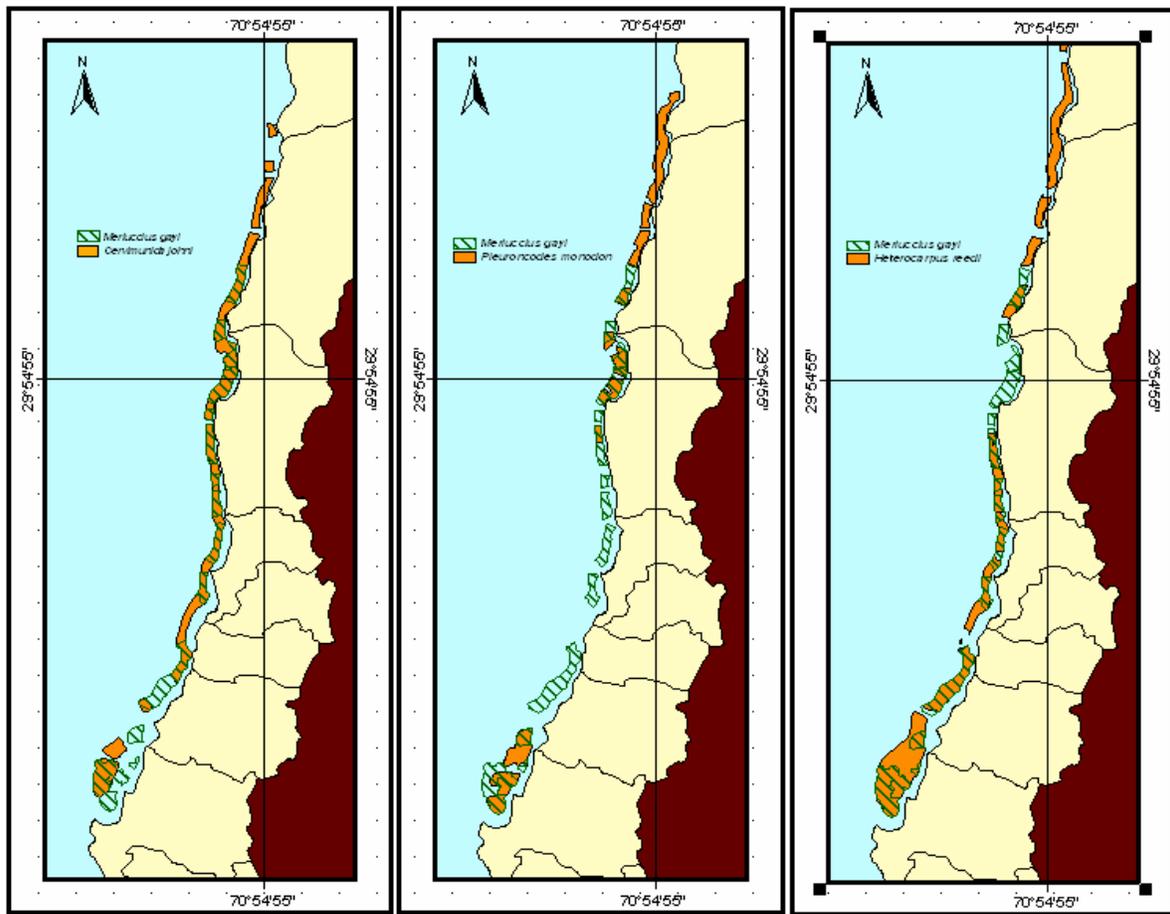


Fig. 33. Distribución latitudinal de los parches de abundancia de *Merluccius gayi* y la correspondiente sobreposición con *Heterocarpus reedi*, *Cervimunida johni* y *Pleuroncodes monodon*.

*Merluccius gayi* presentó mayores zonas de traslapo en el sentido latitudinal con los crustáceos *Cervimunida johni* y *Heterocarpus reedi*, que con *Pleuroncodes monodon* (Fig. 33). En el primer caso, la sobreposición ocurrió a partir del sur de la III Región hasta la V Región, luego entre el límite entre la VI y VII Regiones y en parte de la VIII Región. Por su parte, el traslapo con *H. reedi* fue muy similar respecto del anterior, excluyéndose el primer tercio de la IV Región e incorporándose una mayor zona de la VII Región (Fig. 33). El solapamiento con *P. monodon* fue mínimo, restringido al tercio norte de la IV Región y parte de la VIII. Entre los crustáceos, aquellos que presentaron mayor sobreposición en sentido latitudinal fueron *C. johni* y *H. reedi*. Esta distribución conjunta se presentó prácticamente en toda la III Región, desde el segundo tercio de la IV Región hasta el límite norte de la VII Región, y en parte de la VIII Región (Fig. 34). La sobreposición de *C. johni* y *P. monodon* ocurrió desde el segundo tercio de la III Región hasta el norte de la IV Región y de la VIII Región. Entre *H. reedi* y *P. monodon* la distribución espacial conjunta fue desde el sur de la II Región y en la III Región y en parte de la VIII Región (Fig. 34).

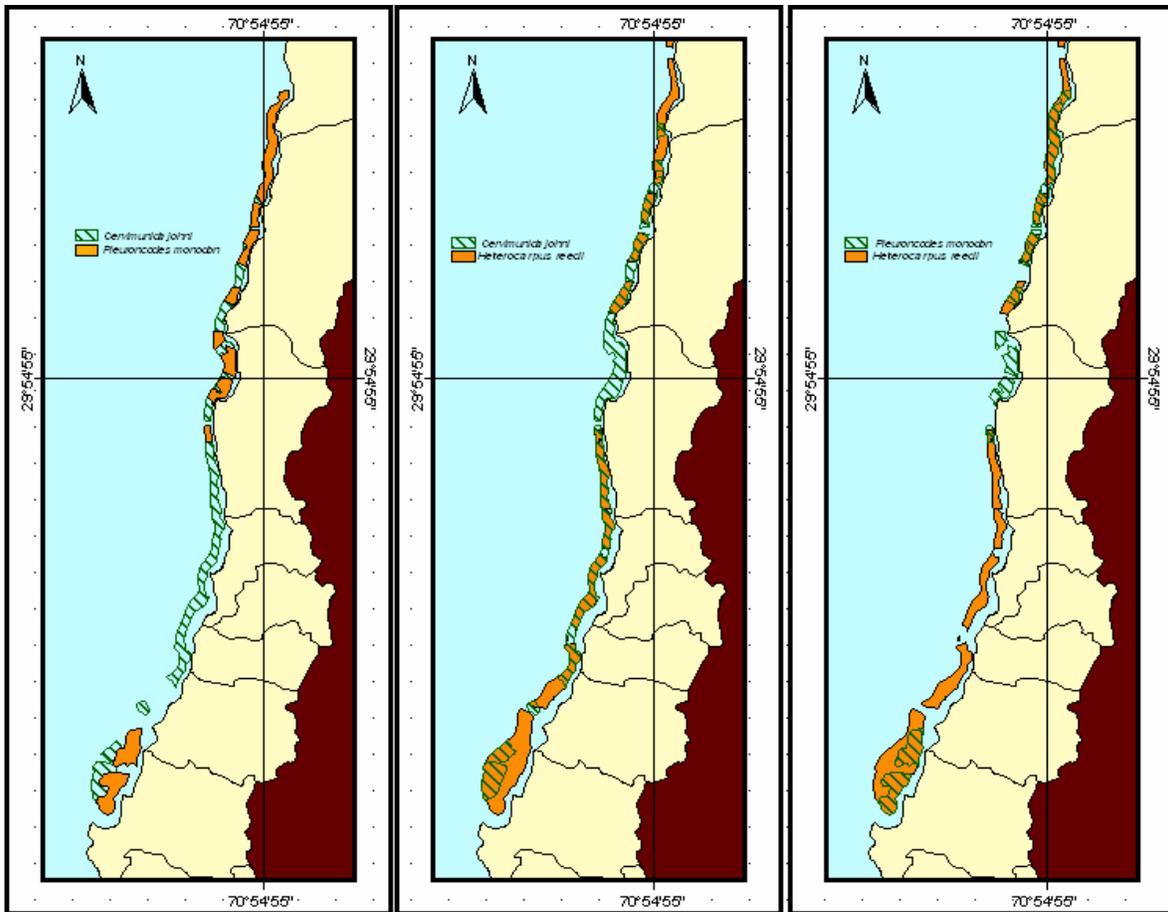


Fig. 34. Distribución latitudinal de los parches de abundancia sobreposición de los crustáceos *Heterocarpus reedi*, *Cervimunida johni* y *Pleuroncodes monodon*.

Tabla 14. Ubicación regional y límites latitudinales de los parches de distribución de *Merluccius gayi*.

Parche	Región	Límite Norte (S)		Límite Sur (S)	
1	III	28° 03'	46.35878"	28° 42'	16.54878"
2	III-IV	28° 58'	45.97279"	29° 17'	33.45596"
3	IV	29° 30'	31.18924"	29° 44'	05.73831"
4	IV	29° 45'	19.36986"	30° 20'	45.48098"
5	IV	30° 26'	16.82297"	30° 37'	10.30301"
6	IV	30° 40'	46.59570"	31° 19'	48.99950"
7	IV	31° 29'	15.04207"	31° 41'	40.56156"
8	IV	31° 46'	12.07791"	32° 11'	12.32082"
9	V	32° 17'	43.48845"	32° 57'	18.10606"
10	V	33° 06'	21.13877"	33° 37'	29.53945"
11	VI-VII	34° 13'	09.45648"	35° 21'	34.41560"
12	VII	35° 37'	04.01397"	35° 53'	01.22417"

13 VIII 36° 10' 25.87184" 37° 00' 17.15371"

Tabla 15. Ubicación regional y límites latitudinales de los parches de distribución de *Heterocarpus reedi*.

Parche	Región	Límite Norte (S)		Límite Sur (S)	
1	II	24° 08'	46.74364"	24° 31'	56.00674"
2	II-III	24° 43'	44.25852"	26° 45'	33.78007"
3	III	26° 55'	05.82958"	27° 24'	54.61932"
4	III	27° 33'	41.26808"	28° 01'	32.01586"
5	III	28° 19'	32.55383"	28° 52'	04.78629"
6	IV-V	30° 44'	49.49878"	32° 41'	30.29519"
7	V	32° 49'	13.38289"	33° 57'	28.53099"
8	VI-VII	34° 14'	25.50790"	35° 16'	37.44996"
9	VIII	35° 21'	00.77434"	37° 00'	35.51369"

Tabla 16. Ubicación regional y límites latitudinales de los parches de distribución de *Cervimunida johni*.

Parche	Región	Límite Norte (S)		Límite Sur (S)	
1	II	25° 46'	17.34895"	25° 58'	44.17903"
2	III	26° 22'	45.11716"	26° 33'	01.42202"
3	III	26° 39'	00.20983"	27° 27'	57.06165"
4	III-IV	27° 33'	38.48876"	30° 36'	42.02523"
5	IV-VII	30° 40'	56.64883"	34° 52'	40.45820"
6	VII	35° 10'	13.67402"	35° 22'	57.54484"
7	VIII	35° 48'	42.64718"	36° 08'	34.74861"
8	VIII	36° 10'	13.12591"	36° 46'	34.78726"

Tabla 17. Ubicación regional y límites latitudinales de los parches de distribución de *Pleuroncodes monodon*.

Parche	Región	Límite Norte (S)		Límite Sur (S)	
1	II-III	25° 14'	23.64189"	27° 03'	13.67774"
3	III	27° 05'	40.05159"	27° 27'	14.76677"
5	III	27° 30'	24.45936"	28° 04'	33.13936"
7	III	28° 26'	40.98750"	28° 43'	07.38898"
9	IV	29° 09'	47.12985"	29° 22'	48.00011"
11	IV	29° 24'	51.33120"	29° 52'	09.01059"
13	IV	29° 55'	37.67244"	30° 17'	13.90515"
15	IV	30° 41'	47.18429"	30° 57'	10.35490"
17	VII-VIII	35° 36'	45.99485"	36° 12'	13.84217"
19	VIII	36° 20'	51.42666"	37° 00'	38.06622"

El examen de la sobreposición de los recursos en estudio mostró que en el rango latitudinal de distribución conjunta no necesariamente existe un traslapo efectivo, ya que se observó una segregación en función de la batimetría. Esto se presentó más claramente entre *M. gayi* y *H. reedi*, los que en todo su rango de distribución conjunta en sentido latitudinal se sobrepusieron en pocas zonas cuando se visualizó el plano latitud-profundidad (Fig. 35). Por el contrario, *M. gayi* versus *C. johni* y *P. monodon*, en aquel rango latitudinal en que se sobrepusieron, también lo hicieron en el rango batimétrico (Fig. 35).

Para el caso de los crustáceos entre sí, *C. johni* y *P. monodon* presentaron una sobreposición batimétrica en todo el rango latitudinal donde se distribuyen en forma conjunta (Fig. 36). Por su parte *H. reedi* se traslapó en parte del rango batimétrico de aquel rango latitudinal que presentó sobreposición con *C. johni* y *P. monodon* (Fig. 36).

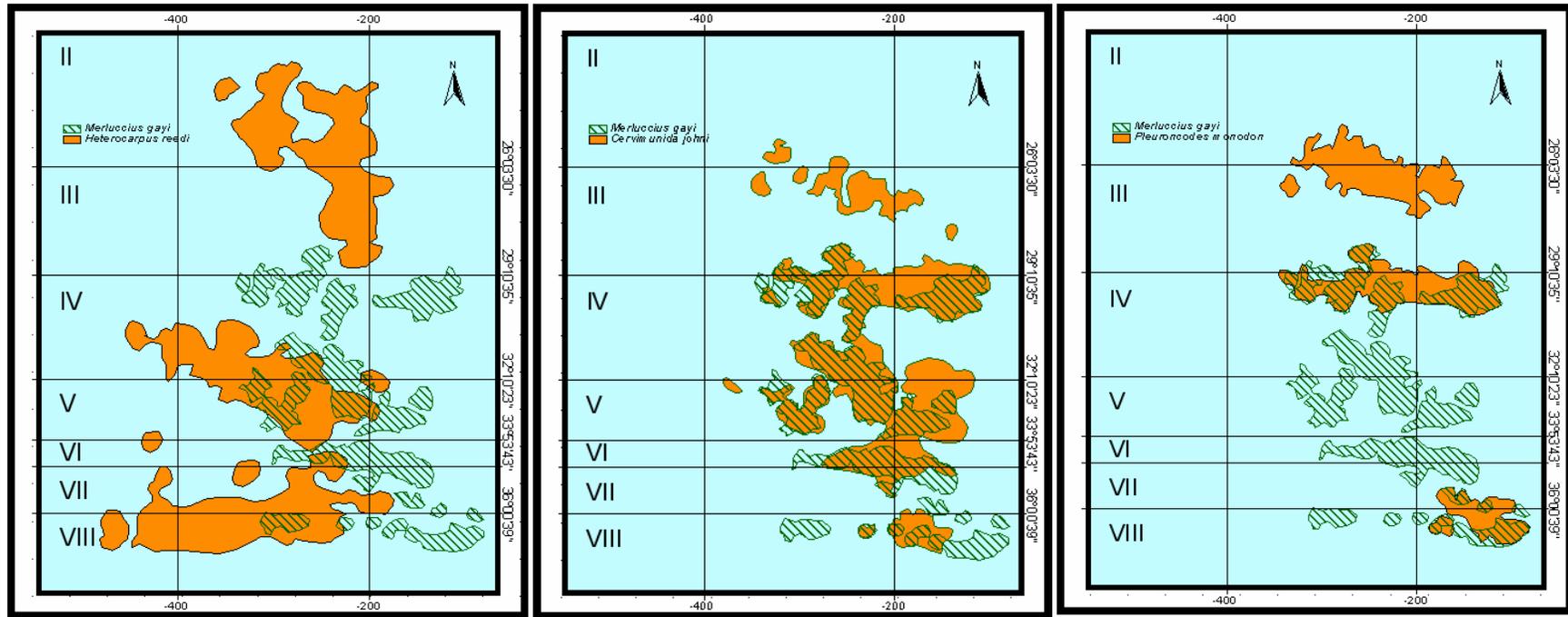


Fig. 35. Distribución batimétrica de los parches de abundancia de *Merluccius gayi* y la correspondiente sobreposición con *Heterocarpus reedi*, *Cervimunida johni* y *Pleuroncodes monodon*.

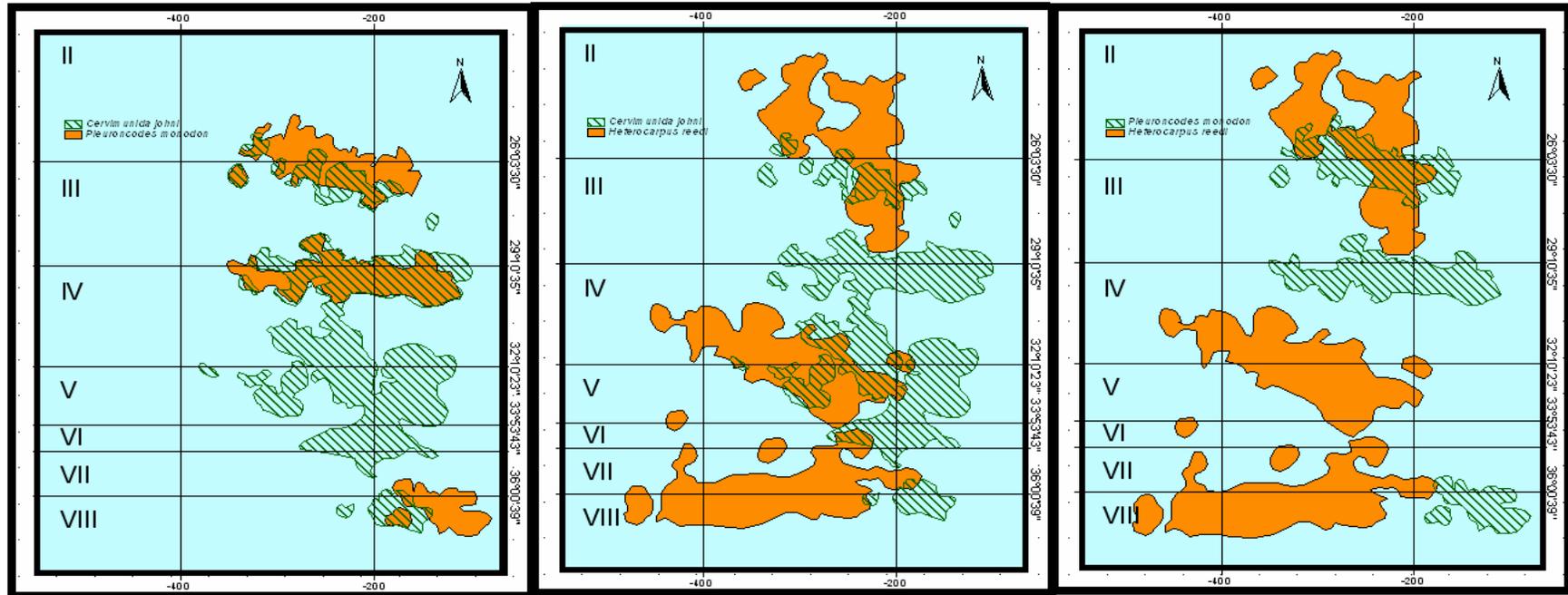


Fig. 36. Distribución batimétrica de los parches de abundancia y sobreposición de los crustáceos *Heterocarpus reedi*, *Cervimunida johni* y *Pleuroncodes monodon*.

Tabla 18. Ubicación regional, límites batimétricos y latitudinales de los parches de distribución de *Merluccius gayi*.

Parche	Región	Lím. Batimétrico menor (m)	Lím. Batimétrico mayor (m)	Límite norte (S)		Límite sur (S)	
1	IV	105	342	29°	24'	29°	36'
2	IV	299	230	31°	18'	31°	30'
3	V	139	332	32°	48'	33°	6'
4	VI	141	308	34°	36'	34°	36'
5	VI	137	207	35°	6'	35°	12'
6	VIII	83	314	36°	24'	36°	36'

 Tabla 19. Ubicación regional y límites batimétricos latitudinales de los parches de distribución de *Heterocarpus reedi*.

Parche	Región	Lím. Batimétrico menor (m)	Lím. Batimétrico mayor (m)	Límite norte (S)		Límite sur (S)	
1	II	200	363	23°	48'	24°	6'
2	III	192	256	27°	24'	27°	30'
3	IV	251	460	30°	54'	31°	36'
4	V	191	359	32°	48'	33°	6'
5	VII	428		35°	12'		
6	VII	333		35°	0'		
7	VII	239		34°	48'		
8	VIII	476		36°	30'		
9	VIII	231	442	36°	24'	36°	27'

 Tabla 20. Ubicación regional y límites batimétricos y latitudinales de los parches de distribución de *Cervimunida johni*.

Parche	Región	Lím. Batimétrico menor (m)	Lím. Batimétrico mayor (m)	Límite norte (S)		Límite sur (S)	
1	II	318		25°	48°		
2	III	340		26°	42°		
3	III	302		26°	30°		
4	III	259		26°	36°		
5	III	182	240	26°	54°	27'	6'
6	IV	104	328	29°	18°	29'	36'
7	IV	212	302	31°	18°	31'	30'
8	V	278	321	33°	0°	33'	6'
9	V	136	241	33°	6°	33'	12'
10	VI	160	271	34°	24°	34'	30'
11	VIII	145	206	36°	24°	36'	30'

Tabla 21. Ubicación regional y límites batimétricos y latitudinales de los parches de distribución de *Pleuroncodes monodon*.

Parche	Región	Lím.	Lím.	Límite norte (S)		Límite sur (S)	
		Batimétrico menor (m)	Batimétrico mayor (m)				
1	II	243	323	25°	36'	25°	42'
2	III	154	296	26°	36'	26°	48'
3	IV	115	349	29°	30'	29°	54'
4	VIII	81	175	36°	0'	36°	30'

### 9.5. DISCUSIÓN

Los análisis de la distribución del recurso *M. gayi* fueron realizados con datos provenientes de evaluaciones directas para los langostinos colorado y amarillo, donde este pez es fauna acompañante. Por otro lado, los datos de evaluaciones hidroacústicas de *M. gayi* no permitieron construir variogramas con indicadores, los que son necesarios para el análisis de la incertidumbre local. A pesar de esto, las conclusiones obtenidas en el presente trabajo son coherentes con el rango general de distribución del recurso *M. gayi* (Lillo *et al.*, 2004), aunque se observaron diferencias a menor escala en el tamaño y ubicación de los parches o focos de abundancia las que pueden deberse a varios factores como por ejemplo el tiempo (mes) de los cruceros, las diferencias en los métodos de evaluación y en el diseño de muestreo. Este último es relevante al construir y modelar variogramas, lo que se comprobó acá al contrastar variogramas uni y omnidireccionales.

El diseño de muestreo en las evaluaciones de los langostinos, donde *M. gayi* es fauna acompañante, corresponde a una malla irregular de puntos distribuidos en una franja muy angosta paralela a la línea de costa. En el caso de las evaluaciones hidroacústicas de *M. gayi*, el diseño de muestreo corresponde a transectos perpendiculares a la línea de costa separados entre sí de 18 a 20 km y dentro de cada transecto la intensidad de muestreo es de 1 km entre cada registro. El resultado de esto es una malla aproximadamente regular cuyos puntos de muestreo son muy separados en el sentido norte-sur y muy intensos en el sentido este-oeste. Este último diseño impide construir variogramas unidireccionales en

sentido norte-sur, es decir, los puntos de muestreo están separados por una distancia mayor a la distancia máxima de continuidad espacial de la abundancia de este recurso. Por este motivo se construyó un variograma unidireccional en sentido este-oeste, el que presentó su parámetro rango muy similar al correspondiente al variograma omnidireccional. Por lo tanto, se infiere este último variograma está detectando también sólo la continuidad en sentido este-oeste, sin incorporar información en el sentido norte-sur. Consecuentemente, en futuros estudios se debe considerar una distribución de los puntos de muestreo que cubra toda el área de interés, sin que queden sistemáticamente zonas sin muestrear. Se sugiere incorporar en futuros muestreos aquellas zonas no muestreadas entre transectos, de tal modo de incorporar información de continuidad espacial en el sentido norte-sur.

Para el recurso *H. reedi*, debido a las deficiencias encontradas en las bases de datos de evaluación directa, también se optó por utilizar los datos de fauna acompañante de proyectos de evaluación de langostinos donde *H. reedi* es fauna acompañante. Se detectó coherencia entre el patrón latitudinal general entre los resultados obtenidos aquí y evaluaciones directas específicas para *H. reedi* (Arana *et al.*, 2004). La ventaja del análisis presentado aquí es que se entrega los patrones de distribución de los parches o focos de abundancia con una medida de probabilidad de ocurrencia de valores sobre un umbral de corte. Esto permite tomar decisiones conociendo la incertidumbre que subyace en la predicción de valores de CPUA en zonas no muestreadas.

Al contrastar los variogramas unidireccionales (sentido norte-sur) y omnidireccionales de una única base de datos, se concluye que, al respetar la orientación del muestreo en la construcción de los variogramas empíricos, no se gana mayor información respecto de la autocorrelación espacial. Se infiere ésto del hecho que el parámetro rango de ambos tipos de variogramas (uni y omnidireccionales), es muy similar lo que implica que la distancia máxima a la que se detectó autocorrelación es la misma en ambos casos.

Para los cuatro recursos (*M. gayi*, *P. monodon*, *C. johni* y *H. reedi*), cada vez que se incrementó el nivel de la CPUA umbral, los cambios en los focos de abundancia

consistieron en un acotamiento con leves cambios en su superficie. A partir de este resultado se puede afirmar que en los focos de abundancia se encuentran todos los valores de CPUA juntos, ya que, de haber habido segregación se podría haber observado desplazamiento de los focos en cada nivel de CPUA umbral. Este resultado es relevante en el sentido que permite orientar la distribución de los muestreos en futuras investigaciones con la certeza que se estará representando a la población en su distribución espacial y el rango de valores que puede tomar la CPUA. Además, se contará con una herramienta que entrega una medida de la incertidumbre asociada en la predicción en las zonas no muestreadas.

## **9.6. CONCLUSIONES**

### **9.6.1. COMPONENTE ESPACIAL**

- Para el recurso *Merluccius gayi*, aun cuando fue posible construir variogramas uni y omnidireccionales a partir de las bases de datos de evaluación hidroacústicas, no fue posible construir variogramas con indicadores, lo que se debió básicamente a la distribución de los puntos de registro de CPUA, muy intensos en sentido longitudinal (1 km aproximadamente) y poco frecuentes en el sentido latitudinal (18 km aproximadamente). Por lo tanto, las conclusiones respecto a este recurso corresponden a los resultados del análisis de los datos de la base FIP 2004-11, donde *M. gayi* fue fauna acompañante.
- Los variogramas unidireccionales en el sentido latitudinal no permitieron mejorar la búsqueda de continuidad espacial, obteniéndose el mismo rango que con los variogramas omnidireccionales. Es decir, con ambos tipos de variogramas se detectó autocorrelación espacial hasta la misma distancia.
- Se ajustó variogramas omnidireccionales en el plano profundidad-latitud, lo que permitió efectuar el análisis de incertidumbre local.

- El análisis estructural bivariado reveló que no para todos los pares de especies en estudio fue posible construir variogramas cruzados válidos, lo que indica que no todos estos recursos covarían espacialmente. Las especies que covarían son los siguientes pares: *M. gayi*-*P. monodon*, *C. johni*-*P. monodon* y *P. monodon*-*H. reedi*.
- El análisis de incertidumbre local permitió detectar los patrones de distribución de cada recurso en el plano latitud-longitud y en el plano latitud-profundidad. Los recursos *H. reedi* y *C. johni* presentaron una rango de distribución latitudinal semejante, principalmente concentrado entre las II y VI Regiones. El recurso *P. monodon* concentró sus focos de abundancia en el norte (desde el sur de la II Región hasta el norte de la IV Región). En el sentido batimétrico los tres crustáceos concentraron sus focos de abundancia en zonas profundas, hasta 400 m aproximadamente, en el norte y esta distribución se hizo más somera hacia el sur, en 80 m de profundidad aproximadamente en la VIII Región. El recurso *M. gayi* concentró sus focos de distribución principalmente al sur de la III Región hacia el sur, en un rango batimétrico más uniforme a lo largo de dicha distribución.
- Para los cuatro recursos (*M. gayi*, *P. monodon*, *C. johni* y *H. reedi*) cada vez que se incrementó el valor umbral de corte los focos de abundancia se acotaron y definieron más, pero no desaparecieron. En cambio, en las zonas aledañas y lejanas a los focos de abundancia, la probabilidad de ocurrencia de valores mayores al nivel umbral disminuyó. Esto indica que donde se encuentra los focos de abundancia de cada recurso existe la presencia de todos los valores de CPUA, por tanto, en los mapas, para cada nivel de corte, los focos de abundancia no cambian de posición ni desaparecen.
- La relevancia de la conclusión anterior radica en que, para estudios futuros, los muestreos pueden ser acotados a estos focos, teniendo la certeza que se estará representando a la población en toda su distribución espacial y de probabilidades.

## 9.7. ANÁLISIS DE LA COMPONENTE TEMPORAL

### 9.7.1. RESUMEN

Se utilizó series temporales de desembarque (ton) y CPUE (ton/nº naves) de *Merluccius gayi*, *Heterocarpus reedi*, *Cervimunida johni* y *Pleuroncodes monodon* para determinar la existencia de patrones estacionales de abundancia. Las series cronológicas fueron previamente filtradas con el propósito de aislar eventuales componentes estacionales ocultas. El filtrado consistió en la extracción de la media y componentes de tendencia o cíclicas cuando existieron. Para la detección de eventuales patrones estacionales se utilizó Análisis Espectral. Cuando con este procedimiento no detectó la componente de la serie, se utilizó regresión no paramétrica (LOESS) para describir el patrón de la abundancia relativa en el tiempo. Sólo para la serie CPUE de *H. reedi* fue posible detectar una componente estacional por medio de análisis espectral. Para el resto de las series cronológicas, el patrón temporal fue descrito con LOESS. En general, el patrón detectado del análisis de la serie de desembarque fue aproximadamente similar al patrón temporal detectado de la serie de CPUE. A excepción de la serie de CPUE de *H. reedi*, todas presentaron irregularidad en su patrón temporal, tanto en el momento de ocurrencia de los valores máximos y mínimos de abundancia relativa como en la magnitud de ésta. Sin embargo, los patrones temporales presentaron períodos de regularidad intercalados en el período total de estudio, lo que permitió identificar las épocas del año en que ocurren los máximos de abundancia y cuándo los correspondientes a cada especie se sobreponen.

### 9.7.2. COMPONENTE TEMPORAL

Se trabajó el aspecto temporal de la abundancia relativa de los recursos objetivo usando dos series temporales como una aproximación de la abundancia. La primera correspondió al desembarque total nacional (ton) en el período 1990-2003, y la segunda fue la captura por unidad de esfuerzo (CPUE, ton/n°naves) en el período 2000-2003. El desembarque de *Merluccius gayi* presenta una tendencia creciente a lo largo del período de estudio y se observó, además, una componente con características de ciclo (Fig. 37A). Esta última componente, se caracteriza por presentar una periodicidad mayor que incluye a una componente periódica menor. Tanto la tendencia como esta componente cíclica fueron extraídas con el propósito de aislar la eventual componente estacional (Fig. 37B).

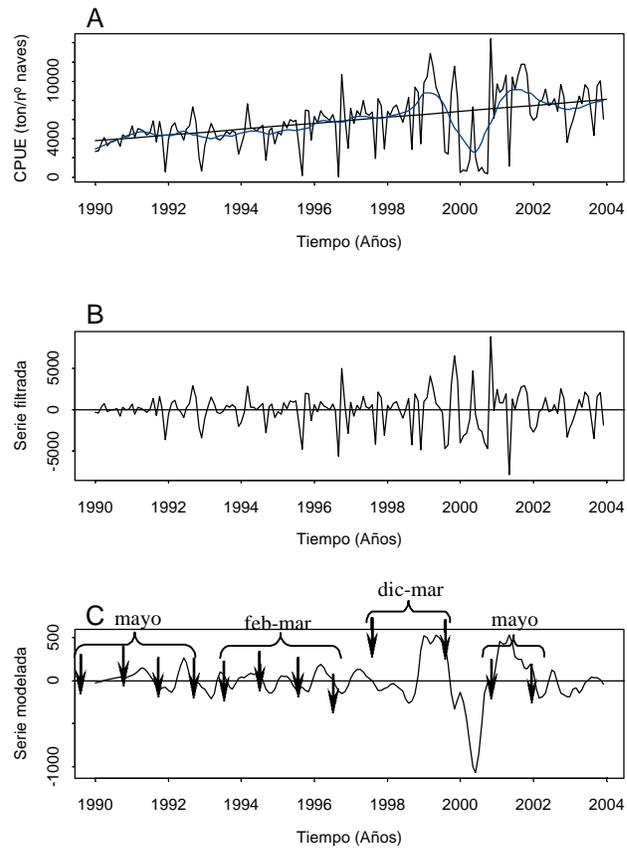


Fig.37. Serie temporal (A) original con tendencia y componente cíclica (Azul), (B) serie filtrada (sin media, tendencia y componente cíclica) y (C) serie modelada con LOESS del desembarque nacional de *Merluccius gayi* en el período 1990-2003. Fuente de información: Servicio Nacional de Pesca.

Con el análisis espectral efectuado no se identificó ninguna componente periódica factible de modelar en la serie temporal de desembarque. En cambio, con regresión no paramétrica (LOESS) se detectó un patrón irregular a lo largo del período de estudio 1990-2003 (Fig. 37C). No obstante, al interior de este rango de tiempo se pudo detectar períodos con un grado de regularidad en los meses de ocurrencia de los valores máximos de desembarque. Por ejemplo, se visualizó máximos desembarques en mayo de los años 1991 a 1994, 2002 y 2003. En los años 1995 a 1998 este máximo se presentó entre febrero-marzo, y en los años 1999 a 2001 de diciembre a febrero. Los datos de desembarque corregidos por el número de naves que operó cada mes (CPUE), del periodo 2000-2003, presentaron una tendencia cíclica (Fig. 38A), la cual fue extraída para la búsqueda de patrones estacionales (Fig. 38B).

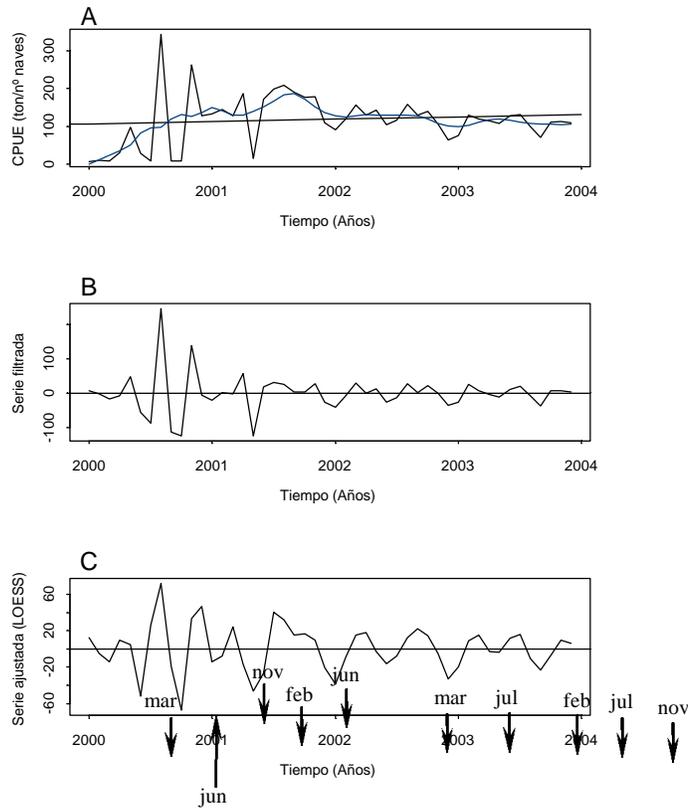


Fig. 38. Serie temporal (A) original con tendencia y componente cíclica (Azul), (B) serie filtrada (sin media, tendencia y componente cíclica) y (C) serie modelada con LOESS de la CPUE nacional de *Merluccius gayi* en el período 2000-2003.

Con estos datos corregidos tampoco fue factible encontrar patrones estacionales por medio del análisis espectral, ya que, como se observó al modelar por medio de regresión no paramétrica (LOESS), los máximos de CPUE (ton/nº naves) se presentaron irregularmente (Fig. 38C). A pesar de esta irregularidad, que imposibilitó el ajuste de un modelo lineal con armónicos senos y cosenos, se puede apreciar cierta regularidad oculta. Efectivamente, si bien los máximos de CPUE de *M. gayi* no ocurrieron regularmente en los mismos meses, se observaron en la misma época, con picos en los meses de verano e invierno (Fig. 38C).

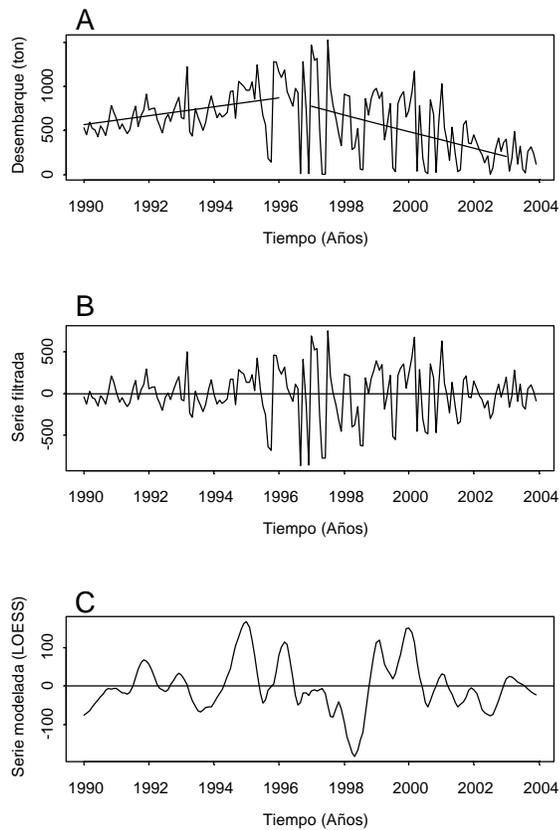


Fig. 39. Serie temporal (A) original con tendencia, (B) serie filtrada (sin media y tendencia) y (C) serie modelada con LOESS del desembarque nacional de *Heterocarpus reedi* en el período 1990-2003.

Este resultado coincide con lo observado en la serie temporal de desembarque sin corregir por el esfuerzo de pesca, en el que, aunque irregular, también los valores máximos ocurrieron en aproximadamente los mismos meses de verano e invierno. La serie cronológica de *Heterocarpus reedi* presentó una tendencia creciente desde 1990 hasta el año 1995, la que luego cambió a decreciente hasta el final del período de estudio (2004; Fig. 39A).

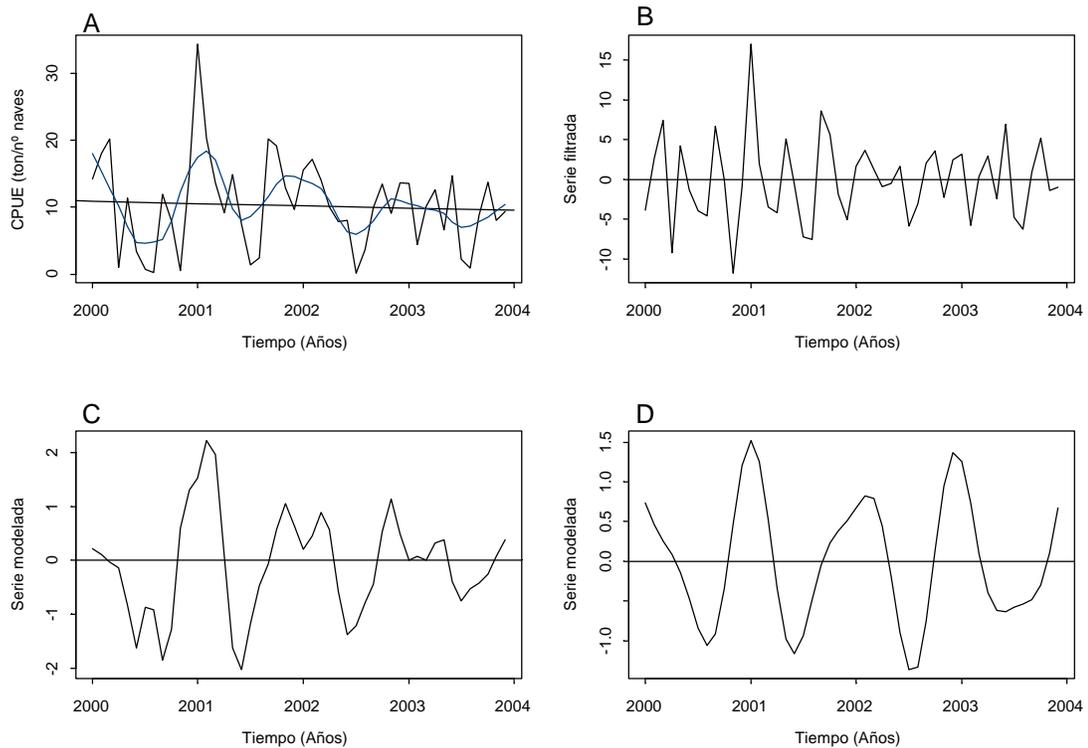


Fig. 40. Serie temporal (A) original con tendencia y componente cíclica (Azul), (B) serie filtrada (sin media, tendencia y componente cíclica) y (C) serie modelada con LOESS y (D) modelo lineal de la CPUE nacional de *Heterocarpus reedi* en el período 2000-2003.

Esta serie resultante fue modelada con LOESS y se le efectuó el análisis espectral. El resultado fue el mismo, tanto en el modelo obtenido con LOESS (Fig. 40C) como el modelo lineal de armónicos senos y cosenos obtenido posterior al análisis espectral (Fig. 40D), revelaron una periodicidad en que los valores máximos de abundancia relativa

(CPUE) ocurrieron en verano, en la transición de un año a otro. Esto, a su vez, es concordante con lo obtenido de los datos de desembarque, los que no están estandarizados por el esfuerzo de pesca.

El modelo lineal ajustado con armónicos senos y cosenos fue significativo ( $R^2$  múltiple = 0.65;  $p < 0.01$ ), y corresponde a:

$$x_t = -0.06 + \cos(2\pi 0.08t)0.92 + \sin(2\pi 0.08t)0.50 + \sin(2\pi 0.13t) - 0.45$$

donde,

$x_t$  = serie de tiempo, variable respuesta;

$t$  = tiempo, variable predictora;

Los valores en el argumento de senos y coseno corresponden a las frecuencias significativas detectadas con el análisis espectral.

Los datos de desembarque de *Cervimunida johni* en el período de estudio 1990 a 2003 presentaron una suave tendencia a la disminución y una componente cíclica más clara que la observada en las series anteriores (Fig. 41A). Estas componentes fueron filtradas de la serie cronológica (Fig. 41B). La serie resultante, modelada con LOESS, reveló irregularidad general tanto en la ocurrencia de los valores máximos de desembarque como en la magnitud de cada uno de ellos (Fig. 41C). Esto impidió la detección de periodicidad por medio del análisis espectral. Dentro de esta irregularidad es posible observar un período (1995 a 2000) en el que los valores máximos ocurren en invierno, principalmente en el mes de junio (Fig. 41C). También se observaron máximos de desembarque en verano (febrero), verano tardío (marzo) e inicios de otoño (abril).

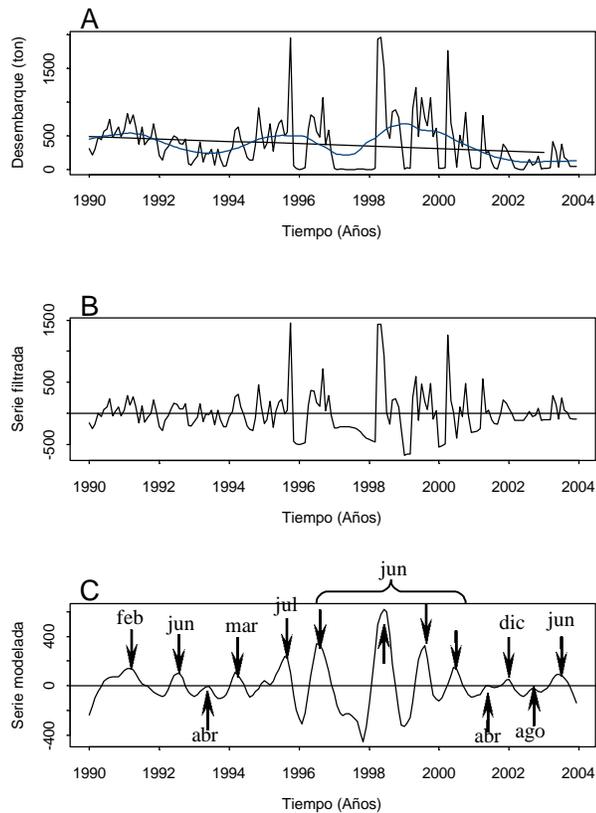


Fig. 41. Serie temporal (A) original con tendencia y componente cíclica (Azul), (B) serie filtrada (sin media, tendencia y componente cíclica) y (C) serie modelada con LOESS del desembarque nacional de *Cervimunida johni* en el período 1990-2003.

La serie de abundancia relativa (CPUE) de *C. johni* no presentó tendencia ni componente cíclica, por lo que sólo se le extrajo su media (Fig. 42A y B). En este caso, la CPUE de *C. johni* presentó coincidencia en el patrón estacional con la serie de desembarque. Esta consistió en la presencia de valores altos en verano tardío (marzo), inicio de otoño (abril) e invierno (julio) (Fig. 41C y 42C).

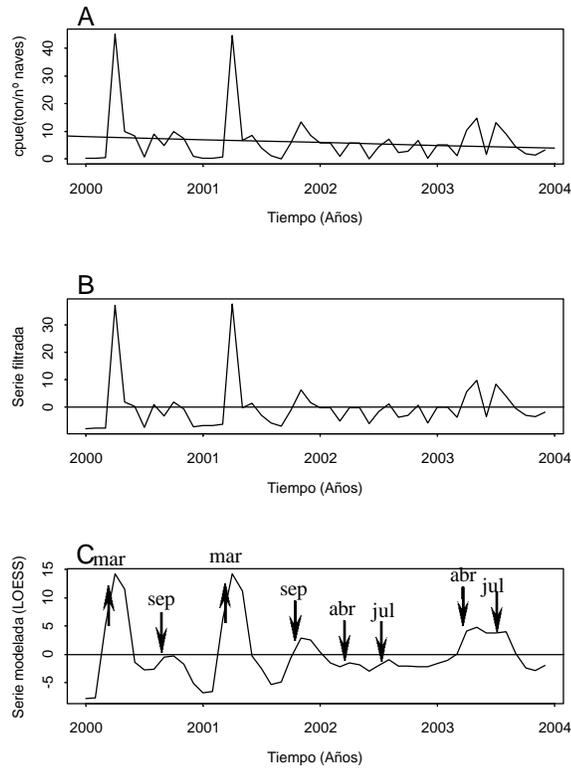


Fig. 42. Serie temporal (A) original con tendencia y componente cíclica (Azul), (B) serie filtrada (sin media, tendencia y componente cíclica) y (C) serie modelada con LOESS de la CPUE nacional de *Cervimunida johni* en el período 2000-2003.

La serie cronológica de desembarques de *Pleuroncodes monodon* presentó muchos vacíos, lo que impidió la “inputación” de los datos faltantes, lo que, además, imposibilitó el filtrado y modelado de la serie. A pesar de la falta de observaciones se puede apreciar claramente los valores máximos de la serie, los que presentaron un patrón aproximadamente regular. Este consistió en que año a año el desembarque mayor se produjo en invierno (junio; Fig. 43).

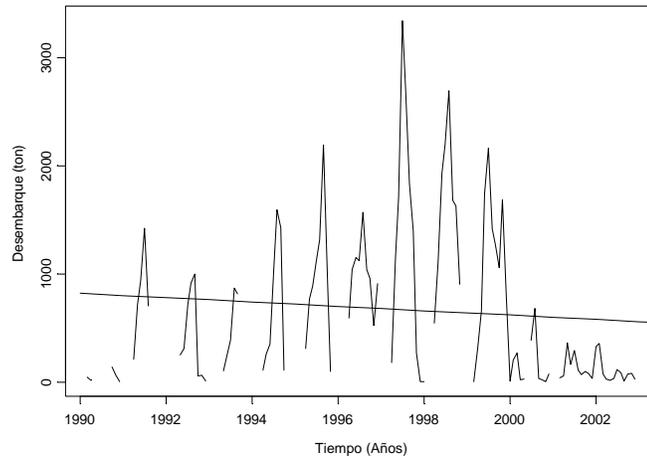


Fig. 43. Serie temporal original del desembarque nacional de *Pleuroncodes monodon* en el período 1991-2003.

La serie de CPUE de *P. monodon* presentó una tendencia a la baja y una componente estacional coincidente con lo observado en la serie de desembarque, es decir, valores máximos en junio (Fig. 44A). Se observó que cada uno de estos máximos está compuesto por dos picos, por tanto, para verificar su relevancia la componente periódica anterior fue filtrada junto con la tendencia (Fig. 44B). De la serie resultante modelada con LOESS se puede observar la componente periódica con máximos en invierno, aunque, además, se observó una componente periódica de máximos en verano, durante la transición de un año a otro (Fig. 44C).

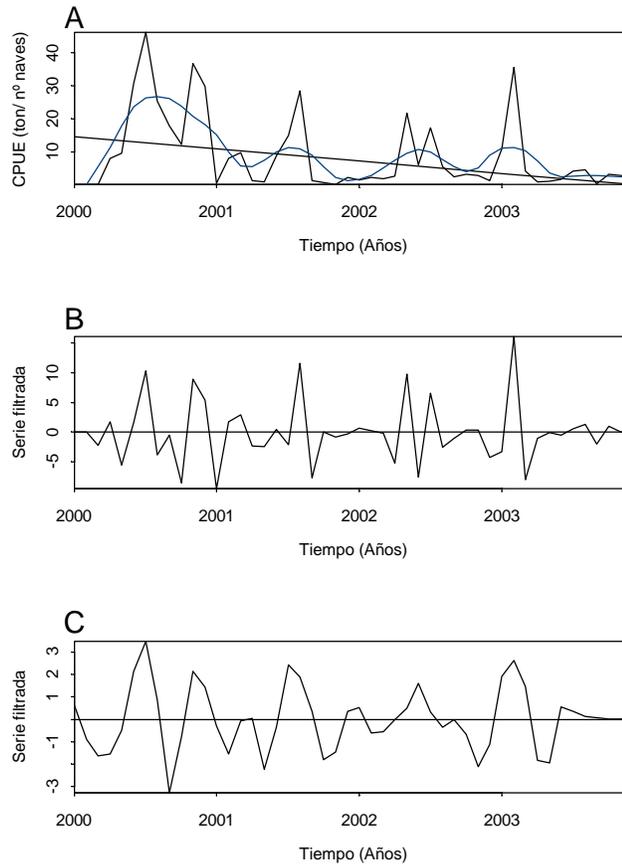


Fig. 45. Serie temporal (A) original con tendencia y componente cíclica (azul), (B) serie filtrada (sin media, tendencia y componente cíclica) y (C) serie modelada con LOESS de la CPUE nacional de *Cervimunida johni* en el período 2000-2003.

Al contrastar el comportamiento de la serie de desembarque entre los cuatro recursos objetivo se puede determinar que *M. gayi* y *H. reedi* presentaron escasa coincidencia en los valores máximos de desembarque, los que ocurrieron en verano, en la transición de un año a otro (Fig. 46A). En cambio, *M. gayi* y *C. johni*, sobrepusieron su valores máximos de desembarque de febrero a junio en los años 1991 a 1996, 1998, 1999 y 2002 (Fig. 46B), lo que se sobrepone en alguna medida con los dos máximos anuales detectados para *P. monodon* en invierno (junio; Fig. 44) y verano (diciembre-marzo; Fig. 45C).

El contraste de *C. johni* y *H. reedi* mostró un desfase en los patrones de ambas series, sin la presencia de sobreposición en los valores máximos de desembarque (Fig. 46C). Estos dos recursos contrastados con *P. monodon*, cada vez que cada uno presentó máximos en verano o invierno coincidieron, respectivamente, con los máximos de *P. monodon* de verano o invierno (Fig. 46C y 45C).

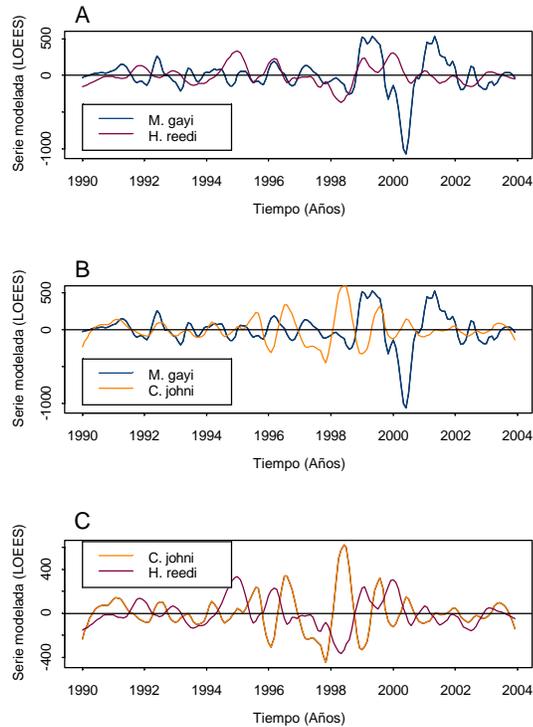


Fig. 46. Serie temporal de desembarque total nacional de los recursos *Merluccius gayi*, *Heterocarpus reedi* y *Cervimunida johni* en el período 1990-2003.

El contraste de la CPUE de los cuatro recursos mostró que *M. gayi* sobrepone sus valores máximos con *H. reedi* en verano, en la transición de un año a otro (Fig. 47A). En este caso el patrón de solapamiento de la CPUE fue más claro que el escaso observado en los desembarques (Fig. 46A). Con *C. johni*, *M. gayi* mantuvo el patrón observado en la serie de desembarque, es decir, la sobreposición ocurrió de enero a junio (Fig. 47B). Con *P. monodon*, *M. gayi* manifestó el mismo patrón de desembarque detectado en la serie de

desembarque, en invierno y en verano (Fig. 47C). Ambos langostinos (*C. johni* y *P. monodon*), prácticamente no sobreponen en el tiempo sus valores máximos de abundancia relativa. Después de *M. gayi*, *H. reedi* presentó mayor solapamiento temporal con *P. monodon* que con *C. johni*. En verano, en el cambio de año, *H. reedi* con *C. johni* y con *P. monodon*, presentaron coincidencia en la ocurrencia temporal de sus valores máximos de CPUE (Fig. 47D y E). Finalmente ambos langostinos presentaron algún grado de solapamiento en los meses de verano (Fig. 47F).

