UNIVERSIDAD DE CONCEPCION
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Departamento de Oceanografía

INFORME FINAL

PROYECTO FIP N° 2009-22

EVALUACION DE ESTRATEGIAS DE RECUPERACION EN LA PESQUERIA DE MERLUZA COMUN

REQUIRENTE : Consejo de Investigación Pesquera

OFERENTE : Universidad de Concepción

Jefe Proyecto : Prof. Dr. Hugo Arancibia

Concepción, diciembre de 2010

TITULO DEL PROYECTO	:	**FIP N° 2009-22 "EVALUACIÓN de ESTRATEGIAS de RECUPERACION en la PESQUERIA DE MERLUZA COMUN"**
REQUIRENTE	:	**Consejo de Investigación Pesquera**
UNIDAD EJECUTORA	:	**Departamento de Oceanografía,** **Universidad de Concepción**
DIRECTOR PROYECTO	:	**Prof. Dr. Hugo Arancibia**

Este documento debe ser citado como:

Arancibia H., R. Roa, S. Neira, E. Niklitschek y M. Barros. 2010. Informe Final Proyecto FIP 2009-22. Evaluación de estrategias de recuperación en la pesquería de merluza común. Universidad de Concepción, 302 p. + Anexos.

Índice

Pág.

1. RESUMEN EJECUTIVO 15
2. INTRODUCCION 22
2.1. Antecedentes de evaluaciones acústicas 25
2.2. Aproximación ecosistémica a los objetivos de manejo pesquero 26
2.3. Estructura de este Pre-Informe Final 29
2.4. Referencias Bibliográficas 30
3. OBJETIVOS 32
3.1. Objetivo General 32
3.2. Objetivos Específicos 32
4. PRESENTACIÓN DE LA ESTRUCTURA DEL INFORME 34
4.1. Sección A. Plan de manejo de la pesquería de merluza común. Una revisión crítica. 34
4.1.1. Resumen 35
4.1.2. Introducción 36
4.1.3. Acciones de manejo en la pesquería de merluza común 42
4.1.3.1. Proyecto FIP 1996-31 42
4.1.3.2. Plan de recuperación (2007) 45
4.1.3.3. Informes de cuota global de captura permisible (CTP) 47
4.1.3.4. Objetivos de conservación y estrategia de explotación 50
4.1.3.5. Discusión sobre los objetivos de conservación 54
4.1.4. Estrategias de explotación en otras pesquerías de merluza 56
4.1.4.1. Merluza europea (*Merluccius merluccius*). Stock del norte. 56
4.1.4.2. Merluza europea (*Merluccius merluccius*). Stock del sur. 66
4.1.4.3. Merluza sudafricana 68
4.1.5. Conclusiones 71
4.1.6. Recomendaciones 72
4.1.7. Referencias bibliográficas 74
4.2. Sección B. Abundancia relativa de merluza común y su incertidumbre estimada por métodos hidroacústicos (1995-2007) 77
4.2.1. Resumen 77

4.2.2. Introducción 78
4.2.3. Metodología 81
4.2.3.1. Preparación de base de datos relacional 81
4.2.3.2. Definición y formulación de índices acústicos de abundancia relativa 83
4.2.3.3. Estimación del coeficiente medio de dispersión por unidad de área náutica ($\hat{\bar{s}}_A$) 88
4.2.3.4. Estimación de la composición de tallas por sexo y crucero 89
4.2.3.5. Estimación de la abundancia relativa por edad, sexo y crucero 90
4.2.3.6. Análisis de fuentes de incertidumbre 91
4.2.4. Resultados 96
4.2.4.1. Base de datos relacional 96
4.2.4.2. Composición de tallas por sexo y crucero 97
4.2.4.3. Abundancia relativa 99
4.2.4.4. Análisis de fuentes de incertidumbre 105
4.2.5. Discusión 107
4.2.6. Conclusiones y recomendaciones 113
4.2.7. Referencias bibliográficas 115
4.3. Sección C. Evaluación del stock de merluza común y proyecciones mediante XSA 118
4.3.1. Resumen 118
4.3.2. Introducción 120
4.3.3. Metodología 123
4.3.3.1. Modelo Operativo 125
4.3.4. Resultados 140
4.3.4.1. Tendencias de la captura de merluza común 140
4.3.4.2. Características Biológicas del Stock Explotado 142
4.3.4.3. Índices de Abundancia Relativa 147
4.3.4.4. Evaluación de Stock por XSA: Situación Base para el Condicionamiento del Modelo Operativo 155
4.3.4.5. Robustez de las Actuales Estrategias de Manejo 160
4.3.5. Objetivo Específico 4. Describir e implementar un sistema de evaluación del Procedimiento de Manejo propuesto en base a la robustez de éste frente a un amplio rango de incertidumbres biológicas, económicas y sociales 166
4.3.5.1. Metodología 166

4.3.5.2. Resultados 167
4.3.6. Discusión 190
4.3.7. Conclusiones 195
4.3.8. Referencias bibliográficas 196
4.4. Seccción D. Aproximación ecotrófica multi-específica. 198
4.4.1. Resumen 198
4.4.2. Introducción 199
4.4.3. Metodología 204
4.4.3.1. Objetivos de manejo para el enfoque ecosistémico 204
4.4.3.2. Enfoque de modelación y simulaciones 205
4.4.4. Resultados 212
4.4.4.1. Revisión de objetivos para un enfoque ecosistémico de pesquerías 212
4.4.4.2. Información requerida para realizar el análisis 228
4.4.5. Referencias bibliográficas 233
4.4.6. En relación al tercer Objetivo Específico 240
4.4.6.1. Resumen 240
4.4.6.2. Introducción 241
4.4.6.3. Metodología 242
4.4.7. Resultados 244
4.4.8. Discusión 248
4.4.9. Conclusiones 252
4.4.10. Referencias Bibliograficas 253
4.4.11. En relación al cuarto Objetivo Específico 254
4.4.11.1. Resumen 254
4.4.12. Introducción 255
4.4.13. Metodología 256
4.4.14. Resultados 256
4.4.15. Discusión 262
4.4.15.1. Referencias bibliográficas 264
5. DISCUSIÓN 265
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 281
7. TALLERES 284
7.1.1. Taller Metodológico 284
7.1.2. Taller con stakeholders 284

7.1.2.1. Objetivo del Taller 285
7.1.2.2. Metodología 285
7.1.2.3. Conclusiones del Taller 295
7.1.3. Taller de difusión de resultados 296
7.1.4. Taller técnico (adicional) con el Comité Científico de Merluza Común 297
7.1.5. Material audiovisual 297
8. EQUIPO PROFESIONAL 298
8.1. Plan detallado de asignación de personal 300

ANEXOS 287

Listado de Figuras

Pág.

Fig. 1. Biomasa y desembarques de merluza común en Chile central (tomado de Arancibia & Neira, 2008). 28

Fig. 2. Representación de las funciones y responsabilidades de una autoridad de ordenación pesquera con relación a la pesca y las interrelaciones entre las funciones. Tomado de FAO (1999). 37

Fig. 3. Serie histórica de desembarques industriales, artesanales y total de merluza común (*Merluccius gayi*) entre 1940 y 2006 y cuotas de captura (1983-2006). Fuente: SUBPESCA, Reunión Comité Científico Merluza Común, Marzo de 2007. 44

Fig. 4. Razón de producción de huevos potenciales (RPHP, línea gruesa) y producción de huevos (PH, línea delgada). Para la razón de producción de huevos potenciales se presentan la zona roja que representa una condición de sobrepesca por reclutamiento; la zona amarilla una situación en proceso de sobrepesca; y la zona verde la condición deseada u objetivo (SubPesca, 2002). 51

Fig. 5. Razón de producción de huevos potenciales (RPHP, línea gruesa) en el año 2004 (SubPesca, 2004). 53

Fig. 6. Razón de producción de huevos potenciales (RPHP, línea gruesa) en el año 2005 (arriba: SubPesca, 2004) y en el año 2006 (abajo: Canales *et al*., 2007). 53

Fig. 7. Áreas y subdivisiones cubiertas por el ICES y de donde han provenido históricamente desembarques de merluza europea (*Merluccius merluccius*). 57

Fig. 8. Distribución de la merluza europea en el Atlántico Norte Occidental. Tomado de Fishbase (www.fishbase.org). 58

Fig. 9. Evolución reciente del stock de merluza del norte en las áreas del ICES. Datos de uso libre tomados de www.ices.dk 59

Fig. 10. Frecuencia relativa de tallas de machos y hembras de merluza común, correspondiente a los cruceros FIP efectuados en invierno (1993-2008). Tamaño muestral (individuos) incluido entre paréntesis. Todas las zonas combinadas. 98

Fig. 11. Índice acústico de abundancia relativa total de merluza común, correspondiente a los cruceros FIP (1993-2008). Todas las zonas combinadas. Barras blancas y grises indican cruceros de invierno y otoño, respectivamente. Barras de error

corresponden al error estándar corregido de cada estimado. 101
Fig. 12. Índice acústico de abundancia relativa a la talla de merluza común, correspondiente a los cruceros FIP de invierno (1993-2008). 102
Fig. 13. Índice acústico de abundancia relativa a la edad de merluza común, correspondiente a los cruceros FIP de invierno (1993-2008). Edad 14 incluye edades de 14 años y más. 103
Fig. 14. Índice acústico de biomasa relativa de merluza común, correspondiente a los cruceros FIP (1993-2008). Todas las zonas combinadas. Barras blancas y grises indican cruceros de invierno y otoño, respectivamente. Barras de error corresponden al error estándar corregido de cada estimado. 104
Fig. 15. Contribución media de distintas fuentes de incertidumbre a la varianza corregida del índice acústico de biomasa relativa de merluza común (cruceros FIP 1995-2008, todas las zonas combinadas). Nomenclatura: A = composición de especies en agregaciones eco-integradas; B = coeficiente medio de dispersión acústica por unidad de área náutica (s_A); C = composición de tallas en fauna concurrente; D = peso promedio individual merluza común; E = composición de tallas merluza común; F = pendiente de relación TS-talla, merluza común. 106
Fig. 16. Diagrama de flujo general de la Evaluación de Estrategia de Manejo para la recuperación del stock de merluza común 124
Fig. 17. Diagrama de flujo general del la evaluación mediante eXtended Survivor Analysis. 126
Fig. 18. Tendencias de la captura de merluza común. 140
Fig. 19. Captura de la fracción desovante. 141
Fig. 20. Captura (corregida por sub-reportes y descartes) en número y biomasa por flota y sexo. 141
Fig. 21. Frecuencia de longitudes de la captura por año y flota. 143
Fig. 22. Fracción de madurez a la edad. 144
Fig. 23. Peso medio a la edad por año y flota. 145
Fig. 24. Proporciones de número a la edad en la captura. 146
Fig. 25. Proporciones relativas de número a la edad en la captura. 146
Fig. 26. Proporciones estandarizadas de número a la edad en la captura. 147
Fig. 27. Índices de abundancia relativa de flotas comerciales. 148
Fig. 28. Índices de abundancia relativa de prospecciones hidroacústicas. 149

Fig. 29. Correlación entre índices artesanal y acústico entre edades. 150
Fig. 30. Correlación entre índices industrial y acústico entre edades. 151
Fig. 31. Correlación entre índices artesanal e industrial entre edades. 152
Fig. 32. Correlación grupos de edad del índice acústico. 153
Fig. 33. Correlación entre grupos de edad del índice artesanal. 154
Fig. 34. Correlación entre grupos de edad del índice industrial. 154
Fig. 35. Evaluación de stock retrospectiva por XSA. 156
Fig. 36. Biomasa desovante (panel superior), reclutamiento (panel medio) y mortalidad por pesca (panel inferior) en el período histórico. 157
Fig. 37. Modelo de stock desovante y reclutamiento ajustado a partir de los resultados del XSA. 158
Fig. 38. Distribución empírica de puntos biológicos de referencia a través de las repeticiones del modelo base. 159
Fig. 39. Distribución de la mortalidad por pesca real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 50000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 161
Fig. 40. Distribución de la biomasa desovante real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 50000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 164
Fig. 41. Distribución del reclutamiento real (panel superior) y observado (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 50000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 165
Fig. 42. Distribución de la mortalidad por pesca real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 1000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 168
Fig. 43. Distribución de la biomasa desovante real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 1000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 169
Fig. 44. Distribución del reclutamiento real (panel superior) y observado (panel

inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 1000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 170

Fig. 45. Distribución de la CTP real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 1000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 171

Fig. 46. Distribución de la mortalidad por pesca real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 20000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 173

Fig. 47. Distribución de la biomasa desovante real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 20000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 174

Fig. 48. Distribución del reclutamiento real (panel superior) y observado (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 20000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 175

Fig. 49. Distribución de la CTP real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 20000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 176

Fig. 50. Distribución de la mortalidad por pesca real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 40000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 178

Fig. 51. Distribución de la biomasa desovante real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 40000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 179

Fig. 52. Distribución del reclutamiento real (panel superior) y observado (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 40000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 180

Fig. 53. Distribución de la CTP real (panel superior) y observada (panel inferior) por

año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 40000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos 181

Fig. 54. Distribución de la mortalidad por pesca real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 60000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 183

Fig. 55. Distribución de la biomasa desovante real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 60000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 184

Fig. 56. Distribución del reclutamiento real (panel superior) y observado (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 60000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 185

Fig. 57. Distribución de la CTP real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 60000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 186

Fig. 58. Distribución de la mortalidad por pesca real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 70000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 188

Fig. 59. Distribución de la biomasa desovante real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 70000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos. 189

Fig. 60. Resultados simulación anillo abierto para maximización de ingresos (objetivo económico); a) cambio en los indicadores de desempeño; b) cambio en las mortalidades por pesca por cada flota relativo al valor de F en las mismas flotas al inicio de la simulación (período 2008-2009). 245

Fig. 61. Resultados simulación anillo abierto para el escenario de maximización del empleo en las distintas flotas (objetivo social); a) cambio en los indicadores de desempeño; b) cambio en las mortalidades por pesca por cada flota relativo al valor de F en las mismas flotas al inicio de la simulación (período 2008-2009). 246

Fig. 62. Resultados simulación anillo abierto para escenario de recuperación stock de

merluza común (objetivo económico); a) cambio en los indicadores de desempeño; b) cambio en las mortalidades por pesca por cada flota relativo al valor de F en las mismas flotas al inicio de la simulación (período 2008-2009). 247

Fig. 63. Resultados simulación anillo abierto para escenario de recuperación maximización de la estructura comunitaria del ecosistema marino de Chile central. (objetivo ecológico); a) cambio en los indicadores de desempeño; b) cambio en las mortalidades por pesca por cada flota relativo al valor de F en las mismas flotas al inicio de la simulación (período 2008-2009). 248

Fig. 64. Trayectoria de la biomasa de los grupos funcionales incluidos en el modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009, bajo simulaciones anillo cerrado (SAC) que fuerzan la recuperación del stock de merluza común al doble de su biomasa actual (objetivo de recuperación). Clave: B=biomasa. Las líneas rojas indican el doble (arriba) y la mitad (abajo) de la biomasa al inicio de la simulación. 258

Fig. 65. Trayectoria de la biomasa de los grupos funcionales incluidos en el modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009, bajo simulaciones anillo cerrado (SAC) que maximizan los ingresos y la recuperación del stock de merluza común. Clave: B=biomasa. Las líneas rojas indican el doble (arriba) y la mitad (abajo) de la biomasa al inicio de la simulación. 259

Fig. 66. Trayectoria de la biomasa de los grupos funcionales incluidos en el modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009, bajo simulaciones anillo cerrado (SAC) que generan maximización de ingresos y la estructura comunitaria del ecosistema marino de Chile central. Clave: B=biomasa. Las líneas rojas indican el doble (arriba) y la mitad (abajo) de la biomasa al inicio de la simulación. 260

Fig. 67. Trayectoria de la biomasa de los grupos funcionales incluidos en el modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009, bajo simulaciones anillo cerrado (SAC) que maximizan ingresos, empleos y la recuperación del stock de merluza común. Clave: B=biomasa. Las líneas rojas indican el doble (arriba) y la mitad (abajo) de la biomasa al inicio de la simulación. 261

Listado de Tablas

Pág.

Tabla 1. Principios fundamentales sugeridos para la ordenación pesquera (Cochrane, 2005). 38

Tabla 2. Capturas totales permisibles y desembarques totales (sin una confiable estimación de los descartes) 65

Tabla 3. Evaluaciones directas de merluza común incorporadas a la base relacional de datos hidroacústicos del proyecto FIP 2009-22. 83

Tabla 4. Relaciones talla-peso y TS-talla empleadas para estimar la contribución de cada especie y categoría al s_A total estimado para la serie de evaluaciones hidroacústicas de merluza común 1995-2008. 95

Tabla 5. Índice acústico global y parámetros complementarios. $\hat{p}$: probabilidad de observar el stock en el área de estudio; $\hat{\alpha}$: Área de distribución efectiva del stock. Período 1995-2008. 100

Tabla 6. Desembarques convertidos a captura con vectores de fracción de descarte y/o subreportes (Neira & Arancibia, 2003). 129

Tabla 7. Índices de tasa de capturas (CPUE) por flota, años 1997-2008. 132

Tabla 8. Valores de índices de abundancia hidroacústicos (cruceros de invierno) de merluza común. 133

Tabla 9. Probabilidad de colapso del stock de merluza común (que la biomasa desovante sea menor la biomasa desovante límite) bajo varios escenarios de CTP en 2009. 163

Tabla 10. Data de ingreso para la construcción de un modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009. Clave: B=biomasa (ton/km^2); P/B=razón producción/biomasa (año^{-1}); Q/B= razón consumo/biomasa (año^{-1}); EE=eficiencia ecotrófica; P/Q=eficiencia de conversión de alimento; U/Q=razón de alimento no asimilado; a=adultos; j=juveniles. 208

Tabla 11. Data de ingreso para la construcción de un modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009: composición de la dieta de los predadores. Clave: a=adultos; j=juveniles. 209

Tabla 12. Data de ingreso para la construcción de un modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009; Desembarques por flota año 2009 (ton/km^2). Fuente Servicio Nacional de Pesca (www.sernapesca.cl). Clave: a=adultos; j=juveniles. 210

Tabla 13. Parámetros de entrada y resultados de modelo Ecopath balanceado que representa el ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009. Clave: NT=Nivel trófico; B=biomasa (ton/km^2); P/B=razón producción/biomasa (año^{-1}); Q/B= razón consumo/biomasa (año^{-1}); EE=eficiencia ecotrófica; P/Q=eficiencia de conversión de alimento; U/Q=razón de alimento no asimilado; a=adultos; j=juveniles. 232

Tabla 14. Cambio relativo del indicador económico (ingresos), social (empleo), de reconstrucción del stock de merluza común (doblar biomasa actual) y ecosistémico (mejorar estructura comunitaria) ante escenarios de maximización de un objetivo económico ($), social (S), de reconstrucción del stock de merluza común (R), ecosistémico (E) y sus combinaciones. Los dígitos en paréntesis indican el ponderador o importancia de cada criterio en el escenario simulado. Por ejemplo, la primera fila entrega los resultados de la simulación donde sólo se busca maximizar el ingreso conjunto que generan las flotas, esto es: $=1; S=0; R=0; E=0. En negritas se resalta las combinaciones que incluyen maximización (individual o conjunta) del objetivo de reconstruir el stock de merluza común al doble de su biomasa actual en 10 años. En gris se resalta cambios positivos en los indicadores (gris leve <5%; gris intenso>5%). 251

Tabla 15. Resultado de Simulaciones Anillo Cerrado aplicando tasas de mortalidad por pesca flota específica y su efecto sobre la biomasa de los grupos funcionales incluidos en el modelo. Clave $=escenario de maximización de ingresos; R=recuperación del stock de merluza común al doble de la biomasa actual; E= estructura comunitaria del ecosistema. PBR=Punto biológico de referencia. 263

Tabla 16. Cambio relativo del indicador económico (ingresos), social (empleo), de reconstrucción del stock de merluza común (doblar biomasa actual) y ecosistémico (mejorar estructura comunitaria) ante escenarios de maximización de un objetivo económico ($), social (S), de reconstrucción del stock de merluza común (R), ecosistémico (E) y sus combinaciones. Los

dígitos en paréntesis indican el ponderador o importancia de cada criterio en el escenario simulado. Por ejemplo, la primera fila entrega los resultados de la simulación donde sólo se busca maximizar el ingreso conjunto que generan las flotas, esto es: $=1; S=0; R=0; E=0. En negritas se resalta las combinaciones que incluyen maximización (individual o conjunta) del objetivo de reconstruir el stock de merluza común al doble de su biomasa actual en 10 años. En gris se resalta cambios positivos en los indicadores (gris leve <5%; gris intenso>5%). 277

Tabla 17. Resultado de Simulaciones Anillo Cerrado aplicando tasas de mortalidad por pesca flota específica y su efecto sobre la biomasa de los grupos funcionales incluidos en el modelo. Clave $=escenario de maximización de ingresos; R=recuperación del stock de merluza común al doble de la biomasa actual; E= estructura comunitaria del ecosistema. PBR=Punto biológico de referencia. 280

HITOS RELEVANTES

15-07-2009	Se publicó en el portal www.chilecompras.cl la convocatoria a concurso público.
15-07-2009	Se presentó ofertas técnica y económica.
07-08-2009	El Consejo de Investigación Pesquera (CIP) adjudica el proyecto.
05-10-2009	Se firma el contrato entre el CIP y la Universidad de Concepción (UdeC).
26-10-2009	Se aprueba el contrato entre el CIP y la UdeC.
03-11-2009	Inicio operacional del proyecto.
10-12-2009	Se solicita al Jefe (S) de la División de Administración Pesquera de la Subsecretaría de Pesca las bases de datos biológicos y pesqueros.
26-04-2010	Envío por correo expreso del Informe de Avance
03-05-2010	Se solicita formalmente al Jefe (S) de la División de Administración Pesquera de la Subsecretaría de Pesca las bases de datos biológicos y pesqueros faltantes.
3y4-05-2010	Presentación de los primeros resultados al Comité Científico de Merluza Común realizado (autorizado previamente por el secretario ejecutivo del FIP).
24-06-2010	Envío de invitaciones al Taller "Proposiciones de objetivos de manejo y estrategias de explotación para el recurso merluza común" a representantes de entidades públicas y privadas.
7y8-07-2010	Reunión de trabajo con colegas expertos en hidroacústica de IFOP.
10-07-2010	Se recibe bases de datos.
30-07-2010	Se solicita prórroga de dos meses para la entrega del Pre-Informe Final.
01-07-2010	Se realiza en la UdeC el Taller "Proposiciones de objetivos de manejo y estrategias de explotación para merluza común" con stakeholders.
06-10-2010	Envío por correo expreso del Pre-Informe Final.
05-10-2010	Envío de invitaciones por correo electrónico para participación en taller de difusión de resultados del proyecto.
19-10-2010	Se realiza el taller de difusión de resultados.
06-12-2010	Se realiza taller técnico de evaluación mediante XSA a profesionales de la Subsecretaría de Pesca.

1. RESUMEN EJECUTIVO

Generalidades. Este proyecto se inició oficialmente el 26 de octubre de 2009 (Decreto Exento Nº 1.621 del Ministerio de Economía Fomento y Reconstrucción). Oportunamente se solicitó al Consejo de Investigación Pesquera (CIP) autorización para prolongar el proyecto por 2 meses, emitiéndose el pre-informe final el 26 de septiembre de 2010. El motivo de la prórroga fue que se dispuso tardíamente de la información de base para procesar en este proyecto.

Este documento se estructura en dos ramas que contemplan un enfoque mono-específico de evaluación del stock de merluza común (*Merluccius gayi*) y de la proyección a 10 y 20 años, por un lado, y un enfoque ecotrófico para objetivos múltiples, por el otro, pues no es simple amalgamar metodologías y resultados de ambos tipos enfoques, lo que tampoco ha sido alcanzado aun a nivel internacional. Consecuentemente, los resultados de ambos enfoques son tratados de manera independiente, aunque el documento se cierra con una discusión. La evaluación de stock mono-específica contempla primeramente el re-análisis de data acústica de merluza común de 13 cruceros (1993 a 2008), más información de desembarques, distribución de frecuencias de tallas y otros. La evaluación multi-específica se focaliza en merluza común, aunque a partir de un modelo que incluye a otras varias especies (predadores y presas), así como a otras pesquerías y sus flotas.

Acústica. Se analizó las bases de datos de la serie de evaluaciones acústicas de merluza común para el período 1993 a 2008 (13 cruceros) disponibles en la Secretaría

Ejecutiva del CIP, las que presentaron extensos y serios problemas de contenido, calidad e integridad, lo que pudo ser parcialmente subsanado con la fundsmental colaboración y asistencia de colegas especialistas en hidroacústica del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). Se observó alta variabilidad interanual en los índices acústicos, lo que en algunos años no puede ser explicado por cambios demográficos en el stock de merluza común. Los índices acústicos indican una significativa reducción en la biomasa y un fuerte cambio demográfico del stock de merluza común, lo que comenzó en el año 2001 y se acentuó hacia el 2004, perdurando hasta el último año de la serie.

El coeficiente de variación (CV) corregido del índice de biomasa relativa mediante acústica alcanzó a 22% en promedio para el período analizado, la que es significativamente mayor que el CV muestral de 14% estimado para el mismo período. Las mayores fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación directa de merluza común por métodos hidroacústicos correspondieron a: (i) composición de especies en las eco-agregaciones, (ii) coeficiente medio de dispersión por unidad de área, y (iii) composición de tallas de especies concurrentes. Las incertidumbres asociadas a las estimaciones de la composición de tallas de merluza común y de los parámetros de la relación peso-talla representaron solo 0,3 y 0,7 % de la varianza total, respectivamente.

Los problemas enfrentados respecto de las bases de datos causaron enorme atraso a las actividades y compromisos establecidos originalmente en el proyecto, poniendo en evidencia la necesidad de revisar el sistema de gestión y administración de los datos generados en proyectos del Fondo de Investigación Pesquera (FIP). Mientras que los actuales requerimientos contractuales de estructura y contenido de las bases de datos

exigidas por el CIP resultan extremadamente primarios, la verificación de los mismos es encomendada, como una tarea adicional, al revisor externo del proyecto y no pasan por un procedimiento profesional de validación e integración a una base estandarizada de datos. De este modo, es muy probable que los problemas de integridad, consistencia y contenido encontrados en esta serie de datos del recurso y de la pesquería de merluza común existan también en las bases de datos contribuidas por otros ejecutores y proyectos.

Evaluación de stock y proyección. Los análisis de las diversas fuentes de información disponibles para la evaluación y proyección del stock de merluza común indican que su abundancia comenzó a decaer desde el año 2001, lo que se observa tanto en su estructura poblacional, con las cohortes predominantes y el reclutamiento, como en los índices de abundancia relativa. No obstante la acumulación de evidencia sobre el decaimiento de la abundancia del stock de merluza común, en los informes de cuotas totales permisibles (CTP's) emitidos por la Subsecretaría de Pesca (SubPesca) en el período 2001 a 2004, reflejan una situación optimista, la que cambió radicalmente en el informe de CTP del año 2005, al constatar la crisis de abundancia que finalmente se hizo evidente.

Para evaluar en el presente proyecto la robustez de las actuales estrategias de explotación tendientes a producir una recuperación del stock de merluza común, nosotros diseñamos un "Procedimiento de Manejo" (PM) dentro de la "Evaluación de Estrategias de Manejo" (EEM). Esta metodología es la más moderna que existe a nivel internacional y consiste en incorporar todo el conocimiento que existe sobre una pesquería en un sistema computacional de simulación de conocimiento y fuentes de incertidumbre. En

este caso, el sistema estuvo condicionado a las actuales estrategias de explotación, cuyo componente más importante es una CTP de 50 mil ton, la que es bastante reducida respecto de aquellas que se acordaba en el Consejo Nacional de Pesca (CNP) antes de la crisis del año 2004 (más de 100 mil ton). Otras condiciones actuales relevantes fueron mantener la participación en la CTP para las flotas artesanal e industrial, y mantener las fuentes de observación del stock. La EEM incorporó cuatro fuentes mayores de incertidumbre, a saber: (i) de proceso, (ii) de observación, (iii) de estimación, y (iv) de implementación.

Los resultados indican que la actual estrategia de explotación (CTP de 50 mil ton) tiende a recuperar a la biomasa desovante del stock de merluza común, desde las actuales aproximadamente 200 mil ton, a 400 mil ton, aunque en el largo plazo de una generación de merluzas (unos 10 años). Sin embargo, esta proyección no es muy robusta frente a las fuentes de incertidumbre consideradas, generándose muchos escenarios de colapso de la biomasa desovante, definido como una caída por debajo del nivel límite de 250 mil toneladas, durante toda la serie proyectada, hasta 2027.

Para proponer estrategias de explotación alternativas a las actuales y evaluar su robustez frente a las cuatro fuentes de incertidumbre que hemos considerado, nosotros diseñamos un PM dentro de una EEM similar a lo que hicimos respecto de las actuales estrategias de manejo, para lo que especificamos diferentes estrategias alternativas, a saber: (i) una CTP de mil tons, (ii) CTP de 20 mil ton, (iii) CTP de 40 mil tons, (iv) CTP de 60 mil y CTP de 70 mil tons en el año 2009 (primer año de nuestra proyección), y luego CTPs adaptables al objetivo de alcanzar la mortalidad por pesca objetivo, hasta el año 2027.

Los resultados indican que bajo las cinco estrategias alternativas la biomasa desovante se recupera en cierta medida, pero que bajo las estrategias de mayor explotación la biomasa desovante necesita dos generaciones de merluzas para alcanzar cerca de 400 mil toneladas, con alta probabilidad de colapso, tal como en el caso de la situación actual de 50 mil ton de CTP. En cambio, bajo las estrategias de menor explotación la biomasa desovante supera las 400 mil toneladas en el plazo de una generación y alcanza las 600 mil toneladas en el plazo de dos generaciones, y el riesgo de colapso debido a las fuentes de incertidumbre incorporadas es casi nulo después de una generación. Particularmente destacable es el escenario en que se debería haber dejado descansar al recurso merluza común durante el año 2009. En ese caso la probabilidad de colapso habría sido nula y la biomasa desovante se habría recuperado en una generación a 650 mil toneladas, convergiendo las CTPs a algo más de 40 mil toneladas.

Enfoque multi-específico para objetivos biológicos, sociales y económicos. Se actualiza información económica, social y ecológica para parametrizar un modelo ecotrófico que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período posterior al brusco cambio en la abundancia del stock de merluza común, a inicios de los años 2000. Se presenta información económica (valor de la captura, costos fijos, costos variables y utilidades) e información social (número de puestos de trabajo) para las principales pesquerías que operan en Chile central. La información se obtuvo mediante entrevistas individuales con representantes clave de cada pesquería, actualizada al año 2009 para evitar el efecto de cambios en la actividad pesquera ocurridos posterior el terremoto y maremoto que afectó la zona de estudio el 27 de febrero de 2010. Las

pesquerías consideradas son cerquera artesanal (opera sobre sardina común y anchoveta), merlucera espinelera artesanal (opera sobre merluza común), cerquera industrial (opera sobre jurel, merluza de cola, sardina común y anchoveta) y merlucera arrastrera industrial. Se presenta también la construcción, parametrización y balance de un modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009, que es la base a utilizar para la descripción del sistema y la simulación de escenarios de pesca que maximicen objetivos de manejo pesquero, incluyendo la recuperación del stock de merluza común. Se propone nuevos objetivos de manejo pesquero desde el punto de vista ecosistémico.

A partir de la caracterización social y económica de las flotas pesqueras consideradas en este trabajo, más la actualización y balance del modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009, se realizó simulaciones de anillo abierto (SAA) con el paquete computacional Ecopath with Ecosim (EwE; Walters *et al*., 1997). SAA es un método de optimización formal que permite encontrar los patrones temporales de las tasas de mortalidad por pesca (F) específicas para cada una de las flotas consideradas en el estudio que permitan maximizar el desempeño de medidas particulares de manejo a través de un ponderador con el que se simula el interés de quien toma la decisión de manejo sobre un objetivo particular, indicando qué medida de desempeño se desea maximizar, i.e., económico (ingresos), social (empleo), ecológico (estructura comunitaria) o de recuperación forzada del stock de merluza (doblar la biomasa actual del recurso). Para cada uno de los escenarios analizados se calculó el cambio relativo de los índices económico, social, ecológico y reconstrucción del stock de merluza. Los resultados de estos escenarios

fueron comparados con un escenario base o *status quo* en que no se optimizó ningún criterio. Los resultados de SAA indican que la maximización individual de un objetivo de manejo, sea económico, social o ecológico, obviamente impide la satisfacción conjunta de los otros objetivos o beneficios de las pesquerías. En general, todos los escenarios que incluyeron la recuperación forzada del stock de merluza común presentaron mejoras en, al menos, dos de los cuatro indicadores considerados.

Seguidamente se realizó simulaciones anillo cerrado (SAC) con EwE, permitiendo comparar las trayectorias probables de la biomasa de cada grupo (resultante de la combinación de la mortalidad por flota) con puntos de referencia biológicos (PRBs). Se definió como PRBs límites a las siguientes situaciones: $0.5*B_0$ y $2*B_0$, lo que corresponde a la mitad y al doble de la biomasa actual (B_0), respectivamente. El escenario de manejo que optimiza individualmente la recuperación de merluza común (aumento en 2 veces B_0, donde B_0 es la biomasa actual) debiera ser el seleccionado por un administrador pesquero interesado en recuperar la biomasa de merluza común en un período de mediano-largo plazo (10 años), ya que es este escenario simulado el que genera tanto beneficios sociales como ecológicos con los menores costos económicos.

2. INTRODUCCION

La Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) Nº 18.892 de 1989 establece que la pesquería de merluza común está sujeta al régimen de plena explotación y, de acuerdo con la Ley Nº 19.713, administrativamente regulada desde el año 2001 mediante la aplicación del Límite Máximo de Captura por armador (LMC). Anteriormente la pesquería de merluza común era administrada mediante una cuota global anual.

Los desembarques en esta pesquería fueron permanentemente en aumento durante toda la década de los años 90's, alcanzando el máximo en los años 2001 y 2002. La aplicación del LMC parece no haber significado ninguna protección al recurso merluza común, aunque sí ordenó la actividad en términos de mejor administración del esfuerzo de pesca y de los desembarques. Globalmente, la CTP anual es fraccionada para el sector artesanal y para el sector industrial de acuerdo con la Ley Nº 19.849.

En el año 2000 los empleos directos en flota del sector industrial eran casi 400 personas; en planta el empleo probablemente alcanzó a un par de miles de personas, que podemos fijarlo conservadoramente en 2.400 trabajadores. Adicionalmente, por cada empleo directo esta pesquería genera 4 empleos indirectos (comunicación personal del Prof. Dr. Jorge Dresdner, Departamento de Economía, Facultad de Economía, UdeC). Consecuentemente, el máximo nivel de empleos del sector industrial merlucero fue de unos 12 mil empleos, correspondiendo 20% a empleos directos y 80% a empleos indirectos. La disminución del empleo total en el sector pesquero industrial, como efecto

de la crisis de la pesquería merlucera, habría alcanzado su nivel más bajo en el presente año 2010, alcanzando una reducción del empleo en cerca de 80%, aproximadamente.

El sector artesanal merlucero se distribuye principalmente en las Regiones V de Valparaíso y VIII del Biobío, constituido principalmente por botes. En esta pesquería operan directamente varios miles de personas. Este sector merlucero se rige por el Régimen Artesanal de Extracción (RAE) desde el año 2002, el que generó muchas expectativas inicialmente, en términos de ordenar la actividad, pero que ha sido muy complicado de implementar como un todo. Solamente en algunas pocas localidades el RAE ha sido implementado de manera razonable y opera relativamente bien (Dresdner *et al*., 2005)

De acuerdo con SubPesca (2008) y Anónimo (2009), la situación del stock de merluza común hacia fines del año 2008 se caracterizaba por las reducida biomasas total y desovante, por debajo de umbrales recomendables (no sustentabilidad), deteriorada estructura del stock con escasas clases anuales y baja abundancia, y población juvenilizada (por ausencia de adultos). En el mismo documento se considera que el estado actual del stock es crítico, proponiéndose mantener la mortalidad por pesca en bajos niveles. Arancibia & Neira (2008) señalan que la causa principal de la deteriorada condición del stock de merluza común es la sobrepesca, aunque el canibalismo juega probablemente un rol fundamental como causa de remoción de juveniles, incluso mayor que la predación por jibia, que se reconoce importante, concordando parcialmente con lo informado por Alarcón-Muñoz *et al*. (2008).

La CTP de merluza común para el año 2010 fue de 50 mil ton, aunque normalmente las CTP's acordadas en el Consejo Nacional de Pesca (CNP) han sido

mayores a las propuestas por SubPesca. En efecto, para el año 2009 la CTP propuesta por SubPesca fue de 50 mil ton, la que posteriormente fue aumentada en el CNP a 62.100 ton, lo que probablemente se debe a la fuerte presión por aumentar las cuotas por parte de los sectores ligados a la extracción y procesos, tanto trabajadores como empresarios.

En cuanto a los rendimientos de pesca industrial (naves arrastreras de más de 1.000 Hp), Arancibia *et al*. (2008) informan que la captura por unidad de esfuerzo nominal (cpue) fue máxima el año 1999 con casi 10 ton/hora de arrastre (ton/h.a.), disminuyendo drásticamente a partir del año siguiente, alcanzado el nivel más bajo en el año 2004, cuando la cpue fue menor de 2 ton/h.a.; posteriormente la cpue se ha mantenido en estos bajos niveles, con un muy leve incremento hacia el año 2008 debido a la mejor coordinación en la operación de las naves, lo que conduce a mayor eficiencia global del esfuerzo.

En la década de los años 2000 la cpue nominal de la pesquería artesanal merlucera exhibió una drástica caída, con el máximo en el año 2001 (Valparaíso, San Antonio) y en el 2002 (San Vicente y Tomé), aunque con mínimos históricos en los años 2005 y 2006, revelándose un muy leve incremento en los años 2007 y 2008 (SubPesca, 2008), probablemente debido a la coordinación del esfuerzo de pesca y a la mayor eficiencia de la flota, análogamente a la pesquería industrial.

La talla media (mensual) de ejemplares de merluza común en la captura estuvo sobre 45 cm de longitud total (LT) hasta el año 2000, comenzando a declinar a partir del segundo semestre del 2001, alcanzando su nivel más bajo el año 2005 con ejemplares de menos de 35 cm LT (Arancibia & Neira, 2008), lo que es coincidente con las tallas

medias de merluza común en los desembarques de la flota artesanal y con la reducción drástica de los grupos de edad presentes en los desembarques (SubPesca, 2008).

2.1. Antecedentes de evaluaciones acústicas

Las evaluaciones de la biomasa presente de merluza común (standing stock) mediante acústica muestran una estabilización en cerca de 900 mil ton en los años 1999 a 2001, disminuyendo dramáticamente a partir del año 2004, continuando en niveles similares en los años siguientes (cerca de 260 mil ton en los años 2004 y 2007), aumentando en 2008 (a 315 mil ton) y 2009 (hasta cerca de 330 mil ton), pero disminuyendo nuevamente en 2010 hasta cerca de 266 mil ton. Por lo tanto, la biomasa acústica de 2010 se retrotrae al nivel del 2004, confirmando que el recurso no se recupera, sino, por el contrario, se deteriora su estado de salud. La discrepancia ocurre con la biomasa de merluza común estimada mediante acústica en el año 2002, en cerca de 1,5 millones de tons (SubPesca, 2008), lo que Arancibia & Neira (2008) atribuyen a errores en la estimación, habiéndose detectado acústicamente probablemente merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), muy por sobre los eco-registros que deberían ser atribuibles a merluza común. En otras palabras, el error en la detección de la señal acústica y/o en la descomposición de la fuerza del blanco habría conducido a sobre-estimar la biomasa acústica de merluza común el año 2002.

2.2. Aproximación ecosistémica a los objetivos de manejo pesquero

Actualmente se reconoce que el manejo pesquero sustentable requiere balancear la productividad renovable, pero limitada, de los recursos y su medio ambiente con la creciente necesidad humana de maximizar en el corto plazo los beneficios de la pesca, e.g., fuente de proteínas, retornos económicos y empleo, entre otros.

En menos de dos siglos nuestra percepción respecto de los recursos pesqueros ha evolucionado desde una visión en la cual los recursos marinos eran inextinguibles (Huxley, 1884) hasta una época en la que, incluso, se pronostica la desaparición total de los stocks explotados hacia el año 2048 (Worm *et al*., 2006). Aunque ambas visiones han sido criticadas fuertemente, lo cierto es que actualmente la ciencia pesquera se enfrenta a un escenario en que la captura mundial de recursos pesqueros decae a una tasa de aproximadamente 0,36 millones de ton año^{-1}, lo que aumenta a 0,66 millones de ton año^{-1} si no se considera en el análisis la pesquería de anchoveta del Perú (Watson & Pauly, 2001).

Existe consenso amplio en que este declive de las capturas mundiales se explica en gran parte por el agotamiento de los stocks tradicionalmente explotados, lo que muy probablemente se debe a la incertidumbre en la data disponible (abundancia, biomasa) y a nuestra forma de representar la dinámica de recursos explotados con enfoques solamente monoespecíficos (*sensu* Walters & Martell, 2004). Sin embargo, más allá de la incertidumbre respecto de la reacción de las distintas especies ante explotación intensa, se reconoce que el estado deteriorado de muchas pesquerías se debe a una predominancia

histórica de criterios económicos y sociales cortoplacistas por sobre las consideraciones de salud de los stocks explotados y sus ecosistemas (Pitcher & Pauly, 1998).

Esta estrategia de explotación intensa afecta directamente a las poblaciones objetivo y al by-catch (disminución en biomasa y en la talla promedio, resiliencia, etc.), pero también afecta indirectamente el ecosistema, alterando su estructura trófica (disminución de predadores y presas capturados por las flotas), perturbando el medio físico a través de artes de pesca (e.g., Pauly *et al*., 1998; Trimmer *et al.*, 2005). Como respuesta a esta situación, en las últimas décadas ha surgido como paradigma de explotación el manejo pesquero sustentable, el que debe propender a la satisfacción de las necesidades (alimentarias, económicas y sociales) de las generaciones presentes, sin que ello implique un riesgo para la capacidad de las generaciones futuras de cubrir sus propias necesidades, todo esto en un marco de respeto por el medio ambiente.

Conjuntamente con la sobreexplotación de stocks individuales se ha observado que la pesca altera tramas tróficas completas, induciendo cascadas tróficas y cambios de régimen hacia ecosistemas menos productivos y potencialmente más vulnerables a cambios en el ambiente (Frank *et al*., 2005; Daskarov *et al*., 2007). Incluso se ha llegado a sostener que el verdadero objetivo del manejo pesquero no es la sustentabilidad de stocks individuales, sino que la reconstrucción de sus ecosistemas hacia niveles similares a los observados a inicios de la explotación industrial (Pitcher & Pauly, 1998).

Considerando que la población de merluza común frente a Chile central se encuentra en sus niveles de biomasa más bajos de los que se tenga registro (Fig. 1), el manejo de su pesquería debiera tender a la reconstrucción del stock. A diferencia de otras naciones con sistemas pesqueros desarrollados, en Chile no existe ninguna acción legal

que obligue a los administradores a garantizar la reconstrucción de stocks desde valores de biomasa límites (no deseados) hasta valores de biomasa objetivos (deseados) en un marco de tiempo definido. Por ejemplo, en USA el Acta de Pesquerías Sustentables de 1996 obliga a las agencias federales de manejo pesquero a adoptar planes para terminar la sobrepesca y reconstruir las poblaciones disminuidas hacia niveles que puedan sostener una captura máxima sustentable en un período de 10 años (Safina *et al*., 2005).

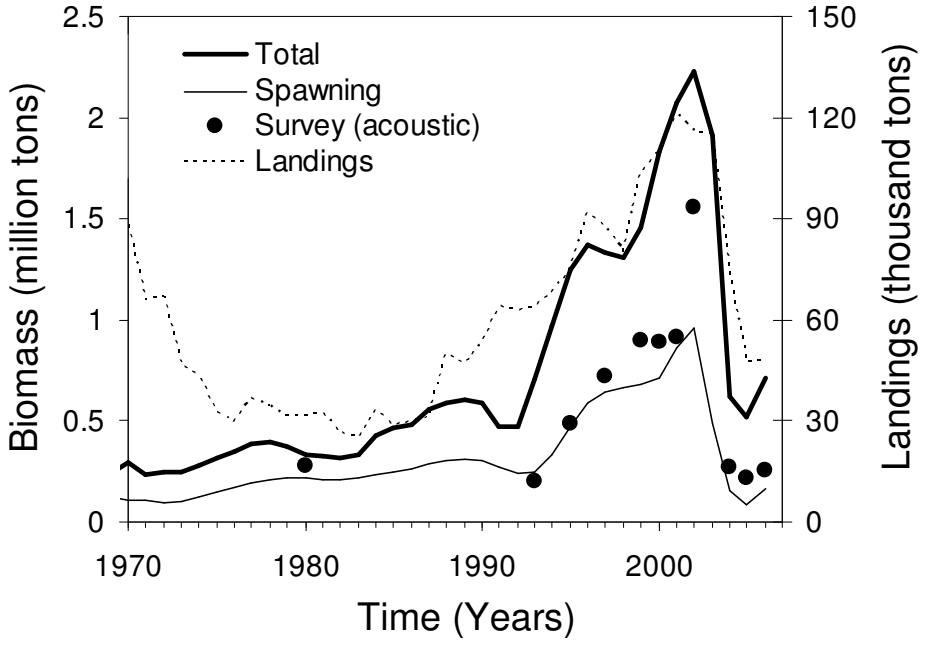

Fig. 1. Biomasa y desembarques de merluza común en Chile central (tomado de Arancibia & Neira, 2008).

Infortunadamente, cualquier acción de manejo que tienda a reconstruir un stock se encontrará con una reacción negativa de muchos representantes de grupos de interés (stakeholders), ya que la reconstrucción del stock implica reducir la mortalidad por pesca.

Esto afectará necesariamente la actividad económica y el empleo por disminución del esfuerzo de pesca, de las capturas y, en definitiva, de la producción. Sin embargo, no intervenir frente a la sobreexplotación puede demorar aun más la recuperación del stock e incluso crear las condiciones para cambios negativos a nivel del ecosistema (Walters & Kitchell, 2001; Frank *et al*., 2005; Safina *et al*., 2005). Claramente, ésta parece ser la situación de la pesquería de merluza común, lo que se somete a prueba en este trabajo.