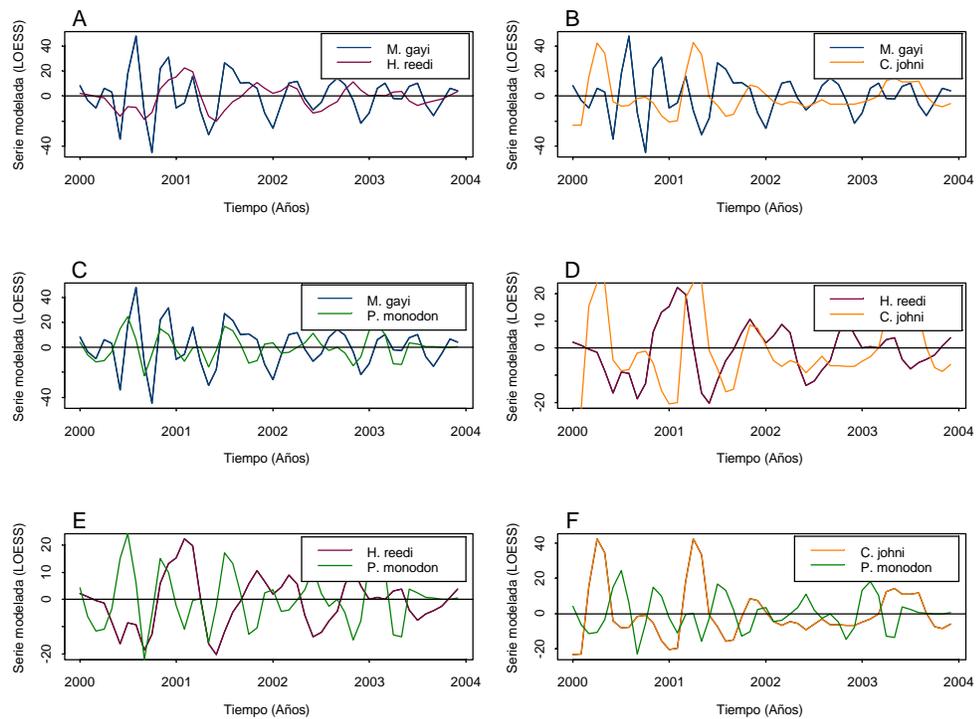


Fig. 47. Serie temporal de CPUE (ton/nº naves) de los recursos *Merluccius gayi*, *Heterocarpus reedi*, *Cervimunida johni* y *Pleuroncodes monodon*, en el período 2000-2003.

En la Fig. 48 se presenta un esquema que grafica los meses en que se observó la ocurrencia de valores altos de desembarque o de CPUE de cada recurso pesquero objetivo. Esto permite determinar que los meses de verano, durante el cambio de un año a

otro, y en invierno, especialmente junio, son dos épocas del año óptimas para muestreo de estos recursos en estudio.

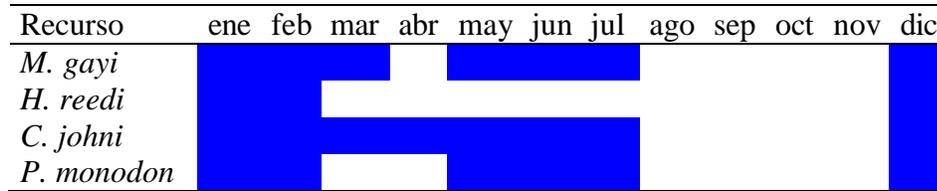


Fig. 48. Esquema que grafica los períodos del año en que ocurren los valores más altos de desembarque y CPUE de los recursos pesqueros en estudio (en color).

### 9.8. DISCUSIÓN

El hecho que en los cuatro recursos pesqueros objetivo se observó patrones aproximadamente similares al comparar los desembarques con la abundancia relativa (CPUE), valida a los desembarques como una medida indirecta de abundancia. Esto puede deberse a que la variación del esfuerzo pesquero no fue lo suficiente como para producir diferencias en el patrón temporal de la serie de desembarque y la serie de CPUE.

El patrón temporal en la abundancia de *Merluccius gayi* puede estar asociado a su comportamiento migratorio. En efecto, la ocurrencia de valores máximos de abundancia en verano puede obedecer a la migración de este recurso desde aguas profundas hacia la costa en esta estación del año (Subpesca, 2005). Esto hace al recurso más accesible para la flota pesquera y así este fenómeno se ve reflejado en el desembarque. El patrón detectado aquí, en el que ocurrieron valores máximos de abundancia relativa, es coincidente con el los máximos de CPUE reportados en el proyecto de monitoreo de las capturas de merluza común (IFOP, 2005; FIP 2005-07), los que ocurrieron también en verano e invierno.

Por otro lado, la concordancia observada en los patrones temporales de la CPUE de *M. gayi* y las tres especies de crustáceos en estudio, especialmente *Heterocarpus reedi* y

*Pleuroncodes monodon*, puede ser explicada por la relación trófica existente entre *M. gayi* y los crustáceos señalados.

## **9.9. CONCLUSIONES**

### **9.9.1. COMPONENTE TEMPORAL**

-Debido a la irregularidad en las series temporales de datos analizadas (desembarques y CPUE), tanto en el momento de ocurrencia de los valores máximos y mínimos de abundancia como en su magnitud, no se pudo detectar patrones estacionales por medio de análisis espectral, aunque si fue posible detectar patrones temporales por medio de regresión no paramétrica.

-En todos los casos el patrón temporal detectado de la serie de desembarque fue aproximadamente similar al detectado de la serie de CPUE.

-Aunque no todos los recursos pesqueros objetivo presentaron una sobreposición tan clara de los patrones temporales a lo largo de todo el período de estudio, en algunos años sí ocurrió ésta o, al menos se observó valores de abundancia altos en la misma época, pero en años distintos.

-En verano (diciembre- enero) y en invierno (junio) ocurren los períodos del año óptimos para el muestreo de estos recursos.

## 9.10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuña, E., H. Arancibia, en preparación. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones. Informe FIP N°2004-11.
- Arana, P., M Ahumada, S. Palma, T. Melo, D. Queirolo, A Guerrero, R. Bahamonde, M. Barbieri, J. Cortés, J. Quiroz & B. Leiva, 2004. Evaluación directa de camarón náilon entre la II y VIII regiones, año 2004. Proyecto FIP 2004-10, Informe Final. Estad. Doc. Pnt. Univ. Católica Valparaíso. 21/2004: 259 pp.
- Bez, N., 2002. Global fish abundance estimation from regular sampling: the geostatistical transitive method. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science*. 59: 1921-1931
- Bloomfield, P., 1976. Fourier analysis id time series: An Introduction. Wiley, 351 p.
- Brockwell P.J. & R. A. Davis, 1996. Intoduction to time series and forecasting. Springer, 420p.
- Cleveland, W. S., 1979. Robust locally weighted regression and smoothing scatterplot. *Journal of American Statistics Association*, 74: 829-836.
- Cressie, N. A. 1993. Statistics for Spatial Data, Revised Edition, Wiley. 1056 p.
- Diachok, O. 2000. Absorption spectroscopy: A new approach to estimation of biomass. *Fisheries Research*, 47:231-244.
- Goovaerts, P, 1997. Geostatistics for natural resources evaluation. Oxford University Press. 483 p.
- Goovaerts, P. & A.G. Journel, 1995. Integrating soil map information in modeling conditional probability distribution function. *Mathematical Geology*, 46:397-414.
- Goovaerts, P., R. Webster & J.P. Duobois, 1997. Assessing the risk of soil contamination in the Swiss Jura using indicator geoestadistics. *Environmental and Ecological Statistics*, 4: 31-48.
- Granger, C., E. Ghysels, N. R. Swanson, M. W. Watson, P. Hammond & A. Holly, 2001. Essays in Econometrics: Volume 1, Spectral Analysis, Seasonality, Nonlinearity, Methodology, and Forecasting: Collected Papers of Clive W. J. Granger (Econometric Society Monographs). 544p.
- Isaaks, H. & R. M. Srivastava, 1989. Applied Geostatistics, Oxford University Press. 561 p.
- Journel, A.G., 1983. Non-parametric estimation of spatial distribution. *Mathematical Geology*, 15:445-468.
- Lillo, S., J. Olivares, M. Brauna, E. Díaz, S. Núñez, A. Saavedra, J. Saavedra & R. Tascheri, 2004. Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2004. Proyecto FIP 2004-09, Informe Final. IFOP. 395 pp.
- Luenberger, D. 1969. Optimizationby vector space method. Wile, New York, 269p.
- Chambers, J.M. & T. J. Hastie, 1993. Statistical Models in S. Chapman & Hall, 256 p.
- Páramo, J. & R. Roa, 2003. Acoustic-geostatistical assessment and habitat-abundance relations of small pelagic fish from the Colombian Caribbean. *Fisheries Research*, 60: 309-319.
- Petitgas, P., 1993. Geostatistics for fish stock assessments: a review and an acoustic application. *ICES Journal Marine Science*, 50: 258-298.

- Rivoirard, J., J. Simmonds, K.G. Foote, P. Fernández & N. Bez, 2000. Geostatistics for estimating fish abundance. Blackwell Science, 203 p.
- Rivoirard, J., 2001. Which Models for Collocated Cokriging?. *Mathematical Geology*, 33:117-131.
- Saito H. & P. Goovaerts 2002. Accounting for measurement error in uncertainty modeling and decision-making using indicator kriging and p\_eld simulation: application to a dioxin contaminated site. *Environmetrics*, 13: 555-567.
- Shumway R. H. & D. S.Stoffer, 2000. Time series analysis and its application. Springer, 549 p.
- Venables, W. N. & B. D. Ripley, 1999. Modern Applied Statistics With S-PLUS. Springer, 520 p.

## 9.11. ECOSPACE: SIMULACIONES ESPACIALES

### 9.11.1. INTRODUCCIÓN

Existe en la bibliografía varios ejemplos que muestran el impacto que ejercen las pesquerías sobre los ecosistemas marinos, y que el manejo pesquero no puede seguir basándose en esquemas monoespecíficos, los cuales han fallado provocando la sobreexplotación de algunos stocks, y en casos extremos su colapso (Bostford *et al.*, 1997). En este contexto, es de actual conocimiento que se requiere metodologías más completas para lograr el manejo pesquero que minimicen los riesgos de sobreexplotación.

Una de estas alternativas lo constituye el manejo pesquero en un contexto espacial con el propósito de salvaguardar áreas específicas en donde el esfuerzo no se aplique y, por ende, se tiende a la sustentabilidad de los recursos marinos. En este sentido, se ha propuesto las áreas marinas protegidas (MPA's por sus siglas en inglés), que son zonas geográficas a resguardo del esfuerzo pesquero, donde, dada la naturaleza de algunas poblaciones de invertebrados bentónicos, se permite su reproducción sin perturbaciones, proporcionando así un área de protección a la biodiversidad o, en su defecto, ser zonas fuente para alimentar a otras áreas en donde se pueda ejercer el esfuerzo (Walters, 2000; Salomon *et al.*, 2002; Zeller & Reinert, 2004).

Las herramientas tradicionales para el manejo pesquero y para la evaluación de los recursos no consideran simultáneamente el espacio y el tiempo (*i.e.* MSVPA). Si bien es cierto que están involucradas varias escalas espacio-temporales al realizar modelos, esto puede solucionarse indicando previamente las escalas a las que el investigador quiere conocer.

Una de las alternativas recientes en este tema lo constituye la aproximación espacial ECOSPACE, incorporada en el programa EwE. Ecospace permite evaluar la eficacia de las MPA, el agotamiento de las presas por parte de los predadores, la dispersión/migración o la distribución del esfuerzo pesquero en un contexto espacial

(Walters *et al.*, 1997; Pauly *et al.*, 2000; Christensen *et al.*, 2004). No obstante, Ecospace no representa en su totalidad la gran variedad de procesos físicos y migratorios, aunque sí toma en consideración aquellos que son más relevantes para una determinada zona o área del ambiente marino.

Los stocks de langostino amarillo y langostino colorado explotados entre la II y la VIII Regiones se distribuyen en focos localizados en zonas costeras. Las abundancias de estos stocks presentan un comportamiento que dependería directa y fuertemente del nivel de las capturas y, secundariamente, de los reclutamientos (Canales & Espejo, 2002). De acuerdo con análisis realizados a los stocks de langostino amarillo y colorado, en los últimos años se habría registrado significativas reducciones de las biomásas totales de los stocks debido a: *i*) sobrepesca entre 1995 y 1999; *ii*) disminución de la fracción desovante; *iii*) bajos reclutamientos entre los años 1997 y 2000; y, *iv*) deterioro sostenido de la calidad somática (Canales & Espejo, 2002). Además, existe incertidumbre acerca de los niveles de biomasa de los recursos langostinos colorado y amarillo, y el posible impacto de abrir sus pesquerías de la V a la VIII Regiones, la que se encuentra en veda desde el 2001. Para el ecosistema marino de Chile central (V a IX Regiones), Arancibia *et al.* (2003) informan que la mortalidad por predación (M2) es la principal causa de mortalidad en langostino colorado y langostino amarillo. Esto, sumado a los bajos niveles de biomasa actuales que presentan ambos recursos en esa macrozona, hace necesario evaluar también el efecto de la predación en la dinámica espacial de sus biomásas para proyectar posibles escenarios de su recuperación.

De acuerdo a nuestra propuesta técnica, en esta sección se evalúa mediante simulaciones espaciales con Ecospace los análisis geoestadísticos desarrollados en la sección (9.2.1.) de este proyecto, así como los impactos del esfuerzo pesquero y la mortalidad por predación (M2) en el espacio sobre el stock de langostino colorado.

### 9.11.2. METODOLOGÍA

Ecospace distribuye y asigna dinámicamente a las biomásas de los componentes de un modelo Ecopath, en una grilla espacial bidimensional en los eje  $x$  e  $y$ . Esta grilla da cuenta de:

- 1) movimientos simétricos de una celda a otras adyacentes a una tasa de transferencia " $m$ ", pudiendo modificarse si las celdas son utilizadas como 'hábitats óptimos' o 'no óptimos';
- 2) se puede ajustar en cada celda o en algún sector determinado el riesgo de predación o la reducción de la tasa de alimentación de un predador en un sector previamente definido como 'óptimo' o 'no óptimo';
- 3) los niveles de esfuerzo pesquero son considerados como proporcionales en la grilla total, sin embargo, se puede cambiar la distribución del esfuerzo mediante la asignación de costos económicos susceptibles a costos asociados a la distancia, o a ciertas áreas en especial.

#### 9.11.2.1. IDENTIFICACIÓN DE ESCALAS ESPACIALES

Dado que Ecospace trabaja en base a una grilla espacial de 20 por 20 celdas, al considerar toda la distribución que abarcan los modelos realizados para la zona central de Chile (i.e. 33°-39° S) fue imposible delimitarlos en la grilla de Ecospace. Esto se debe a que si se considera que el límite oeste de los modelos es de 30 millas náuticas y la extensión latitudinal es de 360 mn, el área estaría representada en una escala 1:12, es decir una celda de extensión en sentido este-oeste y 12 celdas en sentido norte-sur (Fig. 49), lo que no se representaría adecuadamente en las simulaciones espaciales comprometidas para este proyecto. Para solucionar este problema de escala muy larga en sentido norte-sur y muy corta en sentido este-oeste, se utiliza con fines comparativos con los análisis

geostatísticos una menor escala espacial, donde se distribuyen los recursos estudio (merluza común y langostino colorado) provenientes de bases de datos de proyectos FIP. Se delimitó zonas a una escala espacial más reducida, de 2° de latitud (120 mn), con lo que la escala se reduce a 1:4, es decir 20 celdas (sentido norte-sur) por 5 celdas (sentido este-oeste) (Fig. 49). Por lo tanto, nosotros hemos seleccionado un área de trabajo con Ecospace desde los 33° hasta 35°S, y 30 mn al oeste de la línea de costa.

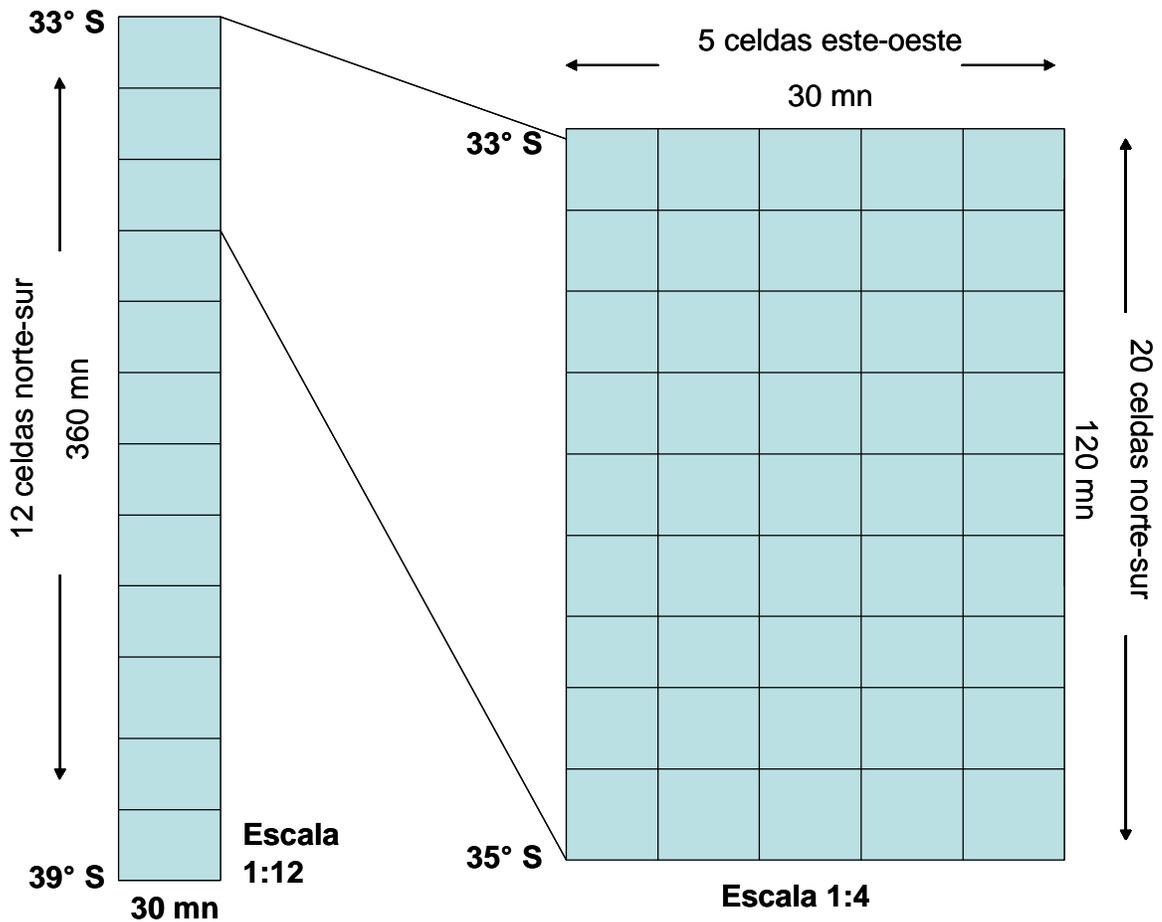


Fig. 49. Escala espacial utilizada para desarrollar las simulaciones dinámicas en Ecospace.

### 9.11.2.2. DEFINICIÓN DE LOS HÁBITATS

En Ecospace los hábitats no están previamente definidos y deben ser ingresados como la porción de agua (células) que pueden afectar los movimientos, tasas de alimentación, supervivencia, predación, y otros, de todos los componentes que están considerados en un modelo Ecopath previamente desarrollado (Arancibia *et al.*, 2003, Neira *et al.*, 2004, Neira & Arancibia, 2004). Usualmente, las características que definen un hábitat son la distancia desde la costa y la profundidad o el tipo de sustrato (*e.g.* duro, blando). Ecospace brinda la posibilidad de crear, además, áreas dentro de cada uno de los hábitats, lo que se define de acuerdo a la movilidad o capacidad de desplazarse por parte de los organismos. En este sentido, se puede construir hasta 8 hábitats, las cuales se pueden diferenciar, por ejemplo, en profundidad, donde los predadores tope hacen uso de todas las secciones por su gran capacidad de movilidad, y especies de limitada movilidad solo acceden a algunas en particular.

En el presente proyecto se identificaron tres tipos de hábitats, a saber:

- a) tipo de sustrato duro, donde la pesquería es incapaz de operar;
- b) zona costera de 5 millas exclusiva donde no se ejerce esfuerzo pesquero industrial; y,
- c) zona en donde se ubica el predador (merluza común).

Estas características implican la definición de un hábitat “óptimo” o “no-óptimo”, asignando a cada componente entre los sitios "costeros", de la plataforma o profundos. Esto permite establecer diferentes zonas propias, excepto para aquellos organismos que posean la capacidad de moverse a través de todas las áreas y, por tanto, preda en todos los sitios.

Un caso especial se presenta para los grupos que poseen diferenciación entre juveniles y adultos. En este sentido, para desestimar la predación por canibalismo, o viceversa, se asigna a cada grupo una región diferente o, en su defecto, similar. Para evitar algunos

procesos tales como sobrepesca o predación excesiva por parte de un predador en un área determinada debido a los valores del parámetro de concentración, y a que Ecospace tiende a concentrarse en la distribución de las especies, es necesario reducir el esfuerzo de pesca o distribuirlo más uniformemente en el espacio. En el caso de los predadores, se puede modificar los valores de vulnerabilidad, o en su defecto aumentar la abundancia de las presas.

Para el caso del recurso merluza común y langostino colorado se utiliza como base de datos la distribución espacial de estos recursos obtenidos de los análisis geoestadísticos de este proyecto (ver sección 9.6.1).

#### 9.11.2.2.1. TASAS DE DISPERSIÓN

Los organismos ( $i$ ) en un modelo Ecopath poseen una biomasa agregada ( $B_i$ ) y se asume que no se "mueve" dentro del área asignada en el modelo. En Ecospace, una fracción de la biomasa ( $B'_i$ ) de cada célula está siempre en movimiento, y se encuentra determinada por:

$$B' = m \cdot B_i \tag{1}$$

donde  $m$  tiene dimensión en tiempo y espacio (*i.e.* km/año), comportándose como una tasa de velocidad.

Las simulaciones de Ecospace comienzan con un valor de entrada, el cual hace que todas las biomásas empiecen a moverse en el espacio, como función del valor de  $m$ , fuera de las células de origen hacia células adyacentes, donde los organismos consumen alimentos y son consumidos propiamente. La diferenciación en las tasas de consumo y de supervivencia en las células preferidas vs. las no preferidas generarán patrones de distribución, donde cada célula mostrará las biomásas de los diferentes grupos del sistema.

Ecospace interpreta que cada célula posee un valor diferente de  $m$  resultando en una multiplicación de un grupo de valores de  $m$  y creando un índice de "acomodamiento"  $S$ , el cual es computado para cada célula como un promedio de los valores de preferencia (VP). Cuando  $VP > 1$  indica hábitats preferidos, entonces, si  $S > 1$  la tasa de movimiento hacia las áreas preferidas o fuera de las no preferidas puede ser más elevada que la tasa hacia las áreas no preferidas o hacia fuera buscando zonas mejores. Cuando  $VP = 1$ , entonces no existen mecanismos de diferenciación de hábitat.

#### **9.11.2.2.2. VULNERABILIDAD EN HÁBITATS NO-ÓPTIMOS**

La vulnerabilidad puede ser modificada fuera de los hábitats preferidos. El valor default es de 2.0 para todos los grupos, pero puede ser incrementado con un factor de hasta 100 veces.

Los organismos fuera de su hábitat preferido pueden ser susceptibles a consumir menor cantidad de alimento que sus congéneres dentro de áreas mejores debido a la falta de disponibilidad de alimento o por el aumento en la predación. Para simular esto, en Ecospace se puede reducir la tasa de alimentación de los componentes del ecosistema del modelo base Ecoapth (*i.e.*  $Q/B$ ).

#### **9.11.2.2.3. PESQUERÍAS EN ECOSPACE**

En nuestro caso debe consignar en qué áreas operan las flotas arrastreras merlucera y langostinera. Como default las flotas pueden operar en toda el área de estudio, aunque su distribución ocurre en caladeros históricamente definidos, probablemente debido al tipo de fondo. Las zonas intercaladeros normalmente presentan fondos no rastreables. En las simulaciones realizadas se consideran dos zonas en donde se excluye el impacto de la pesca industrial, a saber, las zonas con sustratos duros y un área pegada a la costa de 5 mn de ancho.

**Poder de pesca:** se puede seleccionar la capturabilidad ( $q$ ) por cada arte de pesca con un valor default de 1.0, por tanto:

$$F = qE = \text{Capturas/biomasa es } 1.0 \cdot q \quad (2)$$

#### 9.11.2.2.4. PREDICCIONES ESPACIALES EN FLOTAS PESQUERAS

Ecospaace toma en cuenta que la mortalidad por pesca ( $F$ ) se distribuye en cada célula espacial proporcionalmente a la suma del producto de las biomazas de todos los grupos, la capturabilidad y los beneficios/ganancias de las flotas sobre los recursos objetivo, dentro de los cuales se encuentra el costo de la pesca (*i.e.* variables/fijos). Luego, asumiendo que existen  $N$  células que representan las zonas del mar, entonces cada flota pesquera  $k$  causa una tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ) determinada por:

$N \cdot F_k$

Para cada paso de la simulación esta tasa está distribuida entre las células como una proporción basada en:

$$G_{kc} = O_{kc} * U_{kc} * \frac{\sum_i p_{ki} * q_{ki} * B_{ic}}{C_{kc}} \quad (3)$$

donde:  $O_{kc}$  es 1 si la célula  $c$  esta disponible a la pesca por la flota  $k$ , y es 0 si no esta disponible a la extracción pesquera;  $U_{kc}=1$  si la flota  $k$  puede operar en el tipo de hábitat donde esta la célula  $c$ ,  $U_{kc}=0$  si ocurre lo contrario;  $p_{ki}$  es el valor relativo de la flota  $k$  que recibe de la extracción del recurso  $i$ ;  $q_{ki}$  es la capturabilidad del grupo  $i$  por tipo de flota  $k$  (la que es igual a  $F_{ki}$  del modelo Ecopath);  $B_{ic}$  es la biomasa del grupo  $i$  en la célula  $c$ ; y  $C_{kc}$  es el costo por flota  $k$  que opera en la célula  $c$ .

Basada en la ecuación anterior, la tasa de mortalidad por pesca ( $F_{kc}$ ) es:

$$F_{kc} = \frac{N * F_k * G_{kc}}{\sum_c G_{kc}} \quad (4)$$

donde cada grupo en las células está sujeto a:

$$F_{kc} = \sum_k F_{kc} * q_{ki} \quad (5)$$

### 9.11.2.3. ESCENARIOS DE SIMULACIÓN

En este proyecto se realiza simulaciones que consideran la distribución espacial de los recursos pesqueros langostino colorado (presa), merluza común (predador) y las flotas pesqueras arrastrera merlucera y arrastrera langostinera. Todas las simulaciones tienen una duración de 10 años a partir del año 2003, el cual es el nuevo modelo ecotrófico desarrollado para este proyecto (ver la sección 10.7.5.2).

Para ello se asume los siguientes escenarios:

Escenario 1: sin impacto de la mortalidad por predación (M2) y sin esfuerzo pesquero ( $f$ ),

Escenario 2: con impacto por M2 y sin  $f$ ,

Escenario 3: sin impacto por M2 y con  $f$ ; y,

Escenario 4: con impacto por M2 y con  $f$ .

Los valores de esfuerzo de pesca provienen del modelo Ecopath construido en este proyecto para el año 2003 (sección 10.7.5.2).

### 9.11.3. RESULTADOS

#### 9.11.3.1. ESCENARIO 1

Cuando se simula espacialmente la distribución del langostino colorado, tanto en los estados juvenil como adulto, se observa que sus biomásas no presentan mayor variación y se encuentra a ambos grupos (juvenil y adulto) distribuidos en los mismos focos de abundancia, lo que es reflejado también en los análisis geoestadísticos (Fig. 50). Las mayores concentraciones se ubican en los hábitats óptimos para el langostino colorado.

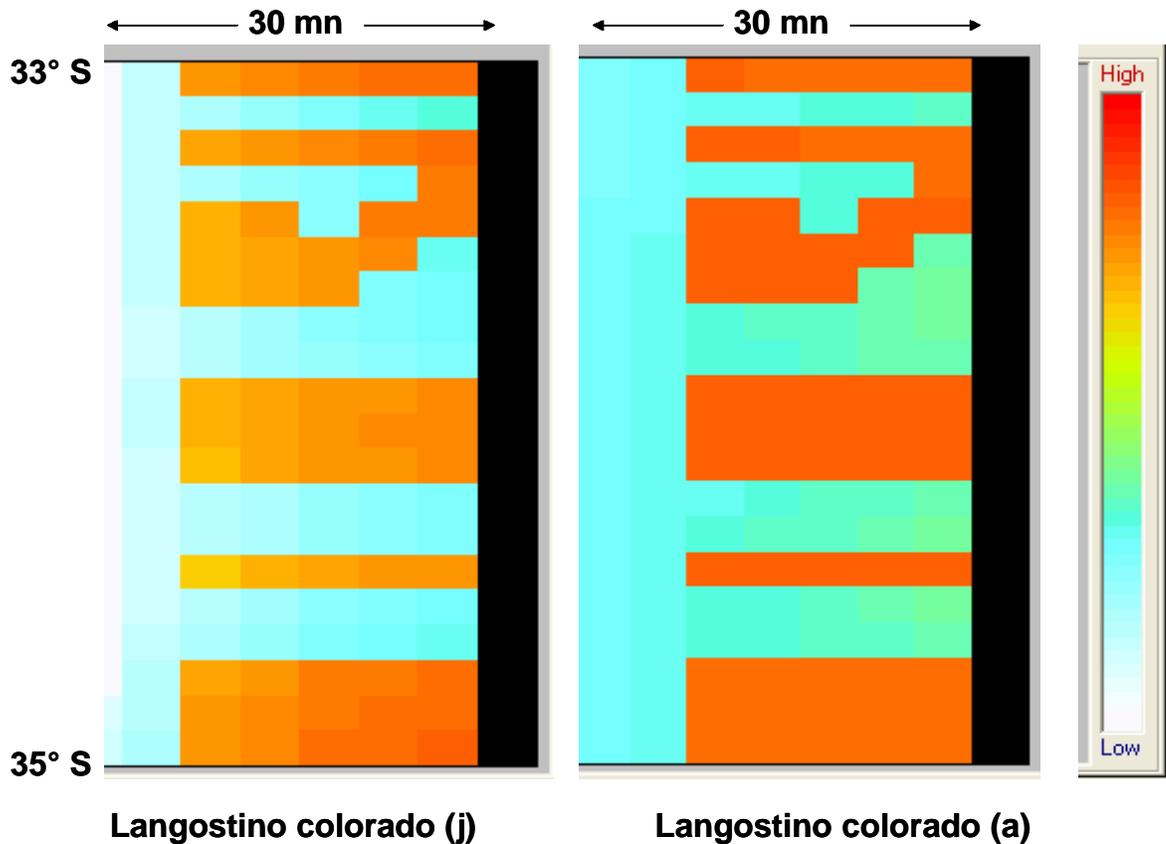


Fig. 50. Simulaciones espaciales por Ecospace de langostino colorado bajo el Escenario 1 en la zona centro-sur de Chile (sin el impacto de M2 y sin esfuerzo pesquero).

**9.11.3.2. ESCENARIO 2**

La interacción de merluza común con langostino colorado (juvenil y adulto) se presenta en la Fig. (51). La merluza común ejerce mediante M2 alto impacto sobre langostino colorado en sus focos de abundancia, llegando a provocar un fuerte descenso en la biomasa de este galatheido, tanto en juveniles como en adultos de langostino colorado. El impacto se magnifica en las zonas donde ocurre un traslazo entre el predador (merluza común) y su presa (langostino colorado juvenil y adulto).

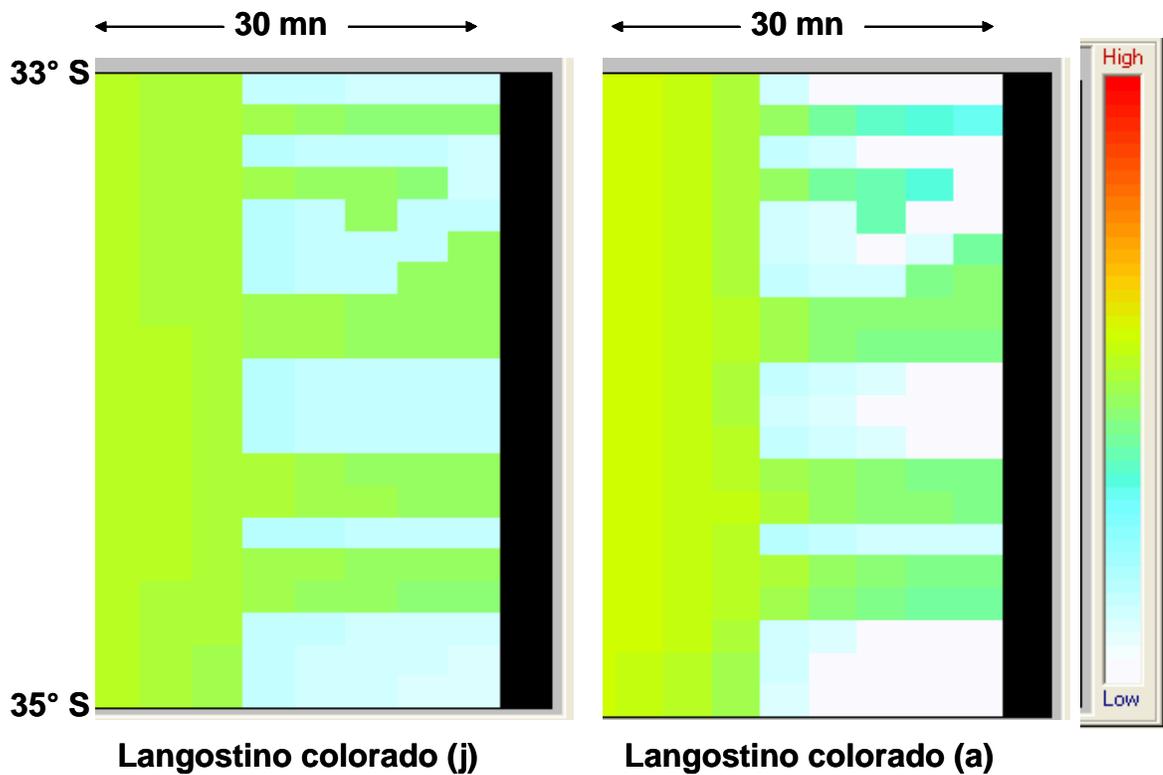


Fig. 51. Simulaciones espaciales por Ecospace de langostino colorado bajo el Escenario 2 en la zona centro-sur de Chile (con el impacto de M2 y sin esfuerzo pesquero).

**9.11.3.3. ESCENARIO 3**

Cuando se simula el esfuerzo de pesca sobre langostino colorado se observa que los focos de abundancia descienden levemente. Sin embargo, en las zonas donde puede operar la flota se observa un descenso más marcado de las biomazas de este galatheido el que es más acentuado en los adultos. Los focos de mayor abundancia se observan hacia el sur del área (Fig. 52).

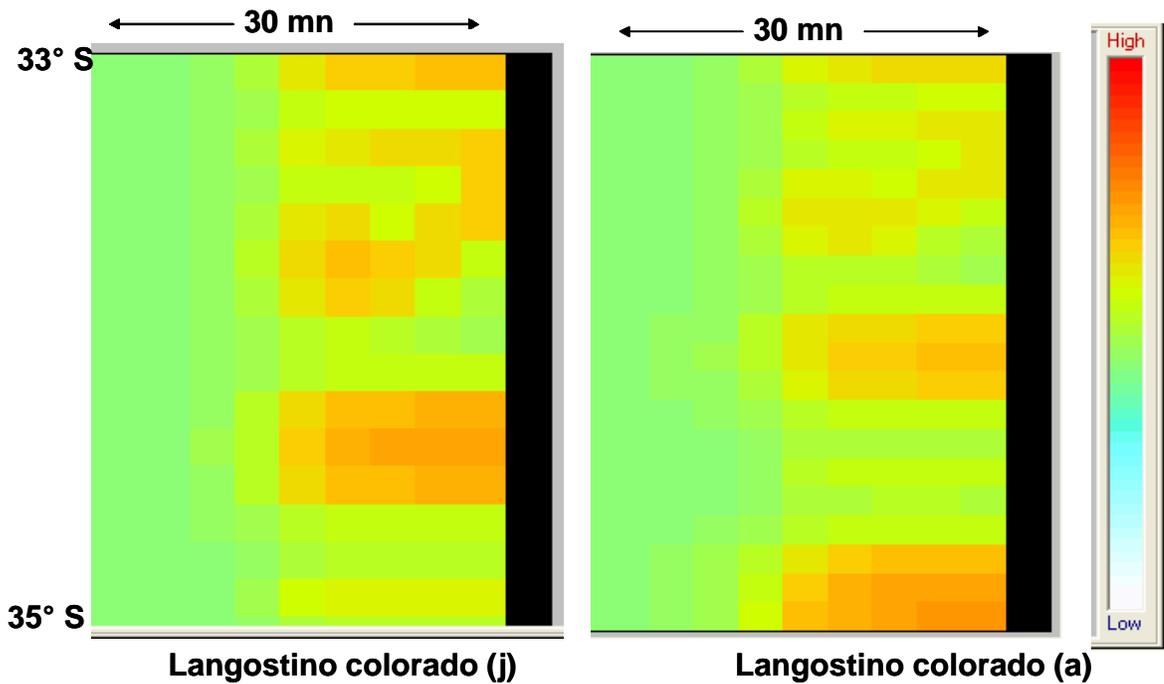


Fig. 52. Simulaciones espaciales por Ecospace de langostino colorado bajo el Escenario 3 en la zona centro-sur de Chile (sin impacto por M2 y con esfuerzo pesquero).

**9.11.3.4. ESCENARIO 4**

Al combinar los impactos de M2 por merluza común y por el esfuerzo de pesca se observa que las biomazas de langostino colorado (juvenil y adulto) descienden dramáticamente en la mitad de la simulación (Fig. 53) y se agotan después (Fig. 54) lo

que se interpreta como que el impacto combinado de ambas fuentes de mortalidad (M2 y F) ocasiona la desaparición de langostino colorado como recurso pesquero en el corto y mediano plazo.

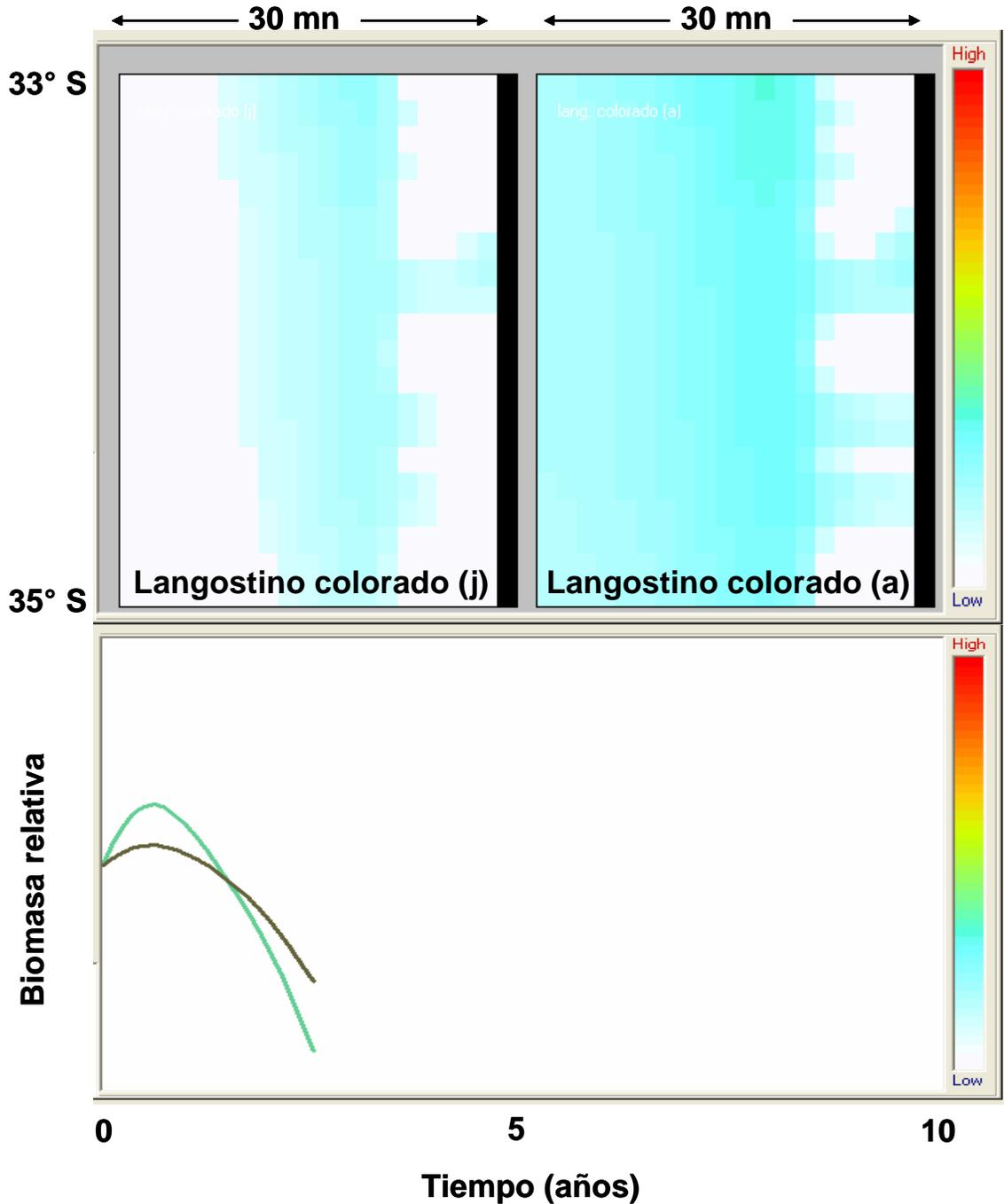


Fig. 53. Simulaciones espaciales por Ecospace de langostino colorado bajo el Escenario 4 en la zona centro-sur de Chile (con impacto por M2 y con esfuerzo pesquero). Se

muestra, además, la tendencia en el tiempo de ambas biomásas (langostino colorado juvenil y adulto).

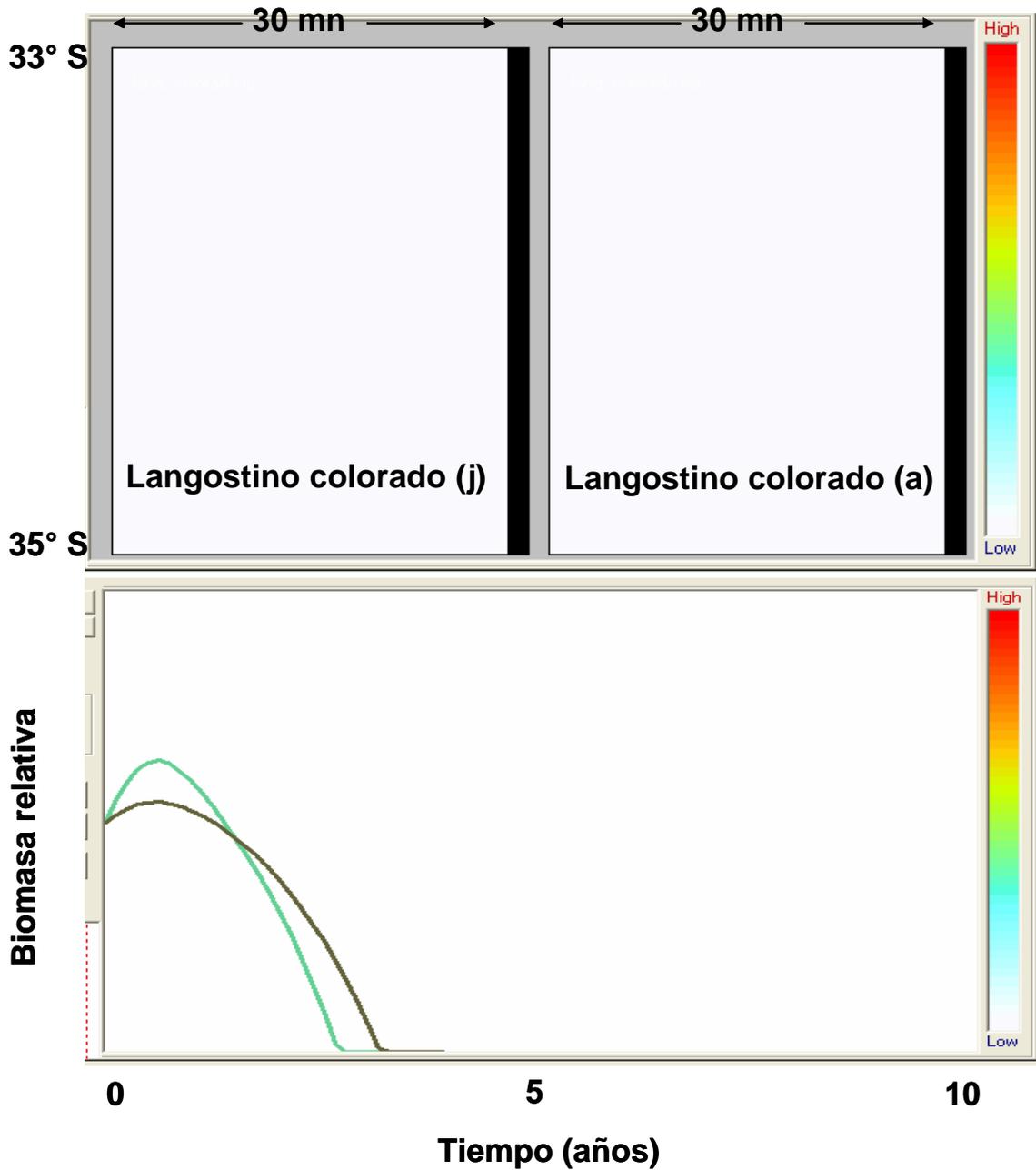


Fig. 54. Simulaciones espaciales por Ecospace de langostino colorado bajo el Escenario 4 en la zona centro-sur de Chile (con impacto por M2 y con esfuerzo pesquero). Se muestra, además, la tendencia en el tiempo de ambas biomásas (langostino colorado juvenil y adulto).

#### 9.11.4. DISCUSIÓN

Con los resultados obtenidos en esta sección, más los derivados de la sección 10.7.5.2 se concluye que M2 cumple un rol fundamental en la dinámica temporal y espacial de la biomasa tanto del predador (merluza común) como de su presa (langostino colorado). Por lo tanto, M2 se constituye en un factor clave a considerar en las medidas de ordenamiento pesquero. Asimismo, se reconoce la importancia de M2 por sobre la mortalidad por pesca (F) en nuestra área de trabajo (33°-35° S) inclusive en ecosistemas intensamente explotados, tales como el Mar del Norte (Bax, 1998) y otros sistemas de corrientes de borde oriental (Jarre et al., 1998; Neira & Arancibia, 2004).

En el presente estudio se observa que las biomásas de merluza común y langostino colorado se traslapan espacialmente (análisis geoestadísticos). Este patrón ecológico puede sugerir que existe un control del predador sobre la presa y que, entonces, la abundancia de merluza común puede incidir significativa y negativamente en la abundancia de langostino colorado. Esto queda en evidencia al observar las simulaciones espaciales y los agotamientos que ocasiona merluza común sobre langostino colorado. En este contexto, la recuperación del stock de langostino colorado dependería no solo del nivel de las capturas y de los reclutamientos (Canales & Espejo, 2002), sino que además, de la biomasa de sus predadores (especialmente merluza común), de la vulnerabilidad de estas especies a la predación y de su traslape espacial.

Los ejercicios de simulación con Ecospace efectuados en esta sección permiten corroborar las tendencias observadas por los análisis geoestadísticos (sección 9.4.3.1) y puede, en el futuro, ser una herramienta adicional para la evaluación de recursos pesqueros. Asimismo, Ecospace permite conocer el comportamiento entre el predador y la presa en el espacio.

### 9.11.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arancibia, H., Neira, S., Christensen, V., Olson, R., Cubillos, L., Quiñones, R., Gatica, C. & Medina, M. 2003. Enfoque metodológico para el análisis ecosistémico en la administración de pesquerías de la zona central de Chile. Informe Final Proyecto FIP-2001-29. Universidad de Concepción. 266 pp.
- Bax, N.J. 1998. The significance and prediction of predation in marine fisheries. *ICES J. Mar. Sci.*, 55: 997-1030.
- Botsford, L.W., Castilla, J.C. & Peterson, C.H. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 277: 509-515.
- Canales, C. & Espejo, B. 2002. Informe de avance Proyecto "Investigación CTP Langostino colorado 2002" Diagnóstico actualizado del estado de situación del recurso langostino colorado. 27 pp. + 6 Anexos.
- Christensen, V., Walters, C.J. & Pauly, D. 2004. *ECOPATH with ECOSIM: a User's Guide*. Fisheries Centre Research Reports, Volume 12, University of British Columbia, Vancouver. 154 p. (available online at [www.ecopath.org](http://www.ecopath.org)).
- Jarre-Teichmann, A., Shannon, L.J., Monoley, C.L. & Wickens, P.A. 1998. Comparing trophic flow in the southern Benguela to those in other upwelling ecosystem. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 19: 391-414.
- 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. & Arancibia, H. 2004. Trophic interactions and community structure in the upwelling system off Central Chile (33–39° S). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 312: 349-366.
- Pauly, D., Christensen, V. & Walters, C. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of Fisheries. *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 697-706.
- Salomon, A.K., Waller, N.P., McIlhagga, C., Yung, R.L. & Walters, C. 2002. Modeling the trophic effects of marine protected area zoning policies: A case study. *Aquat. Ecol.*, 36: 85–95.
- Walters, C. 2000. Impacts of dispersal, ecological interactions, and fishing effort dynamics on efficacy of marine protected areas: How large should protected areas be? *Bulletin of Marine Science*, 66: 745-757.
- Walters, C., Christensen, V. & Pauly, D. 1997. Structuring dynamic model of exploited ecosystem from trophic mass-balance assessments. *Rev. Fish Biol. Fisher.*, 7: 139-172.
- Zeller, D. & Reinert, J. 2004. Modelling spatial closures and fishing effort restrictions in the Faroe Islands marine ecosystem. *Ecol. Model.*, 172: 403-420.

**10. OBJETIVO ESPECÍFICO 3**

**Evaluar metodologías y seleccionar aquellas con mayores ventajas y factibilidad de aplicación**

**10.1. PARTE A. Evaluar el desempeño de metodologías estructurales para la estimación de la mortalidad por predación y canibalismo**

**10.2. RESUMEN**

Se comunica resultados relativos a la evaluación del desempeño de metodologías para la estimación de la mortalidad por predación y canibalismo. En este pre-informe se cubre los siguientes aspectos: (a) definición de la estrategia de manejo, en términos de los objetivos de manejo, indicadores de desempeño y estrategia de explotación que están siendo consideradas para las pesquerías de merluza común, langostino colorado y langostino amarillo en un contexto multiespecífico (a través de la mortalidad por predación y canibalismo); (b) descripción de los modelos operantes y su condicionamiento parcial; y (c) descripción de la información relevante necesaria de recopilar para establecer la consistencia de los modelos operantes con los datos existentes.

La evaluación del desempeño de los métodos de estimación de la mortalidad por predación (y canibalismo) se realiza mediante el Método Monte Carlo, utilizando un Modelo Operante que se asume representa la realidad, el cual es capaz de generar pseudo-valores de las variables que alimentan los métodos de estimación a saber: (i) modelo multiespecífico de excedente de producción, (ii) modelo mono-específico que incluye la predación y (iii) el modelo de análisis de población virtual multiespecífico (MSVPA). El modelo operante básico es esencialmente edad-estructurado con mortalidad residual (M1) y mortalidad por predación (M2). En su condicionamiento se estima la mortalidad natural (M) con métodos empíricos y la mortalidad natural edad-dependiente. Además, a partir de una base de datos de contenidos estomacales de merluza común que cubre el periodo 1992-1997, se analiza el índice de preferencia por tamaños de Ursin para construir una matriz de adecuación de alimento considerando como presas a la merluza común, langostino colorado y langostino amarillo.

Se realiza una aplicación del modelo operante de merluza común y de los langostinos para evaluar la magnitud de las tasas de mortalidad por canibalismo ( $M_c$ ) de merluza común y por predación ( $M_2$ ) de langostino colorado de la V-VIII Región y langostino amarillo de la III-IV Región con el MSVPA. La mortalidad por canibalismo ( $M_c$ ) es importante sólo en los grupos de edad 0 al 2, grupos que normalmente no aparecen en las capturas comerciales. En el caso del langostino colorado, la merluza común ejerce una predación importante sobre todo el rango de edades constituyendo una fuente de mortalidad que interactúa con la flota. En el caso del langostino amarillo de la III-IV Región, la tasa de mortalidad por predación debida a la merluza común no es tan importante y significativa.

### 10.3. ANTECEDENTES

El sistema de corrientes de Humboldt constituye uno de los principales ecosistemas de surgencia de borde oriental en el mundo, en el cual se puede identificar unas pocas especies que dominan en abundancia y que interactúan entre sí en diferentes escalas espacio-temporales. En el dominio pelágico se puede identificar a la sardina (*Sardinops sagax*), anchoveta (*Engraulis ringens*), jurel (*Trachurus symmetricus*), caballa (*Scomber japonicus*) y sardina común (*Strangomera bentincki*), mientras que en el sistema bento-demersal asociado a los fondos de la plataforma continental domina en abundancia la merluza común (*Merluccius gayi*), seguida de los crustáceos langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*), langostino amarillo (*Cervimunida johni*) y camarón nailon (*Heterocarpus reedi*).

Estas especies conforman importantes pesquerías, y en los últimos 40 años todas ellas han exhibido cambios radicales en abundancia que han determinado crisis y colapsos pesqueros, moratorias, así como resurgimientos importantes y que pueden ser claramente identificados en la historia de las capturas. Desde el punto de vista ecosistémico, varios otros componentes del dominio pelágico y bento-demersal son explotados comercialmente, incluyendo predadores y presas, como también existen grupos funcionales no explotados. La descripción y la modelación del ecosistema entero es una tarea que escapa a los objetivos de este proyecto, y sin duda el énfasis en el análisis multiespecífico podría otorgar elementos o indicadores relevantes para el manejo pesquero.

En un contexto multiespecífico, recientemente Neira *et al.* (2004) describen y analizan la estructura trófica y las interacciones entre las especies comercialmente explotadas en la zona centro-sur de Chile mediante Ecopath (ver Arancibia *et al.*, 2003). Las conclusiones de estos estudios indican que en el sistema los predadores consumen gran parte de la producción de los más importantes recursos pesqueros, en particular el estado juvenil. La mortalidad por predación (M2) es importante en los reclutas y pre-reclutas, observándose

que la merluza común tiene un impacto trófico negativo sobre juveniles de merluza común (canibalismo), sardina común, anchoveta y langostino colorado.

A nivel mundial, las especies del Género *Merluccius* han sido consideradas como importantes predadores en el ecosistema que habitan. A su vez, el canibalismo es un fenómeno conocido, así como el impacto trófico sobre otras especies, particularmente de importancia pesquera. Tal es el caso de *M. productus* (Livingston & Bailey, 1985; Livingston *et al.*, 1986), *M. capensis* en Sud África (Macpherson & Roel, 1987; Payne *et al.*, 1987; Punt *et al.*, 1992), *M. hubbsi* en el Océano Atlántico Suroccidental (Angelescu & Prenski, 1987), *M. gayi* en Perú (Espino & Wosnitza-Mendo, 1989; Castillo *et al.*, 1989), y *M. merluccius* en el Mar Cantábrico (Velasco & Olaso, 1998).

En Chile se ha realizado varios estudios de la alimentación de merluza común, *e.g.* Hermosilla (1959), Bahamondes & Cárcamo (1959), Hoyl (1967), Arana & Williams (1970), Contreras (1977), Gallardo *et al.* (1980), Arancibia (1981), Meléndez (1984), Arancibia *et al.* (1986), Arancibia & Meléndez (1987), Arancibia (1989), Fuentealba (1993), Arancibia & Fuentealba (1993), Arancibia *et al.* (1998) y Cubillos *et al.* (2003a). Esto podría parecer que existe gran cantidad de información sobre el contenido estomacal de la merluza común. Sin embargo, muchos de esos estudios son muy limitados en términos de tamaño de muestra como también en la cobertura espacial. Sólo los estudios de Arancibia *et al.* (1998) y Cubillos *et al.* (2003a) cubren un periodo largo de tiempo; el primero desde 1992 a 1997; y el segundo un año más.

Arancibia *et al.* (1998) evaluaron la importancia del canibalismo sobre pre-reclutas de *M. gayi*, mientras que Cubillos *et al.* (2003a) analizaron cambios en la composición de las especies presa y estimaron la razón consumo/biomasa (Q/B). Las conclusiones señalan que la merluza común presenta una combinación de presas bento-demersales y pelágicas. La composición de la presas (en peso) está compuesta principalmente por eufáusidos (31,3%), Stomatópoda *Pterygosquilla armata*, galatheidae *Pleuroncodes monodon* y *Cervimunida johni* (21,9%), clupeiformes *Engraulis ringens* y *Strangomera bentincki*

(11,2%), y canibalismo (26,4 %). Arancibia & Fuentealba (1993) revisaron la frecuencia de ocurrencia de los ítem presa de merluza común que fueron publicados en varios estudios entre 1959 y 1987. Los autores encontraron que la frecuencia de ocurrencia no cambió significativamente en dicho periodo, concluyendo que las presas más importantes y persistentes fueron los crustáceos *P. armata*, *P. monodon*, *C. johni* y los eufáusidos, así como los peces *E. ringens*, *S. bentincki* y la propia merluza común.

El canibalismo es una fenomenología conocida en la merluza común (Gallardo *et al.*, 1980; Meléndez, 1984; Arancibia, 1989; Fuentealba, 1993), el que es ejercido principalmente por la fracción más vieja del stock, pero la importancia del mismo no ha sido evaluada de manera satisfactoria. Los intentos más recientes se deben a Arancibia *et al.* (1998) y Gatica (2002).

De acuerdo a lo expuesto, se puede concluir que la merluza común es la especie más abundante en la comunidad bento-demersal en Chile central y, por ende, un predador de importancia con impacto en otros recursos pesqueros como langostino colorado, los clupeiformes sardina común y anchoveta, y otras especies no recursos como eufáusidos, peces linternas y otros teleósteos (Neira *et al.*, 2004). Según Cubillos *et al.* (2003b), el canibalismo constituye por sí mismo el aspecto más importante para lograr un incremento significativo en el poder explicatorio y predictivo de la dinámica del stock. La merluza caníbal es adulta y ejerce su impacto sobre la fracción juvenil de los grupos de edad 0, 1, y 2 principalmente (Arancibia *et al.*, 1998), cuya fracción aporta con cerca de 26% en promedio a la composición de la dieta en peso (Cubillos *et al.*, 2003a). Las bases biológicas del canibalismo deben investigarse en la forma en que una merluza obtiene su alimento y en los aspectos conductuales que están determinando que un ejemplar adulto sea caníbal. No obstante, para que el canibalismo ocurra debe haber sobreposición en la distribución de juveniles y adultos (ver Objetivo Específico 2). Este requerimiento es independiente de los motivos y forma en que una merluza canibaliza e involucra directamente al comportamiento migratorio de la población de adultos, lo que, a su vez, podría implicar un uso diferencial de hábitat por la población.

En estos términos biológicos se puede plantear como hipótesis que el canibalismo es controlado por la abundancia de juveniles y por el grado de sobreposición entre la distribución de juveniles y adultos. Si esta hipótesis es correcta, entonces los modelos de evaluación de stock podrían beneficiarse al utilizar el consumo de juveniles (canibalismo) por los adultos como indicador de la abundancia de las clases anuales que reclutan al stock explotable, es decir tres años después que es la edad de reclutamiento.

Por otra parte, el canibalismo podría ser también un mecanismo de estabilización poblacional (Smith & Reay, 1991; Lleonard *et al.*, 1985a, b). Bajo esta teoría, se puede plantear como hipótesis que el canibalismo es controlado por la abundancia del stock desovante. Si esta hipótesis es correcta, entonces el poder predador de un stock desovante abundante debe ser capaz de reducir significativamente las clases anuales antes de reclutarse al stock explotable.

Los aspectos hasta aquí señalados son de notable importancia para evaluar el desempeño de un modelo de evaluación de stock multiespecífico o monoespecífico que considere la predación. En efecto, Collie & Gislason (2001) establecen que los puntos biológicos de referencia para los stocks en un contexto multiespecífico son mucho más sensibles a cambios en la mortalidad natural ( $M$ ) que a la variación en el crecimiento. Para las especies de presa los niveles de referencia de mortalidad por pesca ( $F$ ) deberían ser condicionados en base a un nivel de mortalidad por predación ( $M_2$ ). Para una especie predatora, un nivel conservativo de  $F$  puede ser identificado para prevenir la sobrepesca.

En la actualidad y a nivel internacional existe una suficiente experiencia tanto en la recolección de datos biológico-pesqueros como en la aplicación de métodos indirectos de evaluación de stock en un contexto multiespecífico (*i.e.* MSVPA, Flexibest, Ecopath y EwE). Estas metodologías por sí mismas podrían ser útiles en el caso de la evaluación de la interacción merluza común-langostinos, pero no se sabe qué programa de monitoreo (dependiente o independiente de la pesquería), ni cuales de estos métodos de evaluación

de stock son los más apropiados desde el punto de vista de su costo y efectividad, y en particular desde un punto de vista operacional para el manejo.

En este contexto, la “Evaluación del Desempeño de Modelos de Evaluación (EDME)” puede ayudar a una mejor asignación de los recursos de investigación, sobre todo si se considera los elevados costos que conllevaría el monitoreo y la investigación de especies que tróficamente interactúan ante presupuestos ajustados y limitados. La aplicación de EDME es una de las aproximaciones metodológicas que sería de utilidad para evaluar los modelos de evaluación multiespecífico, o de una especie que incluya la predación, considerando los indicadores de desempeño de la estrategia de manejo. En este informe, se cubre los siguientes aspectos: (a) definición de la estrategia de manejo, en términos de los objetivos de manejo, indicadores de desempeño y estrategia de explotación que están siendo consideradas para las pesquerías de merluza común, langostino colorado y langostino amarillo en un contexto multiespecífico (a través de la mortalidad por predación y del canibalismo); (b) descripción de los modelos operantes y su condicionamiento; (c) la adecuación de la información relevante necesaria para establecer la consistencia de los modelos operantes con los datos existentes; y (d) la estimación de la mortalidad por predación y canibalismo con el MSVPA sobre la base de una corrida de un modelo operante, y su comparación con resultados previos (i.e. Arancibia et al., 1998; Gatica, 2002).

## **10.4. METODOLOGÍA**

### **10.4.1. ESTRATEGIA DE MANEJO**

La merluza común, langostino colorado y langostino amarillo son recursos cuyas pesquerías actualmente están siendo reguladas mediante una estrategia de manejo<sup>2</sup> que se basa en Capturas Totales Permisibles (CTP), para lo cual se requiere de tres componentes básicos, a saber: a) objetivos de manejo, b) indicadores de desempeño, y c) estrategias de explotación. En una situación de escasez de conocimiento y datos limitados -que está

---

<sup>2</sup> También se conoce como procedimiento de manejo.

caracterizando la problemática tratada en este proyecto-, así como ante la carencia de indicadores de sustentabilidad confiables que se basen en alguna evaluación cuantitativa del impacto del poder depredador de merluza común, el manejo puede verse debilitado y estar sujeto a controversias y conflictos al momento de intentar ejercer algún tipo de control sobre las capturas (considerando especies interactuantes tróficamente).

Precisamente, la utilidad de los indicadores de desempeño de una pesquería depende de las definiciones explícitas y formales de las estrategias de manejo que se aplicarán o están aplicando. En otras palabras, de las reglas predeterminadas y acordadas entre la Subsecretaría de Pesca y los usuarios de la pesquería, y que van a especificar las acciones de manejo según el comportamiento observado de los indicadores de desempeño.

En la actualidad, los componentes de la estrategia de manejo para la merluza común, langostino colorado y amarillo no están plenamente definidos en un contexto de interacción trófica, donde se está suponiendo *a priori* que la merluza común actúa como el principal predador de los langostinos y de la misma merluza (canibalismo). Aún falta especificar cuáles serían los objetivos y los indicadores de desempeño que permitan juzgar en qué medida se alcanza o no los objetivos de manejo a la luz del impacto predador de merluza común.

Para los propósitos del proyecto, en este informe se revisó los Informes Técnicos de Subsecretaría de Pesca en los que se fija las cuotas globales de captura de merluza común, langostino colorado y langostino amarillo (SSP 2004a, b, c). En tales informes se comunica explícitamente la estrategia de explotación en función del estado de situación de los recursos (diagnóstico). No obstante, en el taller de trabajo de este proyecto se consultará con la contraparte técnica de la Subsecretaría de Pesca para conocer sus propuestas, si existieran, de objetivos de manejo e índices de desempeño, considerando como hipótesis el impacto de la predación de merluza común sobre la misma merluza (canibalismo), langostino colorado y langostino amarillo. El propósito es considerar o discutir objetivos e indicadores contenidos en el Plan de Manejo de cada pesquería como los ejemplificados en la Tabla 22.

Tabla 22. Ejemplo de tipos de objetivos e indicadores a considerar en el estudio.

Objetivos	Indicadores
Conservación/status del recurso	Límites y umbrales de referencia precautorios como mortalidades por pesca o biomasas (absolutas o relativas).
Maximización	Puntos de referencia objetivo expresados como mortalidades por pesca o biomasas o función objetivo (capturas acumuladas, valor presente de las capturas, etc)
Estabilidad	Variabilidad de las capturas expresadas como varianza o coeficiente de variación.
Descarte/Captura incidental	Magnitud, porcentajes de tolerancias, etc.

#### 10.4.2. EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DE LOS MODELOS DE EVALUACIÓN (EDME)

El desempeño de modelos multiespecíficos o de una especie incluyendo la predación se evalúa sobre la base de simulaciones Monte Carlo, cuyos pasos se resumen en la Figura 55. Esta aproximación es documentada y fundamentada en detalle en Kirkwood (1981), de la Mare (1986), Punt (1988), Hilborn & Walters (1992), Patterson & Kirkwood (1995) y Vasconcellos (2003). En esencia, la simulación Monte Carlo involucra la selección de un modelo (el modelo operante) para representar la "verdad", lo que permitirá simular y utilizar este modelo para generar un conjunto de pseudo-datos que podrían existir si el modelo operante fuera de hecho real. Posteriormente, estos datos se utilizan para alimentar métodos de evaluación de stocks que producirán estimaciones de las salidas claves de interés para el manejo pesquero (indicadores de desempeño), las cuales se proceden a comparar con las "verdaderas" del modelo operante. El desempeño de cada método de evaluación, en términos de la estimación de cantidades de interés para el manejo, como por ejemplo la biomasa desovante, el reclutamiento, el valor de M2, el impacto trófico en un año dado (entre otras a especificar), puede ser cuantificado por la magnitud del error relativo, cuya expresión es:

$$E_t^{i,j} = 100 \times \frac{\hat{Q}_t^{i,j} - Q_t^{i,j}}{Q_t^{i,j}}$$

donde:  $E_t^{i,j}$  es el error relativo para la cantidad  $i$  durante el año  $t$  en la simulación  $j$ ,  $Q_t^{i,j}$  es la verdadera cantidad  $i$  (*i.e.* el modelo operante) para el año  $t$  en la simulación  $j$ ,  $\hat{Q}_t^{i,j}$  es la cantidad  $i$  estimada por el modelo que se está evaluando para el año  $t$  durante la simulación  $j$ . Los errores relativos para una cantidad dada pueden ser resumidos por una gran variedad de estadísticos descriptivos. Estos incluyen la media (para cuantificar sesgo), la raíz cuadrada de la media de los errores relativos al cuadrado (RMSE), la mediana e intervalos adecuados del error relativo, y la mediana de los valores absolutos. La mediana y percentiles de 90% son utilizados en este estudio y la mediana de los errores absolutos del error relativo (MARE). El MARE más bien que la RMSE es el núcleo del estudio porque esta magnitud es sensitiva a las estimaciones “outlying”.

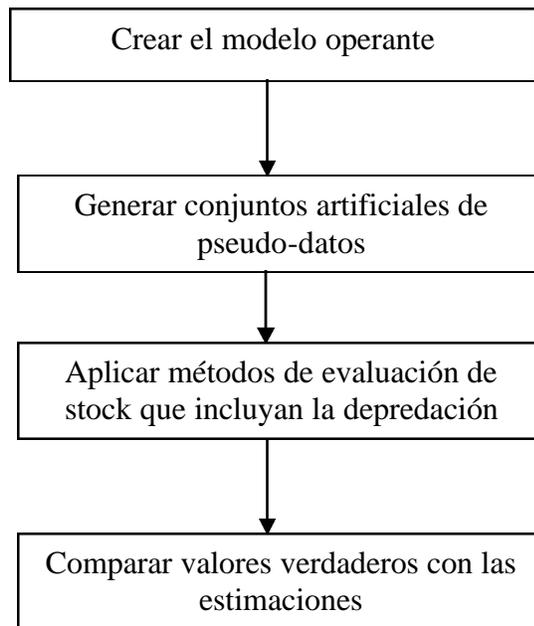


Fig. 55. Diagrama de flujo del método utilizado para evaluar el desempeño de métodos de evaluación de stocks que incluyan la predación.

El algoritmo general de una aplicación de EDME proporciona un conjunto de herramientas para tratar las siguientes interrogantes: a) ¿Cuáles métodos de evaluación de stock son capaces de proporcionar estimaciones suficientemente confiables de cantidades que son de interés para el manejo (por ejemplo la biomasa actual y puntos biológicos de referencia)?; b) ¿Cuál es la capacidad de los indicadores de desempeño para detectar los eventos para los cuales fueron diseñados?; y, c) ¿Cuáles son los beneficios para el manejo de la investigación y los programas de monitoreo que podrían ser útiles en una segunda fase de aplicación o de implementación?.

Un aspecto importante de la aplicación EDME radica en su poder para hacer explícita la incertidumbre presente en distintos aspectos de la dinámica poblacional y en el uso de datos. Se contempla las siguientes actividades:

- 1) Identificación de objetivos de manejo y representación de éstos en función de un conjunto de indicadores de desempeño.
- 2) Identificación de estrategias de explotación alternativas, que consiste de un método de evaluación de stock para analizar los datos colectados y una regla de control (o decisión). El método de evaluación de stock es usado para analizar los datos colectados de la pesquería (simulada mediante el modelo operativo) y para estimar los parámetros que se requieren como entrada a la regla de control que será usada para determinar la CTP.
- 3) Desarrollo y condicionamiento<sup>3</sup> del conjunto de modelos que representarán la pesquería en consideración, *i.e.* modelos operativos.
- 4) Simulación de escenarios verosímiles en términos del impacto de la depredación y tratamiento de los datos, y su uso. Para cada año, con la simulación se ejecuta los siguientes pasos:
  - a) Generación de los datos que serán usados para evaluar el stock.

---

<sup>3</sup> Condicionamiento se refiere al procedimiento que se utilizará para parametrizar el modelo. Este procedimiento no implica un ajuste de modelos a datos, sino más bien condicionar principios que permitan lograr un comportamiento consistente del modelo operante con el conocimiento y datos que se tengan de la pesquería.

- b) Aplicación de los métodos de evaluación de stock a los datos generados para determinar variables de utilidad para el manejo y otros resultados que sirven de entrada a la regla de control.
  - c) Aplicación de la regla de control que se emplea para determinar la CTP en base a los resultados de la evaluación de stock. (La regla de control que sirve para determinar la captura puede incluir uno o más indicadores de desempeño).
  - d) Determinación de las implicancias de la CTP aplicándola como las verdaderas capturas al modelo operativo de la población.
- 5) Resumen de los resultados de las simulaciones mediante tablas de decisión basadas en los indicadores de desempeño.
  - 6) Formulación de los indicadores de desempeño para los modelos de evaluación. Se considera necesario estadísticos que midan la fidelidad de los métodos de evaluación de stock alternativos en su la estimación de parámetros y cantidades que son claves para el manejo. El desempeño de los métodos de evaluación de stock podría ser evaluado al comienzo del primer y último año del periodo de la simulación. La diferencia entre los resultados muestra el impacto del aprendizaje debido a la introducción de datos adicionales en la evaluación.
  - 7) Simulación de los programas de investigación (monitoreo de la pesquería), asumiendo que los resultados de cada programa (por ejemplo, prospecciones acústicas de biomasa) están o no disponibles para evaluar el valor del programa de investigación.

#### **10.4.2.1. DESARROLLO DEL MODELO OPERATIVO**

El modelo operativo de la pesquería constituye el núcleo del algoritmo de EDME y la formulación, codificación y condicionamiento son actividades claves para el éxito del proyecto. En estas actividades está participando activamente el grupo de trabajo. Las consideraciones que se están contemplando para el desarrollo de los modelos operativos son:

- a) Los modelos operativos a desarrollar hacen referencia a los principales focos (áreas) de sobreposición entre merluza común, langostino colorado y langostino amarillo, y responderán a las hipótesis más consistentes con los antecedentes disponibles sobre el ciclo de historia de vida y estructura poblacional de cada especie, incluyendo hipótesis relacionadas con el canibalismo. A su vez, consideran explícitamente la dinámica de la flota, de tal manera que las capturas son el resultado del acoplamiento de estas dos dinámicas, incluyendo el descarte.
- b) La sobrevivencia de los grupos de edad y de tamaños depende de causas naturales y por pesca; la primera es definida en términos de mortalidad por predación y mortalidad residual. La mortalidad por pesca se representa con la hipótesis de separabilidad, *i.e.* los efectos edad-talla (asociados a la selectividad e intencionalidad de la pesca) y los efectos de asignación espacial y anual del esfuerzo. Asimismo, la capturabilidad debe considerarse en función del área y del tiempo, sin descartar la posibilidad de hacerlo explícitamente a través de la densidad para simular efectos descompensados de la mortalidad por pesca.
- c) El modelo operativo, dado su connotación espacio-temporal, debe considerar matrices específicas según edad/talla que representen los flujos entre áreas de modo que el número en una determinada clase edad/talla en un área determinada sea el resultado de los procesos de mortalidad y de los flujos hacia y desde las demás áreas. La descripción detallada de BORMICON y FLEXIBEST sirven de base para implementar un modelo operativo que considere la predación por merluza común de merluza común, langostino colorado y langostino amarillo, y de otras especies que regularmente aparecen en la dieta (*e.g.* clupeiformes).

El modelo operativo, además del modelado de los procesos anteriormente descrito, comprende el modelado de las observaciones con el propósito de generar los datos que sirven de entrada a los modelos de evaluación del stock que se propone a continuación como modelos operacionales que podrían eventualmente ser utilizados para evaluar los stocks, incluyendo la mortalidad por predación. Asociado al modelado de la componente determinista de los procesos y las observaciones, se incluye el modelado de las fuentes de

incertidumbre. Una gran variedad de modelos de probabilidades (discretos o continuos) pueden ser utilizados con este propósito y son considerados para adicionar o multiplicar la componente determinista a través de desvíos aleatorios muestreados de esas distribuciones con estructuras de covarianzas conocidas (o dadas) en función de las edades o el tiempo, según el caso lo requiera.

Las actividades descritas, la programación del modelo de simulación y su condicionamiento, constituyen una secuencia de actividades relacionadas entre sí, a saber:

- Modelación de los procesos (más incertidumbre);
- Modelación de los datos (más incertidumbre);
- Modelación de la estrategia de explotación (método de evaluación de stock más regla de control);
- Condicionamiento del modelo; y,
- Construcción de un programa computacional (incluyendo codificación en C++ y depuración).

#### **10.4.2.2. MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE STOCK QUE INCLUYEN LA PREDACIÓN**

La selección de métodos de evaluación de stock que consideren la predación de merluza común sobre langostino colorado y amarillo, y canibalismo requiere especificar un conjunto de modelos de evaluación que son empleados operacionalmente en diferentes escenarios de simulación. Los datos de entrada de cada modelo de evaluación determinan a su vez, diferentes opciones de monitoreo (dependientes de la pesquería) que son evaluadas en función de los costos involucrados en la generación de los datos y la precisión de las estimaciones de las cantidades relevantes al modelo de evaluación. La habilidad de diferentes modelos de evaluación de stock para estimar cantidades relevantes al manejo (algunas de las cuales pueden constituir la base para indicadores de desempeño) puede variar en un modo marcado dependiendo de la cantidad de interés a

estimar. Entre algunas de las causas se puede citar una mala especificación del modelo a emplear (Punt *et al.*, 2002).

Desde el punto de vista del manejo y operacional sólo se considera aquellos modelos con mayor potencial para mejorar el manejo pesquero. De esta manera, considerando la revisión bibliográfica y descripción de los métodos, se propone evaluar solamente 3 procedimientos diferentes de evaluación de stock que incluyen la predación (incluyendo el canibalismo) con el objeto de determinar cuál o cuáles de estas metodologías de evaluación de stock son capaces de proporcionar estimadores confiables para las cantidades que son de interés en el manejo de los recursos. Se contempla los siguientes modelos:

- Modelo A: Modelos de producción multiespecíficos (*e.g.* Collie & DeLong, 1999)
- Modelo B: Modelo mono-específico con depredación, *e.g.* Livingston & Methot (1999) y Hollowed *et al.*, (2000).
- Modelo C: MSVPA (Sparre, 1991, Livingston & Jurado-Molina, 2000).

### **10.4.3. ESTIMACIÓN DE LA TASA DE MORTALIDAD NATURAL**

#### **10.4.3.1. MÉTODOS EMPÍRICOS**

La aplicación de los métodos se basa en Cubillos *et al.* (1999), considerando las fuentes de incertidumbre asociadas a los datos de entrada a los modelos empíricos, así como el error de predicción que proviene de cada modelo. Se utiliza los métodos de Rickter & Efanov (1976), Pauly (1980), Hoening (1983) y el de Alverson & Carney (1975) modificado por Cubillos (1993), y en el caso de los crustáceos el método de Brey & Gage (1997) (Tabla 23).

El método de Rickter & Efanov (1976) expresa una relación entre M (mortalidad natural) y la edad promedio de madurez sexual ( $T_m$ ). La talla media de madurez sexual de merluza común se basa en datos compilados de la literatura y que fueron resumidos por Cubillos *et*

al. (1999). En el caso de los langostinos se utiliza los datos comunicados por Acuña *et al.* (2003). Una vez obtenida la longitud media de madurez se calcula la edad promedio de madurez con el modelo de crecimiento de von Bertalanffy, *i.e.*

$$T_m = t_0 - \frac{1}{K} \ln \left( 1 - \frac{L_m}{L_\infty} \right)$$

donde  $t_0$ ,  $K$ , y  $L_\infty$  son los parámetros de crecimiento del modelo de von Bertalanffy, los cuales se obtuvieron de literatura (Tabla 3).

Tabla 23. Modelos empíricos utilizados para la estimación de la tasa de mortalidad natural (M) de merluza común, langostino colorado y langostino amarillo.

Método	Modelo	Definición de Parámetros y unidades
Rickter & Efanov (1976)	$M = \left( \frac{1,521}{T_m^{0,72}} \right) - 0,155$	$T_m$ = edad masiva de madurez sexual (años).
Pauly (1980)	$\log_{10} M = -0,0066 - 0,270 \log_{10} L_\infty + 0,6543 \log_{10} K + 0,4634 \log_{10} T$	$L_\infty$ = longitud asintótica (cm, LT) $K$ = coeficiente de crecimiento (año <sup>-1</sup> ) $T$ = temperatura promedio anual del hábitat (°C).
Alverson & Carney (1975), modificado por Cubillos (2003)	$M = \frac{3K(1-\bar{w})}{\bar{w}}$	$\bar{w}$ = 0,62 = razón entre la talla crítica y la longitud asintótica. $K$ = coeficiente de crecimiento (año <sup>-1</sup> ) del modelo de von Bertalanffy.
Hoening (1983)	$\ln(Z) = 1,44 - 0,982 \cdot \ln(T_{max})$	$Z$ = tasa de mortalidad natural ( $\approx M$ ). $T_{max}$ = longevidad observada (años).
Brey & Gage (1997)	$\log_{10} M = 0,339 + 1,037 \log_{10} K$	$K$ = coeficiente de crecimiento (año <sup>-1</sup> )

Pauly (1980) encontró una relación entre  $M$ , los parámetros de crecimiento del modelo de von Bertalanffy ( $K$  y  $L_\infty$ ) y la temperatura anual promedio del hábitat ( $T$ , en grados Celcius) sobre la base de datos compilados de 175 stocks de peces. Para aplicar este método se considera acá los parámetros de ambos sexos (Tabla 24) y una temperatura

promedio anual de 11 °C. Sin embargo, en el proceso de estimación de varianza se considera una distribución uniforme para la temperatura entre un valor mínimo de 9 °C y un máximo de 13 °C, tanto para la merluza común como para los langostinos.

Tabla 24. Parámetros de crecimiento en longitud para merluza común, langostino colorado y langostino amarillo. Error estándar entre paréntesis.

Especie	$L_{\infty}$ (cm)	$K$ (año <sup>-1</sup> )	$t_0$ (año)	Autor
Merluza común:				
Machos	57,4 (1,15)	0,287 (0,020)	-0,232 (0,011)	Aguayo & Ojeda (1987)
Hembras	78,1 (3,64)	0,153 (0,153)	-0,782 (0,238)	Aguayo & Ojeda (1987)
Ambos	80,4 (4,53)	0,139 (0,018)	-0,919 (0,281)	Aguayo & Ojeda (1987)
Langostino colorado:				
Machos	50,5 <sup>a</sup> (9,11)	0,197 (0,091)	-0,51 (0,700)	Roa (1993)
Hembras	44,6 <sup>a</sup> (3,11)	0,179 (0,022)	-0,51 (fijo)	Roa (1993)
Langostino amarillo:				
Machos	52,8 <sup>a</sup> (0,184)	0,151 (0,003)	-0,97 <sup>b</sup>	Arancibia <i>et al.</i> (2005)
Hembras	45,6 <sup>a</sup> (0,249)	0,174 (0,003)	-0,87 <sup>b</sup>	Arancibia <i>et al.</i> (2005)
<sup>a</sup> Longitud del cefalotórax (mm).				
<sup>b</sup> Estimada mediante la ecuación de Pauly (1979), <i>i.e.</i> $\log_{10}(-t_0) = -0,3922 - 0,2752 \log_{10} L_{\infty} - 1,038 \log_{10} K$				

Alverson & Carney (1975) plantean la siguiente ecuación para estimar la edad de máxima biomasa ( $t^*$ ) de una cohorte o edad crítica, *i.e.*

$$t^* = t_0 + \frac{1}{K} \ln \left[ \frac{3K}{M} + 1 \right]$$

si  $t_0$  es ignorado,

$$t^* = \frac{1}{K} \ln \left[ \frac{3K}{M} + 1 \right]$$

a partir de la cual se puede obtener una expresión para estimar la tasa de mortalidad natural, *i.e.*

$$M = \frac{3K}{(\exp(-Kt^*) - 1)}$$

donde la constante 3 corresponde al exponente isométrico de la relación longitud-peso ( $b = 3$ );  $K$  y  $t_0$  son parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy. Alverson & Carney (1975) sugirieron utilizar la relación empírica  $t^* = 0,38 \times T_{max}$ , donde  $T_{max}$  corresponde a la edad máxima observada de la especie. En este trabajo se utiliza el enfoque de Cubillos (2003), el cual consiste en estimar el promedio de la razón entre la talla crítica y longitud asintótica a partir de un grupo de especies cercanas utilizando los datos ( $L_{\infty}$ ,  $K$ , y  $M$ ). Para ello se utilizó los datos comunicados por Pauly (1980), y se estimó la razón:

$$w = \frac{L^*}{L_{\infty}} = (1 - \exp(-Kt^*))$$

El valor promedio de esta razón es  $\bar{w} = 0,62$  (CV = 0,22), y puede ser utilizado para determinar  $M$  a través de la siguiente ecuación:

$$M = \frac{3K(1 - \bar{w})}{\bar{w}}$$

Hoening (1983) encontró una relación empírica entre la tasa de mortalidad total ( $Z$ ) y la edad máxima observada ( $T_{max}$ ) de varias especies de peces, moluscos y cetáceos. Muchos de los datos pertenecen a stocks inexplorados o levemente explotados de tal manera que  $Z \approx M$ . Una alternativa a  $T_{max}$ , que representa la edad máxima observada, es contar con un estimador de la longevidad máxima esperada utilizando el método de Taylor (1960), quien supone que la edad máxima teórica ( $t_M$ ) ocurre cuando el 95% la cohorte alcanza la longitud asintótica, *i.e.*

$$t_M = t_0 + \frac{3}{K}$$

donde  $t_0$  y  $K$  son parámetros de crecimiento del modelo de von Bertalanffy. En este trabajo, se utilizó  $t_M$  como estimador de  $T_{max}$ .

### 10.4.3.2. ESTIMACIÓN DE VARIANZA

De acuerdo con Cubillos *et al.* (1999), el procedimiento sugerido aquí es un tipo de remuestreo botstrap paramétrico de Efron (1985), que se evalúa numéricamente por medio del enfoque Monte Carlo. Para este procedimiento, un número de valores alternativos e igualmente probables de  $M$  ( $M_R$ ) se generan usando una forma paramétrica de la distribución del error, donde  $R = 1, 2, \dots, R_{max}$  y  $R_{max}$  es un número grande ( $\geq 1000$ ). En este estudio se considera  $R_{max}=3000$  para cada modelo empírico. La estimación de la varianza asociada con este bootstrap paramétrico (BP) es entonces:

$$V\hat{A}R_{BP}(M) = \frac{\sum_{R=1}^{R_{max}} (M_R - \bar{M}_{BP})^2}{R_{max} - 1}$$

donde

$$\bar{M}_{BP} = \frac{\sum_{R=1}^{R_{max}} M_R}{R_{max}}$$

Luego, los límites de confianza se obtienen con un método percentil, lo cual involucra ordenar el conjunto de valores alternativos de  $M$  ( $M_R$ ;  $R=1, 2, \dots, R_{max}$ ).

Para implementar el método de estimación de varianza se analiza la correlación entre los parámetros de crecimiento y el error estándar de los mismos. Para ello se establece la

correlación entre  $K$  y  $L_{\mathbf{y}}$ , y entre  $t_0$  y  $L_{\mathbf{y}}$ . Para incorporar la autocorrelación entre los parámetros se utiliza la siguiente aproximación lineal:

$$Y_i = a + bX_i$$

conociendo que:

$$a = \bar{Y} - b\bar{X}$$

y que:

$$b = r_{y,x} \frac{s_y}{s_x}$$

Al reemplazar estas ecuaciones en la ecuación lineal se tiene que:

$$Y_i = \bar{Y} + r_{y,x} \frac{s_y}{s_x} [X_i - \bar{X}]$$

Por lo tanto, en esta expresión se toma en cuenta la correlación entre los parámetros alternativos e igualmente probables de  $K$  y  $t_0$ , los que se hicieron depender de  $L_{\mathbf{y}}$  y del coeficiente de correlación. Los valores alternativos e igualmente probables de este último parámetro se realizó según:

$$X_R^* = \bar{X} + s_x Z_{0,1}$$

donde  $X_R^*$  son valores alternativos e igualmente probables de  $X (= L_{\mathbf{y}})$ ,  $\bar{X}$  es el promedio,  $s_x$  es el error estándar del parámetro y  $Z_{0,1}$  es una variable aleatoria distribuida normal con media cero y varianza igual a la unidad. En el caso de la talla media de madurez sexual se considera una distribución uniforme y también en el caso de la temperatura promedio del hábitat.

El error de predicción se incorpora según los supuestos de Cubillos *et al.* (1999) para los modelos empíricos utilizados por ellos. En el caso del modelo de Alverson & Carney (1975) el error de predicción consistió en evaluar valores alternativos e igualmente probables para la razón  $\omega$ , considerando un CV=22% (Cubillos, 2003), mientras que para el modelo de Brey & Gage (1997) se consideró el error estándar de los parámetros comunicados por los autores.

### 10.4.3.3. MORTALIDAD NATURAL EDAD-DEPENDIENTE

Chen & Watanabe (1989) desarrollaron una aproximación analítica para determinar la mortalidad natural por grupos de edad. Ellos dividen la mortalidad natural en tres fases: inicial, mortalidad estable, y mortalidad senescente. Estas fases se relacionan inversamente con tres fases de crecimiento: temprano, crecimiento estable y senescente. De acuerdo con esta correspondencia, la mortalidad natural edad-específica,  $M_t$ , se asume inversamente proporcional al crecimiento,  $G_t$ , *i.e.*

$$M_t = \frac{C}{G_t}$$

donde  $G(t)$  es representado por:

$$G_t = \begin{cases} 1 - \exp(-K(t - t_0)), & t \leq t_m \\ a_0 + a_1(t - t_m) + a_2(t - t_m)^2, & t \geq t_m \end{cases}$$

donde:

$$\begin{cases} a_0 = 1 - \exp(-K(t_m - t_0)) \\ a_1 = K \exp(-K(t_m - t_0)) \\ a_2 = -0,5K^2 \exp(-K(t_m - t_0)) \end{cases}$$

y

$$t_m = -(1/K) \ln(1 - \exp(Kt_0)) + t_0$$

donde  $t_m$  representa la edad de esperanza reproductiva, mientras que las constante  $K$  y  $t_0$  se refieren a parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy. En la sentencia inicial, la constante  $C$  es una constante proporcional. Teóricamente, se puede asumir que  $C = K$ , y la estimación de la mortalidad natural por grupos de edad se reduce a las siguientes ecuaciones:

$$M_t = \frac{K}{G_t},$$

ó

$$M_t = \begin{cases} K / (1 - \exp(-K(t - t_0))), & t \leq t_m \\ K / (a_0 + a_1(t - t_m) + a_a(t - t_m)^2), & t \geq t_m \end{cases}$$

Esta es la ecuación fundamental para estimar la mortalidad natural edad-específica. Esta ecuación se utiliza para analizar valores más probables de  $M$ , promediando  $M_t$  entre un rango de edades en que se pueda asumir permanece constante. Se utiliza los parámetros de crecimiento en longitud (Tabla 24) para obtener estimaciones edad-específica de  $M$ .

#### 10.4.4. ANÁLISIS DEL CONTENIDO ESTOMACAL DE MERLUZA COMÚN

##### 10.4.4.1. ÍNDICE DE SELECTIVIDAD DE URSIN

La base de datos de contenidos estomacales de merluza común disponibles cubren particularmente el periodo 1992-1997 (Arancibia *et al.*, 1998a, Cubillos *et al.* 2003a). Sin embargo, esta base de datos no contiene la longitud de las presas consumidas, razón por la cual se obtuvo el índice de selección por tamaños de Ursin (1973), donde el tamaño relativo de cada presa en el estómago de cada predador es calculado como la razón entre el peso del predador y el peso de la presa, y cada razón es designada como un valor ISU. Las preferencias se reflejan como una distribución de frecuencias derivada del logaritmo natural de sus pesos cuya forma es:

$$ISU = Ln \left( \frac{w_x}{w_s} \right)$$

donde  $w_x$  es el peso del predador  $i$  (g),  $w_s$  es el peso de la presa  $s$  (g) en el estómago del predador  $x$ . De acuerdo con Clark (1985),  $w_s$  corresponde al peso de cada taxón en el contenido estomacal de cada pez y no al peso de cada presa individual por pez. Los valores ISU fueron agrupados en intervalos de 1 y graficados para detectar una forma de distribución de frecuencias normal. Se considera que el promedio de los valores del índice de selectividad (ISU) representa el tamaño promedio entre el predador y sus presas, y que la desviación estándar es una medida relativa de la selectividad, siendo inversamente proporcional a ésta.

#### 10.4.4.2. MATRIZ DE COEFICIENTES DE ADECUACIÓN DE ALIMENTO

Una vez obtenido el promedio y desviación estándar del ISU se determina la función de preferencia por tamaños a la edad, *i.e.*

$$a_3(j_x, i_s) = \exp \left[ - \frac{\left( \ln \left( \frac{W_{x,j}}{W_{s,i}} \right) - h \right)^2}{2s^2} \right]$$

donde  $W_{x,j}$  es el peso promedio del predador  $x$  a la edad  $j$ ,  $W_{s,i}$  es el peso promedio de la presa a la edad  $i$ . Esta ecuación es parte de la adecuación de la presa  $s$  de la clase de edad  $i$  para el predador  $x$  de la clase de edad  $j$ ,  $\mathbf{x}(j_x, i_s)$ , *i.e.*

$$\mathbf{x}(j_x, i_s) = \mathbf{a}_1(x, s) \mathbf{a}_2(x, s) \mathbf{a}_3(j_x, i_s)$$

donde  $\mathbf{a}_1(x, s)$  describe la preferencia del predador  $x$  por la presa  $s$  debido a factores como movilidad, color, distribución pelágica vs. demersal etc., cuando este valor es igual a la unidad la presa  $s$  es la más preferida para el predador  $x$ ;  $\mathbf{a}_2(x, s)$  describe la sobreposición geográfica entre predador y presa; y  $\mathbf{a}_3(j_x, i_s)$  describe el tamaño de preferencia del

predador  $x$  por la presa  $s$ . En este trabajo, y considerando que uno de los supuestos del MSVPA es que el predador accede a una producción constante de presas, se consideró a las constantes  $a_1(x,s)$  y  $a_2(x,s)$ , entre valores 0 y 1. Para ello se asumen proporcional a la importancia relativa en peso de cada presa en los contenidos estomacales de merluza común (el predador del sistema en estudio). Solo se analizan estos aspectos en términos del canibalismo y sobre langostino colorado y amarillo.

#### 10.4.4.3. RACIÓN DIARIA *per cápita*

El consumo de alimento de un predador, o ración diaria *per cápita*, está relacionado directamente con la tasa de crecimiento del predador e inversamente con eficiencia de conversión de alimento, *i.e.*

$$R_{x,j} = \frac{dw/dt}{K_{1,j}} \approx \frac{w_{j+1} - w_j}{K_{1,j}}$$

Para la tasa de crecimiento en peso a la edad, se utilizó la siguiente expresión:

$$dw/dt = 3kw_j((W_\infty / w_j)^{1/3} - 1)$$

donde  $k$  y  $W_\infty$  son parámetros del modelo de von Bertalanffy obtenidos de Aguayo & Ojeda (1987). Para la eficiencia de conversión de alimento (incremento de alimento por alimento ingerido), se utilizó la ecuación comunicada por Pauly (1986) y parametrizada para la merluza común por Cubillos *et al.* (2003b), *i.e.*

$$K_{1,j} = 1 - (w_j / W_\infty)^\beta$$

donde  $\beta = 0.0581$ ,  $w_j$  es el peso promedio a la edad  $j$  y  $W_\infty$  es el peso asintótico.

## **10.5. RESULTADOS**

### **10.5.1. ESTADO DE SITUACIÓN DE LOS RECURSOS OBJETIVOS DE MANEJO Y ESTRATEGIA DE EXPLOTACIÓN**

#### **10.5.1.1. MERLUZA COMÚN**

La merluza común (*Merluccius gayi gayi*) es el principal recurso demersal explotado en la zona centro-sur de Chile por las flota artesanal e industrial. La pesquería fue declarada en estado de explotación plena con la entrada en vigencia de la Ley General de Pesca y Acuicultura en 1991, y su explotación ha sido regulada por una cuota anual de captura. A contar del 2001, la pesquería es administrada bajo el régimen de Límite Máximo de Captura por Armador (LMCA). A su vez, en la Ley N° 19.849 del 23 de diciembre de 2002, se dan atribuciones para establecer por decreto el Régimen Artesanal de Extracción que consiste en distribuir la fracción artesanal de la cuota.

El establecimiento de la cuota anual de captura se realiza sobre la base de criterios biológicamente aceptables (captura total permisible), los que se determinan a partir de los resultados de un modelo de evaluación de stock. De acuerdo con Cubillos *et al.* (2003), el proceso se puede resumir como sigue: (a) diagnóstico de la situación del recurso, donde se utiliza un modelo de evaluación que incorpora información biológica y pesquera (captura por edad, fecundidad, pesos promedio, mortalidad natural, biomasa estimada por cruceros de evaluación acústica, entre otros); (b) comparación de la situación actual con estados de referencia proyectados a partir de los resultados del modelo de evaluación; (c) proyección de corto plazo de las cantidades (captura) que serán controladas para alcanzar la referencia biológica; (d) análisis de riesgo; y (e), decisión sobre la cuota de captura que será fijada para el próximo año. Payá (2003), describe en detalle el proceso de evaluación y los conceptos y métodos empleados en la asesoría biológica para el manejo de la pesquería de merluza común.

La historia de los desembarques revela un primer periodo de crecimiento importante desde menos de 10 mil t, antes de 1943, a niveles de 60 mil t entre 1953 y 1955.

Posteriormente, entre 1956 y 1962 ocurre una estabilidad en alrededor de 70 mil t por año, para luego exhibir fluctuaciones importantes entre 1963 y 1970. Posteriormente, le sigue un período de declinación sostenida hasta 1976, para exhibir un nuevo periodo de estabilidad con desembarques en torno a las 30 mil t entre 1977 y 1986. Finalmente, a contar de 1987 se observa una nueva etapa de crecimiento de los desembarques, hasta alcanzar cerca de las 117 mil toneladas en 2003. Las cuotas anuales para la pesquería de merluza común han sido crecientes desde 45 mil t en 1989 hasta 139,5 mil t para el 2004 (Fig. 56). La tasa promedio de incremento anual en las cuotas de captura ha sido de 6258,2 t por año entre 1989 y 2004 ( $r^2 = 0,946$ ;  $n = 16$ ).

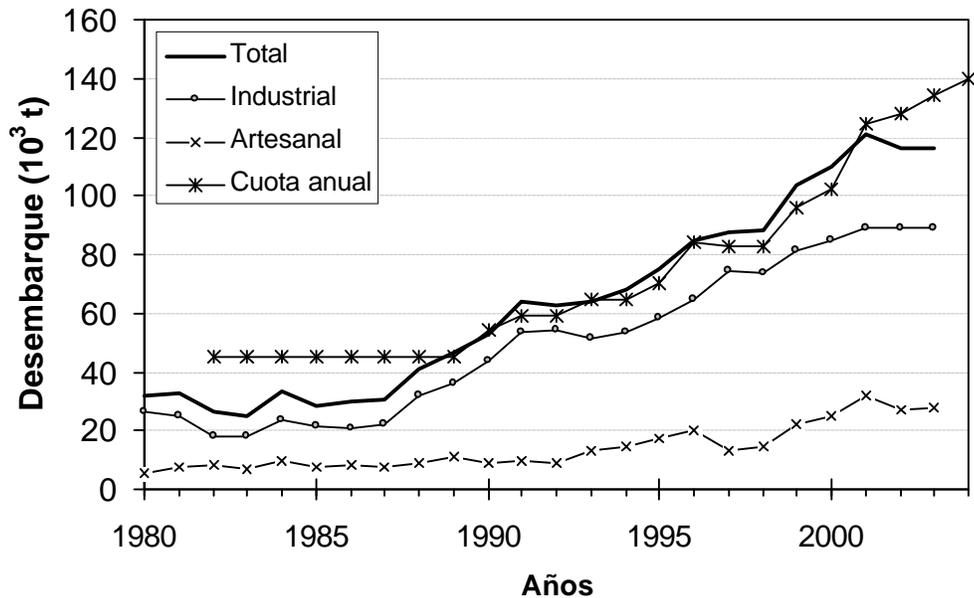


Fig. 56. Desembarque total, industrial y artesanal de merluza común y cuota global anual de captura en el periodo 1980-2004.

No obstante las perspectivas que se tenían de la situación del stock de merluza común a diciembre de 2003 (ver SSP, 2003), lo que se refleja en el establecimiento de una cuota de 139,5 mil t para el 2004, la pesquería de merluza común comenzó a exhibir cambios importantes en algunos indicadores dependientes de la pesquería, particularmente durante el 2004; esto es: a) alta incidencia de ejemplares bajo 37 cm de longitud total en la

estructura de tamaños en la pesca industrial, b) drástica caída en los rendimientos de pesca, tanto industrial como artesanal y, por ende, en las capturas; y, c), una reducción importante en el empleo en las plantas de procesamiento de materia prima, hasta reducirse al mínimo nivel en la actualidad septiembre de 2005.

La evaluación del stock realizada en julio-agosto de 2004 reveló una drástica disminución de la biomasa de merluza común en toda el área de su pesquería. La biomasa evaluada acústicamente fue de 274 mil t, lo que implica una variación negativa de 82,4% respecto de la biomasa evaluada en igual periodo de 2002 (Tabla 25). También se observó cambios estructurales que se reflejan en una biomasa esencialmente constituida por juveniles (Fig. 57). Estos cambios, el estructural y en el nivel del stock, explican la situación de la pesquería durante el 2004 y 2005.

Tabla 25. Evaluación hidroacústica de la biomasa total de merluza común durante el periodo julio-agosto de cada año.

Años	Área	Biomasa (t)	CV	Fuente
1980	32°30' – 42°00'	228466	0.136	Guzmán et al. (1981)
1993	31°00' – 41°30'	199850	0.072	Lillo et al. (1993)
1995	29°10' – 41°26'	524000	0.165	Payá et al. (1996)
1997	29°10' – 41°28'	712877	0.136	Lillo et al. (1998)
1999	29°10' – 41°28'	899307	0.081	Lillo et al. (2000)
2000	29°10' – 41°28'	891598	0.071	Lillo et al. (2001)
2001	29°10' – 41°28'	917133	0.115	Lillo et al. (2002)
2002	29°10' – 42°00'	1555422	0.181	Lillo et al. (2003)
2004	29°10' – 42°00'	273860	0.081	Fuente: SSP <sup>a</sup>

<sup>a</sup>Facilitados durante el Taller Técnico de Análisis Diagnóstico del Stock de merluza común en Chile (TAD), 13-14 de octubre de 2004, Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso.

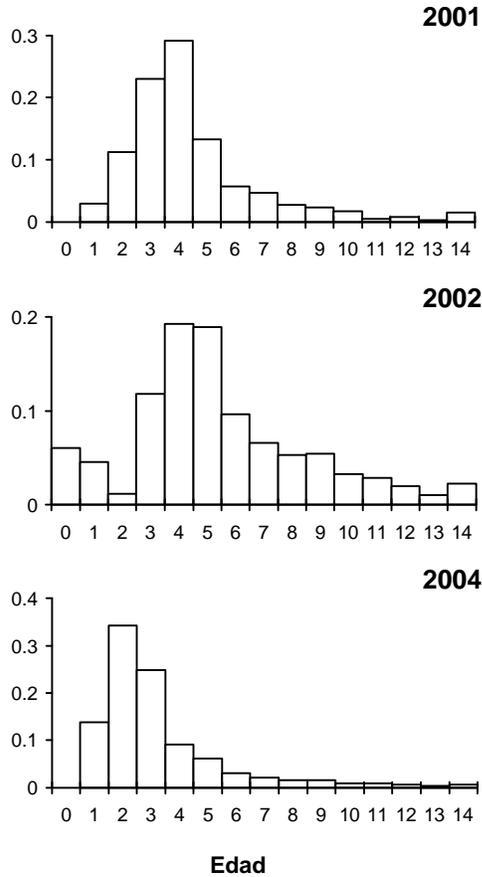


Fig. 57. Composición por edad de la abundancia del stock de merluza común (2001-2004). Fuente: Informes FIP y SSP.

Sobre la base de los antecedentes expuestos, la situación del stock de merluza común se encuentra caracterizada actualmente por un nivel de baja abundancia, con una biomasa media vulnerable y desovante similar a la de comienzos de la década de los años 80. La razón de producción de huevos potenciales ha descendido a niveles críticos, siendo aconsejable implementar estrategias de recuperación del stock.

En consecuencia, atendiendo a la situación del recurso, la Subsecretaría de Pesca modificó el objetivo de conservación que se venía aplicando hasta el 2004 para esta pesquería, reemplazándolo por un objetivo de restauración de la biomasa desovante del stock en el corto plazo. Por lo tanto, la función de desempeño la constituye la razón de producción de huevos potenciales (o de biomasa desovante).

### 10.5.1.2. LANGOSTINO AMARILLO

La Subsecretaría de Pesca identifica dos unidades de pesquería de langostino amarillo (*Cervimunida johni*): una de ellas está limitada geográficamente entre la III y IV Regiones y la otra entre la V y VIII Regiones. En la unidad de pesquería III-IV Regiones el recurso se encuentra en estado y régimen de explotación plena, y se administra bajo la medida de Límite Máximo de Captura por Armador (LMCA, Ley N° 19713 de 2001); mientras que para la unidad de pesquería V-VIII Regiones existe una veda total, vigente desde 2001. Sobre la base de los indicadores contenidos en SSP (2004b), el diagnóstico del recurso en la unidad de pesquería III-IV indica que el stock se mantiene en un estado de sobreexplotación, con una biomasa total disminuida a 54% respecto del nivel ocurrido en el periodo 1994-95. Esta situación habría sido consecuencia de los altos niveles de extracción ocurridos entre 1994 y 2000, los que habrían superado los excedentes productivos. No obstante, el recurso muestra una condición más favorable que se refleja en una leve y gradual recuperación de su biomasa.

Atendiendo a la condición del recurso al 2004, Subsecretaría de Pesca indica que el objetivo de administración en un horizonte de mediano-largo plazo es el de recuperar los niveles de biomasa total y desovante del recurso a niveles similares a los observados durante el periodo 1994-95. La estrategia de explotación para determinar la captura total permisible, según IFOP, es no aplicar una tasa de explotación mayor a 13%, utilizándose un 10% de riesgo de exceder la estrategia de explotación. No obstante, SSP (2004b) sugiere una cuota de langostino amarillo bajo una condición status quo manteniendo la cuota de 2215 t para el 2005.

### 10.5.1.3. LANGOSTINO COLORADO

Se reconocen dos unidades de pesquería de langostino colorado en su área de distribución, la primera esencialmente entre las Regiones I y IV, y la segunda entre las Regiones V y VIII. Se aplica el régimen de plena explotación, y sometido a la medida de

Límite Máximo de Captura por Armador. Al igual que el langostino amarillo, la unidad de pesquería centro-sur se encuentra en veda total, estableciéndose las medidas de administración sólo para la unidad de pesquería norte-centro.

El diagnóstico de la situación del recurso entre la I y IV Regiones (SSP, 2004c) indica que la biomasa del recurso se concentra fundamentalmente en la III Región y una fracción importante dentro del Área de Reserva Artesanal. En el 2004 se registró un incremento importante de los rendimientos de pesca a pesar de la escasa actividad extractiva. Asimismo, se observó un incremento en la talla media de los individuos capturados, después de un periodo extenso de disminución continua comprendido entre 1998 y 2002.

El objetivo de conservación y estrategia de explotación son: (i) permitir la recuperación de la estructura de tamaños de langostino colorado en la III y IV Región, y (ii) recuperar los niveles de abundancia relativa en la III Región, manteniendo los niveles de rendimientos de pesca observados en el 2004. Para ello, se establece: (i) mantener controlada la tasa de mortalidad por pesca aplicando una tasa de explotación conservadora que implique bajos niveles de riesgo; y (ii) distribuir la presión de pesca con el objeto de evitar la sobreexplotación local del recurso. La estrategia de explotación sugerida es de 15% y un nivel de riesgo de 10%.

## **10.5.2. EL MODELO OPERANTE**

### **10.5.2.1. MODELO BÁSICO**

En el caso multiespecífico en estudio, la merluza común es el principal predador de los stocks de langostinos, ejerciendo a su vez canibalismo. El modelo operante es esencialmente estructurado por edad, y se asume que la mortalidad natural ( $M$ ) y por pesca ( $F$ ) ocurren simultáneamente durante el año. Las estimaciones de  $M$  edad-dependientes (ver más adelante) se utilizan para condicionar el modelo operante. El modelo que se presenta a continuación es básico, y se modifica acorde con la discusión

del mismo y en su capacidad de generar pseudo-datos lo más consistente con las observaciones que se tenga de la realidad.

A) Merluza común

A.1) Dinámica básica

En la merluza común se asume que el número de animales de edad  $a$  en el año  $t$ , que toma en cuenta la mortalidad, sigue el siguiente modelo:

$$N_{t,a} = \begin{cases} R_t & a = t_r \\ N_{t-1,a-1} \exp(-Z_{t-1,a-1}) & a = t_r + 1, \dots, A - 1; t = 2, \dots, n \\ N_{t-1,A-1} \exp(-Z_{t-1,A-1}) + N_{t,A} \exp(-Z_{t,A}) & a = A; t = 2, \dots, n \end{cases}$$

donde  $N$  es el número de animales a comienzos del año  $t$ ,  $R_t$  es el reclutamiento anual a la edad de reclutamiento,  $t_r = 0$ ; y  $Z$  es la tasa de mortalidad total, *i.e.*

$$Z_{t,a} = M1 + M2_{t,a} + F_{t,a}$$

donde  $M1$  es la tasa de mortalidad residual debida a otras causas diferentes que la depredación, asumida constante entre edades y años,  $M2_{t,a}$  representa la tasa de mortalidad natural sufrida por canibalismo, y  $F_{t,a}$  la tasa de mortalidad por pesca. Esta última se modelará según la hipótesis de separación, *i.e.*

$$F_{t,a} = s_a F_t$$

donde  $s_a$  representa el componente de explotación asociado a la edad (*i.e.*, patrón de explotación o selectividad del arte de pesca), y  $F_t$  es la tasa de mortalidad por pesca anual.

Para modelar el reclutamiento se sigue un modelo estacionario, *i.e.*

$$R_t = \bar{R} \exp(\mathbf{e}_t)$$

donde  $\bar{R}$  es el reclutamiento promedio,  $e_t$  es una variable que representa desviaciones anuales del reclutamiento distribuido con media cero y varianza constante, *i.e.*  $\sim N(0, \mathbf{s}_R^2)$ .

### A.2) Biomasa total, explotable, adulta y desovante

La biomasa total ( $B_t$ ) estará representada por

$$B_t = \sum_{a=t_r}^A w_a N_{t,a}$$

donde  $w_a$  es el peso promedio de los animales de edad  $a$ ,  $N$  es la abundancia en número.

La biomasa media explotable se representa por:

$${}^{ex} \bar{B}_t = \sum_{a=t_r}^A s_a w_a N_{t,a} (1 - \exp(-Z_{t,a})) / Z_{t,a}$$

donde  $s_a$  representa el patrón de explotación edad-específico.

La biomasa adulta está representada por:

$${}^{ad} B_t = \sum_{t=t_r}^A m_a w_a N_{a,t}$$

donde  $m_a$  es la ojiva de madurez sexual. A su vez, la biomasa desovante se estimará como la biomasa adulta que sobrevive hasta la época de desove (*i.e.* agosto,  $T_s \cong 0,583$ ), *i.e.*

$$S_t = \sum_{t=t_r}^A m_a w_a N_{a,t} \exp(-Z_{t,a} T_s)$$

### A.3) Modelos de las observaciones

#### A.3.1) Capturas

Las capturas en número siguen el modelo de Baranov, *i.e.*

$$C_{t,a} = (F_{t,a} N_{t,a} (1 - \exp(-Z_{t,a})) / Z_{t,a})$$

donde  $C_{t,a}$  representa las capturas en número de los animales de edad  $a$  en el año  $t$ . La captura en peso, se estima por:

$$Y_t = \sum_{a=t_r}^A w_a C_{t,a}$$

La composición por edad,  $p_{t,a}$ , se estima mediante:

$$p_{t,a} = C_{t,a} / \sum_{a=t_r}^A C_{t,a}$$

### A.3.2) Captura por unidad de esfuerzo ( $U_t$ )

Se utiliza el siguiente modelo general para generar pseudo-valores de captura por unidad de esfuerzo de pesca:

$$U_t = q(\overline{B}_t)^{1-c} \exp(\mathbf{h}_t)$$

donde  $q$  es el coeficiente de capturabilidad,  $c$  es una constante que explica efectos densidad-dependientes de la capturabilidad ( $c=0$ , no hay efectos densidad-dependientes), en tanto  $\mathbf{h}$  es una variable iid con media cero y varianza constante  $\sim N(0, \mathbf{S}_q^2)$ . El esfuerzo de pesca, de ser necesario, se estima dividiendo la captura en peso por la captura por unidad de esfuerzo.