2.3. Estructura de este Informe Final

Nuestra propuesta original consideró la incorporación de dos enfoques para analizar la situación actual del stock de merluza común y la perspectiva de recuperación, uno mono-específico y otro multi-específico. La aproximación mono-específica consiste en la aplicación de herramientas estadísticamente sofisticadas como el método "eXtended Survivor Analysis" (XSA) de Shepherd (1999). La aproximación multi-específica consiste en el enfoque Ecopath with Ecosim (Walters *et al*., 1997). Ambos enfoques son presentados y tratados independientemente en el transcurso de este informe para mejor claridad, aunque el cierre es con una Discusión.

2.4. Referencias Bibliográficas de la Introducción

Anónimo. 2009. Informe Técnico 01/09. Estatus del recurso y la pesquería de merluza común. Comité Científico – Grupo Técnico Asesor en Evaluación. Comité Científico Merluza Común de la Subsecretaría de Pesca. Noviembre de 2009, 13 p.

Alarcón-Muñoz, R., L. Cubillos & C. Gatica. 2008. Jumbo squid (*Dosidicus gigas*) biomass off central Chile: effects on Chilean hake (*Merluccius gayi*). CalCOFI Report 49: 157-166.

Arancibia, H. & S. Neira. 2008. An overview of the Chilean hake (*Merluccius gayi*) stock, a biomass forecast, and the jumbo squid (*Dosidicus gigas*) predator-prey relationship off central Chile. CalCOFI Report 49: 104-115.

Daskalov, G.M., A.N. Grishin, S. Rodionov & V. Mihneva. 2007. Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. Proceedings of the National Academy of Sciences, 104(25): 10518-10523.

Dresdner, J., O. Barriga, C. Chávez, G. Henríquez, L. Cubillos, N. González, A. Hernández y M. Baquedano. 2005. Evaluación socio-económica de la implementación del Régimen Artesanal de Extracción (RAE) en la pesquería de merluza común, año 2005. Informe Final Proyecto FIP 2004-49, 453 págs. + Anexos.

Frank, K.T., B. Petrie, J.S. Choi & W.C. Legget. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. Science, 308: 1621-1623.

Huxley, T.H. 1884. Inaugural Address. Fisheries Exhibition Literature, 4: 1-22.

Pauly, D., V. Christensen, J.P.T. Dalsgaard, R. Froese & F. Torres. 1998. Fishing down the marine food webs. Science, 279: 860-863.

Pitcher, T. & D. Pauly. 1998. Rebuilding ecosystems, not sustainability, is the proper goal for fishery management. In: T.J. Pitcher, D. Pauly and P. Hart (eds), Reinventing Fisheries Management, Fish and Fisheries 23, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 311-329.

Safina, C., A.A. Rosemberg, R.A. Myers, T.J. Quinn & J. Collie. 2005. U.S. Ocean fish recovery: staying the course. Science, 309: 707-708.

Shepherd, J.G. 1999. Extended survivors analysis: An improved method for the analysis of catch-at-age data and abundance indices. ICES Journal of Marine Science, 56: 584–591.

Subsecretaría de Pesca (Subpesca). 2008. Cuota global anual de captura de merluza común (*Merluccius gayi gayi*), año 2009. Inf. Téc. (R. Pesq.) Nº 103, Subsecretaría de Pesca, Valparaíso, 26 p.

Trimmer, M., J. Petersen, D.B. Sivyer, C. Mills, E. Young & E.R. Parker. 2005. Impact of long-term benthic trawl disturbance on sediment sorting and biogeochemistry in the southern North Sea. Marine Ecology Progress Series, 298: 79-94.

Walters, C., V. Christensen & D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. Rev. Fish Biol. Fish. 7:139-172.

Walters C. & J. Kitchell. 2001. Cultivation/depensation effects on juvenile survival and recruitment: implications for the theory of fishing. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58: 39-50.

Watson, R. & D. Pauly. 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. Nature, 414: 534-536.

Walters C.J. & S.J.D. Martell. 2004. Fisheries ecology and management. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. USA. 399 pp

Worm, B., E.B. Barbier, N. Beaumont, J.E. Duffy, C. Folke, B.S. Halpern, J.B.C. Jackson, H.K. Lotze, F. Micheli, S.R. Palumbi, E. Sala, K.A. Selkoe, J.J. Stachowicz & R. Watson. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. Science, 314: 787-790.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo General

Evaluar una estrategia de recuperación de la pesquería de merluza común, en términos de tasas de captura y tiempo de reconstrucción poblacional, que sea compatible con la dinámica poblacional, el estado actual del recurso y los factores socio-económicos.

3.2. Objetivos Específicos

3.2.1. Describir los actuales objetivos de manejo y las estrategias de explotación que se utilizan para alcanzar estos objetivos, y evaluar qué tan sensibles y robustas son estas estrategias a diferentes fuentes de incertidumbre. Analizar las interacciones biológicas (mortalidad por predación) y técnicas.

3.2.2. Proponer nuevos objetivos de manejo que sean alternativos a los existente, basados en la ponderación o credulidad de las fuentes de información disponibles, que incluyan, además, aspectos biológicos, económicos y sociales actuales de la pesquería.

3.2.3. Desarrollar un Procedimiento de Manejo Básico, consecuente con los nuevos objetivos propuestos que permita evaluar un conjunto de reglas de control para determinar acciones de manejo, donde los datos biológicos-pesqueros, los métodos de evaluación y las estrategias de explotación deben ser pre-especificados.

3.2.4. Describir e implementar un sistema de evaluación del Procedimiento de Manejo propuesto en base a la robustez de éste frente a un amplio rango de incertidumbres biológicas, económicas y sociales.

4. Presentación de la Estructura del Infome

Debido a que en este proyecto se abarca temas de distinta índole y enfoques, incluyendo metodologías distintas, para la mejor comprensión del lector se ha decidido presentarlos separadamente en secciones de la siguiente forma: (i) plan de manejo de la pesquería de merluza común. Una revisión crítica; (ii) acústica; (iii) evaluación de stock y proyecciones mediante XSA; y, (iv) aproximación ecotrófica multi-específica. Cada componente se presenta desde el resumen hasta la bibliografía, pasando por la introducción, metodología, resultados, discusión y conclusiones. Se cierra con una discusión general que es la recopilación de las discusiones de cada componente. Obviamente, esperamos que esta edición sirva para entender mejor los resultados del proyecto, aunque sabemos que nos seguido el formato FIP clásico.

4.1. Sección A. Plan de manejo de la pesquería de merluza común. Una revisión crítica.

En relación al primer objetivo específico

Describir los actuales objetivos de manejo y las estrategias de explotación que se utilizan para alcanzar estos objetivos, y evaluar qué tan sensibles y robustas son estas estrategias a diferentes fuentes de incertidumbre. Analizar las interacciones biológicas (mortalidad por predación) y técnicas.

4.1.1. Resumen

La meta de la ordenación pesquera es lograr beneficios óptimos sostenidos de los recursos explotados, para lo que, de acuerdo con la legislación chilena, se requiere la implementación de un plan de manejo para cada pesquería. Sin embargo, en la actualidad ninguna de las pesquerías nacionales cuenta con un plan de manejo en los términos definidos por la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA). Particularmente en el caso de la pesquería de merluza común, no existe ningún plan de manejo formal, aunque se reconoce la proposición inicial de algunas "acciones de manejo", las que no ha pasado el nivel de un informe técnico, no han sido formal y explícitamente expuestas por la Subsecretaría de Pesca, ni menos discutidas en el Consejo Nacional de Pesca.

En el año 1996 se analizó la dinámica del stock de merluza común explotado en la zona centro-sur de Chile bajo una estrategia de explotación de capturas constantes, siendo el nivel de cuota de captura de 85 mil to el que presentó el menor riesgo de sobre-explotación del stock. En el año 2007, luego de la crisis de la pesquería de merluza común en el año 2004, conjuntamente con el restablecimiento de los comités científicos la Subsecretaría de Pesca formuló un programa de acción o plan de recuperación de la pesquería de merluza común cuyo objetivo de conservación fue restaurar la biomasa desovante del stock en el corto-mediano plazo. En dicho análisis se incluyó estrategias de explotación.

4.1.2. Introducción

La Ordenación Pesquera, de acuerdo con FAO en el Código de Conducta para la Pesca Responsable (FAO, 1995) y las Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable (FAO, 1999) es "el proceso integrado de recolección de información, análisis, planificación, consulta, adopción de decisiones, asignación de recursos y formulación y ejecución, así como imposición cuando sea necesario, de reglamentos o normas que rijan las actividades pesqueras para asegurar la productividad de los recursos y la consecución de otros objetivos". De aquí se desprende que la ordenación pesquera comprende un amplio y complejo conjunto de tareas, que colectivamente tienen como meta subyacente lograr beneficios óptimos sostenidos de los recursos (Fig. 2).

La anterior descripción presenta un panorama complejo y posiblemente confuso de todas las tareas que deben considerarse en la ordenación pesquera, las que pueden agregarse en varios principios (Tabla 1). Para mantener la naturaleza integrada de los ecosistemas de las pesquerías estos principios no pueden ser considerados aisladamente, pues sus implicaciones y consecuencias se traslapan, se complementan y se confunden, lo cual hace que la ordenación pesquera sea tan exigente y represente un gran desafío.

La meta primordial de la ordenación pesquera es el uso sostenible a largo plazo de los recursos pesqueros (Código de Conducta, párrafo 7.2.1). Para lograr este objetivo se requiere de un enfoque proactivo que debería involucrar la búsqueda de formas de optimizar los beneficios derivados de los recursos disponibles. Sin embargo, esto rara vez ocurre y la ordenación pesquera se practica más comúnmente como una actividad reactiva,

donde las decisiones se toman y las acciones se ejecutan principalmente en respuesta a problemas o crisis. Las decisiones que se toma como resultado de una crisis normalmente son sólo intentos de resolver los problemas inmediatos sin consideración apropiada de la perspectiva más amplia y los objetivos a largo plazo.

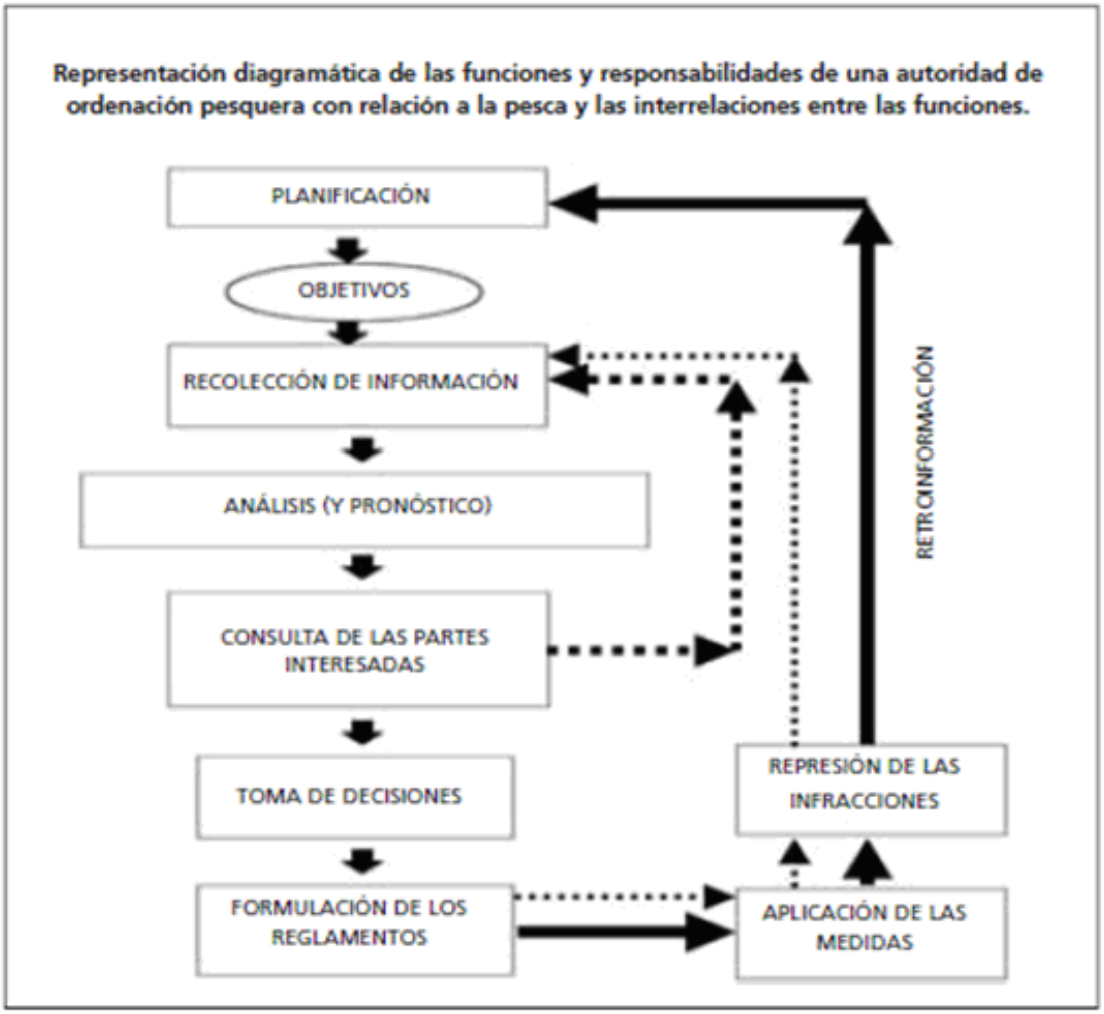

Fig. 2. Representación de las funciones y responsabilidades de una autoridad de ordenación pesquera con relación a la pesca y las interrelaciones entre las funciones. Tomado de FAO (1999).

Tabla 1. Principios fundamentales sugeridos para la ordenación pesquera (Cochrane, 2005).

Principio	Función de la ordenación pesquera
1. Las poblaciones y comunidades de peces son finitas y la producción biológica limita el rendimiento potencial de una pesquería.	Estimar el rendimiento potencial e identificar las limitaciones biológicas.
2. i) La producción biológica de una población es una función del tamaño de la población, y ii) es también una función del ambiente ecológico. Esto es influenciado por los cambios al ambiente, sean éstos naturales o inducidos por el hombre.	i) Establecer puntos de referencia meta a través de la recolección de datos y de evaluaciones de las pesquerías, y ii) Identificar y dar seguimiento a los impactos ambientales y ajustar la estrategia de ordenación para responder a ellos, según sea necesario.
3. Las demandas de consumo humano sobre los recursos pesqueros fundamentalmente están en conflicto con la limitante de mantener al recurso en un nivel de riesgo apropiadamente bajo. Además, la tecnología moderna ofrece a los humanos los medios, y la demanda de su beneficio brinda la motivación, para extraer biomasa pesquera a tasas mucho más altas de las que se puede producir.	Establecer metas y objetivos realistas. Lograr los objetivos inevitablemente requerirá de controles sobre el esfuerzo y la capacidad de pesca.
4. En una pesquería multiespecífica, descripción que abarca casi todas las pesquerías, es imposible obtener el rendimiento máximo u óptimo de todas las pesquerías simultáneamente.	Debe establecer metas y objetivos realistas en todos los ecosistemas, para la ordenación de las especies y de las interacciones entre las pesquerías.
5. La incertidumbre ocupa la administración pesquera e impide la toma informada de decisiones. Cuanto mayor la incertidumbre, más conservador debería ser el enfoque (es decir, según la incertidumbre aumenta, el rendimiento logrado como proporción del rendimiento promedio máximo estimado debería disminuir).	Debe hacer una evaluación de riesgo y administración del desarrollo y la ejecución de planes, medidas y estrategias de manejo.
6. La dependencia a corto plazo de la sociedad en una pesquería determinará la prioridad relativa de las metas sociales y/o económicas en relación con la utilización sostenible.	Las pesquerías no se pueden manejar aisladamente y deben estar integradas en la política y la planificación de las zonas costeras y las pesquerías y en las políticas nacionales
7. El sentimiento de propiedad y el interés a largo plazo en el recurso de parte de aquellos (individuos, comunidades o grupos) con acceso a ellos son las maneras más conducentes a mantener pesquerías responsables.	Debe establecer y hacer cumplir un sistema de derechos de acceso que sea apropiado y efectivo.
8. La participación genuina en el proceso de ordenación de usuarios bien informados es consistente con el principio de democracia, facilita la identificación de sistemas de ordenación aceptables e invita al cumplimiento de las leyes y regulaciones.	La comunicación, la consulta y la ordenación conjunta deben estar presentes en todas las etapas de la ordenación.

En términos generales las metas de la ordenación pesquera pueden dividirse en cuatro subconjuntos, a saber, biológicas, ecológicas, económicas y sociales, donde las metas sociales incluyen las metas políticas y las culturales. Las metas biológicas y ecológicas se podrían visualizar como las limitaciones para lograr los beneficios económicos y sociales deseados. Algunos ejemplos de metas en cada una de estas categorías incluyen:

- mantener a las especies objeto de la pesca en niveles iguales o mayores que los necesarios para asegurar su continua productividad (biológica);
- reducir al mínimo los impactos de la pesca sobre el ambiente físico y las especies no objetivo (captura incidental) y dependientes (ecológica);
- maximizar los ingresos netos de los participantes en las pesquerías (económica); y
- maximizar las oportunidades de empleo para aquellos que dependen de la pesquería para su bienestar (social).

La Orientación Técnica para la Ordenación Pesquera (FAO, 1999) describe un plan de ordenación (Plan de Manejo) como "un acuerdo formal o informal entre un organismo de ordenación pesquera y las partes interesadas, en el que figuran los participantes en la pesca y sus funciones respectivas, se señalan los objetivos convenidos, se especifican las normas y reglamentos de ordenación aplicables y se indican otros detalles pertinentes para la labor que debe desempeñar el organismo de ordenación". Los acuerdos institucionales pertinentes a una pesquería son esenciales para definir los contenidos de un plan de ordenación. El contexto internacional, nacional y aún el regional

en el cual opera una pesquería influenciarán la política y la legislación pesquera que la gobiernan. Como mínimo, los Planes de Manejo deben contener (Cochrane, 2005):

- una descripción de la pesquería, especialmente de su estado actual y de cualquier derecho de uso que esté establecido;
- los objetivos de ordenación;
- cómo se debe lograr esos objetivos;
- cómo se debe revisar y/o apelar el plan; y
- el proceso de consulta para la revisión y apelación.

En Chile el cuerpo legal que define y establece los Planes de Manejo para las pesquerías nacionales es la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA, Ley Nº 18.892). En su Título I, de las Disposiciones Generales, Art. 2º, Nº 33), se define como plan de manejo al "compendio de normas y conjunto de acciones que permiten administrar una pesquería basados en el conocimiento actualizado de los aspectos bio-pesquero, económico y social que se tenga de ella" (Ley 19.079, Art. 1º, Nº 15.). Una descripción más detallada del Plan de Manejo en el marco de la LGPA se encuentra en el Título II, de la Administración de las Pesquerías, Párrafo 2do, a saber:

Artículo 8º.- Para cada unidad de pesquería declarada en régimen de plena explotación, de recuperación o de desarrollo incipiente, existirá un plan de manejo elaborado por la Subsecretaría, a proposición del Consejo Zonal de Pesca que corresponda.

Artículo 9º.- El plan de manejo de cada unidad de pesquería contendrá como mínimo los siguientes aspectos:

a) Su descripción, respecto de su localización geográfica y especies que la conforman.

b) Antecedentes biológico-pesqueros de las especies que la constituyen y su estrategia de explotación.

c) Medidas de conservación y regímenes de acceso que le son aplicables.

d) Antecedentes de captura, producción elaborada y mercado de los productos.

e) Requerimientos de investigación con fines de conservación y manejo.

Artículo 10º.- Los planes de manejo serán públicos y su consulta podrá efectuarse en las sedes de los Consejos Zonales de Pesca.

Sin embargo, no obstante existe el marco legal para la implementación de Planes de Manejo en las pesquerías nacionales, en la actualidad ninguna de ellas cuenta con estos elementos de manejo. La pesquería de merluza común no está ajena a la falta de un plan de manejo que coordine la actividad extractiva en un mediano y largo plazo, sino que la regulación de la pesquería responde anualmente al estado del recurso. No obstante, hay varias "acciones de manejo" que se ha realizado hasta ahora y que es pertinente destacar a continuación.

4.1.3. Acciones de manejo efectuadas a la pesquería de merluza común

4.1.3.1. Proyecto FIP 1996-31

El Estado de Chile, a través del FIP ha licitado proyectos de investigación que abordan parcialmente el manejo pesquero en algunas pesquerías. En el caso de merluza común, el año 1996 se licitó el Proyecto FIP 1996-31 "Análisis del comportamiento de la pesquería de merluza común con cuotas de captura constantes", cuyo objetivo general fue analizar la dinámica y el comportamiento del stock de merluza común explotado en la zona centro-sur bajo una estrategia de explotación de capturas constantes, considerando como período de estudio la información disponible de la pesquería desde 1968 hasta 1995. El objetivo específico 3 de dicho proyecto consistió en "evaluar la estrategia de capturas constantes a diferentes niveles de desembarque esperado, bajo incertidumbre considerando un análisis de riesgo que estime las probabilidades de éxito y colapso de acuerdo a criterios definidos".

Para el cumplimiento de los objetivos del proyecto FIP 1996-31 se evaluó el stock de merluza común para dos intervalos de tiempo, a saber: (1) desde 1989 hasta 1993 y (2) desde 1968 hasta 1995, en ambos casos mediante un procedimiento ADAPT calibrado con las abundancias estimadas previamente por métodos hidroacústicos. También se realizó proyecciones de la dinámica poblacional hasta el año 2005, considerando diferentes valores de captura constante (Payá *et al.*, 1998). Las proyecciones de abundancia se basaron en la ecuación de captura a la edad, mientras que para las

proyecciones de reclutamiento se ajustó un modelo lineal entre el reclutamiento de un año y del año anterior, a partir del cual se generó reclutamientos aleatorios correlacionados.

Como criterios de sobreexplotación por crecimiento y reclutamiento se utilizaron los puntos biológicos de referencia (PBR) F_{max} y $F_{20\%PH}$ (PH = potencial de huevos), respectivamente. Como objetivos de manejo se definió mantener una tasa de explotación por crecimiento igual a $F_{0,1}$ y una de explotación por reclutamiento de $F_{40\%PH}$. Adicionalmente, se concluyó que definir el riesgo considerando un periodo proyectado de 5 años (1996-2000) era más recomendable que emplear 10 años (1996-2005), ya que luego de los 5 años aumentó fuertemente la incertidumbre de las proyecciones de abundancia y mortalidades por pesca.

De las tres capturas constantes analizadas (60, 85 y 100 mil ton), la captura de 85 mil ton presentó un riesgo después de 5 años de sobrepasar $F_{40\%PH}$ de 0,17, y un riesgo de 0,22 de sobrepasar $F_{0,1}$. Por lo tanto, en esa proyección la captura de 85 mil ton estaría levemente por sobre el nivel de riesgo de 0,1 recomendado en comisiones internacionales para prevenir la sobreexplotación por reclutamiento ($F_{40\%PH}$).

El PBR F_{max} definido como umbral de sobreexplotación por crecimiento se aplica cuando la curva de rendimiento por recluta (Y/R) *vs.* mortalidad por pesca presenta una máximo claro, luego del cual decrece. Sin embargo, en el caso de merluza común la curva de Y/R *vs. F* obtenida en el proyecto FIP 1996-31 presentaba una conducta asintótica, lo cual produjo niveles de F_{max} muy altos y con mucha incertidumbre, por lo que se consideraron inaceptables como umbrales de sobreexplotación por crecimiento.

Todos los PBR calculados suponían condiciones de equilibrio del stock, que significan que el patrón de selectividad, los pesos promedios, la fecundidad, la madurez y la mortalidad natural no cambian en el tiempo. Esto explica por qué se obtuvo valores diferentes para los PBR cuando son calculados considerando toda la serie histórica (1968-1995) o solo los años más recientes (1989-1993). El período de tiempo considerado afecta el cálculo del patrón de selectividad y de los pesos promedios debido a que la mortalidad natural, la fecundidad y la madurez fueron las mismas para ambos períodos.

En los años posteriores al proyecto FIP 1996-31 no se observó la aplicación de sus resultados y conclusiones en el manejo de la pesquería de merluza común. Por el contrario, las cuotas de captura (oficiales) se incrementaron progresivamente hasta alcanzar 140.000 ton en los años 2003 y 2004, sobrepasando largamente los niveles de cuota recomendados (Fig. 3).

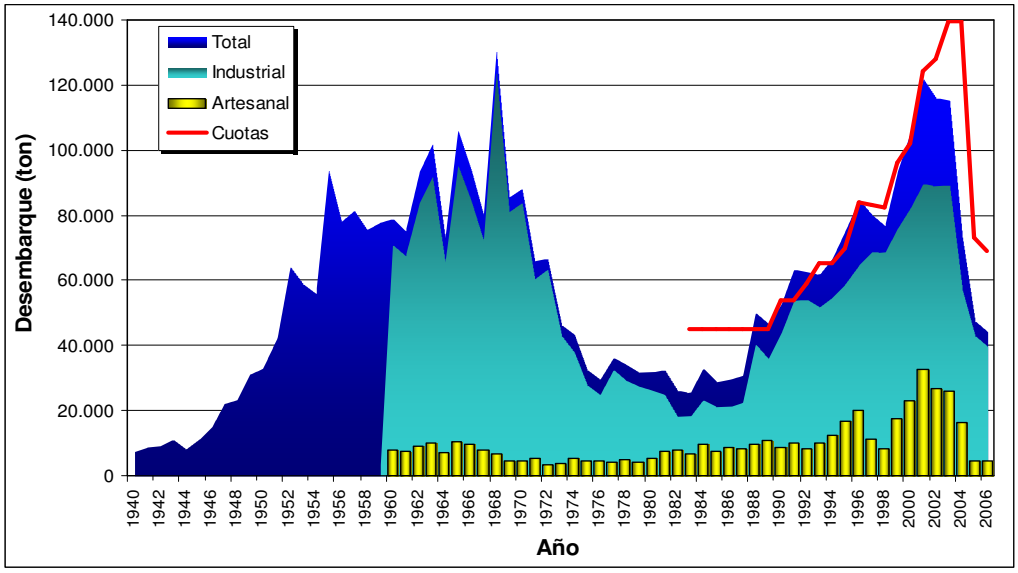

Fig. 3. Serie histórica de desembarques industriales, artesanales y total de merluza común (*Merluccius gayi*) entre 1940 y 2006 y cuotas de captura (1983-2006). Fuente: SUBPESCA, Reunión Comité Científico Merluza Común, Marzo de 2007.

4.1.3.2. Plan de recuperación (2007)

En el año 2007, posterior al inicio de la crisis de la pesquería de merluza común en el año 2004, y conjuntamente con el restablecimiento de los Comités Científicos, en este caso del Comité Científico de Merluza Común (CC-MC), la Subsecretaría de Pesca generó un programa de acción o plan de recuperación que denominó "Plan de Restauración de la Pesquería de Merluza Común", con el que se buscaba restaurar la biomasa desovante del stock en el corto-mediano plazo. Para la Subsecretaría de Pesca el resultado esperado era "la instauración de procedimientos de manejo de la pesquería de tipo participativo, comprometido en su evaluación y cumplimiento, a través del seguimiento y evaluación de los indicadores de desempeño, y sus eventuales correcciones mediante procedimientos formales de actuación acordados con el conjunto de actores". Esto nunca ocurrió.

El objetivo general del Plan de Restauración fue "identificar, diseñar e implementar medidas de administración que propendan a la restauración de la pesquería de merluza común en el menor plazo y con los menores costos sociales y económicos posibles", con cinco objetivos específicos:

i) Recuperar la estructura del stock (fracción adulta) y de su abundancia absoluta y relativa en todo el rango geográfico de distribución de la pesquería;

ii) Minimizar los efectos económicos y sociales generados por la actual situación del recurso, y las que generen las medidas de recuperación del recurso que se adopten;

iii) Perfeccionar el régimen de ordenamiento de la pesquería, de forma que propenda a asegurar la conservación del recurso y posibilite la generación beneficios económicos y sociales mediante la instauración de incentivos eficaces;

iv) Rediseñar los mecanismos de monitoreo, control y fiscalización que permitan su viabilidad en el largo plazo; y,

v) Identificar el programa de investigación que sea funcional a estos propósitos

Como estrategia de abordamiento de este plan de restauración la Subsecretaría de Pesca se propuso:

1. Impulsar un trabajo colaborativo y participativo para abordar las tareas de recuperación del recurso, estableciendo instancias formales de asesoría científica y de participación consultiva requeridas; y,
2. Implementar un programa orientado a:
    a) Incrementar la protección de los principales procesos de renovación poblacional (crecimiento, sobrevivencia, desove, reclutamiento);
    b) Protección de la fracción juvenil mediante medidas que permitan su escape a la pesca;
    c) Reducción de la mortalidad por pesca a sus mínimos niveles posibles (cuotas de captura o moratoria);
    d) Mejorar la selectividad de los artes y aparejos de pesca para perfeccionar la calidad de las capturas y minimizar su impacto indeseado (tallas o edades menores);

e) Protección de los procesos de desove y/o reclutamiento mediante vedas biológicas estacionales; y,

f) Establecer áreas de escape a la pesca (cierre de áreas en el espacio y en el tiempo)

Al respecto se ha implementado las siguientes actividades:

- Proyecto FIP 2008-36 "Sistemas de selección de las capturas en la pesquería demersal centro-sur", en atención a las letras (b) y (d) señaladas arriba;
- Veda reproductiva entre el 15 de agosto y 20 de septiembre entre los años 2007 y 2009, letras (a) y (f); y,
- Reducciones de las cuotas de captura. Letra (c).

4.1.3.3. Informes de cuota global de captura permisible (CTP)

La Subsecretaría de Pesca presenta anualmente las bases técnicas sobre las que se sustentan las acciones de manejo de la pesquería de merluza común en base al establecimiento de cuotas globales de captura o cuotas totales permisibles (CTP's). Esta información es comunicada anualmente a través de informes técnicos (R. Pesq.) denominados "Cuota global anual de captura de merluza común (*Merluccius gayi gayi*)", y se sustentan ampliamente en la evaluación que realiza el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) para este recurso. En su estructura general, estos informes técnicos consisten de:

1. Objetivos

i) Consignar los elementos que dan cuenta de la situación actual del recurso y la pesquería (R. Pesq. Nº 110 (SubPesca, 2001); R. Pesq. Nº 71 (SubPesca, 2002).

ii) Consignar los antecedentes que fundamentan la cuota global anual de captura recomendada técnicamente para el recurso merluza común (Merluccius gayi) en el área de su pesquería, comprendida entre el límite norte de la IV Región y el paralelo 41°28,6' L.S. (X Región) para la temporada de pesca del año siguiente. (R. Pesq. Nº 72 (SubPesca, 2000); R. Pesq. Nº 110 (SubPesca, 2001); R. Pesq. Nº 71 (SubPesca, 2002); R. Pesq. Nº 80 (SubPesca, 2003); R. Pesq. Nº 77 (SubPesca, 2004); R. Pesq. Nº 97 (SubPesca, 2005).

iii) Consignar los antecedentes que fundamentan la asignación temporal y zonal de la cuota de captura, y aportar antecedentes para que el Consejo Nacional de Pesca se pronuncie en relación a la asignación entre la flota industrial y artesanal (R. Pesq. Nº 110 (SubPesca, 2001); R. Pesq. Nº 71 (SubPesca, 2002)).

iv) Informar las acciones que constituirán el plan de recuperación de la merluza común durante el año 2006 (R. Pesq. Nº 97 (SubPesca, 2005).

2. Antecedentes

i) Del recurso: distribución geográfica, batimétrica y unidad de población, ciclo vital, composición de longitudes, aspectos reproductivos,

reclutamientos, desplazamientos latitudinales y batimétricos, evaluaciones directas.

ii) De la pesquería: desarrollo histórico, participación de las flotas en los desembarques, áreas de pesca, estacionalidad de los desembarques, cuotas de captura y desembarques históricos, esfuerzo de pesca, y rendimientos de pesca.

iii) De la administración: régimen de acceso, y medidas de regulación (regulaciones de los artes y aparejos de pesca, regulación de las capturas y modo de asignación).

3. Procedimientos de análisis y manejo

i) Fuentes de información y estudios: sistema de control de la pesquería, Programa de Seguimiento, y otras fuentes de información (cruceros de evaluación directa).

ii) Reorientación del proceso de análisis.

iii) Procedimiento de generación de la cuota de captura: objetivos de conservación, política de explotación, y estimación de la Captura Total biológicamente Permisible (CTP)

4. Análisis de la pesquería

i) Evaluación directa del año.

ii) Diagnóstico del stock.

iii) CTP y proyecciones de mediano plazo.

5. Conclusiones y recomendaciones

4.1.3.4. Objetivos de conservación y estrategia de explotación

Los objetivos de conservación que persiguió la Subsecretaría de Pesca entre el año 2001 y 2004 fue el aprovechamiento eficiente de la biomasa del recurso, sujeto al cumplimiento de la restricción de mantener el tamaño del stock desovante por sobre un nivel precautorio de 50% de la biomasa virgen (SubPesca, 2000, 2001, 2003).

El criterio anterior se deriva de las recomendaciones de FAO para el caso de recursos que habitan ambientes con oscilaciones ambientales pronunciadas, como en el caso del Pacífico Sur-Oriental (García, 1996). El recurso merluza común presenta alta variabilidad en los reclutamientos debido a los forzamientos externos asociados a cambios oceanográficos. Complementariamente, la estrategia anterior señala que se debe reducir proporcionalmente la tasa de explotación, medida como proporción o porcentaje de las capturas, respecto de la abundancia y/o biomasa total, a cero si la reducción del stock desovante cae abajo del 20%.

En SubPesca (2006) se complementa lo antes señalado, indicándose que la estrategia para alcanzar el objetivo de manejo deseado es a través de tasas de explotación, las que son evaluadas a través de la razón de producción de huevos potenciales (RPHP), indicador que da una noción del estado o situación del recurso en un momento determinado. Si hay un aprovechamiento eficiente de la biomasa del recurso y la RPHP es superior al 50%, entonces se alcanza el objetivo de conservación (zona verde). Sin embargo, si la RPHP se encuentra en niveles entre 20% y 50%, se considera que el recurso esta en una "zona de riesgo", y si la RPHP es inferior a 20%, se considera que la

situación del recurso es crítica (Mace *et al*., 1996). Para el caso del potencial de huevos del stock de merluza común, ver Fig. 4.

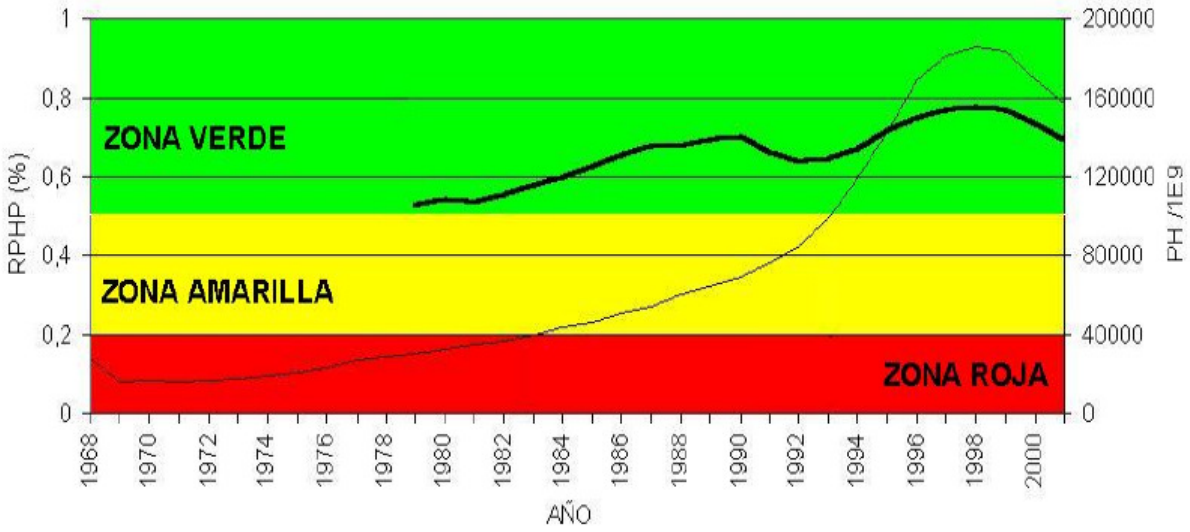

Fig. 4. Razón de producción de huevos potenciales (RPHP, línea gruesa) y producción de huevos (PH, línea delgada). Para la razón de producción de huevos potenciales se presentan la zona roja que representa una condición de sobrepesca por reclutamiento; la zona amarilla una situación en proceso de sobrepesca; y la zona verde la condición deseada u objetivo (SubPesca, 2002).

En el año 2004, para seleccionar la estrategia de explotación más adecuada atendiendo la situación del recurso y la pesquería, donde la razón de producción de huevos potenciales cayó bajo 20% (considerada como condición crítica, Fig. 5), la Subsecretaría de Pesca modificó el objetivo de conservación que se venía empleando tradicionalmente, y se reemplazó por el de "restaurar la biomasa desovante del stock en el corto-mediano plazo". En este contexto, se hacía recomendable desarrollar un conjunto de acciones tendientes a alcanzar este objetivo, entre las cuáles se consideró:

1. Ajustar las cuotas de captura para los años venideros a valores que permitieran observar recuperaciones en el nivel de biomasa desovante;
2. Incrementar la protección de la fracción más juvenil del stock mediante una modificación de los patrones de explotación (aumento de la selectividad de redes de arrastre) y a través de vedas periódicas, localizadas en áreas específicas que fueran configuradas como zonas de reclutamiento;
3. Monitoreo intensivo de la condición del stock mediante observadores a bordo en una amplia fracción de la flota industrial;
4. Incorporar estudios complementarios en el programa de investigación 2005, particularmente una evaluación acústica adicional entre los meses de marzo-abril, una evaluación específica de los efectos de la jibia tanto actuales como futuros sobre los peces del ecosistema de Chile central, y un programa de vigilancia de la condición del recurso que permita generar reportes periódicos de la pesquería de esta especie; y,
5. Intensificar el programa de fiscalización de la pesquería, de tal manera de permitir un riguroso control de las medidas que se adoptaren en el corto plazo.

En años posteriores, dado que la situación del stock se mantenía en la condición considerada crítica (Fig. 6), se incluyó un período de veda de merluza común para toda o parte de la unidad de pesquería en su período de mayor intensidad reproductiva, por un lapso de 45 días, y se incorporó en los análisis los resultados de la evaluación de la jibia (SubPesca, 2005; Canales *et al*., 2007a).

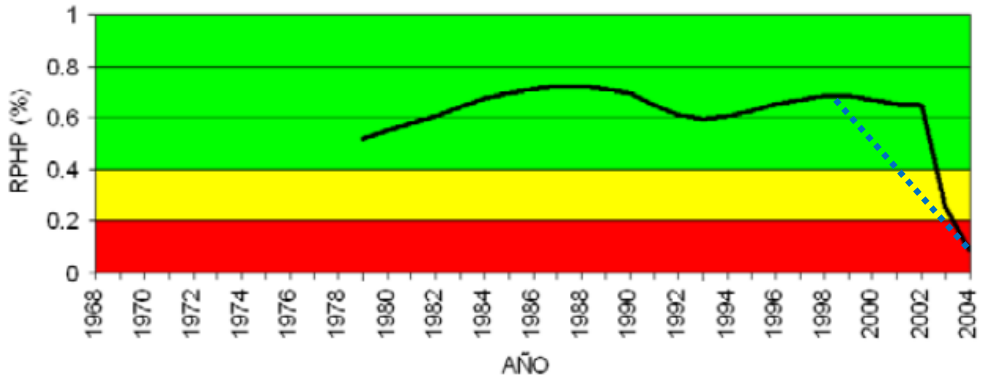

Fig. 5. Razón de producción de huevos potenciales (RPHP, línea gruesa) en el año 2004 (SubPesca, 2004).

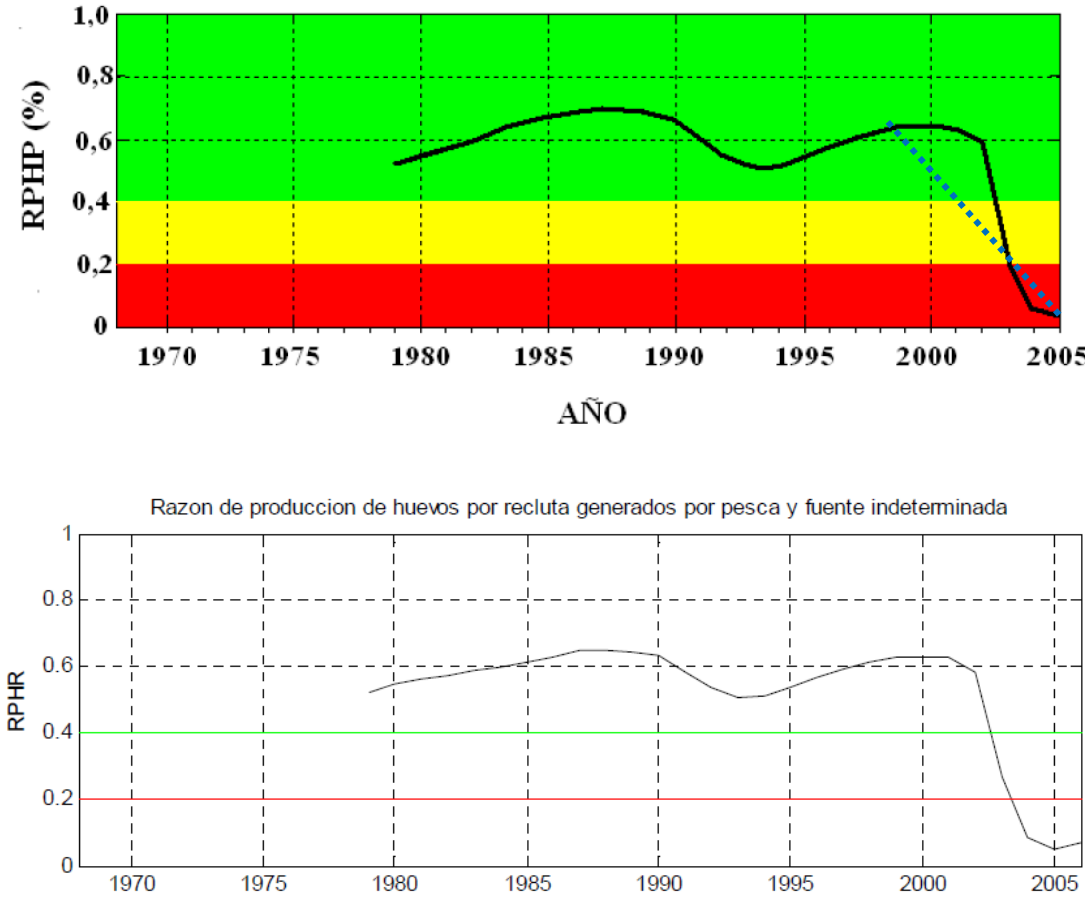

Fig. 6. Razón de producción de huevos potenciales (RPHP, línea gruesa) en el año 2005 (arriba: SubPesca, 2004) y en el año 2006 (abajo: Canales *et al*., 2007).

En los años 2008 y 2009 la Subsecretaría de Pesca modificó la estrategia de explotación para la pesquería de merluza común, basada ahora en la razón de biomasa desovante potencial (RBD), dejando de lado el enfoque hasta la fecha utilizado de la razón de producción de huevos potenciales (RPHP) (Canales *et al*., 2007b; Tascheri *et al*., 2008).

La razón de biomasa desovante potencial (RPD) se define como la razón entre la biomasa desovante en cualquier instante de tiempo (t) y la biomasa desovante de largo plazo que podría estar presente si no hubiera habido pesca durante mucho tiempo (i.e, la biomasa de equilibrio si $F = 0$). La RPD tiene como límite inferior el valor de 0 que indica que la población ha sido reducida severamente por la pesca y probablemente se encuentra sobreexplotada. Si RPD tiene un valor cercano a 1,0 significa que la pesquería no ha reducido el stock desovante; y si la RPD tiene valor mayor a 1,0 es posible que el stock hubiese ingresado a un régimen de crecimiento poblacional (Clark, 1991; Francis, 1993; Thompson, 1993; Mace, 1994).

4.1.3.5. Discusión sobre los objetivos de conservación

Desde 2001 hasta 2009 se ha considerado dos estrategias de explotación, a saber: (1) tasa de explotación y (2) captura constante. Desde 2001 hasta 2004, y luego en 2008 y 2009, se utilizó una estrategia de tasa de explotación constante para evaluar la CTP. Durante los años 2005 a 2007 se cambió de tasa de explotación constante a captura

constante. No existe una clara justificación de porqué este cambio. En el reporte de CTP 2008 se considera que una tasa de explotación de 0,1 permite alcanzar un nivel deseable de explotación.

En los reportes de CTP's para los años 2002 y 2003 (SubPesca, 2001 y 2002) se menciona que existe una estrategia alternativa para este recurso, la cual consiste en reducir a cero proporcionalmente la tasa de explotación o porcentaje de las capturas respecto de la abundancia o biomasa total si la biomasa desovante cae bajo 20%. Esta es una regla de control que se utiliza habitualmente en los Estados Unidos para modificar (disminuir) la tasa de explotación cuando la biomasa desovante baja del nivel umbral acordado (e.g. $BD_{40\%}$) (EPA-OFA, 2005). Esta regla de control, a pesar de ser mencionada en esos reportes, no parece haber sido utilizada en la pesquería de merluza común en Chile, ya que en el momento crítico (2005), cuando la biomasa desovante se reduce en forma importante y donde esta regla de control pudiera haber ajustado, la tasa de explotación no es mencionada en el reporte.

En términos generales los objetivos de manejo que se destacan en los reportes de la Subsecretaría de Pesca de cálculos de CTP's desde 2001 hasta 2009 apuntan a resguardar la fracción reproductiva del stock de merluza común. De esta forma se indica en el informe de 2001 que la política imperante en la Subsecretaría de Pesca apoya la mantención de un nivel mínimo de biomasa desovante del 50% de la condición virginal (se entiende como biomasa desovante aquella que se calcula como la sumatoria del producto de la abundancia a la edad de las hembras, la ojiva de madurez y el peso promedio a la edad). Este valor provendría del interés de la Subsecretaría de Pesca por hacer uso eficiente de los recursos, adoptando simultáneamente una política precautoria

de explotación. Si bien este valor está dentro del rango utilizado para otros recursos demersales alrededor del mundo (e.g. $B_{35\%}$, $B_{40\%}$), no parece provenir de algún estudio cuantitativo particular para el recurso merluza común y es más bien un punto de referencia acordado.

4.1.4. Estrategias de explotación en otras pesquerías de merluza

4.1.4.1. Merluza europea (*Merluccius merluccius*). Stock del norte.

El stock de merluza europea explotado en la zona del International Council for the Exploration of the Sea, ICES (Fig. 7) ha sufrido una situación de grave sobre-explotación y caída de su abundancia en años recientes, y se ha implementado un plan de manejo basado en el concepto del recuperación del stock, que parece estar teniendo éxito, así que sirve de buen ejemplo de referencia para estudiar la situación del stock de merluza común en Chile.

El stock de merluza europea se distribuye ampliamente en el Océano Atlántico Nor-Occidental, incluso en el Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico Subtropical (Fig. 8). El stock del Mar del Norte se reconoce como un stock diferente del que se encuentra en el Mar Mediterráneo y en el Océano Atlántico frente a Galicia y Portugal. Esta sección se refiere exclusivamente al stock del norte, llamado stock de merluza del norte, pues este stock presenta un caso comparativo interesante para el manejo de la merluza común en Chile.

Los desembarques del stock de merluza del norte provienen principalmente de las áreas VIa, VIb, VIIb, VIIc, VIIg, VIIh, VIIj, VIIk, VIIIa, VIIIb, y VIIId, es decir, Mar de Escocia y Bahía de Vizcaya, y es explotada por las flotas españolas (cerca del 60% del desembarque total en los últimos años), seguidas de las flotas francesas (25%). El resto del desembarque anual es reportado por flotas de una variedad de países de Europa del Norte.

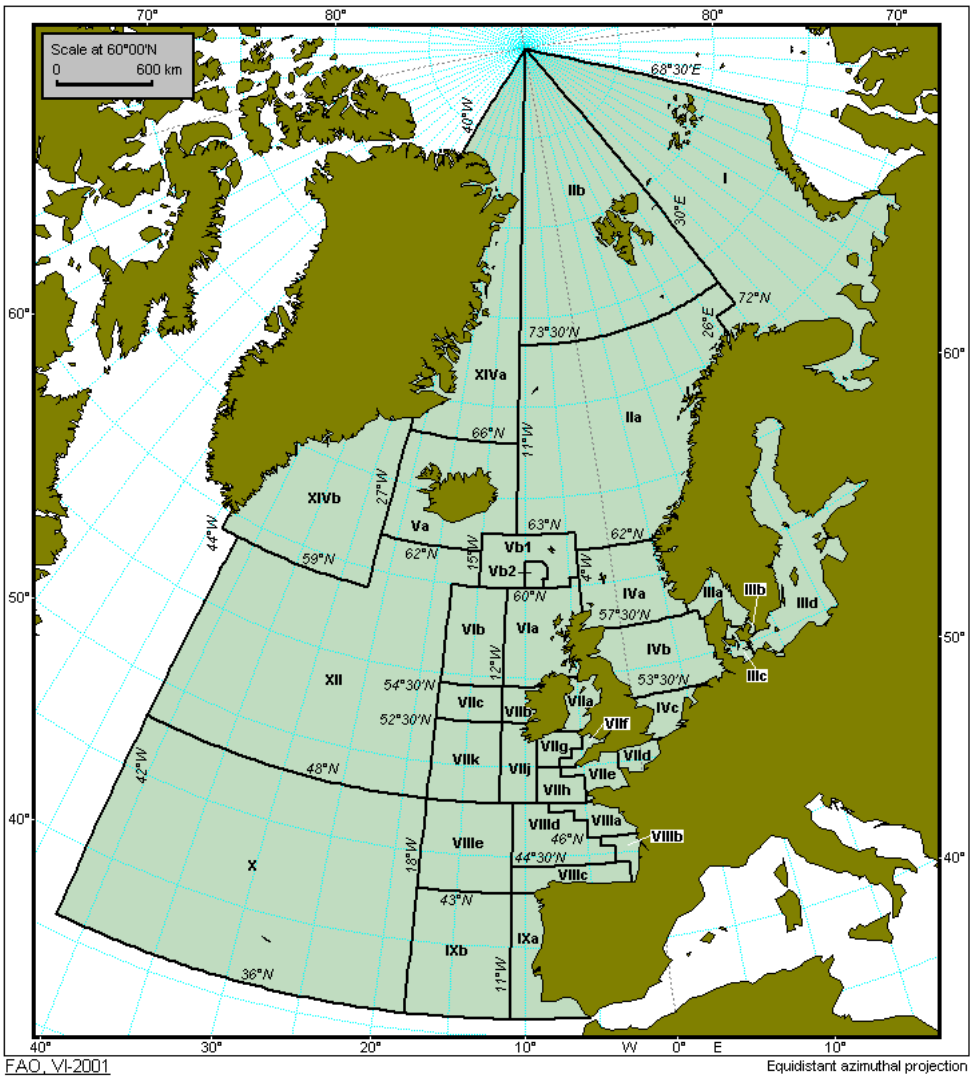

Fig. 7. Áreas y subdivisiones cubiertas por el ICES y de donde han provenido históricamente desembarques de merluza europea (*Merluccius merluccius*).

En el año 2001 el Journal of the European Communities (el "Diario Oficial" de la Comunidad Europea) emitió la regulación EC Nº1162/2001, señalanado lo siguiente: "… establishing measures of the recovery of the stock of hake in ICES sub-areas III, IV, V, VI and VII and ICES divisions VIIIa, b, d, e and associated conditions for the control of activities of fishing vessels". Este documento se conoce como el Plan de Manejo de Emergencia del Stock de Merluza del Norte, en el que se reconoce que el stock se encontraba en estado crítico, con fuertes caídas de los desembarques, el reclutamiento, la biomasa total y la biomasa desovante, lo que se extendía ya por 10 años o más (Fig. 9).

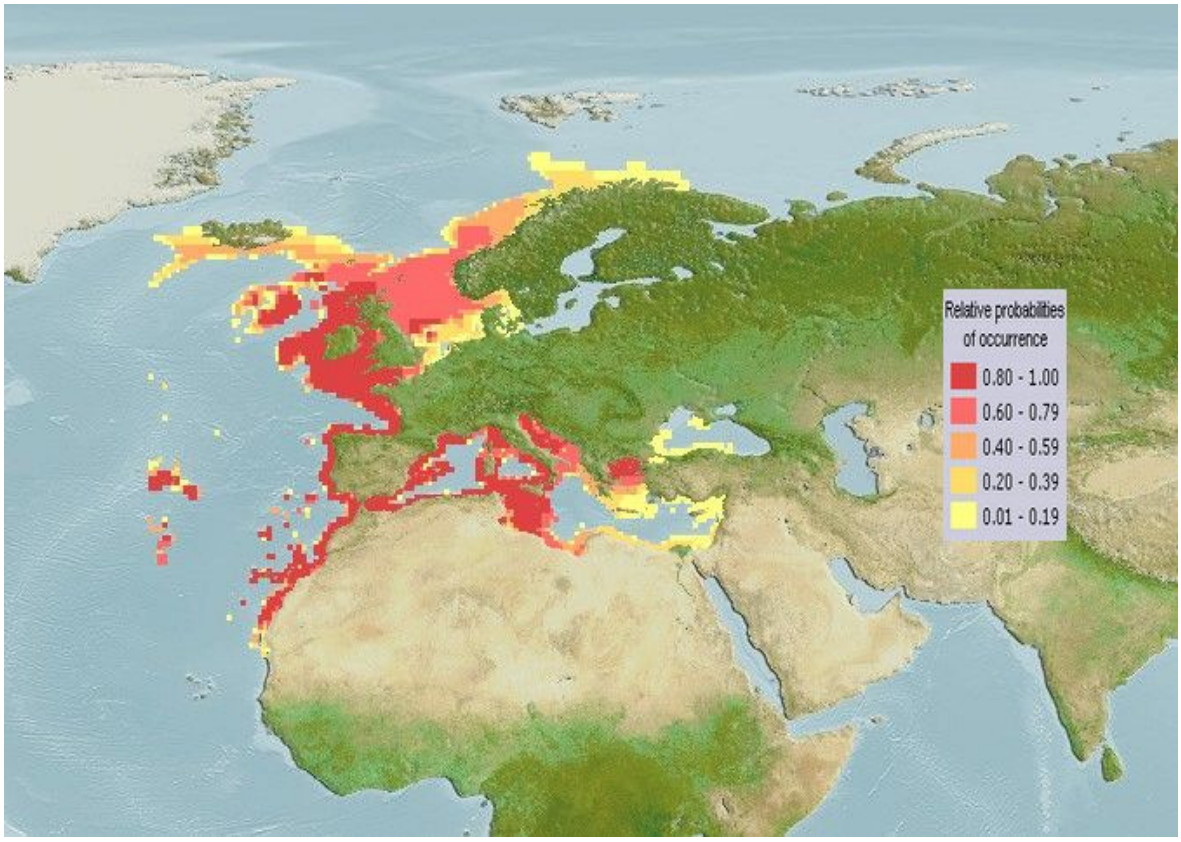

Fig. 8. Distribución de la merluza europea en el Atlántico Norte Occidental. Tomado de Fishbase (www.fishbase.org).

La normativa antes indicada se refirió al informe del grupo de trabajo ICES WGHMM (2000) emitido en noviembre de 2000, donde se indicaba que el stock se enfrentaba a un serio riesgo de colapso, y que se necesitaba de manera urgente un plan de manejo basado en el concepto de recuperación del stock. El Plan de Manejo de Emergencia del Stock de Merluza del Norte fue el primer Plan de Manejo de crisis para este stock.

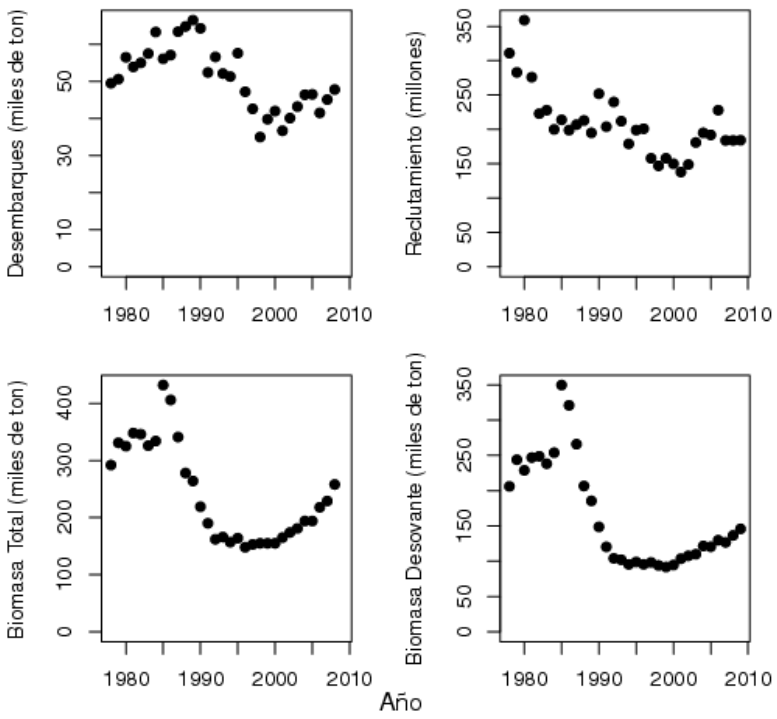

Fig. 9. Evolución reciente del stock de merluza del norte en las áreas del ICES. Datos de uso libre tomados de www.ices.dk

Una de las primeras medidas de manejo que se adoptó en esta regulación fue la protección del stock juvenil, el que se consideraba en riesgo debido a la falta de peces en

el stock adulto y a la consecuente captura excesiva, y descarte de peces juveniles. Estas medidas se abocaron principalmente a aumentar el tamaño de malla de las embarcaciones que explotaban merluza del norte y a dificultar la captura de juveniles de merluza por aquellas embarcaciones que usaran un tamaño de malla menor, y que pudieran capturar juveniles de merluza como captura incidental.

En el año 2004 una nueva regulación y una breve corrección posterior (Council Regulation N°811/2004) fueron emitidas y se conocen como el Plan Multi-Anual de Manejo de Recuperación del Stock de Merluza del Norte. Ésta se basó en informes científicos del ICES que diagnosticaban una situación de inminente colapso del stock de merluza europea del norte (aquel que habita la zona del ICES) debido a la excesiva presión de pesca, lo que ponía en riesgo la capacidad del stock de renovarse mediante reproducción por escasez de peces reproductores. Lo más importante de esta regulación es que reconoce que no sólo es necesario proteger a los juveniles, objetivo de la regulación de 2001, sino, además, es necesario re-construir el stock de peces maduros mediante un Plan Multi-Anual. Incluso se indica que esta reconstrucción puede tomar entre cinco y diez años. Se establece un claro objetivo del Plan Multi-Anual, específicamente, y se indica que el objetivo del plan se considerará logrado cuando en dos años seguidos la cantidad de peces maduros sea mayor que el nivel establecido por los científicos como dentro de límites biológicos seguros.

Además, se establece un método para lograr el objetivo del Plan, que es mediante un control estricto de la tasa de mortalidad por pesca, fijada a un nivel tal que sea muy probable que la cantidad de peces maduros aumente año a año. Se indica que el control de la tasa de mortalidad por pesca se realice a través de reducciones de la CTP. Finalmente,

se indica que este Plan Multi-Anual también debe especificar medidas para asegurar que las CTP's reducidas se cumplan, y medidas de continuidad de protección del stock una vez que el objetivo del Plan se haya logrado.

Los reportes de grupos de trabajo del ICES permiten establecer los valores de biomasa desovante que se consideran dentro de límites biológicos razonables, las tasas de mortalidad por pesca que permiten llegar a ese objetivo, y las CTPs que son consistentes con el objetivo. A saber, la biomasa desovante debe ser igual o mayor a 140 mil tons al inicio de cada año, la mortalidad por pesca debe ser 0.25 $año^{-1}$ o menor durante el año, y la CTP total debe ser tal que la biomasa desovante después de la pesca sea mayor o igual a 100 mil ton, y que tenga una muy baja probabilidad de producir una disminución de la biomasa desovante de un año al siguiente.

El Plan detallado en esta regulación también especifica que el Plan debe ser revisado en sus resultados no más tarde que tres años después del inicio de su implementación y después de cada revisión. Las variaciones de la CTP debidas a la aplicación del Plan también son controladas para evitar riesgos por excesiva confianza en el sector o por pérdida de confianza. Se especifica que si la condición del stock reportada por los científicos del ICES permite un incremento de CTP de más de 15% de un año a otro, entonces la CTP se incrementará sólo en 15%; si por el contrario los estudios conducen a que la CTP de un año que es menos que el 15% de la CTP del año anterior, entonces la CTP no será reducida en más de 15%. De esta manera se da una cierta estabilidad al sector para la planificación de su adaptación a la aplicación del Plan.

La regulación que establece el Plan Multi-Anual también detalla procedimientos que deben ser acatados por los capitanes de los barcos capturando merluza del norte.

Específicamente se establece que un barco arribando a puerto con más de 2 ton de merluza del norte debe informar de su arribo más de 4 horas antes de que éste se materialice, respecto de los siguientes puntos: puerto de desembarque, hora de llegada y captura en peso de todas las especies reguladas que sea mayor que 50 kg. Las autoridades portuarias podrán requerir que la captura se mantenga a bordo hasta que la descarga sea autorizada. Las medidas también afectan al trasbordo de captura en alta mar. Cada estado miembro de la Comunidad Europea designará puertos donde se puede descargar cualquier captura de merluza del norte mayor que dos tons, y los capitanes sólo podrán descargar en estos puertos. Se prohíbe mezclar merluza del norte con otras especies en cualquier contenedor de los barcos. En efecto, se requiere que merluza del norte tenga compartimientos de almacenaje exclusivos en cada uno de los barcos que descarguen más de dos ton. Además, el pesaje de la captura en puerto debe ser realizado exclusivamente en presencia de inspectores portuarios

En el momento actual el Plan de Manejo de merluza del norte por parte de la Comunidad Europea todavía es el Plan Multi-Anual de Recuperación del Stock de 2004, pero existe un borrador de regulación introducida en marzo del 2009 y que diseña un Plan de Manejo de Largo Plazo del Stock de Merluza del Norte (Proposal for a Council Regulation 2009/0039 (CNS), Establishing a long-term plan for the Northern stock of hake and the fisheries exploiting that stock; Bruselas, 17.3.2009). Este se basa en los recientes reportes del grupo ICES "Working Group on Hake, Monkfish and Megrim" (WGHMM) que muestran que el stock de peces reproductores efectivamente se ha recuperado y sigue incrementándose bajo el actual Plan Multi-Anual (ver más abajo). Dada esta recuperación, el borrador de nuevo Plan de Manejo de Largo Plazo tiene como

objetivos mantener a la biomasa al nivel que permite su explotación sustentable y, al mismo tiempo, procurar la estabilidad y rentabilidad de las flotas.

Los principales nuevos elementos del borrador de Plan de Manejo de Largo Plazo son:

- La necesidad de revisar los objetivos a la luz del conocimiento ganado mediante avances científicos en la modelación del stock, en particular, reducir la tasa de mortalidad por pesca a 0.17 año^{-1}, pues este es el nivel que permite el más alto rendimiento sostenible en el largo plazo. El concepto esencial de esta modificación es pasar desde objetivos en biomasa desovante a objetivos en tasa de explotación.
- La adaptación del manejo a las nuevas condiciones económicas que enfrenta la flota, con reestructuraciones causadas por más altos precios del petróleo. El concepto central en este cambio es aumentar la rentabilidad de las flotas.
- La inclusión de metodologías y procedimientos para los casos en que los datos no sean suficientes para estimar todos los parámetros de los modelos de evaluación de stock. El concepto aquí es la precaución ante situaciones de pobreza de datos, que se ha visto como un tópico de alta relevancia en otros stocks.
- La necesidad de reducir los descartes. El concepto central aquí es que la reducción en la tasa de explotación a 0.17 año^{-1} va a conducir a una mayor abundancia de peces adultos y, por lo tanto, a una menor captura incidental de peces bajo las tallas requeridas por el mercado.

- Finalmente, la necesidad de adaptar las medidas de control a un nuevo escenario de manejo de largo plazo.

El borrador del Plan de Manejo de Largo Plazo incluye las visiones del sector pesquero que se expresa a través de los Regional Advisory Committees (RACs). Estos son consejos que integran a profesionales que trabajan para los administradores de las flotas. En la preparación del borrador de Plan de Largo Plazo los RACs fueron consultados acerca de:

- Mejores medidas de control del cumplimiento de las regulaciones.
- El ritmo de reducción de la tasa de explotación desde 0.25 $año^{-1}$ (Plan Multi-Anual de 2004) a 0.17 $año^{-1}$.
- Métodos de pesca que reduzcan la captura de peces juveniles descartables.
- Manejo de flotas usando límites en los días fuera de puerto o kWatts por día.
- Remoción de barcos.

A pesar que los estudios científicos que aconsejaban reducir la captura de peces juveniles mediante cambios en los artes de pesca, los RACs no estuvieron de acuerdo con mayores aumentos del tamaño de malla de las redes. Sin embargo, sí estuvieron en general de acuerdo que se debe introducir reducciones del esfuerzo de pesca para bajar la tasa de explotación, pero que estas reducciones deben ser implementadas como parte de las adaptaciones estructurales de la flota y no mediante límites adicionales a los días fuera de puerto o a los kWatts gastados por día de pesca. Es decir, prefieren remover barcos de la flota y aplicar menores CPPS. Además, advirtieron que no aceptan la introducción de áreas restringidas para la pesca.

Es interesante hacer notar que el Plan Multi-Anual bajo actual implementación ha conducido a CTPs que, aunque son substancialmente más bajas que los desembarques del período pre-crisis (que alcanzaron un máximo de 95.600 ton en 1961), han ido aumentando año a año, mientras los desembarques se han mantenido estables y están actualmente por debajo de la CTP (Tabla 2). Esto es interpretado como un resultado exitoso del Plan Multi-Anual tanto a nivel de los incrementos de CTP como a nivel de percepción de crisis causada por exceso de pesca por parte del sector pesquero. Es importante destacar también que de introducirse el nuevo Plan de Largo Plazo, las CTPs van a ir bajando a un ritmo de aproximadamente 10% por año hasta llegar a una tasa de explotación consistente con un mortalidad por pesca de 0.17 $año^{-1}$, y que el sector pesquero ha expresado estar de acuerdo con estas nueva reducciones. Por lo tanto, eventualmente las CTPs van a aproximarse a los actuales desembarques y pueden ser aun más bajas que ellos, y el sector pesquero va a responder removiendo barcos.

Tabla 2. Capturas totales permisibles y desembarques totales (sin una confiable estimación de los descartes)

Año	CTP (ton)	Desembarques observados (ton)
2004	39.100	46.400
2005	42.600	46.500
2006	43.893	41.500
2007	52.680	45.100
2008	54.000	47.800
2009	51.500	42.800
2010	55.105	

Aparte de las lecciones que esta experiencia de crisis de la merluza del norte tiene para el caso de la merluza común de Chile, en términos de diseños de planes de manejo

implementados o por implementar (Plan de Manejo de Emergencia de 2001, Plan de Manejo Multi-Anual de Recuperación de 2004, y actual Propuesta de Plan de Largo-Plazo), hay también lecciones importantes que vienen de la interacción con el sector pesquero. En el caso de la merluza del norte, el sector pesquero ha colaborado en la implementación de los planes porque han comprendido desde los reportes científicos que la crisis fue causada por un exceso de pesca. En el caso chileno no ayuda a argumentar que la crisis fue causada por un accidente de la naturaleza (predación por jibia), pues en ese caso basta con implementar un Plan de Manejo de Emergencia sin evolucionar hacia planes de manejo de largo plazo.

4.1.4.2. Merluza europea (*Merluccius merluccius*). Stock del sur.

El stock de la merluza ibérica (*Merluccius merluccius*) se distribuye a lo largo la plataforma continental de España y de Portugal, desde el extremo sur del Golfo de Vizcaya hasta el Golfo de Cádiz (zonas VIIIc y IXa; Fig. 8), y constituye una especie objetivo importante para la pesca de arrastre, enmalle y palangre de las flotas pesqueras de ambas naciones.

En 2003 el ICES clasificó a la población de la merluza europea en riesgo de sobre-explotación y sugirió un plan de recuperación destinado a una rápida recuperación de la biomasa desovante del stock (SSB, ICES, 2005). Por lo tanto, un plan de recuperación fue introducido por la Comisión Europea en el año 2006 (Reg. EC No. 2166/2005) dirigido a la reconstrucción del stock de biomasa desovante (SSB) al nivel de

35.000 ton, tomada esta biomasa como un PBR precautorio por el ICES. El marco de tiempo de recuperación se fijó en 10 años con el objetivo de asegurar el rendimiento máximo sostenible (MRS, Maximum Sustainable Yield, MSY) para el año 2015, según lo acordado en la Cumbre Mundial de Johannesburgo sobre el Desarrollo Sostenible en el año 2002 (Caddy & Agnew, 2004; Jardim *et al*., 2010).

El plan de recuperación para la merluza ibérica consideró la reducción de la mortalidad por pesca de 10% por año hasta alcanzar una mortalidad por pesca objetivo. La reducción de la mortalidad por pesca se realizó reduciendo la captura total permisible (CTP) y el número de días de pesca asignado a cada embarcación.

Sin embargo, debido a la incertidumbre en la dinámica poblacional de la merluza ibérica, la mortalidad por pesca (F_{RMS}) que produce el RMS se calculó mal, y la mortalidad por pesca (F_{max}) que produce el máximo rendimiento en una curva de rendimiento por recluta fue utilizado como punto de referencia objetivo. En 2004 F_{max} se estimó en 0,27 año^{-1} (ICES, 2005). Además, el plan de recuperación impuso una restricción de 15% sobre el cambio máximo en las cuotas de captura (CTPs) entre los años para asegurar la estabilidad de las capturas durante el período de recuperación.

Complementariamente al control de las capturas y del esfuerzo de pesca, el plan de manejo de la merluza ibérica incluyó medidas tecnológicas para la protección de la fracción juvenil, fijando una talla mínima de captura de 27 cm de longitud total, restricciones al tamaño de malla y cierres (vedas) temporales por área. No obstante esto, las evaluaciones de stock recientes de la merluza ibérica han revelado un aumento de la mortalidad por pesca (*F*) a pesar de la ejecución del plan de recuperación. Los desembarques han superado las cuotas de captura y se han incrementado las tasas de

descarte, principalmente de la fracción juvenil (<27 cm LT). La evaluación de una estrategia de manejo alternativa, también basada en el control de *F*, y una significativa reducción de las tasas de descarte (Cooke, 1999; Chen *et al*., 2007), muestra la mayor probabilidad de alcanzar los objetivos del plan de recuperación (reconstrucción del stock desovante) al nivel de 30-40% en el año 2025, alcanzado un peso medio en los desembarques de 450 gr en el año 2015. Debido a la incerteza en los estimados de máximo rendimiento sostenible, estrategias de manejo basadas en FRMS son menos robustas (Jardim *et al*., 2010).

4.1.4.3. Merluza sudafricana

La pesquería de merluzas en Sudáfrica está sustentada en dos especies, a saber, la merluza de profundidad (*Merluccius paradoxus*) y la merluza del Cabo (*Merluccius capensis*). Ambas especies son capturadas indistintamente por las flotas industriales de Sudáfrica y Namibia, y se fija una sola cuota de captura (caso sudafricano). Existe cierto grado de superposición entre los stocks de merluza de Namibia y Sudáfrica. Sin embargo, de las dos especies *M. capensis* es principalmente capturada en la parte sudafricana. No obstante que la superposición entre los stocks de Namibia y Sudáfrica es inevitable, desde el punto de vista de la administración son considerados como stocks discretos (Powers *et al*., 2003).

La biología de la merluza del Cabo ha sido bien investigada, existiendo claridad científica acerca de las diferencias morfométricas y genéticas con la merluza de

profundidad (*M. paradoxus*). Los rangos de distribución espacial y temporal de ambas especies también están claramente identificados. La merluza de aguas someras (*M. capensis*) es predominantemente encontrada en la costa de Sudáfrica desde 30 m hasta cerca de 400 m de profundidad, mientras que la merluza de aguas profundas (*M. paradoxus*) se encuentra desde casi 250 m de profundidad hasta cerca de 600 metros. Las dos merluzas se sobreponen en su rango de distribución latitudinal en el rango de profundidad 250-400 m.

En general, la biología de las dos especies comerciales de merluza de Sudáfrica es muy similar a otras especies de merluza del mundo. El crecimiento en ambas especies es reconocido como lento, con peces que pueden alcanzar cerca de 14 años y casi 115 cm de longitud total. No existen diferencias morfológicas obvias entre machos y hembras aunque se ha reconocido diferencias en la distribución batimétrica entre sexos. Las hembras de ambas especies son de mayor tamaño (Powers *et al*., 2003).

El manejo de la pesquería de merluza sudafricana está asociada al establecimiento de cuotas de captura (CTP's) desarrollado en el marco de Procedimientos Operacionales de Manejo (POM). Los POM's son diseñados para desarrollar un manejo robusto sobre la base de proyecciones de alternativas de manejo dentro del rango de incertidumbres que existen en la evaluación del stock. Varios objetivos de manejo, niveles de riesgo y restricciones son agregadas y probadas a través de simulaciones y forman la base de las acciones de manejo (Powers *et al*., 2003).

Los POM's en la merluza sudafricana comenzaron a desarrollarse en la década de 1990 y fueron adoptados oficialmente en 1998. Estos POM's identifican un conjunto de datos específicos que son usados, fórmulas y modelos que usan esos datos para

determinar la CTP, y pruebas de simulación extensivas, las que consisten en proyectar las consecuencias de supuestos alternativos sobre la dinámica de la población y cómo las cantidades manejadas (cuotas) reaccionan a esas alternativas (Powers *et al*., 2003).

Los POM's se enfocaron inicialmente en la merluza de la costa oeste de Sudáfrica, donde se determinó que la población debía ser recuperada. De esta manera, las orientaciones generales del POM fue que existía alta probabilidad de recuperación de la biomasa al nivel del Máximo Rendimiento Sostenido (RMS) en el plazo de diez años, que existía baja probabilidad de disminución en la biomasa y que habría baja probabilidad de reducción de CTP en los primeros años de la recuperación. Estos objetivos fueron evaluados con supuestos alternativos sobre la dinámica de la merluza que incluyeron distintos niveles de variabilidad en el reclutamiento, sesgo en los índices de CPUE como indicadores de tendencia en la abundancia, diferentes niveles de descarte, ausencia de cruceros de evaluación futuros, diferentes tasas de mortalidad natural a la edad y cambios de régimen (cambios en la capacidad productiva de la población).

Después de la presentación de variedad de resultados a las autoridades pesqueras y usuarios de la pesquería, los encargados del manejo pesquero optaron por un diseño de POM basado en enfoque con $f_{0.075}$, es decir, el esfuerzo de pesca (f) si la pendiente de la curva de rendimiento-esfuerzo es de 7,5% de la pendiente en el origen. Este nivel de esfuerzo fue un compromiso entre las estrategias que dieron lugar a mayores probabilidades de recuperación rápida, pero más posibilidades de disminución de las CTP's y las estrategias que proporcionan las consecuencias opuestas. En la actualidad, el POM y el procedimiento de fijación de CTP sólo incluye a *M. paradoxus* del sur (Powers *et al*., 2003).

4.1.5. Conclusiones

- En la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) Nº 18892, Título I, Art. 2º, número 33, se define como plan de manejo al "compendio de normas y conjunto de acciones que permiten administrar una pesquería basados en el conocimiento actualizado de los aspectos bio-pesquero, económico y social que se tenga de ella". En el Art. 8, Título II de la LGPA, se establece que para cada unidad de pesquería declarada en régimen de plena explotación, de recuperación o de desarrollo incipiente, existirá un plan de manejo elaborado por la Subsecretaría, a proposición del Consejo Zonal de Pesca que corresponda. Debido a que no existe tal compendio explícito, ni tampoco se ha explicitado un plan de manejo propiamente tal, se concluye que no existe un plan de manejo para la pesquería de merluza común en Chile acordado y consensuado por los agentes del sector.

- En la evaluación de estrategias de explotación de capturas constantes en 1996 se estableció que capturas constantes superiores a 85 mil tons estaban por sobre el nivel de riesgo de sobreexplotación por crecimiento del stock ($F_{40\%SSB}$). Claramente esta estrategia de explotación no fue respetada y fue severamente sobrepasada desde fines de los años 90's a través de las CTP's anuales acordadas por el Consejo Nacional de Pesca.

- Desde 2001 hasta 2004 los objetivos de conservación que persiguió la Subsecretaría de Pesca fueron el aprovechamiento eficiente de la biomasa del recurso sujeto al

cumplimiento de la restricción de mantener el tamaño del stock desovante por sobre un nivel precautorio de 50% de la biomasa virgen. Esto tampoco ocurrió desde el segundo quinquenio de los años 90's.

- En el año 2004 la Subsecretaría de Pesca modificó el objetivo de conservación anterior, reemplazándolo por el de "restaurar la biomasa desovante del stock en el corto-mediano plazo". Esta proposición no ha sido implementada.

- En los años 2008 y 2009 la Subsecretaría de Pesca modificó la estrategia de explotación para la pesquería de merluza común, basada ahora en la razón de biomasa desovante potencial (RBD). En términos prácticos, esta estrategia de explotación tampoco ha sido formalmente acordada en el Consejo Nacional de Pesca, por lo que no pasa de ser una sugerencia en un documento técnico.

4.1.6. Recomendaciones

Las pesquerías deben ser administradas sobre la base de objetivos operacionales que guíen el proceso de toma de decisiones para que la actividad genere beneficios socio-económicos, conservando al mismo tiempo el potencial productivo de los recursos (Rossemberg *et al*., 1993; Caddy & Mahon, 1995). En el caso de la pesquería de merluza común, Payá *et* al. (1998) recomendaron el análisis de estrategias de explotación en base

a capturas constantes con cuotas de captura no superiores a 85 mil ton, basándose en el PBR de $F_{40\%PH}$. Sin embargo, Alarcón (1999) sugirió que la cuota no debía superar las 64 mil ton anuales basándose en un modelo de biomasa dinámica. Ambos estudios fueron desarrollados en los años en que la pesquería se encontraba en recuperación luego del colapso de fines de los años 60's y principios de los 70's, más los bajos niveles de desembarque observados en la década de los 80's (Fig. 3).

Desde el año 2001 al 2004 la estrategia de explotación de la merluza común propuesta por la Subsecretaría de Pesca, aunque nunca implementada por el Consejo Nacional de Pesca (CNP), se basó en la fijación de CTP's que permitieran mantener el tamaño del stock desovante por sobre un nivel precautorio de 50% de la biomasa virgen. En ese período las CTP's anuales acordadas por el CNP fueron entre 124 mil y 140 mil t. Complementariamente, dicha estrategia indicaba que se debía reducir proporcionalmente la tasa de explotación a cero si la reducción del stock desovante caía bajo 20%, situación que ocurrió en el año 2004. Sin embargo, lo que siguió fue la fijación de CTP's de 62 mil a 55 mil t entre los años 2007 y 2009.

4.1.7. Referencias bibliográficas

Caddy, J. & D. Agnew. 2004. An overview of recent global experience with recovery plans for depleted marine resources and suggested guidelines for recovery planning. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 14: 43–112.

Canales, C., I. Payá, C. Montenegro, J. Sateler, J. Olivares & J. González. 2007a. Investigación CTP merluza común, 2007. Pre-Informe Final. Instituto de Fomento Pesquero. 100 pp.

Canales, C., P. Gálvez, C. Montenegro, J. Sateler, J. González & D. Bucarey. 2007b. Investigación evaluación de stock y CTP merluza común, 2008. Informe Final. Instituto de Fomento Pesquero. 69 pp.

Chen, Y., L. Xu, X. Chen & X. Dai. 2007. A simulation study of impacts of at-sea discarding and bycatch on the estimation of biological reference points F0.1 and Fmax. Fisheries Research, 85: 14–22.

Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 48: 734-750.

Cochrane, K.L. 2005. Guía del administrador pesquero. Medidas de ordenación y su aplicación. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 424. Roma, FAO. 2005. 231p.

Cooke, J. 1999. Improvement of fishery-management advice through simulation testing of harvest algorithms. ICES Journal of Marine Science, 56: 797–810.

EPA-OFA. 2005. Reviewing Environmental Impact Statements for Fishery Management Plans. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Federal Activities. 234 pp

FAO. 1999. La ordenación pesquera. FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. No. 4. Roma, FAO. 1999. 81pp.

FAO. 1995. Código de Conducta para la Pesca Responsable. Roma, FAO. 46pp.

Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 120: 221-230.

García, S.M. 1996. The Precautionary Approach to Fisheries and its Implications for Fishery Research, Techology and Management: An Updated Review. In: Precautionary Approach to Fisheries. FAO, Rome. FAO Fish. Tec. Paper. N°350, Part 2. 1-75.

ICES. 2005. Report of the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Stocks of Hake, Monk and Megrim. ICES Document CM 2005/ACFM: 02. 428 pp.

Jardim, E., S. Cerviño & M. Azevedo. 2010. Evaluating management strategies to implement the recovery plan for Iberian hake (*Merluccius merluccius*); the impact of censored catch information. ICES Journal of Marine Science, 67: 258–269.

Mace, P. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds as targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci.:51:110-122.

Mace, P., L. Botsford, J. Collie, W. Gabriel, P. Goodyear, J. Powers, V. Restrepo, A. Rosemberg, M. Sissenwine, G. Thompson & J. Witzig. 1996. Scientific review of definitions of overfishing in U.S. fishery management plans. Supplemental report NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-21. 20 pp.

Payá, I., N. Ehrhardt & M. Aguayo. 1998. Análisis del comportamiento de la pesquería de merluza común con cuotas de captura constantes. Informe Final Proyecto FIP 1996-31. 127 pp.

Powers, J., D. Japp, G. Tingley & A. Hough. 2003. Certification Report for South African Hake Trawl Fishery. MOODY MARINE LTD. 41 pp.

SubPesca. 2000. Informe Técnico (R. Pesq.) N°72 "Cuota global anual de captura para la pesquería del recurso merluza común, año 2001". 25 pp.

SubPesca. 2001. Informe Técnico (R. Pesq.) N° 110 "Cuota global anual de captura 2002 en la pesquería de merluza común". 38 pp.

SubPesca. 2002. Informe Técnico (R. Pesq.) N° 71 "Cuota global anual de captura 2003 en la pesquería de merluza común". 43 pp.

SubPesca. 2003. Informe Técnico (R. Pesq.) N° 80 "Cuota global anual de captura de merluza común año 2004. Merluza común". 33 pp.

SubPesca. 2004. Informe Técnico (R. Pesq.) N° 77 "Cuota global anual de captura de merluza común (*Merluccius gayi gayi*), año 2005". 35 pp.

SubPesca. 2005. Informe Técnico (R. Pesq.) N° 97 "Cuota global anual de captura y plan de recuperación de merluza común (*Merluccius gayi gayi*), año 2006. 43 pp.

SubPesca. 2006. Cuota Global Anual de Captura de Merluza común (*Merluccius gayi gayi*), año 2007. Inf. Téc. (R.Pesq.) Nº96, Subsecretaría de Pesca, Valparaíso. 37 pp.

Tascheri, R., C. Canales, P. Gálvez, J. Sateler & J.C. Saavedra. 2008. Investigación evaluación de stock y CTP merluza común, 2009. Informe Final. Instituto de Fomento Pesquero. 126 pp.

Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. Can. 310-320. In: Smith, S.J., J.J. Hunt and D. Rivard (Eds.) Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 120. Ottawa Canada

4.2. Sección B. Abundancia relativa de merluza común y su incertidumbre estimada por métodos hidroacústicos

4.2.1. Resumen

Se analizó las bases de datos de la serie de evaluaciones acústicas de merluza común para el período 1993 a 2008 (13 cruceros) disponibles en la Secretaría Ejecutiva del Consejo de Investigación Pesquera (CIP), las que presentaron extensos y serios problemas de contenido, calidad e integridad, lo que pudo ser parcialmente subsanado debido a la asistencia y colaboración que aportaron colegas de hidroacústica del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) a este proyecto. Se observó alta variabilidad interanual en los índices acústicos, lo que en algunos años no puede ser explicado por cambios demográficos en el stock de merluza común. Los índices acústicos indican una significativa reducción en la biomasa y un fuerte cambio demográfico, lo que comenzó en el año 2001 y se acentuó hacia el 2004.

El coeficiente de variación (CV) corregido del índice de biomasa relativa mediante acústica alcanzó en promedio a 22% para el período analizado, la que es significativamente mayor que el CV muestral de 14% estimado para el mismo período. Las mayores fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación directa de merluza común por métodos hidroacústicos correspondieron a: (i) composición de especies en las eco-agregaciones, (ii) coeficiente medio de dispersión por unidad de área, y (iii) composición de tallas de especies concurrentes. Las incertidumbres asociadas a las

estimaciones de la composición de tallas de merluza común y de los parámetros de la relación peso-talla representaron solo 0,3 y 0,7 % de la varianza total, respectivamente.

Los problemas de las bases de datos causaron un enorme atraso a las actividades y compromisos establecidos originalmente en el proyecto, poniendo en evidencia la necesidad de revisar el sistema de gestión y administración de los datos generados en los proyectos FIP. Mientras que los actuales requerimientos contractuales de estructura y contenido de las bases de datos exigidas por el CIP resultan extremadamente primarios, la verificación de los mismos es encomendada, como una tarea adicional, al revisor externo del proyecto y no pasan por un procedimiento profesional de validación e integración a una base estandarizada de datos. De este modo, es muy probable que los problemas de integridad, consistencia y contenido encontrados en esta serie de datos existan también en las bases contribuidas por otros ejecutores y proyectos.

4.2.2. Introducción

Las evaluaciones hidroacústicas de merluza común se basan en la integración del eco total dispersado por cada unidad de área náutica (s_A), el que se asume proporcional a la densidad numérica de los peces inzonificados en esa misma unidad de área. De esta manera, la variable evaluada corresponde, por definición, a un indicador de densidad relativa. La proporcionalidad entre el s_A y la densidad absoluta depende, fundamentalmente, de la sección dispersante media (individual) de la población evaluada

$(\bar{\sigma}_{sp})$ y de la disponibilidad del recurso en el área y periodo de estudio. En términos prácticos, el coeficiente $\bar{\sigma}_{sp}$ corresponde al divisor que permite transformar la media estimada del coeficiente de dispersión por área náutica ($\hat{\bar{s}}_A$, densidad acústica) en un estimado de densidad numérica ($\hat{\bar{d}}_N$).

El valor de $\hat{\bar{s}}_A$ es estimado a partir de la variable observada s_A , cuyo error de medición es razonablemente bajo. Sin embargo, en la medida que se le transforma y escala hacia otras unidades de abundancia relativa (o absoluta), se van incorporando importantes fuentes de incertidumbre y posible sesgo. Una primera fuente de error y eventual sesgo es el fraccionamiento del $\hat{\bar{s}}_A$ total entre las especies que se presupone están presentes en los ecotrazos. Este paso requiere estimar la proporción presente y la sección dispersante media $(\hat{\bar{\sigma}}_{sp})$ para cada una de las especies presentes en el área y estrato batimétrico de integración. En el caso de merluza común, las evaluaciones asumen la existencia de cardúmenes mono-específicos, cuya identidad es definida mediante juicio experto (analista entrenado), basado en la morfología y profundidad de los ecotrazos, y en la posición y composición específica de lances de pesca cercanos, efectuados durante la noche siguiente al muestreo acústico diurno.

Tanto $\hat{\bar{\sigma}}_{sp}$ como su expresión asociada "fuerza de blanco" ($\hat{\bar{TS}}_{sp}$, donde $\hat{\bar{\sigma}}_{sp}=4\pi 10^{\hat{\bar{TS}}/10}$) están sujetos a errores y sesgos considerablemente mayores que el $\hat{\bar{s}}_A$. Mientras que la TS es primariamente una función (no necesariamente lineal) de la talla, existe un efecto significativo de variables conductuales (orientación del pez respecto del haz acústico), biológicas (madurez sexual) y morfométricas (Ona, 2003). Estas variables

adicionales son, a menudo, ignoradas, ya sea por la dificultad de su observación o estimación como por el conocimiento aún limitado de sus relaciones funcionales con respecto a σ_{sp} . Aún descartando estas variables adicionales, y reduciendo σ_{sp} a una función lineal de la longitud corporal, la sola estimación de la composición de tallas de la población evaluada representa un importante factor de incertidumbre y muy probable sesgo que afecta las actuales estimaciones de abundancia relativa y absoluta de especies marinas realizadas con métodos hidroacústicos.

De manera adicional a los sesgos y errores asociados a la composición de especies y tallas, y σ_{sp} , la experiencia indica que las estimaciones hidroacústicas de abundancia o biomasa representan, a menudo, sólo una fracción de la abundancia total de la especie-objetivo (Hilborn & Walters 1992). Esta proporcionalidad es frecuentemente asumida como constante y lineal, expresándola en la forma de un coeficiente de proporcionalidad *q*. Este coeficiente ($0<q<1$) puede ser divido en, al menos, dos componentes multiplicativos: i) el coeficiente de detectabilidad, que corresponde a la proporción de la especie-objetivo, presente en el volumen inzonificado, efectivamente detectada y eco-integrada (Lawson & Rose 1999); y, ii) el coeficiente de disponibilidad, definido aquí como la fracción de la población-objetivo que efectivamente se encontraba presente en el área, estrato batimétrico y período de estudio.

Considerando tanto las fuentes de incerteza y sesgo asociadas al escalamiento de los índices acústicos hacia unidades biológicas como las dificultades en la estimación de los coeficientes de detectabilidad y disponibilidad, es muy recomendable evitar la utilización de los resultados de las evaluaciones hidroacústicas como estimaciones de

abundancia absoluta. Más aún, esta última aproximación sólo encontraría justificación cuando las reglas o procedimientos de decisión así lo requirieran. Para la mayoría de los métodos de evaluación de stock es suficiente y más recomendable utilizar índices de abundancia relativa, cuya formulación debiera depender de los niveles de certidumbre existente sobre los distintos parámetros de escalamiento. Es esperable que estos índices, junto con reflejar la trayectoria de la abundancia absoluta, representen un límite inferior de la misma, lo que debe ser interpretado con cautela.

En esta sección se utiliza los datos disponibles de cruceros hidroacústicos efectuados en la principal área de distribución de merluza común, de 1995 a 2008, para generar estimados estandarizados de su abundancia relativa, identificar y cuantificar las principales fuentes de incertidumbre asociadas a dichas estimaciones

4.2.3. Metodología

4.2.3.1. Preparación de base de datos relacional

La primera tarea consistió en la generación de una base de datos con integridad referencial, donde se volcó los datos disponibles generados por la serie de 14 cruceros hidroacústicos financiados por el FIP, de 1993 a 2008 (Tabla 3). Esta tarea demandó un esfuerzo extraordinariamente superior al comprometido originalmente en la Oferta Técnica, básicamente por los problemas de forma, estructura y contenido de las bases de datos disponibles en la Secretaría del CIP (Anexo 1), las que limitaron su uso para los

fines de análisis retrospectivo planteados por el presente proyecto. Para tratar de resolver dicho tipo de problemas se efectuó un taller de trabajo *ad hoc* el 8 y 9 de julio de 2010 con colegas de hidroacústica del IFOP, lo que permitió corregir una parte de los datos, su verificación o reemplazo de los datos originales.

Los datos disponibles en la serie acústica en la Secretaría del CIP no incluyen las observaciones acústicas crudas propiamente tales (voltaje, S_V por quantum), sino que son el resultado de la eco-integración (s_A) por unidad básica de muestreo (resolución: 0.5 millas), correspondiente a los eco-trazos asignados a la especie-objetivo por parte del analista, durante el post-proceso de los ecogramas. Esto es fundamental y debe ser repetido: la información original de los ecotrazos no está disponible, y la que existe se refiere a post-procesos.

De esta manera, los datos disponibles enmascaran aspectos críticos de los post-proceso, tales como identificación, delineación y asignación de ecotrazos entre especies. Los efectos de sesgo e incertidumbre asociados al post-proceso son potencialmente mayores en evaluaciones, como la de merluza común, donde la delineación de ecotrazos es manual, la asignación de especies es basada en juicio-experto (criterio del analista) y la composición de las agregaciones insonificadas es asumida de tipo monoespecífico.

De los 14 cruceros señalados fue necesario excluir el año 1993 por la ausencia de datos del muestreo aleatorio de tallas y, parcialmente, el año 2008, para el cual no se contó con claves edad-talla, lo que impidió la estimación de la abundancia relativa a la edad.