### A.3.3) Biomasa acústica (cruceros)

La biomasa acústica sigue el siguiente modelo de las observaciones:

$${}^A c B_t = (q_h \sum_{t=t_r}^A v_a w_a N_{t,a} \exp(-Z_{t,a} T_c)) \exp(\mathbf{t}_t)$$

donde  $q_h$  representa el coeficiente de detectabilidad acústica ( $q_h = 1$ , 100 % de detección),  $v_a$  es la vulnerabilidad asociada con la detectación edad-específica y arte de pesca utilizado en el crucero, y  $T_c$  es la época del crucero (agosto,  $T_s \cong 0,583$ ), en tanto  $\tau$  es una variable iid  $\sim N(0, \mathbf{s}_t^2)$ , que refleja errores de observación de biomasa acústica. La composición por edad de la biomasa acústica se modela por:

$${}^{Ac}P_{t,a} = \frac{v_a N_{t,a} \exp(-Z_{t,a} T_c)}{\sum_{t=t_r}^A v_a N_{t,a} \exp(-Z_{t,a} T_c)}$$

#### A.3.4.) Consumo de juveniles

La cantidad de juveniles predados por canibalismo se estima por:

$${}^{Juv}D_{t,a} = (M 2_{t,a} N_{t,a} (1 - \exp(-Z_{t,a})) / Z_{t,a}) \exp(\mathbf{y}_t)$$

en tanto las muertes totales (juveniles y adultos), se estima por:

$$D_{t,a} = ((M 1 + M 2_{t,a}) N_{t,a} (1 - \exp(-Z_{t,a})) / Z_{t,a}) \exp(\mathbf{y}_t)$$

La captura por unidad del predador ( $CPUP_t$ ) se determina mediante:

$$CPUP_t = \sum_{t=t_r}^A w_a {}^{Juv}D_{t,a} / B_t$$

#### A.3.5.) Contenidos estomacales

Para modelar la proporción relativa de una presa en los contenidos estomacales se sigue las ecuaciones del MSVPA utilizadas en BORMICON, *i.e.*

$$\mathbf{a}_3(j_x, i_s) = \exp \left[ - \frac{\left( \ln \left( \frac{W_{x,j}}{W_{s,i}} - \mathbf{h} \right) \right)^2}{2\mathbf{s}^2} \right]$$

donde  $W_{x,j}$  es el peso del depredador  $x$  de edad  $j$ , y  $W_{s,i}$  es el peso de la presa de edad  $i$ . De esta manera el contenido estomacal relativo viene dado por:

$$E_{s,i,t,x,j} = \frac{W_{s,i} \bar{N}_{s,i,t} \mathbf{a}_3(j_x, i_s)}{\sum_s \sum_i W_{s,i} \bar{N}_{s,i,t} \mathbf{a}_3(j_x, i_s)}$$

donde  $E_{s,i,t,x,j}$  denota la importancia relativa de la presa  $s$  de edad  $i$  en el año  $t$  en los contenidos estomacales del predador  $x$  de edad  $j$ .

#### A.4.) Datos estructurados por tallas

En el caso que se requiera datos estructurados por longitud, se utiliza la siguiente aproximación: (i) la longitud media dentro de un grupo de edad sigue el modelo de von Bertalanffy, *i.e.*

$$L_a = L_\infty [1 - \exp(-K(a - t_0))]$$

La desviación estándar de la longitud a la edad dentro de un grupo de edad se modela por:

$$s_a = CV_a \cdot L_a$$

lo que permitirá establecer una matriz de probabilidad de observar animales de la clase de longitud  $l$  a la edad  $a$ ,

$$j_{a,l} = \frac{1}{\sqrt{2\pi} s_a} \exp\left[-\frac{1}{2s_a^2} (L_l - L_a)^2\right]$$

### B) Langostino colorado y amarillo

#### B.1.) Dinámica básica

La mayoría de las observaciones de los stocks de langostinos están esencialmente estructuradas por tallas y sexo. Sin embargo, la dinámica del stock puede ser modelada con estructurada de edad y generar pseudo valores de cantidades de interés estructuradas por tallas. En el caso de los langostinos, la presión de pesca que se ejerce sobre los stocks

es más bien discreta, pero se implementa acá una aproximación continua similar al modelo de merluza común aunque separado por sexos, atendiendo a la estructura de tallas diferentes que exhiben ambas especies.

En el caso de la predación, el modelo operante debe quedar condicionado a tasas de mortalidad edad-específicas (ver más adelante), las que, a su vez, deben ser consistentes con el consumo que la merluza común realice sobre langostino colorado y langostino amarillo. Un esquema iterativo permite condicionar estas mortalidades utilizando las ecuaciones disponibles en el MSVPA, Gadget y BORMICON.

### **10.5.2.2. CONDICIONAMIENTO DEL MODELO OPERANTE**

#### **10.5.2.2.1. MORTALIDAD NATURAL RESIDUAL (M1)**

A) Merluza común

A.1) Mortalidad natural edad-dependiente

Las estimaciones de mortalidad natural edad-dependiente, con el método de Chen & Watanabe (1989), se ilustran en la Tabla 26 para un rango de edades comprendido entre 0 y 14 años. Los machos presentan mayor mortalidad que las hembras. Sin embargo, en ambos sexos el proceso de mortalidad de las hembras es el que domina (Fig. 58).

Tabla 26. Estimaciones de mortalidad natural edad-dependiente ( $M_t$ ) y sobrevivencia ( $S_t$ ) de merluza común, ambos sexos, machos y hembras. Método: Chen & Watanabe (1989).

Grupo de Edad	Ambos		Machos		Hembras	
	$M_t$	$S_t$	$M_t$	$S_t$	$M_t$	$S_t$
0	1.16	0.314	4.45	0.012	1.36	0.257
1	0.59	0.552	0.96	0.381	0.64	0.527
2	0.42	0.659	0.61	0.545	0.44	0.643
3	0.33	0.718	0.48	0.622	0.35	0.706
4	0.28	0.755	0.41	0.665	0.29	0.745
5	0.25	0.780	0.37	0.691	0.26	0.771
6	0.23	0.799	0.35	0.708	0.24	0.789
7	0.21	0.812	0.33	0.720	0.22	0.803
8	0.20	0.822	0.32	0.728	0.21	0.813
9	0.19	0.830	0.31	0.734	0.20	0.821
10	0.18	0.837	0.30	0.738	0.19	0.828
11	0.17	0.842	0.30	0.741	0.18	0.833
12	0.17	0.846	0.30	0.743	0.18	0.837
13	0.16	0.850	0.30	0.743	0.17	0.840
14	0.16	0.853	0.30	0.742	0.17	0.843

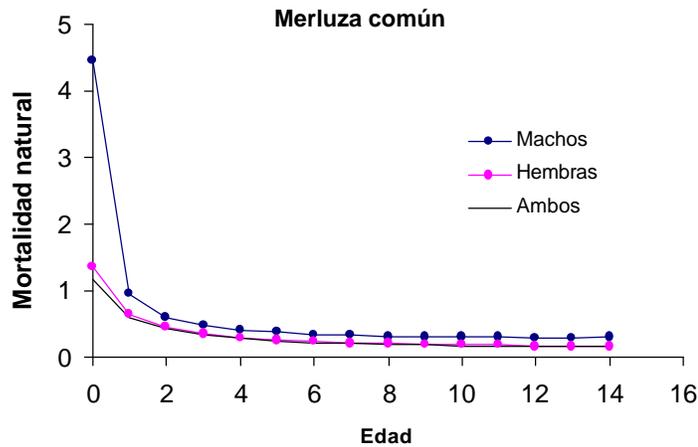


Fig. 58. Mortalidad natural edad-dependiente en merluza común, método de Chen & Watanabe (1989).

Tanto en machos como en hembras, la tasa de mortalidad se estabiliza a partir de los 7 años en aproximadamente 0,3 y 0,2 año<sup>-1</sup>, respectivamente. Los resultados de las estimaciones empíricas (más adelante) y los actuales, más aquellos revisados para especies similares sirven para condicionar el modelo y separar el componente de mortalidad natural residual ( $M_1$ ) y el de mortalidad por canibalismo ( $M_c$ ).

A.2) Modelos empíricos

Las estimaciones de mortalidad natural con métodos empíricos se presentan en las Tablas 27, 28 y 29 para ambos sexos, machos y hembras, respectivamente. En general, las estimaciones que consideran el error de predicción son mucho menos precisas que aquellas que consideran incertidumbre en sólo los datos de entrada (Figs. 59, 60 y 61), resultado que fue planteado por Cubillos *et al.* (1999). En promedio, y considerando que el error de predicción es importante, las estimaciones de  $M$  deberían considerar un solo decimal. Al respecto, con el promedio ponderado por el inverso de la varianza se tiene  $M = 0,3 \text{ año}^{-1}$  para ambos sexos,  $M = 0,4 \text{ año}^{-1}$  para machos y  $M = 0,3 \text{ año}^{-1}$  para hembras.

Tabla 27. Merluza común, ambos sexos. Resumen estadístico de 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural estimada con (a) sólo error en los parámetros de entrada, y (b) considerando el error en los parámetros de entrada y error de predicción simultáneamente.

	Modelos Empíricos			
	Pauly	R&Evanof	Hoening	Alv&Carney
<b>(a) Sólo error en los parámetros de entrada:</b>				
Promedio	0.24	0.38	0.22	0.25
DS	0.03	0.07	0.03	0.03
CV (%)	10.61	17.74	14.05	12.66
Mediana	0.24	0.37	0.22	0.26
Linf 95%	0.20	0.28	0.17	0.20
Lmax 95%	0.29	0.52	0.28	0.32
<b>(b) Con error en los parámetros de entrada y error de predicción:</b>				
Promedio	0.25	0.38	0.23	0.29
DS	0.10	0.10	0.08	0.18
CV (%)	40.84	26.92	37.17	63.09
Mediana	0.24	0.37	0.21	0.25
Linf95%	0.12	0.23	0.12	0.08
Lmax95%	0.51	0.60	0.43	0.75

Tabla 28. Merluza común, machos. Resumen estadístico de 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural estimada (ver leyenda Tabla 27).

	Modelos Empíricos			
	Pauly	R&Evanof	Hoening	Alv&Carney
<b>(a) Sólo error en los parámetros de entrada:</b>				
Promedio	0.42	0.39	0.43	0.53
DS	0.03	0.07	0.03	0.03
CV (%)	6.07	17.10	6.56	6.45
Mediana	0.42	0.38	0.43	0.53
Linf 95%	0.38	0.29	0.38	0.47
Lmax 95%	0.47	0.50	0.49	0.60
<b>(b) Con error en los parámetros de entrada y error de predicción:</b>				
Promedio	0.45	0.39	0.45	0.60
DS	0.17	0.10	0.12	0.35
CV (%)	37.23	26.16	27.65	59.15
Mediana	0.42	0.38	0.43	0.53
Linf95%	0.23	0.23	0.27	0.16
Lmax95%	0.85	0.60	0.72	1.46

Tabla 29. Merluza común, hembras. Resumen estadístico de 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural estimada (ver leyenda Tabla 27).

	Modelos Empíricos			
	Pauly	R&Evanof	Hoening	Alv&Carney
<b>(a) Sólo error en los parámetros de entrada:</b>				
Promedio	0.25	0.39	0.24	0.28
DS	0.02	0.07	0.03	0.03
CV (%)	9.57	17.52	12.53	11.26
Mediana	0.25	0.38	0.24	0.28
Linf 95%	0.21	0.30	0.19	0.23
Lmax 95%	0.30	0.54	0.30	0.34
<b>(b) Con error en los parámetros de entrada y error de predicción:</b>				
Promedio	0.28	0.39	0.25	0.32
DS	0.11	0.10	0.08	0.20
CV (%)	40.46	26.74	34.19	63.25
Mediana	0.25	0.38	0.23	0.28
Linf95%	0.13	0.23	0.13	0.09
Lmax95%	0.55	0.62	0.44	0.83

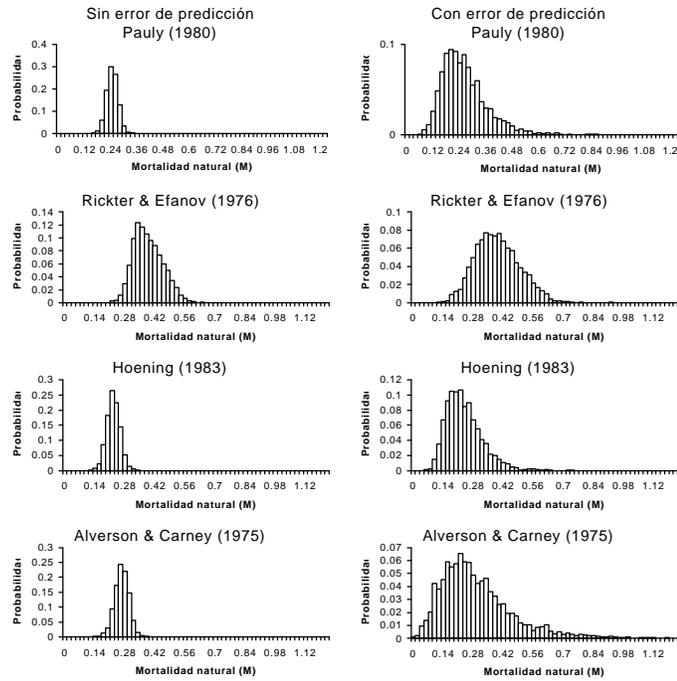


Fig. 59. Distribución de probabilidad empírica de los 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural para ambos sexos, merluza común.

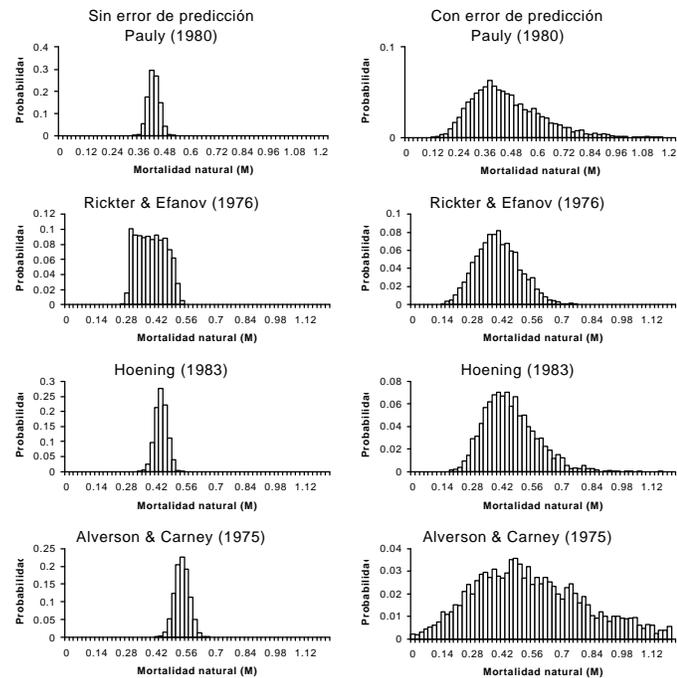


Fig. 60. Distribución de probabilidad empírica de los 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural para machos, merluza común.

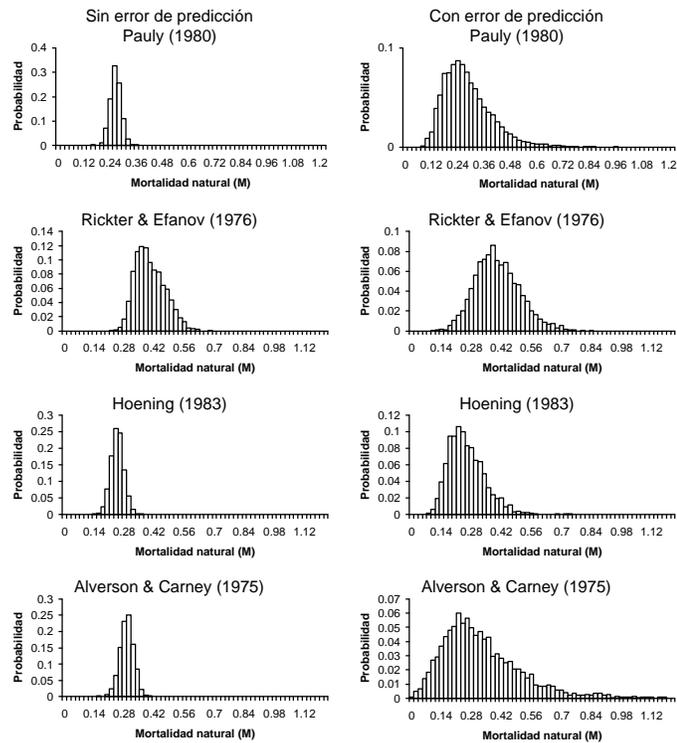


Fig. 61. Distribución de probabilidad empírica de los 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural para hembras, merluza común.

B) Langostino colorado

B.1.) Mortalidad natural edad-dependiente

La tasa de mortalidad natural edad-dependiente se resume en la Tabla 30 para machos y hembras de langostino colorado para un rango de edades comprendido entre 0 y 11 años de edad. Se observa que machos y hembras exhiben una tasa de mortalidad natural similar, estabilizándose ésta en  $0,2 \text{ año}^{-1}$  a partir de los 7 años de edad (Fig. 62).

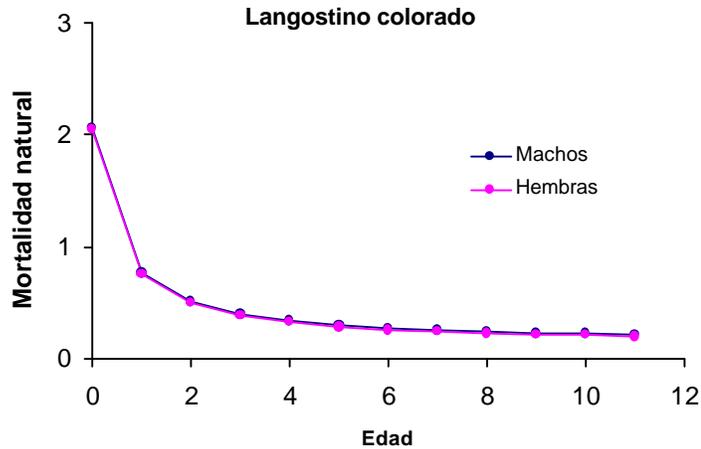


Fig. 62. Mortalidad natural edad-dependiente en langostino colorado, método de Chen & Watanabe (1989).

Tabla 30. Estimaciones de mortalidad natural edad-dependiente ( $M_t$ ) y sobrevivencia ( $S_t$ ) de langostino colorado, machos y hembras. Método: Chen & Watanabe (1989).

Edad	Machos		Hembras	
	$M_t$	$S_t$	$M_t$	$S_t$
0	1.11	0.329	1.24	0.290
1	0.59	0.556	0.63	0.534
2	0.42	0.658	0.44	0.642
3	0.34	0.715	0.36	0.701
4	0.29	0.751	0.30	0.738
5	0.25	0.776	0.27	0.762
6	0.23	0.793	0.25	0.779
7	0.22	0.806	0.23	0.792
8	0.20	0.816	0.22	0.801
9	0.19	0.824	0.21	0.809
10	0.19	0.830	0.20	0.815
11	0.18	0.835	0.20	0.819

B.2) Modelos empíricos

Las estimaciones de 3000 valores de mortalidad natural de langostino colorado se resumen en la Tabla 31. En este caso, el valor de  $M$  basado en el método de Brey & Gage (1997) para invertebrados debería ser considerado, siendo el resto de referencia ya que se

basan en método orientados a peces. Los parámetros de crecimiento en longitud no determinan cambios en  $M$  que sean significativamente diferentes entre machos y hembras, razón por la cual se comunica sólo las estimaciones para ambos sexos.

En este caso el error en los parámetros de entrada es importante, lo que determina que la contribución del error de predicción sea marginal (Fig. 63). Se puede establecer que el langostino colorado experimenta una tasa de mortalidad natural de  $0,4 \text{ año}^{-1}$ . Este valor es compatible con el de las edades más jóvenes que predice el método anterior.

Tabla 31. Langostino colorado, ambos sexos. Resumen estadístico de 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural estimada (ver leyenda Tabla 27).

	Modelos empíricos				
	Pauly	R&Evanof	Hoening	Alv&Carney	Brey y Gage
(a) Sólo error en los parámetros de entrada:					
Promedio	0.34	0.60	0.31	0.36	0.41
DS	0.11	0.22	0.14	0.14	0.17
CV (%)	32.47	36.85	45.60	39.47	40.72
Mediana	0.34	0.61	0.30	0.36	0.41
Linf 95%	0.16	0.23	0.11	0.13	0.14
Lmax 95%	0.56	1.05	0.64	0.66	0.75
(b) Con error en los parámetros de entrada y error de predicción:					
Promedio	0.36	0.61	0.33	0.41	0.42
DS	0.18	0.24	0.18	0.33	0.19
CV (%)	49.16	39.78	53.83	79.16	45.56
Mediana	0.33	0.60	0.30	0.34	0.40
Linf95%	0.13	0.21	0.09	0.07	0.13
Lmax95%	0.79	1.09	0.74	1.24	0.83

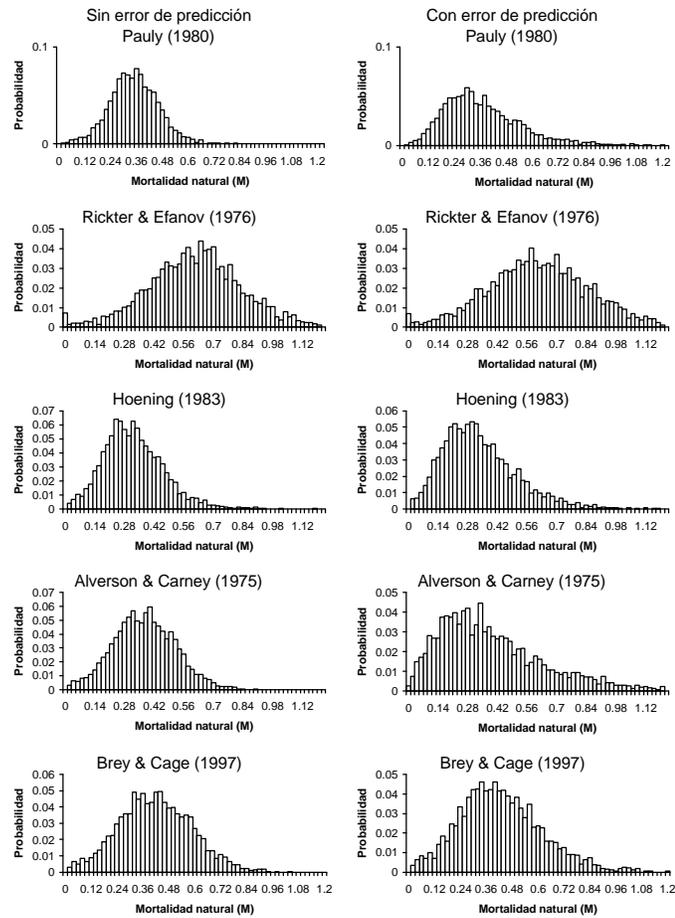


Fig. 63. Distribución de probabilidad empírica de los 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural para ambos sexos, langostino colorado.

C) Langostino amarillo

C.1) Mortalidad natural edad-dependiente

La tasa de mortalidad natural edad-dependiente se resume en la Tabla 32 para machos y hembras de langostino amarillo. Al igual que en el caso del langostino colorado, no se observa cambios importantes entre machos y hembras (Fig. 64). La tasa de mortalidad natural se estabiliza cerca de los 7 años, en  $0,2 \text{ año}^{-1}$ .

Tabla 32. Estimaciones de mortalidad natural edad-dependiente ( $M_t$ ) y sobrevivencia ( $S_t$ ) de langostino amarillo, machos y hembras. Método: Chen & Watanabe (1989).

Edad	Machos		Hembras	
	$M_t$	$S_t$	$M_t$	$S_t$
0	1.11	0.329	1.24	0.290
1	0.59	0.556	0.63	0.534
2	0.42	0.658	0.44	0.642
3	0.34	0.715	0.36	0.701
4	0.29	0.751	0.30	0.738
5	0.25	0.776	0.27	0.762
6	0.23	0.793	0.25	0.779
7	0.22	0.806	0.23	0.792
8	0.20	0.816	0.22	0.801
9	0.19	0.824	0.21	0.809
10	0.19	0.830	0.20	0.815
11	0.18	0.835	0.20	0.819

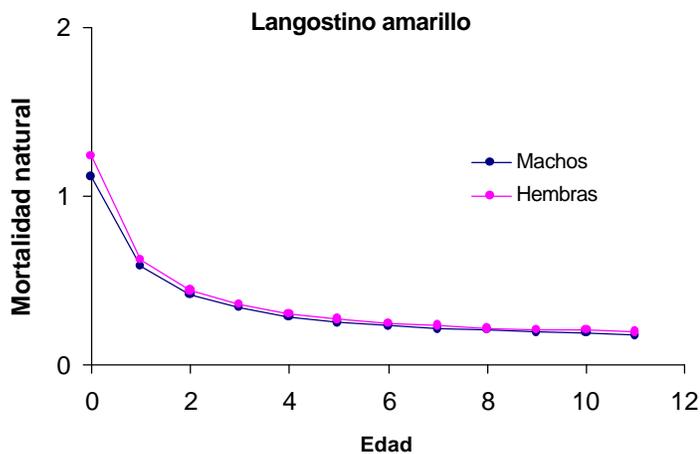


Fig. 64. Mortalidad natural edad-dependiente en langostino colorado, método de Chen & Watanabe (1989).

C.2) Modelos empíricos

En la Tabla 33 se resume los 3000 valores alternativos e igualmente probables de  $M$  obtenidos con métodos empíricos. En este caso, tampoco se observa diferencias importantes entre machos y hembras, razón por la cual se presentan resultados para ambos sexos. El error de predicción domina en las estimaciones de  $M$  (Fig. 65), y se aprecia que la mortalidad natural es próxima a  $0,3 \text{ año}^{-1}$ .

Tabla 33. Langostino amarillo, ambos sexos. Resumen estadístico de 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural estimada (ver leyenda Tabla 27).

Modelos empíricos					
	Pauly	R&Evanof	Hoening	Alv&Carney	Brey & Gage
<b>(a) Sólo error en los parámetros de entrada:</b>					
Promedio	0.28	0.52	0.24	0.28	0.31
DS	0.01	0.12	0.01	0.00	0.01
CV (%)	4.04	23.56	2.26	1.79	1.86
Mediana	0.28	0.50	0.24	0.28	0.31
Linf 95%	0.26	0.36	0.23	0.27	0.30
Lmax 95%	0.30	0.77	0.25	0.29	0.32
<b>(b) Con error en los parámetros de entrada y error de predicción:</b>					
Promedio	0.30	0.52	0.25	0.31	0.31
DS	0.11	0.15	0.08	0.20	0.07
CV (%)	36.89	29.13	33.00	62.42	21.70
Mediana	0.28	0.51	0.24	0.28	0.31
Linf95%	0.15	0.30	0.14	0.09	0.22
Lmax95%	0.57	0.85	0.45	0.76	0.47

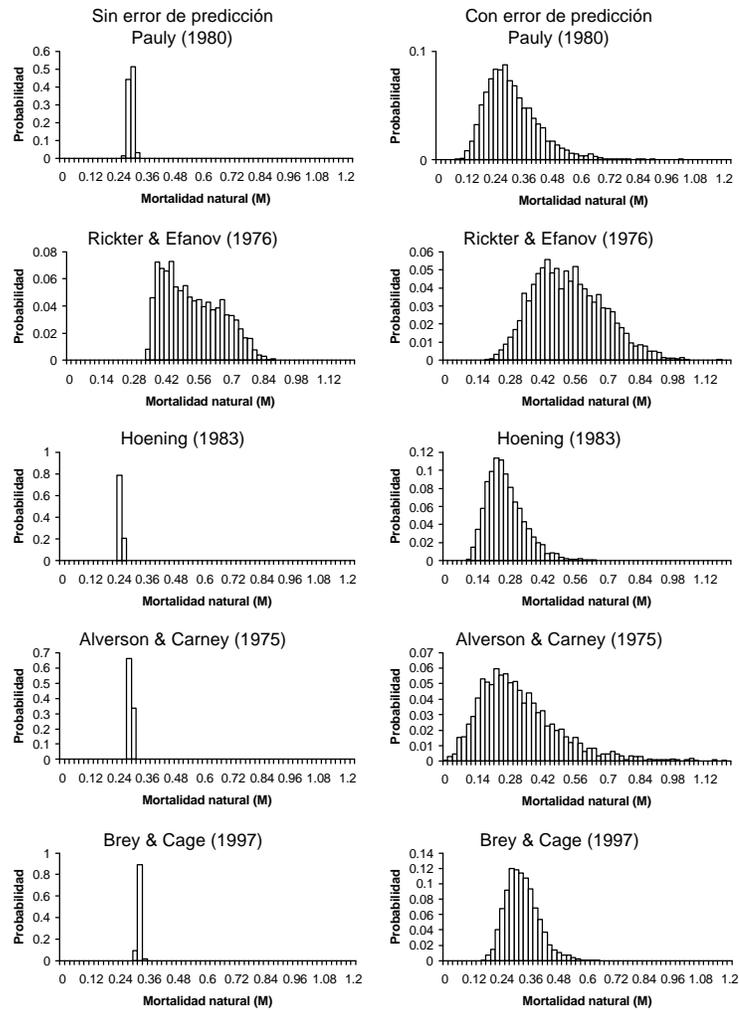


Fig. 65. Distribución de probabilidad empírica de los 3000 valores alternativos e igualmente probables de mortalidad natural para ambos sexos, langostino amarillo.

De acuerdo con Cubillos *et al.* (1999), la precisión en las estimaciones de mortalidad natural utilizando simultáneamente el error de predicción y el de los parámetros de entrada con modelos empíricos puede ser muy baja. Esto no quiere decir que los métodos empíricos no posean exactitud, sino más bien que las estimaciones de  $M$  con estos métodos pueden contener límites de confianza muy amplios. En este sentido, cualquier comparación con la tasa mortalidad total para inferir la tasa de mortalidad por pesca que se haga podría determinar que esta última pueda ser insignificante. Si se considera los

valores de tendencia central, éstos deben manejarse con un decimal ya que no tiene sentido utilizar valores centesimales para un parámetro poco preciso.

El método de Chen & Watanabe (1989) constituye un método muy sensible al parámetro  $t_0$  de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy. Aunque el valor promedio obtenido con este método ( $M= 0,2$  a  $0,3 \text{ año}^{-1}$ ) es consistente con las estimaciones medianas obtenidas con los modelos empíricos en el caso de la merluza común, y con los valores utilizados por varios autores para la evaluación del recurso (Cubillos *et al.*, 1994; Payá *et al.*, 2003), es recomendable no utilizar dichas estimaciones de  $M$  por clase de edad en evaluación de stock hasta que no sean adecuadamente comparadas con valores de referencia para otros Gadiformes (cod, silver hake). Una forma de verificar dichos valores de mortalidad se podría realizar considerando predadores importantes de Gadiformes mediante los resultados obtenidos con el Análisis de Población Virtual Multiespecífico (MSVPA, Magnusson, 1995; Livingston & Jurado-Molina, 2000).

#### **10.5.2.2.2. EVALUACIONES DE STOCK DISPONIBLES**

La información generada mediante evaluaciones mono-específicas de los stocks de merluza común, langostino colorado y langostino amarillo es determinante para condicionar el modelo operante. Las evaluaciones más recientes de merluza común con las que se cuentan se deben a Payá *et al.* (2001), Payá (2003) y Payá *et al.* (2004). La información contenida en los primeros dos estudios da cuenta de los reclutamientos, niveles de abundancia y biomasa total, adulta y desovante entre otros productos de la evaluación (mortalidad por pesca, patrón de explotación) los que eran importantes en términos retrospectivos antes que el stock exhibiera una disminución importante de la biomasa en el 2004.

No obstante, sólo se cuenta con los siguientes datos:

- a) Parámetros de crecimiento en longitud y peso (Aguayo & Ojeda, 1987)
- b) Capturas y desembarques anuales de merluza común (Fuente: SERNAPESCA)

- c) Cuotas de captura fijadas anualmente.
- d) Biomasa evaluada acústicamente y varianza asociada (ver Tabla 25)
- e) Composición por edad (grupos 0 a 14 años) y sexo del stock durante los cruceros de evaluación acústica (ver Fig. 58)
- f) Contenidos estomacales en el periodo 1992-1998 (Cubillos *et al.*, 2003a)

Desde el punto de vista de los productos de la evaluación se cuenta con:

- a) Reclutamiento en número del grupo de edad 2
- b) Biomasa total del stock, fracción 2+
- c) Biomasa adulta y media explotable del stock
- d) Ojiva de madurez sexual
- e) Patrón de explotación o selectividad edad-específica

Por otra parte, las evaluaciones indirectas más recientes de langostino colorado y amarillo se deben a Quiroz *et al.* (2004) y Canales *et al.* (2004), como también las evaluaciones realizadas por el equipo de trabajo de este proyecto en el ámbito del proyecto FIP 2004-11 (Acuña *et al.*, 2005).

En el caso del langostino colorado y amarillo se cuenta con los siguientes datos:

- a) Parámetros de crecimiento en longitud (Roa, 1993; Roa & Tapia, 1998)
- b) Parámetros de la relación longitud-peso (Informes FIP)
- c) Capturas anuales por unidad de pesquería (SERNAPESCA)
- d) Estructura de tallas por sexo y años en las capturas comerciales (sólo III-IV),
- e) Estructura de tallas por sexo y año en los cruceros de evaluación mediante área barrida (Informes FIP)
- f) Biomasa evaluada por el método de área barrida (Informes FIP)
- g) Ojiva de madurez sexual y fecundidad (Acuña *et al.*, 2003, 2005)

Las salidas de las evaluación indirectas más reciente (Acuña *et al.*, 2005), se resumen en las Tablas 34, 35, y 36 para las unidades de stock de langostino colorado y langostino amarillo en la I-IV Regiones y V-VIII Regiones, respectivamente.

Tabla 34. Resumen de la evaluación de la biomasa total, explotable y desovante (hembras) de langostino colorado, tasa de explotación anual, y comparación entre la biomasa evaluada en los cruceros con la salida del modelo. Unidad de pesquería I-IV Regiones.

Años	Capturas (t)	Biomasa			Tasa de Explotación Anual	Biomasa cruceros	
		Total (t)	Explotable (t)	Desovante (t)		Observada (t)	Estimada (t)
1998	630	30025	21759	11632	0,029		
1999	633	24125	17321	9313	0,037		
2000	2571	19973	14302	7509	0,180	20238	17707
2001	1749	16576	11797	5896	0,148	25175	14737
2002	2267	15856	11246	5403	0,202	14670	14133
2003	1078	21228	14827	6330	0,073	17784	19007
2004	565	23350	16625	7936	0,034	13417	20865

Tabla 35. Resumen de la evaluación de la biomasa total, explotable y desovante (hembras) de langostino colorado, tasa de explotación anual, y comparación entre la biomasa evaluada en los cruceros con la salida del modelo. Unidad de pesquería V-VIII Regiones.

Años	Capturas (t)	Biomasa			Tasa de Explotación Anual	Biomasa cruceros	
		Total (t)	Explotable (t)	Desovante (t)		Observada (t)	Estimada (t)
1990	-	91317	35825	12477	0,000	-	-
1991	346	97283	44481	16722	0,008	38997	50620
1992	4002	103574	50514	19492	0,079	-	-
1993	3334	103799	57095	21849	0,058	68797	59803
1994	2421	95787	56709	22222	0,043	-	-
1995	4938	83481	53760	21249	0,092	-	-
1996	7726	73574	49608	19620	0,156	62000	49431
1997	8939	59260	38861	15668	0,230	-	-
1998	12573	43705	27106	11050	0,464	-	-
1999	12473	27285	18308	7096	0,681	-	-
2000	8262	14094	9514	3688	0,868	5900	9237
2001	Veda	9465	2836	1133	0,000	5700	3526
2002	Veda	15077	2988	1178	0,000	8800	4877
2003	Veda	22690	4693	1709	0,000	5188	7692
2004	Veda	39323	8413	2972	0,000	9416	12312

Tabla 36. Resumen de la evaluación de la biomasa total, explotable y desovante (hembras) de langostino amarillo, tasa de explotación anual, y comparación entre la biomasa evaluada en los cruceros con la salida del modelo. Unidad de pesquería II-IV Regiones.

Años	Capturas (t)	Biomasa			Tasa de Explotación Anual	Biomasa cruceros	
		Total (t)	Explotable (t)	Desovante (t)		Observada (t)	Estimada (t)
1995	4314	24186	9305	9190	0,464	-	-
1996	6328	24361	9429	9913	0,671	-	-
1997	6370	20973	9777	8884	0,652	10292	11141
1998	4598	17621	9023	6956	0,510	-	-
1999	4498	16046	7941	6294	0,566	-	-
2000	4325	16528	6120	5866	0,707	8269	7708
2001	831	16078	5077	6543	0,164	6000	7032
2002	715	21634	7665	8085	0,093	10930	9797
2003	2038	27175	11243	10467	0,181	6751	13251
2004	762	29022	13439	12914	0,057	24850	15911

### 10.5.2.2.3. RACIÓN DIARIA *per cápita* Y MATRIZ DE ADECUACIÓN DE ALIMENTO

#### A) Merluza común

La base de datos de contenidos estomacales que se analizó estuvo compuesta por un universo de 42.997 estómagos de merluza común de ambos sexos, de los cuales 26.257 estómagos presentaron algún tipo de contenido estomacal (60%). De 18.555 estómagos de ejemplares machos, 10.481 presentaron alimento (56%), mientras que de un total de 24.442 estómagos de ejemplares hembras, 15.776 estómagos presentaron alimento (65%). El espectro trófico de la merluza común presenta taxa como Crustacea, Teleostei, Mollusca y Polychaeta. Para el análisis de estos datos se considera como especies de gran relevancia como presa de merluza a langostino amarillo, langostino colorado, merluza común y los denominados "Otros", que fueron agrupados como se presenta en la Tabla 37. El Índice de Selectividad de Presas de Ursin (U) por año y por especies se presenta en la Tabla 38. En el caso del langostino amarillo se presentan solo 3 años, en cambio el langostino colorado y la merluza común están presentes en todos los años en la dieta de la

merluza, así como el resto de otros ítems. La distribución de frecuencia de los valores del índice de Selectividad de Ursin (ISU) de los taxa presa considerados en este estudio se presenta en la Fig. 66.

Tabla 37. Especies denominadas como otros en la base de datos de contenidos estomacales.

Taxa	Sp	Acronimo	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Crustaceos	Autropandalus sp	Austrop	X	X	X	X	X	
Crustaceos	Mursia sp	MURS	X	X	X	X	X	
Crustaceos	Pterygosquilla sp	PTER	X	X	X	X	X	X
Crustaceos	camaron nylon	CAMA			X	X	X	X
Crustaceos	Anfipodos	Anphi				X	X	X
Crustaceos	megalopas	MEGA			X	X	X	X
Crustaceos	Decapodos	Decap					X	X
Crustaceos	Callianasa	Callian	X					
Crustaceos	Cancer	Cancer sp.	X					
Crustaceos	Misidaceos	MISI		X	X	X	X	X
Crustaceos	Isopodos	Isop			X			X
Crustaceos	Copepodos	Cope						X
Teleosteos	Jurel	Jurel	X	X	X	X	X	
Teleosteos	Lenguados	Leng	X	X	X	X	X	
Teleosteos	Merluza cola	Merlcol		X	X	X	X	X
Teleosteos	mictofidos	MICT	X	X	X	X	X	X
Teleosteos	Pejerrata	Pejerata	X	X	X	X	X	
Teleosteos	Corvina	Corv			X	X	X	
Teleosteos	Pampanito	Pampa				X	X	
Teleosteos	Pejerey	Prey						X
Mollusca	bivalvos	Bivalvia	X	X	X	X	X	
Mollusca	cefalopodos	CEFA	X	X	X	X	X	
Mollusca	Nasarius	NASA	X	X	X	X	X	
Mollusca	Gastopodos	Gastr					X	
Mollusca	Mitilidos	Mitilidos	X					
Indeterminados	Poliquetos	Poli					X	
Indeterminados	Ascidias	Ascid			X			
Indeterminados	Meduzas	Medu			X			

Tabla 38. Índice de Selectividad de presas de Ursin (U) por año, estómagos totales con contenido, desviación estándar.

<b>Langostino amarillo</b>					
Año	U prom	Min U	Máx U	n	DS
92	5.26	3.41	8.33	87	1.43
96	5.63	1.61	10.97	739	1.64
97	5.52	0.75	10.58	972	1.41
<b>Total</b>	<b>5.55</b>	<b>0.75</b>	<b>10.97</b>	<b>1800</b>	<b>1.51</b>

<b>Langostino colorado</b>					
Año	U prom	Min U	Máx U	Nº	DS
92	5.25	1.34	10.22	1345	1.43
93	6.49	2.76	11.58	771	1.73
94	6.65	3.22	10.54	471	1.49
95	5.88	1.71	10.28	268	1.55
96	5.35	2.94	11.21	253	1.73
97	5.61	3.12	10.52	500	1.43
<b>Total</b>	<b>5.80</b>	<b>1.34</b>	<b>11.58</b>	<b>3608</b>	<b>1.64</b>

<b>Merluza común</b>					
Año	U prom	Min U	Máx U	Nº	DS
92	4.17	1.62	7.95	572	0.97
93	4.18	1.09	9.73	627	1.28
94	5.14	1.73	9.61	45	1.84
95	5.86	1.78	9.87	65	1.90
96	4.80	1.25	10.45	129	1.91
97	4.37	1.64	10.05	64	1.73
<b>Total</b>	<b>4.34</b>	<b>1.09</b>	<b>10.45</b>	<b>1502</b>	<b>1.38</b>

<b>Otros</b>					
Año	U prom	Min U	Máx U	n	DS
92	5.74	1.60	12.24	4074	1.90
93	5.88	0.70	12.36	5485	1.93
94	6.24	0.43	11.64	4256	1.87
95	6.13	1.78	11.36	3526	1.75
96	6.37	0.44	13.24	2933	1.74
97	6.54	1.64	11.28	1730	1.62
<b>Total</b>	<b>6.08</b>	<b>0.43</b>	<b>13.24</b>	<b>22304</b>	<b>1.86</b>

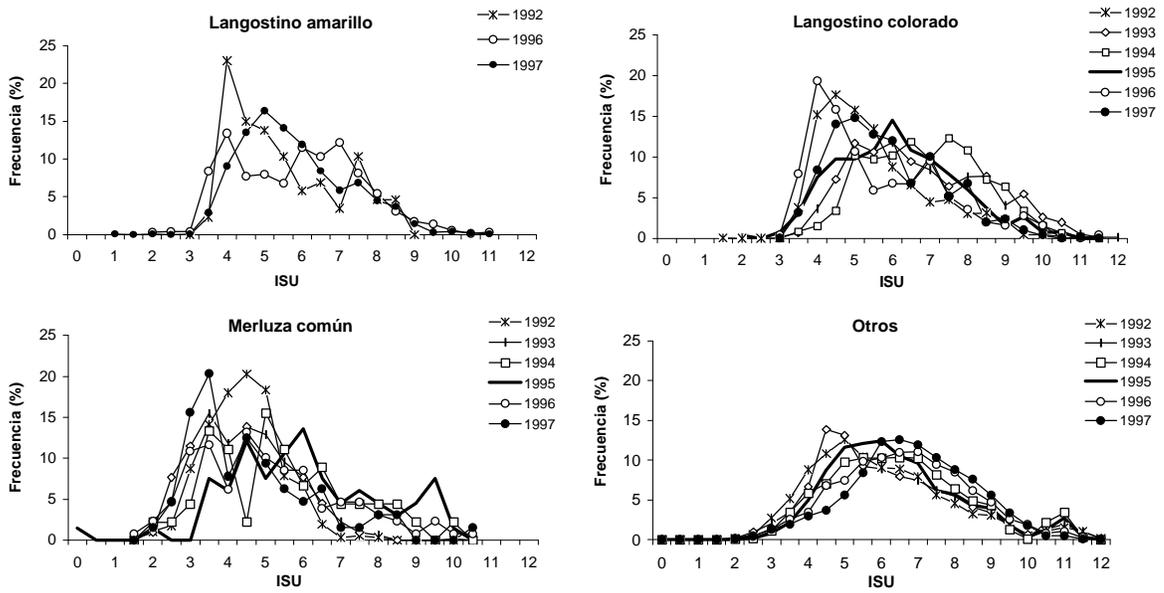


Fig. 66. Índice de Selectividad de presas de Ursin para las presas langostino amarillo, langostino colorado, merluza común y otras especies.

En el sistema bajo análisis la merluza común es el único predador, de tal manera que la ración de alimento *per cápita* sólo se necesita para esta especie, cuyos resultados se presentan en la Tabla 39.

Tabla 39. Peso promedio y ración de alimento *per cápita* para merluza común.

Especie	Edad (años)	W (g)	R <sub>x,j</sub> kg/año
<i>M. gayi</i>	0	6.36	0.063
	1	47.36	0.289
	2	136.89	0.655
	3	273.40	1.122
	4	448.30	1.653
	5	650.71	2.216
	6	869.99	2.788
	7	1096.82	3.349
	8	1323.71	3.889
	9	1544.95	4.398
	10	1756.45	4.871
	11	1955.51	5.307
	12	2140.51	5.705
	13	2310.71	6.065
	14	2465.96	6.389

La matriz de adecuación de alimento considerando como presas a la merluza común (canibalismo), langostino colorado y langostino amarillo se presenta en la Tabla 40. En el caso de la merluza común se observa que el grupo de edad 0 comienza a ser más adecuado como alimento por merluzas de edad 1, y por mayor intensidad por peces de más de 3 años. El grupo de edad 1 presenta coeficientes de adecuación que se incrementa continuamente con la edad del predador, siguiendo en importancia el grupo de edad 2. Los grupos de edad 3, 4 y mayores presentan coeficientes de adecuación menores (Fig. 67), siendo prácticamente nula la adecuación de peces de más de 5 años como alimento para la merluza. Asimismo, el coeficiente de adecuación indica que para los ejemplares de merluza de 0, 1, 2, 3 y 4 años, otras presas son más importantes (>47%), probablemente zooplancton y peces pelágicos pequeños.

Tabla 40. Matriz de adecuación de alimento de merluza común como principal predador.

Presa	Edad	E		D		A		D		P		R		E		D		A		D		O		R	
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14									
M. común	0	0.0000	0.0259	0.1190	0.1640	0.1557	0.1287	0.1009	0.0783	0.0612	0.0486	0.0395	0.0328	0.0277	0.0240	0.0211									
	1	0.0000	0.0000	0.0013	0.0080	0.0219	0.0401	0.0585	0.0744	0.0868	0.0960	0.1024	0.1068	0.1098	0.1116	0.1127									
	2	0.0000	0.0000	0.0000	0.0003	0.0014	0.0038	0.0078	0.0128	0.0185	0.0243	0.0300	0.0354	0.0402	0.0446	0.0484									
	3	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0004	0.0011	0.0021	0.0035	0.0052	0.0071	0.0090	0.0110	0.0129	0.0147									
	4	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0004	0.0008	0.0013	0.0018	0.0025	0.0032	0.0039	0.0046									
	5	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0002	0.0004	0.0006	0.0008	0.0011	0.0013	0.0016									
	6	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0002	0.0003	0.0004	0.0005	0.0006									
	7	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0002	0.0002	0.0003									
	8	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0001									
	9	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000									
	10	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000									
	11	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000									
	12	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000									
	13	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000									
	14	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000									
L. colorado	0	0.0689	0.1528	0.0890	0.0452	0.0249	0.0150	0.0097	0.0067	0.0048	0.0037	0.0029	0.0024	0.0020	0.0017	0.0015									
	1	0.0049	0.0633	0.0939	0.0877	0.0747	0.0624	0.0521	0.0440	0.0377	0.0328	0.0290	0.0260	0.0237	0.0218	0.0203									
	2	0.0007	0.0213	0.0514	0.0660	0.0706	0.0699	0.0668	0.0627	0.0586	0.0548	0.0514	0.0485	0.0460	0.0438	0.0421									
	3	0.0001	0.0084	0.0278	0.0438	0.0542	0.0600	0.0624	0.0627	0.0619	0.0606	0.0590	0.0575	0.0560	0.0546	0.0534									
	4	0.0000	0.0040	0.0163	0.0296	0.0405	0.0484	0.0535	0.0564	0.0579	0.0585	0.0585	0.0582	0.0578	0.0573	0.0568									
	5	0.0000	0.0022	0.0105	0.0211	0.0311	0.0393	0.0453	0.0495	0.0522	0.0540	0.0551	0.0557	0.0560	0.0562	0.0562									
	6	0.0000	0.0013	0.0073	0.0158	0.0247	0.0325	0.0387	0.0434	0.0468	0.0493	0.0510	0.0522	0.0531	0.0537	0.0541									
	7	0.0000	0.0009	0.0054	0.0125	0.0204	0.0277	0.0339	0.0387	0.0424	0.0452	0.0473	0.0489	0.0501	0.0510	0.0517									
L. amarillo	0	0.1287	0.0446	0.0095	0.0025	0.0009	0.0004	0.0002	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000									
	1	0.0074	0.0611	0.0696	0.0544	0.0405	0.0305	0.0235	0.0186	0.0151	0.0126	0.0107	0.0093	0.0083	0.0074	0.0068									
	2	0.0005	0.0155	0.0361	0.0448	0.0466	0.0452	0.0423	0.0391	0.0360	0.0333	0.0309	0.0289	0.0272	0.0258	0.0246									
	3	0.0000	0.0044	0.0156	0.0258	0.0328	0.0370	0.0390	0.0396	0.0394	0.0387	0.0379	0.0370	0.0362	0.0354	0.0347									
	4	0.0000	0.0015	0.0073	0.0146	0.0213	0.0266	0.0305	0.0330	0.0346	0.0355	0.0360	0.0363	0.0364	0.0363	0.0362									
	5	0.0000	0.0006	0.0038	0.0087	0.0141	0.0190	0.0231	0.0262	0.0285	0.0303	0.0315	0.0324	0.0331	0.0336	0.0339									
	6	0.0000	0.0003	0.0022	0.0056	0.0098	0.0139	0.0177	0.0208	0.0233	0.0253	0.0269	0.0282	0.0291	0.0299	0.0306									
	7	0.0000	0.0002	0.0014	0.0038	0.0071	0.0106	0.0139	0.0168	0.0193	0.0214	0.0230	0.0244	0.0255	0.0265	0.0272									
	8	0.0000	0.0001	0.0009	0.0028	0.0054	0.0083	0.0112	0.0139	0.0163	0.0182	0.0199	0.0213	0.0225	0.0235	0.0243									
9	0.0000	0.0000	0.0007	0.0021	0.0042	0.0068	0.0093	0.0118	0.0140	0.0159	0.0175	0.0189	0.0201	0.0211	0.0219										
Otro alimento		0.7888	0.5916	0.4310	0.3408	0.2972	0.2734	0.2584	0.2478	0.2400	0.2341	0.2296	0.2261	0.2235	0.2213	0.2196									
<b>Total</b>		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1									

En el caso del langostino colorado y amarillo como presas adecuadas para merluza común, la matriz indica que prácticamente todo el rango de edades de estos crustáceos son adecuados. Sin embargo, los coeficientes son más bajos que en el caso de la merluza común (Fig. 67).

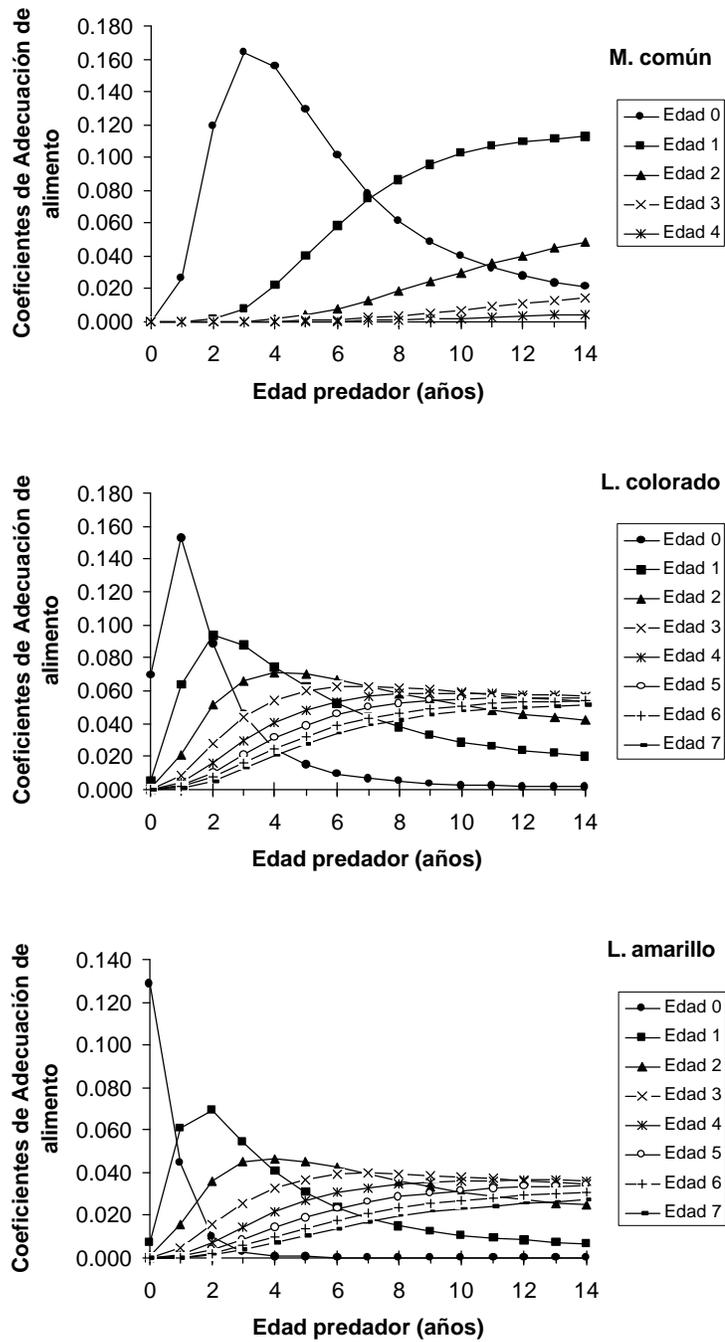


Fig. 67. Coeficientes de adecuación para las presas: merluza común (canibalismo), langostino colorado, y langostino amarillo.

**10.5.3. EVALUACIÓN DE LA MORTALIDAD POR CANIBALISMO DE MERLUZA COMÚN**

Una de las realizaciones de un modelo operante se realiza para el periodo 1990-2004 con el objeto de evaluar el modelo MSVPA básicamente para investigar la importancia del canibalismo de merluza común. El modelo operante considera una tasa de mortalidad natural total edad-dependiente (ver resultados anteriores), asumiéndose que la diferencia entre dichas estimaciones y un valor constante  $M1=0.3 \text{ año}^{-1}$  daban cuenta del canibalismo. Se cuantificó la mortalidad natural debida al canibalismo ( $M_c$ ) y el consumo por la población a partir de una evaluación mono-específica que consideró  $M=0.3 \text{ año}^{-1}$  (SVPA=single-species VPA), vs. aquella que considera el MSVPA (solo canibalismo).

Las estimaciones de  $M_c$  evaluadas por el MSVPA, sólo debidas al canibalismo, se presentan en la Tabla 41. Se observa que la mortalidad por canibalismo que evalúa el MSVPA no alcanza aquellas magnitudes de  $M_c$  del modelo operante (Tabla 42), deduciéndose así que las estimaciones de mortalidad natural edad-dependientes del modelo operante podrían contener otras fuentes de  $M$  que no darían cuenta de la  $M_c$  propiamente tal en la merluza común. En todo caso, se mantiene una cierta consistencia que indica que el mayor impacto del canibalismo está en los grupos de edad 0, 1 y 2.

Tabla 41. Estimaciones de  $M_c$  (canibalismo) con MSVPA, considerando  $M1=0.3 \text{ año}^{-1}$  para el stock de merluza común.

Edad	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
0	0.2902	0.2957	0.3339	0.4127	0.4885	0.5202	0.5082	0.4728	0.4341	0.4139	0.4110	0.3975	0.3596	0.3495	0.5006
1	0.1351	0.1385	0.1407	0.1478	0.1653	0.1921	0.2195	0.2407	0.2521	0.2527	0.2428	0.2259	0.2057	0.1784	0.1653
2	0.0264	0.0273	0.0279	0.0290	0.0313	0.0352	0.0398	0.0449	0.0497	0.0529	0.0533	0.0504	0.0456	0.0388	0.0352
3	0.0054	0.0056	0.0057	0.0059	0.0064	0.0071	0.0079	0.0088	0.0099	0.0109	0.0113	0.0110	0.0100	0.0085	0.0077
4	0.0013	0.0013	0.0014	0.0014	0.0015	0.0017	0.0018	0.0021	0.0024	0.0026	0.0028	0.0027	0.0025	0.0021	0.0019
5	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	0.0005	0.0005	0.0005	0.0006	0.0007	0.0008	0.0008	0.0008	0.0008	0.0006	0.0006
6	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0003	0.0002	0.0002	0.0002
7	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
8	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
9	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
10	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
11	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
12	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
13	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
14	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

Tabla 42. Comparación de la mortalidad natural debida al canibalismo (Mc) de merluza común cuantificadas mediante el MSVPA y las utilizadas en el modelo operante. El SVPA utiliza una  $M = 0.3 \text{ año}^{-1}$  (mortalidad natural total) y el MSVPA considera este valor como mortalidad residual debida a otras causas.

Edad	MSVPA	SVPA	Mod. Operante	
	M2	M	M2	M
0	0.4126	0.3	0.8590	1.159
1	0.1935	0.3	0.2940	0.594
2	0.0392	0.3	0.1170	0.417
3	0.0081	0.3	0.0310	0.331
4	0.0020	0.3	0	0.3
5	0.0006	0.3	0	0.3
6	0.0002	0.3	0	0.3
7	0	0.3	0	0.3
8	0	0.3	0	0.3
9	0	0.3	0	0.3
10	0	0.3	0	0.3
11	0	0.3	0	0.3
12	0	0.3	0	0.3
13	0	0.3	0	0.3
14	0	0.3	0	0.3

La magnitud absoluta del consumo en número de juveniles por merluza común se muestra en la Tabla 43, y también se presenta la magnitud del consumo en toneladas. Los grupos de edad más impactados por el canibalismo es el grupo de edad 0 y 1, y fuertemente dependiente de la magnitud de las clases anuales. En estas estimaciones destaca el alto consumo de juveniles en los años 2002, 2003, y 2004, con 34496, 56463 y 45056 ton, respectivamente. Precisamente, en esos años la abundancia de juveniles fue mayor (Fig. 68).

Se destaca que, a pesar de los supuestos involucrados en el MSVPA, el modelo recoge bien las estimaciones del grupo de edad 0 y, en particular, del reclutamiento al stock explotable (edad 3) que constituye la fracción más importante para la pesquería (Fig. 68).

Tabla 43. Consumo en número de merluza común por merluza común, y consumo total en biomasa (última fila).

Edad	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
0	755358	774797	687637	617534	824141	709710	728831	1090357	834494	497837	305154	1064473	275374	922955	536129
1	90825	213663	217491	175329	135292	167823	150500	172949	295671	252451	154118	89283	298173	763823	614613
2	11288	12408	29010	30178	24941	19107	22674	19767	22615	38970	33412	20172	11487	36247	98954
3	1535	1711	1846	4434	4791	4056	3056	3603	3118	3521	5914	4843	2825	1501	5082
4	324	272	299	329	829	896	750	578	690	591	647	1016	787	421	244
5	50	68	56	64	72	187	192	165	131	157	130	132	194	133	79
6	11	10	13	12	14	16	41	42	33	28	35	28	26	34	25
7	2	2	2	2	2	3	3	8	8	7	4	6	5	4	6
8	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	859394	1002931	936354	827883	990082	901798	906046	1287469	1156762	793564	499415	1179954	3067246	3097701	848344
(ton)	11263	17392	19336	17778	16809	16730	16205	19232	23695	21822	15842	15660	34496	56463	45056

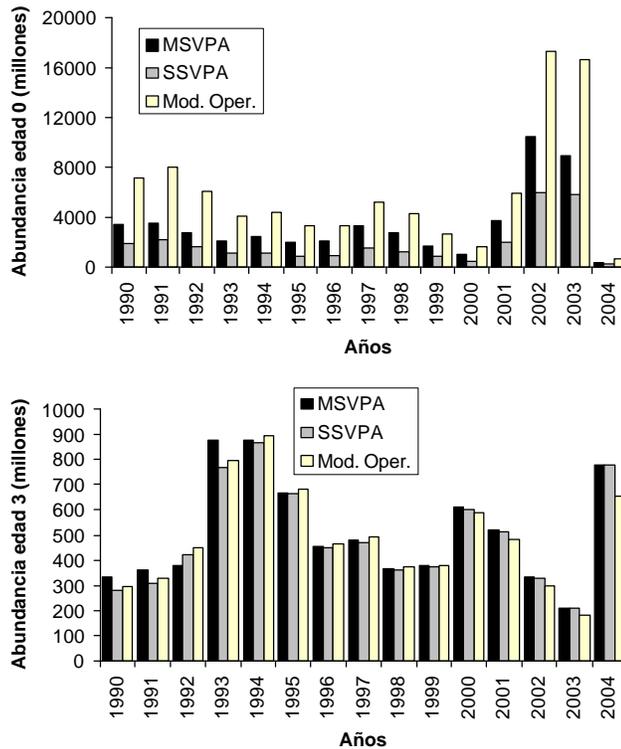


Fig. 68. Estimaciones de la abundancia del grupo de edad 0 (arriba) y del reclutamiento al stock explotable (edad 3, abajo) de merluza común mediante MSVPA, SSVPA, respecto del Modelo Operante.

### 10.5.4. EVALUACIÓN DE LA MORTALIDAD POR PREDACIÓN DE LANGOSTINO COLORADO

Se consideró una realización de un modelo operante para langostino colorado de la unidad de pesquería V-VIII Región para el periodo 1990-2004, básicamente para evaluar el modelo MSVPA e investigar la importancia de la mortalidad por predación que la merluza común ejerce sobre el stock. El modelo operante considera una tasa de mortalidad natural total constante  $M=0,35 \text{ año}^{-1}$ , en tanto para el MSVPA se consideró una mortalidad natural  $M1=0,3 \text{ año}^{-1}$ , estimándose la mortalidad natural debida a la predación ( $M2$ ) y el consumo por la población de merluza común.

Las estimaciones de  $M2$  evaluadas por el MSVPA, debidas a merluza común solamente, se presentan en la Tabla 44.  $M2$  que ejerce la merluza común sobre el langostino colorado incluye todo el rango de edades, con mayor incidencia en los grupos de edad 1 a 4.

Tabla 44. Estimaciones de  $M2$  (predación por merluza común) con MSVPA, considerando  $M1=0.3 \text{ año}^{-1}$  para el stock de langostino colorado (V-VIII Región).

Edad	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
0	0.0796	0.1025	0.1288	0.1404	0.1351	0.1249	0.1122	0.1033	0.1068	0.1094	0.1014	0.0891	0.1091	0.1965	0.2736
1	0.1655	0.1763	0.2059	0.2451	0.2744	0.2844	0.2780	0.2622	0.2489	0.2440	0.2388	0.2237	0.2082	0.2362	0.3423
2	0.1710	0.1761	0.1930	0.2252	0.2609	0.2857	0.2937	0.2881	0.2767	0.2672	0.2591	0.2455	0.2254	0.2182	0.2743
3	0.1488	0.1521	0.1618	0.1843	0.2147	0.2410	0.2551	0.2568	0.2508	0.2426	0.2338	0.2214	0.2031	0.1866	0.2130
4	0.1246	0.1271	0.1332	0.1492	0.1733	0.1969	0.2122	0.2174	0.2153	0.2093	0.2012	0.1901	0.1743	0.1567	0.1688
5	0.1049	0.1070	0.1113	0.1231	0.1424	0.1628	0.1774	0.1841	0.1841	0.1799	0.1730	0.1631	0.1495	0.1329	0.1382
6	0.0899	0.0917	0.0949	0.1041	0.1199	0.1376	0.1510	0.1580	0.1593	0.1564	0.1505	0.1417	0.1298	0.1146	0.1165
7	0.0789	0.0806	0.0831	0.0906	0.1040	0.1196	0.1319	0.1390	0.1409	0.1389	0.1337	0.1258	0.1152	0.1013	0.1014

El número de langostino colorado consumido por merluza común se presenta en la Tabla 45. La magnitud de las remociones es dependiente de la biomasa de la presa. En efecto en el periodo 1992-1996 se registro la mayor biomasa de langostino colorado y también el mayor consumo por merluza común que alcanzó entre 24 y 28 mil toneladas.

Tabla 45. Consumo en número de langostino colorado (V-VIII Región) por merluza común, y consumo total en biomasa (última fila).

Edad	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
0	1066421	2613362	1966193	613599	692126	974319	96411	34097	32585	159887	162264	173945	115083	580906	56059
1	1919370	1546039	3346643	2310985	726192	880601	1321836	139241	51329	46476	218096	226392	260688	156050	576499
2	933263	1275583	1042583	2186851	1415795	423524	504638	763955	83213	31559	28276	130284	135005	163637	104205
3	324003	522534	731289	610581	1237553	752457	213521	245787	368232	41624	15896	13961	63673	67285	95344
4	276877	178486	290139	423066	354852	676242	387876	106264	110202	150293	20443	7731	6668	30343	37714
5	104460	156428	102662	169003	253216	207493	356442	198726	54452	38735	35912	10213	3794	3223	17089
6	12	60896	89222	63865	103887	150994	119974	177936	100342	28874	9467	8387	5194	1887	1847
7	6	7	36201	54073	41970	64682	85635	64005	76862	38168	10054	2911	4434	2672	1109
Total	4624412	6353334	7604931	6432023	4825592	4130311	3086333	1730012	877217	535616	500407	573824	594538	1006002	889865
(ton)	14953	18671	24027	28436	28488	25403	20900	15044	9402	4499	1909	1585	1889	2155	2947

El modelo que permitió generar datos edad-estructurados consideró  $M= 0,35 \text{ año}^{-1}$ , constante entre edades y años. Los resultados del MSVPA muestran valores de  $M (= M1+M2)$  superiores al utilizado (Tabla 46), y que la mayor mortalidad por predación ocurre en los grupos de edad del 1 al 3.

Tabla 46. Comparación de la mortalidad natural por predación de langostino colorado debida a la merluza común. El SVPA utiliza una  $M = 0.35 \text{ año}^{-1}$  (mortalidad natural total) y el MSVPA considera  $M1=0,3 \text{ año}^{-1}$  como valor de mortalidad debida a otras causas.

Edad	MSVPA M2	MSVPA M1	MSVPA M total	SVPA M total
0	0.1275	0.3	0.4275	0.35
1	0.2423	0.3	0.5423	0.35
2	0.2440	0.3	0.5440	0.35
3	0.2111	0.3	0.5111	0.35
4	0.1766	0.3	0.4766	0.35
5	0.1489	0.3	0.4489	0.35
6	0.1277	0.3	0.4277	0.35
7	0.1123	0.3	0.4123	0.35

La comparación entre el modelo operante (SVPA) con  $M=0,35 \text{ año}^{-1}$  respecto de las estimaciones con el MSVPA con la merluza común como predador, se ilustran en la Fig.

69. Las estimaciones del MSVPA para el grupo de edad 0 como de la biomasa total 0+ son más altas a comienzos de la serie, aspecto que se debe al efecto acumulado de la mortalidad por predación ejercida por merluza común. Se destaca que en los años más recientes (2001 al 2004) la pesquería de langostino colorado de la V-VIII Región se encuentra en veda. Este aspecto tiene notable importancia en cualquier Análisis de Población Virtual, ya que la abundancia de las clases anuales se reconstruye a partir de las capturas.

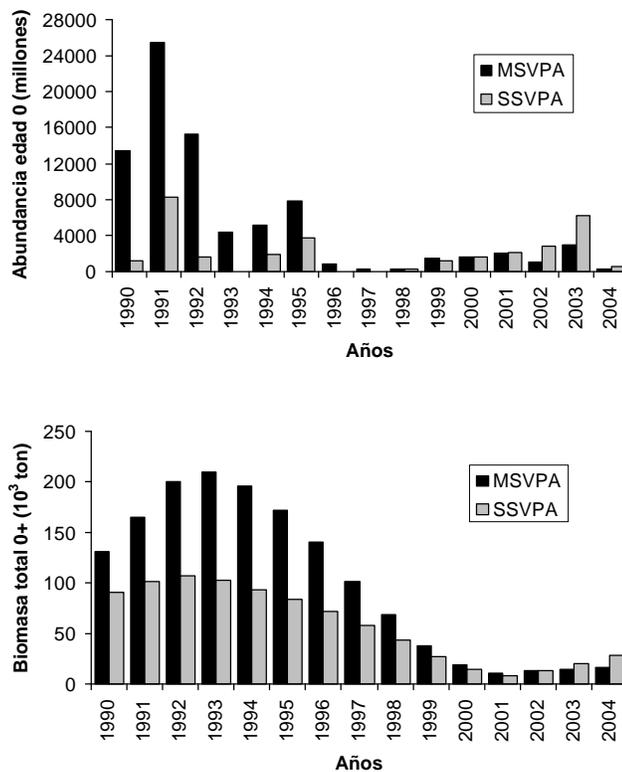


Fig. 69. Estimaciones de la abundancia del grupo de edad 0 (arriba) y de la biomasa total (0+) de langostino colorado de la zona V-VIII Región mediante MSVPA y SSVPA.

### 10.5.5. EVALUACIÓN DE LA MORTALIDAD POR PREDACIÓN DE LANGOSTINO AMARILLO

Se consideró una realización de un modelo operante para langostino amarillo de la unidad de pesquería III-IV Región para el periodo 1990-2004. En el caso del langostino amarillo se utilizó un rango de edades de 0 a 11, básicamente debido al crecimiento más lento del recurso cuando se compara con la del langostino colorado. El análisis involucró un modelo que consideró  $M= 0,35 \text{ año}^{-1}$ , para generar datos de captura estructurados por edad, tal que se pudiera evaluar el modelo MSVPA e investigar la importancia de la mortalidad por predación que la merluza común ejerce sobre este stock. Para el MSVPA se consideró una mortalidad natural  $M1= 0,3 \text{ año}^{-1}$ , estimándose la mortalidad natural debida a la predación ( $M2$ ) y el consumo por la población de merluza común.

Las estimaciones de  $M2$  evaluadas por el MSVPA, debidas a merluza común solamente, se presentan en la Tabla 47. Se observa que la mortalidad por predación que ejerce la merluza común sobre el langostino amarillo es más baja que en el caso del langostino colorado, pero también incluye todo el rango de edades y con mayor incidencia en los grupos de edad 1 a 4.

Tabla 47. Estimacion de  $M2$  (predación demerluza común) con MSVPA, considerando  $M1=0.3 \text{ año}^{-1}$  para el stock de langostino amarillo (III-IV Región).

Edad	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
0	0.0172	0.0237	0.0247	0.0213	0.0186	0.0165	0.0149	0.0172	0.0189	0.0165	0.0122	0.0160	0.0395	0.0592	0.0437
1	0.0913	0.1010	0.1227	0.1453	0.1570	0.1568	0.1488	0.1376	0.1316	0.1312	0.1284	0.1182	0.1132	0.1472	0.2239
2	0.1103	0.1138	0.1256	0.1472	0.1704	0.1855	0.1895	0.1848	0.1769	0.1708	0.1659	0.1572	0.1443	0.1415	0.1814
3	0.0920	0.0940	0.0995	0.1129	0.1316	0.1483	0.1577	0.1594	0.1561	0.1511	0.1454	0.1377	0.1263	0.1152	0.1294
4	0.0704	0.0718	0.0747	0.0828	0.0959	0.1097	0.1193	0.1234	0.1232	0.1202	0.1155	0.1089	0.0999	0.0889	0.0929
5	0.0535	0.0547	0.0564	0.0616	0.0708	0.0814	0.0897	0.0943	0.0954	0.0939	0.0904	0.0850	0.0779	0.0685	0.0688
6	0.0416	0.0425	0.0436	0.0472	0.0539	0.0621	0.0690	0.0733	0.0750	0.0743	0.0717	0.0673	0.0616	0.0539	0.0528
7	0.0332	0.0340	0.0348	0.0374	0.0424	0.0489	0.0546	0.0585	0.0603	0.0602	0.0582	0.0546	0.0499	0.0435	0.0420
8	0.0273	0.0279	0.0286	0.0305	0.0345	0.0398	0.0446	0.0480	0.0498	0.0500	0.0484	0.0454	0.0415	0.0360	0.0345
9	0.0230	0.0236	0.0241	0.0257	0.0289	0.0333	0.0374	0.0405	0.0422	0.0425	0.0413	0.0387	0.0353	0.0306	0.0290

La cantidad en número de langostino amarillo removida por predación debida a la merluza común se presenta en la Tabla 48, observándose que el consumo es mucho más moderado que en el caso del langostino colorado de la V-VIII Región.

Tabla 48. Consumo en número de langostino amarillo (III-IV Región) por merluza común, y consumo total en biomasa (última fila).

Edad	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
0	4250	123123	84045	48795	34084	8861	14731	18910	15154	7840	10913	2248	3617	909	7
1	1200287	17473	439780	337817	244464	195489	54891	94008	99698	72395	42279	73547	11083	9119	2226
2	44413	167037	14373	341996	250776	180411	147342	42782	76540	82481	58468	33270	58379	9040	7072
3	3126846	25256	97010	8495	196401	137454	95310	76779	22476	40857	44027	30748	17125	30156	5336
4	11486	66248	13588	54144	4814	105638	69857	46752	37297	10820	19242	21010	14454	7771	15984
5	22996	6134	33551	7619	29406	2767	50876	32003	21317	16624	4353	8459	9519	5886	3796
6	7346	10488	3376	17386	4368	14194	1609	19448	12446	8001	5505	1583	3611	3450	2478
7	5231	3387	4578	2018	8612	2502	5460	947	6479	4091	2122	1758	664	1259	1282
8	4420	2610	1593	2376	1307	3814	1436	1743	566	2089	1018	596	801	248	463
9	3637	2285	1273	875	1276	748	1513	651	597	262	576	287	277	353	98
Total	430912	424040	693166	821522	775508	651878	443025	334024	292571	245460	188503	173506	119530	68191	38742
(ton)	2197	1994	2000	2557	3112	3286	2973	2271	1704	1318	1002	832	737	542	406

Los resultados del MSVPA muestran valores de  $M (= M1+M2)$  superiores al utilizado para generar los datos solamente para las edades 1 a 6 (Tabla 49). En este contexto, la evaluación con MSVPA no sería tan discrepante con la realización del modelo operante. En efecto, la magnitud de la abundancia del grupo de edad 0 se corresponde bien con la del modelo operante (SVPA), aunque también se identifican discrepancias en los primeros años de la serie (Fig. 70).

Tabla 49. Comparación de la mortalidad natural por predación de langostino amarillo (III-IV Región) debidas a la merluza común. El SVPA utiliza una  $M = 0.35$  año<sup>-1</sup> y el MSVPA,  $M1=0,3$  año<sup>-1</sup> como valor de mortalidad debida a otras causas.

Edad	MSVPA M2	MSVPA M	MSVPA M total	SVPA M total
0	0.0240	0.3	0.3240	0.35
1	0.1369	0.3	0.4369	0.35
2	0.1577	0.3	0.4577	0.35
3	0.1304	0.3	0.4304	0.35
4	0.0998	0.3	0.3998	0.35
5	0.0762	0.3	0.3762	0.35
6	0.0593	0.3	0.3593	0.35
7	0.0475	0.3	0.3475	0.35
8	0.0391	0.3	0.0391	0.35
9	0.0331	0.3	0.0331	0.35

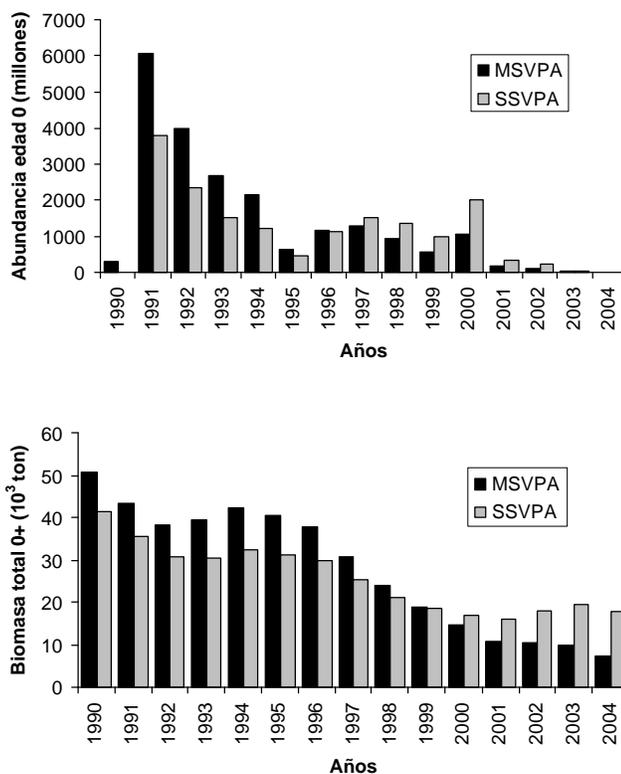


Fig. 70. Estimaciones de la abundancia del grupo de edad 0 (arriba) y de la biomasa total (0+) de langostino amarillo de la zona III-IV Región mediante MSVPA y SSVPA.

## 10.6. DISCUSIÓN

Desde el punto de vista de la implementación de un modelo operante, se cuenta con un modelo básico que toma en cuenta mortalidad por canibalismo y predación debida a la merluza común. A su vez, se cuenta con gran parte de datos e información que ha permitido condicionar el modelo tal como los re-análisis de mortalidad natural con modelos empíricos y edad-dependientes, la matriz de adecuación de alimento, así como una evaluación de la magnitud de la tasa de mortalidad por canibalismo y predación de langostino colorado y langostino amarillo con una de las metodologías estándar: el MSVPA.

La construcción de una matriz de adecuación de alimento fue posible gracias a la existencia de una base de datos de contenidos estomacales de merluza común que cubre el periodo 1992-1997 (Arancibia *et al.*, 1998). Esta base de datos no contiene información del tamaño o la edad de las presas, razón por la cual el índice de preferencia por tamaños de Ursin (ISU) se constituyó en la metodología que se aplicó para construir tal matriz de adecuación de alimento. Sin embargo, tal y como se aprecia en la Fig. 66, la distribución del logaritmo del ISU presenta en ciertos casos una asimetría que nos permite dudar del modelo de distribución log-normal. Por ejemplo, Tsou & Collie (2001) ajustaron un modelo de Distribución Gamma para el logaritmo de la razón entre el peso del predador y el peso de la presa en los contenidos estomacales.

El trabajo adelantado por los autores (Arancibia *et al.*, 1998; Cubillos *et al.*, 2003a) ha permitido evaluar la ración de alimento *per cápita* por edad de la merluza común, considerando la tasa de crecimiento en peso y la eficiencia de conversión de alimento. Esta estimación es compatible con una ración diaria de alimento de 5,79 y 6,27 g·d<sup>-1</sup> estimadas por Arancibia *et al.* (1998).

Los esfuerzos metodológicos para tratar de condicionar la complejidad de los escenarios de del modelo operante ha consumido una gran cantidad de horas-hombre, lo que no ha permitido avanzar hacia la evaluación del desempeño de los métodos de evaluación de

stock que incluyen la predación. La complejidad se ve reflejada en cómo compatibilizar un modelo esencialmente edad-estructurado de merluza común con el impacto de la mortalidad por predación sobre los stocks de langostinos que normalmente son evaluados sobre una base de datos y dinámica que es estructurada por tamaños.

En efecto, el estado de situación de los crustáceos se analiza sobre la base de modelos de evaluación de stock talla-estructurados, conteniendo información que a su vez es separada por sexo. En principio es factible desarrollar un modelo de dinámica edad-estructurado para los crustáceos, tal que permita generar capturas en número por edad que puedan ser utilizadas por el MSVPA. Sin embargo, desde el punto de vista de una implementación de este método tal aproximación puede ser incompatible desde un punto de vista operacional.

Al considerar que el condicionamiento de un modelo operante debe reflejar adecuadamente la dinámica de la pesquería, el solo hecho que las pesquerías de langostino colorado y langostino amarillo de la V-VIII Región se encuentren en veda impone otra limitación importante. En efecto, el MSVPA requiere de datos de captura en número por edad de los años más recientes. A su vez, el caso de la pesquería de langostino colorado de la III-IV Regiones merece especial atención ya que su explotación comenzó recién el año 1998. Asimismo, la pesquería de langostino amarillo en la V-VIII Región comenzó sólo en 1996 y se extendió hasta el 2000, antes de la veda total de la unidad de pesquería.

A pesar de tales limitaciones, para el caso del langostino colorado de la V-VIII Región y langostino amarillo de la III-IV Región se implementó un modelo operante de dinámica edad-estructurado, que ha permitido probar que la limitación asociada con la veda del periodo 2001-2004 puede ser superada en el MSVPA, asignando montos de captura insignificantes (*e.g.* 1 tonelada). De los resultados obtenidos con el MSVPA se puede concluir que para este tipo de evaluación de los stocks de langostino colorado y amarillo, no es necesario incluir a los grupos de edad 0 y 1. En efecto, la evaluación de stock de los

crustaceos bentónicos indica que más bien el stock explotable comienza a partir del grupo de edad 2, que tiene asociado una talla promedio que fluctúa entre 18 y 22 mm de longitud del cefalotórax (Canales *et al.* 2000, Quiroz *et al.*, 2004; Acuña *et al.*, 2005).

La aplicación del MSVPA ha permitido identificar la magnitud de la mortalidad por canibalismo de la merluza común y la mortalidad por predación sobre los langostinos. En el caso de la merluza común, se aprecia que el canibalismo es una fuente de mortalidad importante concentrada en los grupos de edad 0, 1 y 2. Estos grupos de edad regularmente no aparecen en las capturas comerciales, razón por la cual las metodologías de evaluación de stock que consideran la fracción comercial (3+) no deberían ser notablemente impactadas al no incluir la mortalidad por canibalismo. No obstante, la merluza común es presa de otras especies que podrían ser fuentes importantes de predación. La evaluación de la mortalidad por canibalismo en merluza común sólo cobrará importancia cuando se detecte el ingreso de una clase anual abundante, tal es el caso de las clases anuales que, de acuerdo con el modelo operante, ingresaron el 2002 y 2003 (edad 0). Se destaca que el modelo operante es "cercano a la realidad" de merluza común, pudiendo identificar que describe bien la estructura de tallas de los cruceros de evaluación acústica (Fig. 71), así como la magnitud de las capturas anuales (Fig. 72).

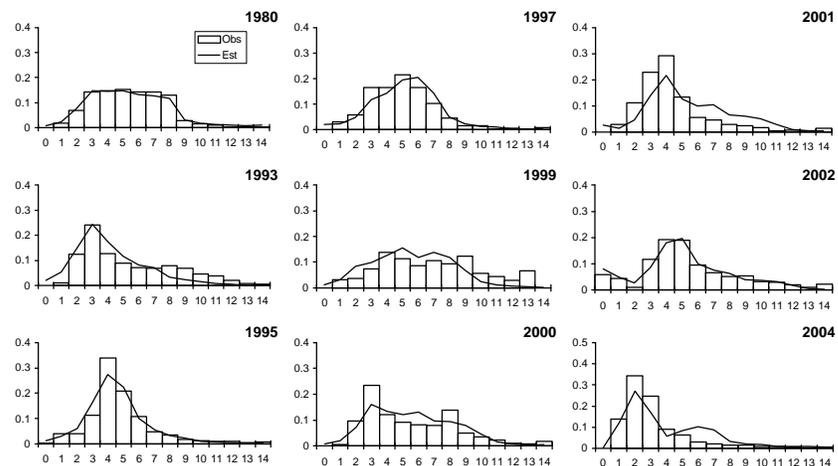


Fig. 71. Estructura de edades observadas en los cruceros de evaluación acústica en comparación con el que describe el modelo operante.

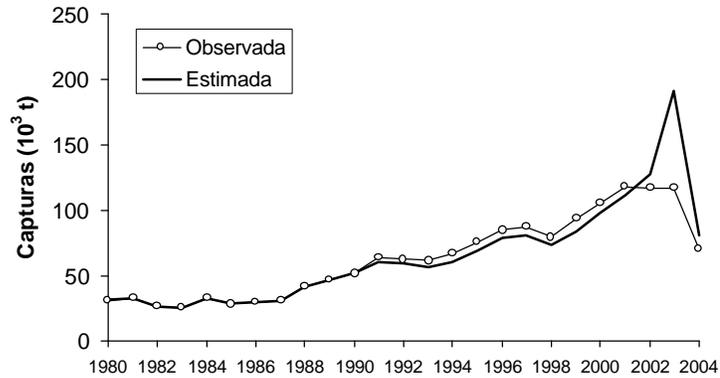


Fig. 72. Capturas anuales de merluza común (puntos) y aquellas estimadas con el modelo operante (línea continua).

Una comparación de la mortalidad por canibalismo de merluza común con los resultados encontrados con otras aproximaciones, se presenta en la Tabla 50. Gatica (2002) aplicó el MSVPA, pero impuso  $M1=0$  para los grupos de edad 0, 1, y 2 dando como resultado valores bajos de mortalidad por canibalismo. Posteriormente, Gatica *et al.* (MS) utilizaron  $M1=0.35 \text{ año}^{-1}$  y encontraron una mortalidad por canibalismo importante para el grupo de edad 0 ( $M_c=0.85 \text{ año}^{-1}$ ). Anteriormente, Arancibia *et al.* (1998) aplicaron el método de Leonart *et al.* (1985a) a datos del periodo 1992-1996, imponiendo valores de  $M1$  para los grupos de edad 0, 1 y 2. La tasa de mortalidad por canibalismo ( $M_c$ ) a la edad 0 fue estimada en  $0.19 \text{ año}^{-1}$ , que más bien es baja. Se destaca que el método de Leonart *et al.* (1985a) sólo interpola iterativamente la mortalidad por canibalismo a partir de la mortalidad natural total impuesta.

Tabla 50. Comparación de la tasa de mortalidad por canibalismo de merluza común, según varios autores y las encontradas en este estudio. Los valores son los promedios del periodo analizado.

<b>Autor Periodo</b>	Gatica (2002) 1992-2000			Gatica <i>et al.</i> (MS) 1992-2000			Arancibia <i>et al.</i> (1998) 1992-96			Este estudio 1990-2004		
<b>Edad</b>	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M</b>	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M</b>	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M</b>	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M</b>
<b>0</b>	0.00	0.25	0.25	0.35	0.85	1.20	0.20	0.19	0.39	0.30	0.41	0.71
<b>1</b>	0.00	0.04	0.04	0.35	0.23	0.58	0.25	0.09	0.34	0.30	0.19	0.49
<b>2</b>	0.00	0.01	0.01	0.35	0.03	0.38	0.30	0.05	0.35	0.30	0.04	0.34
<b>3</b>	0.35	0.00	0.35	0.35	0.00	0.35	0.32	0.00	0.32	0.30	0.01	0.31
<b>4</b>	0.35	0.00	0.35	0.35	0.00	0.35	0.30	0.00	0.30	0.30	0.00	0.30
<b>5</b>	0.35	0.00	0.35	0.35	0.00	0.35	0.30	0.00	0.30	0.30	0.00	0.30
<b>6</b>	0.35	0.00	0.35	0.35	0.00	0.35	0.30	0.00	0.30	0.30	0.00	0.30
<b>7</b>	0.35	0.00	0.35	0.35	0.00	0.35	0.30	0.00	0.30	0.30	0.00	0.30
<b>8</b>	0.35	0.00	0.35	0.35	0.00	0.35	0.30	0.00	0.30	0.30	0.00	0.30
<b>9</b>	0.35	0.00	0.35	0.35	0.00	0.35	0.30	0.00	0.30	0.30	0.00	0.30
<b>10</b>	0.35	0.00	0.35	0.35	0.00	0.35	0.30	0.00	0.30	0.30	0.00	0.30
<b>11</b>	0.35	0.00	0.35	0.35	0.00	0.35	0.30	0.00	0.30	0.30	0.00	0.30
<b>12</b>	0.35	0.00	0.35	0.35	0.00	0.35	0.30	0.00	0.30	0.30	0.00	0.30
<b>13</b>	0.35	0.00	0.35	0.35	0.00	0.35	0.30	0.00	0.30	0.30	0.00	0.30
<b>14</b>	0.35	0.00	0.35	0.35	0.00	0.35	0.30	0.00	0.30	0.30	0.00	0.30

En el caso del langostino colorado, la mortalidad por predación por merluza común es importante al afectar a todo el rango de edades. En el caso del langostino amarillo, aunque también se ve afectado todo el rango de edades, la mortalidad por predación debida a la merluza común no es tan importante. Contrariamente a lo encontrado por Arancibia *et al.* (1986), el grupo de edad 0 y 1 de los langostinos no sufrirían una mortalidad por predación importante debidas a la merluza común. Más bien, la predación de la merluza sobre los langostinos interactúa con el rango de edades que explota comercialmente la pesquería. Este aspecto es de notable importancia y debe ser considerado en el análisis de la situación de las pesquerías de crustáceos.

Finalmente, es necesario someter a discusión los resultados hasta aquí encontrados en el Taller de Discusión (ver Anexo 1). Hasta que eso no ocurra, difícilmente se podrá avanzar en una evaluación del desempeño de los métodos de evaluación, ya que es necesario fijar con criterios amplios las funciones de desempeño que más son pertinentes para la

administración de los recursos, y, en particular, para el sistema de vigilancia y programa de investigación que se pretende implementar.

## 10.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuña, E., M.T. González, and M. González. 2003. Pesquerías de langostinos y camarón nailon en el norte de Chile. *In: E. YÁÑEZ (ed): Actividad pesquera y de acuicultura en Chile*. Escuela de Ciencias del Mar, PUCV, Valparaíso, pp. 249-287.
- Acuña, E. et al., 2005. Evaluación directa de langostino colorado y amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2004. Preinforme final proyecto Fip 2004-11.
- Aguayo, M., Ojeda, V. 1987. Estudio de la edad y crecimiento de merluza común (*Merluccius gayi gayi* Guichenot, 1848) (Gadiformes – Merluccidae). *Invest. Pesq. (Chile)* 34:99-112.
- Alverson, D.L., Carney, M.J. 1975. A graphic review of the growth and decay of population cohorts. *J. Con. int. Explor. Mer*, 36:133-143.
- Arana, P.; Williams, S., 1970: Contribución al conocimiento del régimen alimentario de la merluza (*Merluccius gayi*). Unidad de investigación, Universidad de Concepción, 32 p.
- Arancibia, H., 1981: Agrupamiento por talla en función de la alimentación en la merluza común, (*Merluccius gayi*). Unidad de Investigación, Universidad de Concepción, 32 p.
- Arancibia, H.; Toro, J.; Fernández, 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*, Arana, P. (ed.), Escuela de Ciencias del Mar, UCV, Valparaíso, p. 57-67.
- Arancibia, H., 1989: Distribution patterns, trophic relationships and stock interactions in the demersal fish assemblage off central Chile. Dr. rer. nat. Tesis. University of Bremen, RFA, 221 p.
- Arancibia, H.; Meléndez, R., 1987: Alimentación de peces concurrentes en la pesquería de *Pleuroncodes monodon* Milne Edwards. *Invest. Pesq. (Chile)* 34, 113-128.
- Arancibia, H.; Fuentealba, M., 1993: Análisis de la alimentación de *Merluccius gayi gayi* (Guichenot, 1848) de Chile central, en el largo plazo. *Biol. Pesq.* 22, 5-11.
- Arancibia, H., Catrileo, M., Farías, B. 1998: Evaluación de la demanda de alimento en merluza común y análisis de su impacto en pre-reclutas. Informe Final Proyecto FIP N° 95-17, Universidad de Concepción, Fondo de Investigación Pesquera (FIP), Informe Técnico IT/95-17, 93 p.
- Arancibia, H., Neira, S., Christensen, V., Olson, R., Arreguín-Sánchez, F., Cubillos, L., Quiñones, R., Gatica, C., y Medina, M. 2003. Enfoque metodológico para el análisis ecosistémico en la administración de pesquerías de la zona central de Chile. *Informes Técnicos FIP/IT 2001-29*, 278 p.

- Arancibia, H., Cubillos, L.A., Acuña, E. 2005. Annual growth and age composition of the squat lobster *Cervimunida johni* off northern – central Chile (1996-97). *Scientia Marina* 69(1):113-122.
- Bahamondes, N.; Cárcamo, G., 1959: Observaciones sobre la alimentación de la merluza (*Merluccius gayi*) en Talcahuano. *Invest. Zool. Chilenas* 5, 211-216.
- Brey, T., Gage, J.D. 1997. Interactions of growth and mortality in benthic invertebrate populations: empirical evidence for a mortality-growth continuum. *Arch. Fish. Mar. Res.* 45(1):45-59.
- Canales, C., C. Montenegro, A. Parma, T. Peñailillo, H. Pool, & V. Espejo. 2000. Análisis de estrategia de explotación del langostino amarillo y langostino colorado. *Informes Técnicos FIP/IT 99-18*, 138 p.
- Canales, C. y C. Montenegro. 2004. Investigación y Evaluación Captura Total Permissible Langostino Colorado, 2004. Informe Final. Subsecretaría de Pesca-Instituto de Fomento Pesquero, 33 pp.
- Castillo, R.; Juarez, L.; Higgison, L., 1989. Predación y canibalismo en la población de la merluza peruana de la zona de Paita. *In: Memorias del Simposio Internacional sobre Recursos vivos y Pesquerías en el Pacífico Sudeste (Viña del Mar, Chile, 1988)*. Revista de la Comisión Permanente del Pacífico Sur (Número especial), p. 273-286.
- Chen, S., Watanabe, S. 1989. Age dependence of natural mortality coefficient in fish population dynamics. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 55(2):205-208.
- Clark, M.R. 1985. The food and feeding of seven fish species from the Campbell Plateau, New Zealand. *J. Mar.Freshw.Res.*, 19:339-363.
- Collie, J.S., DeLong, A.K., 1999. Multispecies interactions in the Georges Bank fish community, p. 187-210. *In: Ecosystem approaches for fisheries management*. Alaska Sea Grant College Program publication, AK-SG-99-01, University of Alaska, Fairbanks.
- Collie, J.S., Gislason, H. 2001. Biological reference points for fish stocks in a multispecies context. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 2167-2176.
- Contreras, S., 1977: Contribución al conocimiento alimentario de la merluza *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848) en el litoral de la Octava Región. Informe de práctica profesional. Pontificia Universidad Católica de Chile – Sede Talcahuano, 47 p.
- Cubillos, L., R. Alarcón, y A. Brante. 1999. Empirical estimates of natural mortality for the Chilean hake (*Merluccius gayi*): evaluation of precision. *Fisheries Research*, 42: 147-153.
- Cubillos, L.A., H. Rebolledo, y A. Hernández. 2003a. 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., Arcos, D., Sepúlveda, A. 2003b. La pesquería chilena de merluza común: ¿Es suficiente el uso de modelos cuantitativos de evaluación para asesorar científicamente al manejo de la pesquería?. *In: Actividad Pesquera y de Acuicultura en Chile*, E. Yáñez (Ed.). Escuela de Ciencias del Mar, UCV, Valparaíso, pp. 209 – 220.
- Cubillos, L.A. 2003. An approximative relationship to estimate the natural mortality rate in fish stocks, *Naga WorldFish Center Quarterly*, 26: 17-19.

- De la Mare, W.K. 1986. Fitting population models to time-series of abundance data. *Rep.Int.Whal.Comm.* 36: 399-418.
- Efron, B. 1985. Bootstrap confidence intervals for a class of parametric problems. *Biometrika*, 72:45-48.
- Espino, M.; Wosnitza-Mendo, V., 1989: Relación entre las poblaciones de merluza (*Merluccius gayi peruanus*) y anchoveta (*Engraulis ringens*). In: Memorias del Simposio Internacional de los Recursos Vivos y Pesquerías del Pacífico Sudeste. Jordán, R.; Kelly, R.; Mora, O.; de Vildoso, A. Ch.; Henríquez, N. (eds.). Revista de la Comisión Permanente del Pacífico Sur (Número especial), p. 267-271.
- Fuentealba, M., 1993: Relaciones tróficas intraespecíficas de la merluza común, *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848); de Chile Central. Tesis Magister en Ciencias (Zoología), Escuela de Graduados, Universidad de Concepción, Chile, 110 p.
- Gallardo, V.A., Bustos, H., Acuña, A., Díaz, L., Erbs, V., Meléndez, R., 1980: Relaciones ecológicas de las comunidades bentónicas y bentodemersal de la plataforma continental de Chile central. Informe Final. Convenio Subsecretaría de Pesca/Universidad de Concepción, 325 p.
- Gatica, C. 2002. El canibalismo como causa de mortalidad natural y su efecto en la evaluación de stock de la merluza común (*Merluccius gayi*) en Chile central, entre 1990 y 2000, Tesis Magíster en Ciencias mención Pesquerías, Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción, Concepción.
- Gatica, C., Cubillos, L. 2004. Análisis talla-estructurado de los cambios de abundancia en *Merluccius gayi gayi* entre 1992 y 2000. *Invest. Mar.*, Valparaíso, 32(1):71-87.
- Gatica, C., Jurado-Molina, J., Cubillos, L. (MS). Incorporating cannibalism in the stock assessment of hake in central Chile. (in litteris).
- Guzmán, O., Lillo, S., Giakoni, I., Avilés, J. 1981. Evaluación directa del recurso merluza común utilizando técnicas hidroacústicas. In Perspectivas de desarrollo de las pesquerías nacionales. Evaluación de los principales recursos demersales entre Papudo (32°30') y Chiloé (42°00'). Instituto de Fomento Pesquero.
- Hermosilla, I., 1959: Contribución al estudio del régimen alimentario de *Merluccius gayi* (Guichenot) frente a la zona de Concepción. Memoria para optar al título de profesor de estado de biología. Universidad de Concepción, Chile, 50 p.
- Hilborn, R., Walters, C.J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics, and uncertainty. Chapman and Hall, New York, 570 p.
- Hoening, J.M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fishey Bulletin US*, 82: 898-902.
- Hollowed, A.B., Ianelli, J.N., Livingston, P.A. 2000. Including predation mortality in stock assessments: a case study for Gulf of Alaske walleye pollock. *ICES J. Mar. Sci.*, 57:279-293.
- Hoyl, A., 1967: Alimentación de la merluza *Merluccius gayi* (Guichenot) en la zona de Valparaíso (Chile). Memoria de Título Técnico en Industrias Pesqueras. Universidad Católica de Valparaíso. 25 p.
- Kirkwood, G.P. 1981. Estimation of stock size using relative abundance data – a simulation study. *Rep. Int. Whal. Comm.* 31:729-735.

- Lillo, S., J. Giakoni, A. Paillaman, I. Payá, S. Mora, C. Cerda, J. Blanco y H. Arancibia. 1993. Evaluación directa del stock de merluza común en la zona centro-sur. Informes Técnicos FIP-IT/ 93-03, 131 p+anexos y figuras.
- Lillo, S., Córdova, J., Rojas, M., Ojeda, V., Olivares, J., Tascheri, R., Alarcón, R., Miranda, L., Braun, M., Núñez, S., Ortiz, J. 1998. Evaluación hidroacústica del stock de merluza común explotado en la zona centro-sur. Informes Técnicos FIP-IT /97-12. 125 p+anexos.
- Lillo, S., Vega, R., Ojeda, V., Olivares, J., Tascheri, R., Braun, M., Valenzuela, V., Núñez, S., Ortiz, J., 2000. Evaluación acústica del recurso merluza común en la zona centro-sur, 1999. Informes Técnicos FIP-IT/99-04.132 p+anexos y figuras.
- Lillo, S., Ojeda, V., Olivares, J., Tascheri, R., Braun, M., Valenzuela, V., Núñez, S., Ortiz, J., Torres, P. 2001. Evaluación acústica del recurso merluza común en la zona centro-sur, año 2000. Informes Técnicos FIP-IT/2000-04.126 p+anexos y figuras.
- Lillo, S., Núñez, S., Ojeda, V., Balbontín, F., Braun, M., Tascheri, R., Saavedra, A., Bravo, R., Ortiz, J., Torres, P., Cubillos, L., Olivares, J. 2002. Evaluación hidroacústica de merluza común, 2001. Informes Técnicos FIP-IT/2001-18, 162 p. + anexos
- Lillo, S., Rojas, M., Tascheri, R., Ojeda, V., Olivares, J., Balbontín, F., Bravo, R., Núñez, S., Braun, M., Ortiz, J., Torres, P., Vejar, F., Cubillos, L., Saavedra, A. 2003. Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2002. Informes Técnicos FIP-IT/2002-03, 182 p. + anexos.
- Livingston, P.A.; Dwyer, D.A.; Wencker, D.L.; Yang, M.S.; Lang, G.M., 1986: Trophic interactions of the key fish species in the Eastern Bering Sea. Inst. North. Pacific. Fish. Comm. Bull. 47, 49-65.
- Livingston, P.; Bailey, K., 1985: Trophic role of the Pacific whiting, *Merluccius productus*. Mar. Fish. Rev. 47(2), 16-22.
- Livingston, P.A., Jurado-Molina, J., 2000. A multispecies virtual population análisis of the eastern Bering Sea. ICES Journal of Marine Science, 57:294-299.
- Livingston, P., Methot, R.D. 1999. Incorporation of predation into a population assessment model of eastern Bering Sea walleye pollock, p. 663-678. In: Fishery stock assessment models. Alaska Sea Grant College Program Publication AK-SG-98-01, 1037 p.
- Livingston, P.A. 1993. Importance of walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, and Pacific herring, *Clupea pallasii*, to groundfish, marine mammals, birds and the commercial fisheries in the eastern Bering Sea. Marine Ecology Progress Series, 102:205-215.
- Lleonart, J.; Sallat, J.; Macpherson, E., 1985a: CPVA, an expended VPA with cannibalism. application to a hake population. Fish. Res. 3, 61-79.
- Lleonart, J.; Sallat, J.; Macpherson, E., 1985b: Un MSVPA (Multispecies Virtual Population Analysis) empírico. Aplicación a la merluza del Cabo, considerando el canibalismo y la depredación de la rosada. In: Symp. Int. Afl. O. Afr., Inst. Inv. Pesq., Barcelona, 1041-1052.

- Macpherson, E.; Roel, B., 1987: Trophic relationships in the demersal fish community off Namibia. *In: The Benguela and comparable ecosystems*. Payne, A. I. L.; Gulland, J. A.; Brink, K. H. (eds). *S. Afr. J. mar. Sci.* 5, 585-596.
- Magnusson, K. 1995. An overview of the multispecies VPA – theory and applications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 5: 195-212.
- Meléndez, R., 1984: Alimentación de *Merluccius gayi* (Guichenot) frente a Chile central (32°05' S-36°50'S). *Bol. Mus. Nac. Hist. Nat., Chile*, 54 p.
- Neira, S., Arancibia, H., Cubillos, L. 2004. Comparative analysis of throphic structure of commercial fishery species off Central Chile in 1992 and 1998. *Ecological Modelling* 172: 233-248.
- Patterson, K.R., Kirkwood, G.P. 1995. Comparative performance of ADAPT and Laurec-Shepherd methods for estimating fish population parameters and in stock assessment. *ICES J. Mar. Sci.* 52:183-196.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J.Cons.int.Explor.Mer*, 39: 175-192.
- Pauly, D. 1986. A simple method for estimating the food consumption of fish populations from growth data of food conversion experiments. *Fishery Bulletin US*, 84:827-840.
- Payá, I. 2003. Asesoría biológica para el manejo de la pesquería de merluza común (*Merluccius gayi gayi*): Evaluación de stock y análisis de riesgo. *In: Actividad Pesquera y de Acuicultura en Chile*, E. Yáñez (Ed.). Escuela de Ciencias del Mar, UCV, Valparaíso, pp. 189 – 207.
- Payá, I., S. Lillo, A. Paillaman, S. Mora, V. Ojeda, E. Figueroa, J. Blanco, H. Arancibia, R. Alarcón, L. Miranda, A. Pacheco y L. Cubillos. 1996. Evaluación hidroacústica del stock de merluza común en la zona centro-sur. *Informes Técnicos FIP-IT/95-14*, 73 p+anexos y figuras.
- Payá, I., Tascheri, R., Montenegro, C., Bravo, C. 2001. Estado y diagnóstico del recurso merluza común, 2001. Ifop (Agosto 2001). 38 p. + anexos
- Payne, A., B. Rose. y W. Leslie. 1987. Feeding of hake and a first attempt at determining their trophic role in the South African west coast marine environment. *In: The Benguela and comparable ecosystems*, Paine, A. I. L.; Gulland, J. A.; Brink, K. H. (eds.). *S. Afr. J. mar. Sci.* 5, 471-501.
- Punt, A. 1988. Model selection for the dynamics of Southern African lake resources. *BEP Report N° 15*, 402 p.
- Punt, A.; Leslie, R.; Du Plessis, S., 1992: Estimation of the annual consumption of the food by Cape hake *Merluccius capensis* and *M. paradoxus* off the South African west coast. *Benguela Trophic Functioning*. *S. Afr. J. mar. Sci.* 12, 611-634.
- Quiroz, J. C., C. Canales y C. Montenegro. 2004. Investigación y Evaluación Captura Total Permissible Langostino Amarillo, 2004. Informe Final. Subsecretaría de Pesca-Instituto de Fomento Pesquero, 58 pp + anexo.
- Rickter, V.A. y V.N. Efanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. *ICNAF Res.Doc.*, 76/VI/8:12 p.
- Roa, R. 1993. Annual growth and maturity function of the squat lobster *Pleuroncodes monodon* in central Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 97: 157-166.

- Smith, C. y P. Reay. 1991. Cannibalism in teleost fish. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 1: 41-64.
- SSP. 2003. Cuota global anual de captura de merluza común año 2004. Subsecretaría de Pesca. Informe Técnico (R.Pesq.) N° 80, 26 p. + anexos
- SSP, 2004a. Cuota global anual de captura de merluza común (*Merluccius gayi gayi*), año 2005. Inf. Téc. (R.Pesq.) N° 77, Subsecretaría de Pesca, Valparaíso, 32 pp.
- SSP, 2004b. Cuota global anual de captura de langostino amarillo en la III y IV Región, año 2005. Inf. Téc. (R.Pesq.) N° 92, Subsecretaría de Pesca, Valparaíso, 20 pp.
- SSP, 2004c. Cuota global anual de captura de langostino colorado entre la I y IV Región, año 2005. Inf. Téc. (R.Pesq.) N° 86, Subsecretaría de Pesca, Valparaíso, 18 pp.
- Taylor, C.C. 1960. Temperature, growth and mortality, the Pacific cockle. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 26: 117-124.
- Tsou, T.-S., Collie, J.S. 2001. Estimating predation mortality in the Georges Bank fish community. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58:908-922.
- Ursin, E. 1973. On the prey size preference of cod and dab. *Meddr. Danm. Fisk.-og Havunders.*, 7:85-98.
- Vasconcellos, M. 2003. An analysis of harvest strategies and information needs in the purse seine fishery for the Brazilian sardine. *Fisheries Research* 59: 363-378.
- Velasco, F.; Olaso, I., 1998: European hake *Merluccius merluccius* (L., 1758) feeding in the Cantabrian Sea: seasonal, bathymetric and length variations. *Fish. Res.* 32:33-44.

## 11. OBJETIVO ESPECÍFICO 3

### PARTE B. Evaluar la mortalidad por predación con diferentes metodologías globales

#### 11.1. RESUMEN

Se estima los coeficientes de mortalidad natural (M) y por predación (M2) para los recursos pesqueros langostino amarillo (*Cervimunida johni*), langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) y merluza común (*Merluccius gayi*), basándose en cinco modelos multiespecíficos que describen el ecosistema marino de Chile central (V a IX regiones, 31 grupos funcionales) en los años 1992, 1998, 2000, 2002 y 2003. Se presenta los resultados y análisis derivados de la construcción de un modelo ecotrófico multiespecífico para el área de estudio en el año 2003, detallándose los parámetros de entrada requeridos por EwE y la fuente de información consultada. Con el modelo multiespecífico que representa el sistema en el año 1992 se simula los siguientes escenarios en los recursos langostino colorado y langostino amarillo: i)  $F=0$ ; ii)  $F=0.05$ ; y iii)  $F=0.1$ , mediante el modelo y paquete computacional Ecopath con Ecosim versión 5.0. Cada uno de estos escenarios es, a su vez, evaluado considerando cambios en la vulnerabilidad a predación de ambos recursos. Se realiza también un análisis de correlación entre la biomasa de merluza común (predador) y langostino colorado y amarillo (presas), utilizando series de tiempo de biomasa para cada una de estas especies. La mortalidad por predación (M2) cumpliría un rol importante en la dinámica de la biomasa de las especies analizadas en este estudio y podría ser un factor significativo a considerar en las medidas de ordenamiento de su pesquería. M2 no sería igualmente importante en la dinámica ambos recursos de langostinos, lo que se comprueba a través de la comparación inter-modelos, simulaciones dinámicas y las correlaciones de biomasa predador-presa. En el caso de merluza común la importancia relativa de F y M2 varían con la ontogenia: M2 es el principal componente de mortalidad en juveniles, mientras que F es el principal componente en los adultos. El coeficiente M2 en merluza común (adultos y juveniles) no fue mayor en el año 2003 comparado con años anteriores, como podría haberse esperado a partir de la inclusión de jibia (*Dosiducus gigas*) en el modelo

multiespecífico construido para ese año. Las biomásas de merluza común (predador) y de langostino colorado (presa) no se relacionan aleatoriamente en el tiempo, sino que existe un patrón estadísticamente significativo que indica que el predador ejerce un control top-down sobre la presa y que la abundancia de merluza común puede incidir significativamente en la abundancia de langostino colorado.

## 11.2. INTRODUCCIÓN

Los stocks de langostino amarillo y langostino colorado explotados entre la II y la VIII Regiones se distribuyen en focos localizados en zonas costeras. Las abundancias de estos stocks presentan un comportamiento que dependería directa y fuertemente del nivel de las capturas y, secundariamente, de los reclutamientos (Canales & Espejo, 2002). De acuerdo con análisis realizados a los stocks de langostino amarillo y colorado, en los últimos años se habría registrado significativas reducciones de los stocks totales determinada por los siguientes factores: *i*) sobrepesca entre 1995 y 1999; *ii*) disminución de la fracción desovante; *iii*) bajos reclutamientos entre los años 1997 y 2000; y, *iv*) deterioro sostenido de la calidad somática (Canales & Espejo, 2002). Sin embargo, Acuña *et al.*, (2004) revelan una recuperación de los stocks de los langostinos colorado y amarillo en la III y IV Regiones, probablemente debido a las fuertes regulaciones aplicadas a la pesquería con cuotas restringidas.

Actualmente, existe incertidumbre acerca de los niveles de biomasa de los recursos langostinos colorado y amarillo, y el posible impacto de abrir sus pesquerías de la V a la VIII Regiones, la que se encuentra en veda desde el 2001. Para el ecosistema marino de Chile central (V a IX Regiones), Arancibia *et al.* (2003) informan que la mortalidad por predación es la principal causa de mortalidad en langostino colorado y langostino amarillo. Esto, sumado a los bajos niveles de biomasa que presentan ambos recursos en esa macrozona, hace necesario evaluar también el efecto de la predación en la dinámica de sus biomazas.

Diversos estudios han indicado la importancia como ítem alimentario que significan langostino colorado y langostino amarillo para merluza común (Arancibia, 1989, 1991). Sin embargo, la merluza común también exhibe un comportamiento altamente caníbal (Arancibia *et al.*, 1998; Arancibia & Fuentealba, 1993; Fuentealba, 1993; Arancibia *et al.*, 1998). En este sentido, Fuentealba (1993) mostró que el consumo de juveniles por parte de los adultos de merluza común habría alcanzado a 10 mil toneladas en 1991,

removiendo el 91% en número, mientras que la pesquería sólo extrajo el 9% de esta fracción. Además, Arancibia *et al.* (1998) indicaron que el canibalismo parece incrementarse en condición de alta abundancia de ejemplares juveniles de edad 0, probablemente a través de un mecanismo denso-dependiente de regulación de la abundancia.