Tabla 3. Evaluaciones directas de merluza común incorporadas a la base relacional de datos hidroacústicos del proyecto FIP 2009-22.

Proyecto	Código	Referencia	Crucero	Código Ccrucero
Evaluación directa del stock de merluza común en la zona centro-sur	FIP 93-03	Lillo *et al*. 2009	Otoño	199301
Evaluación hidroacústica del stock de merluza común en la zona centro-sur	FIP 95-14	Payá *et al*. 1996	Otoño	199501
Evaluación hidroacústica del stock de merluza común explotado en la zona centro-sur	FIP 97-12	Lillo *et al*. 1998	Otoño	199701
Evaluación acústica del recurso merluza común en la zona centro-sur, 1999	FIP 99-04	Lillo *et al*. 2000	Otoño	199901
Evaluación acústica de merluza común en la zona centro-sur, año 2000	FIP 2000-04	Lillo *et al*. 2001	Otoño	200001
Evaluación hidroacústica de merluza común, 2001	FIP 2001-18	Lillo *et al*. 2002	Otoño	200101
Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2002	FIP 2002-03	Lillo *et al*. 2003	Otoño	200201
Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2004	FIP 2004-09	Lillo *et al*. 2009	Otoño	200401
Evaluaciones hidroacústicas de merluza común, año 2005 (2 cruceros)	FIP 2005-05	Lillo *et al*. 2006	Otoño	200501
			Invierno	200502
Evaluaciones hidroacústicas de merluza común, año 2006 (2 cruceros)	FIP 2006-03	Lillo *et al*. 2007	Otoño	200601
			Invierno	200602
Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2007	FIP 2007-16	Lillo *et al*. 2009	Otoño	200701
Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2008	FIP 2008-14	Lillo *et al*. 2009	Otoño	200802

4.2.3.2. Definición y formulación de índices acústicos de abundancia relativa

Para reducir el efecto de las fuentes de sesgo e incertidumbre asociadas al error o desconocimiento de los factores de escalamiento requeridos por la estimación de abundancia y biomasa absolutos, se generó dos índices de abundancia relativa, ambos

basados en el producto entre la densidad acústica media y el área de distribución efectiva del stock (Roa-Ureta & Niklitschek, 2007), que en el presente trabajo denominaremos índice acústico global (IAG) e índice acústico talla-específico (IAT).

Índice acústico global (IAG)

El IAG y su varianza corresponden a

$$\hat{IAG} = \frac{\hat{\bar{s}}_A \cdot \hat{\alpha}}{1.852^2} \qquad \text{(Ec. 1)}$$

$$V(\hat{IAG}) = \frac{\hat{\bar{s}}_A^{\,2} \cdot V(\hat{\alpha}) + V(\hat{\bar{s}}_A) \cdot \hat{\alpha}^2}{1.852^4} \qquad \text{(Ec. 2)}$$

donde:

$\hat{\bar{s}}_A$: media condicional $(s_A > 0)$ estimada para el coeficiente de dispersión acústica por unidad de área náutica ($m \cdot mn^{-2}$)

$\hat{\alpha}$: Área de distribución efectiva del stock (km^2)

El área de distribución efectiva del stock y su varianza fueron estimadas mediante las siguientes relaciones:

$$\hat{\alpha} = \hat{p} \cdot A \qquad \text{(Ec. 3)}$$

$$V(\hat{\alpha}) = V(\hat{p}) \cdot A^2 \qquad \text{(Ec. 4)}$$

$\hat{p}$: proporción estimada del área evaluada A, en la cual el stock se encuentra presente

A: área prospectada (km^2)

El índice IAG es teóricamente proporcional a la sumatoria de los productos entre el número de individuos, su disponibilidad en el área de estudio y la sección dispersante de cada una de las k tallas presentes en el área y período de estudio (Zuleta *et al*., 2008). De este modo, puede ser representado como

$$IAG = q \cdot \sum_{i=1}^{k} a_i \cdot N_i \cdot \sigma_{sp(i)} \qquad \text{(Ec. 5)}$$

donde:

q : coeficiente de proporcionalidad

a_i : disponibilidad de la clase de talla i en el área y período de estudio

N_i : abundancia de la clase de talla i en la población evaluada

$\sigma_{sp(i)} = 4 \cdot \pi \cdot 10^{TS_i/10}$ (Ec. 6, sección dispersante individual correspondiente a la talla i)

$$TS_i = \frac{\beta_0 - \beta_1 \cdot \log_{10}(LS_i)}{10} \qquad \text{(Ec. 7)}$$

Asumiendo que los coeficientes q y a_i son constantes durante el período de estudio, entonces IAG resulta directamente proporcional tanto a la abundancia total como al cuadrado de la talla media de la población evaluada (Lillo *et al*. 1996). Sin embargo, es indeseable confundir los efectos de abundancia y talla, particularmente en poblaciones con altas tasas de explotación donde existen notorios cambios interanuales en su composición de tallas. Entonces, surge la necesidad de incorporar el efecto de la estructura de tallas observada, llevándonos a proponer un segundo índice acústico, el que

ha sido desarrollado en el marco del presente proyecto y que denominaremos Índice Acústico de Abundancia Relativa (IAN).

Índice acústico de abundancia relativa (IAN)

IAN busca asignar IAG entre clases de tallas y corregirlo por la sección dispersante individual de cada clase de talla, apuntando a obtener un índice directamente proporcional a la abundancia del stock, siguiendo la relación teórica, por lo que:

$$IAN_i = q \cdot \sum_{i=1}^{k} a_i \cdot N_i \qquad \text{(Ec. 8)}$$

cuya estimación puede ser efectuada a partir del IAG, mediante la relación,

$$\hat{IAN}_i = \frac{\hat{IAG} \cdot \hat{ps}_i}{\hat{\sigma}_{bs(i)}} \qquad \text{(Ec. 9)}$$

donde $\hat{ps}_i$ es la proporción estimada del coeficiente de dispersión acústica total atribuible a la talla *i.*

Al poner el el foco en la obtención de un índice de abundancia relativa, proporcional a la abundancia de la población es posible eliminar factores prescindibles de sesgo e incertidumbre y/o simplificar algunos de los algoritmos de cálculo. Un posible paso en esta dirección, es la exclusión de las constantes 4, π y β_0 desde las ecuaciones 6 y 7, lo que permite simplificar el algoritmo y reducir la incerteza asociada a la estimación de β_0 (el parámetro más variable de la relación TS-talla). De este modo,

combinando ambas ecuaciones, podemos definir la sección dispersante relativa de la talla *i* mediante las expresiones equivalentes[1],

$$\sigma_{ri} \sim 10^{\frac{\beta_1 \cdot \log_{10}(LS_i)}{10}} \quad \text{(Ec. 10)},$$

$$\sigma_{ri} \sim LS_i^{\frac{\beta_1}{10}} \quad \text{(Ec. 11)}$$

Considerando lo anterior y la conveniencia de reducir la escala de trabajo, IAN y su varianza fueron estimados para cada sexo y talla mediante las siguientes ecuaciones:

$$\hat{IAN}_{si} = \frac{\hat{IAG} \cdot 10^{-3} \cdot \hat{ps}_{si}}{\hat{\sigma}_{ri}} \quad \text{(Ec. 12)}$$

$$V(IAN_{si}) = \frac{V(\hat{\sigma}_{ri}) \cdot (\hat{IAG} \cdot 10^{-3} \cdot \hat{ps}_{si})^2}{\hat{\sigma}_{ri}^4} + \frac{V(\hat{IAG} \cdot 10^{-3}) \cdot \hat{ps}_{si}^2 + \hat{IAG}^2 \cdot 10^{-6} \cdot V(\hat{ps}_{si})}{\hat{\sigma}_{ri}^2} \quad \text{(Ec. 13)}$$

La contribución de cada sexo *s* y talla *i* al índice acústico de abundancia relativa $(\hat{pa}_{si})$ y su varianza fueron estimadas mediante las siguientes ecuaciones:

$$\hat{ps}_{si} = \frac{\hat{p}_{si} \cdot \sigma_{ri}}{\sum_{i=1}^{k} \hat{p}_{si} \cdot \sigma_{ri}} \quad \text{(Ec. 14)}$$

$$V(\hat{ps}_{si}) = \frac{1}{2 \cdot k} \cdot \left[\frac{(\hat{p}_{si} \cdot \sigma_{ri})^2}{(\sum_{i=1}^{k} \hat{p}_{si} \cdot \sigma_{ri})^4} \sum_{i=1}^{k} V(\hat{p}_{si} \cdot \sigma_{ri}) + \frac{1}{(\sum_{i=1}^{k} \hat{p}_{si} \cdot \sigma_{ri})^2} \cdot V(\hat{p}_{si} \cdot \sigma_{ri}) \right] \quad \text{(Ec. 15)}$$

[1] Tanto la relación TS-talla empleada para merluza común en Chile (Lillo et al. 1996), como la mayoría de las relaciones aceptadas para otros gádidos y teleósteos (Foote 1987; McClatchie et al. 2003) consideran una relación cuadrática, donde la expresión de la sección dispersante relativa puede ser reducida a $\sigma_{ri} = LS_i^2$.

La varianza de σ_{ri} fue estimada con re-muestreo aleatorio (n=5.000) de la distribución de probabilidad normal del parámetro β_0 , dados los valores (m=20; d.s.=2.84) informados por Lillo *et al* (1996). La varianza del producto $p_{si} \cdot \sigma_{ri}$ fue entonces estimada como

$$V(\hat{p}_{si} \cdot \hat{\sigma}_{ri}) = V(\hat{p}_{si}) \cdot \hat{\sigma}_{ri}^{\,2} + \hat{p}_{si}^{\,2} \cdot V(\hat{\sigma}_{ri}) \qquad \text{(Ec. 16)}$$

Índice acústico de biomasa relativa (IAB)

IAB busca representar una proporción directa de la biomasa de la población, siguiendo la siguiente relación teórica:

$$IAB_i = q \cdot \sum_{i=1}^{k} a_i \cdot N_i \cdot \bar{w}_i \qquad \text{(Ec. 17)}$$

cuya estimación puede ser efectuada a partir del IAN, mediante la siguiente ecuación:

$$\hat{IAB}_i = \hat{IAN} \cdot \hat{\bar{w}}_i \qquad \text{(Ec. 18)}$$

4.2.3.3. Estimación del coeficiente medio de dispersión por unidad de área náutica ($\hat{\bar{s}}_A$)

Considerando el arreglo espacial de las observaciones acústicas, contiguo a lo largo de transectas predeterminadas, se efectuó un análisis geoestadístico de las observaciones acústicas siguiendo el método basado en máxima verosimilitud, descrito en

detalle por Roa-Ureta y Niklitschek (2007). Este método considera el tratamiento de las densidades acústicas positivas $\hat{\bar{s}}_A$ separadamente de las observaciones de presencia o ausencia del stock, utilizadas para la estimación geo-estadística de la proporción del área de estudio (A) efectivamente ocupada por el stock $(\hat{\bar{p}})$.

Dada la falta evidente de normalidad de las observaciones acústicas, en el presente proyecto se efectuó una transformación Box-Cox de los datos, cuyo parámetro □ fue estimado simultáneamente con los demás parámetros del modelo geoestadístico (Ribeiro & Diggle, 2001).

4.2.3.4. Estimación de la composición de tallas por sexo y crucero

La composición de tallas por sexo, zona y crucero se efectuó aplicando una aproximación bi-etápica similar a la utilizada por Lillo *et al*. (2009), lo que permite obtener estimaciones insesgadas de la proporción del stock representado por cada talla y sexo, y de sus respectivas varianzas (Thompson, 2002). La principal diferencia en el presente trabajo, respecto al método de Lillo *et al*. (2009), es que nosotros estimamos la proporción de cada talla y sexo dentro de cada zona, a diferencia de Lillo *et al*. (op.cit.), quienes estiman la proporción de cada talla dentro de cada sexo y zona. Nosotros destacamos el supuesto que la composición de tallas de la captura representa, sin sesgo, la composición de tallas del stock, es decir, no existe selectividad atribuible al arte y procedimientos de muestreo. Sin perjuicio de lo anterior, por consistencia con los procedimientos aplicados por IFOP (Sergio Lillo, com. pers.), en el presente trabajo se

truncó la distribución observada mediante la exclusión de las tallas menores a 18 cm de longitud total.

4.2.3.5. Estimación de la abundancia relativa por edad, sexo y crucero

Como ocurre frecuentemente en monitoreos de esta naturaleza, las evaluaciones directas analizadas no incluyen muestreos aleatorios destinados a estimar directamente la composición de edades en el stock. Por otro lado, la intensidad del eco retro-dispersado es proporcional al tamaño de los peces y no (directamente) a su edad. En consecuencia, la estimación de índices de abundancia relativa por sexo y edad requieren de una aproximación indirecta basada en la integración de los estimados de la composición de tallas y las claves edad-tallas generadas por cada crucero. Para aquellas tallas representadas en los muestreos aleatorios de talla, pero no en las correspondientes claves edad-talla, se asignó una edad retro-calculada a partir de modelos de crecimiento de tipo von Bertalanffy (Kimura, 1979) estimados por métodos no lineales para cada crucero. De esta manera, el índice acústico de abundancia relativa por clase de talla (IAT_i) fue transformado en un índice acústico de abundancia relativa a la edad (IAT_e) mediante el siguiente estimador:

$$\hat{IAT}_e = \sum_{i-1}^{k} \hat{IAT}_{si} \cdot \hat{pe}_{si} \qquad \text{(Ec. 19)}$$

cuya varianza es:

$$V(\hat{IAT}_e)=\sum_{i=1}^{k}\hat{V}(IAT_{si})\cdot\hat{pe}_{si}^{\,2}+\hat{IAT}_{si}^{\,2}\cdot V(\hat{pe}_{si}) \qquad \text{(Ec. 20)}$$

La varianza de $\hat{pe}_{si}$ fue obtenida a partir de la proporción de individuos de edad *e* observados en el estrato de tallas *i* (p_{ei}) y del número de otolitos leídos para la talla i (n_i), de acuerdo a la ecuación:

$$V(\hat{pe}_{si})=\frac{\hat{pe}_{si}\cdot(1-\hat{pe}_{si})}{n_i} \qquad \text{(Ec. 21)}$$

4.2.3.6. Análisis de fuentes de incertidumbre

Las evaluaciones acústicas tradicionales reportan estimaciones de incertidumbre derivadas directamente de la variabilidad aparente de las observaciones hidroacústicas ya post-procesadas y de los muestreos de peso, talla y edad. Sin embargo, se tiende a ignorar otras fuentes de incertidumbre que pueden ser de similar o incluso mayor magnitud, dentro de las cuales destaca:

- composición de especies en los ecotrazos integrados;
- composición de tallas de las especies presentes en los ecotrazos integrados;
- error de estimación de los parámetros de la relación TS-talla de la especie objetivo;
- error de estimación de los parámetros de la relación TS-talla de las especies concurrentes;

- variabilidad circadiana en la disponibilidad del recurso-objetivo;
- identificación y delineación de esotrazos; y,
- modelo asumido de distribución de errores muestrales.

En el marco del presente proyecto fue posible estimar la contribución de las tres primeras fuentes de incertidumbre aquí mencionadas e incorporarlas a la estimación de la varianza total (en adelante varianza corregida) de los índices de abundancia y biomasa. Además, se comparó su importancia relativa respecto de las fuentes más tradicionales de incertidumbre, derivadas de las estimaciones del coeficiente medio de dispersión por unidad de área náutica, de la composición de tallas y de la estimación del peso promedio del stock. Se utilizó la metodología descrita a continuación.

Composición de especies y tallas atribuidas a los ecotrazos

El proceso empleado regularmente para las evaluaciones hidroacústicas de merluza común en Chile se basa en el supuesto que esta especie forma cardúmenes mono-específicos, los que son identificados mediante juicio experto, el que es apoyado cualitativamente por el resultado de los lances de identificación efectuados en la proximidad geográfica del ecotrazo. Una potencial fuente de sesgo y error se refiere a la violación del supuesto que los ecotrazos registrados durante la noche se corresponden con la composición de especies en las capturas con arrastre efectuadas durante el día.

Sin embargo, cuando los resultados desafían la hipótesis de mono-especificidad, se asume que el ecotrazo posee una composición de especies y tallas proporcional a la existente en los lances cercanos. La consistencia inter-anual del juicio-experto se fundamenta en la permanencia del mismo jefe de proyecto (1993 a 2008) y en la transmisión horizontal de experiencia entre pares dentro de la misma institución.

Las composiciones de especies y tallas asumidas para los ecotrazos tienen efectos directos sobre la evaluación hidroacústica, ya que de ellas depende la proporción del s_A total asignado a la especie-objetivo, para lo que se usa el siguiente algoritmo:

$$\hat{\bar{s}}_{A_i} = \hat{\bar{s}}_A \cdot \frac{\hat{f}_i \cdot \hat{\bar{\sigma}}_i}{\sum_{i=1}^{s} \hat{f}_i \cdot \hat{\bar{\sigma}}_i} \qquad \text{(Ec. 22)}$$

donde: $\hat{f}_i$ es la proporción estimada en número de cada especie *i;* $\hat{\bar{\sigma}}_i$ es el valor estimado de la media de la sección dispersante de cada especie *i*.

Para efectos del presente proyecto, y ante la imposibilidad de replicar el proceso de determinación de la composición de especies de los ecotrazos efectuada originalmente por el analista de IFOP, se asumió una composición de especies y de tallas (por especie) equivalentes a los promedios estimados a partir de los lances de pesca efectuados dentro de cada zona y crucero de evaluación. Tales promedios sólo pudieron ser obtenidos para aquellos cruceros donde la base de datos contenía muestreos aleatorios de talla para especies concurrentes, situación que ocurrió solamente en los datos de cruceros disponibles para los años 2000, 2001, 2004, 2006 y 2008, esto es, en 5 de 13 cruceros de

los que se obtuvo información para el presente proyecto. El procedimiento empelado contempló los siguientes pasos:

- agrupación de las especies presentes en los lances de identificación en categorías basadas en especies o grupos de especies (Tabla 4);
- estimación del peso individual promedio de cada categoría, zona y crucero a partir de los datos del muestreo aleatorio de tallas y de relaciones talla-peso disponibles en los informes de la serie de cruceros FIP o en literatura (Tabla 4);
- estimación de $\hat{f}_i$ y su varianza a partir de la proporción en peso de cada categoría en los lances de identificación, por zona y crucero;
- estimación de $\hat{\sigma}_i$ a partir de la talla promedio de cada categoría, por zona y crucero;
- estimación de la varianza de $\hat{\sigma}_i$ mediante el re-muestreo (n=5.000) de una distribución normal con media y varianza equivalentes a las observadas en el muestreo aleatorio de tallas;
- estimación de la varianza corregida del $\hat{\bar{s}}_A$ asignado a merluza común mediante las siguientes ecuaciones:

$$V(\hat{\bar{s}}_{A_i}) = \left(\frac{\hat{\bar{s}}_{A_i}}{ps_A}\right)^2 \cdot V(ps_A) + V\left(\frac{\hat{\bar{s}}_{A_i}}{ps_A}\right) \cdot ps_A^{\,2} \qquad \text{(Ec. 23)}$$

$$\hat{ps}_A = \left(\frac{\hat{f}_1 \cdot \hat{\bar{\sigma}}_1}{\sum_{i=1}^{s} \hat{f}_i \cdot \hat{\bar{\sigma}}_i} \right) \qquad \text{(Ec. 24)}$$

$$V(\hat{ps}_A) = \frac{\hat{f}_1^{\,2} \cdot V(\hat{\bar{\sigma}}_1) + V(\hat{f}_1) \cdot \hat{\bar{\sigma}}_1^{\,2}}{\left(\frac{2 \cdot \hat{f}_1 (1 - \hat{f}_1) - \left(\hat{f}_1 (1 - \hat{f}_1) \right)^2}{n} \right) \cdot \left(\sum_{i=2}^{s} \hat{f}_i \cdot \hat{\bar{\sigma}}_i \right)^2 + \sum_{i=1}^{s} \hat{f}_i^{\,2} \cdot V(\hat{\bar{\sigma}}_i)} \qquad \text{(Ec. 25)}$$

donde, $\hat{f}_1$ y $\hat{\bar{\sigma}}_1$ corresponden a los valores estimados de la proporción en número y la sección dispersante media de merluza común para la zona y crucero de interés.

Tabla 4. Relaciones talla-peso y TS-talla empleadas para estimar la contribución de cada especie y categoría al s_A total estimado para la serie de evaluaciones hidroacústicas de merluza común 1995-2008.

Especie o categoría	Relación talla-peso		Referencia	Relación TS-talla		Referencia
	β_0	β_1		β_0	β_1	
Merluza común	-	-	Presente estudio	-68.5	23.6	(Lillo *et al*. 1996)
Merluza de cola	0,0031	2,98		-71.2	20.2	(Lillo *et al*. 2005)
Jibia	0,019	3,14	Lillo *et al*. (2009)	-92.8	20.0	(Lillo *et al*. 2009)
Sierra	0,0074	2,94		-67.5	20.0	(McClatchie *et al*. 2003)
Pejegallo	0,0131	2,84	Lillo *et al*. (1994)	-77.5	20.0	Basado en Foote (1980, 1987)[2]
Congrios	0,0011	3,31		-64.6	18.5	(McClatchie *et al*. 2003)
Granaderos	0,0032	3,01		-81.4	21.2	(McClatchie *et al*. 2003)
Peces cartilaginosos	0,0167	2,85		-77.5	20.0	Basado en Foote (1987, 1980)[2]
Otros peces óseos	0,016	2,97		-67.5	20.0	(Foote 1987)

[2] Asumiendo que la reflectividad de peces que no poseen vejiga natatoria es equivalente a un 10% de la reflectividad de peces que si la poseen.

Error de estimación en los parámetros TS-talla

Para incorporar la incertidumbre derivada de las estimaciones de la composición de especies y tallas en los ecotrazos al resto a los años de la serie para los que no se dispuso de los datos del muestreo aleatorio de tallas, se optó por estimar y aplicar valores promedio de $\hat{ps}_A$ y $V(\hat{ps}_A)$ por zona para todos los años.

Los parámetros de la relación TS-talla afectan directamente el cálculo de la sección dispersante individual (σ). De esta manera influyen tanto sobre la asignación del s_A entre especies (Ec. 25) como sobre la estimación del índice de abundancia relativa a partir del s_A (Ec. 16) ya asignado a merluza común. En el presente proyecto hemos contemplado ambas fuentes de incertidumbre con un enfoque similar, incorporando la incertidumbre en la estimación de la pendiente de la relación TS-talla sobre el cálculo de la sección dispersante absoluta (Ec. 25) o relativa (Ec. 16). Para tal efecto se utilizó la relación TS-talla publicada por Lillo *et al*. (1996), quienes estimaron una pendiente (no estandarizada) de 23,6 ± 7. Dada la falta de linealidad entre TS y (σ) se aplicó un enfoque de re-muestreo aleatorio (n=5.000) desde la distribución de probabilidad normal definida por la pendiente ya indicada y su varianza.

4.2.4. Resultados

4.2.4.1. Base de datos relacional

Durante los primeros 7½ meses de ejecución del presente proyecto se gestionó con las dos más altas autoridades del IFOP la colaboración para construir y revisar una

base de datos relacional, la que contiene: (i) datos secundarios del muestreo hidroacústico (s_A post-procesado), años 1993 a 2008; (ii) datos primarios del muestreo aleatorio de tallas de merluza común, de los muestreos estratificados de talla-peso y edad, años 1995 a 2008; (iii) captura de merluza común y otras especies en lances de identificación, años 1993 a 2008; y (iv) muestreo aleatorio de tallas de especies concurrentes, años 2000, 2001, 2004, 2006 y 2008. Esta base queda a disposición del FIP (Anexo 1).

4.2.4.2. Composición de tallas por sexo y crucero

Las composiciones de tallas por sexo y crucero, reconstruidas a partir de la base de datos, siguieron los patrones descritos en los respectivos informes de proyecto y muestran una juvenilización notable del stock a partir del año 2004 (Fig. 10), donde se hace mínima la presencia de ejemplares mayores a 50 cm de longitud total (LT).

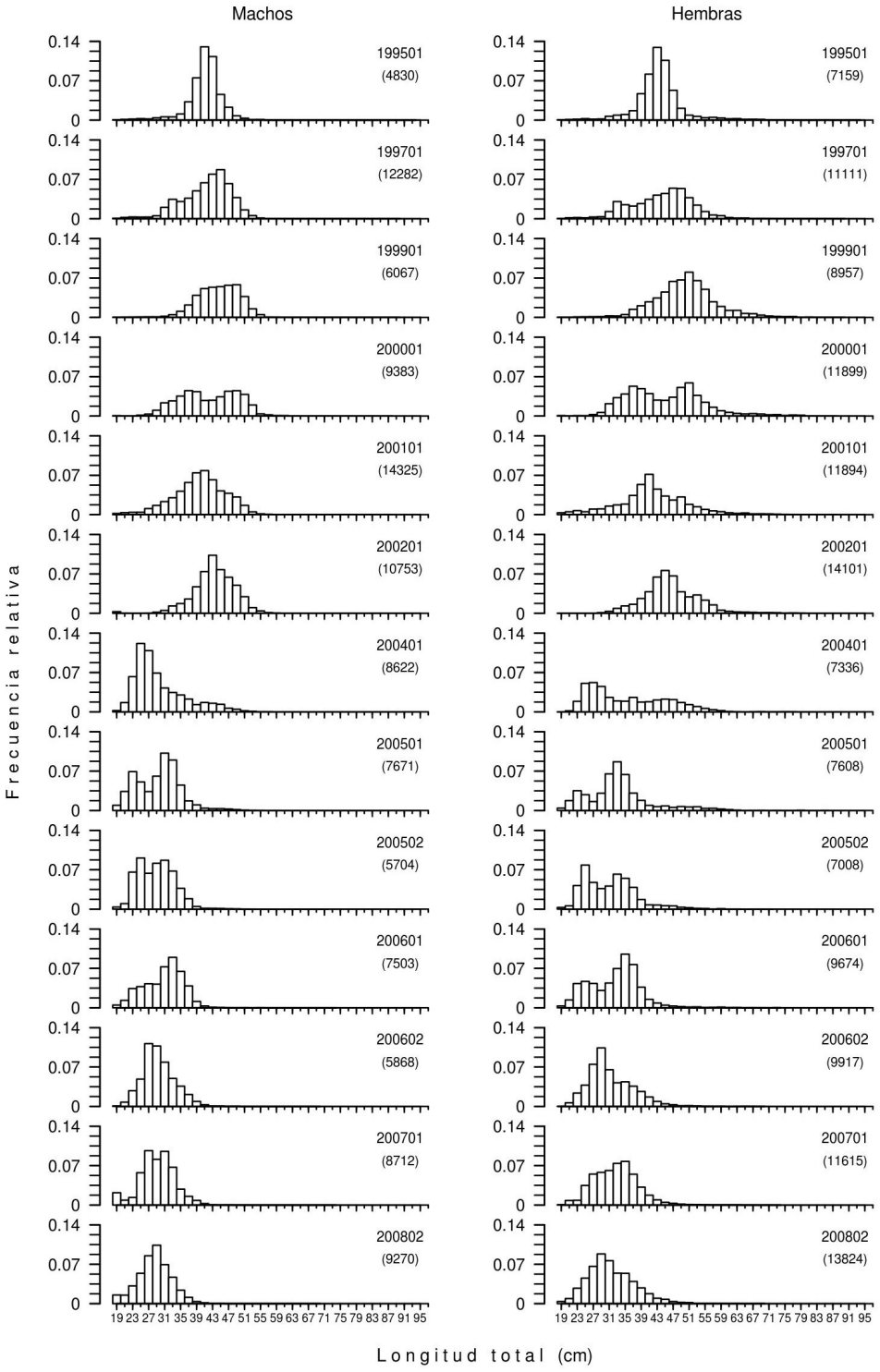

Fig. 10. Frecuencia relativa de tallas de machos y hembras de merluza común, correspondiente a los cruceros FIP efectuados en invierno (1993-2008). Tamaño muestral (individuos) incluido entre paréntesis. Todas las zonas combinadas.

4.2.4.3. Abundancia relativa

Índice acústico global

Para todos los años analizados el modelo espacial mostró ser sustancialmente más informativo (menor índice de Akaike) que el modelo nulo (no espacial), tanto para las observaciones binomiales (presencia/ausencia) como las positivas. Ni el total de observaciones acústicas ni el subconjunto de observaciones positivas se ajustó al supuesto de distribución normal (Shapiro-Wilk, $p<0.0001$), lo que se reflejó en valores estimados de □ (Box-Cox) en torno a 0 (log-normal), con un rango entre -0.021 y 0.05. En síntesis, el evidente arreglo espacial de los datos y la clara falta de normalidad de los mismos hicieron imprescindibles tanto su análisis geo-estadístico como su transformación previa (Tabla 5).

Índice acústico de abundancia relativa

Las estimaciones obtenidas para el índice acústico de abundancia relativa muestran importantes fluctuaciones interanuales, con una drástica caída después del 2002 hasta el 2005 (Nota: no se realizó crucero acústico en el año 2003), seguida por un período de baja abundancia y otro de aparente crecimiento poblacional hacia el final de la serie analizada (Fig. 11).

Tabla 5. Índice acústico global y parámetros complementarios. $\hat{p}$: probabilidad de observar el stock en el área de estudio; $\hat{\alpha}$: Área de distribución efectiva del stock. Período 1995-2008.

Año-Crucero	Área prospectada (km^2)	$s_A>0$ $\hat{p}$	EE $(\hat{p})$	$\hat{\alpha}$ (km^2)	EE $(\hat{\alpha})$	s_A ($m^2 \cdot mn^{-2}$)	EE (s_A)	IAG (m^2)	EE (IAG)
1995-01	31884	0.53	0.029	17001	1065	145	26	717	164
1997-01	32156	0.56	0.026	17974	880	278	34	1.459	213
1999-01	31944	0.56	0.029	17804	909	168	26	872	150
2000-01	32215	0.48	0.021	15557	770	237	35	1.076	157
2001-01	33534	0.57	0.024	19214	957	315	45	1.763	223
2002-01	37505	0.52	0.024	19363	954	516	51	2.911	364
2004-01	42977	0.61	0.025	26181	1006	54	6	412	54
2005-01	38678	0.55	0.031	21280	1128	62	8	383	48
2005-02	37808	0.84	0.019	31677	660	28	3	257	31
2006-01	39521	0.72	0.028	28393	1280	76	7	633	70
2006-02	39335	0.66	0.024	25835	936	121	12	910	105
2007-01	43372	0.46	0.024	20136	1037	86	12	507	83
2008-02	38170	0.56	0.025	21257	1047	125	13	777	85

Al analizar la abundancia relativa por clases de talla y edad (Figs. 12 y 13), se observa que la caída del año 2004 provocó un fuerte quiebre demográfico en que la población pasó a ser dominada por individuos juveniles, menores a 5 años de edad. De esta manera, el aumento aparente en la abundancia del stock durante los últimos años se explica principalmente por la mayor abundancia de grupos de tallas en torno a 29 cm (2-3 años de edad) durante los años 2006 a 2008. Es destacable la escasa consistencia interanual de la abundancia de las cohortes, para muchas de las cuales no se aprecia una declinación coherente a través del tiempo. Los casos más evidentes corresponden a las

edades de 6 años y más observadas en el año 2002, y a las edades 2 y 3 años observadas en los años 2006 y 2008.

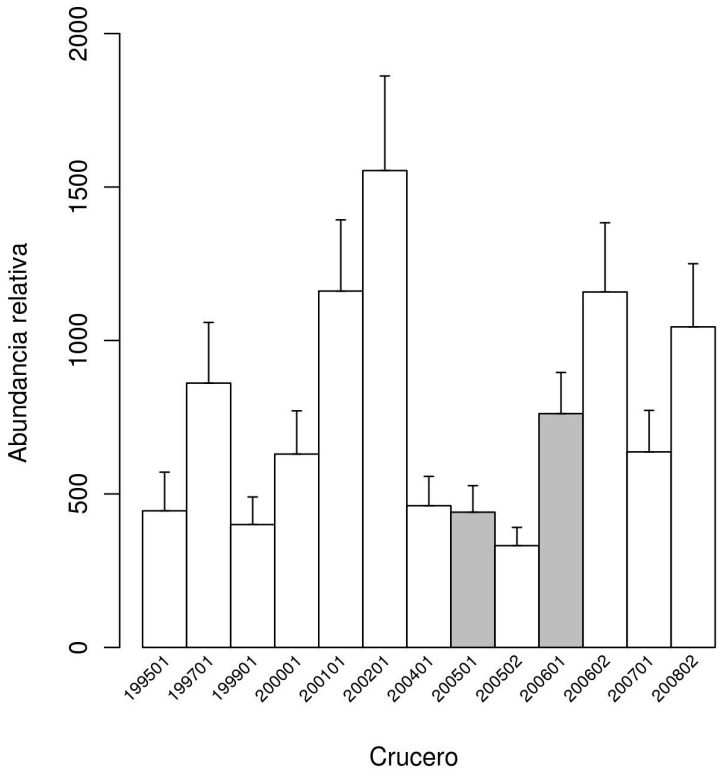

Fig. 11. Índice acústico de abundancia relativa total de merluza común, correspondiente a los cruceros FIP (1993-2008). Todas las zonas combinadas. Barras blancas y grises indican cruceros de invierno y otoño, respectivamente. Barras de error corresponden al error estándar corregido de cada estimado.

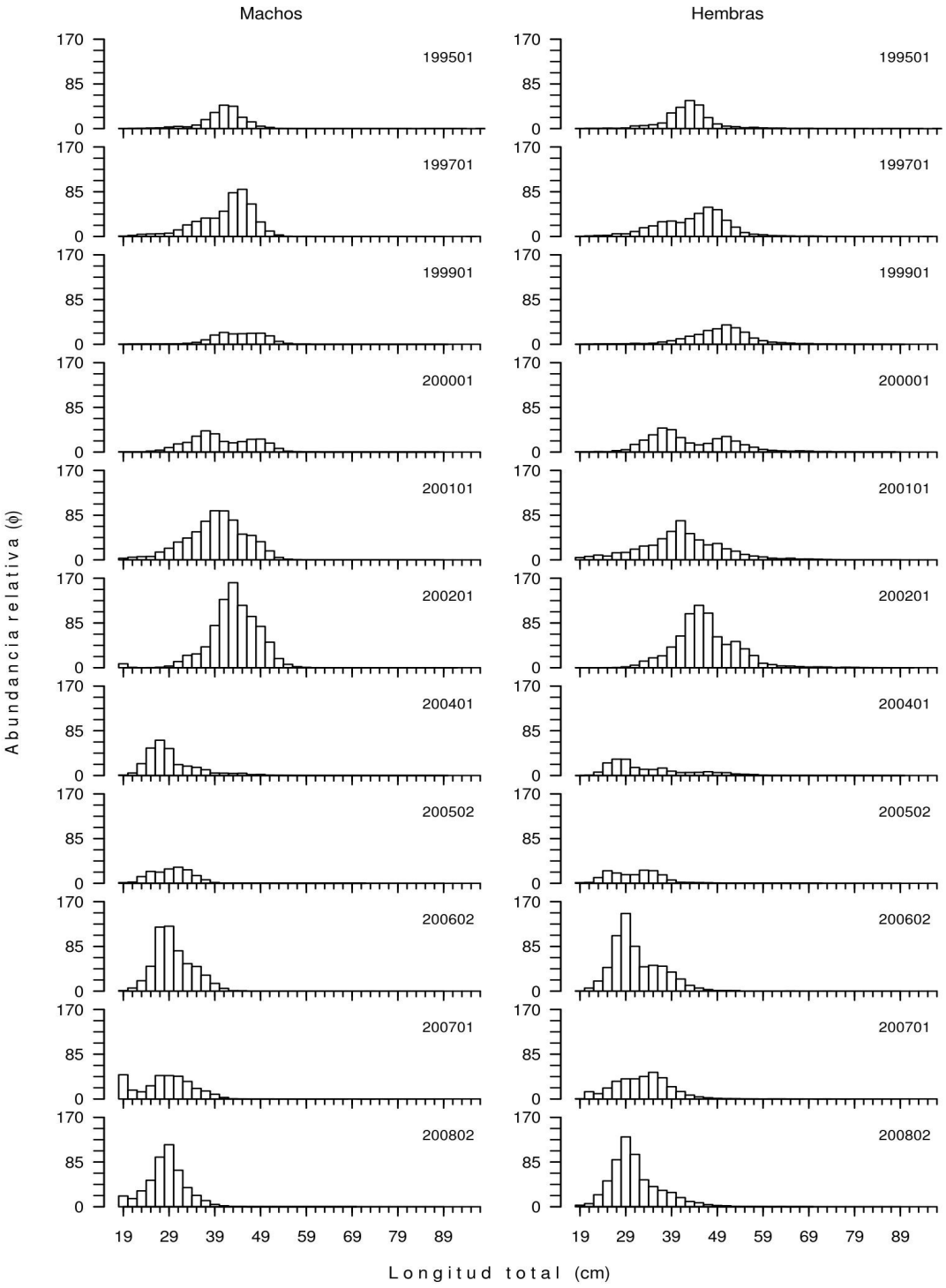

Fig. 12. Índice acústico de abundancia relativa a la talla de merluza común, correspondiente a los cruceros FIP de invierno (1993-2008).

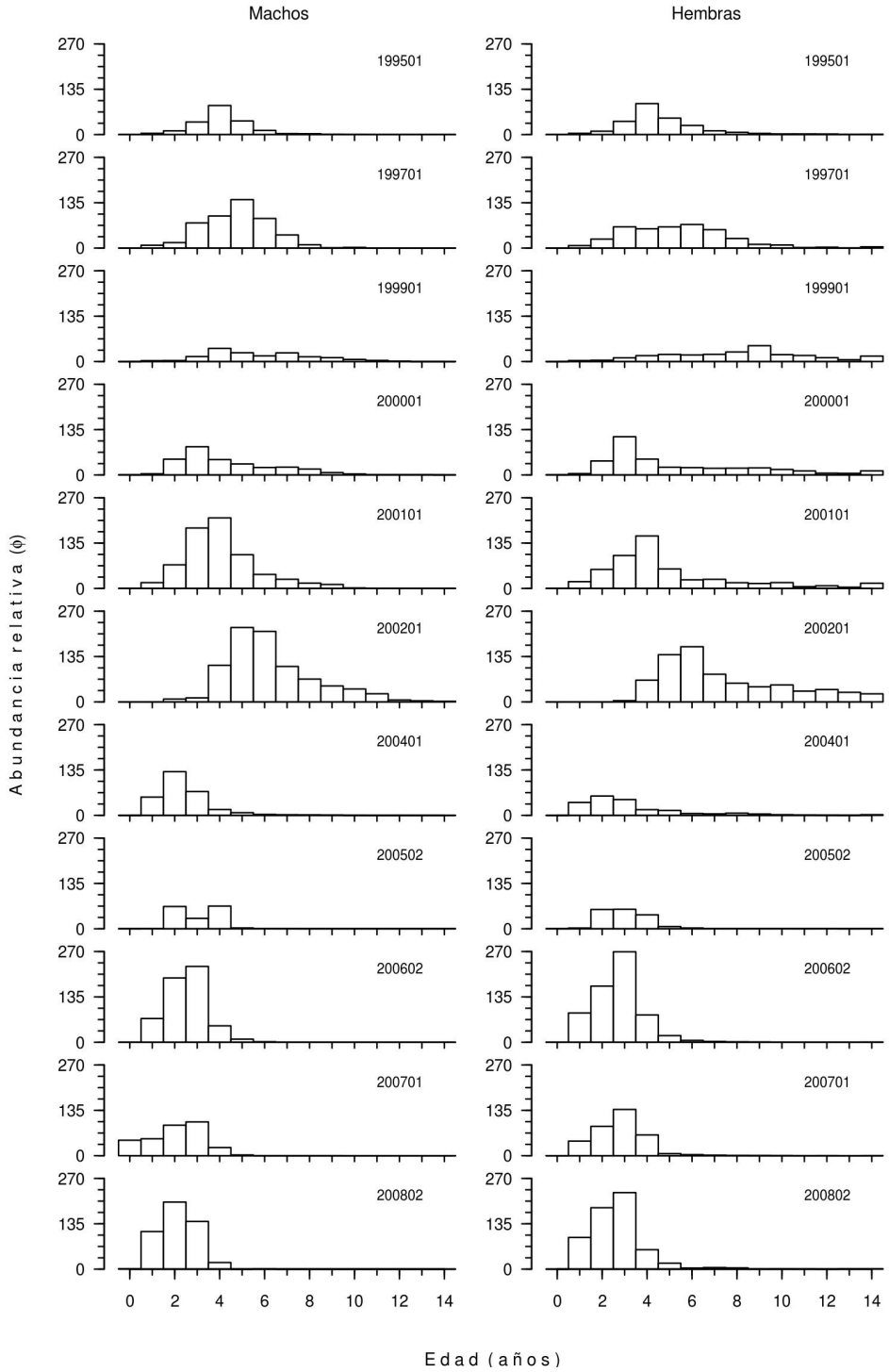

Fig. 13. Índice acústico de abundancia relativa a la edad de merluza común, correspondiente a los cruceros FIP de invierno (1993-2008). Edad 14 incluye edades de 14 años y más.

Índice acústico de biomasa relativa

El índice de biomasa relativa (Fig. 14) muestra una caída aún más pronunciada que en el caso de la abundancia relativa (Fig. 11), lo que puede ser consecuencia directa de la predominancia de individuos juveniles desde 2004, lo que llevó a que el promedio de la biomasa estimada para el período 2004-2008 resulte ser 68% inferior al promedio del periodo 1995 a 2002.

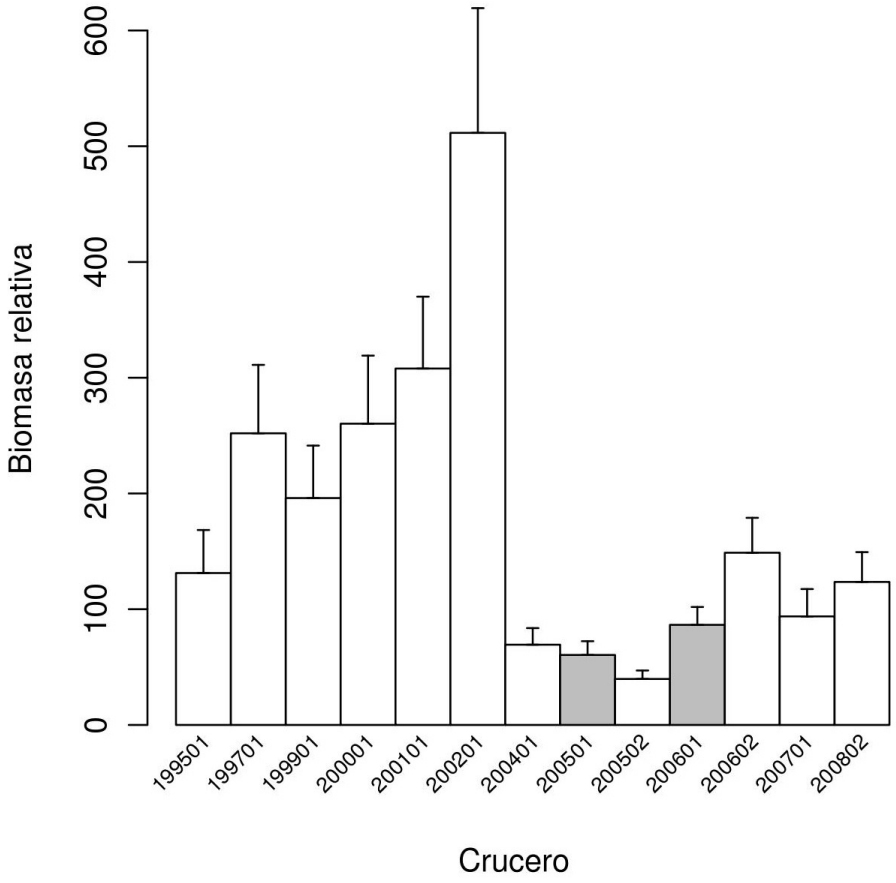

Fig. 14. Índice acústico de biomasa relativa de merluza común, correspondiente a los cruceros FIP (1993-2008). Todas las zonas combinadas. Barras blancas y grises indican cruceros de invierno y otoño, respectivamente. Barras de error corresponden al error estándar corregido de cada estimado.

4.2.4.4. Análisis de fuentes de incertidumbre

La fuente de incertidumbre para la cual se estimó la mayor contribución a la varianza corregida del índice de biomasa relativa (IAB) correspondió a la varianza de la composición de especies de las agregaciones eco-integradas, con 45% a la varianza corregida (Fig. 15). La varianza asociada a la estimación del s_A promedio contribuyó con 41% a la varianza total. Después de incorporar las fuentes adicionales de incertidumbre ya señaladas (errores de estimación de la composición de especies, s_A promedio, composición de tallas de la fauna concurrente y especie-objetivo, peso promedio individual de la especie-objetivo y pendiente de la relación TS-talla), el coeficiente de variación corregido del IAB alcanzó 22% promedio para la serie de años de 1995 a 2008, sustancialmente mayor que el 14% obtenido bajo el método convencional de cálculo. Esta última cifra corresponde al coeficiente de variación promedio obtenido al considerar sólo los errores de muestreo hidroacústico (estimación del s_A promedio), talla y peso promedio de la especie-objetivo, de manera similar a la utilizada tradicionalmente en las evaluaciones hidroacústicas previas de merluza común en Chile.

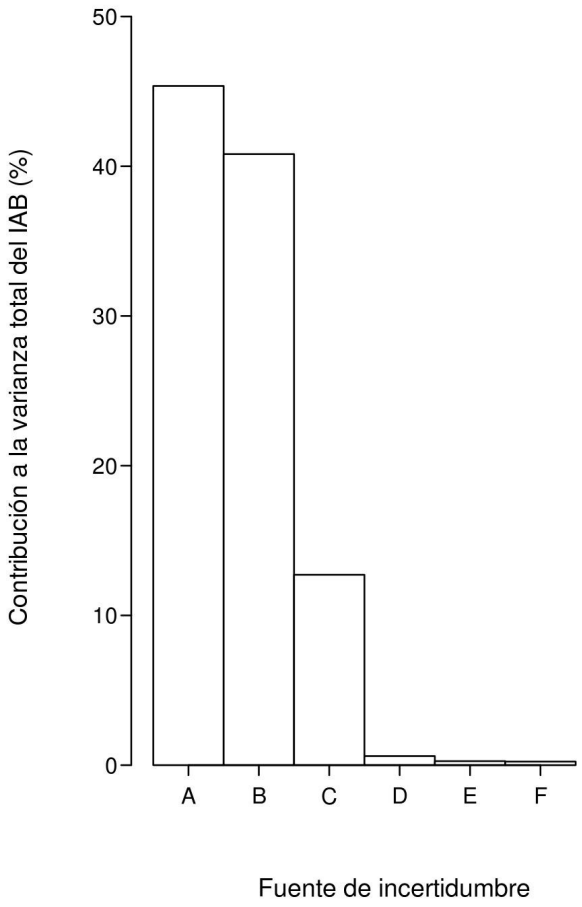

Fig. 15. Contribución media de distintas fuentes de incertidumbre a la varianza corregida del índice acústico de biomasa relativa de merluza común (cruceros FIP 1995-2008, todas las zonas combinadas). Nomenclatura: A = composición de especies en agregaciones eco-integradas; B = coeficiente medio de dispersión acústica por unidad de área náutica (s_A); C = composición de tallas en fauna concurrente; D = peso promedio individual merluza común; E = composición de tallas merluza común; F = pendiente de relación TS-talla, merluza común.