En las Bases Especiales de este proyecto (numeral 5.2.iii) se señala que "el consultor deberá entregar una tabla comparativa de las tasas de mortalidad por pesca ( $F$ ) vs. las tasas de mortalidad por predación ( $M2$ ) y su aporte a la mortalidad total ( $Z$ )". Para ello, nuestra propuesta fue utilizar resultados de modelos multiespecíficos del ecosistema marino de Chile central (V a IX Regiones) que incluyen información biológica y pesquera de 31 grupos funcionales. Tales modelos fueron construidos por Arancibia *et al.* (2003), Neira & Arancibia (2004) y Neira *et al.* (2004) para los años 1992, 1998 y 2000 respectivamente, y por Arancibia & Neira (2003) para el año 2002. Sin embargo, en este informe se presenta también los detalles de la construcción y balance de un modelo para la misma zona en el año 2003, simulaciones dinámicas en las cuales se evalúa escenarios de pesca y cambios en mortalidad por predación en langostino colorado y langostino amarillo, y correlaciones entre la biomasa de merluza común (predador) y ambas especies de langostino (presas).

### **11.3. METODOLOGÍA**

#### **11.3.1. ESTIMACIÓN DE COEFICIENTES DE MORTALIDAD**

Se estimó mediante EwE los coeficientes de mortalidad natural ( $M$ ), por predación ( $M2$ ), por pesca ( $F$ ) y total ( $Z$ ) para los recursos pesqueros langostino amarillo, langostino colorado y merluza común como sigue:

El coeficiente de mortalidad total ( $Z$ ) puede dividirse en sus componentes de la siguiente forma:

$$Z = F + M$$

donde  $F$  es el coeficiente de mortalidad por pesca y  $M$  es el coeficiente de mortalidad natural. A su vez,  $M$  puede separarse en sus componentes, a saber:

$$M = M2 + M0$$

donde  $M2$  es el coeficiente de mortalidad por predación y  $M0$  corresponde a la mortalidad residual que no es explicada por predación ni capturas (*e.g.* enfermedades, longevidad, etc.). Por su parte,  $F$  se calcula como:

$$F = \frac{Y}{B}$$

donde  $Y$  es el desembarque (toneladas) obtenido desde los registros oficiales del Servicio Nacional de Pesca (SERNAPesca) y  $B$  es la biomasa (toneladas) del grupo  $i$ , obtenida por métodos directos y/o indirectos.

El coeficiente de mortalidad por predación ( $M2$ ) se calcula de la siguiente forma:

$$M2 = \sum_{j=1}^n Q_{ij} \cdot DC_{ji}$$

donde la sumatoria es sobre todos los  $n$  predadores que se alimentan de la presa  $i$ ,  $Q_j$  es la tasa de consumo total de la presa  $i$  por el predador  $j$ ,  $DC_{ji}$  es la fracción con que la presa  $i$  contribuye a la dieta del predador  $j$ .

$Q_{ij}$  y  $DC_{ji}$  se obtienen a partir de los modelos tróficos multiespecíficos construidos por Arancibia *et al.* (2003) para los años 1992, 1998, 2000, Arancibia & Neira (2003) para el año 2002, más el 2003 (este proyecto). A su vez,  $M0$  se calcula como:

$$M0 = P_i(1 - EE_i)$$

donde  $P_i$  es la producción del grupo  $i$ ,  $EE_i$  es la denominada “eficiencia ecotrófica” de  $i$ , y representa la proporción de la producción de  $i$  que se utiliza dentro del sistema.  $P_i$  y  $EE_i$  se obtienen a partir del balance del modelo trófico multiespecífico elaborado para los años mencionados.

En la sección resultados se entrega un análisis comparado de M2, M0 y F en los recursos langostino colorado, langostino amarillo y merluza común, con hincapié en sus semejanzas y diferencias, en las causas de éstas, indagándose en las posibles implicancias de tales semejanzas/diferencias en la evaluación de stock y en sugerencias de manejo.

### **11.3.2. DESCRIPCIÓN DE LA INFORMACIÓN Y MÉTODOS DE ESTIMACIÓN REQUERIDOS PARA APLICACIÓN DE ECOPATH CON ECOSIM (EwE) EN EL ECOSISTEMA MARINO DE CHILE CENTRAL EN EL AÑO 2003**

Este proyecto incluye la construcción y balance de un modelo ecotrófico para el área de estudio en el año 2003, que corresponde al periodo por el cual la información es más completa a la fecha de entrega del informe pre-final. La información biológico-pesquera de los principales grupos tróficos del sistema en el año 2003 se presenta en la Tabla 51 junto con los parámetros de entrada al modelo EwE y la fuente de información utilizada.

A continuación se presenta una descripción de los parámetros de entrada en EwE para cada grupo funcional requeridos por el modelo ecotrófico multiespecífico para dar cuenta del numeral 5.2.vi de las Bases Especiales:

- Biomasa (B): es la masa total de cada grupo viviente. En EwE se ingresa como densidad y sus unidades son  $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2}$ . Se calcula mediante técnicas de evaluación de stock estándar, como por ejemplo evaluación directa (*e.g.* área barrida) o indirecta (*e.g.* Análisis Secuencial de Población).
- Producción: es la generación de tejido por un grupo en el período de tiempo considerado. Se ingresa como la razón producción/biomasa (P/B). La producción total estimada por EwE es un flujo expresado en  $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ , mientras que P/B se

expresa en año<sup>-1</sup>. De acuerdo con Allen (1971), en poblaciones en equilibrio con mortalidad exponencial y crecimiento individual tipo von Bertalanffy, la razón P/B es equivalente a la mortalidad total (Z), la que se estima mediante técnicas estándar, como por ejemplo el método de la curva de captura.

- Consumo: es la ingesta de alimento por un grupo en el período de tiempo considerado. Se expresa como la razón consumo sobre biomasa (Q/B). El consumo absoluto calculado por EwE es un flujo expresado en ton\*km<sup>-2</sup>\*año<sup>-1</sup>, mientras que Q/B se expresa en año<sup>-1</sup>.
- Composición de la dieta de los predadores (DC): corresponde a la fracción en peso que aporta cada presa al contenido estomacal de un predador. No tiene unidades. Se determina a través del análisis cuantitativo del contenido estomacal de los predadores.
- Eficiencia ecotrófica (EE): corresponde a la fracción de la producción de cada grupo que es utilizada dentro del sistema como predación o capturas. No tiene unidades.
- Eficiencia de conversión de alimento (GE): se estima como la razón producción/consumo (P/Q). No tiene unidades.
- Captura (Y): es la remoción por pesca de la biomasa de un grupo dentro del sistema. Sus unidades son ton\*km<sup>-2</sup>\*año<sup>-1</sup>. Para los grupos recursos pesqueros se utiliza el desembarque oficial informado por el Servicio Nacional de Pesca.

Como se observa en la Tabla 51, la mayor parte de la información se concentra en los grupos que son recursos pesqueros, para los que existen estimaciones anuales de biomasa, ya sea por métodos directos o indirectos, y, algunas veces, datos cuantitativos de contenido estomacal. El resto de la información corresponde a parámetros extraídos de la literatura especializada calculados para el mismo grupo/especie, en ecosistemas comparables, *i.e.* ecosistemas de surgencia tales como los de la Corriente de Humboldt (frente a Perú) y de la Corriente de Benguela.

Tabla 51. Grupos tróficos funcionales incluidos en la modelación del ecosistema marino de Chile central, año 2003 y fuente de información necesaria para parametrizar el modelo. Nomenclatura: (j)=juveniles; (a)=adultos.

Grupo/parámetro	B (ton*km <sup>-2</sup> *año <sup>-1</sup> )	P/B (año <sup>-1</sup> )	Q/B (año <sup>-1</sup> )	Y (año <sup>-1</sup> )	DC (% en peso)
Cetáceos (orca+delfín)	1 y 2	2; 3	3; 4	-	3; 5
Lobo marino	6		1	-	6
aves marinas	1 y 2	1	1	-	1; 2
Merluza común (j)		7	7		
Merluza común (a)	8	7	7	9	
sardina común (j)	10	10	7	9	11
sardina común (a)	10	10	7	9	11
anchoveta (j)	10	10	7	9	11
anchoveta (a)	10	10	7	9	11
Calamar		2		9	12;13
Jibia			14	9	14
peces mesopelágicos	15	2	-		1
langostino colorado (j)		13	13		13
langostino colorado (a)	16	13	13	9	13
langostino amarillo	16	3	13	9	13
Camarón nailon	17	13	13	9	13
Jurel	18	18		9	18
Merluza de cola	19	7	7	9	20
Caballa		7	7	9	
Albacora		7	7	9	
Congrio negro	7	21; 22	21; 22	9	21; 22
pejerrata	7	21; 22	21; 22	9	21; 22
lenguado ojos grandes	7	21; 22	21; 22	9	21; 22
Besugo	23	21; 22	21; 22	9	21; 22
blanquillo	7	21; 22	21; 22	9	21; 22
Rayas	7	21; 22	21; 22	9	21; 22
poliquetos	24	24	25	-	24
salpas y gelatinosos		2	2	-	2
copépodos		26		-	26
eufáusidos		27		-	27
fitoplancton		28	-	-	

Referencias: 1=Jarre *et al.* (1989); 2=Jarre-Teichmann *et al.* (1998); 3=Pauly *et al.* (1998); 4=Browder (1993); 5=Majluf & Reyes (1989); 6=Doppler Ltda. (1997); 7=Arancibia & Neira (2003); 8= SSP (2004a); 9=Sernapesca (2003); 10=Cubillos (*com. pers.*); 11=Arrizaga *et al.* (1993); 12=Lipinski (1992); 13=Wolf (1994); 14=Cubillos *et al.* (2003); 15=Hewitson & Crushak (1993); 16=FIP 2003-31; 17=FIP 2003-05; 18=FIP 2003-02; 19= SSP (2004b); 20=Cubillos (2004); 21=Arancibia *et al.* (2003); 22=Neira *et al.* (2004); 23=SSP 2004c; 24=Carrasco & Arcos (1980); 25=Arreguín-Sánchez *et al.* (1993); 26=Escribano & McLaren (1999); 27=Hutchings *et al.* (1991); 28=Daneri *et al.*, 2000.

### 11.3.3. SIMULACIÓN DE CAMBIOS EN $F$ Y $M2$ Y SU EFECTO SOBRE LA DINÁMICA DE LA BIOMASA DE LANGOSTINO COLORADO Y LANGOSTINO AMARILLO

Para aprovechar las virtudes de la aproximación ecotrófica multiespecífica (*i.e.* EwE), se analizó la tendencia de la biomasa de langostino amarillo y langostino colorado ante cambios en  $F$  y  $M2$ , los que fueron evaluados a partir de un modelo trófico multiespecífico previamente construido para el año 1992 (Arancibia *et al.*, 2003). Se utilizó la ecuación principal de Ecosim, la que se presenta nuevamente acá para mayor claridad, cuya expresión es:

$$\frac{dB_i}{dt} = f(B) - M0 \cdot B_i - F_i \cdot B_i - \sum_{j=1}^n c_{ij}(B_i, B_j)$$

donde  $f(B)$  es una función de  $B_i$ ;  $B_i$  es la biomasa del grupo  $i$ ;  $c_{ij}(B_i, B_j)$  es la función que predice el consumo de la presa  $i$  por el predador  $j$ .

Al ingresar valores de  $f(B)$  y  $c_{ij}(B_i, B_j)$  es posible integrar el sistema de ecuaciones en el tiempo utilizando tasas de mortalidad por pesca ( $F$ ) variables, obteniendo entonces predicciones dinámicas de biomasa para todo  $i$ , las que son un resultado directo de cambios en la captura, la predación y la disponibilidad de alimento para cada grupo  $i$ , siendo un reflejo indirecto de cambios en la pesca y la predación sobre grupos con los cuales interactúa el grupo  $i$ .

### 11.3.4. AJUSTE DEL MODELO MULTIESPECÍFICO

Previo a las simulaciones, las biomásas dinámicas proyectadas por EwE a partir del modelo multiespecífico que representa el ecosistema marino de Chile central en el año 1992 (Arancibia *et al.*, 2003) fueron forzadas utilizando valores de  $F$  de los grupos langostino colorado, langostino amarillo y merluza común (Fuente: Arancibia *et al.*, 2003). Posteriormente, se ajustó las proyecciones dinámicas de biomasa predichas por

EWE a series de tiempo de biomasa observada para ambos recursos de langostinos (Fuente: Acuña *et al.*, 2004) y para merluza común (SSP, 2004). Una vez ajustado el modelo, se simuló la tendencia de la biomasa de las presas (langostino amarillo y langostino colorado).

#### 11.3.4.1. ESCENARIOS SIMULADOS

De acuerdo con Acuña *et al.* (2004) y Neira & Arancibia (2005), quienes utilizaron la misma metodología que en este proyecto, arribaron a la conclusión que las biomásas de langostino colorado y langostino amarillo solo podrían recuperarse ante niveles muy bajos de  $M2$  y de  $F$ . En esta investigación se analizó el efecto de i) de continuar la veda en estos recursos ( $F=0$ ), más dos escenarios de aumento moderado en  $F$ , ii)  $F=0.005$ ; y iii)  $F=0.01$ . Cada uno de estos escenarios de pesca fue evaluado considerando disminución en la mortalidad por predación para indagar en el posible efecto de la disminución dramática de la biomasa de merluza común, que es el principal predador de estas especies en el sistema demersal de Chile central. Entonces, cada escenario de pesca fue, a su vez, evaluado considerando los siguientes cambios en  $M2$  de langostino amarillo y langostino colorado, a saber: disminución en pasos de 75%, 50% y 25%.

Los cambios en la mortalidad por predación se simularon variando el parámetro vulnerabilidad de cada una de las especies de langostinos a los predadores. En ECOSIM la biomasa de cada grupo presa  $B_i$  tiene un componente vulnerable para cada predador  $j$  ( $V_{ij}$ ) en cualquier momento del tiempo (Fig. 73). Esta biomasa  $V_{ij}$  puede intercambiarse con la biomasa no disponible ( $B_i - V_{ij}$ ) a una velocidad que está determinada por el parámetro vulnerabilidad ( $v$ ). Si  $v$  es alto, entonces el reemplazo desde la biomasa invulnerable a la vulnerable será rápido. Por lo tanto, un valor alto de  $v$  ( $v \gg 1$ ) implica un control por predadores. Contrariamente, si  $v$  es bajo ( $v \sim 1$ ), entonces el reemplazo de la biomasa desde la fracción  $B_i - V_{ij}$  a la  $V_{ij}$  será lento, y la cantidad consumida por el predador estará determinada principalmente por el valor de  $v$  más que por el valor de la biomasa del predador. Por lo tanto, un valor bajo de  $v$  implica control por presas.

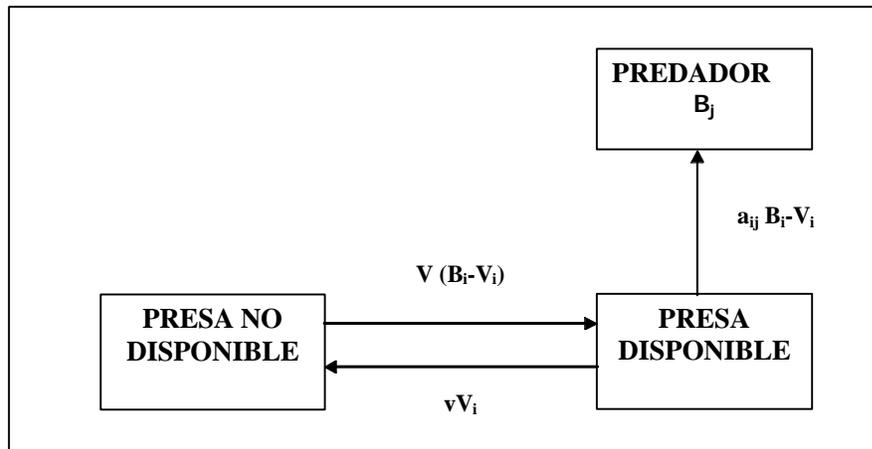


Fig. 73. Representación de los flujos entre la fracción vulnerable ( $V_i$ ) e invulnerable ( $B_i - V_i$ ) de la biomasa de la presa en **EwE**. El parámetro  $a_{ij}$  es la tasa de búsqueda de la presa  $i$  por el depredador  $j$ ,  $v$  es la tasa de intercambio entre el estado vulnerable y el invulnerable. El balance instantáneo entre ambos estados de la biomasa de la presa implica que  $V_i = vB_i / (2v + aB_j)$ . Modificado de Walters *et al.* (1997).

### **11.3.5. ANÁLISIS DE SERIES HISTÓRICAS DE BIOMASA U OTRA MEDIDA DE ABUNDANCIA PARA ANALIZAR LA EXISTENCIA DE INTERACCIONES ENTRE EL STOCK DEL PREDADOR (MERLUZA COMÚN) SOBRE LAS PRESAS (LANGOSTINOS COLORADO Y AMARILLO)**

Las Bases Especiales de este proyecto (numeral 5.2.iv) señalan que el consultor deberá "utilizar series históricas de biomasa u otra medida de abundancia para demostrar la existencia de interacciones significativas entre el stock del predador y las pesquerías sobre sus presas". Al respecto, Acuña *et al.* (2004) y Neira & Arancibia (2005) señalan que la tendencia de la biomasa de langostino colorado y langostino amarillo entre los años 1990 y 2002, utilizando un modelo ecotrófico multiespecífico y series de tiempo de mortalidad por pesca, es proyectada correctamente por EwE. Esto implica que, junto con  $F$ , las relaciones tróficas en la forma de predación también habrían jugado un rol importante en la dinámica de la biomasa de estos recursos en el pasado. Además,  $M2$  también podría jugar un rol importante en la recuperación de la biomasa de ambos recursos en el futuro.

En este estudio se analizó la existencia de relaciones predador-presa utilizando tres series históricas de biomasa de 15 años cada una (1990-2004) para los recursos langostino colorado y langostino amarillo como presas (Fuente: Acuña *et al.*, 2004) y merluza común como predador (Fuente: SSP, 2004). Se utilizó la prueba de correlación estadística no paramétrica de Spearman (contenida en el software Statistica 7.0) para comprobar que la relación predador/presa entre merluza común (predador) y las especies de langostino colorado y langostino amarillo (presas) es del tipo top-down. Si se cumple esta condición entre estas especies, entonces se espera que la prueba estadística arroje una correlación negativa y significativa entre la biomasa del predador y las presas.

## 11.4. RESULTADOS

### 11.4.1. ANÁLISIS COMPARADO DEL EFECTO DE $F$ Y $M2$ SOBRE $Z$ DE LOS RECURSOS PESQUEROS EN ESTUDIO EN LA ÚLTIMA DÉCADA

El análisis comparado de la mortalidad por pesca ( $F$ ) y por predación ( $M2$ ) con respecto a la mortalidad total ( $Z$ ) para los recursos langostino colorado, langostino amarillo y merluza común en la zona centro sur de Chile para los años 1992, 1998, 2000, 2002 y 2003 se presenta en la Tabla 52. En general, la mortalidad natural ( $M$ ) corresponde a la principal causa de  $Z$  en los tres recursos pesqueros en los períodos analizados.

En el caso de los recursos langostino colorado y langostino amarillo, un análisis más detallado indica que  $M2$  es la principal causa de mortalidad. En el caso de langostino colorado,  $M2$  se habría incrementado fuertemente a partir del 2000, alcanzando el máximo valor en el año 2003.  $M2$  en langostino amarillo se habría mantenido en un nivel cercano al 50% de  $M$  en los años analizados, pero disminuido significativamente en el año 2003 (Tabla 52). En ambos recursos pesqueros  $M2$  alcanzaría la mayor proporción de mortalidad a partir del año 2002, cuando  $F=0$  como consecuencia de la veda total impuesta a partir de 2001 y que sigue vigente.

Con respecto a la mortalidad por pesca ( $F$ ), ésta habría representado un porcentaje muy bajo de mortalidad en los recursos de langostinos en los cinco años analizados (Tabla 52), aunque debe mencionarse que en los años 2002 y 2003 ambos recursos se encontraban en veda.

En el caso de merluza común (juveniles) se observa que  $M$  es la principal causa de mortalidad. Además,  $M2$  es el principal componente de  $M$ . Por su parte,  $M0$  y  $F$  son despreciables comparados con  $M$  y  $M2$  (Tabla 52).

Aunque en merluza común (adultos)  $M$  es también la principal causa de mortalidad total, en este grupo  $M0$  sería la principal causa de mortalidad, seguida de  $F$  y de  $M2$ , que equivale en promedio, a más del 50% de  $F$  (Tabla 52).

En el caso de merluza común, tanto en juveniles como en adultos, el coeficiente de mortalidad por predación no fue mayor en el año 2003 comparado con años anteriores o con el promedio como podría haberse esperado a partir de la inclusión de jibia como predador en el modelo. Este resultado es altamente destacable y debe ser tenido en consideración. En el caso de merluza común (adulto),  $M_2$  en el año 2003 es superior al promedio, pero inferior al máximo de la serie ( $M_2=0.15$ ) en 1998 (Tabla 52). Esto indica que este grupo no sufrió valores de mortalidad por predación extremas por la inclusión de jibia en el sistema. Sin embargo, el incremento en  $M_2$  en merluza común (adultos) también podría explicarse por la fuerte caída en su biomasa respecto a años anteriores.

Tabla 52. Valores de mortalidad por pesca (F), mortalidad natural (M), mortalidad por predación (M2) y mortalidad por otras causas (M0) para langostino colorado y langostino amarillo, estimados a partir de cuatro modelos ecotróficos que representan la zona centro-sur de Chile (V a IX Regiones) en los años 1992, 1998, 2000, 2002 y 2003.

Grupo	Coeficiente	Año					Estadigrafos	
		1992	1998	2000	2002	2003	Promedio	Desv. est.
Langostino Colorado	M	2.42	3.24	3.35	3.35	10.73	5.77	3.44
	M2	1.40	1.75	3.22	3.22	10.72	5.08	3.81
	M0	1.02	1.49	0.13	0.13	0.01	0.69	0.66
	F	0.10	0.33	0.22	0.00	0.00	0.16	0.14
	Z	2.52	3.57	3.57	3.35	10.73	5.93	3.37
Langostino Amarillo	M	2.04	3.12	2.80	2.80	3.57	3.58	0.56
	M2	1.27	1.91	2.03	2.03	0.27	1.87	0.76
	M0	0.77	1.21	0.78	0.78	3.30	1.71	1.10
	F	0.14	0.45	0.78	0.00	0.00	0.34	0.34
	Z	2.18	3.57	3.58	2.80	3.57	3.93	0.63
Merluza común (juveniles grupos de edad 0 a 3 años)	M	2.35	4.12	2.49	4.53	2.47	3.99	1.04
	M2	1.69	4.11	1.91	4.49	2.62	3.71	1.27
	M0	0.65	0.00	0.58	0.04	0.02	0.32	0.33
	F	0.09	0.11	0.01	0.00	0.02	0.06	0.05
	Z	2.43	4.23	2.50	4.53	2.50	4.05	1.05
Merluza común (adultos grupos de edad 4+ años)	M	0.20	0.41	0.28	0.35	0.23	0.36	0.09
	M2	0.09	0.15	0.03	0.01	0.13	0.10	0.06
	M0	0.11	0.26	0.25	0.34	0.09	0.26	0.10
	F	0.17	0.13	0.18	0.04	0.16	0.17	0.06
	Z	0.37	0.54	0.46	0.39	0.39	0.54	0.07

### 11.4.2. MODELO ECOTRÓFICO APLICADO AL ECOSISTEMA MARINO DE CHILE CENTRAL, AÑO 2003

En la Tabla 53 y Tabla 54 se entrega los valores de los parámetros de entrada y principales resultados del balance del modelo que representa el ecosistema marino de Chile central, en el año 2003, y la matriz de la dieta de los predadores en el mismo año, respectivamente.

Tabla 53. Parámetros de entrada y principales salidas (en negritas) del modelo final balanceado que representa el ecosistema marino de Chile central, año 2003.

Grupo	Nivel trófico	Biomasa ton/km-2	P/B año-1	Q/B año-1	EE
Cetáceos	4.29	0.01	0.60	10.00	0.17
lobo marino	3.93	0.07	0.25	20.00	0.54
aves marinas	3.55	0.07	0.50	20.00	0.00
merluza común (j)	3.35	7.00	2.26	8.32	1.00
merluza común (a)	3.92	14.00	0.39	5.16	0.50
sardina común(j)	2.03	20.00	0.54	5.35	1.00
sardina común (a)	2.03	18.00	2.19	21.86	0.14
anchoveta (j)	2.03	24.00	0.29	2.88	1.00
anchoveta (a)	2.03	13.00	3.24	32.38	0.15
Calamar	3.73	0.90	3.50	10.61	1.00
Jibia	4.34	3.00	5.00	5.00	0.50
peces mesopelagicos	3.40	24.97	1.20	12.00	1.00
langostino colorado (j)	2.00	0.18	5.90	18.00	1.00
langostino colorado (a)	2.00	0.10	9.92	12.50	1.00
langostino amarillo	2.00	0.66	3.57	11.60	0.07
camarón nailon	2.00	0.20	2.50	12.00	0.36
jurel	3.54	4.25	0.63	14.20	1.00
merluza de cola	3.75	2.05	0.55	5.50	1.00
caballa	3.54	5.88	0.60	12.00	1.00
albacora	4.65	0.05	0.50	5.00	0.75
congrio negro	3.53	0.30	0.70	3.50	0.17
pejerrata	3.00	0.09	0.88	4.38	1.00
lenguado de ojos grandes	3.00	0.20	0.70	3.50	0.00
besugo	3.50	0.13	0.88	4.38	1.00
blanquillo	3.57	0.05	0.70	3.50	0.03
rayas	3.00	0.25	0.36	2.41	0.31
poliquetos	2.00	1.89	2.41	15.90	0.00
plancton gelatinoso	2.63	17.50	0.58	1.42	0.15
copépodos	2.25	36.68	45.00	154.52	1.00
eufáusidos	2.50	28.19	13.00	31.71	1.00
fitoplancton	1.00	168.16	120.00	-	0.30
detrito	1.00	-	-	-	-

Tabla 54. Composición de la dieta de los predadores en el modelo final cuadrado del ecosistema marino de Chile central, año 2003.

Presa/predador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30			
1 Cetáceos	0.01																																
2 lobo marino	0.10																																
3 aves marinas																																	
4 merluza (j)	0.06	0.25	0.10	0.04	0.17					0.05	0.07										0.01				0.07								
5 merluza (a)	0.07	0.20	0.05								0.09										0.04												
6 sardina (j)	0.10	0.18	0.28	0.12						0.05																							
7 sardina (a)	0.03	0.07	0.10	0.04																													
8 anchoveta (j)	0.06	0.11	0.17	0.07						0.05																							
9 anchoveta (a)	0.04	0.06	0.10	0.04																													
10 calamar	0.30		0.08		0.00					0.21								0.07		0.02													
11 jibia											0.24																						
12 peces mesops	0.10		0.12		0.30					0.10	0.11						0.04	0.18	0.04														
13 l. colorado (j)				0.02	0.00																	0.00	0.03	0.02			0.00						
14 l. colorado (a)				0.01	0.00																	0.11	0.11	0.30			0.21						
15 l. amarillo					0.00																	0.00		0.02			0.02						
16 camarón					0.00																												
17 jurel	0.10	0.10																			0.48												
18 merlcola											0.10										0.50												
19 caballa																																	
20 albacora																																	
21 congrio		0.00																															
22 pejerrata					0.00						0.02																						
23 lenguado																																	
24 besugo		0.03									0.04																						
25 blanquillo																																	
26 rayas																																	
27 poliquetos																																	
28 gelatinosos																	0.00		0.02														
29 copépodos						0.02	0.02	0.02	0.02	0.44		0.40					0.00		0.02										0.50	0.20	0.40		
30 eufáusidos				0.50	0.51					0.10		0.60					0.84	0.75	0.85					0.50	0.68								
31 fitoplancton						0.98	0.98	0.98	0.98																				0.50	0.80	0.60		
32 Detrito													1.00	1.00	1.00	1.00															1.00		
Importaciones	0.04			0.17	0.01						0.33						0.12		0.07		0.84	0.86	0.66	0.50	0.26	0.77							
Total	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	

### **11.4.3. AJUSTE DEL MODELO MULTIESPECÍFICO EwE UTILIZANDO SERIES DE TIEMPO DE LAS ESPECIES RECURSO MERLUZA COMÚN, LANGOSTINOS COLORADO Y AMARILLO**

Los resultados del ajuste de las proyecciones del modelo multiespecífico a series de tiempo de biomasa utilizando las tasas de mortalidad por pesca para los recursos langostino colorado, langostino amarillo y merluza común se presentan en las Figs. 74 y 75. En el caso de merluza común (juveniles), Ecosim predice relativamente bien tanto la magnitud como la tendencia de la biomasa durante la mayor parte de la serie histórica, pero claramente subestima la biomasa en los últimos dos años de la serie (Fig. 74a). Algo similar ocurre en el caso de merluza común (adultos), donde Ecosim reproduce la tendencia y la magnitud de la biomasa observada en el periodo intermedio de la serie temporal, pero la subestima al principio de la serie y la subestima al final de la misma (Fig. 74b).

En el caso de langostino colorado se observa que Ecosim predice la tendencia y magnitud de la biomasa observada (Fig. 75a). Sin embargo, Ecosim subestima la biomasa durante la mayor parte de la serie para luego sobreestimarla en los últimos años. Aunque EwE se ajusta bien a la serie de tiempo de biomasa observada de langostino amarillo, la biomasa calculada por Ecosim subestima el valor de biomasa observado al comienzo de la serie de tiempo (Fig. 75b).

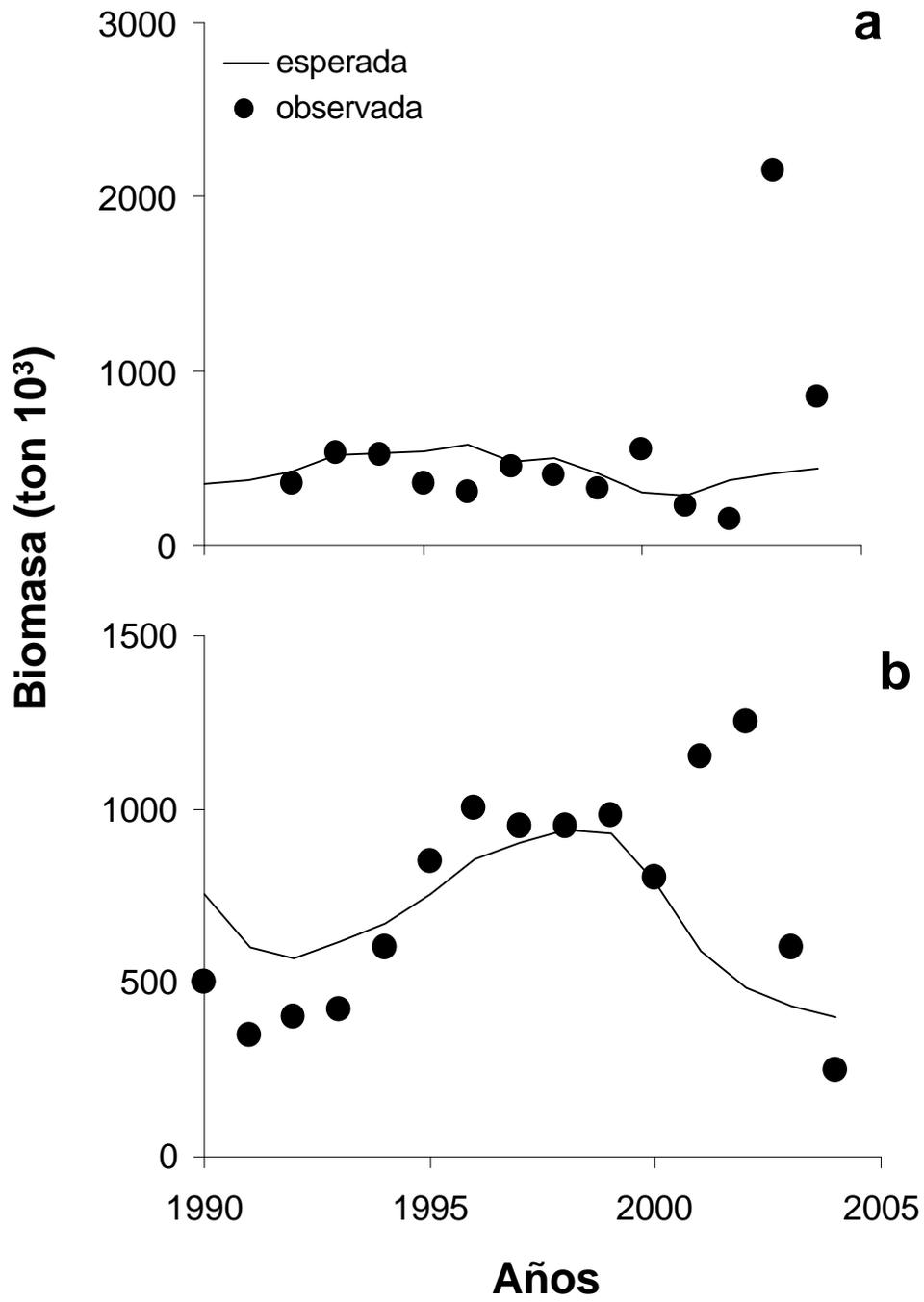


Fig. 74. Ajuste de la biomasa por el modelo multiespecífico EwE utilizando mortalidad por pesca como función forzante. a) Merluza común juveniles (0 a 3 años); b) merluza común adultos (4+ años).

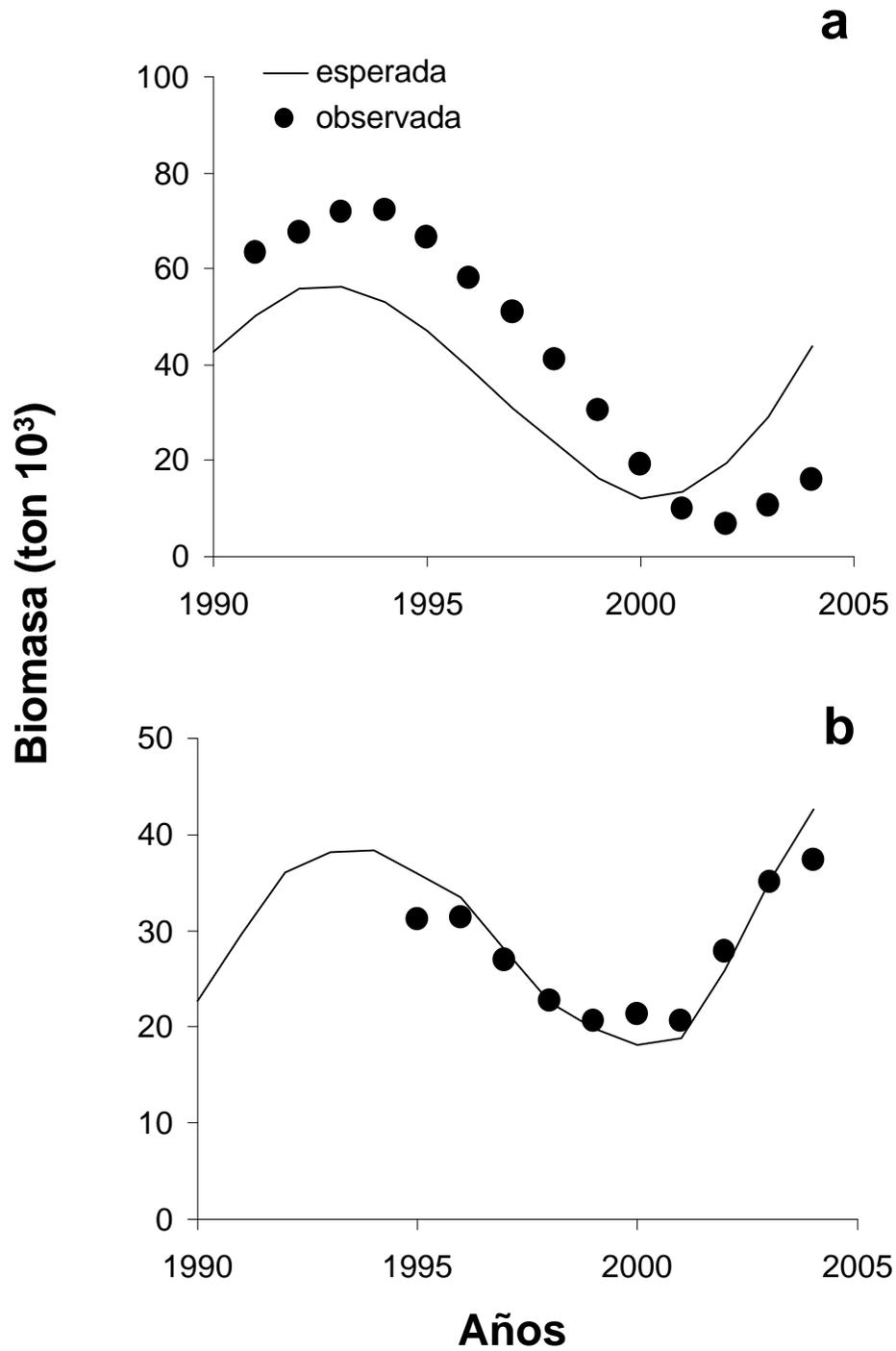


Fig. 75. Ajuste de la biomasa por el modelo multiespecífico EwE utilizando mortalidad por pesca como función forzante. a) Langostino colorado; b) langostino amarillo.

**11.4.4. TENDENCIA DE LA BIOMASA DE LANGOSTINO AMARILLO Y LANGOSTINO COLORADO ANTE CAMBIOS EN LOS NIVELES DE  $F$  Y DE  $M2$**

La tendencia de la biomasa de langostino colorado y langostino amarillo ante cambios en los niveles de  $F$  y de  $M2$  se muestra en las Figs. 76 y 77, respectivamente. Los resultados indican que la tendencia de la biomasa de ambos recursos ante distintos niveles de mortalidad por pesca depende fuertemente del valor de la vulnerabilidad a la predación que se asuma.

En el caso de langostino colorado, las simulaciones indican que la tendencia creciente de la biomasa de este recurso en los últimos años podría continuar en el mediano plazo, incluso hasta niveles similares a los observados a inicio de la década de los años noventa. Sin embargo, todos los escenarios indican que esta recuperación no sería sostenida, ya que se aprecia una nueva disminución hacia el final del horizonte de simulación (Figs. 76 a-c), el que no sería provocado por pesca (ocurre incluso en el escenario de  $F=0$ ), sino que por relaciones tróficas.

A diferencia de lo que ocurre con la biomasa de langostino colorado, las simulaciones indican que la biomasa de langostino amarillo se incrementaría a una tasa menor que en los últimos tres años (Figs. 77 a-c). Sin embargo, esta tendencia sería sostenida en el largo plazo, indicando que una combinación de  $F$  y  $M2$  moderadas permitiría una recuperación del recurso en el mediano plazo.

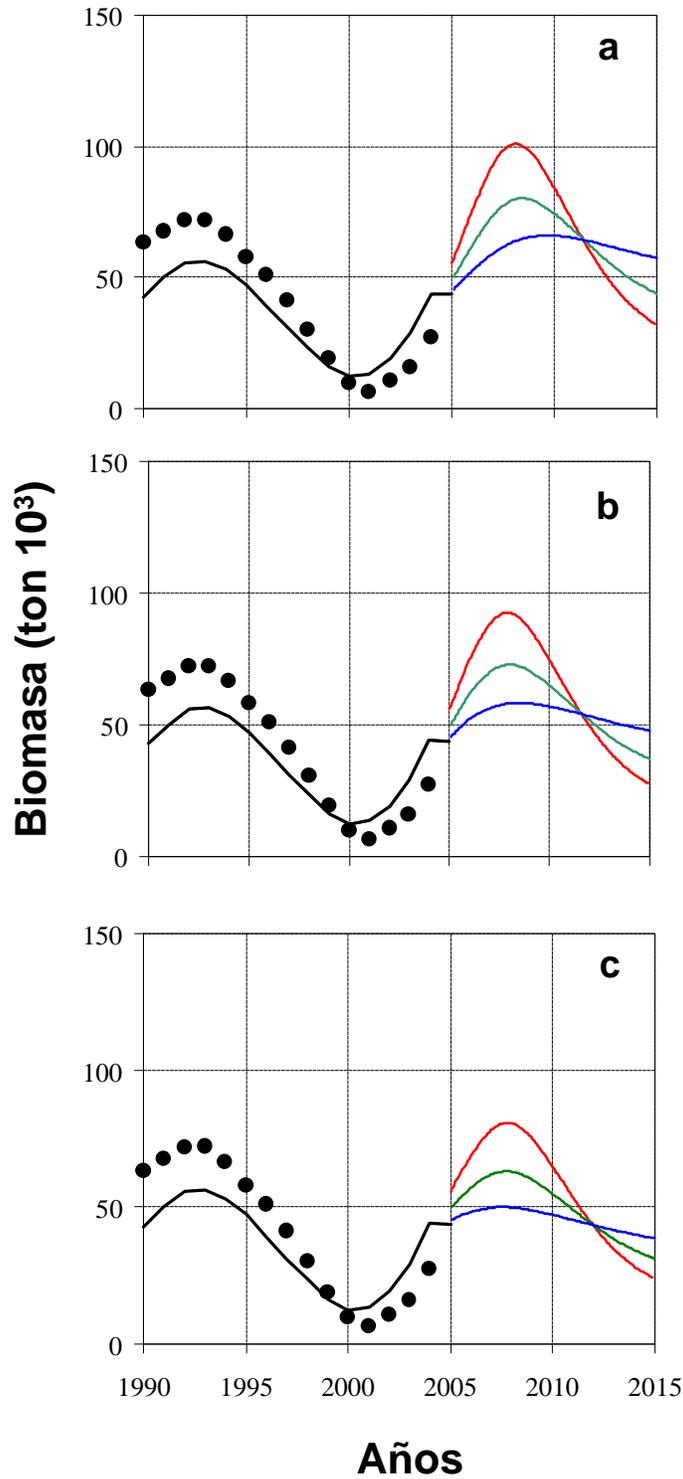


Fig. 76. Tendencia de la biomasa de langostino colorado ante distintos niveles de mortalidad por pesca ( $F$ ) y mortalidad por predación durante 10 años a partir del año 2005. a)  $F=0$ ; b)  $F=0.05$ ; c)  $F=0.1$ . Línea roja  $v=1.75$ ; línea verde  $v=1.5$ ; línea azul  $v=1.25$ .

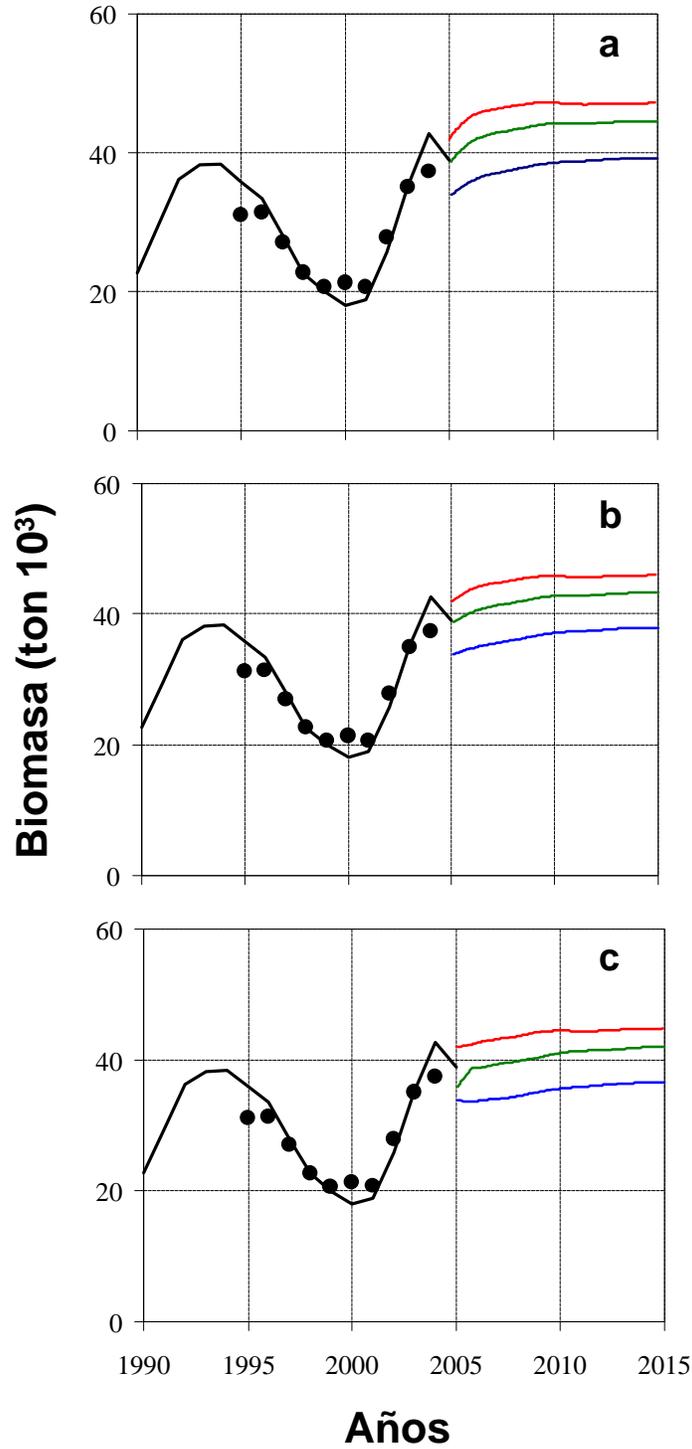


Fig. 77. Tendencia de la biomasa de langostino amarillo ante distintos niveles de mortalidad por pesca ( $F$ ) y mortalidad por predación ( $v$ ) durante 10 años a partir del año 2005. a)  $F=0$ ; b)  $F=0.05$ ; c)  $F=0.1$ . Línea roja  $v=1.75$ ; línea verde  $v=1.5$ ; línea azul  $v=1.25$ .

#### 11.4.5. ANÁLISIS DE LA RELACIÓN PREDADOR-PRESA ENTRE MERLUZA COMÚN Y LAS ESPECIES DE LANGOSTINOS

La importancia de *M2* en la dinámica de langostino colorado y amarillo durante la década de los años 1990 y comienzos de 2000 puede relacionarse con la abundancia de su principal predador en el sistema, la merluza común, la que habría experimentado un aumento sostenido de su biomasa en el período analizado, pero que habría disminuido dramáticamente en a partir de 2004, o incluso a partir años anteriores (SSP, 2004). En efecto, existe una correlación negativa significativa ( $r_s = -0.86$ ;  $p < 0.05$ ) entre la biomasa de langostino colorado (presa) y la de merluza común (predador) (Fig. 78a), *i.e.* a mayor biomasa del predador, menor biomasa de la presa. Esto podría revelar un efecto top-down en la relación trófica de estos dos recursos pesqueros, lo que explicaría porqué la biomasa de langostino colorado tiende a recuperarse incluso en escenarios de pesca moderados, es decir, aunque este grupo se encuentre bajo presión de pesca, la baja biomasa de su predador sumada a una menor vulnerabilidad podrían favorecer su recuperación.

Para el caso particular de la relación entre langostino amarillo y merluza común, ésta es del tipo top-down, aunque no se presenta con claridad. La correlación es negativa, pero no significativa ( $r_s = -0.10$ ;  $p > 0.05$ ) (Fig. 78b). Esto puede deberse al menor número de observaciones de biomasa de langostino amarillo ( $n=9$ ) comparado con langostino colorado ( $n=15$ ) lo que podría explicar el hecho que la biomasa de langostino amarillo se recuperaría en el largo plazo, aunque sólo ante niveles moderados de *F* y *M2*, simultáneamente.

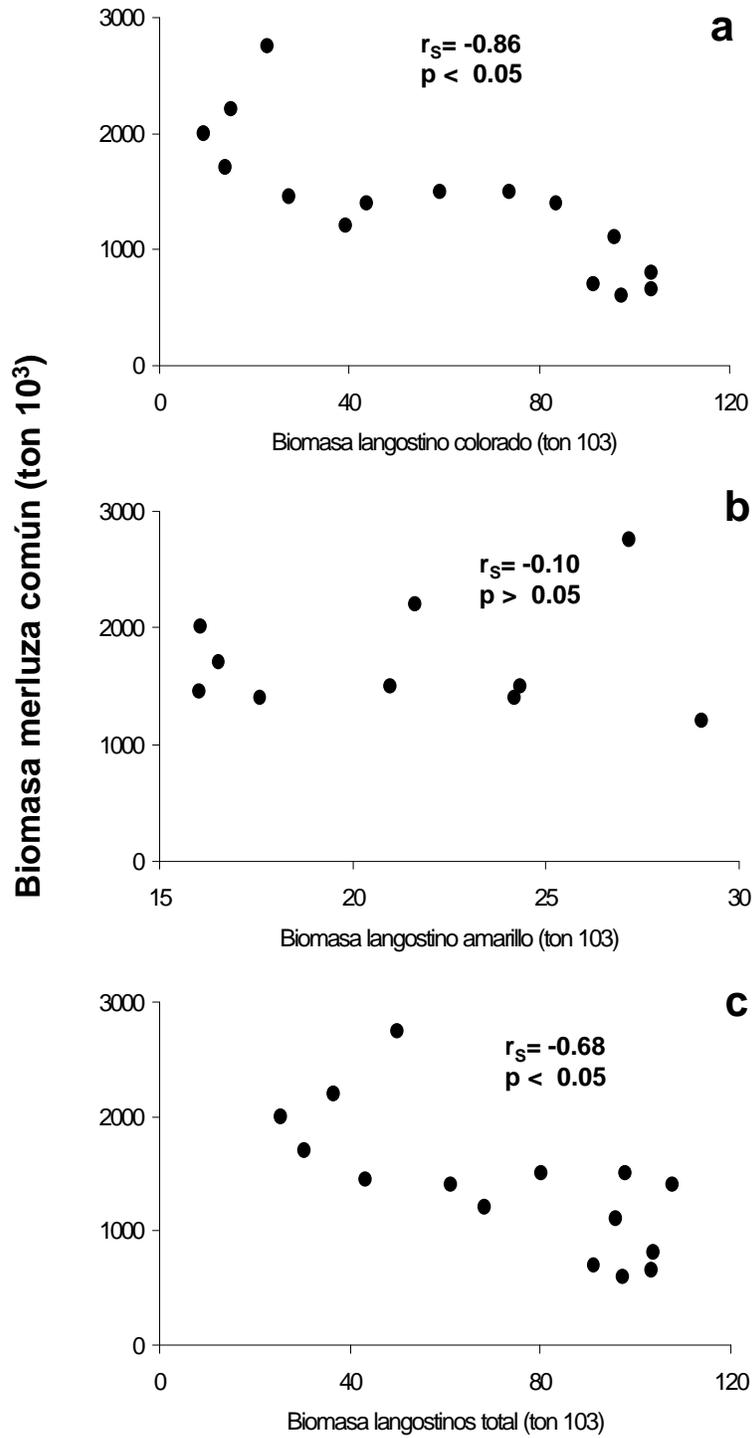


Fig. 78. Correlación entre la biomasa de merluza común (predador) y especies de langostinos (presas). a) Langostino colorado; b) langostino amarillo; y c) langostinos total.

## 11.5. DISCUSIÓN

A partir de los resultados de esta sección es posible concluir que la mortalidad por predación (M2) cumple un rol importante en la dinámica de la biomasa de las especies analizadas en este estudio y podría ser un factor importante a considerar en las medidas de ordenamiento de su pesquería. La mayor importancia de M2 por sobre la mortalidad por pesca (F) es reconocida a nivel de ecosistemas intensamente explotados, tales como el Mar del Norte (Bax, 1992; 1998) y otros sistemas de corrientes de borde oriental (Jarre *et al.*, 1998).

Los resultados de este estudio permiten identificar que M2 no sería igualmente importante en ambos recursos de langostinos. Esto se comprueba indirectamente a través de la comparación inter-modelos, las simulaciones y las correlaciones de biomasa predador-presa. En efecto, M2 es mucho mayor en langostino colorado que en langostino amarillo durante toda la serie de tiempo. Incluso, en langostino colorado M2 se habría incrementado fuertemente a partir del año 2000, alcanzando el máximo valor en el año 2003, lo que coincidiría con el aumento en biomasa experimentado por merluza común en el mismo periodo (SSP, 2004).

La menor magnitud de M2 en langostino amarillo se encontraría asociada a su menor presencia en la dieta de predadores demersales de Chile central, especialmente de merluza común, lo que se explicaría por un menor traslapo geográfico entre ambas especies.

Es posible argumentar que F representa una baja fracción de mortalidad en los recursos de langostinos en los cinco años analizados, debido a que en la mayor parte de la serie temporal ambos recursos se encontraban sometidos a veda total en el área de estudio. Sin embargo, la magnitud de F es muy inferior a M2, incluso en los años anteriores (1992, 1998 y 2000).

En el caso de merluza común la importancia de M2 disminuye con la ontogenia. En efecto, M2 es el principal componente de M en juveniles, mientras que F es el principal

componente en adultos. Sin embargo,  $M_2$  no es poco significativa en los adultos ya que equivale a aproximadamente 50% de  $F$ . El hecho que  $M_0$  sea la principal causa de mortalidad en este grupo, especialmente a partir del año 2000, implica que la producción del grupo no habría sido removida eficientemente por la pesquería y los predadores, por lo que parte de ella se habría “perdido” a la forma de otras mortalidades (enfermedades, senectud, etc).

Sin embargo, también existe la posibilidad que  $M_0$  haya sido sobreestimada por el modelo en *M. gayi*, considerando que no existe acuerdo sobre los reales niveles de biomasa de merluza común a inicios de los años 2000, lo que ha conducido a plantear incluso la hipótesis que la biomasa de merluza durante este periodo podría haber sido sobredimensionada por el método hidroacústico debido a la presencia de jibia en el sistema (SSP, 2004). Otra posible fuente de sobreestimación de  $M_0$  es la que discuten Arancibia & Neira (2003), quienes, en un análisis del efecto de la entrada en vigencia del límite máximo por armador (LMA), evalúan que el sub-reporte en la pesquería de merluza común podría alcanzar hasta 16%, por lo tanto,  $F$  podría ser mayor y, consecuentemente,  $M_0$  menor al obtenido utilizando datos oficiales de desembarque.

El coeficiente de  $M_2$  en merluza común (juveniles) no fue mayor en el año 2003 comparado con años anteriores. Aunque  $M_2$  en merluza común (adultos) en el año 2003 ( $M_2=0.13$ ) fue mayor que el promedio (0.10), este es menor que el valor mismo de la serie ( $M_2=0.15$  en 1998), lo anterior indicaría que el recurso merluza común (juveniles y adultos) no estuvo sometido a niveles extremos de mortalidad por predación en el año 2003, como podría haberse esperado a partir de la inclusión de jibia (*D. gigas*) en el modelo. Esto concuerda con lo informado por Arancibia & Neira (2005), quienes indican que aunque la predación de merluza común por jibia podría ser del orden de las capturas en 2004 (*i.e.* unas 140 mil ton), es poco probable que la predación por jibia sea la explicación del colapso de la pesquería de merluza común observado a partir de 2004 y, muy probablemente, desde inicios de la década de 2000.

Aunque en general Ecosim predice relativamente bien tanto la magnitud como la tendencia de la biomasa de los recursos analizados, aún se observan discrepancias entre las biomásas esperadas (predichas por Ecosim) y las biomásas observadas (Figs. 72 y 73). Sin embargo, el ejercicio de modelación multiespecífica no busca reemplazar los modelos especie-específicos que guían la administración pesquera, sino que complementarlos desde el punto de vista de responder preguntas tales como el efecto de aumento/disminución de la biomasa de un predador o cambios en la vulnerabilidad de las presas ante los predadores. Estas preguntas no son incluidas en los modelos tradicionales de evaluación y manejo, en los cuales se asume generalmente tasas de mortalidad constante para los recursos pesqueros.

Sin embargo, en el presente estudio se confirma que las biomásas de merluza común y langostino colorado no se relacionan aleatoriamente, sino que existe un patrón estadísticamente significativo. Este patrón ecológico indica que existe un control del predador sobre la presa y que, entonces, la abundancia de merluza común puede incidir significativamente en la abundancia de langostino colorado. Por lo tanto, la recuperación (y en última instancia la dinámica) de langostino colorado, y hasta cierto punto de langostino amarillo, dependería no solo del nivel de las capturas y de los reclutamientos (Canales & Espejo, 2002), sino que también tanto de la biomasa de sus predadores (especialmente merluza común) como de la vulnerabilidad de estas especies a la predación. Este último parámetro, sin embargo, no ha sido determinado y el posible rango de valores, al menos teóricamente, puede ser muy amplio. Por lo tanto, esta es un área de investigación futura que tendrá repercusiones no solo en la modelación, sino que también en los aspectos prácticos de manejo de recursos.

## 11.6. CONCLUSIONES

-La mortalidad por predación (M2) cumple un rol importante en la dinámica de la biomasa de las especies analizadas en este estudio y podría ser un factor significativo a considerar en las medidas de ordenamiento de su pesquería.

-M2 no sería igualmente importante en la dinámica ambos recursos de langostinos, lo que se comprueba indirectamente a través de la comparación inter-modelos, simulaciones dinámicas y las correlaciones de biomasa predador-presa.

-En el caso de merluza común, la importancia relativa de de F y M2 varían con la ontogenia: M2 es el principal componente de mortalidad en juveniles, mientras que F es el principal componente en adultos.

-El coeficiente de M2 en merluza común (adultos y juveniles) no fue mayor en el año 2003 comparado con años anteriores, como podría haberse esperado a partir de la inclusión de jibia (*D. gigas*) en el modelo.

-La biomasa de merluza común (predador) y langostino colorado (presa) no se relacionan aleatoriamente en el tiempo, sino que existe un patrón estadísticamente significativo que indica la existencia de un control del predador sobre la presa y que la abundancia de merluza común puede incidir significativamente en la abundancia de langostino colorado.

## 11.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuña, E., R. Alarcón, H. Arancibia, L. Cid, A. Cortés, L. Cubillos, P. Haye, R. León, G. Martínez & S. Neira. 2004. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII regiones, año 2004. Informe Final. Proyecto FIP N° 2004-11, 405 pp.
- Amstrong, M.J., A.G. James & S. Valdés Szeinfeld. 1991. Estimates of annual consumption of food by anchovy and other pelagic fish species off South Africa during the period 1984-1998. *South African Journal of Marine Science*, 11: 251-266.
- Arancibia, H. 1989. Distribution patterns, trophic relations and stock interactions in the demersal fish assemblage off Central Chile. Doctoral Thesis. University of Bremen, Federal Republic of Germany. 221 pp.
- Arancibia, H. 1991. Análisis ecológico-pesquero del recurso langostino Colorado (*Pleuroncodes monodon*) y su interacción con la merluza común (*Merluccius gayi*) y el lenguado de ojos grandes (*Hippoglossina macrops*). *Biol. Pesq. (Chile)*, 20: 37-48.
- Arancibia, H. & Fuentealba, M. 1993. Análisis de la alimentación de *Merluccius gayi gayi* (Guichenot, 1848) de Chile central, en el largo plazo. *Biol. Pesq. (Chile)* 22: 5-11.
- Arancibia, H. & S. Neira. 2005. Predación de merluza común (*Merluccius gayi*) por jibia (*Dosidicus gigas*) en Chile central (33-39°S). XXV Congreso de Ciencias del Mar, XI Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar, Viña del Mar, Chile. Mayo 2005. Libro de Resúmenes, 104 p.
- Arancibia, H., S. Neira, V. Christensen, R. Olson, F. Arreguín-Sánchez, L. Cubillos, R. Quiñones, C. Gatica & M. Medina. 2003. Enfoque metodológico para el análisis ecosistémico en la administración de pesquerías de la zona central de Chile. Informe Final Proyecto FIP 2001-29. Universidad de Concepción, 278 pp.
- Arancibia, H., M. Catrileo & B. Farías. 1998. Evaluación de la demanda de alimento en merluza común y análisis de su impacto en pre-reclutas. Informe Final Proyecto FIP 95-17. Universidad de Concepción, 98 pp.
- Arrizaga, A., M. Fuentealba, C. Espinoza, J. Chong & C. Oyarzún. 1993. Hábitos tróficos de dos especies de peces pelágicos: *Strangomera bentincki* (Norman, 1936) y *Engraulis ringens* Jenyns, 1842 en el litoral de la Región del Bio-Bio, Chile. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción (Chile)*, 6-4: 27-35.
- Bax, N. J. 1991. A comparison of the fish biomass flow to fish, fisheries, and marine mammals in six marine ecosystems. *ICES Mar. Sci. Symp.*, 193: 217-224.
- Bax, N. J. 1998. The significance and prediction of predation in marine fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 55(6): 997-1030.
- Browder, J.A. 1993. A pilot model of the Gulf of Mexico Continental Shelf, 279-284. En: *Trophic models of aquatic ecosystems*, Christensen, V. & D. Pauly. (Eds.), ICLARM Conference Proceedings, N° 26, 390 pp.
- Canales, C. & B. Espejo. 2002. Informe de avance Proyecto "Investigación CTP Langostino colorado 2002" Diagnóstico actualizado del estado de situación del recurso langostino colorado. 27 pp. + 6 Anexos.
- Carrasco F. & D. Arcos. 1980. Estimación de la producción secundaria de *Parapionospio pinnata* (Spionidea, Polychaeta) frente a Bahía de Concepción, Chile. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Sao Paulo*, 29 (2): 79-82.

- Cubillos, L.C., C. Ibáñez, C. González & A. Sepúlveda. 2004. Pesca de Investigación: Pesca de jibia (*Dosidicus gigas*) con red de cerco entre la V a X regiones, 2003. Instituto de Investigación Pesquera, 48 pp.
- Cubillos, L., A. Hernández, L. Vilugrón, L. Miranda, R. Alarcón, C. Pino, A. Sepúlveda & G. Vásquez. 1998. Estudio Biológico pesquero de merluza de cola en el área de distribución de la pesquería pelágica centro-sur. Informe Final Proyecto FIP N° 96-19. 158 pp.
- Daneri, G., V. Dellarossa, R. Quiñones, B. Jacob, P. Montero & O. Ulloa. 2000. Primary production and community respiration in the Humboldt Current System off Chile and associated oceanic areas. *Marine Ecology Progress Series*, 197: 41-49.
- Doppler Ltda. 1997. Censo poblacional del lobo marino común en el litoral de la V a IX Regiones. Informe final Proyecto FIP-IT/96-51, 218 pp.
- Escribano, R. & I. McLaren. 1999. Production of *Calanus chilensis* in the upwelling area of Antofagasta, northern Chile. *Marine Ecology Progress Series*, 177: 147-156.
- Espejo, V. & C. Canales. 2002. Informe de avance Proyecto "Investigación CTP Langostino amarillo 2002" Diagnóstico actualizado del estado de situación del recurso langostino amarillo, 26 pp. + 4 Anexos.
- Fuentealba, M. 1993. Relaciones tróficas intraespecíficas de la merluza común, *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848) de Chile Central. Tesis Magister en Ciencias (Zoología), Escuela de Graduados, Universidad de Concepción, Chile, 110 p.
- Hewitson, J. & R.A. Crushak. 1993. Production and consumption by planctivorous fish in the northern Benguela ecosystem in the 1980s. *South African Journal of marine Science*, 13:1031-1050.
- Hutchings, L., S.C. Pillar & H. Verheye. 1991. Estimates of standing stock, production and consumption of meso- and macrozooplankton in the Benguela ecosystem. *South African Journal of marine Science*, 11: 499-512.
- Jarre A, P. Muck & D. Pauly. 1989. Interactions between fish stocks in the Peruvian upwelling ecosystem. ICES Marine Science Symposium, Paper N° 27, ICLARM Contribution N° 563, 23 pp.
- Jarre-Teichmann, A., L. Shannon, C. Moloney & P. Wickens. 1998. Comparing trophic flows in the Southern Benguela to those in other upwelling ecosystems. In: Pillar, S., Moloney, C., Payne, A., Shillington (Editores). *Benguela Dynamics*. *South African Journal of Marine Science*, 19: 391-414.
- Lipinski, M.R. 1992. Cephalopods and the Benguela ecosystem; trophic relationships and impact. En: *Benguela trophic functioning*, Payne, A.J.L., Brink, K.H., Mann, K.H. & R. Hilborn (Eds.), *South African Journal of Marine Science*, 12: 791-802.
- Majluf, P. & J. Reyes. 1989. The marine mammals of Peru: a review. 344-363. En: D. Pauly, P. Muck, J. Mendo & I. Tsukayama (Eds). *The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and Interactions*. ICLARM conference Proceedings 18, 483 pp.
- Neira, S. & H. Arancibia. 2005. Rol de la predación en el colapso y recuperación de los stock de langostino colorado y langostino amarillo en Chile central (33°S a 39°S). XXV Congreso de Ciencias del Mar, XI Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar, Viña del Mar, Chile. Mayo 2005. Libro de Resúmenes, 106 p.
- Neira, S. & H. Arancibia. 2004. Trophic interactions and community structure in the Central Chile marine ecosystem (33° S-39° S). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 312: 349-366.

- Neira, S., H. Arancibia & L. Cubillos. 2004. Comparative analysis of trophic structure of commercial fishery species off Central Chile in 1992 and 1998. *Ecological Modelling*, 172 (2-4): 233-248.
- Pauly, D., A. W. Trites, E. Capuli & V. Christensen. 1998. Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 55:467-481.
- Subsecretaría de Pesca (Subpesca). 2004c. Cuota Global Anual de Captura de Besugo (*Epigonus crassicaudus*), año 2005. Inf. Tec. (R.Pesq.) N°74, Subsecretaría de Pesca, Valparaíso. 22 pp.
- Subsecretaría de Pesca (Subpesca). 2004b. Cuota Global Anual de Captura de Merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), V-X y XI-XII Regiones, año 2005. Inf. Tec. (R.Pesq.) N° 95, Subsecretaría de Pesca, Valparaíso. 24 pp.
- Subsecretaría de Pesca (Subpesca). 2004a. Cuota Global Anual de Captura de Merluza común (*Merluccius gayi gayi*), año 2005. Inf. Téc. (R.Pesq.) N°77, Subsecretaría de Pesca, Valparaíso. 32 pp.
- Wolff, M. 1994. A trophic model for Tongoy Bay. A system exposed to suspend scallop culture (Northern Chile). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 182: 149-168.

**12. OBJETIVO ESPECÍFICO 4**

**Plantear una segunda etapa que considere la aplicación la aplicación de una o más metodologías seleccionadas**

En el objetivo específico 3 se expusieron detalladamente dos familias de enfoques metodológicos para evaluaciones multiespecíficas. Una familia corresponde a las metodologías estructurales (e.g. Análisis de Población Virtual Multiespecífico, MSVPA; Análisis de Población Virtual con Canibalismo, VPA-C; Análisis de Población Virtual con otros Predadores, VPA-CP; otros). La otra familia corresponde a los modelos globales multiespecíficos (e.g. Ecopath with Ecosim, EwE).

A continuación, para entender mejor y comparar las diferentes metodologías de estimación de la abundancia y parámetros poblacionales ( $M$ ,  $M2$ ,  $F$ , otros), se presenta algunas características de los modelos multiespecíficos más conocidos (Tabla 55), así como ventajas/desventajas de su aplicación (Tabla 56). Para esto seguimos a Hollowed *et al.* (2000).

Las principales conclusiones del análisis comparado para construir un modelo (Tabla 55) son que casi todos ellos requieren como dato de entrada claves edad-talla, excepto EwE. Además, en cuanto a  $F_{terminal}$ , todos los modelos la requieren, excepto EwE, debido a que el proceso de estimación de  $F$  en este último es distinto y no se hace fijando una  $F_{terminal}$ .

Tabla 55. Tipo de data necesaria para construir modelos multiespecíficos. Nomenclatura:  $Y_i$ =desembarque;  $F_{terminal}$ =mortalidad por pesca terminal;  $Q$ =consumo;  $CD_i$ =composición de la dieta;  $i$ =especie o grupo funcional.

Datos \ Modelo	$Y_i$	$Y_i$ edad/talla	$F$ terminal	$Q$	$CD$
EwE	Si	No	No	Si	Si
VPA clásico	Si	Si	Si	Si	Si
MSVPA	Si	Si	Si	Si	Si
APV-C	Si	Si	Si	Si	Si
APV-CP	Si	Si	Si	Si	Si

Respecto de las ventajas y desventajas de varios modelos (Tabla 56), las principales conclusiones que emergen de su comparación son que el número de especies a considerar puede ser medio (MSVPA, APV-CP), bajo (APV-C) o alto (EwE). Además, la mayoría de los modelos no incorporan el concepto de vulnerabilidad, lo que sí ocurre en EwE. Sin embargo, el modelo MSVPA incorpora el concepto de "adecuación de alimento".

La principal crítica que se le hace a EwE es que los datos de entrada no son estructurados a la edad o talla no, tal como los modelos VPA-X (donde X representa un modelo determinado). Aquí radica la esencia de la diferencia entre los modelos estructurales vs. los modelos globales (o no estructurales), así como en su conceptualización. Los primeros son altamente demandantes en data cruda a la edad o talla (incluidos los muestreos para un APV clásico, más muestreos y análisis de estómagos de predadores), por lo que los esfuerzos de muestreos deben ser intensivos y extensivos, con costos muy altos. En efecto, éste es el principal factor limitante para la implementación de un MSVPA, por ejemplo.

Comparativamente, en el modelo EwE se puede incorporar más especies de predadores y presas que en los modelos VPA-X y, además, en la rutina Ecosim se puede incorporar datos de variables ambientales que pueden operar como forzantes ( $\dot{A}TSM$ ,  $Clo$ ,  $a$ , productividad primaria), permitiendo análisis recursos pesqueros-ambiente, lo que en los modelos VPA-X no ha sido abordado.

Normalmente VPA-X tiene resolución anual, lo que también es muy común en EwE. Sin embargo, en este último modelo se puede trabajar en escalas temporales infra-anales (estación, mes), siempre y cuando la data original esté en tal dimensión de tiempo. Consecuentemente, la selección y aplicación de una o más metodologías estructurales y/o globales dependerá, primero, de la claridad técnica de los investigadores, y luego de la decisión política de implementarlas, lo que considera financiamiento para: muestreos multiespecíficos, análisis de la gran cantidad de datos, software potentes, capacitación a los distintos agentes o representantes de grupos de interés (trabajadores, empresarios, políticos, administradores, investigadores, comunidades locales, otros) en entes decisionales (Consejo Nacional de Pesca, Consejos Zonales de Pesca, Consejo de Investigación Pesquera), etc.

Tabla 56. Diferentes características de varios modelos destinados a la evaluación de recursos pesqueros y estimación de parámetros poblacionales.

Característica / Modelo	Número especies	Network analysis	Edad	Ambiente/ Prod. Primaria	Vulnerabilidad	Resolución espacial	Fisiología	Escala temporal
<b>EwE</b>	Alto (>30)	Si	Si	Si, ambas	Si, no es cte.	Si	Si	Mes, estación, año
<b>VPA clásico</b>	Bajo	No	Si	No, ninguna	No	No	No	año
<b>MSVPA</b>	Medio	No	Si	No, ninguna	No	No	No	año
<b>VPA-C</b>	Bajo	No	Si	No, ninguna	No	No	No	año
<b>VPA-CP</b>	Medio	No	Si	No, ninguna	No	No	No	año

**Etapas propuestas para la aplicación de metodologías de evaluación multiespecíficas**

**Fase A**

1. Selección las metodologías candidatas de evaluación multiespecífica, sea global (probablemente EwE) y/o estructural (probablemente MSVPA)
2. Concensuar con investigadores, exclusivamente, las metodologías a aplicar (probablemente una de las anteriores o ambas) en Chile, considerando a profesionales de universidades, de instituciones de investigación pública y privada, y de la institucionalidad administrativa.
3. Presentación y difusión de las metodologías multiespecíficas seleccionadas a entes co-administradores y/o decisionales del sector pesquero (Subsecretaría de Pesca, Consejo Nacional de Pesca, Consejos Zonales de Pesca, Consejo de Investigación Pesquera), así como a representantes de grupos de interés.

**Fase B** (supuesto que existe financiamiento)

4. Selección de las especies objetivo susceptibles de evaluar de manera multiespecífica.
5. Implementación del o de los modelos multiespecíficos de evaluación, incluyendo cobertura de muestreo (extensiva y/o intensiva, según los modelos seleccionados).
6. Evaluación de alternativas del impacto de la pesca y la predación en la trayectoria de la biomasa de los principales recursos pesqueros objetivo en el área de estudio.

7. Estimación de mortalidades límite de seguridad biológica que permitan mantener la conservación de los recursos pesqueros y la sustentabilidad de sus pesquerías.
8. Proposición de objetivos de manejo pesquero y evaluar funciones de desempeño en pesquerías en un contexto multiespecífico.
9. Revisión de indicadores poblacionales en los principales stocks explotados en el área y evaluar su consistencia.

### **Fase C**

10. Difusión de resultados a representantes de grupos de interés.

### **Referencia Bibliográfica**

Hollowed, A.B., Bax, N., Beamish, R., Collie, J., Fogarty, M., Livingston, P., Pope, J. & Rice, J.C. 2000. Are multispecies models an improvement on single-species models

**13. OBJETIVO ESPECÍFICO 5 (ADICIONAL OFRECIDO)**

**Cuantificación de la fuerza de interacción trófica en los recursos merluza común y langostinos colorado y amarillo en la zona central de Chile**

**13.1. RESUMEN**

Se cuantifica la fuerza de interacción trófica en los recursos pesqueros merluza común, langostino colorado y langostino amarillo utilizando dos indicadores ecosistémicos, a saber: fuerza de interacción trófica (FI) e impacto funcional (IF). Los indicadores se calculan tras simular independientemente el colapso de cada una de las especies recurso utilizando un modelo multiespecífico que representa el ecosistema marino de Chile central en el año 1992 y el software Ecopath con Ecosim versión 5.0. Se estima el valor de la mortalidad por pesca de cada recurso que causa su colapso en los primeros 10 años de la simulación ( $F_{\text{critico}}$ ), manteniéndose la mortalidad por pesca en ese nivel por otros 40 años para permitir que la biomasa de los otros grupos en el sistema se estabilice. Los resultados indican que la fuerza de interacción trófica de merluza es la más alta en el ecosistema (no solo en el sub-sistema demersal)  $FI_{\text{merluza}} > FI_{\text{langostino colorado}} > FI_{\text{langostino amarillo}}$ , lo que indicaría que la fuerza de interacción trófica asociada a las interacciones predador/presa que se producen en el ambiente demersal son significativas a nivel de todo el ecosistema, incluso considerando que la mayor proporción de la biomasa y flujos totales del ecosistema se concentran en el ambiente pelágico.

## 13.2. INTRODUCCIÓN

Tradicionalmente, los indicadores ecosistémicos (IEs) se aplican en ecología teórica para cuantificar y determinar procesos y patrones tales como interacciones predador/presa, estructura comunitaria y el rol de una especie en el ecosistema, entre otros. Sin embargo, los IEs están adquiriendo importancia en ecología aplicada a la administración pesquera basada en el ecosistema ya que los procesos y patrones ecológicos pueden estar determinados por algunas especies, las que, a su vez, pueden ser fuertemente afectadas por la pesca, como es el caso de las especies que constituyen recursos pesqueros (Collins & Bennings, 1996).

Shannon & Cury (2004), basándose en conceptos tradicionales pero con poca aplicabilidad a ecosistemas marinos de océano abierto, tales como especies clave y especies redundantes, entre otros, han propuesto tres nuevos indicadores tróficos para cuantificar la fuerza de interacción (*FI*), el impacto funcional (*IF*) y el reemplazo trófico (*RT*) entre especies importantes en el ecosistema de la Corriente de Benguela. Siguiendo a Shannon & Cury (2004), Neira *et al.* (2004) evalúan tanto el rol trófico como los atributos ecológicos de las principales especies ícticas en el ecosistema marino de Chile central (EMChC). Los resultados confirman que especies de merluza (*Merluccius gayi* y *M. capensis*) presenta interacciones tróficas fuertes en sus sistemas de surgencia, por sobre el jurel (*Trachurus symmetricus* y *T. capensis*) y los peces pelágicos de pequeño tamaño (*Engraulis ringens* y *E. capensis*).

Sin embargo, Neira *et al.* (2004) no evalúan las interacciones y el rol trófico de especies no ícticas en Chile central, pero que también son recursos pesqueros importantes, tales como langostino colorado y langostino amarillo, especies que a su vez son presas importantes en la dieta de merluza común. No obstante, ambas especies de langostinos no aportan de igual manera a la dieta de merluza común, siendo el langostino colorado el principal. Entonces, resulta de interés analizar la fuerza de la interacción de cada especie de langostino con sus predadores (especialmente merluza común), así como su rol funcional en el ecosistema.

### 13.3. METODOLOGÍA

A partir de un modelo ecotrófico que representa el ecosistema marino de Chile central en el año 1992 (Neira & Arancibia, 2004; Arancibia *et al.*, 2003) se evaluó el efecto de cambios en la biomasa de merluza común y langostinos colorado y amarillo utilizando el módulo Ecosim de Ecopath (ver sección metodología EwE). De acuerdo con Shannon & Cury (2004), los cambios comunitarios derivados de cambios en biomasa de los principales grupos pueden ser comparados basándose en los siguientes indicadores:

*Fuerza de interacción (FI):*

$$FI = 1 - \frac{\left| \frac{\Delta B_i}{B_i} \right|}{\sum_{j=1}^n \left| \frac{\Delta B_j}{B_j} \right|}$$

donde:  $B$  es la biomasa en el año 0 de simulación;  $i$  es el grupo para el cual se prueba los atributos de grupo clave (*e.g.* merluza común, langostinos);  $j$  es otro grupo en el modelo del ecosistema;  $\Delta B$  es el cambio en biomasa de un grupo, *i.e.* la diferencia entre la biomasa al final y al inicio de la simulación.  $FI$  se distribuye entre 0 y 1 (Shannon & Cury, 2004), valores cercanos a 1 indican interacciones fuertes.

*Impacto funcional (IF):*

$$IF_{\text{grupo funcional}} = \frac{\sum_{j=1}^m \Delta B_j}{\sum_{j=1}^m B_{j,0}} \times \frac{B_{T,0}}{|\Delta B_i|}$$

donde: *grupo funcional* corresponde a langostino colorado o langostino amarillo, peces predadores, grupo  $i$  es el grupo objetivo en el cual se investiga los impactos producidos en los otros grupos funcionales; y la especie/grupo  $j$  pertenece al conjunto  $m$ , que es el grupo

funcional siendo investigado. *T* corresponde a todos los grupos del sistema (excluyendo el detrito).

En este caso, el grupo *m* corresponde a peces demersales que predan sobre ambas especies de langostino. De acuerdo con Arancibia *et al.* (2003), al grupo *m* pertenecen merluza común (*M. gayi*), congrio negro (*Genypterus maculatus*), pejerratas (*Coelorhyncus spp.*), lenguado de ojos grandes (*Hippoglossina macrops*) y rayas (*Raja spp.*).

Siguiendo a Shannon & Cury (2004), los indicadores fueron calculados utilizando los resultados de tres escenarios en los cuales se simuló independientemente el colapso de langostino colorado, langostino amarillo y merluza común. Esto se logra tras calcular el parámetro  $F_{\text{critico}}$  que corresponde al valor de la mortalidad por pesca que provoca el colapso de la especie investigada dentro de los primeros 10 años de simulación. Una vez calculado  $F_{\text{critico}}$ , se mantiene la mortalidad por pesca en ese nivel por el resto de la simulación (40 años) para permitir que las biomásas de los demás grupos incluidos en el modelo se estabilicen.

Alternativamente al indicador de impacto funcional se calculó también los impactos tróficos combinados (ITC), calculados a partir del modelo ecotrófico desarrollado por Arancibia *et al.*, (2003) y una rutina de análisis de tramas tróficas propuesto por Ulanowicz & Puccia (1990), basado en el trabajo de Leontief (1951), que se encuentra implementado como una de las rutinas del paquete computacional Ecopath con Ecosim (EwE; Walters *et al.*, 1997).

El resultado de este análisis se presenta a la forma de un gráfico que muestra los impactos directos e indirectos (positivos o negativos) de los grupos langostino colorado y langostino amarillo en cada uno de sus predadores, y en un grupo competidor tal como camarón nailon (*Heterocarpus reedi*), que es un invertebrado bentónico al igual que ambas especies de langostinos.

### 13.4. RESULTADOS

En la Tabla 57 se presenta los resultados obtenidos para el parámetro  $F_{\text{crítico}}$  de los escenarios en los cuales se simula independientemente el colapso de los grupos langostino colorado, langostino amarillo y merluza común. A partir del análisis comparado de estos resultados se observa que el menor valor de  $F_{\text{crítico}}$  se encontró en el escenario de colapso de merluza, seguido de aquel calculado para el colapso de langostino amarillo. El mayor valor para este parámetro se encontró en el escenario de colapso de colapso de langostino colorado. Una explicación para esta diferencia tan marcada es que en los recursos langostino colorado y langostino amarillo el valor inicial de mortalidad por pesca era menos de la mitad que el que presento de merluza común en mismo periodo.

Tabla 57. Resultados de los escenarios de colapso de los tres grupos analizados.

<b>Grupo</b>	<b>F<sub>1992</sub></b>	<b>F<sub>crítico</sub></b>	<b>Factor</b>
merluza común	0.28	1.3	4.6
langostino colorado	0.10	3.0	30.0
langostino amarillo	0.14	2.0	14.0

Los resultados del cálculo del indicador de fuerza de interacción para los recursos langostino colorado, langostino y merluza común se presentan en la Fig. 79. Tal como se esperaba, el grupo merluza común presenta el mayor valor del indicador fuerza de interacción trófica (FI=0.98), seguido por langostino colorado (FI=0.74) y en último lugar langostino amarillo (FI=0.45; Fig. 79). La diferencia entre merluza y las especies de langostinos es que el primer grupo es a la vez importante predador de especies bentónicas, demersales y pelágicas, y también importante presa para grupos predadores ubicados en los niveles tróficos superiores de la trama trófica del ecosistema marino de Chile central (Neira & Arancibia, 2004; Neira *et al.*, 2004). En cambio, ambas especies de langostinos son detritívoras, por lo que se espera que su impacto en el sistema sea solo a través de su rol como presas o competidores. Por lo tanto, el mayor FI de langostino colorado se debe a que es una presa más importante en el sistema que langostino amarillo.

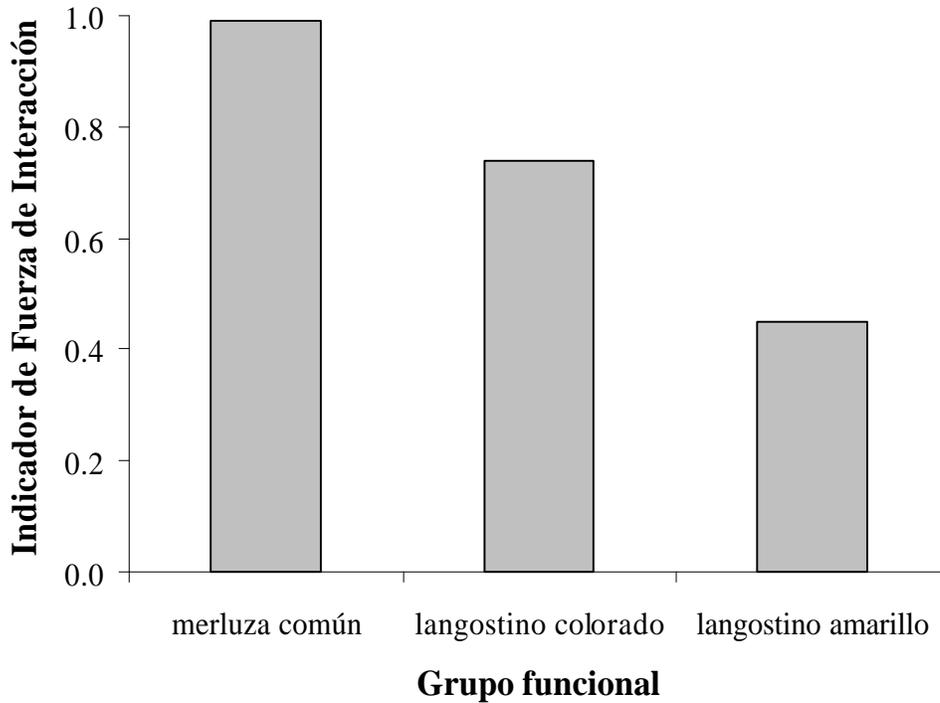


Fig. 79. Indicador de fuerza de interacción calculado tras simulaciones independientes de colapso de merluza común, langostino colorado y langostino amarillo.

Los resultados del cálculo del indicador de impacto funcional (IF) de las especies langostino colorado y langostino amarillo se presentan en la Fig. 80. Un eventual colapso de langostino colorado y langostino amarillo tendría impactos completamente opuestos en el grupo funcional conformado por sus principales predadores. En efecto, el colapso de langostino colorado tiene un impacto negativo en el grupo de predadores, mientras que el colapso de langostino amarillo tiene un impacto positivo sobre el mismo grupo (Fig. 80).

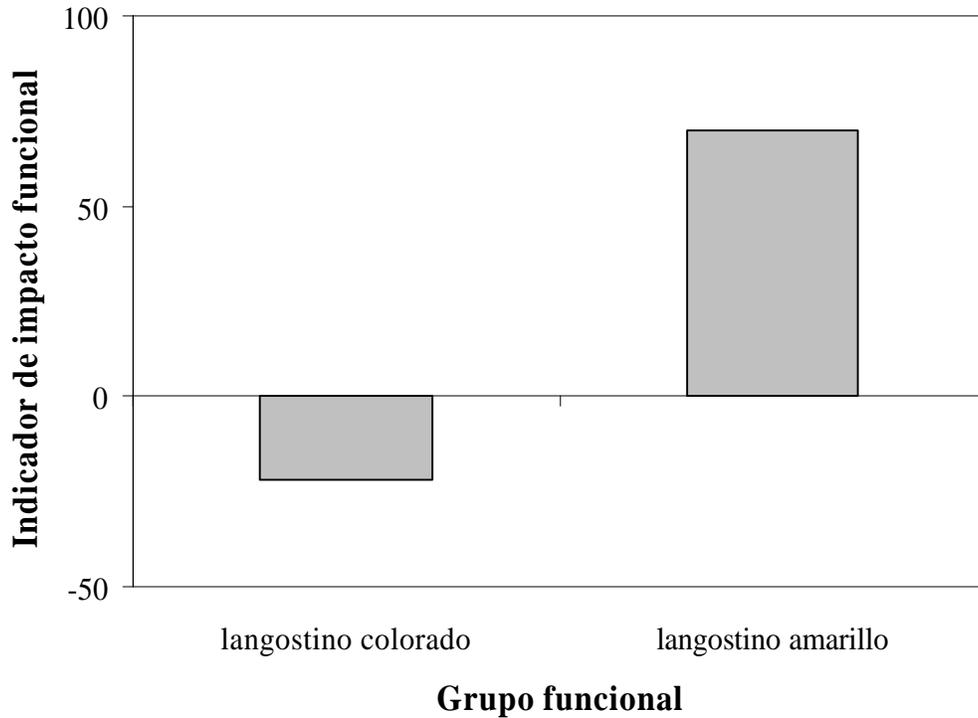


Fig. 80. Indicador de impacto funcional calculado tras simulaciones independientes de colapso de langostino colorado y langostino amarillo.

En la Fig. 81 se muestran los impactos tróficos combinados calculados a partir del modelo ecotrófico desarrollado por Arancibia *et al.* (2003) y una rutina de análisis de tramas tróficas contenida en el paquete computacional Ecopath con Ecosim (Walters *et al.*, 1997). En general, se observa que los impactos provocados por langostino colorado sobre sus predadores (*i.e.* peces demersales) y competidores (*i.e.* camarón nailon) son mucho más significativos que los provocados por langostino amarillo en los mismos grupos.

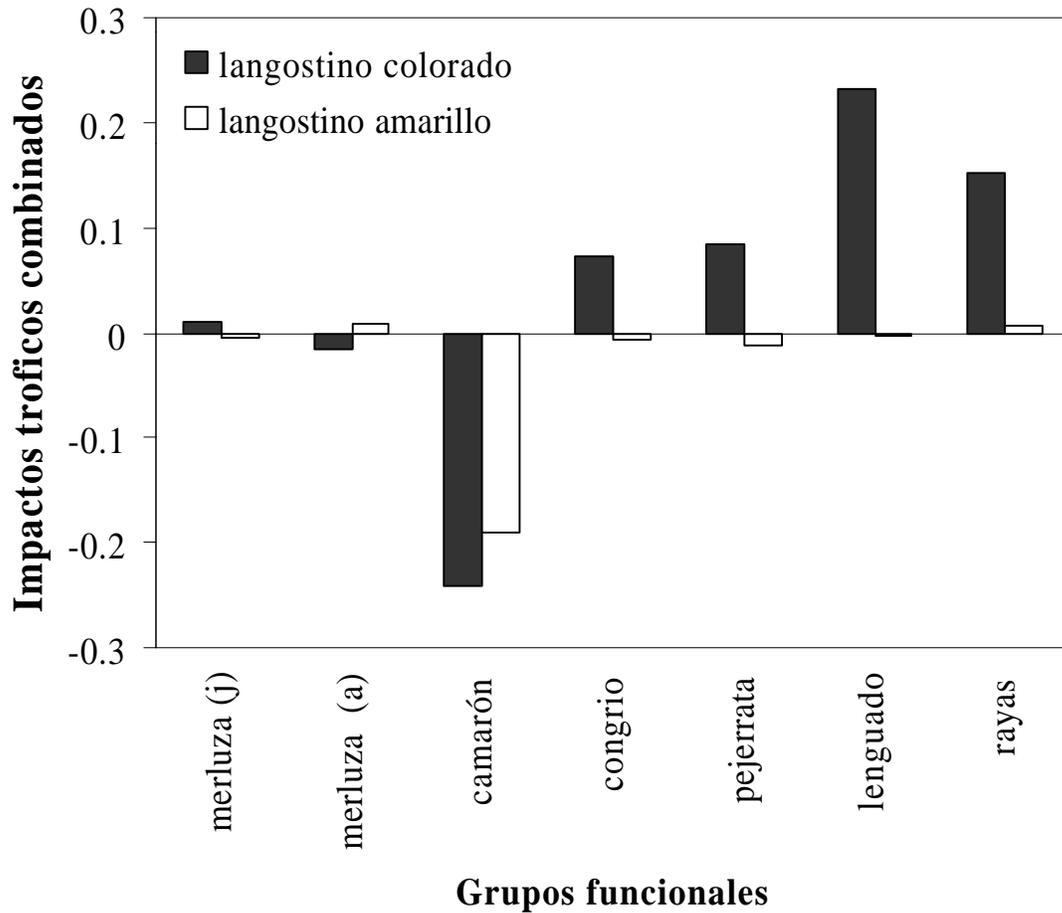


Fig. 81. Impactos tróficos combinados de los recursos langostino colorado y langostino amarillo en otros componentes del sistema demersal en el ecosistema marino de Chile central.

Además, los impactos son de distinta naturaleza. En el caso de langostino colorado, este grupo impacta directa y negativamente a merluza común adultos (su principal predador) y camarón nailon (competidor detritívoro), pero positivamente al resto de sus predadores. Estos impactos positivos se entienden como impactos tróficos indirectos, es decir, el impacto negativo de la disminución de la biomasa de langostino colorado es menor que el impacto positivo indirecto ocasionado por el impacto negativo en merluza común adultos. En otras palabras, para los grupos merluza común juveniles y los otros peces demersales el impacto positivo indirecto producido por una disminución en la biomasa de merluza común

adultos a través de menores tasas de canibalismo, predación y competencia es más importante que impactos negativos de una disminución en biomasa de langostino colorado.

En cambio, langostino amarillo solo impacta negativa, pero poco significativamente a merluza común juveniles (predador), congrio, lenguado, pejerrata. Los impactos positivos leves sobre merluza común adultos y rayas pueden entenderse también como impactos tróficos indirectos.

### 13.5. DISCUSIÓN

El ecosistema marino de Chile central está dominado por el sistema pelágico, donde se concentra la mayor proporción de biomasa y flujos totales (Neira & Arancibia, 2004; Neira *et al.*, 2004). Sin embargo, los resultados de este estudio indican que la fuerza de interacción trófica resultante de las interacciones predador/presa que se producen en el ambiente demersal son significativas a nivel del ecosistema.

Es notable la diferencia entre el valor de  $F_{crítico}$  para ambas especies de langostinos y el de merluza común. La principal razón podría radicar en el bajo valor de  $F$  para estas dos especies a inicios de la década de los años 1990, cuando se recuperaban de sobrepesca previa y, por lo tanto, los niveles de  $F$  y de capturas (Fig. 82) se mantenían moderados con el objetivo de permitir la recuperaron de ambos stocks. Sin embargo, llama la atención que la resiliencia de ambos stocks a la pesca (el colapso = biomasa cero) se produce aumentando  $F$  en un orden de magnitud. Esto podría ser una evidencia indirecta de que el colapso de estos stocks a finales de la década de los años 1990 no fue producto únicamente de sobrepesca, sino que también pudo haber jugado un rol importante las relaciones tróficas (Acuña *et al.*, 2004; Neira & Arancibia, 2005).

La importancia del rol trófico de merluza común en el ecosistema marino de Chile central ha sido abordada previamente por diversos estudios. Sin embargo, llama la atención que ambas especies de langostinos presenten valores relativamente altos de  $FI$ , por ejemplo, cuando se los compara con  $FI$  de jurel ( $FI=0.6$ ) o peces pelágicos pequeños tales como

sardina común (FI=0.35) y anchoveta (FI=0.4) (Neira *et al.*, 2004). Esto indicaría que ambas especies de langostinos cumplen un rol trófico importante en el sistema como presas, ya que por ser detritívoros no se espera que tengan impactos como predadores.

Los indicadores de impacto funcional y de impacto trófico combinado permiten inferir que un eventual colapso de langostino colorado tendría un impacto más significativo en el grupo funcional comprendido por sus predadores que el colapso de langostino amarillo. La diferencia entre el impacto funcional de cada una de estas especies se debería a las siguientes diferencias: i) distintos niveles de biomasa al inicio de la simulación ( $B_{\text{langostino colorado}} > B_{\text{langostino amarillo}}$ ), ii) importancia como presa en el contenido estomacal de los predadores (la importancia de langostino colorado como presa es mayor que la de langostino amarillo, especialmente en el caso de merluza común como predador); iii) la efectos tróficos indirectos.

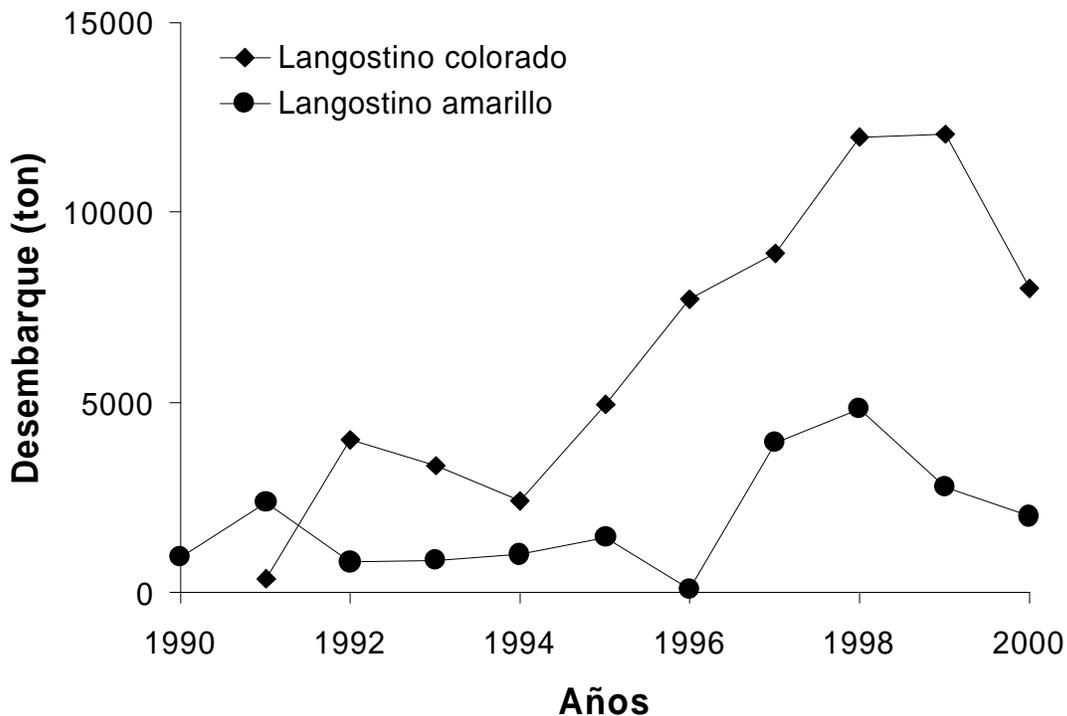


Fig. 82. Desembarque de langostino Colorado y langostino Amarillo en la zona centro-sur (V-IX Regiones). Fuente: Anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca 1990-2000.

Con respecto a los impactos tróficos causados por ambas especies de langostinos, es posible hipotetizar que estos estarían mediados o amplificados por el rol de merluza común. En efecto, merluza común es el grupo que domina el ambiente demersal del ecosistema marino de Chile central (Neira & Arancibia, 2004; Neira *et al.*, 2004), el que presenta las interacciones más fuertes (Fig. 80) y los impactos tróficos mas significativos no solo en el ambiente demersal sino que también en el ambiente pelágico (Fig. 83). Sin embargo, los indicadores trofodinámicos utilizados en este estudio se basan exclusivamente en cambios en la biomasa de los distintos grupos incluidos en un modelo trófico y, por el momento, no incluyen características conductuales tales como la vulnerabilidad de las presas o la capacidad de los predadores de cambiar de presa ante cambios en la abundancia de sus presas. Por lo tanto, la aplicación de este tipo de indicadores representa información ecológica de las especies explotadas y sus interacciones y el posible efecto de la pesquería en ellos. Su utilización en el manejo pesquero debe ser considerada como un complemento de los indicadores monoespecíficos tradicionales que junto a otros indicadores ambientales pueden ayudar a la recuperación de estos stocks y a su explotación sustentable.

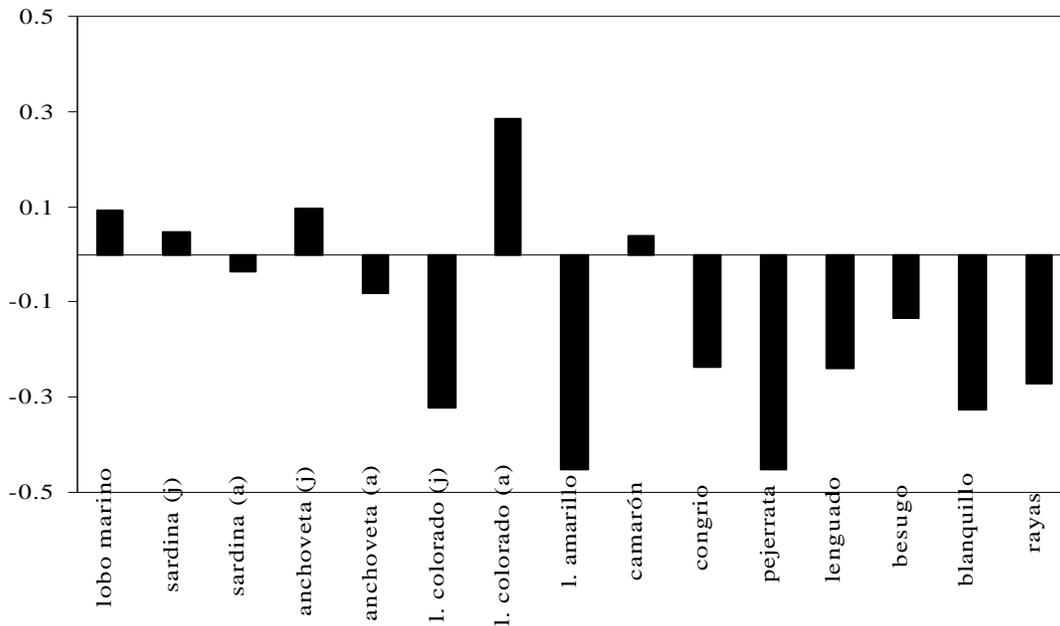


Fig. 83. Impactos tróficos combinados de los recursos langostino colorado y langostino amarillo en otros componentes del sistema demersal en el ecosistema marino de Chile central.

### 13.6. CONCLUSIONES

-La merluza común presenta el mayor valor del indicador fuerza de interacción trófica (FI=0.98), seguido por langostino colorado (FI=0.74) y langostino amarillo (FI=0.45).

-Los impactos tróficos provocados por langostino colorado sobre sus predadores (*i.e.* peces demersales) y competidores (*i.e.* camarón nailon) son mucho más significativos que los provocados por langostino amarillo en los mismos grupos.

### 13.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuña, E., R. Alarcón, H. Arancibia, L. Cid, A. Cortés, L. Cubillos, P. Haye, R. León, G. Martínez & S. Neira. 2004. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII regiones, año 2004. Informe Final. Proyecto FIP N° 2004-11, 405 pp.
- Arancibia, H., Neira, S., Christensen, V., Olson, R., Arreguín-Sánchez, F., Cubillos, L., Quiñones, R., Gatica, C., & Medina, M. 2003. Enfoque metodológico para el análisis ecosistémico en la administración de pesquerías de la zona central de Chile. Informes Técnicos FIP/IT 2001-29, 278 p.
- Collins, S.L. & Benning, T.L. 1996. Spatial and temporal patterns in functional diversity. En: Gaston, K.J. (Editor), Biodiversity (a biology of numbers and difference). University Press, Great Britain, pp. 253-280.
- Leontief, W.W. 1951. The Structure of the U.S. Economy. Oxford University Press, New York.
- Neira, S. & H. Arancibia. 2005. Rol de la predación en el colapso y recuperación de los stock de langostino colorado y langostino amarillo en Chile central (33°S a 39°S). XXV Congreso de Ciencias del Mar, XI Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar, Viña del Mar, Chile. Mayo 2005. Libro de Resúmenes, 106 p.
- Neira, S. & Arancibia, H. 2004. Trophic interactions and community structure in the upwelling system off Central Chile (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., Arancibia, H., Shannon, L. & Cury, P. 2004. Comparing fish interactions in the upwelling systems of Benguela and Central Chile using ecosystem indicators. International symposium on quantitative ecosystem indicators for fisheries management, 31 March-3 April, Paris, France.
- Shannon, L.J. & Cury, P. 2004. The functional role of small pelagic fish in an exploited upwelling area: indices for keystone species and functional similarity in the southern Benguela ecosystem. *Ecological Indicators* 3: 305-321.
- Ulanowicz, R.E. & Puccia, C.J. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5, 7-16.

**14. OBJETIVO ESPECÍFICO 6 (ADICIONAL OFRECIDO)**

**Realizar una representación cualitativa y semi-cuantitativa de las relaciones tróficas en el ecosistema marino de la macrozona comprendida por las regiones iii y iv.**

**14.1. INTRODUCCIÓN**

El Sistema de Corriente Humboldt (SCH) es un típico sistema de borde oriental en el Océano Pacífico Sur, con fuerte surgencia costera y gran productividad biológica (Fonseca & Farías, 1987; Alheit & Bernal, 1993; Strub *et al.*, 1998; Daneri *et al.*, 2000). El SCH es considerado uno de los sistemas de surgencia más productivos del mundo junto con los sistemas de Benguela y Canarias (Carr, 2002). Sin embargo, Daneri *et al.* (2000) indican que en el SCH se ha registrado valores de producción primaria (PP) de hasta 19.9 gCm<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>, uno de los más altos encontrados a nivel mundial, lo que se refleja en altas capturas, del orden de las 5 millones de toneladas (SernaPesca, 2000), ocupando Chile el quinto lugar a escala mundial (FAO, 2003).

En la zona marina de Chile centro-norte existen importantes focos de abundancia de langostino amarillo y langostino colorado, los que han sido bastante bien documentados (Acuña & Arancibia, 1996; Acuña & González, 1999; Acuña *et al.*, 1995, 1998, 2000, 2002, 2004a). Estas especies objetivo muestran importantes interacciones tróficas con peces demersales, principalmente merluza común *Merluccius gayi* (Vidal *et al.*, 1997) y lenguado de ojos grandes *Hippoglossina macrops* (Villarroel & Acuña, 1999; Villarroel & Acuña, 2000; Villarroel *et al.*, 2001). Ambas especies de peces son las más abundantes del by-catch en las pesquerías de arrastre de crustáceos de la III y IV Regiones, por lo que han sido objeto de estudios tróficos. En efecto, Villarroel *et al.* (1999) entregaron antecedentes cualitativos de un esquema trófico que involucra al lenguado de ojos grandes y su interacción con los langostinos y el camarón nailon. Sin embargo, y de acuerdo con la oferta técnica, se construyó un esquema multiespecífico-comunitario semicuantitativo que representa las principales interacciones tróficas de los grupos presentes en el área marina comprendida por las Regiones III y IV, debido a que, tanto la estructura comunitaria como

las relaciones predador/presa de esta macrozona pueden no ser, necesariamente similares a las descritas para el ecosistema marino de Chile central (V a IX Regiones). Se utilizó el enfoque ecotrófico Ecopath con Ecosim (Christensen & Pauly, 1992; Walters *et al.*, 1997). La fuente de información para parametrizar el modelo (biomasa, producción/biomasa= mortalidad total, consumo/biomasa, composición de la dieta, capturas) corresponde básicamente a aquellos que se encontraron disponibles en la literatura gris (informes pesqueros, tesis de pre- y postgrado) y literatura especializada (revistas nacionales e internacionales). Alguna información se obtuvo de estimaciones de biomasa desde cruceros de área barrida, ASP, by-catch en pesquerías camaronesa-langostinera, cruceros de merluza común y otros.

El primer paso en la modelación es la identificación de los grupos funcionales y/o especies que pueden estar interactuando en el ecosistema pelágico del centro-norte de Chile. De acuerdo a los antecedentes expuestos, se propone los grupos funcionales candidatos para modelar el sistema bento-demersal del norte de Chile, Regiones III y IV (26°-32° S). Los criterios de selección obedecen a su abundancia, interacción trófica con los crustáceos en cuestión y disponibilidad de datos biológicos y pesqueros (Tabla 56).

## 14.2. METODOLOGÍA

### 14.2.1. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se ubica frente a Chile centro-norte y abarca latitudinalmente desde 26°03' S hasta 32°10' S. El área tiene 37042 km<sup>2</sup> desde la costa hasta la isóbata de 600 m, que es hasta donde se registra capturas de las principales pesquerías demersales (Fig. 84). De acuerdo a Acuña & Arancibia (1996), en esta área se distingue de 3 a 7 zonas de pesca, que abarca hasta las 30 millas náuticas marinas, donde, además, se desarrollan también las principales pesquerías pelágicas.

Asimismo, Camus (2001) propone que la región entre 26° S y 29° S es una zona de transición de contacto, donde existe gran intercambio faunístico, pero que es característico de esta área, la que exhibe características oceanográficas y bio-zoogeográficas que permiten considerarla como una unidad independiente entre la Provincia Peruana y el Distrito Mediterráneo, denominándose entonces Distrito Septentrional (29° S-33° S).

El período de estudio comprende el año 2003. En este año se presentó un importante hecho pesquero debido a la capturas máximas históricas de jibia (ca. 12000 ton). Además, las capturas y biomasa de recursos demersales, *i.e.* merluza común, se encuentra en descenso, al igual que el langostino colorado y camarón nailon (SubPesca, 2004a). El stock de sardina española se encuentra en sus niveles mínimos, no así el de anchoveta, que en los últimos años se ha recuperado (SubPesca, 2004b).

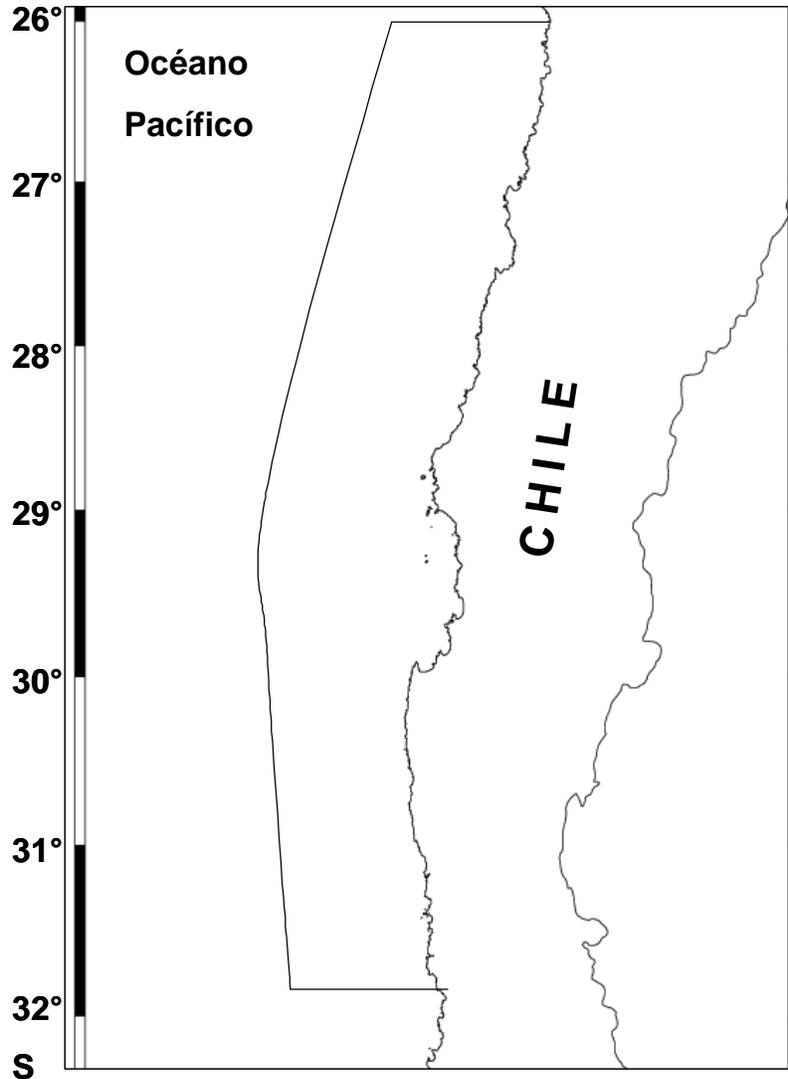


Fig. 84. Área de estudio.

#### 14.2.2. REPRESENTACIÓN DE LA TRAMA TRÓFICA DEL ECOSISTEMA MARINO DEL CENTRO-NORTE DE CHILE

La trama trófica del ecosistema marino de Chile centro-norte se modeló utilizando el paquete computacional Ecowe with Ecosim (EwE; Christensen & Pauly, 1992; Walters *et al.*, 1998). El modelo resume información biológica y pesquera de los principales grupos tróficos del sistema, con énfasis en los recursos pesqueros tradicionales, sus presas y predadores para el año 2003.

En su versión actual, ECOPATH parametriza el modelo trófico basado en dos ecuaciones principales. La primera describe los términos de la producción de cada grupo (*i*), mientras que la segunda describe su balance de masa (Christensen & Pauly, 1992).