4.2.5. Discusión

El desarrollo de esta tarea del proyecto enfrentó severas dificultades derivadas de los problemas de estructura, forma y contenido encontrados en las bases de datos disponibles en la Secretaría Ejecutiva del CIP (Anexo 1). Una parte significativa de los problemas de consistencia inter-anual y de contenido pudo ser solucionada debido a la inestimable colaboración de colegas de hidroacústica del Instituto de Fomento Pesquero, lo que permitió reconstruir, con la sola excepción del año 1993, las series básicas de datos requeridas para el desarrollo del proyecto.

Los problemas enfrentados respecto de las bases de datos causaron enorme atraso a las actividades y compromisos establecidos originalmente en el proyecto, poniendo en evidencia la necesidad de revisar el sistema de gestión y administración de los datos generados en los proyectos FIP. Mientras que los actuales requerimientos contractuales de estructura y contenido de las bases de datos exigidas por el CIP resultan extremadamente primarios, la verificación de los mismos es encomendada, como una tarea adicional, al revisor externo del proyecto y no pasan por un procedimiento profesional de validación e integración a una base estandarizada de datos. De este modo, es muy probable que los problemas de integridad, consistencia y contenido encontrados en esta serie de datos existan también en las bases contribuidas por otros ejecutores y proyectos.

Dada la magnitud de los recursos invertidos y la importancia de los datos obtenidos por e n los proyectos para el manejo de los recursos pesqueros nacionales,

parece imprescindible invertir en el diseño e implementación de un sistema moderno y eficaz de administración de datos que asegure su calidad y consistencia, facilitando el acceso a los mismos. Sólo de esta manera será posible aprovechar el potencial de la información generada para análisis retrospectivos y/o re-construcción de series estandarizadas, como las contempladas en el presente proyecto. Este sistema debiera asegurar, al menos, los siguientes aspectos: (i) consistencia inter-anual de contenidos, escalas y unidades; (ii) estructura relacional de las bases de datos; (iii) integridad referencial de los datos; y, (iv) inclusión de datos primarios (en el caso puntual de la hidroacústica, la base debiera contener los registros acústicos crudos, pero no la fuerza del blanco, pues éste ya es un dato procesado).

El presente proyecto constituye un avance en el desarrollo y definición formal de índices hidroacústicos de abundancia y biomasa relativa, aplicable a observaciones hidroacústicas sistemáticas o incidentales (Zuleta *et al*. 2008). El carácter *relativo* de estas estimaciones tiene que ver tanto con aspectos conceptuales como cuantitativos. Desde el punto de vista conceptual, la definición de estos índices como *relativos* reconoce explícitamente que ellos representan una proporción (desconocida pero constante) de la abundancia o biomasa de la población. Esta definición está implícita en muchos *índices absolutos* pero lleva a frecuentes confusiones en los procesos de toma de decisión. Desde un punto de vista cuantitativo, los índices propuestos buscan alcanzar ciertos grados de independencia de distintas fuentes de incertidumbre que pudieran afectar su consistencia inter-anual, lo que lleva necesariamente a cambios de escala y unidades que les separan de los enfoques tradicionales en que se basan los *índices absolutos*.

La fuerte evidencia estadística obtenida respecto a lo inadecuado del modelo de distribución normal de los errores de las observaciones hidroacústicas de merluza común en su escala natural (tanto respecto de la media global como condicional) demanda su transformación y/o a la utilización de modelos de distribución alternativos como el log-normal o el gamma (Lillo *et al*., 1996). En el presente caso, optamos por la separación de observaciones positivas y nulas, seguida de la transformación de la media condicional mediante el algoritmo de Box-Cox (Roa-Ureta & Niklitschek, 2007). Solo este procedimiento, habida cuenta de la trasformación inversa de los estimados finales, implica una importante reducción de escala en los índices obtenidos.

El primer índice propuesto, índice acústico global (IAG) ofrece independencia de las fuentes de incertidumbre asociadas al muestreo de tallas y de los parámetros y supuestos de la relación TS-talla. Sin embargo, confunde cambios en la abundancia y en la talla media, respondiendo linealmente a los primeros y cuadráticamente a los segundos. El índice de abundancia relativa propuesto (IAN) busca corregir esta propiedad indeseable del IAG y representar una proporción lineal de la abundancia. Incorpora para ello la composición de tallas de la especie-objetivo y la pendiente de la relación TS-talla, los que parecen no representar fuentes importantes de incertidumbre en esta serie de evaluaciones (Fig. 6). Finalmente, el índice de biomasa relativa (IAB) escala el índice de abundancia multiplicándolo por el peso promedio del stock que, en este caso, tampoco parece constituir una fuente mayor de incertidumbre. Aunque el IAB no es de aplicación directa en el proceso de evaluación del stock o de sus estrategias de manejo, puede ser de utilidad para ilustrar a los usuarios y tomadores de decisiones sobre la tendencia de la biomasa cosechable del stock.

Enfocándose en los resultados, destaca el notable aumento en la abundancia y biomasa relativas del stock en 2002, que se elevaron cerca de 220% por sobre el promedio 1995-2000. Este aumento en la abundancia y biomasa es el resultado, fundamentalmente, de la mayor densidad acústica media (s_A) que ese año alcanzó a 200% del promedio 1995-2000. Lo extraordinario de este aumento aparente en la abundancia total es que aquel no se explica por el aumento en la abundancia de juveniles, que pudiera asociarse a un eventual pulso de reclutamiento, sino que al aumento en la abundancia estimada para los grupos de edad 5+, lo que carece de sentido biológico. Resulta evidente, entonces, que las cifras del año 2002 responden muy probablemente a factores distintos a un aumento real del tamaño de la población de merluza común. Dentro de estos factores se podría considerar el aumento en la disponibilidad de adultos de merluza común al muestreo hidroacústico o el resultado aleatorio de los distintos factores de incertidumbre que conlleva el proceso de evaluación. Dentro de estos últimos destaca la incertidumbre en la composición de especies y de tallas en los ecotrazos ecointegrados, cuyas contribuciones estimadas a la varianza total fueron similares o incluso superiores a las del error del muestreo hidroacústico (Fig. 6). También se puede mencionar la incertidumbre asociada a la identificación y delineación de ecotrazos, la que no fue directamente evaluada en el marco del presente proyecto.

En contraste con el año 2002, los aumentos aparentes en la abundancia total durante los años 2006 y 2008 podrían estar asociados al ingreso de nuevas cohortes a la población. Sin perjuicio de ello, la gran variabilidad interanual entre años, dentro de cohortes, tampoco puede ser explicada biológicamente y sugiere niveles importantes de variabilidad e incertidumbre en la disponibilidad de los juveniles al muestreo

hidroacústico y/o en la asignación de edades a las tallas inferiores. El análisis de la serie 1995-2008 sugiere que los individuos menores a 2-3 años no resultan completamente representados en estas evaluaciones directas. Este último elemento debiera ser considerado tanto en la evaluación de stock como de estrategias de manejo.

El análisis comparativo de las fuentes de incertidumbre incorporadas en el cálculo de la varianza total atribuyó enorme importancia a la estimación de la composición de especies en las agregaciones ecointegradas y a la composición de tallas de estas mismas especies. De esta manera, ambas fuentes combinadas de incertidumbre explicaron 67% de la varianza total. Sin embargo, el procedimiento empleado aquí difiere de manera importante del regularmente empleado por IFOP. Mientras que en nuestro análisis la totalidad de los ecotrazos ecointegrados fueron analizados como agregaciones mixtas de composición equivalente a la de las capturas de los lances de identificación, el procedimiento empleado por IFOP asume, por defecto, que las agregaciones son mono-específicas. De este modo, sólo utiliza la composición de las capturas para asignar el s_A entre especies para aquellos ecotrazos que el analista considera se escapan al patrón característico de merluza común. Implícitamente, la composición de especies se asume conocida con certeza y no contribuye a los cálculos de la varianza de los valores estimados de abundancia y biomasa, lo que nosotros consideramos un error.

El método de corrección de varianza propuesto por nosotros posee la ventaja de representar una aproximación explícita y cuantitativa al tratamiento de la incertidumbre asociada a la asignación del s_A entre especies, poniendo en evidencia su importancia relativa. Para futuras evaluaciones del recurso merluza común mediante acústica resulta

evidente y conveniente aplicar ésta u otra metodología que permitan corregir la varianza. Un eventual cambio en el método de asignación de s_A entre especies requeriría, sin embargo, mayor discusión. El método empleado en este estudio (asignación del s_A en proporción directa a la composición de los lances) es independiente del juicio-experto y podría incrementar la consistencia inter-anual de futuras evaluaciones.

Respecto de las restantes fuentes de incertidumbre evaluadas aquí, destacamos la reducida contribución a la varianza total de los errores asociados a las estimaciones de la composición de tallas de merluza común, de su peso medio y del intercepto de la relación TS-talla, sugiriendo que los muestreos de tallas y biológico-específicos (peso, talla, sexo y otros), desarrollados a lo largo de la serie, han alcanzado niveles muy adecuados de certidumbre para los fines de evaluación directa. La baja incertidumbre asignada a la pendiente de la relación TS-talla refleja, por su parte, la buena representatividad del muestreo de tallas y la aparente efectividad de excluir el intercepto de esta relación en el cálculo de la abundancia relativa.

4.2.6. Conclusiones y recomendaciones

1. Las bases de datos de la serie de evaluaciones directas de merluza común de 1993 a 2008, disponibles en la Secretaría Ejecutiva del CIP, presentaron problemas de contenido, calidad e integridad que impidieron durante largo tiempo a nosotros realizar las tareas comprometidas para el desarrollo del proyecto.

2. Los índices de abundancia y biomasa relativa de merluza común obtenidos en el marco del presente estudio indican alta variabilidad interanual que, en algunos años, no puede ser explicada por cambios demográficos en el stock de merluza común, destacando el año 2002.

3. Las mayores fuentes de incertidumbre estimadas en el presente estudio correspondieron a los errores asociados a las estimaciones de la composición de especies en las eco-agregaciones, al muestreo hidroacústico propiamente tal y a la composición de talla de las especies concurrentes. Los niveles de incertidumbre asociados a las estimaciones de la composición de tallas de merluza común y de los parámetros de la relación peso-talla representaron solo 0,3 y un 0,7 % de la varianza total, respectivamente.

4. Los niveles de incertidumbre asociados a la asignación del sA entre especies (composición y talla media de especies concurrentes) contribuyeron, en promedio, con 85% de la varianza total. Aunque esta cifra podría representar un límite superior a dicha contribución, resulta evidente la necesidad de considerar la magnitud potencial de estas fuentes de incertidumbre, tanto en la ponderación de la información hidroacústica, como en la búsqueda de métodos que permitan la reducción de estas fuentes de error en el futuro.

4.2.7. Referencias bibliográficas

Foote K. 1987. Fish target strengths for use in echo integrator surveys. Journal of the Acoustical Society of America 82: 981-987.

Foote KG. 1980. Importance of the swimbladder in acoustic scattering by fish: a comparison of gadoid and mackerel target strengths. J. Acoust. Soc. Am. 67: 2084.

Hilborn R, Walters CJ. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics, and uncertainty. Chapman & Hall, London.

Kimura DK. 1979. Likelihood methods for the von Bertalanffy growth curve. Fish. Bull. 77: 765-776.

Lawson GL, Rose GA. 1999. The importance of detectability to acoustic surveys of semi-demersal fish. ICES J. Mar. Sci. 56: 370-380. doi: 10.1006/jmsc.1999.0476.

Lillo S, Barbieri MA, Espejo M, Castillo J, Miranda H, Córdova J, Saavedra A, Rojas M, Cancino C, Flores F, Reyes H. 2005. Estimaciones in situ de la fuerza de blanco (TS) de merluza del sur y merluza de cola. Informe final proyecto FIP 2003-34. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.

Lillo S, Córdova J, Paillamán A. 1996. Target strength measurements of hake and jack mackerel. ICES J. Mar. Sci. 53: 267-271.

Lillo S, Molina E., Saavedra J., Olivares J., Díaz E., Núñez S., Navarro E., Vásquez S., Alarcón R., Sepúlveda A., Saavedra A. 2009. Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2008. Informe final proyecto FIP 2008-14. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.

Lillo S, Bahamonde R, Olivares J, Saavedra J, Molina E, Braun M., Núñez S, Navarro E, Vásquez S, Sepúlveda A, Alarcón R. 2007. Evaluaciones hidroacústicas de

merluza común, año 2006. Informe final FIP 2006-03. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.

Lillo S., Núñez S., Ojeda V., Balbontin F., Braun M., Tascheri R., Saavedra A., Bravo R., Ortiz J., Torres P., Cubillos L., Olivares J. 1998. Evaluación hidroacústica del stock de merluza común explotado en la zona centro-sur. Informe final proyecto FIP 97-12. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.

Lillo S., Cordova J., Rojas M., Barbier M.A., Esperjo M., Ojeda V., Olivares J., Tascheri R. Alarcón R., Miranda L., Braun M., Núñez S., Ortiz J. (2009) Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2007. Informe final proyecto FIP 2007-16. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.

Lillo S., Cordova J., Rojas M., Barbier M.A., Esperjo M., Ojeda V., Olivares J., Tascheri R. Alarcón R., Miranda L., Braun M., Núñez S., Ortiz J. 2002. Evaluación hidroacústica de merluza común, 2001. Informe final FIP 2001-18. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.

Lillo S, Ojeda V, Olivares J, Tascheri R, Braun M, Nuñez S, Ortiz J, Torres P. 2001. Evaluación acústica de merluza común en la zona centro-sur, año 2000. Informe final FIP 2000-04. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.

Lillo S, Olivares J, Braun M, Nuñez S, Saavedra A, Saavedra J, Molina E. 2006. Evaluaciones hidroacústicas de merluza común, año 2005. Informe final proyecto FIP 2005-05. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.

Lillo S, Rojas M., Tascheri R., Ojeda V., Olivares J., Balbontín F., Bravo R., Núñez S., Braun M., Ortiz J., Torres P., Véjard., Cubillos L., Saavedra A. 2003. Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2002. Informe final proyecto FIP 2002-03. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.

Lillo S, Vega R, Ojeda V, Olivares J, Tascheri R, Braun M, Valenzuela V, Nuñez S, Ortiz J (2000) Evaluación acústica del recurso merluza común en la zona centro-sur,

1999. Informe final FIP 99-04. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.

McClatchie S, Macaulay GJ, Coombs RF (2003) A requiem for the use of 20 log10 Length for acoustic target strength with special reference to deep-sea fishes. ICES Journal of Marine Science 60: 419-428.

Ona E. 2003. An expanded target-strength relationship for herring. ICES J. Mar. Sci. 60: 493-499.

Payá I., Lillo S., Paillamán A., Mora S., Ojeda V., Figueroa E., Blanco J., Arancibia H., Alarcón R., Miranda L., Pacheco A., Cubillos L.. 1996. Evaluación hidrocústica del stock de merluza común en la zona centro-sur. Informe final proyecto FIP 95-14. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.

Ribeiro PJ, Diggle PJ. 2001. GeoR: a package for geostatistical analysis. R-News 1: 15-18.

Roa-Ureta R, Niklitschek E (2007) Biomass estimation from surveys with likelihood-based geostatistics. ICES J. Mar. Sci. 64: 1723-1734.

Thompson SK. 2002. Sampling. Second Edition. Wiley-Interscience, New York.

Zuleta A, Rubilar P, Niklitschek EJ, Galvez P, Young Z, Feltrim M, Guerrero A, Contreras F, Tascheri R 2008. Bases técnicas para el monitoreo y evaluación de alfonsino. Informe final proyecto FIP 2004-41. Universidad Austral de Chile, Valparaíso, Chile.

4.3. Sección C. Evaluación del stock de merluza común y proyecciones mediante XSA

4.3.1. Resumen

Los análisis de las diversas fuentes de información disponibles para la evaluación del stock de merluza común indican que su abundancia comenzó a decaer desde el año 2001, lo que se observa tanto en su estructura poblacional, con las cohortes predominantes y el reclutamiento, como en los índices de abundancia relativa. No obstante la acumulación de evidencia sobre el decaimiento de la abundancia del stock, en los informes de CTP's emitidos por la Subsecretaría de Pesca (SubPesca) durante el período 2001 a 2004 reflejan una situación optimista, la que cambió radicalmente en el informe de CTP del año 2005, al constatar la crisis de abundancia que finalmente se hizo evidente.

Para evaluar en este proyecto la robustez de las actuales estrategias de explotación tendientes a producir una recuperación del stock de merluza común, nosotros diseñamos un "Procedimiento de Manejo" (PM) dentro de una "Evaluación de Estrategias de Manejo" (EEM). Esta metodología es la más moderna que existe a nivel internacional y consiste en incorporar todo el conocimiento que existe sobre una pesquería en un sistema computacional de simulación de conocimiento y fuentes de incertidumbre. En este caso, el sistema estuvo condicionado a las actuales estrategias de explotación, cuyo componente más importante es una CTP reducida a 50 mil ton respecto de aquellas de

antes de la crisis del año 2004. Otras condiciones actuales relevantes fueron mantener la participación en la CTP para las flotas artesanal e industrial, y mantener las fuentes de observación del stock. La EEM incorporó cuatro fuentes mayores de incertidumbre, a saber: (i) incertidumbre de proceso, (ii) incertidumbre de observación, (iii) incertidumbre de estimación, y (iv) incertidumbre de implementación.

Los resultados indican que la actual estrategia de explotación (CTP de 50 mil ton) tiende a recuperar a la biomasa desovante del stock desde las actuales aproximadamente 200 mil tona 400 mil ton, aunque en el largo plazo de una generación de merluzas (unos 10 años). Sin embargo, esta proyección que no es muy robusta frente a las fuertes de incertidumbre consideradas, generándose muchos escenarios de colapso de la biomasa desovante, asunto que no debe ser desechado. Dicho de otra manera, CTP's anuales $\geq$ 50 mil ton no aseguran la recuperación del stock en el mediano plazo pues existe varios escenarios de colapso.

Para proponer estrategias de explotación alternativas a las actuales y evaluar su robustez frente a las cuatro fuentes de incertidumbre que hemos considerado, nosotros diseñamos un PM dentro de una EEM similar a lo que hicimos respecto de las actuales estrategias de manejo, para lo que especificamos dos estrategias alternativas, a saber: (i) una CTP de 60 mil ton, y (ii) una CTP de 40 mil ton, es decir, escenarios de mayor y menor explotación respectivamente en comparación a la CTP de 2010 (50 mil ton ± 10 mil ton). Los resultados indican que bajo ambas estrategias alternativas la biomasa desovante se recupera en alguna medida, pero que bajo la estrategia de mayor explotación (60 mil ton) la biomasa desovante necesita un muy largo plazo de dos generaciones de merluzas (unos 20 años) para alcanzar menos de 400 mil ton, con alta probabilidad de

colapso. En cambio bajo la estrategia de menor explotación (40 mil ton) la biomasa desovante supera las 400 mil ton en el largo plazo de una generación (unos 10 años), alcanzando las 600 mil ton en el plazo de dos generaciones (unos 20 años), y que el riesgo de colapso debido a las fuentes de incertidumbre incorporadas es casi nulo después de una generación.

En otras palabras, para recuperar medianamente el stock desovante de merluza común a 400 mil ton se requiere CTP's anuales de 40 mil ton por 10 años. Y para recuperar el stock desovante a una condición sana de 600 mil ton se requiere CTP's anuales de 40 mil ton por 20 años. Este nivel de CTP minimiza el riesgo de colapso del stock.

4.3.2. Introducción

De acuerdo con las Bases de este proyecto, el objetivo general es "Evaluar una estrategia de recuperación de la pesquería de merluza común, en términos de tasa de captura y tiempo de reconstrucción poblacional, que sea compatible con la dinámica poblacional, el estado actual del recurso y los factores socio-económicos". Conceptualmente, desde nuestro prisma el objetivo general del proyecto depende de una definición de Evaluación de Estrategia de Manejo (EEM). El concepto de EEM es análogo al concepto de Procedimiento Operacional de Manejo (POM, Pláganyi *et al*., 2007), originado en Sudáfrica. En este documento nosotros adoptamos la definición de Butterworth *et al*. (1997), Punt & Smith (1999), Smith *et al*. (1999), Hilborn (2003),

Dichmont *et al*. (2006, 2008), Kell *et al*. (2007) y García *et al*. (2007, 2008), y utilizamos los dos acronímicos de manera sinónima (EEM = POM). Esencialmente, una EEM es un enfoque de modelación del sistema dinámico formado por una pesquería, que toma en cuenta integradamente en la evaluación factores biológicos, pesqueros, socio-económicos, científicos y administrativos mediante simulación computacional de reglas de control de cosecha aplicadas sobre el sistema, siendo el propósito lograr objetivos de manejo.

La EEM tiene tres características salientes. Una de ellas es la incorporación de variadas fuentes de incertidumbre asociadas al conocimiento incompleto del funcionamiento del stock y de la flota, a la observación parcial del mismo, y a la implementación imperfecta de los objetivos de manejo. Otra es la proyección del sistema dinámico hacia el futuro de mediano plazo, cubriendo al menos un periodo de proyección similar a la longevidad del recurso pesquero bajo condiciones de explotación. Una tercera característica resaltante es la necesidad de construir un modelo operativo (MO) del sistema sobre la base de datos y modelos ajustados previamente, y de juicio experto donde falten análisis. Este MO actúa como el sistema 'real' en las simulaciones computacionales. A su vez, en el MO se genera datos mediante la pesca, el monitoreo de la misma y la investigación científica para formar un sistema 'observado'. En las simulaciones, es desde el sistema observado que se administra al stock. Cabe destacar que el término “operativo” en MO y en POM indica que el enfoque produce una herramienta lista para ser usada repetidamente, más que un simple concepto acerca del status del stock.

Kell *et al.* (2007) introdujeron una metodología de EEM y un sistema computacional para implementarla basada en el lenguaje de programación R (R Development Core Team, 2009). Esta metodología, colectivamente llamada Fisheries

Libraries for R (FLR), ha sido aplicada en la evaluación de estrategias de manejo para la recuperación del stock de la merluza europea (*Merluccius merluccius*) en el marco del proyecto UNCOVER, y la merluza de cola chilena (*Macruronus magellanicus*) en el proyecto FIP 2006-14, entre otras aplicaciones.

El procedimiento de manejo es evaluado en su desempeño basado en un conjunto de referencias del "Modelo Operativo" de la dinámica del recurso, en este caso de merluza común, cubriendo los escenarios más plausibles con implicancias cuantitativas, más un conjunto de "Pruebas de Robustez" que involucran modelos operativos para escenarios considerados menos creíbles o importantes (Butterworth *et al.*, 1997). Las reglas de control corresponden a CTP's que deberían ser acordadas por los usuarios, aunque en este caso se evalúan en función de la CTP actual (50 mil ton), una mayor (60 mil ton) y otra menor (40 mil ton).

Las etapas del procedimiento de manejo son: (1) identificación de los objetivos de manejo y representación en función de un conjunto de indicadores de desempeño; (2) identificación de estrategias de explotación alternativas; (3) desarrollo y condicionamiento de un conjunto de modelos operativos que representan a la pesquería en sus componentes biológicos y pesqueros; (4) simulación de cada una de las estrategias de explotación que serán evaluadas para manejar la pesquería; y, (5) resumen de resultados de las simulaciones mediante el desempeño estadístico de los indicadores.

4.3.3. Metodología

En relación al Objetivo Específico 1. Describir los actuales objetivos de manejo y las estrategias de explotación que se utilizan para alcanzar estos objetivos, y evaluar qué tan sensibles y robustas son estas estrategias a diferentes fuentes de incertidumbre.

Parte 1.1. Descripción de Actuales Objetivos de Manejo y Estrategias de Explotación

Parte 1.2. Comparación con Planes de Manejo en Otras Pesquerías de Merluza

Parte 1.3. Evaluación de la Sensibilidad y Robustez de las Actuales Estrategias de Explotación a Diferentes Fuentes de Incertidumbre

En la evaluación de la robustez de las actuales estrategias de explotación para el logro de los actuales objetivos de manejo hemos utilizado el enfoque de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM), descrito en la sección correspondiente al Objetivo General. Ahora describimos más detalladamente la metodología aplicada.

El proceso completo en sus etapas mayores es presentado en la Fig. 16. El modelo operativo comprende los tres primeros componentes del diagrama de flujo y su

condicionamiento proviene de la definición de la base de datos, el ajuste estadístico de un modelo de dinámica poblacional y estimaciones de índices de abundancia relativa.

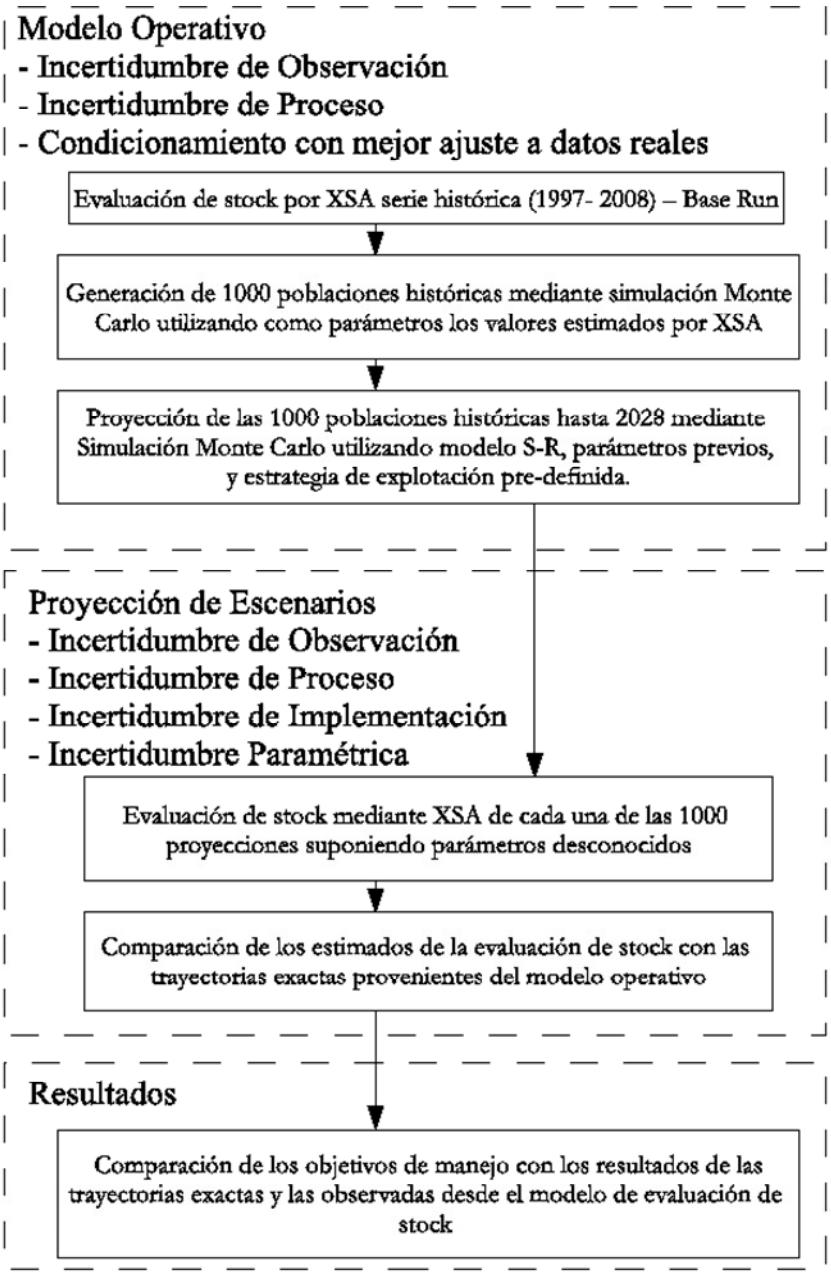

Fig. 16. Diagrama de flujo general de la Evaluación de Estrategia de Manejo para la recuperación del stock de merluza común

4.3.3.1. Modelo Operativo

Evaluación de Stock por XSA

La formulación del modelo cuantitativo de evaluación de stock de merluza común considera un modelo de nivel de complejidad intermedio entre un Análisis de Población Virtual sintonizado (APVS) y un modelo estadístico de captura a la edad (MECE). La metodología fue desarrollada por Shepherd (1999), quien extendió la metodología propuesta por Doubleday (1981), y se conoce como eXtended Survivor Analysis (XSA), ampliamente utilizada en el International Council for the Exploration of the Sea, ICES. En el APVS los valores del índice de abundancia relativa del último año son tratados como valores exactos, ignorándose la información sobre fuerza de las clases anuales contenida en edades menores a la edad mayor observada en cada cohorte. En el otro extremo, en los MECE tanto los valores de los índices de abundancia relativa como los valores de captura a la edad son considerados como variables aleatorias para todas las edades y años, todos ellos sujetos a estimación (con posibles modificaciones). Pero, precisamente debido a su nivel de complejidad los MECE pueden ser poco robustos, por lo que requieren considerable juicio y afinamiento por parte del analista (Shepherd 1999).

Dado que el modelo que aplicamos acá tiene un nivel intermedio de complejidad, entonces puede ser considerado como robusto y flexible; robusto en el sentido que no contiene numerosos sub-modelos de procesos que pueden estar equivocados; y flexible en el sentido que se puede aplicar a muchos stocks y sus flotas sin ser exactamente diseñado para un stock particular y sus flotas.

En el XSA el objetivo principal es estimar la abundancia en número de los sobrevivientes de cada cohorte presente en la serie de observaciones de captura a la edad. El procedimiento general de análisis se muestra en la Fig. 17. Esencialmente, el modelo contrasta predicciones de abundancia debida a la aplicación de un APV a partir de las abundancias de los sobrevivientes *vs.* las predicciones de abundancia debidas a los índices de abundancia relativa a la edad.

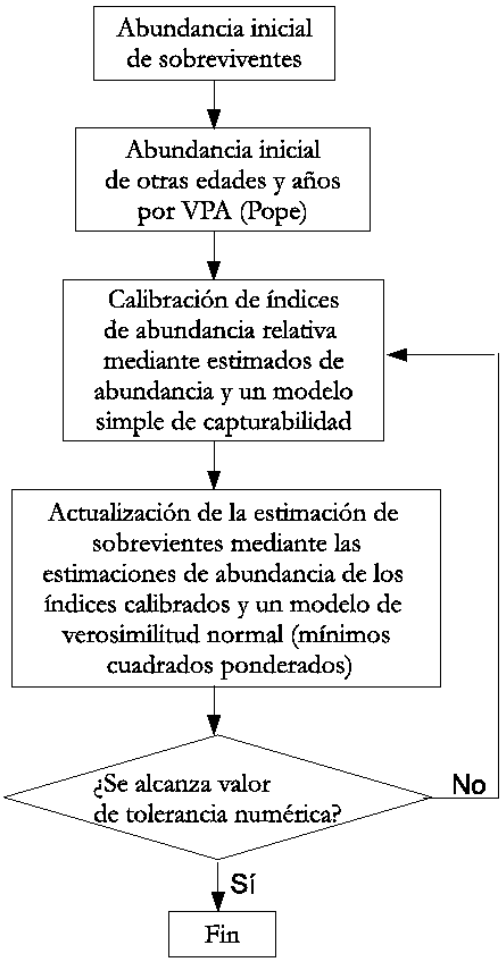

Fig. 17. Diagrama de flujo general del la evaluación mediante eXtended Survivor Analysis.

Sea u el valor del índice de abundancia relativa q la capturabilidad, $P^{(U)}$ el valor de abundancia al inicio del año, A una variable que proyecta a $P^{(U)}$ hacia cualquier tiempo dentro de un año (cuando ocurrió la pesca o cuando se observó al stock en una evaluación directa); y sean y, a y f índices de año, edad, y flota, respectivamente. Entonces, el valor esperado de cada índice de abundancia relativa es

$$u_{y,a,f} = q_{a,f}(A_{y,a,f}P_{y,a}^{(U)}) \qquad \text{(Ec. 26)}$$

En tanto que el valor esperado de abundancia al inicio de cada año es

$$P_{y,a,f}^{(U)} = u'_{y,a,f}\, r_{a,f} \qquad \text{(Ec. 27)}$$

donde se supone que la capturabilidad a la edad por cada flota no cambia a través de los años. En esta relación u' es el índice de abundancia corregido al inicio del año (la ecuación 1 dividida por A); r es el recíproco de la capturabilidad. Cabe hacer notar que A tiene una forma conocida, cuya expresión es

$$A_{y,a,f} = \frac{\exp(-\alpha Z_{y,a}) - \exp(-\beta Z_{y,a})}{(\beta - \alpha)Z_{y,a}} \qquad \text{(Ec. 28)}$$

donde α y β tienen valores conocidos y corresponden a la fracción del año en que la pesca o la observación comienza y termina, respectivamente. Los valores de Z son desconocidos y se actualizan durante el proceso de estimación, lo que también actualiza los valores de A. En esta cantidad, $P^{(U)}$, los parámetros libres son los recíprocos de las capturabilidades, $r_{a,f}$.k

Los valores de abundancia poblacional provenientes del APV dependen de la tasa de mortalidad natural (M), cuyo valor se asume conocido, de las capturas a la edad ($C_{y,a}$), cuyos valores también se asume exactos y conocidos, y de las abundancias de los

sobrevivientes al final del último año ($P_k^{\square}$), donde *t* es el año terminal y *k* es un índice que identifica a cada cohorte. Estos estimados corresponden a

$$P_{y,a}^{(APV)} = \exp\left(\sum_{i=a}^{i=a_{\max}} M_{y,a}\right) P_k^{(t)} + \sum_{i=a}^{i=a_{\max}} \exp\left(\sum_{i=a}^{i=a_{\max}} M_{k+i,i}\right) C_{k+i,i} \exp(-0.5 M_{k+i,i}) \qquad \text{(Ec. 29)}$$

En esta cantidad ($P^{(APV)}$), los parámetros libres corresponden a las abundancias de los sobrevivientes ($P_k^{(t)}$).

El modelo de probabilidad corresponde a un modelo log-normal con independencia de las observaciones de índices de abundancia relativa. De esta manera, maximizar la función de soporte (logaritmo de la verosimilitud) es equivalente a minimizar las diferencias cuadráticas ponderadas, esto es,

$$S = \sum_y \sum_a \sum_f \frac{(\log P_{y,a,f}^{(U)} - \log P_{y,a}^{(APV)})^2}{\sigma_{y,a,f}^2} = \sum_y \sum_a \sum_f \frac{(\log r_{a,f} - \log u'_{y,a,f} - \log P_{y,a}^{(APV)})^2}{\sigma_{a,f}^2} \text{ (Ec.30)}$$

donde la segunda igualdad se obtiene de insertar la ecuación 27 y de simplificar el parámetro indeseado σ^2 al suponerlo constante a través de los años.

La diferencia cuadrática de la ecuación 30 tiene como dimensiones libres las capturabilidades (tantas como edades existen en la matriz de captura a la edad) y las abundancias de los sobrevivientes (tantas como cohortes existen en la matriz de captura a la edad). En la práctica, se supone que sobre cierta edad (la edad de pleno reclutamiento al arte) estas capturabilidades son constantes, lo que reduce el número de dimensiones de la minimización utilizando una presunción aparentemente trivial.

La historia de desembarques de merluza común fue considera desde el año 1997 hasta el 2008, que es el rango de años que se dispuso para este proyecto de las bases de datos del IFOP, obtenidas a través de la Subsecretaría de Pesca, correspondientes a muestreo biológico, muestreo de longitudes y claves talla-edad. No se dispone de las bases de datos de 1996 hacia atrás pues se argumenta en la Subsecretaría de Pesca que dichas bases de datos no son públicas. Además, aquellas no están disponibles ni en la Subsecretaría de Pesca ni en el FIP. En la práctica, el propietario es IFOP y no hizo disponibles las bases de datos del año 1996. En las bases de datos se distinguió entre desembarque artesanal y desembarque industrial, y los desembarques fueron convertidos en capturas usando los vectores de fracción de descartes y/o sub-reportes que se señala más abajo, de acuerdo con Arancibia y Neira (2003) y las estimaciones que se efectuó para este proyecto a través de entrevistas claves a ex-patrones de pesca, ex-mandos medios de empresas merluceras de congelados y ex-personal de flota de arrastre merlucero, se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6. Desembarques convertidos a captura con vectores de fracción de descarte y/o subreportes (Neira & Arancibia, 2003).

Año	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Industrial	0.25	0.27	0.27	0.27	0.30	0.30	0.09	0.09	0.09	0.07	0.07	0.07
Artesanal	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25

Nota: la estimación de descartes y/o sub-reportes de la flota artesanal (25%) es considerada conservadora y constante, aunque es muy difícil confirmarla; en algunos casos se señala que puede llegar hasta 50%.

Entonces, por ejemplo, la captura industrial del año 1997 es el desembarque reportado oficialmente más 25% de ese reporte oficial, que se supone se debe a descartes en el mar y sub-reportes.

La generación de los datos de captura a la edad por flota se realizó utilizando las bases de datos de frecuencia de longitudes y pesos medios por longitud, ambos por flota, y una clave talla-edad anual año-específica y única para ambas flotas. Todos los análisis se realizaron por sexos agrupados, excepto en el cálculo de la proporción de madurez sexual a la edad, en que se usaron los datos de madurez de hembras.

Nosotros hemos organizado y manejado las bases de datos en R y hemos realizado análisis exploratorios utilizando el paquete FLEDA de FLR (Jardim & Azevedo, 2008). Además, hemos calculado los números a la edad para ambos sexos agrupados utilizando la captura total a la talla y las claves talla-edad en el paquete FSA (http://www.ncfaculty.net/fishR/), el que se basa en el algoritmo de Isermann & Knight (2005) y asignación semi-aleatoria de las longitudes a edades enteras.

Para el seguimiento de las cohortes en la matriz de captura a la edad hemos calculado tres tipos de estadísticos relacionados con la fuerza de las cohortes. El primero *es la proporción de abundancia* en número de cada edad cruda dentro de cada año. El segundo es la *proporción relativa*, que corresponde a la proporción de abundancia en número de cada cohorte dentro de cada año dividida por la proporción promedio a través de los años. Este índice resalta cambios bruscos inter-anuales en la estructura de edad. El tercer estadístico es la *proporción estandarizada*, que corresponde a la proporción de abundancia en número de cada cohorte dentro del año menos la proporción media a esa edad a través de los años, y dividida por la desviación estándar de las proporciones a esas

edades a través de los años. Este último índice es muy interesante pues permite visualizar cuándo una clase anual dominante comienza a decaer, describiendo cambios graduales en la fuerza de las cohortes. Este índice toma valores positivos y negativos, siendo los negativos aquellos en que una clase anual dominante comienza a perder fuerza.

Las bases de datos de frecuencia de longitudes de la captura de la flota artesanal presentaron un vacío en el año 1997. Por lo tanto, no fue posible calcular la captura en número a la edad con la clave talla-edad para ese año y esa flota. Para no perder la restante información de ese año de la flota artesanal, y comenzar la modelación de ambas flotas en el mismo año, se asumió que la proporción en número a la edad fue la misma que en 1998. Este procedimiento no es muy cuestionable pues la estructura de edad se mantuvo estable entre 1998 y 2002 (ver más adelante).

En la aplicación del XSA al stock de merluza común presumimos que sobre la edad 4 años los peces estaban completamente reclutados, así que a partir de esa edad las capturabilidades son constantes. Además, según recomendaciones de grupos de trabajo del ICES respecto de peces demersales, nosotros reemplazamos los dos últimos años de estimaciones de reclutamiento de merluza común por la media geométrica de los anteriores 15 años de reclutamientos.

La evaluación de stock por XSA permite obtener estimaciones de los reclutamientos. El uso de una ojiva de madurez y de una matriz de pesos medios también permite obtener estimaciones de biomasa desovante. Para esto último, la matriz de pesos medios disponibles para este proyecto corresponden a las que mantiene IFOP a través de proyectos que financia sectorialmente la Subsecretaría de Pesca, por lo que esta última es la propietaria de dichas bases de datos, lo que explica que hubiesen sido traspasadas a

nosotros para la ejecución de este proyecto. En el caso de las ojivas de madurez hemos adoptado el criterio de IFOP respecto de considerar que los peces en estado de madurez 3 son individuos maduros (Lillo *et al*., 2005; p. 42). Los datos provinieron de las bases de datos de muestreos biológicos de IFOP.

Como series de abundancia relativa nosotros utilizamos tres índices. El primero fue un índice de tasa de captura (CPUE) de la flota industrial generado por el Instituto de Investigación Pesquera de la VIII Región (INPESCA) y disponible a través de presentaciones en el Comité Científico de Merluza Común (CC-MC); el segundo fue un índice de tasa de captura (CPUE) de la flota artesanal generado por IFOP, también disponible a través del mismo CC-MC; y el tercero fue un índice generado por las evaluaciones directas hidroacústicas, cuya metodología ha sido tratada anteriormente en otra sección de este documento. Un cuarto índice de CPUE de la flota industrial generado por IFOP no fue considerado por nosotros, pues nuestros análisis exploratorios revelaron que este índice muestra tendencias discordantes con el índice de flota artesanal de IFOP, el índice de flota industrial de INPESCA y el índice hidroacústico. Los valores de los índices de tasa de capturas (CPUE) por flota se reportan en la siguiente Tabla 7.

Tabla 7. Índices de tasa de capturas (CPUE) por flota, años 1997-2008.

Año	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Industrial	9.78	9.60	12.54	12.86	11.13	8.11	4.60	2.65	2.96	3.01	3.46	3.77
Artesanal					771.9	539.5	307.0	188.6	92.1	96.5	136	118.4

Nota: Las unidades de medida corresponden a "tons por hora de arrastre" en el caso de la flota industrial arrastrera; y a "kilos por viaje" en el caso de la flota artesanal.

Estos índices globales fueron distribuidos entre edades para cada flota considerando los muestreos de frecuencia de longitudes para cada flota, los pesos medios por longitud de cada flota y las claves talla-edad anuales agregadas a través de ambas flotas. La asignación de una edad a cada pez de la muestra de frecuencia de longitudes se realizó utilizando el paquete R FSA de Derek Ogle (www.rforge.net/FSA/index.html). La captura total a la edad por año corresponde a la suma de las capturas de cada flota a la edad por año.

En el caso del índice hidroacústico por edad, los años 1998 y 2003 estuvieron ausentes. En ese caso utilizamos una interpolación por el método de polinomios de coeficiente cúbico para interpolar los valores globales, y luego los distribuimos por edades tal como en los valores observados. Además, el año 2004 rindió valores excesivamente altos para las edades 4, 5 y 6, por lo que estos índices también fueron interpolados por el mismo método desde los valores para las restantes edades de ese año. Los resultados de estas manipulaciones rindieron los valores de índices por edad que se presentan en la Tabla 8:

Tabla 8. Valores de índices de abundancia hidroacústicos (cruceros de invierno) de merluza común.

	Edad														
Año	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1997	1.98	5.38	17.25	19.11	25.92	19.79	11.74	4.79	1.50	1.40	0.19	0.32	0.08	0.46
1998	1.28	4.83	15.57	17.28	18.68	14.06	9.59	5.28	3.75	2.39	1.23	0.87	0.43	1.23
1999	0.67	0.83	3.24	7.07	5.92	4.54	5.90	5.33	7.33	3.33	2.65	1.52	0.67	2.03
2000	0.95	11.08	24.74	11.63	6.98	5.54	5.39	4.74	3.52	2.43	1.57	0.77	0.67	1.52
2001	4.68	15.84	34.73	22.83	19.78	8.41	6.80	4.09	3.32	2.37	0.67	1.06	0.45	1.93
2002	0.00	1.06	1.93	21.67	22.49	19.34	23.46	15.44	11.55	11.10	7.03	5.30	3.94	3.23
2003	4.40	14.19	16.88	21.25	19.66	17.02	9.12	6.18	4.53	4.22	2.46	1.97	1.42	1.57
2004	11.59	23.42	14.73	4.28	2.81	1.01	0.77	0.96	0.56	0.25	0.09	0.05	0.03	0.23
2005	0.35	15.47	11.13	13.63	1.13	0.34	0.09	0.07	0.05	0.08	0.02	0.02	0.00	0.01
2006	19.71	44.81	61.87	16.26	3.61	0.87	0.32	0.17	0.11	0.04	0.02	0.02	0.01	0.09
2007	11.72	22.26	29.77	10.77	1.04	0.39	0.19	0.10	0.08	0.05	0.01	0.03	0.00	0.03
2008	25.77	47.81	46.21	9.70	2.23	0.55	0.59	0.48	0.05	0.15	0.05	0.01	0.09	0.12

La tasa instantánea de mortalidad natural (M) ocurrió según el siguiente patrón anual (igual para todas las edades): período 1997 a 2002 = 0.28 año^{-1} (Arancibia & Neira, 2003); período 2003 a 2008 = 0.35 año^{-1} (Hugo Arancibia, comunicación personal para este trabajo).

Los puntos biológicos de referencia (PBR) utilizados en la evaluación de stock fueron la tasa de mortalidad por pesca (F) en el máximo rendimiento sostenido (F_{MRS}), la tasa de mortalidad por pesca que maximiza el rendimiento por recluta (F_{Max}) y la tasa de mortalidad por pesca cuando la pendiente de la curva de rendimiento por recluta es igual a un décimo de la pendiente en el origen ($F_{0.1}$). En estos puntos evaluamos la biomasa desovante.

El modelo de evaluación de stock aplicado a los datos reales generó una serie máximo verosímil de abundancias, capturabilidades, tasas de mortalidad por pesca, biomasa desovante y reclutamientos entre 1997 y 2005. A esto le llamamos la "población base". Para la validación del modelo de evaluación de stock es necesario generar poblaciones y eventos de pesca repetidos tomados desde un modelo operativo (Kell *et al*. 2007), sobre las cuales se aplique el modelo de evaluación de stock. Existen varias maneras de realizar esta tarea. En nuestro caso elegimos crear poblaciones/pescas históricas (años 1997 a 2008) repetidas, y proyectar cada una de ellas hacia el futuro (año 2028). Para realizar esto introdujimos una presunción de proceso aleatorio multiplicativo en los índices de abundancia relativa a la edad y re-muestreamos desde ese proceso aleatorio, específicamente un bootstrap de los residuales del modelo de series de índices de abundancia relativa. Esto generó 1.000 series de índices de abundancia relativa a la edad, las que, junto con la matriz de captura a la edad (constante), permitieron aplicar

1.000 veces el XSA. Esta parte histórica de las simulaciones está directamente condicionada en los datos disponibles.

Validación del Modelo de Evaluación de Stock y Proyección del Stock

La simulación se compone de dos partes, a saber, la histórica (años 1997 a 2008) y la proyectada (años 2009 a 2028). La parte histórica está directamente condicionada en los datos y no existe un proceso de manejo, mientras que en la parte proyectada tanto el proceso de manejo como la población, la pesquería, la evaluación de stock, las reglas de cosecha y la implementación de estas reglas están indirectamente condicionadas en los datos a través del modelo operativo y sus repeticiones. La repetibilidad implementa las diversas fuentes de incertidumbre consideradas en la evaluación de la estrategia de manejo. Como reglas de cosecha definimos el escenario actual de 50 mil tons de CTP anual en las mismas proporciones actuales para la parte industrial y la parte artesanal. Con esto cumplimos el objetivo específico de evaluar la robustez de las más importantes de las actuales estrategias de manejo, esto es, una CTP reducida en relación a las existentes hasta antes de la crisis del 2004 y respecto de las fuentes de incertidumbre incluidas en la proyección de los resultados de la estrategia.

El modelo operativo simula una población edad estructurada y una pesquería de dos flotas que operan todo el año, más una 'flota' que representa la evaluación hidro-acústica de invierno de cada año, la que tiene un esfuerzo constante a través de los años y opera en el tercer trimestre. Se supone que la última edad es un grupo de edades acumuladas (14 años y superior).

Existen varias maneras de implementar un modelo operativo. En nuestro caso implementamos la menos demandante en términos de datos, correspondiente a la primera opción de Kell *et al*. (2007), que consiste en considerar que el modelo operativo es idéntico al mejor resultado de la evaluación de stock. Esto significa que el modelo operativo corresponde a los estimadores que maximizan la verosimilitud de los datos alimentados al XSA para el período 1997 a 2008.

Existen varios enfoques probabilísticos para generar repeticiones desde un modelo operativo. En nuestro estudio, para la parte histórica realizamos un boostrap de los residuales del modelo multiplicativo para los índices de abundancia relativa, manteniendo constante la matriz de captura a la edad. El boostrap generó 1.000 distintas realizaciones de los índices de abundancia relativa a la edad, lo que, a su vez, por aplicación a cada una de ellas del algoritmo XSA, produjo 1.000 trayectorias históricas de abundancia. Estas 1.000 trayectorias son consideradas como poblaciones "reales" en la parte siguiente de proyección del stock.

Para parametrizar las capturabilidades de las flotas en las repeticiones del modelo operativo durante el período histórico obtuvimos la mortalidad por pesca total mediante el modelo de evaluación de stock, y luego la dividimos entre las dos flotas comerciales utilizando las proporciones históricas de capturas de cada flota para cada año. Las mortalidades por pesca de cada flota permitieron obtener las capturabilidades en cada una de las repeticiones a través de la siguiente ecuación:

$$F_{a,y,i} = \sum_{j=1}^{2} q_{a,y,f,i} e_{y,f,i} \qquad \text{(Ec. 31)}$$

donde *e* es el esfuerzo efectivo y *f* representa a la flota. En este cálculo se consideró los esfuerzos efectivos observados de las flotas.

En la parte proyectada la población se utiliza: (1) la función desovantes-reclutas tipo Ricker (DR-R) ajustada con los resultados de la evaluación de stock y la ojiva de madurez adoptada; (2) las ecuaciones de decaimiento exponencial de las cohortes; y, (3) las ecuaciones de captura tipo Baranov.

Se introduce aleatoriedad de proceso en la función DR-R al elegir los dos parámetros estructurales de la función (se excluye la varianza) desde una distribución normal bivariada, definida por la estimación de la función DR-R desde los datos de la parte histórica. Además, los reclutamientos resultantes son multiplicados por una variable aleatoria de distribución lognormal con media igual a 1 y varianza igual a la varianza de los reclutamientos históricos.

La mortalidad por pesca total es condicionada para producir una captura similar a la CTP, considerando error de implementación en esa CTP. No obstante, se establece un nivel de mortalidad por pesca precautorio F_{PA} = 0.17 año^{-1}, una mortalidad por pesca límite F_{LIM} = 0.253 año^{-1} y una mortalidad por pesca objetivo F_{Target} = 0.149 año^{-1}, todas como referencia para las mortalidades por pesca realizadas. La mortalidad por pesca total es distribuida entre las flotas presumiendo que se mantiene la proporción de mortalidad por pesca entre las flotas de los últimos 3 años del período histórico.

Además de los niveles de mortalidad por pesca permisibles, dado el error de implementación, también se establecen niveles de biomasa de 200.000 ton de nivel precautorio (B_{PA}) y de 410.000 ton de nivel objetivo (B_{Lim}). En la parte proyectada las

capturabilidades se consideran iguales al promedio de los últimos tres años de la serie histórica, y el esfuerzo es obtenido de la siguiente proporción:

$$\frac{e_{f,y,i}}{e_{f,y-1,i}} = \frac{F_{y,i}}{F_{y-1,i}} \qquad \text{(Ec. 32)}$$

que esencialmente es una presunción de linealidad entre las mortalidades por pesca y los esfuerzos de pesca efectivos.

La población proyectada es observada a través de los índices de abundancia relativa y las matrices de captura a la edad. Los índices están dados por

$$I_{a,y,i} = q_{a,y,i} N_{a,y,i} \varepsilon_i \qquad \text{(Ec. 33)}$$

donde ε_i es un error multiplicativo de distribución lognormal de media 1 y de varianza edad-dependiente que varía con cada iteración. En tanto, las matrices de captura a la edad contienen error de asignación de edad de distribución multinomial, con parámetros $\{p_a\}$ correspondientes a las proporciones observadas de las edades en los últimos tres años de la población histórica.

En la población proyectada también consideramos error de implementación. Este simplemente consistió en introducir un número aleatorio $v_{y,i}$~Uniforme(0.75;1.25) que provoca que en la iteración *i* y el año *y* la captura no alcance o supere la CTP en un v%.

La implementación también consiste en el modelo de evaluación de stock (XSA) aplicado sobre los datos generados por la observación de la simulación pesquera. Se supone que en el año *y* se realiza la evaluación comprendiendo desde el año inicial de la simulación (año 1988) hasta el año *y*-1, mientras que la pesca en el año *y* aun está ocurriendo.

En resumen, el proceso de simulación, validación y proyección poblacional basado en el modelo operativo contiene las siguientes fuentes de incertidumbre:

- Error de proceso, representado por la distribución de los reclutamientos proyectados y por los vectores de pesos medios a la edad;
- Error de observación, representado por los índices de abundancia relativa y las matrices de captura a la edad;
- Error de estimación, representado por el hecho que cada año el stock es evaluado por XSA en las simulaciones; y,
- Error de implementación, representado por el alcance sólo aproximado de la CTP.

Tanto en la evaluación de stock como en la generación de las poblaciones y en las proyecciones utilizamos paquetes de librerías del proyecto Fisheries Libraries for R (FLR, Kell *et al*., 2007). En la evaluación de stock utilizamos el paquete FLXSA; en la estimación del modelo stock desovante y reclutamiento utilizamos FLSR; y en la generación de poblaciones históricas y de las proyecciones utilizamos el paquete FLMSSim (Dorleta García, AZTI-Tecnalia). Adicionalmente, utilizamos los paquetes FLEDA y FLBRP para realizar análisis exploratorios y obtener estimaciones de PBR's, respectivamente. Todos estos paquetes están disponibles libremente, junto con lecciones detalladas, ejemplos de aplicaciones y cursos realizados (ver la página internet del proyecto FLR; www.flr-project.org).

4.3.4. Resultados

4.3.4.1. Tendencias de la captura de merluza común

En la Fig. 18 se muestra que la pronunciada caída de la captura total de merluza común comenzó el año 2002 y se acentuó el 2004, ubicándose en menos de 60 mil ton en el último año de la serie disponible de datos. En la Fig. 19 se muestra que prácticamente todo el stock explotado corresponde a la fracción desovante de merluza común, adoptando el criterio de IFOP (Lillo *et al*., 2005), correspondiente a que las hembras con estado de madurez sexual 3 ó mayores (y machos por extensión) son ejemplares maduros. Mientras la caída de la captura en biomasa ocurrió en 2004 para ambas flotas (artesanal e industrial, la caída de la captura en número de la flota industrial no ocurrió sino hasta 2007, reflejando el giro de dicha flota hacia los peces de menor tamaño (Fig. 20).

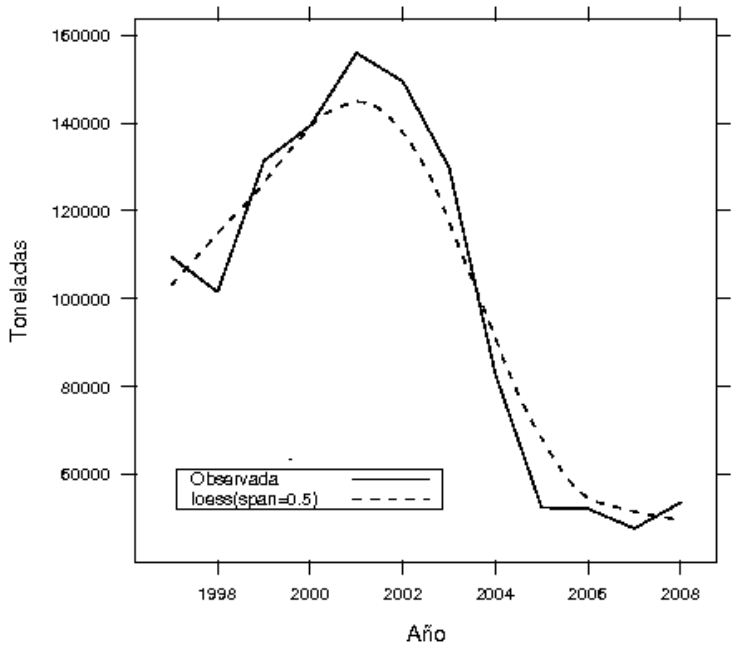

Fig. 18. Tendencias de la captura de merluza común.

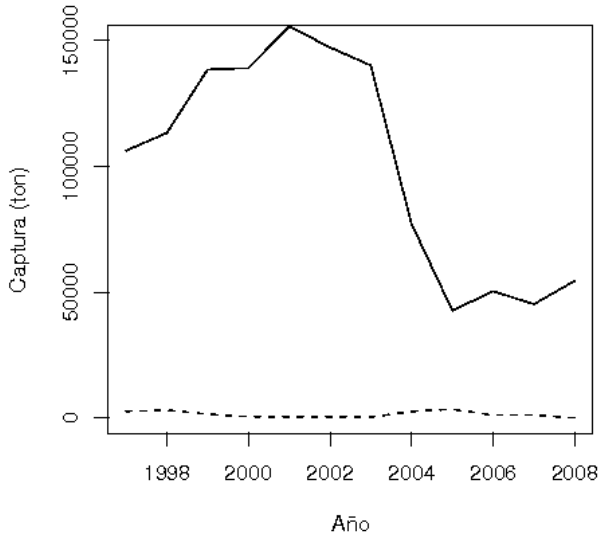

Fig. 19. Captura de la fracción desovante.

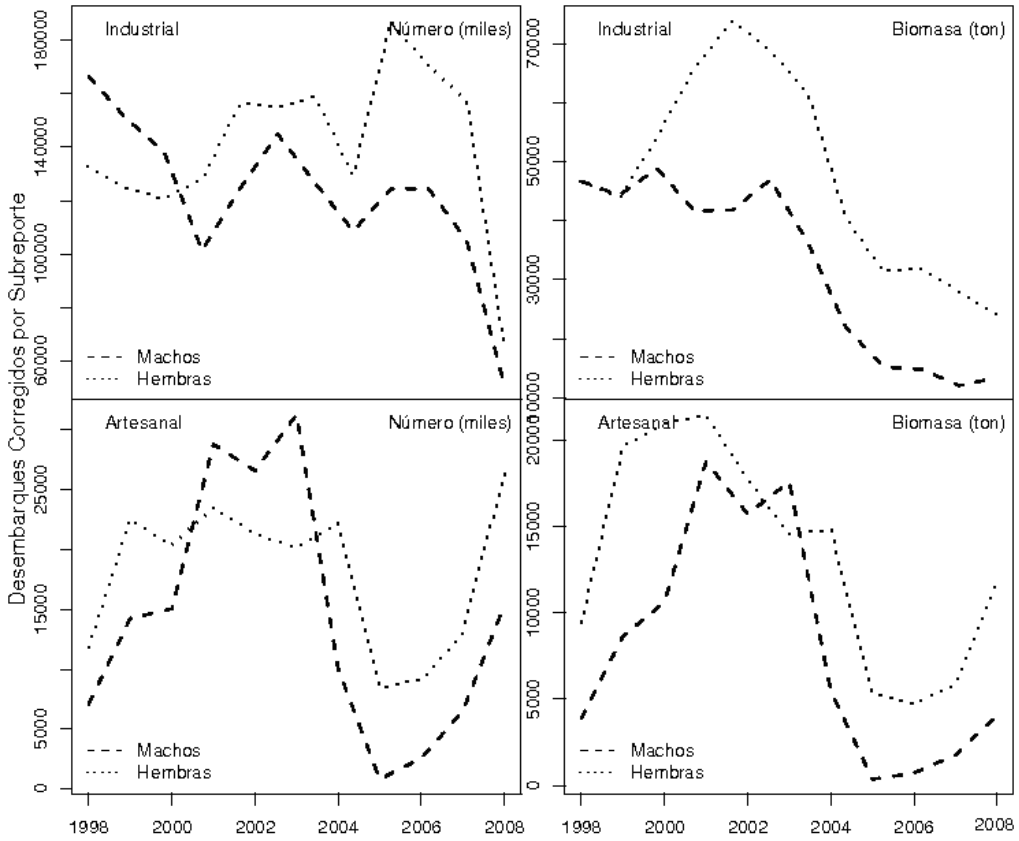

Fig. 20. Captura (corregida por sub-reportes y descartes) en número y biomasa por flota y sexo.

4.3.4.2. Características Biológicas del Stock Explotado

Las bases de datos de flotas artesanales no presentaron información de muestreo de longitudes en el año 1997. En la Fig. 21 se muestra que la declinación en la moda de tallas comenzó en el período 2001-2002 para ambas flotas. En toda la serie la flota artesanal captura ejemplares de merluza común de mayores tallas, pero la diferencia disminuye con el tiempo y ya en el año 2008 la estructura de tallas de la captura es similar en ambas flotas, con la moda inferior a 40 cm de longitud total (LT).

La fracción de hembras maduras a la edad, obtenida directamente de las bases de datos (sin ajuste de un modelo), haciendo pasar los datos de longitud y estado de madurez por la clave talla-edad por sexos, agregados del año 2006 para asignar una edad a cada pez en la muestra, revela una curva rápidamente ascendente (Fig. 22). Esto se debe al criterio de considerar como maduros a los peces de edad 3 y mayores.

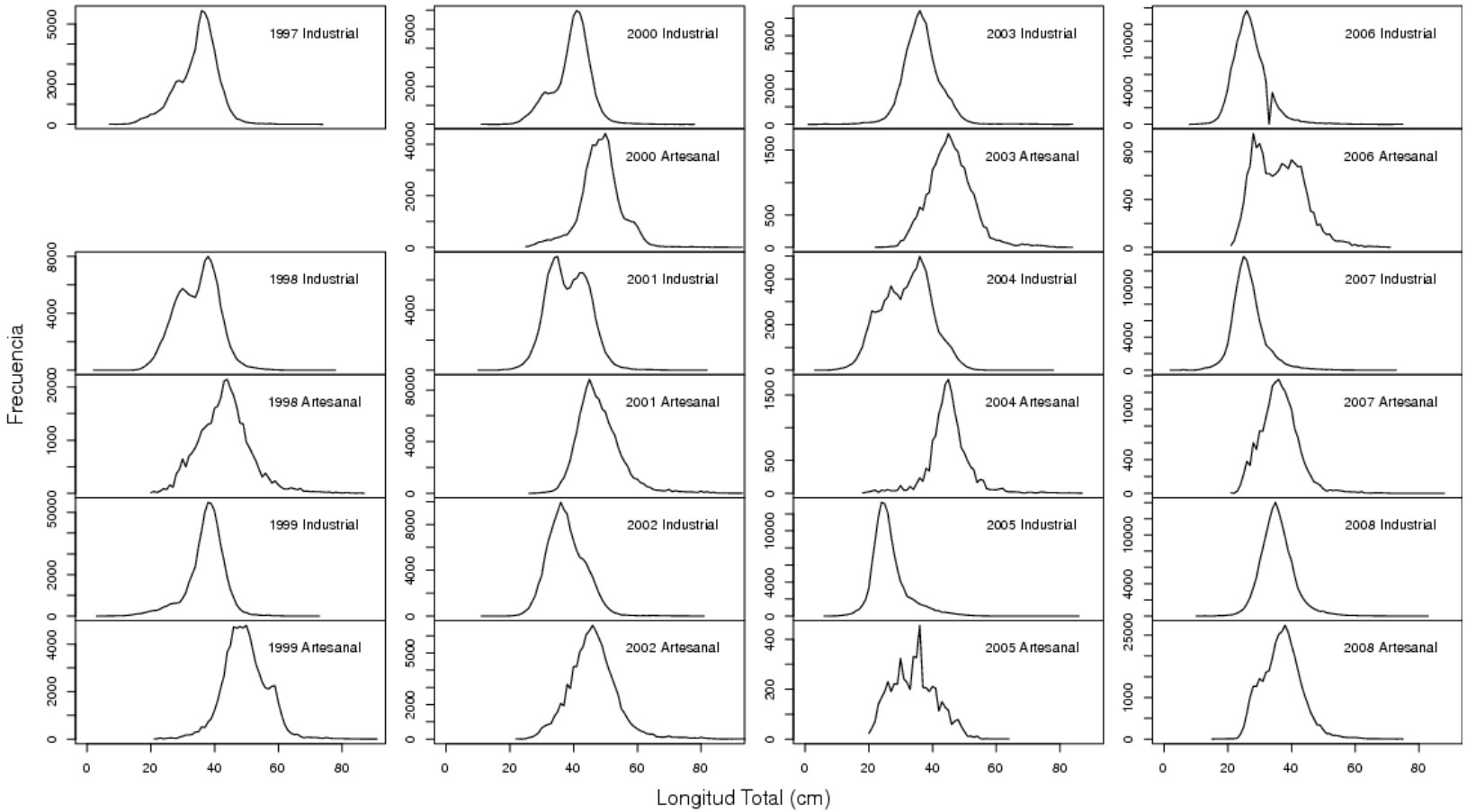

Fig. 21. Frecuencia de longitudes de la captura por año y flota.

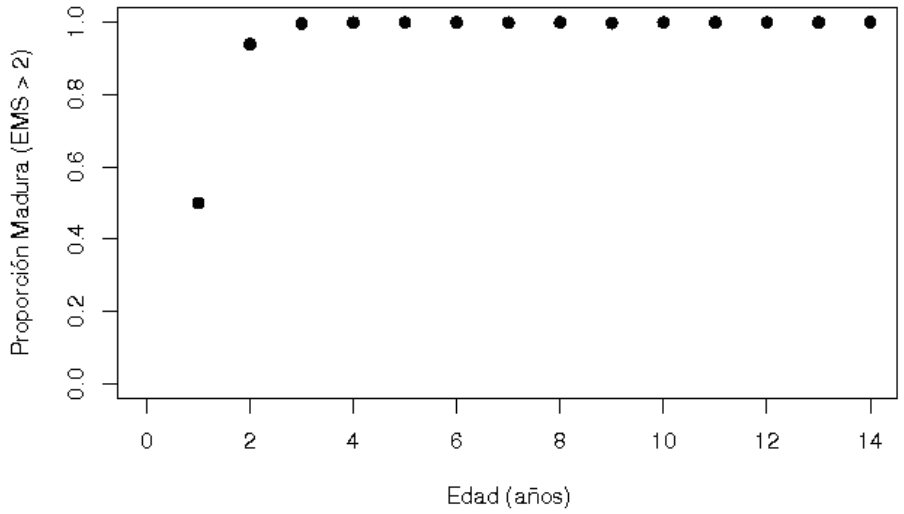

Fig. 22. Fracción de madurez a la edad.

El peso medio a la edad a través de los años, por flota (Fig.23) indica estabilidad inter-anual y entre flotas. La fuerza relativa de las cohortes calculada con la captura en número a la edad se muestra en la Fig. 24. La proporción cruda muestra la caída de los grupos de edad dominantes 3, 4 y 5 desde el año 2004 al 2005, pasando a predominar el grupo de edad 2 hasta el año 2007, pues en el 2008 la estructura de edad está nuevamente dominada por el grupo de edad 4. En el año 2008 se registra una brusca caída de la abundancia en número total a bajos niveles de captura en peso en la captura de la flota industrial (Fig. 20), por lo que la predominancia del grupo de edad 4 en ese último año de nuestra serie no representa una recuperación de la estructura de edad, sino aparentemente una caída adicional del reclutamiento, lo que agrava aún más la situación del stock en términos de la abundancia de juveniles.

Lo más interesante es observar la dinámica de la proporción relativa (Fig. 25) y estandarizada (Fig. 26) del número a la edad en las capturas, las que indican que la

declinación de los grupos de edad dominantes 3, 4 y 5, y de los reclutas (grupos de edad 1 y 2) comienza tan temprano como el año 1999, y ya en al año 2003 las proporciones estandarizadas de los reclutas y del grupo de edad dominante 3 se hacen negativas. De hecho, el año 2004 es cuando los grupos de edad 2 a 5 presentan los valores más bajos, ubicándose cerca del valor cero de la proporción estandarizada, comenzando luego una leve recuperación desde esa situación deprimida para volver a caer el año 2008. En conjunto este análisis exploratorio de la fuerza relativa de las cohortes y de la contribución de los grupos de edad a la captura en número sugieren un proceso de declinación anterior a la crisis del año 2004, que toca fondo ese año y, por lo tanto, se hace manifiesto, pero que aparentemente venía ocurriendo desde 4 a 5 años antes.

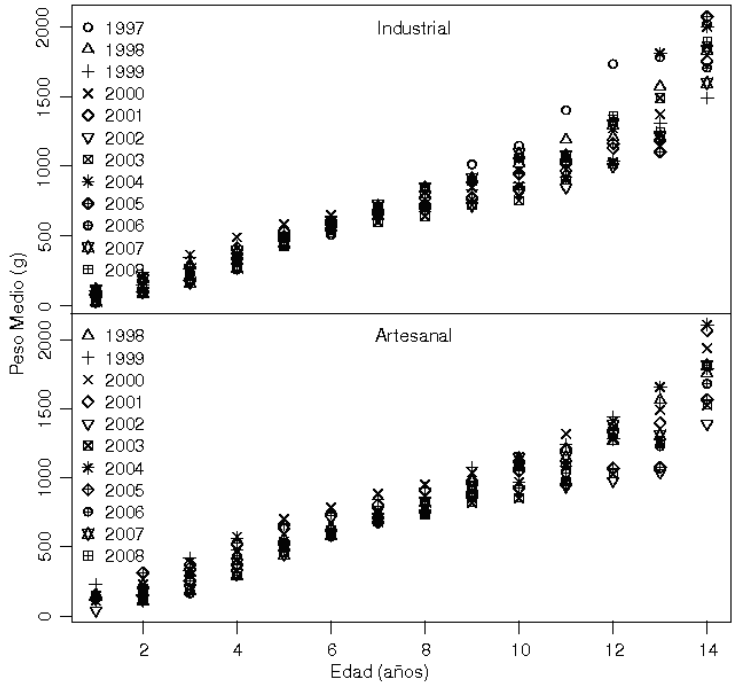

Fig. 23. Peso medio a la edad por año y flota.

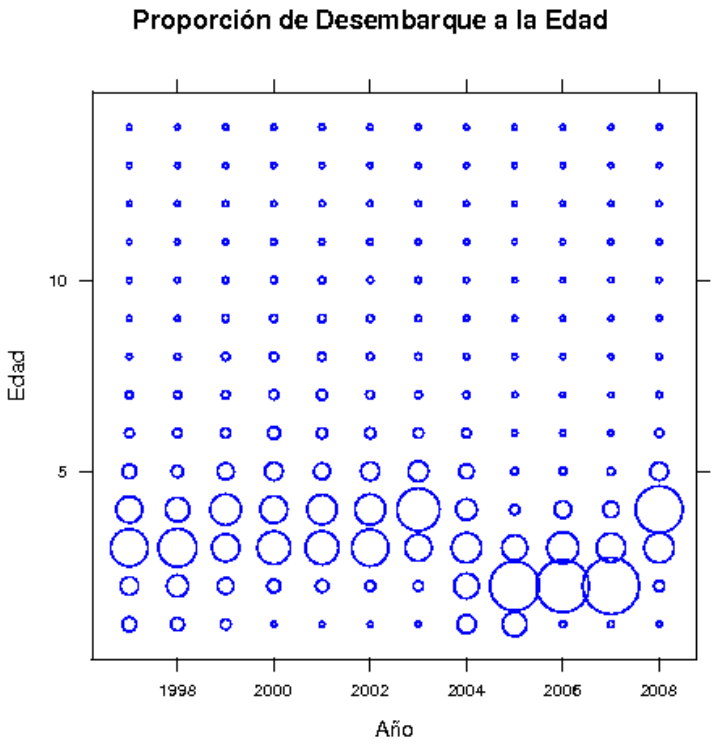

Fig. 24. Proporciones de número a la edad en la captura.

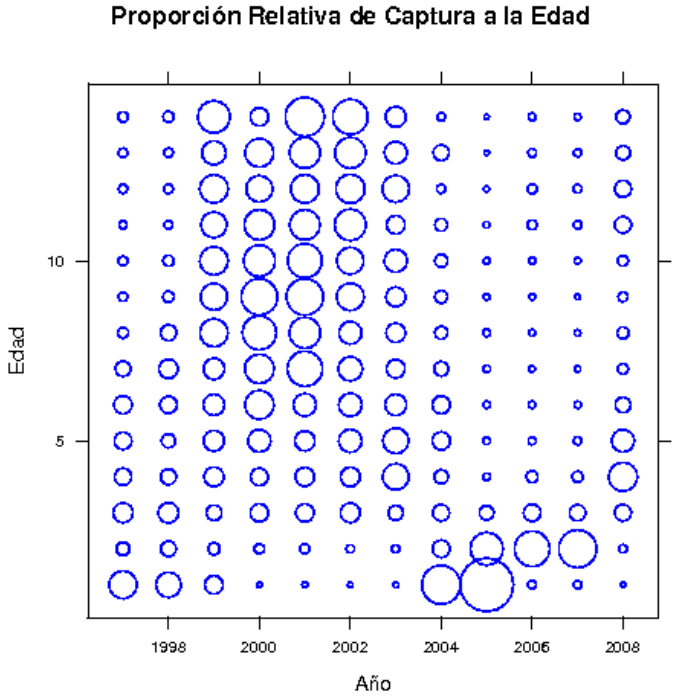

Fig. 25. Proporciones relativas de número a la edad en la captura.

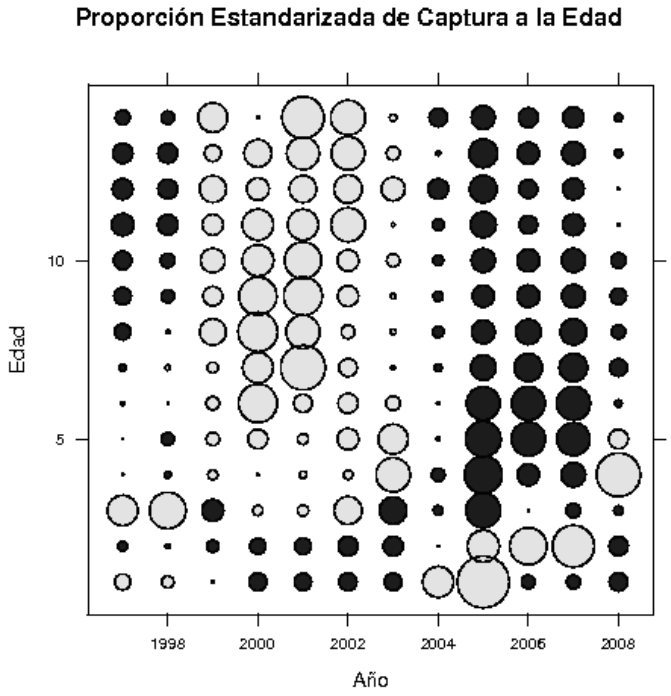

Fig. 26. Proporciones estandarizadas de número a la edad en la captura.

4.3.4.3. Índices de Abundancia Relativa

Se dispuso de tres índices de abundancia relativa generados por las flotas comerciales, a saber: (i) un índice de CPUE industrial obtenido por IFOP, (ii) un índice de CPUE industrial obtenido por INPESCA; y, (iii) un índice de CPUE artesanal obtenido por IFOP. En la Fig. 27 se muestra que existe inconsistencia entre el índice industrial de IFOP y los otros dos índices (industrial de INPESCA y artesanal de IFOP), mientras que estos dos últimos son consistentes entre sí. Por lo tanto, hemos excluido el índice de CPUE industrial de IFOP en los análisis subsecuentes.

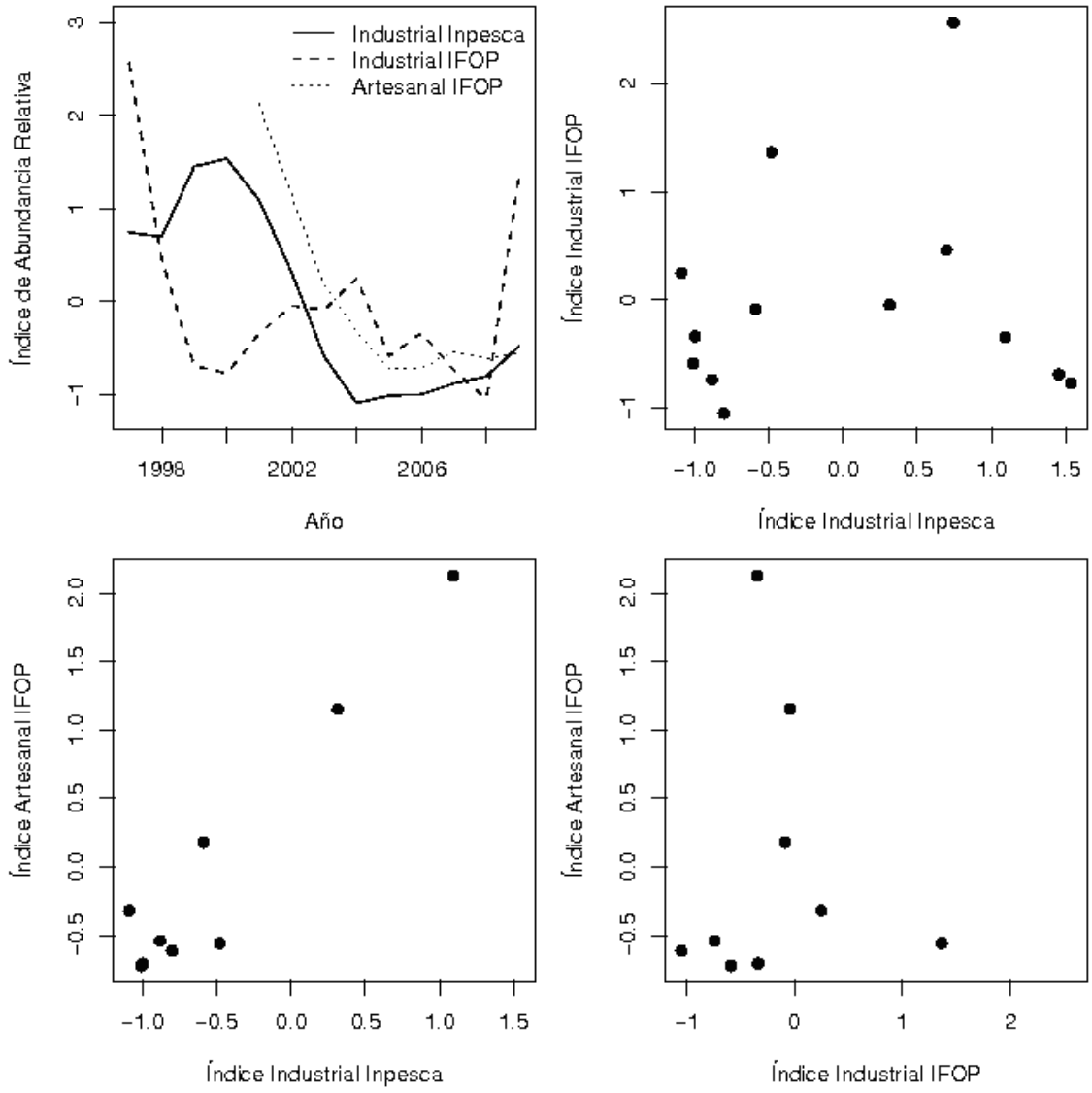

Fig. 27. Índices de abundancia relativa de flotas comerciales.

Los índices de abundancia provenientes de los cruceros hidroacústicos de IFOP, producidos en este estudio, muestran valores anómalos en los grupos de edad 5 y 6 del año 2002 (y muy altos y casi anómalos en los grupos de edad 7 y 8 para el mismo año, lo que se proyecta incluso hasta el grupo de edad 12 para ese año), y en el grupo de edad 4

del año 2001 (Fig. 28), lo que probablemente se debe a contaminación de la señal acústica con stocks (especies) diferentes a la merluza común. Para mejorar la información, nosotros hemos reemplazado los valores del grupo de edad 4 en el año 2001 y de los grupos de edad 5 y 6 en el año 2002 por la predicción de un modelo polinomial cúbico que interpola desde las restantes observaciones (función *loess* de R).

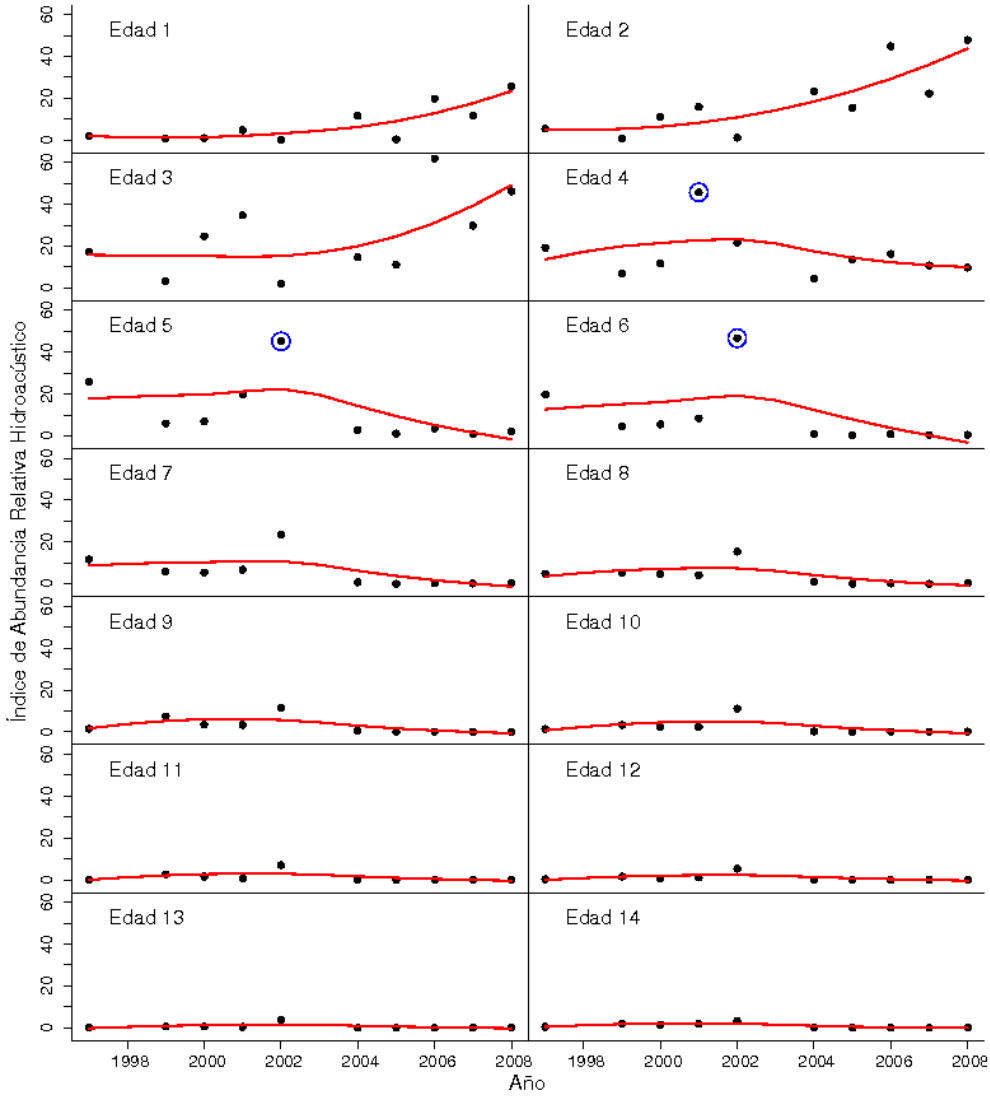

Fig. 28. Índices de abundancia relativa de prospecciones hidroacústicas.

La consistencia entre el índice acústico y el índice de CPUE de la flota artesanal es adecuada en los grupos de edad mayores a 5 años, representando una situación informativa, pues históricamente la flota artesanal ha explotado edades mayores (Fig. 29). También los resultados son adecuados para la consistencia entre el índice acústico y el índice de CPUE de la flota industrial, la que ocurre a partir del grupo de edad 4, lo que corresponde al hecho que la flota industrial históricamente explota edades menores (Fig. 30). En cambio, los índices de CPUE de la flota artesanal y de la flota industrial no son altamente consistentes, aunque tampoco son contradictorios (Fig. 31).

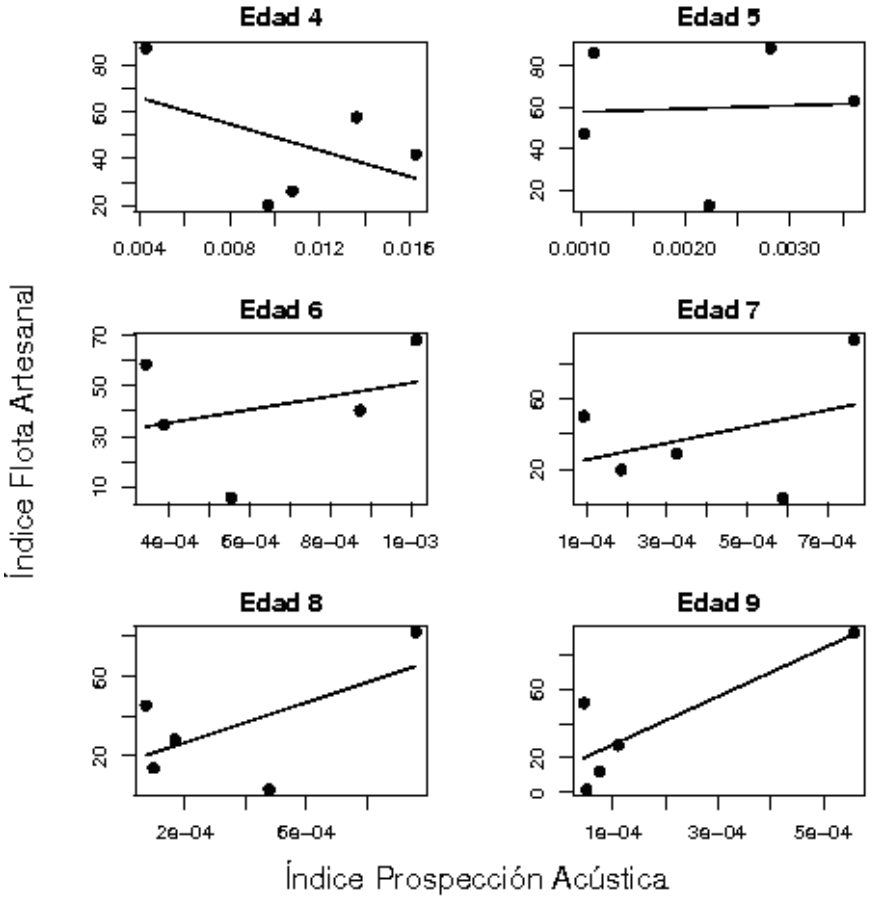

Fig. 29. Correlación entre índices artesanal y acústico entre edades.

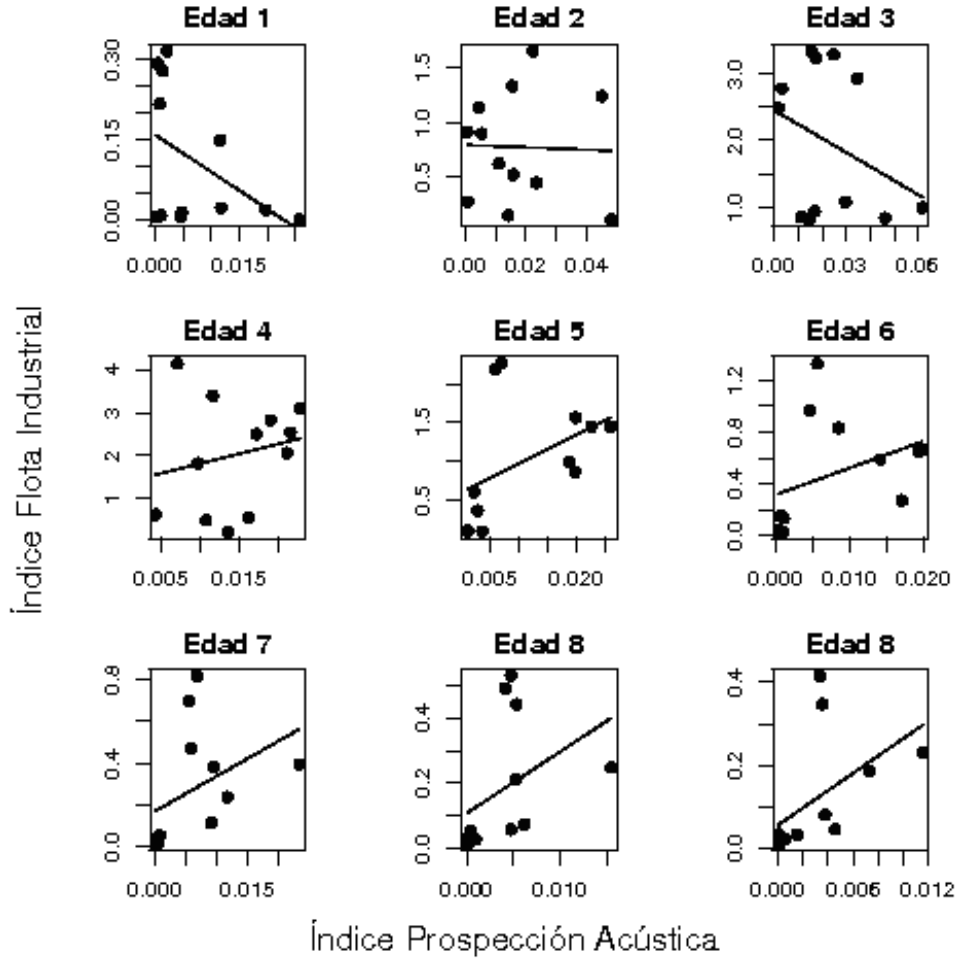

Fig. 30. Correlación entre índices industrial y acústico entre edades.

La consistencia entre edades para un mismo índice obtenido en años diferentes es adecuada en el caso del índice acústico, aunque muy limitada a las edades vecinas (Fig. 32) y muy adecuada para las flotas, artesanal (Fig. 33) e industrial (Fig. 34).

En conjunto, el análisis exploratorio indica que los tres índices son consistentes y que, por lo tanto, los procedimientos como suavizar los valores extremos del índice acústico (grupo de edad 4 del año 200, grupos de edad 5 y 6 del año 2002) o elegir sólo

los índices de CPUE de las flotas artesanal (IFOP) e industrial (INPESCA), excluyendo el índice industrial de IFOP, son decisiones acertadas.

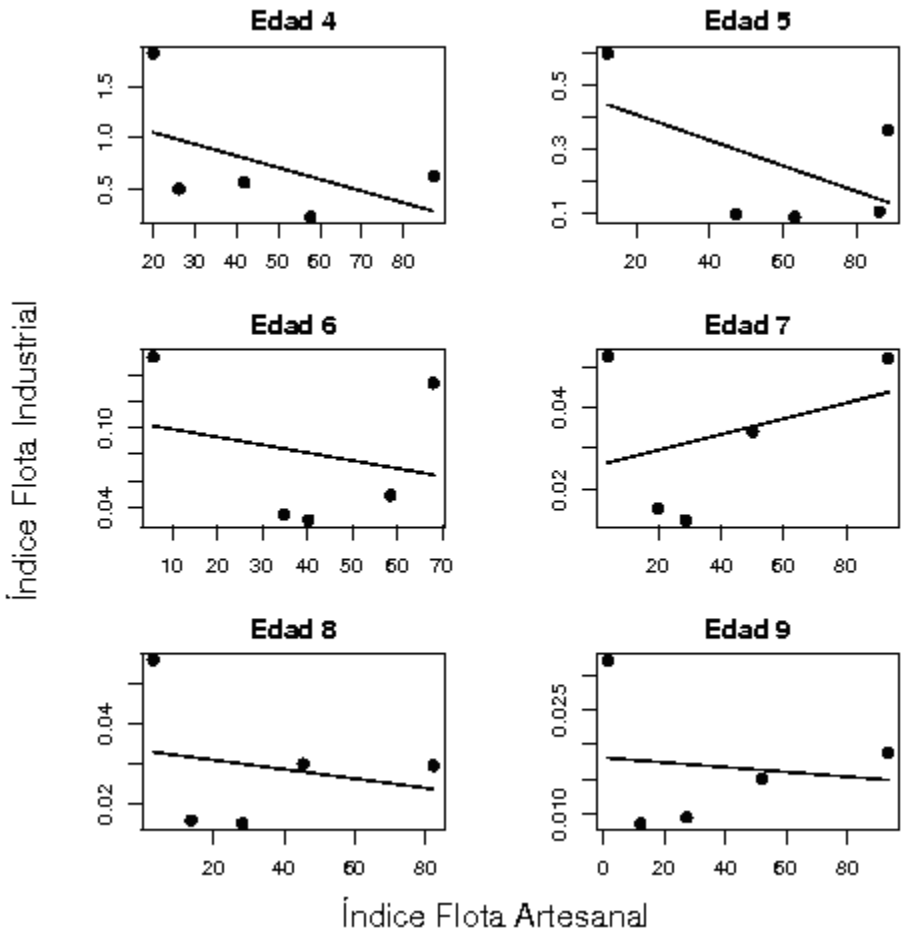

Fig. 31. Correlación entre índices artesanal e industrial entre edades.