La primera ecuación describe cómo la producción de cada grupo *i* puede ser separada en sus componentes, de acuerdo a la siguiente ecuación:

Producción = capturas  
 + mortalidad por predación  
 + acumulación de biomasa  
 + migración neta  
 + otras mortalidades

O más formalmente,

$$P_i = Y_i + B_i \cdot M_{2i} + E_i + BA_i + P_i \cdot (1 - EE_i)$$

donde:  $P_i$  es la tasa de producción total del grupo *i*;  $Y_i$  es su tasa de captura total;  $M_{2i}$  es la tasa de predación total para el grupo *i*,  $B_i$  es la biomasa total del grupo *i*;  $E_i$  es la tasa de migración neta (emigración-inmigración),  $BA_i$  es la acumulación de biomasa del grupo *i*;  $P_i (1 - EE_i) = M_{0i}$  es la tasa de “otra mortalidad”, que es aquella mortalidad que es independiente de la predación y capturas.

Esta ecuación incorpora la mayor parte de los componentes de la producción (o mortalidad), siendo la excepción la producción gonadal. Sin embargo, la producción gonadal termina generalmente siendo predada por otros grupos, siendo posible entonces incluirla como mortalidad por predación u “otras mortalidades”.

La ecuación previa puede re-expresarse como:

$$B_i \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_i \cdot DC_{ji} - \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot B_i \cdot (1 - EE_i) - Y_i - E_i - BA_i = 0$$

ó

$$B_i \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot EE_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_i \cdot DC_{ji} - Y_i - E_i - BA_i = 0$$

donde:  $(P/B)_i$  es la razón producción biomasa,  $(Q/B)_i$  es la razón consumo biomasa y  $DC_{ji}$  es la fracción de la presa  $i$  en la dieta promedio del predador  $j$ .

Basado en la ecuación previa, para un sistema de  $n$  grupos,  $n$  ecuaciones lineales pueden expresarse en términos explícitos, a saber:

$$B_1 \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_1 \cdot EE_1 - B_1 \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_1 \cdot DC_{11} - B_2 \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_1 \cdot DC_{21} \dots - B_n \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_1 \cdot DC_{n1} - Y_1 - E_1 - BA_1 = 0$$

$$B_2 \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_2 \cdot EE_2 - B_1 \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_2 \cdot DC_{12} - B_2 \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_2 \cdot DC_{22} \dots - B_n \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_2 \cdot DC_{n2} - Y_2 - E_2 - BA_2 = 0$$

·  
·  
·

$$B_n \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_n \cdot EE_n - B_n \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_n \cdot DC_{1n} - B_2 \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_n \cdot DC_{2n} \dots - B_n \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_n \cdot DC_{nn} - Y_n - E_n - BA_n = 0$$

Este sistema de ecuaciones lineales puede, a su vez, ser re-expresado de la siguiente forma:

$$a_{11}X_1 + a_{12}X_2 + \dots a_{1m}X_m = Q_1$$

$$a_{21}X_1 + a_{22}X_2 + \dots a_{2m}X_m = Q_2$$

·  
·  
·

$$a_{n1}X_1 + a_{n2}X_2 + \dots a_{nm}X_m = Q_n$$

con  $n$ = número de ecuaciones y  $m$ = número de incógnitas.

Esto puede ser expresado en notación matricial como sigue:

$$[X]_m = [A^{-1}]_{n,m} \cdot [Q]_m$$

Si el determinante de la matriz es cero o si la matriz no es cuadrada, entonces no existe la inversa ordinaria. Sin embargo, es posible obtener una inversa generalizada aplicando el método de MacKay (1981) *fide* Christensen & Pauly, 1992.

Si el conjunto de ecuaciones está sobredeterminado (más ecuaciones que incógnitas) y las ecuaciones son inconsistentes unas con otras, entonces el método de la inversa generalizada entrega estimados por mínimos cuadrados, los que minimizan las diferencias. Si el sistema está sub-determinado (*i.e.* más incógnitas que ecuaciones), entonces es posible encontrar una respuesta que sea consistente con la data. Sin embargo, ésta no será una respuesta única.

La tasa de producción ( $P_i$ ) se calcula como el producto entre la biomasa del grupo  $i$  ( $B_i$ ) y su razón producción biomasa  $(P/B)_i$ . De acuerdo con Allen (1971), en poblaciones en equilibrio, con mortalidad exponencial y crecimiento tipo von Bertalanffy, la razón  $(P/B)_i$  corresponde a la tasa de mortalidad total  $Z$ . Normalmente,  $Z$  se estima mediante técnicas estándar de evaluación de stock. La “otra mortalidad” ( $M0_i$ ) incluye toda la mortalidad que no se debe a la predación ni captura (*i.e.* mortalidad debido a enfermedades, longevidad, etc.), y se calcula internamente como:

$$M0_i = P_i \cdot (1 - EE_i)$$

donde:  $EE_i$  es la denominada “eficiencia ecotrófica” de  $i$ , y representa la proporción de la producción del grupo  $i$  que se utiliza dentro del sistema. El término que describe la

mortalidad por predación  $M_2$  es el que conecta los grupos (presas y predadores) del sistema, según la siguiente ecuación:

$$M_2 = \sum_{j=1}^n Q_j \cdot DC_{ji}$$

donde: la sumatoria es sobre todos los  $n$  predadores que se alimentan de la presa  $i$ ,  $Q_j$  es la tasa de consumo total para el grupo  $j$ , y  $DC_{ji}$  es la fracción con que la presa  $i$  contribuye a la dieta del predador  $j$ .  $Q_j$  se calcula como el producto entre  $B_j$  y  $Q/B_j$ .

Una aplicación importante de la ecuación anterior es que la información concerniente a las tasas de consumo y dieta de un predador dado sobre una presa particular puede ser utilizada para estimar el coeficiente de mortalidad por predación para el grupo presa  $i$ , o, alternativamente, si se conoce la mortalidad por predación para una presa dada, entonces la ecuación puede ser utilizada para estimar las tasas de consumo para uno o más predadores.

Para la parametrización del modelo, ECOPATH establece un sistema con (al menos en principio) tantas ecuaciones como grupos incluidos en el sistema y resuelve el sistema de ecuaciones para sólo uno de los siguientes parámetros de cada grupo:

- biomasa;
- razón producción/biomasa;
- razón consumo/biomasa; o
- eficiencia ecotrófica.

Si sólo tres de estos parámetros han sido ingresados, entonces los siguientes parámetros deben ingresarse complementariamente para todos los grupos:

- Tasa de captura;
- Tasa de migración neta;
- Tasa de acumulación de biomasa;

- Tasa de asimilación de alimento; y
- La composición de la dieta.

La segunda ecuación básica de **EwE** entrega el balance de energía dentro de cada caja, a saber:

$$\text{Consumo} = \text{Producción} + \text{Respiración} + \text{Alimento no asimilado}$$

Con esta ecuación se define el consumo como la suma del crecimiento somático y gonadal, costos metabólicos y productos de desecho.

La fuente de información desde la que se obtuvo los parámetros de entrada para cada grupo funcional incluido en la modelación del ecosistema marino del centro-norte de Chile, año 2003, se detalla en la Tabla 58.

En **EwE** uno de los siguientes parámetros B, P/B, Q/B o EE puede ser desconocido para cualquier grupo *i*, ya que, si se ingresa valores para tres de estos cuatro parámetros, entonces **EwE** estima el parámetro desconocido al resolver el sistema de ecuaciones que definen el modelo. Con esta rutina se estimó B en grupos para los cuales no existe data.

Tabla 58. Grupos tróficos funcionales incluidos en el esquema del ecosistema marino del centro-Norte de Chile año 2003 y fuente de información necesaria para parametrizar el modelo, indicado por un número.

Grupo/parámetro	B (ton*km <sup>-2</sup> *año <sup>-1</sup> )	P/B (Año <sup>-1</sup> )	Q/B (Año <sup>-1</sup> )	Y (Año <sup>-1</sup> )	DC (% en peso)
Cetáceos menores	1	2	2, 3	-	2
Pingüinos	4, 5	6	6	-	7
Lobo marino	8	2	2	-	8
Jibia	9	2	10	11	10
Cabinza	9	2	2	11	12
Merluza común	13	1	1, 14	11	15, 16
Jurel	9, 17	2	1	11	18
Caballa	9, 19	19	20	11	21, 22
Anchoveta	23	1	1	11	1
Sardina española	23	1, 2	1, 2	11	2
Pejerratas	13	1	1	11	1
Lenguado	13	1	1	-	24, 25, 26
Tiburones demersales	13		27	-	27
Langostino amarillo	13	1	1	11	1
Langostino colorado	13	1	1	1	1
Camarón Nailon	13	1	1	11	1
Plancton gelatinoso	13	1	1	-	28
Eufáusidos	9	29	6	-	1
Copépodos	9	30, 31	6	-	6
Fitoplancton	32, 33	1		-	

Referencias: 1= Neira & Arancibia (2004); 2= Moloney & Jarre (2003); 3= Browder (1993); 4= Luna-Jorquera *et al.* (2000); 5= Culik *et al.* (1998); 6= Jarre *et al.* (1989); 7= [www.penguins.cl](http://www.penguins.cl); 8= Siefeld *et al.* (1997); 9= estimado por EwE; 10= SSP (2004a); 11= Sernapesca (2004); 12= Vargas *et al.* (1999); 13= FIP (2004); 14= Cubillos *et al.* (2003); 15= Vidal (1995); 16= Vidal *et al.* (1997); 17= SSP (2004b); 18= Medina & Arancibia (2002); 19= Relación Empírica (B=Y/F); 20= Pauly *et al.* (1989); 21= Blaskovic *et al.* (2002a, b); 22= Díaz-Huerta (Tesis en desarrollo); 23= SSP (2004c); 24= Villarroel & Acuña (1999); 25= Villarroel & Acuña (2000); 26= Villarroel *et al.* (2001); 27= Acuña *et al.* (en prensa); 28= Vargas & González, 2004; 29= Hutchings *et al.* (1991); 30= Jarre *et al.* (1998); 31= Escribano & McLaren (1999); 32= SeaWiffS (1997-2004); 33= Daneri *et al.* (2000).

En jibia, cabinza, merluza común, jurel, caballa, anchoveta, sardina, pejerratas, lenguados, eufáusidos y copépodos B fue estimada por EwE bajo el supuesto que EE=0,999. Este valor de EE implica que EwE calcula la biomasa mínima para sustentar a los predadores de estos grupos. Siguiendo a Jarre-Teichmann *et al.* (1998), B de plancton gelatinoso se

estimó asumiendo  $EE=0,15$ . En fitoplancton, B se estimó asumiendo  $EE=0,8$  con lo que se consigue que la producción primaria estimada por  $EwE$  se encuentre dentro del rango informado para el ecosistema marino de Chile centro-norte (*i.e.*  $PP = 127 \text{ kg C km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ ; Daneri *et al.*, 2000).

Considerando que para Chile centro-norte no existe estimados de B para cetáceos y que  $EwE$  no puede estimar B en predadores tope, entonces se consideró que los niveles de B de cetáceos en Chile centro-norte son similares a los niveles de biomasa informados para otros ecosistemas de surgencia, tal como el de Perú (Jarre *et al.*, 1989) y el de Benguela (Jarre-Teichmann *et al.*, 1998).

El modelo fue balanceado revisando los valores de la eficiencia ecotrófica ( $EE_i$ ) y de la eficiencia bruta de conversión de alimento ( $GE_i$ ). Obviamente,  $EE_i$  debe estar entre 0 y 1, mientras que  $GE_i$ , que corresponde a  $P_i/Q_i$ , debe estar entre 0,1 y 0,35 (Christensen & Pauly, 1992). Cuando se encontró valores inconsistentes de  $EE_i$  o  $GE_i$ , entonces se realizó cambios en la data de entrada  $B_i$ ,  $P_i/B_i$  o  $DC_{ij}$  siguiendo los criterios presentados por Christensen & Walters (2004) hasta obtener salidas aceptables, *i.e.*  $EE < 1$  y  $0,1 < GE < 0,35$  para cada grupo  $i$ .

Una vez que el modelo fue balanceado se calculó el nivel trófico promedio (NT) para cada grupo  $i$  como sigue: por definición, se asigna  $NT=1$  a los productores primarios y detrítico; para los predadores, NT se estima como  $1 +$  [el promedio ponderado de NT de las presas en el contenido estomacal del predador].

### 14.3. RESULTADOS

#### 14.3.1. MODELO ECOTRÓFICO APLICADO AL ECOSISTEMA MARINO DE CHILE CENTRO-NORTE AÑO 2003

En la Tabla 59 se entrega los valores inputs y outputs principales del modelo balanceado que representa el ecosistema marino de Chile centro-norte, en el año 2003. En la Tabla 60 se presenta la matriz de la dieta de los predadores del modelo balanceado para el mismo año.

Tabla 59. Valores de los parámetros de entrada (letra normal) y estimados (con negrita) para el modelo del ecosistema marino del centro-norte de Chile, año 2003.

Grupos	Nivel trófico	B (t/km <sup>2</sup> )	P/B (año <sup>-1</sup> )	Q/B (año <sup>-1</sup> )	EE	P/Q
Cetáceos menores	<b>4.14</b>	0.01	0.6	41.07	<b>0.007</b>	<b>0.015</b>
Pingüinos	<b>3.09</b>	0.03	0.5	60.0	<b>0.012</b>	<b>0.008</b>
Lobo marino	<b>3.67</b>	0.05	0.25	20.0	<b>0.016</b>	<b>0.013</b>
Jibia	<b>4.06</b>	<b>0.79</b>	3.5	10.0	0.999	<b>0.350</b>
Cabinza	<b>3.26</b>	<b>0.26</b>	1.0	14.2	0.999	<b>0.070</b>
Merluza común	<b>3.26</b>	<b>1.49</b>	1.7	7.2	0.999	<b>0.236</b>
Jurel	<b>3.29</b>	<b>4.01</b>	0.7	15.0	0.999	<b>0.047</b>
Caballa	<b>3.27</b>	<b>0.41</b>	2.07	19.7	0.999	<b>0.105</b>
Anchoveta	<b>2.05</b>	<b>8.95</b>	3.0	33.1	0.999	<b>0.091</b>
Sardinas	<b>2.05</b>	<b>2.45</b>	1.1	14.0	0.999	<b>0.079</b>
Pejerratas	<b>2.60</b>	<b>0.88</b>	0.7	4.8	0.999	<b>0.146</b>
Lenguados	<b>3.01</b>	<b>0.547</b>	0.7	5.0	0.999	<b>0.140</b>
Tib. demersales	<b>3.23</b>	0.123	0.4	4.2	<b>0.122</b>	<b>0.095</b>
Lang. amarillo	<b>2.00</b>	4.325	3.6	11.6	<b>0.251</b>	<b>0.310</b>
Lang. colorado	<b>2.00</b>	7.45	3.7	15.0	<b>0.080</b>	<b>0.247</b>
Camarón Nailon	<b>2.00</b>	4.40	2.5	12.0	<b>0.443</b>	<b>0.208</b>
Plancton gelatinoso	<b>2.50</b>	<b>65.95</b>	0.6	2.0	<b>0.150</b>	<b>0.300</b>
Eufáusidos	<b>2.50</b>	<b>2.05</b>	13.0	32.0	0.999	<b>0.306</b>
Copépodos	<b>2.00</b>	<b>2.66</b>	45.0	155.0	0.999	<b>0.290</b>
Fitoplancton	<b>1.00</b>	10.315	100.0	-	0.800	-
Detritus	<b>1.00</b>	-	-	-	<b>0.404</b>	-

Tabla 60. Matriz de la composición de la dietas de los grupos considerados en el esquema ecotrófico del ecosistema marino del centro-norte de Chile, año 2003.

Presa \ Predador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
1 Cetáceos menores	0																		
2 Pingüinos		0																	
3 Lobo marino			0																
4 Jibia	0.202	0.001	0.108	0.301															
5 Cabinza	0.091		0.111																
6 Merluza común	0.131			0.19		0.091							0.237						
7 Jurel	0.101			0.22		0.048													
8 Caballa	0.101																		
9 Anchoqueta	0.091	0.35	0.752	0.04	0.158	0.043	0.342	0.131											
10 Sardinas	0.131	0.25	0.029	0.05	0.088	0.033		0.091											
11 Pejerratas						0.054					0.001		0.055						
12 Lenguados						0.035						0.001							
13 Tib. demersales																			
14 Lang. amarillo						0.231					0.05	0.422	0.069						
15 Lang. colorado						0.117					0.05	0.248	0.1						
16 Camarón Nailon						0.332					0.05	0.314	0.389						
17 Plancton gelatinoso		0.05			0.404		0.052	0.151											
18 Eufáusidos				0.078	0.088	0.015	0.414	0.07				0.016	0.035						
19 Copépodos					0.263		0.058	0.004	0.05	0.05								0.5	0.5
20 Fitoplancton									0.95	0.95								0.5	0.5
21 Detrito											0.1		0.116	1	1	1			
22 Importaciones	0.152	0.35		0.12			0.135	0.553			0.749								
	<b>1</b>																		

**14.3.2. DIAGRAMA DE FLUJO DE MASA ENTRE LOS DISTINTOS GRUPOS CONSIDERADOS EN EL ESQUEMA ECOTRÓFICO DEL ECOSISTEMA MARINO DE CHILE CENTRO-NORTE, AÑO 2003**

El diagrama que describe los principales grupos en el ecosistema marino de Chile centro-norte en el año 2003 se muestra en la Fig. 85. Los grupos funcionales se encuentran alineados de acuerdo a su nivel trófico fraccionado (NT), desde el nivel trófico basal (NT=1), representado por fitoplancton y detrito, hasta los niveles tróficos superiores, donde se ubican predadores tope tales como cetáceos menores (NT=4.14), jibia (NT=4.06) y lobo marino (NT=3.67). Los grupos langostinos colorado y amarillo, como también los pequeños pelágicos, se encuentran en el NT= 2.

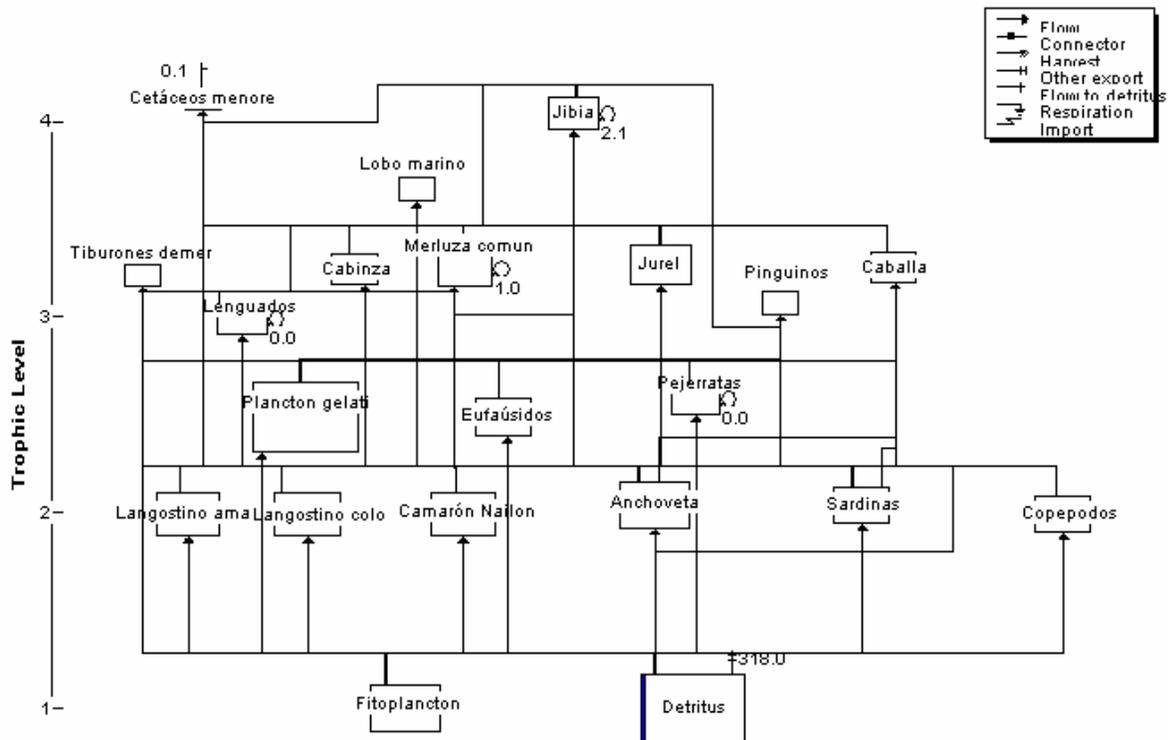


Fig. 85. Diagrama de flujo de masa entre los distintos grupos del ecosistema marino del centro-norte de Chile, año 2003. Los flujos se encuentran expresados en ton\*km<sup>2</sup>\*año<sup>-1</sup>.

**14.3.3. TASAS DE MORTALIDAD EN EL ECOSISTEMA MARINO DEL CENTRO-NORTE DE CHILE**

Las estimaciones efectuadas por EwE se presentan en la Tabla 61. Se observa que solo en caballa y tiburones demersales la mortalidad por pesca (F) es mayor que la mortalidad por predación (M2). En el resto de los grupos pesqueros (*e.g.* jibia, cabinza, merluza común, anchoveta, langostinos amarillo y colorado) M2 es la mayor fuente de mortalidad. En grupos como lobos marinos, pingüinos y cetáceos menores, la mayor fuente de mortalidad lo constituye M0, es decir 'otras causas' no identificadas por nosotros (*i.e.* enfermedades). Comparativamente, la M2 es la fuente principal de mortalidad en los ecosistemas marinos, incluso, en aquellos fuertemente explotados (Bax, 1998; Neira & Arancibia, 2004), lo que se observa también en el área de estudio de este trabajo.

Tabla 61. Tasas de mortalidad estimadas por EwE para los grupos tróficos del ecosistema marino del centro-norte de Chile, año 2003. P/B=Z: mortalidad total; F= mortalidad por pesca; M2= mortalidad por predación; M0= otras mortalidades. En negrita se presentan grupos pesqueros de interés.

Grupos	P/B=Z (año <sup>-1</sup> )	F (/año <sup>-1</sup> )	M2	M0
Cetáceos menores	0.600	0.000	0.004	0.596
Pingüinos	0.500	0.000	0.006	0.494
Lobo marino	0.250	0.002	0.002	0.246
<b>Jibia</b>	<b>3.500</b>	<b>0.569</b>	<b>2.928</b>	<b>0.003</b>
Cabinza	1.000	0.317	0.682	0.001
<b>Merluza común</b>	<b>1.700</b>	<b>0.003</b>	<b>1.695</b>	<b>0.002</b>
Jurel	0.700	0.147	0.553	0.001
Caballa	2.070	1.845	0.223	0.002
<b>Anchoveta</b>	<b>3.000</b>	<b>0.251</b>	<b>2.746</b>	<b>0.003</b>
<b>Sardina española</b>	<b>1.100</b>	<b>0.002</b>	<b>1.097</b>	<b>0.001</b>
Pejerratas	0.700	0.003	0.696	0.001
Lenguados	0.700	0.009	0.690	0.001
Tib. demersales	0.400	0.049	0.000	0.351
<b>Lang. amarillo</b>	<b>3.600</b>	<b>0.009</b>	<b>0.896</b>	<b>2.695</b>
<b>Lang. colorado</b>	<b>3.700</b>	<b>0.003</b>	<b>0.295</b>	<b>3.402</b>
<b>Camaron Nilon</b>	<b>2.500</b>	<b>0.010</b>	<b>1.097</b>	<b>1.392</b>
Plancton gelatinoso	0.600	0.000	0.090	0.510
Eufáusidos	13.000	0.000	12.987	0.013
Copépodos	45.000	0.000	44.955	0.045
Fitoplancton	100.000	0.000	80.000	20.000
Detritus	0.600	0.000	0.004	0.596

En un análisis más detallado se observa que M2 es la principal causa de mortalidad principalmente en los recursos pesqueros explotados en el ecosistema marino del centro-norte de Chile. En la Fig. (86) se observa las estimaciones comparadas de M2 y mortalidad por pesca (F) para jibia, merluza común, anchoveta, sardina española, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon.

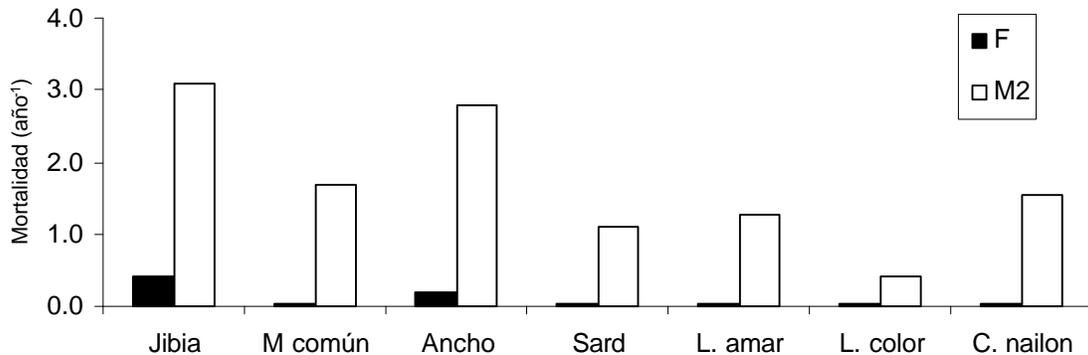


Fig. 86. Mortalidades estimadas por EwE de los principales recursos pesqueros del ecosistema marino del centro-norte de Chile, año 2003 (M común = merluza común; Ancho = anchoveta; Sard = sardina española; L. amar.= langostino amarillo; L. Color = langostino colorado; C. nailon = camarón nailon).

#### 14.3.4. CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL ECOSISTEMA MARINO DEL CENTRO-NORTE DE CHILE

Se estimó los flujos totales ( $F_T$ ) en  $2838.0 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ , que corresponde a la suma de todos los flujos (consumo, exportaciones, respiración y flujos hacia el detritus) dentro del sistema, lo que brinda una idea del tamaño del sistema (Christensen & Pauly, 1992). La biomasa total del sistema fue estimada en  $117.1 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2}$  (Tabla 62), lo que confirma que este sistema presenta un tamaño menor al sistema de surgencia del centro-sur de Chile (Neira & Arancibia, 2004) en términos de flujos.

La producción primaria (PP) neta del sistema se estimó en  $1031.5 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ , que es inferior a los reportados por Medina *et al.* (2004) y Neira & Arancibia (2004) para el norte ( $13452 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ ) y centro ( $13452.8 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ ) de Chile.

La razón producción primaria/respiración (PP/R) fue calculada en 1.4.  $PP/R > 1$  indica que el sistema se encuentra en desarrollo o inmaduro (*sensu* Odum, 1969), donde la respiración es menor de la energía que se fija.

La producción primaria requerida (PPR) para sustentar las capturas totales fue estimada en 7.9%, que es casi 4% más bajo que el calculado por Neira & Arancibia (2004) para Chile central. Las comparaciones de PPR realizadas por Jarre-Teichmann *et al.* (1998) en ecosistemas de surgencia como Perú, Namibia y California indican que PPR puede variar entre 4 y 15% de la producción total, de tal manera que el valor estimado para Chile centro-norte (7.9%) se encuentra en el rango característico de ecosistemas marinos similares.

El NT de la flota pesquera (2.68) es levemente menor al informado por Neira & Arancibia (2004) para Chile central (2.97), denotando también la importancia en las capturas de especies pelágicas de bajo nivel trófico, tal como anchoveta y sardina, y de crustáceos (*e.g.* langostinos colorado y amarillo).

La eficiencia de transferencia entre niveles tróficos discretos expresa cuán óptimo es el transporte de energía de un nivel trófico a otro, siendo mayor en los niveles tróficos basales y disminuyendo hacia los niveles tróficos superiores. La eficiencia media de transferencia fue estimada en 11.0%, valor que se encuentra en el rango comúnmente informado en la literatura para ecosistemas marinos (*i.e.* 10-20%, Christensen & Pauly, 1992). Además, Pauly & Christensen (1995) reportan una eficiencia media global del 10%, lo que concuerda con lo estimado para Chile centro-norte en este estudio.

Tabla 62. Indicadores del ecosistema obtenidos a partir de la modelación del ecosistema marino de Chile centro-norte, años 2003.

<b>Indicador</b>	<b>Año 2003</b>
<b>Tamaño del sistema</b>	
Flujos totales del sistema (ton*km <sup>-2</sup> *año <sup>-1</sup> )	2838.0
Biomasa total (excluyendo el detrito) (ton*km <sup>-2</sup> )	117.135
Capturas totales (ton*km <sup>-2</sup> *año <sup>-1</sup> )	4.249
<b>Madurez del sistema</b>	
Suma de toda la producción (ton*km <sup>-2</sup> *año <sup>-1</sup> )	1315.0
Razón producción primaria total/respiración (año <sup>-1</sup> )	1.42
Razón producción primaria total/biomasa (año <sup>-1</sup> )	8.80
Razón biomasa total/producción total (año <sup>-1</sup> )	0.019
Biomasa sustentada por flujo de energía (año <sup>-1</sup> )	0.008
Índice de conectancia	0.198
Índice de omnivoría del sistema	0.16
Eficiencia de transferencia trófica (%)	11.0
<b>Impacto de la pesquería</b>	
Nivel trófico promedio de la captura	2.68
PPR para sustentar las capturas (%)	7.93
PPR para sustentar el consumo (%)	95.34

#### 14.3.5. ESTIMACIONES DE BIOMASA POR EwE

En algunos grupos, principalmente recursos pesqueros, las estimaciones realizadas por EwE son más consistentes con respecto a las obtenidas por medio de evaluaciones directas e indirectas. Por ejemplo, B estimada para anchoveta (2.15 ton\*km<sup>-2</sup>) por SSP (2004) presentó valores menores a los estimados por EwE, en casi 76%. Los estimados de B por metodologías estándares presentaron valores muy por debajo (entre 70-90%) de los necesarios para que el modelo se balanceara, denotando una subestimación de los mismos. También sucedió lo mismo con B para merluza común, jurel, sardina española, lenguados y pejerratas (Tabla 63).

Tabla 63. Biomosas ( $B = \text{ton} \cdot \text{km}^{-1}$ ) estimada por metodologías de evaluación de stock tradicionales (SSP, 2004) y B estimada por EwE en este estudio. Se expresa la diferencia entre ambas estimaciones en términos porcentuales.

<b>Grupo</b>	<b>Biomasa</b>	<b>Biomasa EwE</b>	<b>Diferencia (%)</b>
Merluza común	0.576 <sup>a</sup>	2.137	73.0
Anchoveta	2.16 <sup>b</sup>	8.95	75.9
Sardina española	0.066 <sup>b</sup>	2.45	97.3
Jurel	1.10 <sup>c</sup>	4.01	72.4
Pejerratas	0.189 <sup>a</sup>	1.243	84.8
Lenguados	0.109 <sup>a</sup>	0.784	86.1

<sup>a</sup>-Fuente: FIP-2003-03

<sup>b</sup>-Fuente: SSP (2004c)

<sup>c</sup>-Fuente: SSP (2004b)

#### 14.3.6. NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN

Las necesidades primordiales que se ha identificado con esta parte del proyecto para avanzar en la modelación ecotrófica de Chile centro-norte corresponden, por ejemplo, a un programa de largo plazo de muestreos de estómagos de los principales recursos pesqueros y de la fauna acompañante de las pesquerías que se desarrollan en la macro-zona III y IV Regiones. Además, es fundamental la estimación de las biomosas de las especies capturadas de forma incidental y del descarte en las respectivas pesquerías. Sobre el particular, Arancibia & Neira (2004) hacen un aporte metodológico simple para estimar la biomasa de especies del by-catch en la pesquería merluquera arrastrera. Paralelamente, es necesario avanzar en el conocimiento de grupos que no son recursos pesqueros pero que pueden cumplir importantes roles que regulen o limiten la producción de los recursos pesqueros (*e.g.* lobos marinos, cetáceos), en especial del contenido estomacal, mortalidad natural, tasa de crecimiento, consumo poblacional y otros.

#### 14.4. CONCLUSIONES

-El ecosistema marino del centro-norte de Chile se caracteriza por poseer los mayores flujos tróficos en los niveles tróficos basales (*i.e.* NT=2), donde se encuentran los recursos pesqueros más importantes (*e.g.* anchoveta, langostino colorado, langostino amarillo).

-La fuente de mortalidad más importante, inclusive en los recursos pesqueros, es la mortalidad por predación (M2), la que debería ser considerada en las medidas de ordenamiento de las pesquerías.

-Se identificaron necesidades de investigación en varios grupos de este ecosistema (*e.g.* jibia, merluza, caballa, cetáceos) tanto en estudios básicos (dietas, consumo) como en mejorar la calidad de otros parámetros (*i.e.* biomاسas).

## 14.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuña, E. & Arancibia, H. 1996. Evaluación directa del stock del camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) mediante el método de área barrida en la zona de operación de la flota arrastrera de las Regiones III y IV. Informe Final Proyecto de Investigación. Depto. Biología Marina, U. Católica del Norte, INPESCA Talcahuano y Depto. Oceanografía U. de Concepción. 71 pp.
- Acuña, E., Arancibia, H., Mujica, A., Brokordt, K. & Gaymer, C. 1995. Estudio biológico-pesquero del langostino amarillo (*Cervimunida johni*) en la II y IV Región, mediante el uso de la flota arrastrera con base en Coquimbo. Informe final Proyecto UCN, INPESCA, Empresas Pesqueras Coquimbo. 107 pp.
- Acuña, E., Berrios, M., Cid, L., Díaz, C., Moraga, J., Mujica, A., Olivares, J. & Roa, R. 1998. Evaluación directa del stock de langostino amarillo en la III y IV Regiones. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 97-25, 140 pp.
- Acuña, E., Pérez, E., Berrios, M., Cid, L., Moraga, J., Mujica, A. & Alarcón, R. 2000. Evaluación directa de Camarón nailon entre la II y VIII Regiones, 1999. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 99-08, 208 pp.
- Acuña, E., Arancibia, H., Cid, L., Alarcón, R., Cubillos, L., Sepúlveda, A. & Bodini, A. 2002. "Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, año 2001". Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2001-05, 209 pp.
- Acuña, E., Conan, G., Cid, L., Alarcón, R. & Cubillos, L. 2004. Evaluación directa de langostino colorado entre la III y IV regiones, año 2003. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2003-03, 141 pp.
- Acuña, E. & González, M.T. 1999. Antecedentes biológicos y pesqueros de langostino colorado capturado por la flota durante 1998, en la III y IV Regiones. En: Programa de Investigación Monitoreo de la Pesquería de Crustáceos realizada por la Flota de la IV Región. Informe 01/99, 15 pp.
- Acuña, E., Villarroel, J.C., Andrade, M. & Cortés, A. (en prensa). Fauna acompañante en pesquerías de arrastre de crustáceos de Chile: implicancias y desafíos desde la perspectiva de la biodiversidad. En: "Valoración, Uso y Perspectivas de la Biodiversidad Marina: ¿Hacia donde va Chile?" (E. Figueroa ed.).
- Acuña, E., Villarroel, J.C., Catalán, R. & Herrera, P. (en prensa). Reproductive aspects and feeding ecology of two deep-sea sharks from central-northern Chile: *Aculeola nigra* (Etmopteridae) and *Bytalaelurus canescens* (Scyliorhinidae). Copeia.
- Aguayo-Lobo, A., D. Torres Navarro & J. Acevedo Ramírez. 1998. Los mamíferos de Chile: I. Cetácea. Serie Científica INACH 48: 19-159.
- Alheit J & P Bernal (1993). Effects of physical and biological changes on biomass yield of the Humboldt Current Ecosystem. En: K. Sherman, L. M. Alexander, & B. D. Gold (eds.). Large marine ecosystems. V: Stress, mitigation and sustainability. American Association for the Advancement of Science, Washington DC pp. 53-68.
- Bax N. J. 1998. The significance and prediction of predation in marine fisheries. ICES Journal of Marine Science, 55: 997-1030.
- Blaskovic V., P. Espinoza, F. Torriani & I. Navarro. 2002a. Hábitos alimentarios y variaciones de la dieta de los Principales recursos pelágicos y demersales en el otoño 1999. Área de ecología trófica. Informe trimestral IMARPE. 35 p.

- Blaskovic V., P. Espinoza, F. Torriani & I. Navarro. 2002b. Hábitos alimentarios y variaciones de la dieta de los Principales recursos pelágicos y demersales en el invierno, 1999. Área de ecología trófica. Informe trimestral IMARPE. 20 p.
- Browder, J.A. 1993. A pilot model of the Gulf of Mexico Continental Shelf, 279-284. En: Trophic models of aquatic ecosystems, Christensen, V. & D. Pauly. (Eds.), ICLARM Conference Proceedings, N° 26, 390 pp.
- Cabrera, M.T. 2001. Macrúridos (Pisces: Macrouridae) asociados a zonas de pesca (25°- 35° S y 70°-71° W) del camarón nailon *Heterocarpus reedi* Bahamonde, 1955. Tesis Biología Marina, Universidad Católica del Norte, 93 pp.
- Camus PA. 2001. Biogeografía marina de Chile continental. Rev Chil Hist Nat, 74: 587-617.
- Canales, C. 2002. Informe de avance Proyecto "Investigación CTP camarón nailon 2002" Diagnóstico actualizado del estado de situación del recurso camarón nailon 2001. 32 pp. + 3 Anexos.
- Carr ME (2002). Estimation of potential productivity in Eastern Boundary Currents using remote sensing. Deep-Sea Research II, 49: 59-80.
- Casas, L., Catalán, R. & Acuña, E. 2000. Nuevos registros de peces de profundidad recolectados como fauna acompañante de la pesca del camarón nailon *Heterocarpus reedi* en el norte de Chile. Libro de Resúmenes XX Congreso de Ciencias del Mar, p. 93.
- Cubillos, L.A., H. Rebolledo, y A. Hernández. 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.
- Culik BM, Luna-Jorquera, G, Oyarzo H & H. Correa. 1998. Humboldt penguins monitored via VHF telemetry. Marine Ecology Progress Series, 162: 279-286.
- Christensen, V. & Pauly, D. 1992. ECOPATH II. A software for balancing steady state ecosystem models and calculating network characteristics. Ecol. Model., 61: 169-185.
- Christensen V & C Walters (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. Ecological Modelling 172: 109-139.
- Daneri, G., V. Dellarossa, R. Quiñones, B. Jacob, P. Montero & O. Ulloa. 2000. Primary production and community respiration in the Humboldt Current System off Chile an associated oceanic areas. Marine Ecology Progress Series, 197: 41-49.
- Díaz-Huerta, E. (Tesis en desarrollo). Análisis trofodinámico de *Scomber japonicus* (Houttuyn, 1782) asociada a la pesquería de *Trachurus symmetricus murphyi* (Nichols, 1920) en la zona costera de la IV Región, Coquimbo, Chile.
- Escribano, R. & I. McLaren. 1999. Production of *Calanus chilensis* in the upwelling area of Antofagasta, northern Chile. Mar. Ecol. Prog. Ser, 177: 147-156.
- FAO (2003). Estadísticas mundiales de pesca. <http://www.fao.org>.
- Fernández F. & J. Vázquez. 1995. La jibia gigante *Dosidicus gigas* en Chile: análisis de una pesquería. Estud. Ocean. 14:17-21.
- Fonseca TR & M Farías (1987). Estudio del proceso de surgencia en la costa chilena utilizando percepción remota. Investigación Pesquera (Chile) 34: 33-46.
- González, J.L. 2001. Fauna íctica concurrente en la pesquería del Camarón Nailon, *Heterocarpus reedi* Bahamonde, 1955, entre la II y VII Regiones (25°01' S y 36°04' S). Tesis Biología Marina, Universidad Católica del Norte. 168 pp.
- Hutchings L., Pillar S.C. & H. Verheye. 1991. Estimates of standing stock, production and consumption of meso- and macrozooplankton in the Benguela ecosystem. S. Afr. J. mar. Sci., 11: 499-512.

- Jarre-Teichman, A. 1998. The potencial rol of mass balance models for the management of upwelling ecosystems. *Ecological Applications* 8(1): 93-103.
- Jarre A, P. Muck & D. Pauly. 1989. Interactions between fish stocks in the Peruvian upwelling ecosystem. *ICES mar. Sci. Symp*, Paper N° 27, ICLARM Contribution N° 563, 23 pp.
- Jarre A, P. Muck & D. Pauly. 1991. Two approaches for modelling fish stock interactions in the peruvian upwelling ecosystem. *ICES mar. Sci. Symp.*, 193:171-184.
- Luna-Jorquera, G., Garthe S., Sepúlveda FG, Weichler T & JA Vásquez. 2000. Population size of Humboldt penguins assessed by combined terrestrial and at-sea counts. *Waterbirds*, 23: 506-510.
- Medina, M. & H. Arancibia. 2002. Dinámica trófica del jurel (*Trachurus symmetricus murphyi*) en el norte de Chile. *Investigaciones Marinas* 30: 45-56.
- Moloney C. & A. Jarre (Eds). 2003. Comparison of marine upwelling ecosystems: an ECOPATH calibration exercise. Report of a workshop held from 28 october–1 november 2002. University of Cape Town, South Africa. 23 p.
- Neira, S. & Arancibia, H. 2004. Trophic interactions and community structure in the upwelling system off Central Chile (33–39° S). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 312: 349-366.
- Neira, S., Arancibia, H. & Cubillos, L.A. 2004. Comparative analysis of trophic structure of commercial fishery species off Central Chile in 1992 and 1998. *Ecol. Model.*, 172: 233-248.
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 104: 262-270.
- Palomares ML & D. Pauly. 1998. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Mar. Freshwater Res.*, 49: 447-453.
- Pauly D & V Christensen (1995). Primary production required to sustain global fisheries *Nature*, 374: 255-257.
- SernaPesca (2000). Anuario Estadístico de Pesca. 195 pp.
- SernaPesca (2004). Desembarques totales de Chile por Región. [www.sernapesca.cl](http://www.sernapesca.cl).
- Sielfeld, W. 1997. Monitoreo de la Pesquería y censo del lobo marino común en el litoral de la I-IV Regiones. Informe Final Proyecto FIP N° 95-28. 102 p. + Anexo.
- SubPesca, 2004a. Cuota global anual de captura de langostino colorado entre la I y IV Región, año 2005. Inf. Téc. (R.Pesq.) N° 86, Subsecretaría de Pesca, Valparaíso, 18 pp.
- SubPesca, 2004b. Cuota Global Anual de Captura para los recursos Anchoqueta y Sardina Española, Regiones III y IV, año 2005. Inf. Téc. (R. Pesq.) N°76, Subsecretaría de Pesca, Valparaíso, Chile.
- SubPesca, 2004c. Cuota Global Anual de Captura de Jurel, año 2005. Inf. Téc. (R. Pesq.) N° 79, Subsecretaría de Pesca, Valparaíso, Chile.
- SubPesca, 2004d. Reunión de trabajo para analizar los problemas ocasionados por la abundancia de jibia en las costas de Chile. Concepción, mayo 2004.
- Strub PT, J Mesías, V Montecino, J Ruttlund & S Salinas (1998). Coastal ocean circulation off western South America. En: *The sea*. A.R. Robinson & K.H., Brink (Eds.). J. Wiley & Sons, Inc. New York, 273-313.
- Vargas, M, Cifuentes S & Emparanza E. 1999. Espectro trófico de peces concurrentes al área de crianza Playa Chipana (21°19 S-70°04'W) del norte de Chile. *Rev. Biol. Tropical*, 47: 597-600.

- Vargas AC, González HE. 2004a. Plankton community structure and carbon cycling in a coastal upwelling system. I. Bacteria, microprotozoans and phytoplankton in the diet of copepods and appendicularians. *Aquat Microb Ecol*, 34: 151-164.
- Vidal, R. 1995. Análisis de la alimentación de *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848) asociada a la pesquería del recurso camarón nailon en la IV región, Chile. Tesis Biología Marina, Universidad Católica del Norte. 91 pp.
- Vidal, R., Acuña, E. & Rey-Méndez, M. 1997. Dieta de la merluza *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848) del norte de Chile. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 13, (1-2).
- Villarroel, J.C. & Acuña, E. 1999. Alimentación y relaciones predador-presa en el lenguado de ojos grandes *Hippoglossina macrops* Steindachner, 1876 (Pisces: Paralichthyidae) de la zona norte de Chile. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr. (Chile)*, 34: 145-154.
- Villarroel, J.C & Acuña, E. 2000. Consumption of deep-sea shrimp by bigeye flounder *Hippoglossina macrops* in fishing grounds off northern Chile. *J. Fish Biol.*, 57: 1280-1289.
- Villarroel, J.C., Acuña, E. & Andrade, M. 1999. Feeding and distribution of the big eye flounder *Hippoglossina macrops* off northern Chile. Fourth International Symposium on Flatfish Ecology, Atlantic Beach, North Carolina, USA.
- Villarroel, J.C., Acuña, E. & Andrade, M. 2001. Feeding and distribution of the big eye flounder *Hippoglossina macrops* off northern Chile. *Mar. Freshwater Res.*, 52: 833-841.
- Walters, C., Christensen, V. & Pauly, D. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Rev. Fish Biol. Fisher.*, 7: 139-172.

## 15. ANEXOS

**Anexo 1. Nombre científico de las taxa identificadas en los estómagos merluza común.**

<b>Taxon de presa</b>	<b>Nombre científico</b>
Anchoveta	<i>Engraulis ringens</i>
Camarón	<i>Heterocarpus reedi</i>
Jurel	<i>Trachurus symmetricus</i>
Langostino Amarillo	<i>Cervimunida johni</i>
Langostino colorado	<i>Pleuroncodes monodon</i>
Merluza de cola	<i>Macruronus magellanicus</i>
Merluza común	<i>Merluccius gayi</i>
Pampanito	<i>Stromateus stellatus</i>

**Anexo 2. Equipo Profesional y Técnico**

<b>Nombre</b>	<b>Título</b>	<b>Función</b>
Hugo Arancibia Farías	Biólogo Marino <i>Dr. rer. nat.</i>	Jefe proyecto. Construcción y balance modelo trófico con balance de masa. Análisis de relaciones tróficas. Propuestas de ordenamiento multiespecífico pesquerías. Coordinación y administración general proyecto. Relator Taller (Metodológico). Responsable confección informes.
Sergio Neira	Biólogo Marino PhD(c) Ecol. Marina M.Sc. Pesquerías	Construcción y balance modelo trófico con balance de masa. Estimación M2 y proyecciones. Análisis de relaciones tróficas, índices de estructura comunitaria. Esquema ecotrófico 3ª y 4ª Regiones. Simulaciones dinámicas con ECOSIM (Objetivo Específico 4 adicional ofrecido). Confección informes.
Luis Cubillos	Biólogo Pesquero M.Sc. Oceanografía	Cálculo de biomasa de especies recurso. Análisis interacciones multiespecíficas con modelos dinámica de biomasa. Modelos multiespecíficos estructurales. Propuestas de ordenamiento multiespecífico pesquerías. Relator Taller (Metodológico). Confección informes.
Andres Milessi	PhD(c). Oceanografía	Revisión y aplicación de modelos multiespecíficos. Responsable Ecospace. Esquema ecotrófico 3ª y 4ª Regiones. Relator Taller (Metodológico). Secretario Técnico. Confección de informes.
Gustavo Aedo	Biólogo Marino M.Sc. Pesquerías	Calculo de tasas evacuación gástrica, ración diaria, consumo, consumo/biomasa merluza común. Relator Taller (Metodológico).
Rafael León	Biólogo Marino M.Sc. Estadística	Determinación distribución por áreas, zonas y distribución del predador (merluza común) y sus presas (langostinos colorado, amarillo y camarón nailon). Geoestadística. Relator Taller (Metodológico).

Mónica Barros	Ingeniero Pesquero Candidato M.Sc. Pesquerías	Edición de Informe Final.
Matthias Wolff	Diplomado Biología <i>Dr. rer. nat.</i>	Modelación esquema ecotrófico 3 <sup>a</sup> . Y 4 <sup>a</sup> Regiones. Análisis resultados Ecopath y Ecospace.
Enzo Acuña	M.Sc. Oceanografía	Modelación esquema ecotrófico 3 <sup>a</sup> . Y 4 <sup>a</sup> Regiones. Recopilación de antecedentes. Relator Taller (Metodológico).
Juan Carlos Villarroel	Biólogo Marino	Modelación esquema ecotrófico 3 <sup>a</sup> . Y 4 <sup>a</sup> Regiones. Recopilación de antecedentes.
Alex Cortés	Biólogo Marino	Modelación esquema ecotrófico 3 <sup>a</sup> . Y 4 <sup>a</sup> Regiones. Recopilación de antecedentes.
Secretaria N.N.	Secretaria/Contadora	Trabajo secretariado.

**Anexo 3. Taller de Difusión de Resultados de Proyectos FIP 2005.  
"Evaluaciones directas de recursos pesqueros en Chile e interacciones"**

**Fecha: miércoles 28 de septiembre de 2005**

**Lugar: Auditorio, Facultad de Educación de la Universidad de Concepción**

09:00 hr: Himno de la Universidad de Concepción

09:05 hr: Palabras de bienvenida, Señor Rector de la Universidad de Concepción

09:10 hr: Palabras de presentación del taller, Señor Subsecretario de Pesca

09:15 hr: Evaluaciones hidroacústicas de jurel. Sr. José Córdova (IFOP)

09:45 hr: Evaluaciones MPH y acústica de jurel. Sr. Aquiles Sepúlveda (INPESCA)

10:15 hr: Evaluaciones hidroacústicas de merluza común. Sr. Sergio Lillo (IFOP)

10:45 hr: Evaluaciones hidroacústicas de merluza del sur. Sr. Sergio Lillo (IFOP)

11:15 hr: Pausa de café

11:30 hr: Evaluaciones hidroacústicas de merluza de cola. Sr. Sergio Lillo (IFOP)

12:00 hr: Evaluaciones hidroacústicas de merluza de tres aletas. Álvaro Saavedra (IFOP)

12:30 hr: Evaluaciones hidroacústicas de orange roughy y alfonsino. Sr. Edwin Niklischek.  
(Universidad Austral)

13:00 hr: Almuerzo

14:30 hr: Evaluación directa de camarón nailon y gamba. Sr. Patricio Arana (PUCV)

15:00 hr: Evaluación directa de langostino amarillo y langostino colorado. Sr. Enzo Acuña  
(UC Norte)

15:30 hr: Evaluaciones hidroacústicas de anchoveta y sardina común, Zona Centro-Sur.  
Sr. Jorge Castillo (IFOP)

16:00 hr: Pausa de café

16:15 hr: Evaluaciones directas de anchoveta y sardina común, Zona Centro-Sur.  
Sr. Luis Cubillos. (Universidad de Concepción)

16:45 hr: Evaluación directa anchoveta, Zona Norte. Sr. Mauricio Braun (IFOP)

17:15 hr: Evaluación mortalidad de langostinos por merluza común. Sr. Hugo Arancibia.  
(Universidad de Concepción)

17:45 a 18:30 hr: Mesa Redonda. Temas sugeridos:

- Propuestas para mejorar el proceso de evaluaciones directas.
- Uso de naves comerciales y de naves investigación.
- Evaluaciones separadas/independientes/simultaneidad/cobertura/precisión/costo/
- Pesca investigación.

## Resultados de Talleres

En los objetivos del Proyecto FIP 2004-43 "Evaluación de la mortalidad por predación de la merluza común sobre el langostino colorado y langostino amarillo, y canibalismo. Fase metodológica" se consideró la realización de uno o más Talleres. En efecto, el miércoles 28 de septiembre de 2005 se realizó el "Taller de Difusión de Resultados de Proyectos FIP 2005" (trece proyectos), entre los que se consideró al proyecto FIP 2004-43. Este evento se efectuó en la Universidad de Concepción y contó con la participación de expositores colegas del Instituto de Fomento Pesquero, Universidad Austral de Chile, Instituto de Investigación Pesquera Octava Región y Universidad de Concepción.

El objetivo principal de este primer taller fue reunir a investigadores nacionales con alguna experiencia en la aproximación EwE y que aportaran inputs para los objetivos de este proyecto.

El jueves 29 de septiembre se efectuó el Taller Metodológico del proyecto FIP 2004-43 en dependencias de la Universidad de Concepción., cumpliendo con la oferta técnica y las exigencias de los Términos Básicos de Referencia. En este Taller se presentó resultados de todos los objetivos específicos, los que fueron discutidos secuencialmente. El principal resultado fue la confección de una Ficha de Proyecto FIP (Anexo 4).

En este Taller se contó con la participación de las siguientes personas:

- Rubén Pinochet (CIP)
- Rubén Alarcón (INPESCA)
- Claudio Gatica (INPESCA)
- Hugo Arancibia (Universidad de Concepción)
- Luis Cubillos (Universidad de Concepción)
- Rafael León (Universidad de Concepción)
- Gustavo Aedo (Universidad de Concepción)
- Andrés Milessi (Universidad de Concepción)
- Mónica Barros (Universidad de Concepción)

- Susana Giglio (Universidad de Concepción)
- Carlos Arce (Universidad de Concepción)
- Pedro Pizarro (Universidad Arturo Prat)
- Enzo Acuña (Universidad Católica del Norte)
- y 4 estudiantes de Pre-Grado.

**Anexo 4. PROPUESTA DE FICHA FIP 2007-00**

**Impacto de las cuotas de capturas en recursos pesqueros del ecosistema marino de Chile centro-sur.**

**Introducción**

A nivel mundial, la estimación clásica de recursos pesqueros de manera mono-específica ha predominado en las evaluaciones estructurales para la estimación de la abundancia. Sin embargo, últimamente los principales investigadores de dinámica poblacional de especies marinas explotadas están incursionando en la búsqueda y aplicación de aproximaciones alternativas y/o complementarias a las clásicas para la estimación de la abundancia y, finalmente, de las estrategias de manejo, destacando los modelos multiespecíficos de evaluación de stock, como por ejemplo Multispecies Virtual Population Analysis (MSVPA), Ecopath with Ecosim (EwE) u otros. Actualmente, existe consenso entre los principales dinamistas poblacionales que no es recomendable continuar exclusivamente con el manejo pesquero mono-específico, por lo que se está en la etapa de implementación de esquemas de manejo más holísticos que permitan, a través de modelos balanceados, ayudar a entender el efecto de las propuestas de manejo en la dinámica de los stocks.

Para las principales especies marinas explotadas en el ecosistema marino de Chile central existen resultados tanto de evaluaciones mono-específicas como de aproximaciones multiespecíficas. De estas últimas destacan MSVPA y EwE, por ejemplo. Tales métodos han sido aplicados inicialmente en su fase metodológica al conjunto de recursos del área de estudio a través del proyecto FIP 2004-43. El Consejo de Investigación Pesquera ha considerado oportuno avanzar en la aplicación práctica de modelos de evaluación multiespecíficos a los principales recursos pesqueros de Chile central, teniendo en cuenta que se desarrolló la fase metodológica en el proyecto señalado, en donde se debía, además, proponer su aplicación en una segunda etapa.

### **Objetivos Específicos**

10. Evaluar alternativas del impacto de la pesca y la predación en la trayectoria de la biomasa de los principales recursos pesqueros objetivo (i.e. merluza común, langostino colorado, langostino amarillo, camarón nailon, anchoveta, sardina común, jibia, merluza de cola u otros) en el área de estudio.
11. Estimar mortalidades límite de seguridad biológica que permitan mantener la conservación de los recursos pesqueros y la sustentabilidad de sus pesquerías.
12. Proponer objetivos de manejo pesquero y evaluar funciones de desempeño en al menos dos pesquerías en un contexto multiespecífico.
13. Realizar una revisión de indicadores poblacionales en los principales stocks explotados en el área y evaluar su consistencia.

### **Resultados Esperados**

- Niveles poblacionales resultantes de las medidas de manejo e interacciones biológicas de los principales recursos.
- Mortalidades por pesca y natural en los principales recursos pesqueros.
- Límites de seguridad biológica que permitan mantener la conservación de los recursos pesqueros y la sustentabilidad de sus pesquerías.
- Listado priorizado de objetivos de manejo pesquero y evaluación de su desempeño en al menos dos pesquerías en un contexto multiespecífico.
- Matriz con indicadores poblacionales, sus rangos y consistencia.

**Presupuesto Indicativo:** \$60.000.000 (sesenta millones)

**Tiempo:** 8 meses.