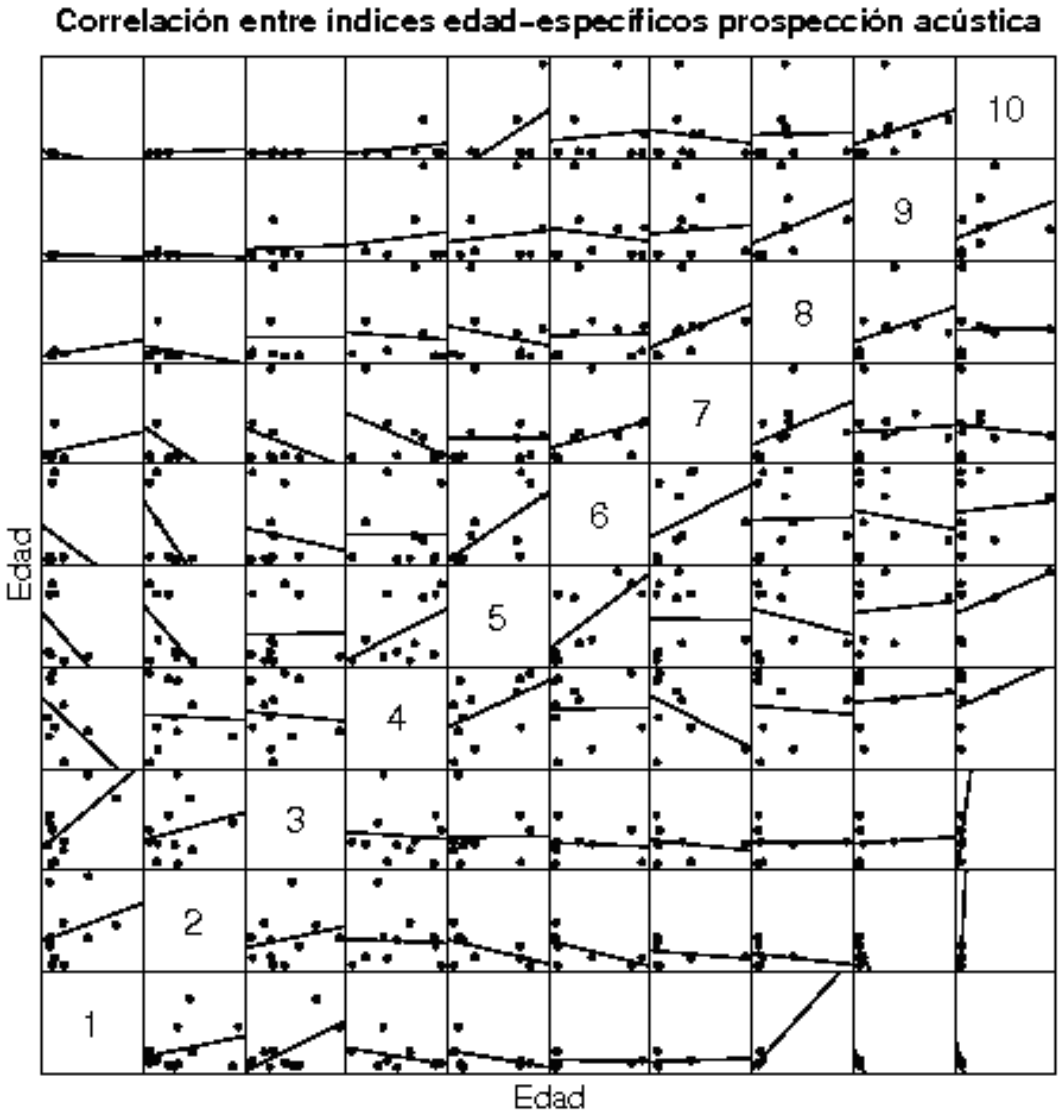

Fig. 32. Correlación grupos de edad del índice acústico.

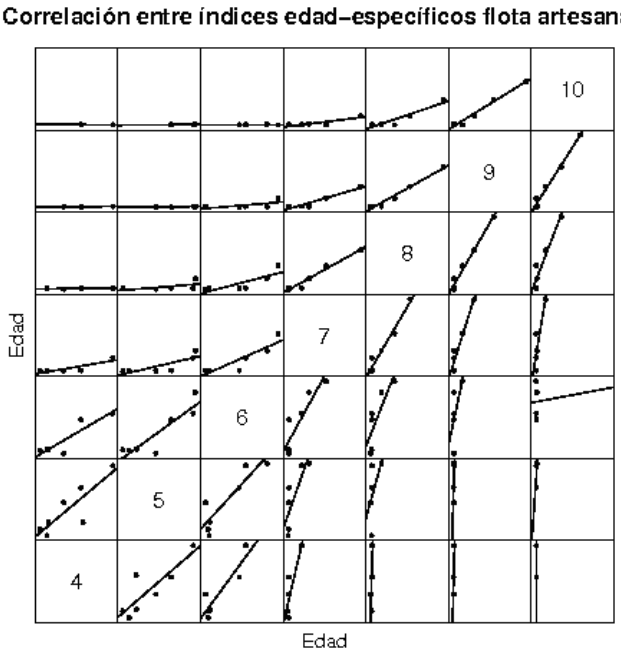

Fig. 33. Correlación entre grupos de edad del índice artesanal.

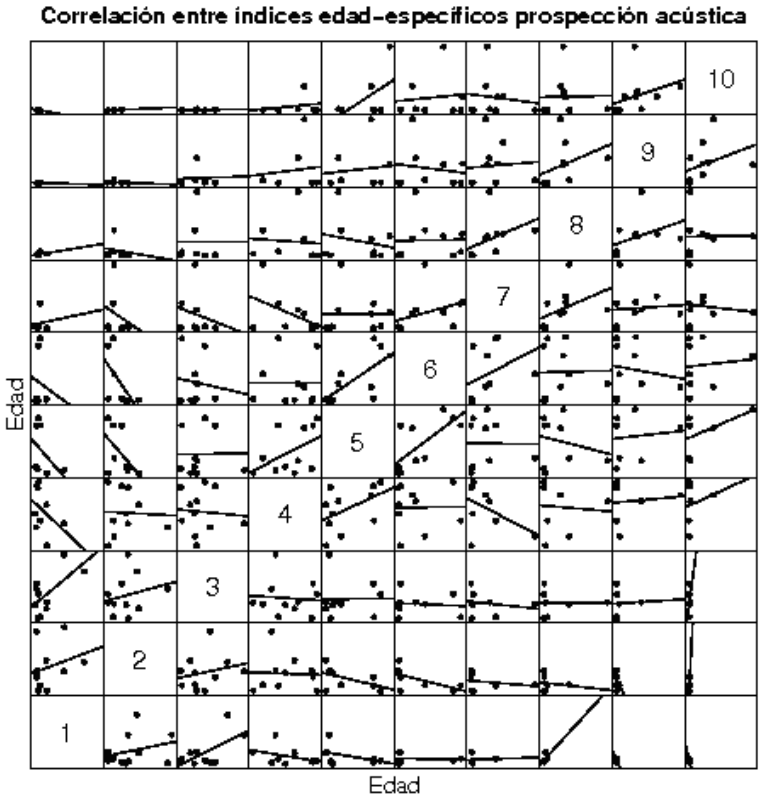

Fig. 34. Correlación entre grupos de edad del índice industrial.

4.3.4.4. Evaluación de Stock por XSA: Situación Base para el Condicionamiento del Modelo Operativo

El análisis retrospectivo (Fig. 35) indica alta consistencia de la información interanual para cualquier valor del parámetro de *shrinkage*, excepto cuando se excluye desde el año 2004 al 2008. Obviamente, esto es el resultado de la culminación de la declinación de las clases anuales dominantes ese año.

La estimación de la trayectoria de la biomasa desovante de merluza común es estadísticamente precisa y muestra que el stock desovante decayó desde 800 mil ton a fines de los años 90 a sólo 200 mil tons desde el año 2005 (Fig. 36). En cambio, el reclutamiento presentó un desplome desde el año 2001 para recuperarse al 2005, y volver a caer en el año 2006. Los dos últimos años son el promedio geométrico de los años anteriores, así que no aportan nueva información.

Como es habitual en modelación edad-estructurada, la relación entre el stock desovante y el reclutamiento no queda bien determinada por los datos, con patrones sistemáticos en los residuos, aunque la presunción de log-normalidad de esos residuos parece correcta (Fig. 37). Probablemente, de haber dispuesto con más años de base de datos hacia el pasado (sólo obtuvimos información a partir de 1997) habría sido posible determinar de mejor manera la relación entre la fracción de stock desovante y reclutas.

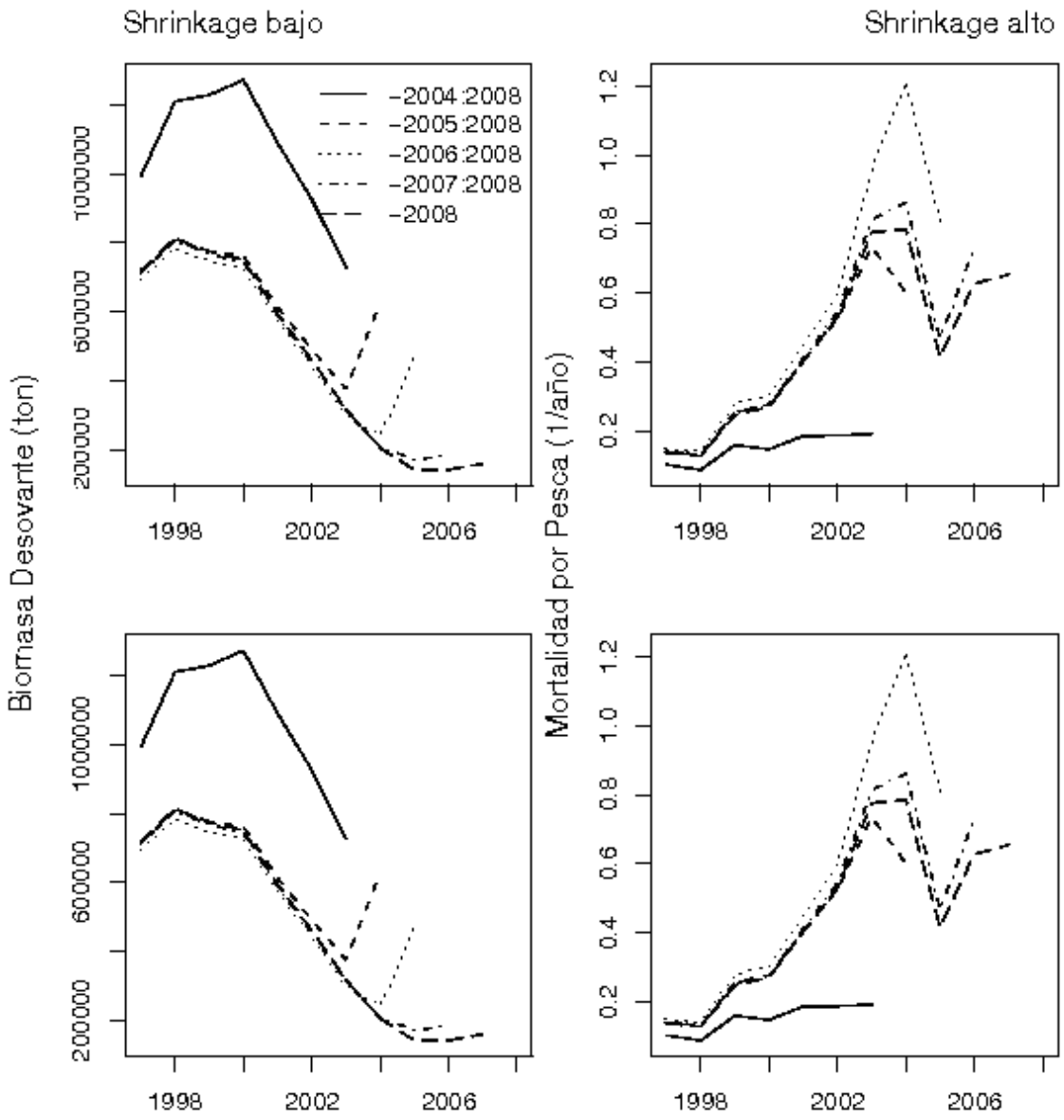

Fig. 35. Evaluación de stock retrospectiva por XSA.

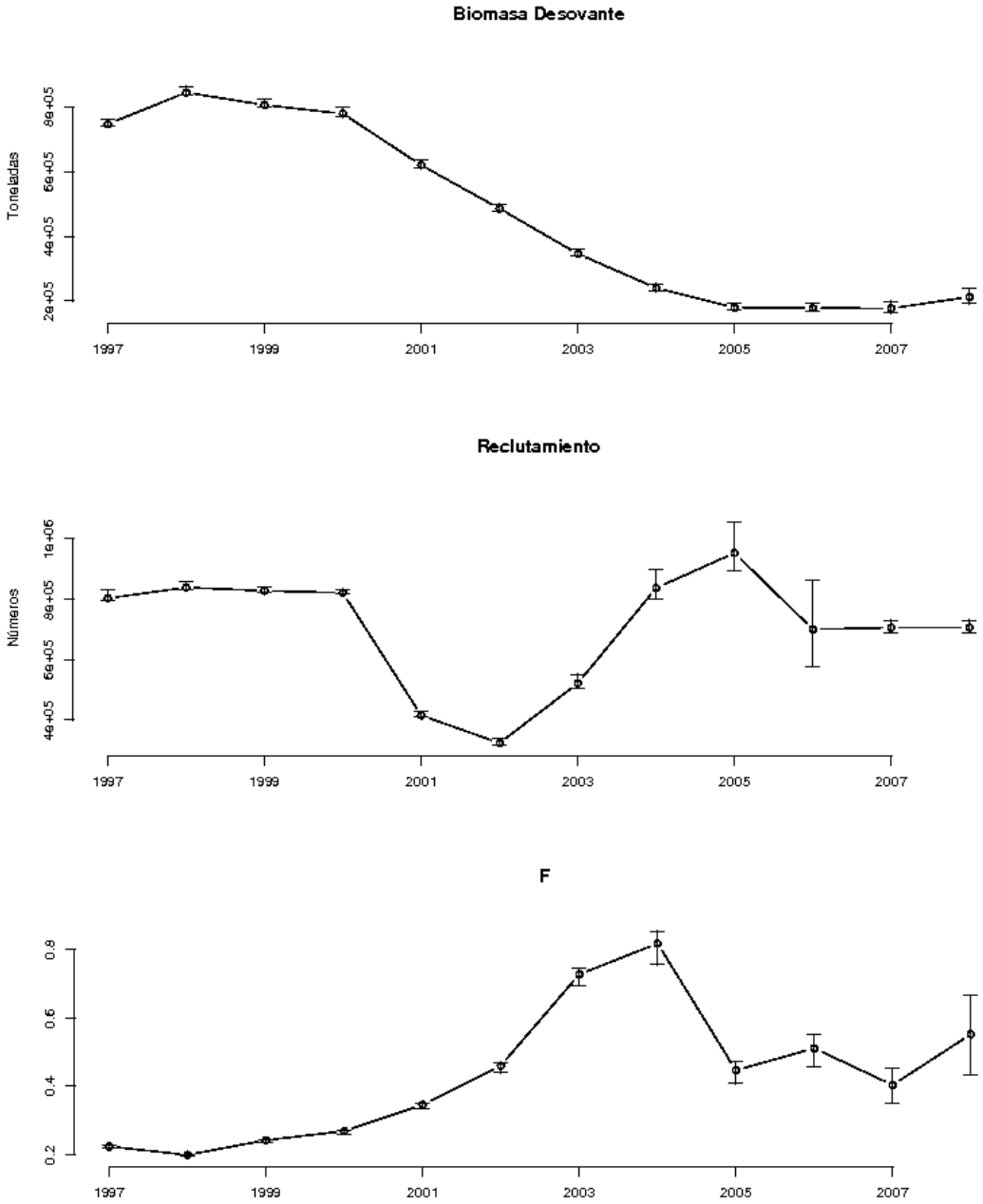

Fig. 36. Biomasa desovante (panel superior), reclutamiento (panel medio) y mortalidad por pesca (panel inferior) en el período histórico.

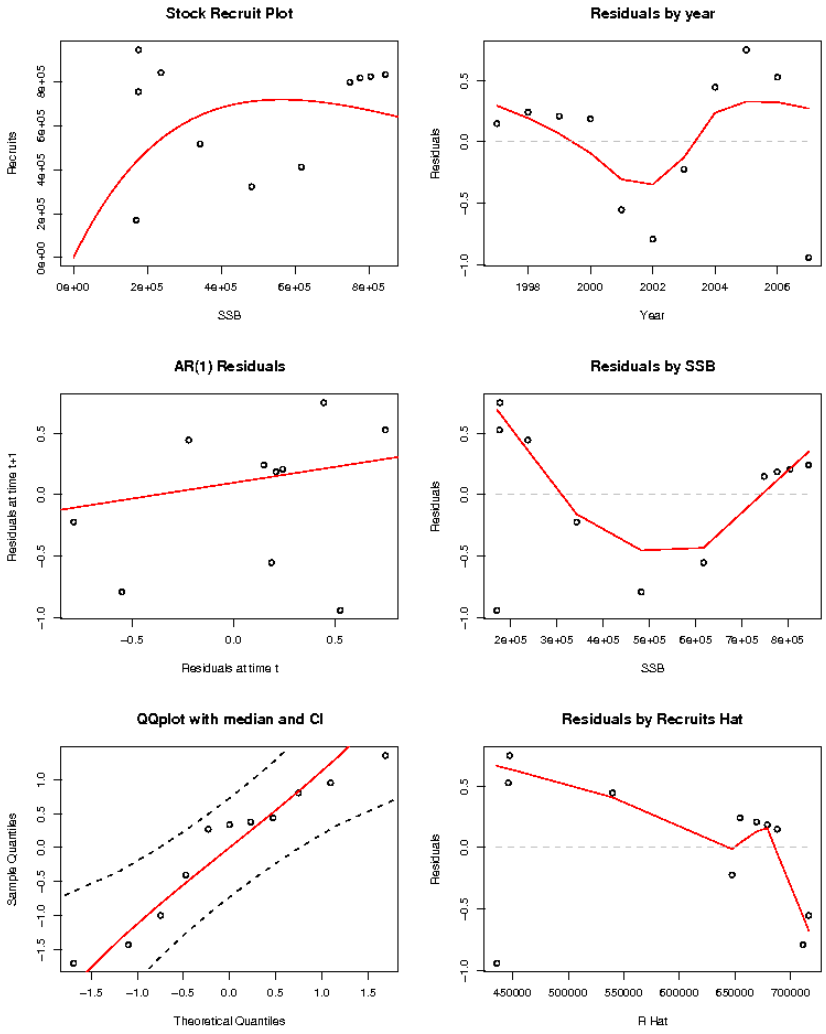

Fig. 37. Modelo de stock desovante y reclutamiento ajustado a partir de los resultados del XSA.

Las repeticiones desde el modelo base recién presentado permiten apreciar la distribución de puntos biológicos de referencia para el stock. En particular, hemos evaluado el rendimiento, la biomasa desovante, y el reclutamiento a la tasa de mortalidad de máximo rendimiento por recluta (F_{max}), el máximo rendimiento sostenido (F_{MSY}) y $F_{0.1}$ (Fig. 38). En primer lugar se observa que las mortalidades por pesca que han regido desde

el año 2000 en adelante (Fig. 35) son incluso mucho más altas que F_{max}. La mediana de $F_{0.1}$ es sólo 0.149 año^{-1}. A mortalidades por pesca como las que aconsejan los PBR's, los rendimientos no sobrepasan las 70 mil ton. Asimismo, la biomasa desovante a mortalidades por pesca como las indicadas no debieran ser menor que 400 mil tons; el reclutamiento podría alcanzar los 800 millones de peces.

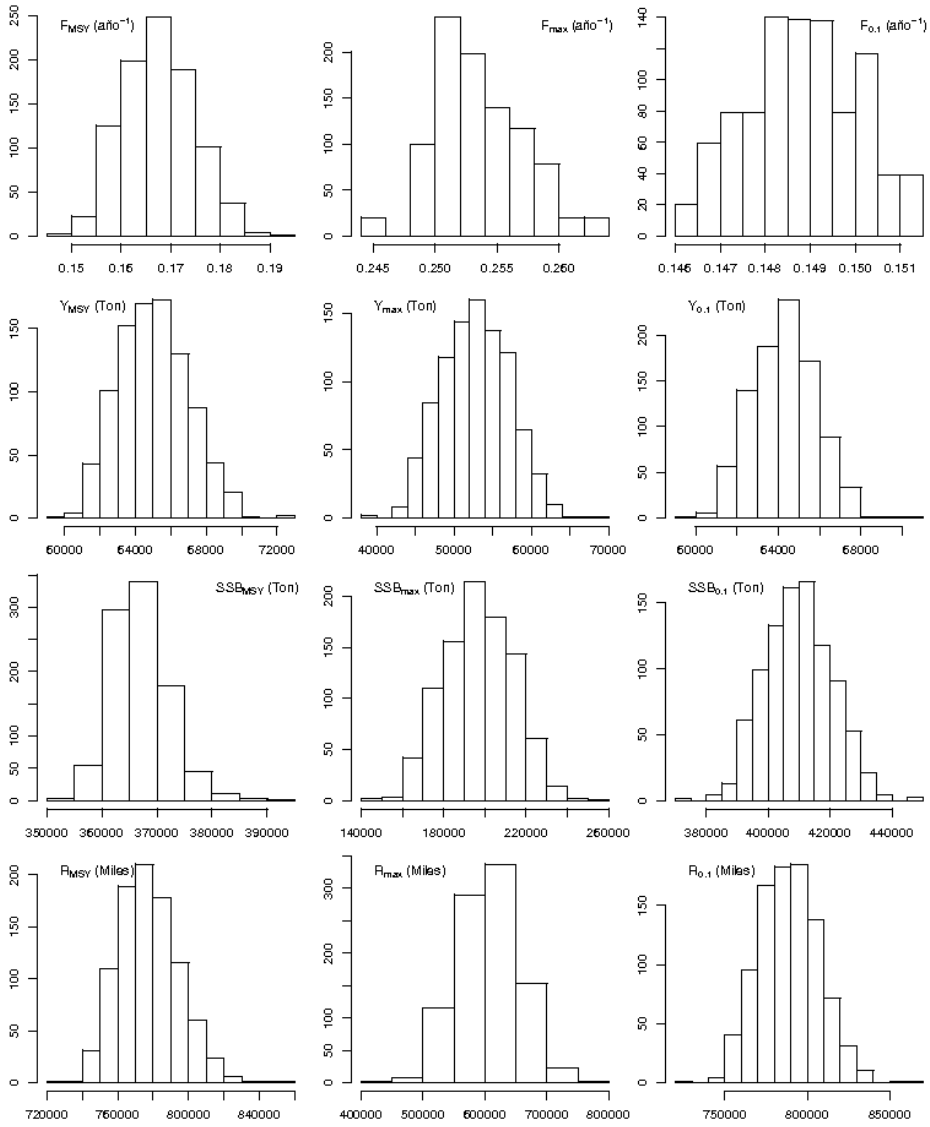

Fig. 38. Distribución empírica de puntos biológicos de referencia a través de las repeticiones del modelo base.

4.3.4.5. Robustez de las Actuales Estrategias de Manejo

Como se indicó en la metodología de este objetivo específico, nosotros hemos considerado como estrategia de manejo actual la fijación de una CTP de 50 mil ton (Informe de CTP Año 2010 de Subsecretaría de Pesca, 2009), proyectándola durante aproximadamente dos generaciones de merluzas (20 años). En la Figs. 39 a 42 se muestra los resultados de esta estrategia de manejo en términos de la situación real del stock (panel superior) y de la observada desde la evaluación de stock, que se realiza por el mismo método empleado en el condicionamiento del modelo operativo, es decir XSA.

Recuérdese que este proceso de simulación de la estrategia de manejo actual incluye cuatro fuentes mayores de incertidumbre, a saber, error de proceso, error de observación, error de estimación y error de implementación. Entonces la estrategia evalúa su robustez frente a esta cuatro mayores fuentes de incertidumbre.

La mortalidad por pesca real (aquella generada por la proyección del modelo operativo) presenta buena robustez, aunque el centro de gravedad de su distribución se encuentra exactamente por sobre los valores deseables y la dispersión, aunque parece alta, es atribuible exclusivamente a los valores atípicos (Fig. 39). La mortalidad por pesca observada desde la evaluación de stock tiene una conducta muy similar, lo que indica que respecto de este parámetro el método XSA es insesgado.

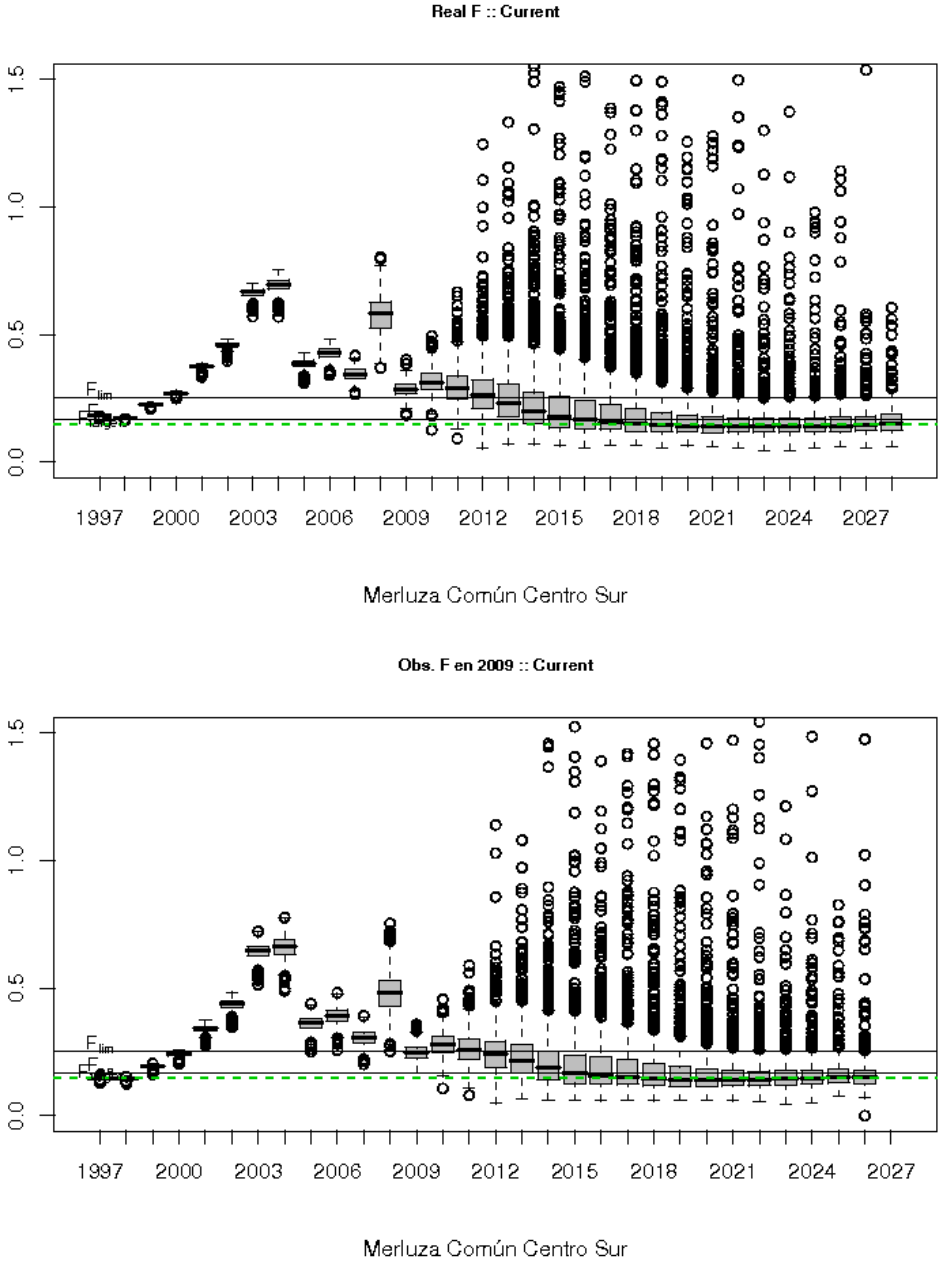

Fig. 39. Distribución de la mortalidad por pesca real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 50000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

La biomasa desovante real se recupera y alcanza un valor deseable (400 mil ton) recién en los años 2018-2020, aunque en este caso la robustez es baja pues el resultado incluye situaciones de colapso del stock debido a las fuentes de incertidumbre introducidas (Fig. 40). La biomasa desovante observada desde el modelo de evaluación de stock tiene un leve sesgo de subestimación, pero, en general, se comporta como la biomasa desovante real, lo que nuevamente respalda al XSA aplicado sobre el stock de merluza común.

El centro de gravedad de la proyección del reclutamiento real se mantiene en los niveles actuales; el escenario sólo incluye situaciones de altos reclutamientos en valores atípicos (Fig. 41. Nuevamente la proyección de las estimaciones por XSA es insesgada, aunque presenta mayor variabilidad que la proyección real (Fig. 40).

Finalmente, la captura real tiene un centro de gravedad alrededor de las 50 mil ton y no presenta una muy alta variación, alcanzando como máximo, sin contar valores atípicos, las 80 mil ton a partir del año 2024 (Fig. 41). La captura observada sólo difiere de la real por el error de implementación pues no es producto de la evaluación de stock por XSA (no hay error de proceso, ni de observación ni de estimación), así que tiene una conducta prácticamente idéntica a la real.

Recientemente en el Comité Científico de Merluza Común (CC-MC) de la Subsecretaría de Pesca se ha establecido un nivel de biomasa desovante objetivo de 450 mil ton y un nivel límite de 250 mil ton. En la Tabla 9 se muestra la proporción de iteraciones en que la biomasa desovante es menor que la biomasa límite, bajo varios escenarios de manejo en términos de CTP de 2009 (ver resultados en el objetivo específico 4). La actual estrategia de manejo corresponde al escenario de CTP = 50 mil

tonel en el año 2009. Bajo esa estrategia la probabilidad de colapso es cerca de 40% en el año 2015, y de 12%, al final de la serie proyectada.

En resumen, la actual estrategia de manejo de la Subsecretaría de Pesca no es robusta a las fuentes de incertidumbre existentes en el procedimiento de manejo modelado.

Tabla 9. Probabilidad de colapso del stock de merluza común (que la biomasa desovante sea menor la biomasa desovante límite) bajo varios escenarios de CTP en 2009.

	CTP (ton)					
Año	1000	20000	40000	50000	60000	70000
2010	0.07	0.33	0.69	0.8	0.88	0.94
2011	0.08	0.29	0.59	0.72	0.81	0.87
2012	0.1	0.27	0.51	0.64	0.74	0.81
2013	0.1	0.24	0.44	0.54	0.65	0.73
2014	0.08	0.21	0.37	0.47	0.56	0.66
2015	**0.06**	**0.18**	**0.3**	**0.39**	**0.49**	**0.58**
2016	0.05	0.14	0.24	0.33	0.44	0.53
2017	0.04	0.1	0.21	0.3	0.39	0.49
2018	0.03	0.08	0.18	0.26	0.36	0.45
2019	0.02	0.06	0.15	0.23	0.33	0.42
2020	**0.02**	**0.06**	**0.14**	**0.2**	**0.31**	**0.4**
2021	0.02	0.05	0.12	0.19	0.28	0.38
2022	0.01	0.04	0.1	0.16	0.27	0.35
2023	0.01	0.04	0.09	0.15	0.25	0.33
2024	0.01	0.03	0.08	0.14	0.24	0.32
2025	**0.01**	**0.03**	**0.07**	**0.13**	**0.23**	**0.3**
2026	0.01	0.03	0.07	0.13	0.22	0.29
2027	0.01	0.02	0.07	0.12	0.22	0.28

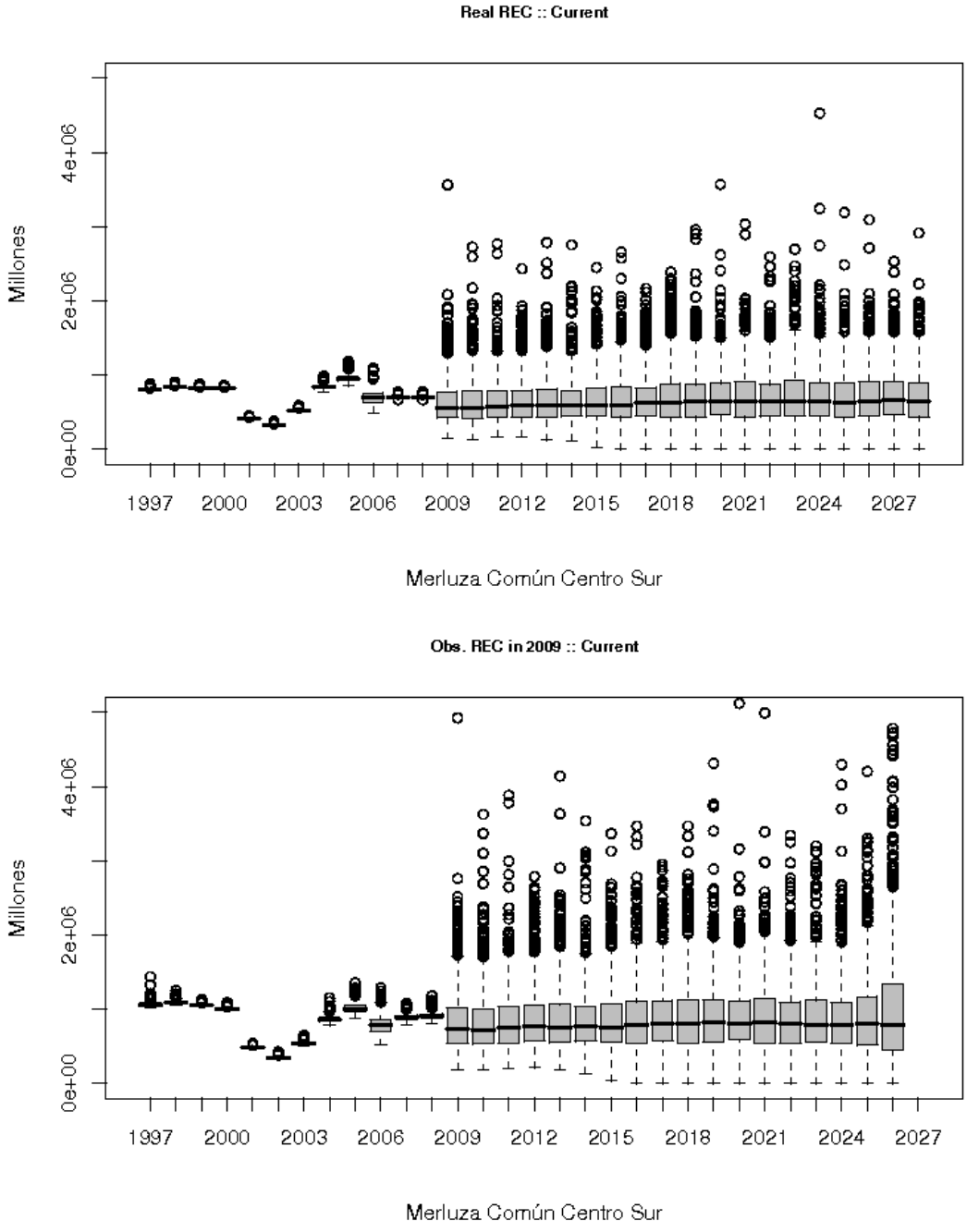

Fig. 40. Distribución de la biomasa desovante real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 50000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

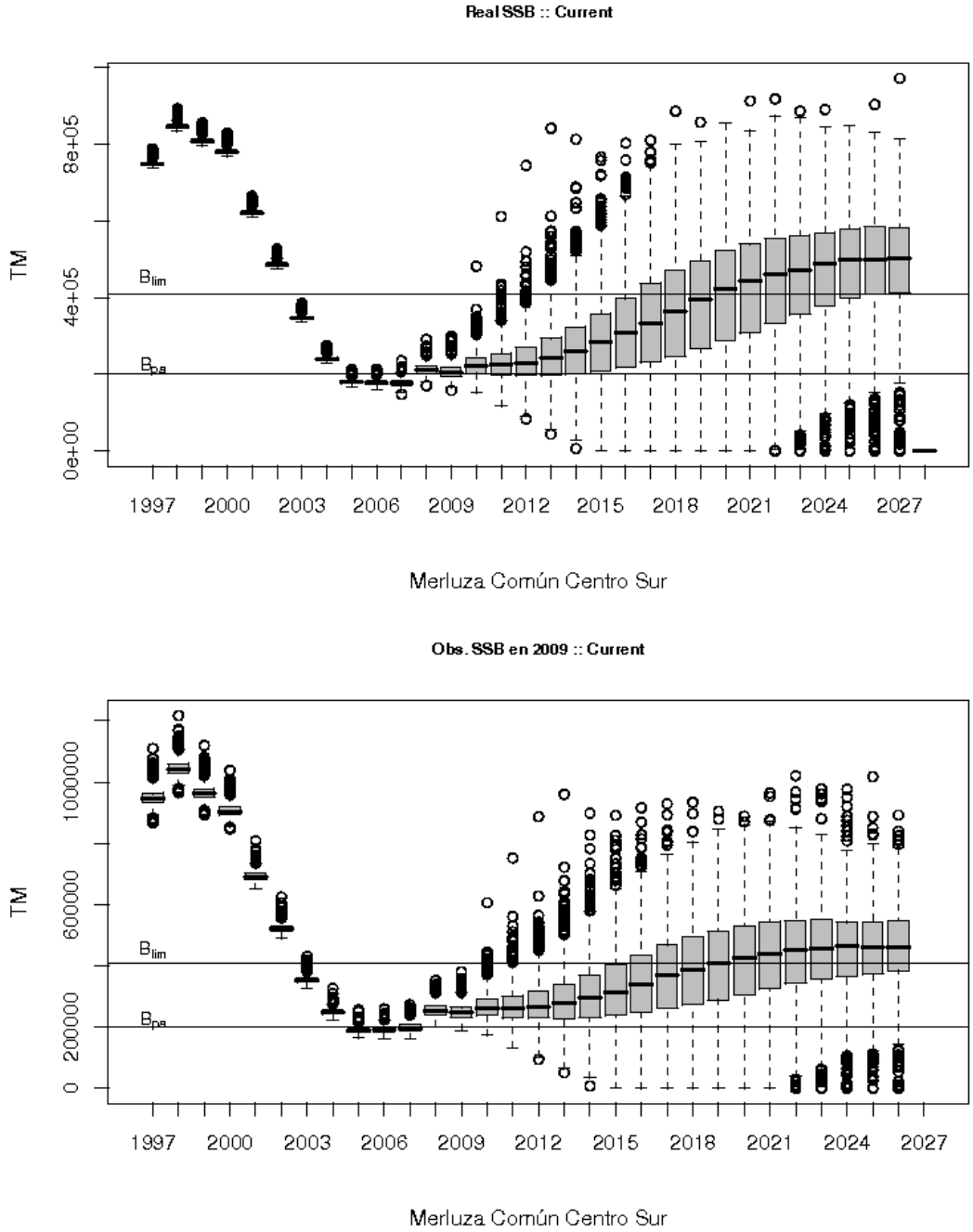

Fig. 41. Distribución del reclutamiento real (panel superior) y observado (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 50000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

4.3.5. Objetivo Específico 4. Describir e implementar un sistema de evaluación del Procedimiento de Manejo propuesto en base a la robustez de éste frente a un amplio rango de incertidumbres biológicas, económicas y sociales.

4.3.5.1. Metodología

La metodología a emplear en este capítulo es la misma ya descrita para el cumplimiento del objetivo específico 1, es decir, una Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) moderna que considera las cuatro mayores fuentes de incertidumbre en manejo del stock, a saber: incertidumbres de proceso, de observación, de estimación y de implementación.

En este caso la metodología se emplea para obtener resultados de los nuevos objetivos de manejo alternativos a los existentes, los que fueron descritos en el capítulo correspondiente al objetivo específico 2, consistente en recuperar la biomasa desovante a niveles deseables de 400 mil ton en un plazo de dos generaciones de merluza común (cerca de 20 años) mediante la implementación de una regla de cosecha que consiste en dos alternativas frente a la actual (50 mil ton). Estas son una CTP menor (40 mil ton) a la actual y una mayor (60 mil ton) a la actual.

Las restantes condiciones biológicas, de observación, de distribución de las cuotas artesanal e industrial, y de condiciones socio-económicas se mantienen constantes respecto de la situación actual.

4.3.5.2. Resultados

- **CTP = 1000 ton en 2009**

Se asume que esta cifra (1.000 ton) es lo suficientemente baja y prácticamente corresponde a una CTP = 0 ton (Nota: para correr el modelo se debe incluir una cifra de pesca > 0), lo que justifica en términos prácticos realizar la modelación con una CTP = 1.000 ton). En este caso la mortalidad por pesca real sube en el segundo año y luego baja por debajo de F_{target} hasta el final de la proyección (Fig. 42). La mortalidad por pesca observada desde el XSA sigue casi perfectamente a la mortalidad por pesca real. Este escenario de descanso por un año (2009) en la simulación produce un notable incremento de la biomasa desovante real cuyo centro de gravedad traspasa el umbral deseable (450 mil ton) en el año 2017 y hacia el final de la serie sigue creciendo hasta alcanzar las 600 mil ton (Fig. 43). No se observa numerosos valores atípicos, pero la dispersión es relativamente alta. El XSA tiende a subestimar el incremento de la biomasa desovante. Bajo este nuevo escenario de manejo el reclutamiento no logra incrementarse, aunque presenta muchos valores atípicos altos dando lugar a posibles reclutamientos particularmente exitosos durante el período de manejo (Fig. 44). La observación del reclutamiento desde el modelo XSA es insesgada, aunque presenta mayor presencia de valores atípicos altos (Fig. 44). La CTP presenta alzas y disminuciones hasta un valor superior a 40 mil ton hacia el final de la serie (Fig. 45). La captura observada es idéntica debido a que no se supone descarte ni subreportes. Destacablemente en todos los años de

la serie este escenario -en la práctica cierre de la pesquería en 2009- produce una probabilidad de colapso de la biomasa desovante muy bajo, no superando a 8% (Tabla 9).

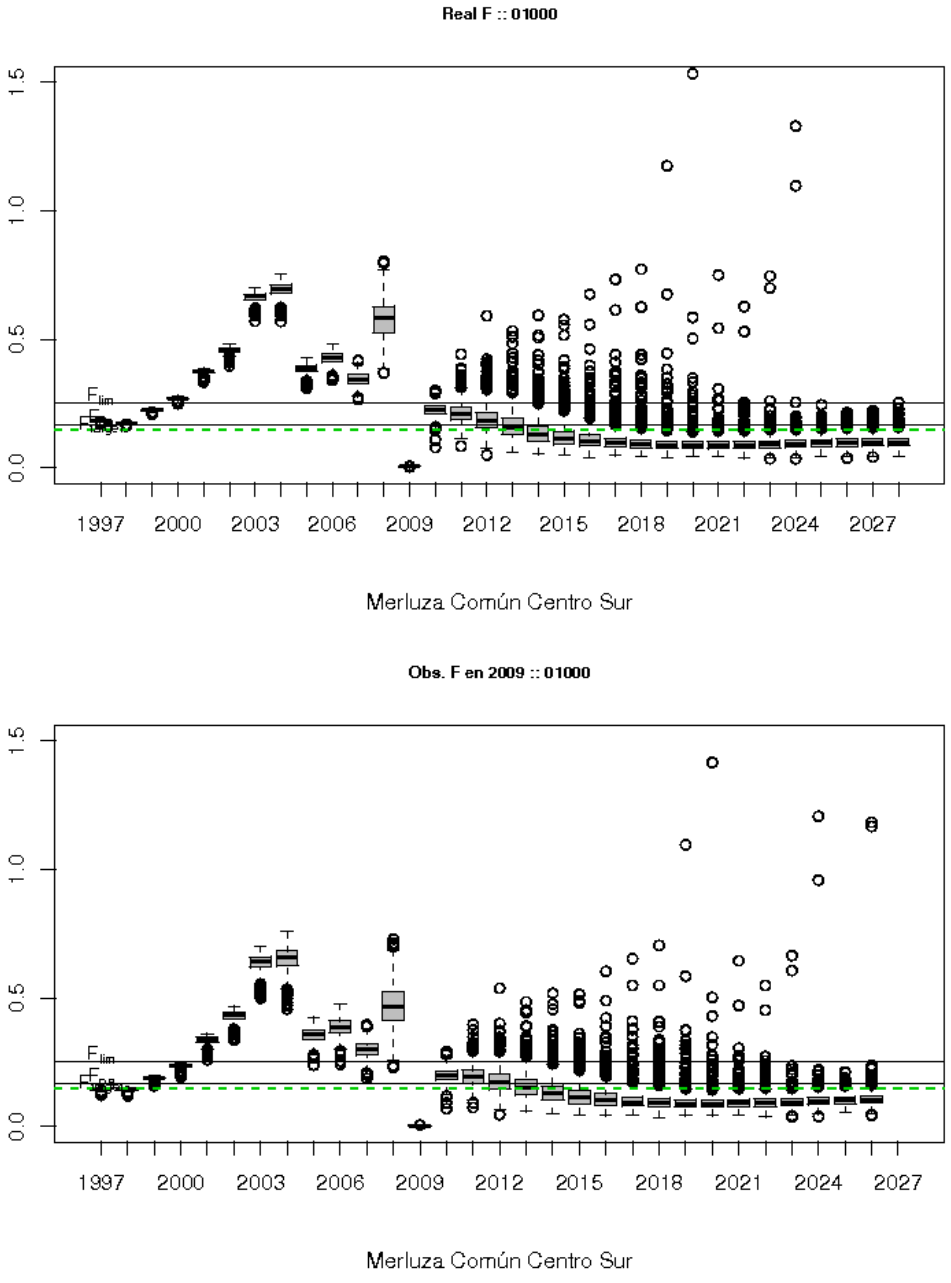

Fig. 42. Distribución de la mortalidad por pesca real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 1000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

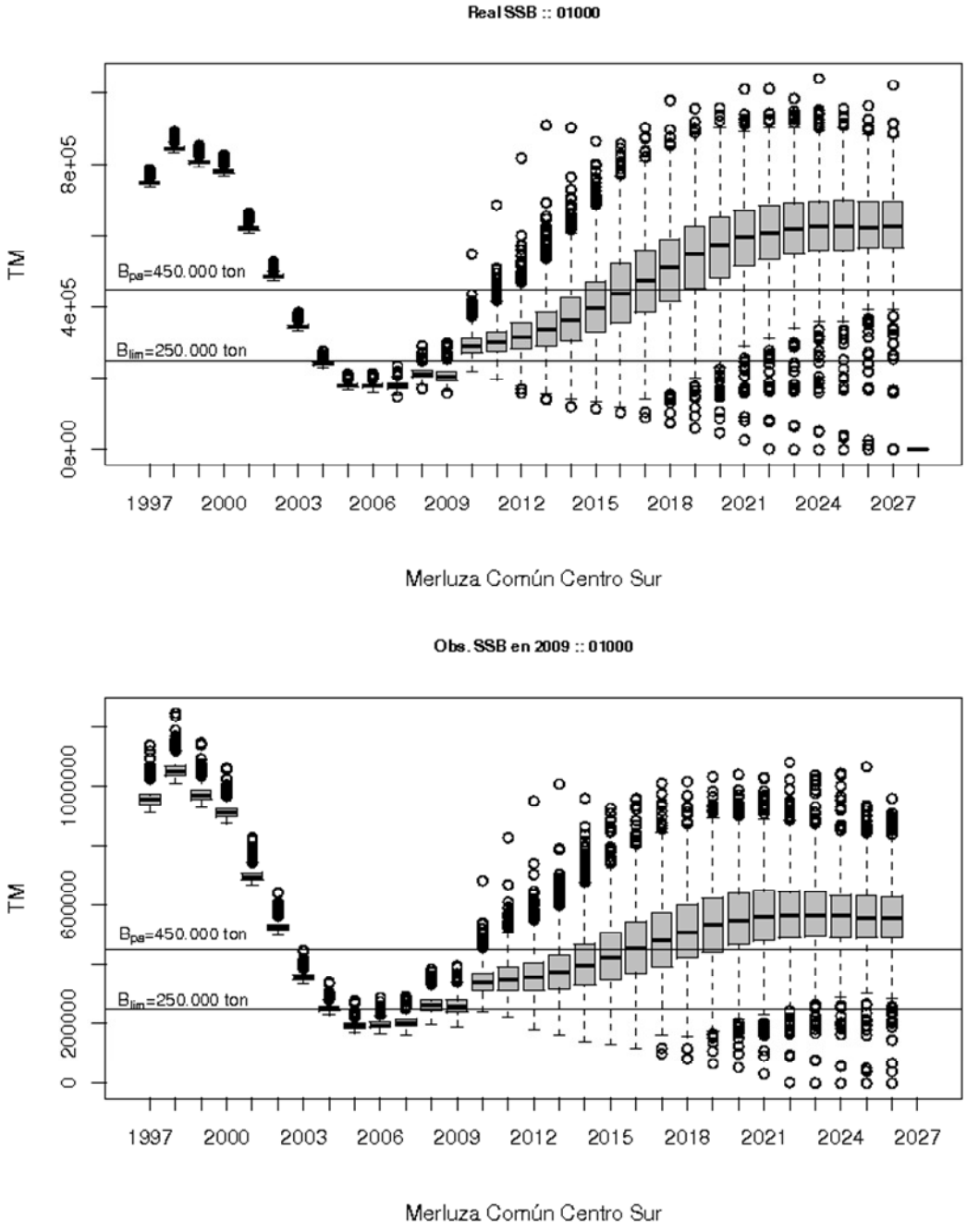

Fig. 43. Distribución de la biomasa desovante real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 1000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

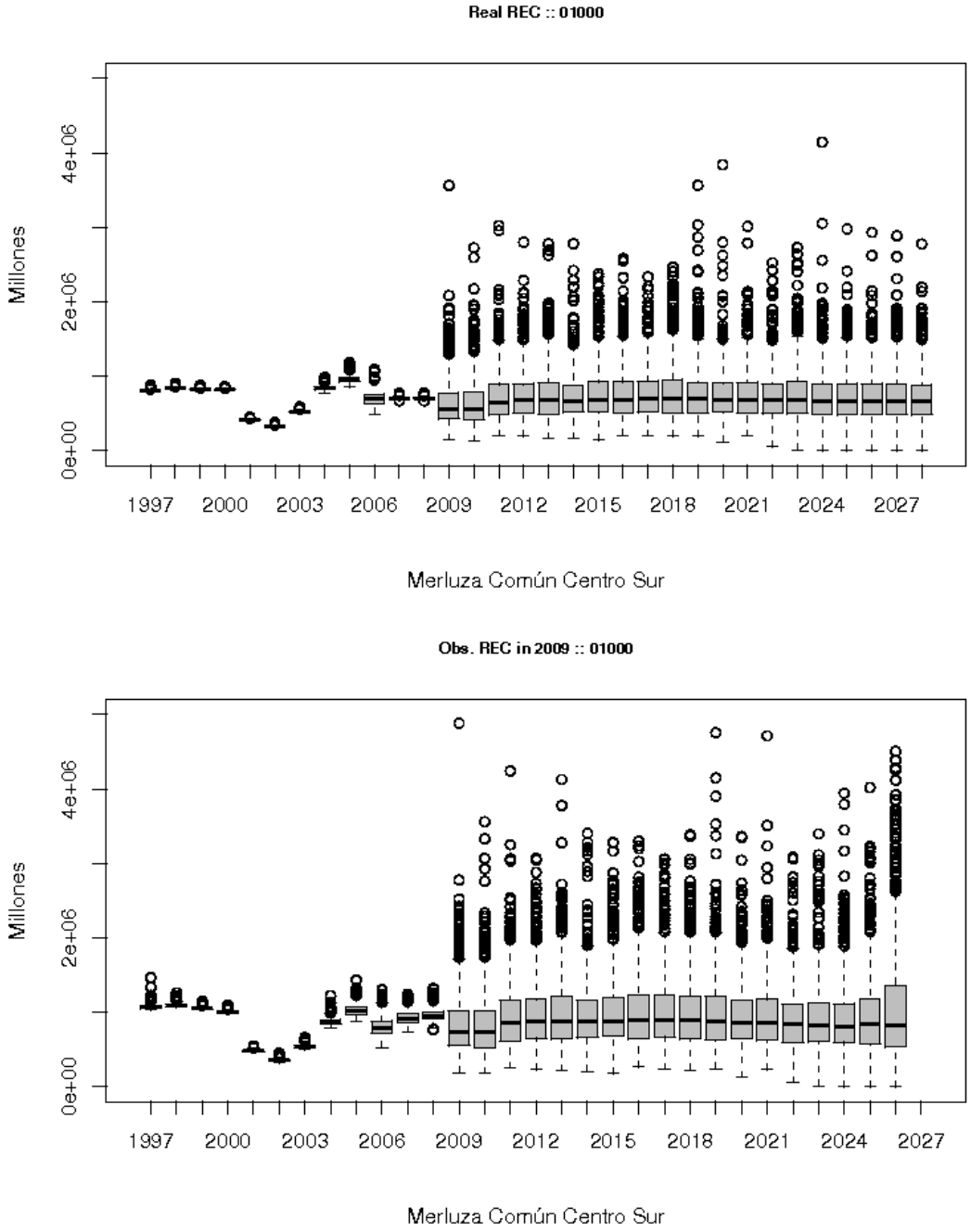

Fig. 44. Distribución del reclutamiento real (panel superior) y observado (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 1000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

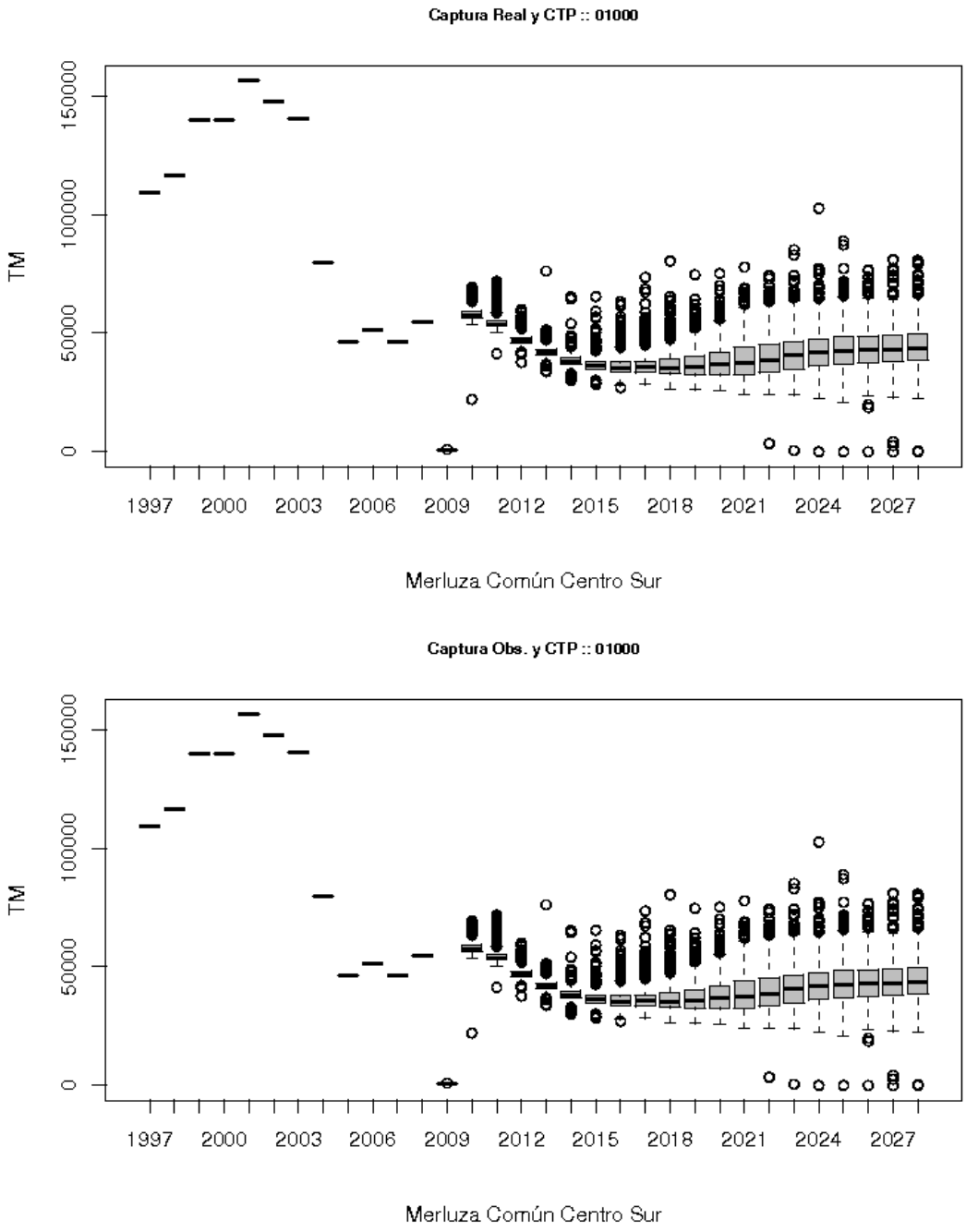

Fig. 45. Distribución de la CTP real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 1000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

- **CTP = 20.000 ton en 2009**

La mortalidad por pesca real se incrementa en el segundo año de la simulación y luego disminuye por debajo del F_{target} hasta el final de la proyección, tal como en el caso de la CTP=1.000 ton, pero en este escenario se presentan mucho más casos extremos de *F* altos (Fig. 46). La mortalidad por pesca observada desde el XSA sigue casi perfectamente a la mortalidad por pesca real. Este escenario produce también un notable incremento de la biomasa desovante real, cuyo centro de gravedad traspasa el umbral deseable (450 mil ton) en el año 2018, y que hacia el final de la serie sigue creciendo hasta alcanzar las 600 mil ton (Fig. 47). No se observa numerosos valores atípicos pero la dispersión es relativamente alta. El XSA nuevamente tiende a subestimar el incremento de la biomasa desovante. Bajo este nuevo escenario de manejo el reclutamiento no logra incrementar, pero presenta muchos valores atípicos altos dando lugar a posibles reclutamientos particularmente exitosos durante el período de manejo (Fig. 48). La observación del reclutamiento desde el modelo XSA es insesgada aunque presenta mayor presencia de valores atípicos altos. La CTP real se incrementa y luego disminuye, volviendo a incrementarse lentamente hacia un valor superior a 40 mil ton hacia el final de la serie (Fig. 49); la captura observada es idéntica debido a que no se supone descarte ni subreporte).

Este escenario de baja explotación en 2009 aun produce probabilidades altas de de colapso de la biomasa desovante de merluza común hasta el año 2016 (Tabla 9).

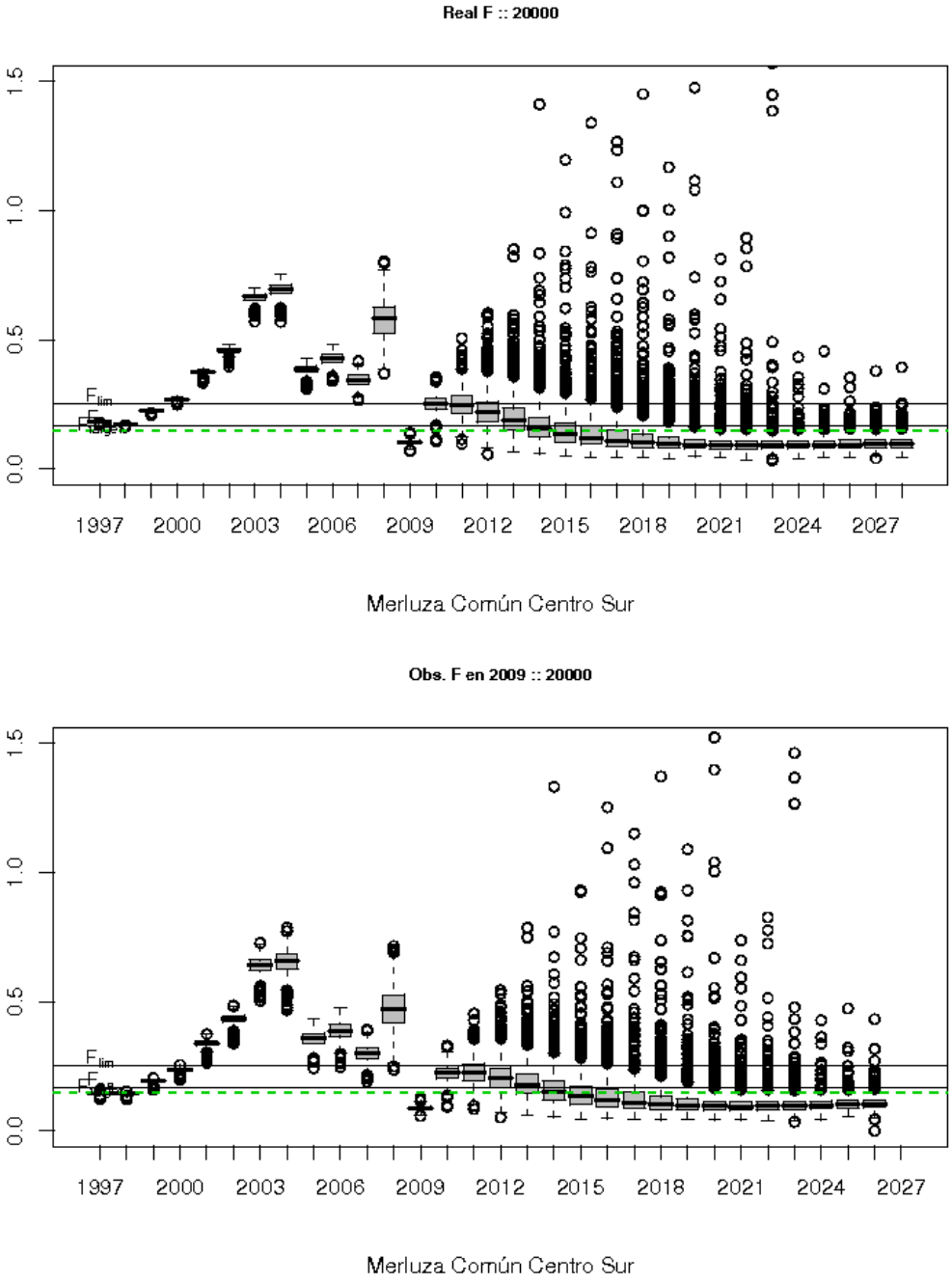

Fig. 46. Distribución de la mortalidad por pesca real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 20000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

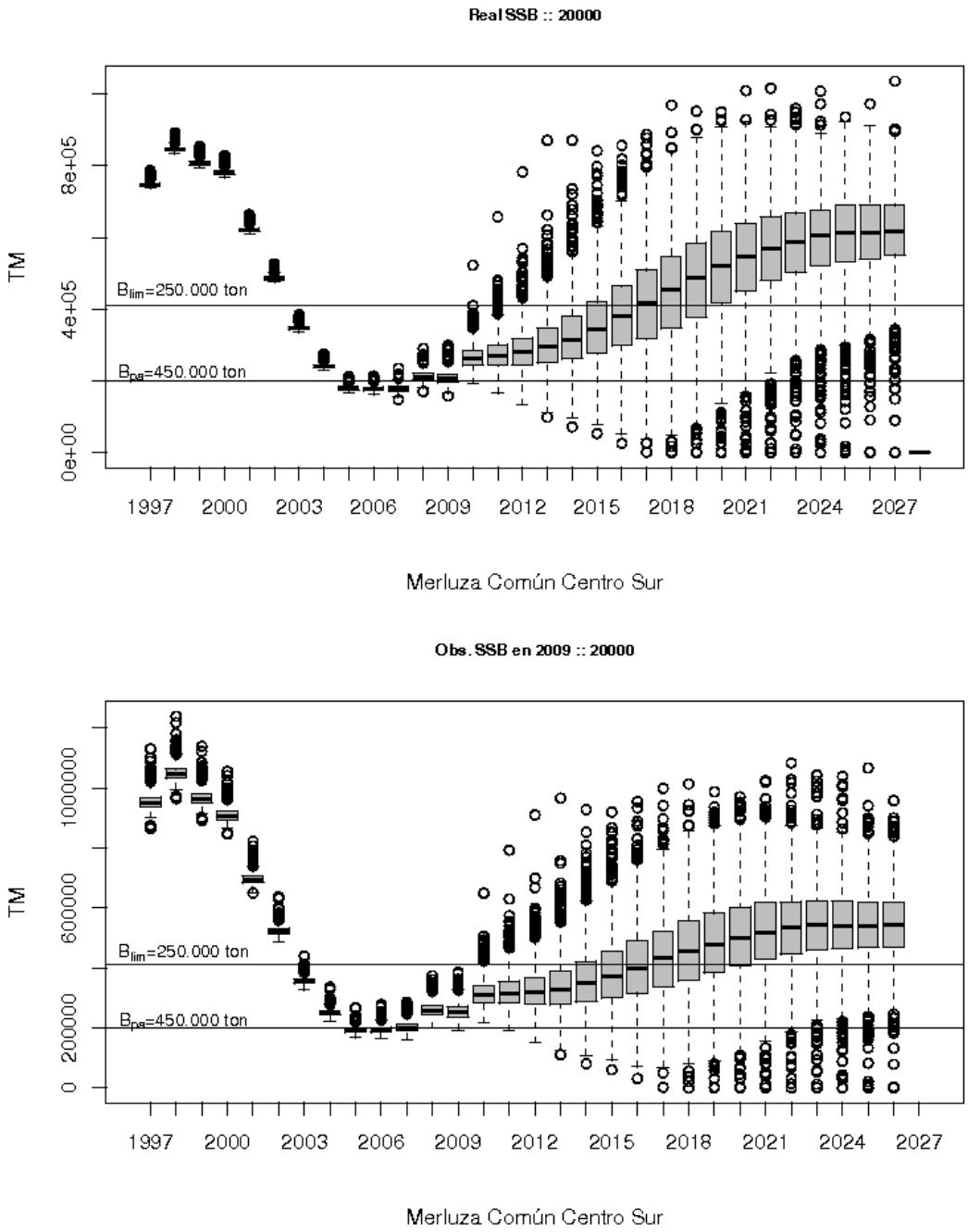

Fig. 47. Distribución de la biomasa desovante real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 20000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

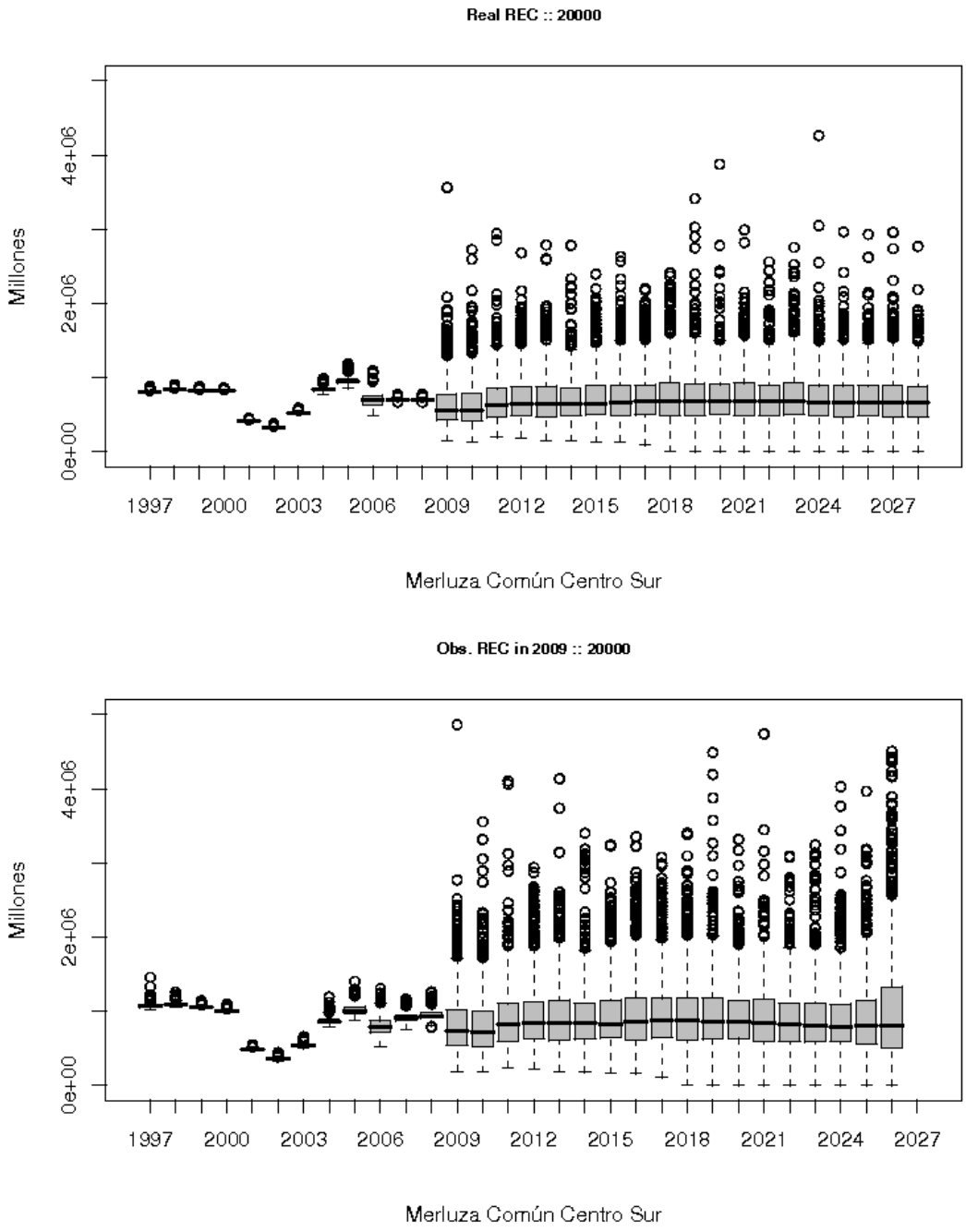

Fig. 48. Distribución del reclutamiento real (panel superior) y observado (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 20000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

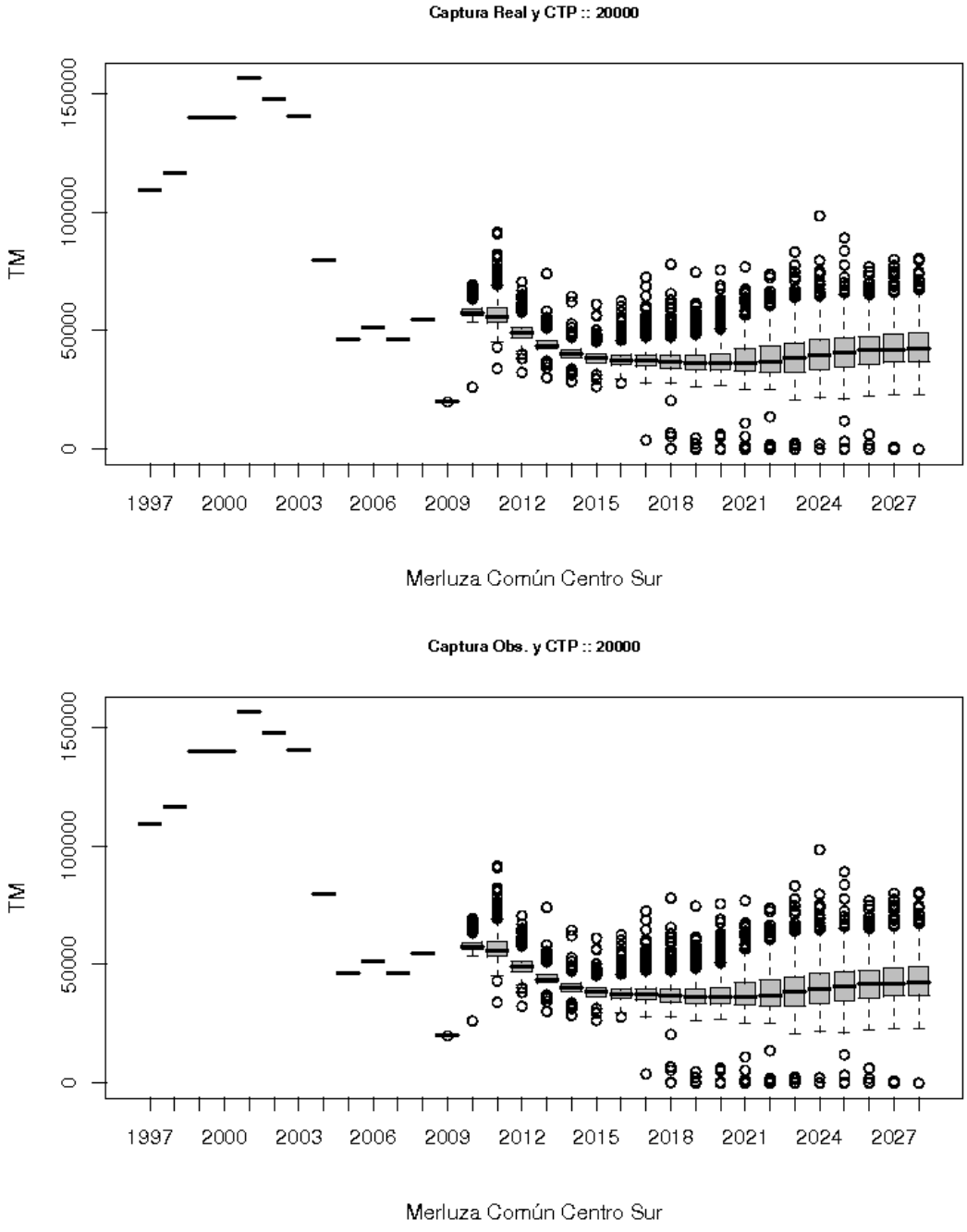

Fig. 49. Distribución de la CTP real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 20000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

- **CTP = 40.000 ton en 2009**

La mortalidad por pesca real alcanza valores más bajos que los prudentes a partir del año 2016 y se mantiene en esos valores hasta el final de la proyección, pero con numerosos valores atípicos altos en todo el período (Fig. 50). La mortalidad por pesca observada desde el XSA sigue casi perfectamente a la mortalidad por pesca real. Este escenario produce también un incremento de la biomasa desovante real cuyo centro de gravedad traspasa el umbral deseable (450 mil ton) en el año 2018, y hacia el final de la serie sigue creciendo hasta alcanzar 600 mil toneladas (Fig. 51). No se observa numerosos valores atípicos en la proyección, pero la dispersión es relativamente alta. Nuevamente, el XSA subestima levemente el incremento de la biomasa desovante. Bajo este nuevo escenario de manejo el reclutamiento no logra incrementarse, pero presenta muchos valores atípicos altos dando lugar a posibles reclutamientos particularmente exitosos durante el período de manejo (Fig. 52). La observación del reclutamiento desde el modelo XSA es insesgada aunque con mayor presencia de valores atípicos altos. La captura real presenta una distribución muy ajustada en torno a 40 mil ton de CTP (Fig. 53; la captura observada es idéntica debido a que no se supone descarte ni subreporte).

Este escenario de moderada explotación en el año 2009 aun produce probabilidades altas de colapso de la biomasa desovante hasta el año 2022 (Tabla 9).

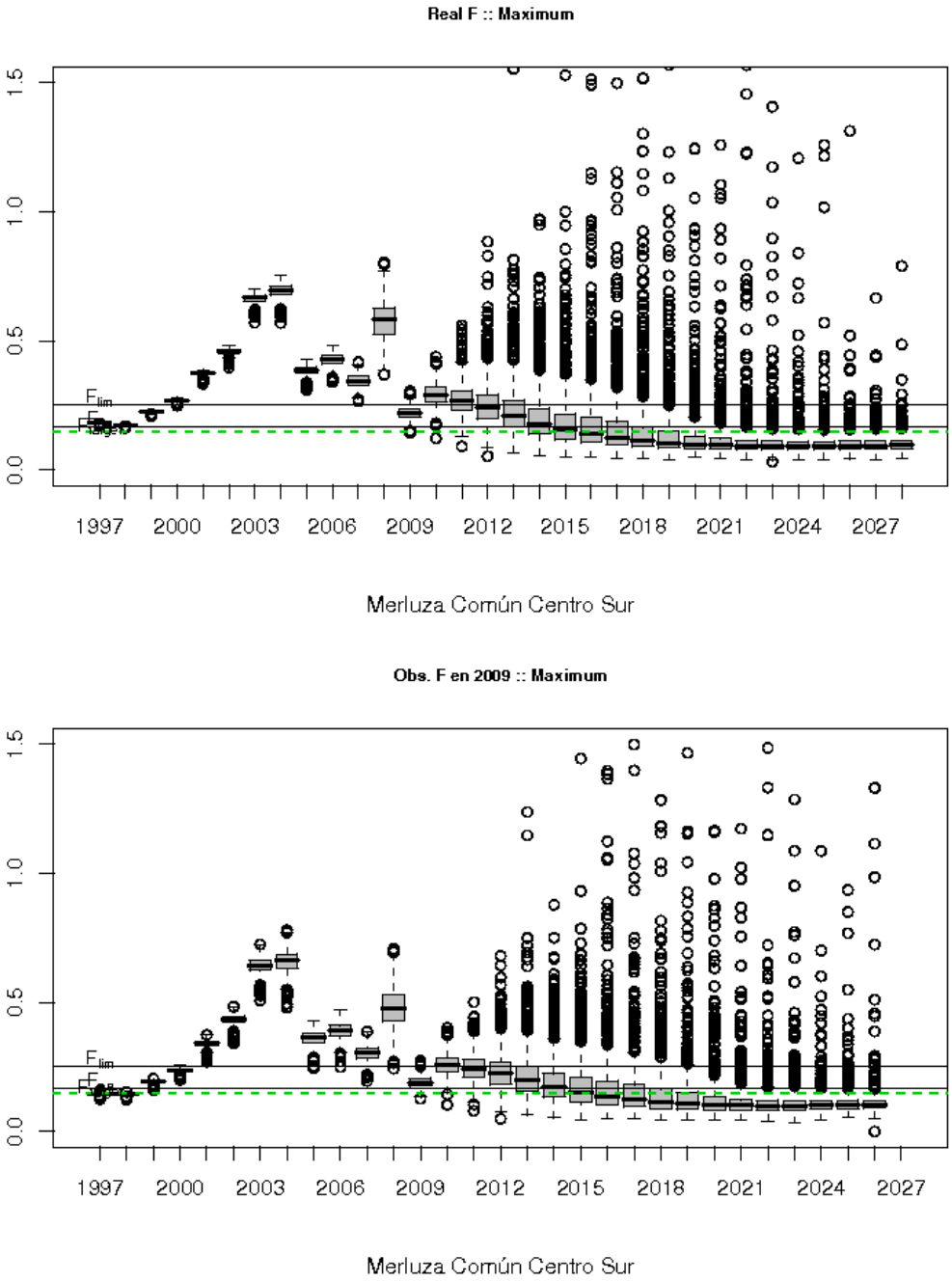

Fig. 50. Distribución de la mortalidad por pesca real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 40000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

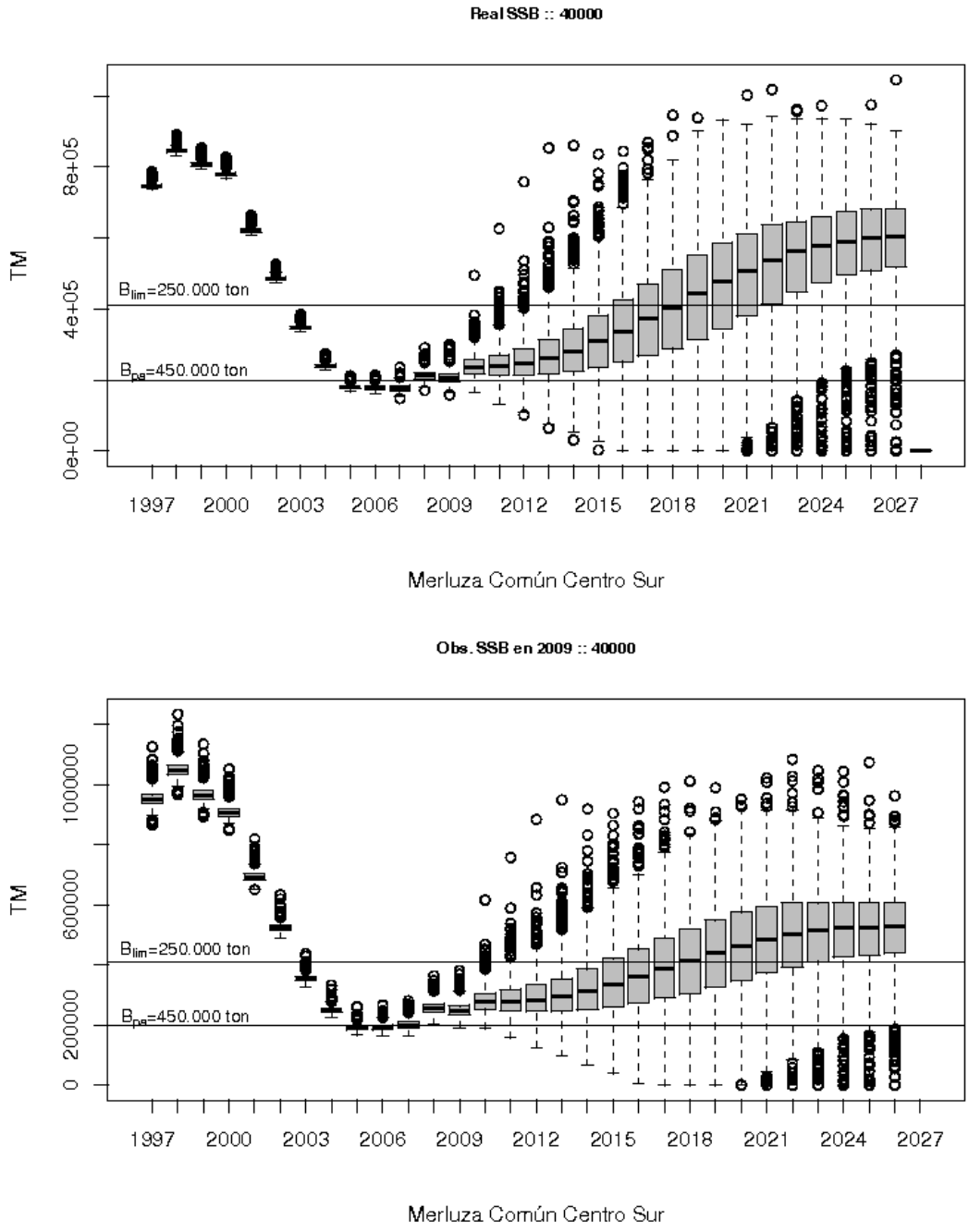

Fig. 51. Distribución de la biomasa desovante real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 40000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

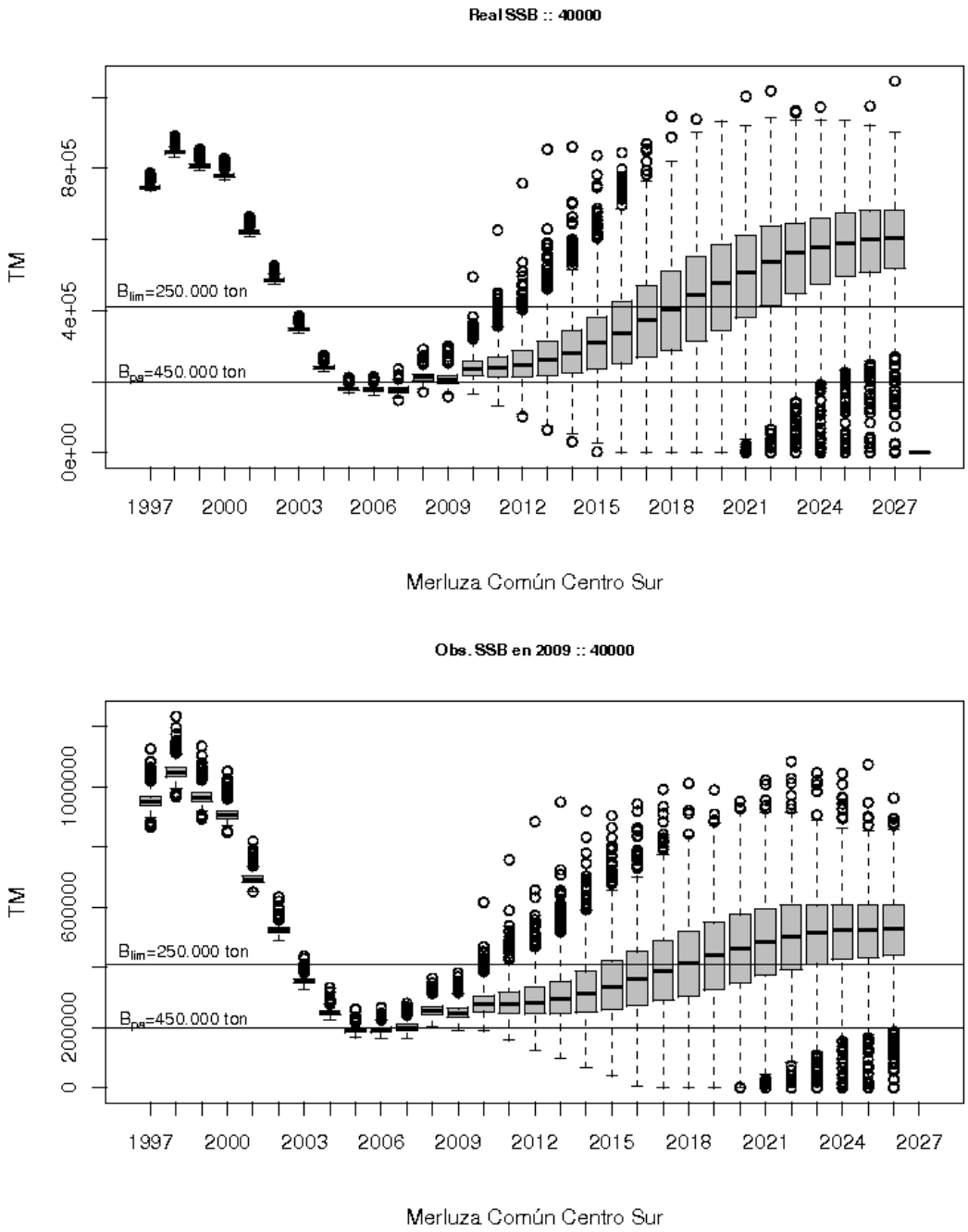

Fig. 52. Distribución del reclutamiento real (panel superior) y observado (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 40000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

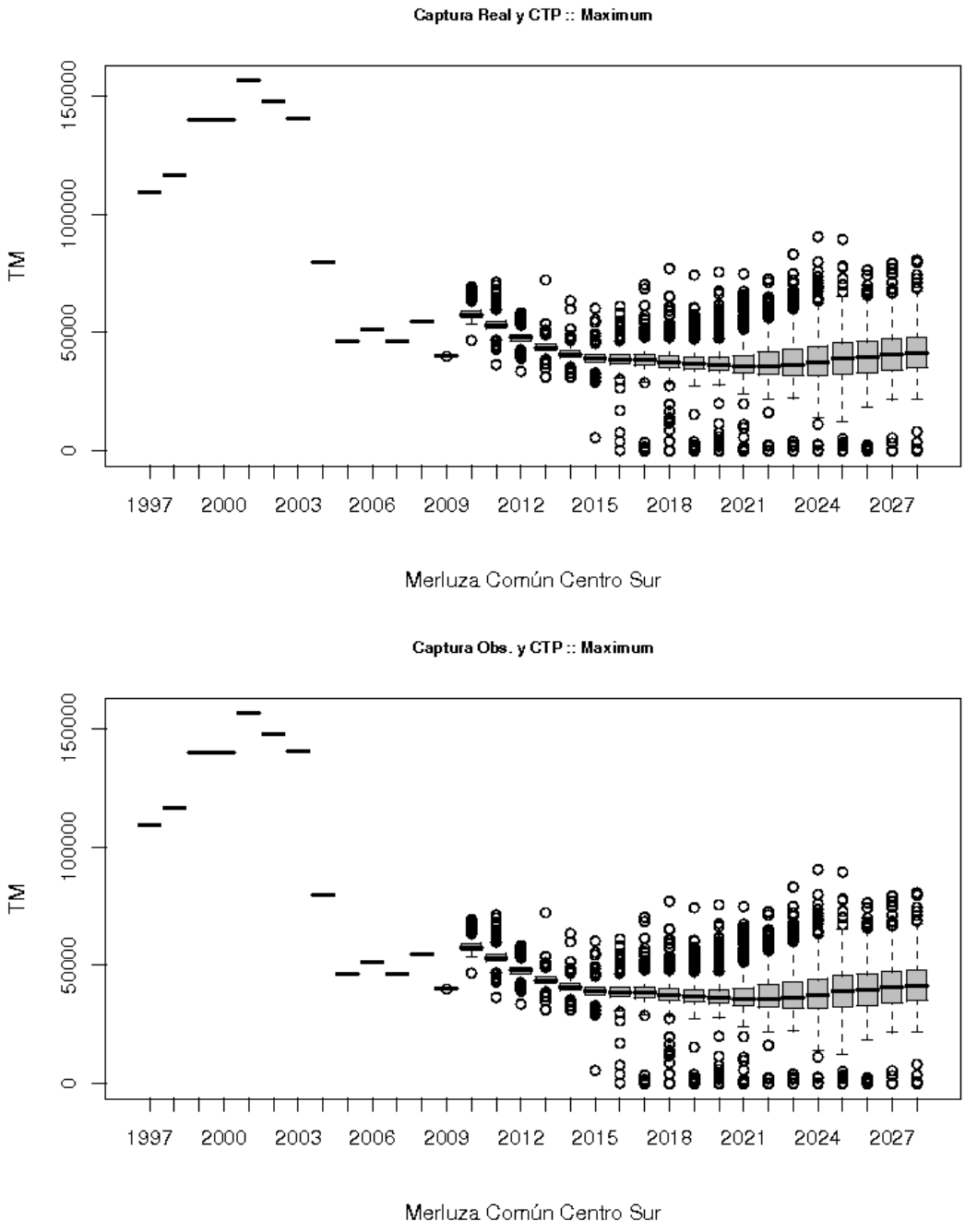

Fig. 53. Distribución de la CTP real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 40000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos

- **CTP = 60.000 ton en 2009**

La mortalidad por pesca real alcanza valores cercanos a los prudentes a partir del año 2016, pero con mayor cantidad de valores atípicos altos durante todo el período proyectado (Fig. 40) lo que implica, dadas las fuentes de incertidumbre, alto riesgo de sobre-explotación renovada y, por ende, fracaso en el objetivo de recuperación del stock desovante de merluza común. La mortalidad por pesca observada desde el XSA, en general, representa correctamente a la mortalidad por pesca real. Este escenario no consigue el objetivo de alcanzar a 450 mil ton de biomasa desovante real en dos generaciones de merluzas y, por el contrario, se estabiliza en un valor menor (Fig. 41). El XSA presenta una distribución de biomasa desovante más ajustada que la real, pero, en general, la estimación es correcta. Obviamente con este escenario tampoco se incrementa el reclutamiento y los valores atípicos altos que pueden dar lugar a posibles reclutamientos particularmente exitosos son menos frecuentes (Fig. 42). La observación del reclutamiento desde el modelo XSA es insesgada aunque ocurre mayor presencia de valores atípicos altos (Fig. 42). La captura real presenta una distribución muy amplia con muchos valores extremos en torno a 50 mil ton de CTP (Fig. 43; la captura observada es idéntica debido a que no se supone descarte ni subreporte).

Este escenario de alta explotación en el año 2009 aun produce probabilidades altas de colapso de la biomasa desovante durante toda la serie proyectada (Tabla 9).

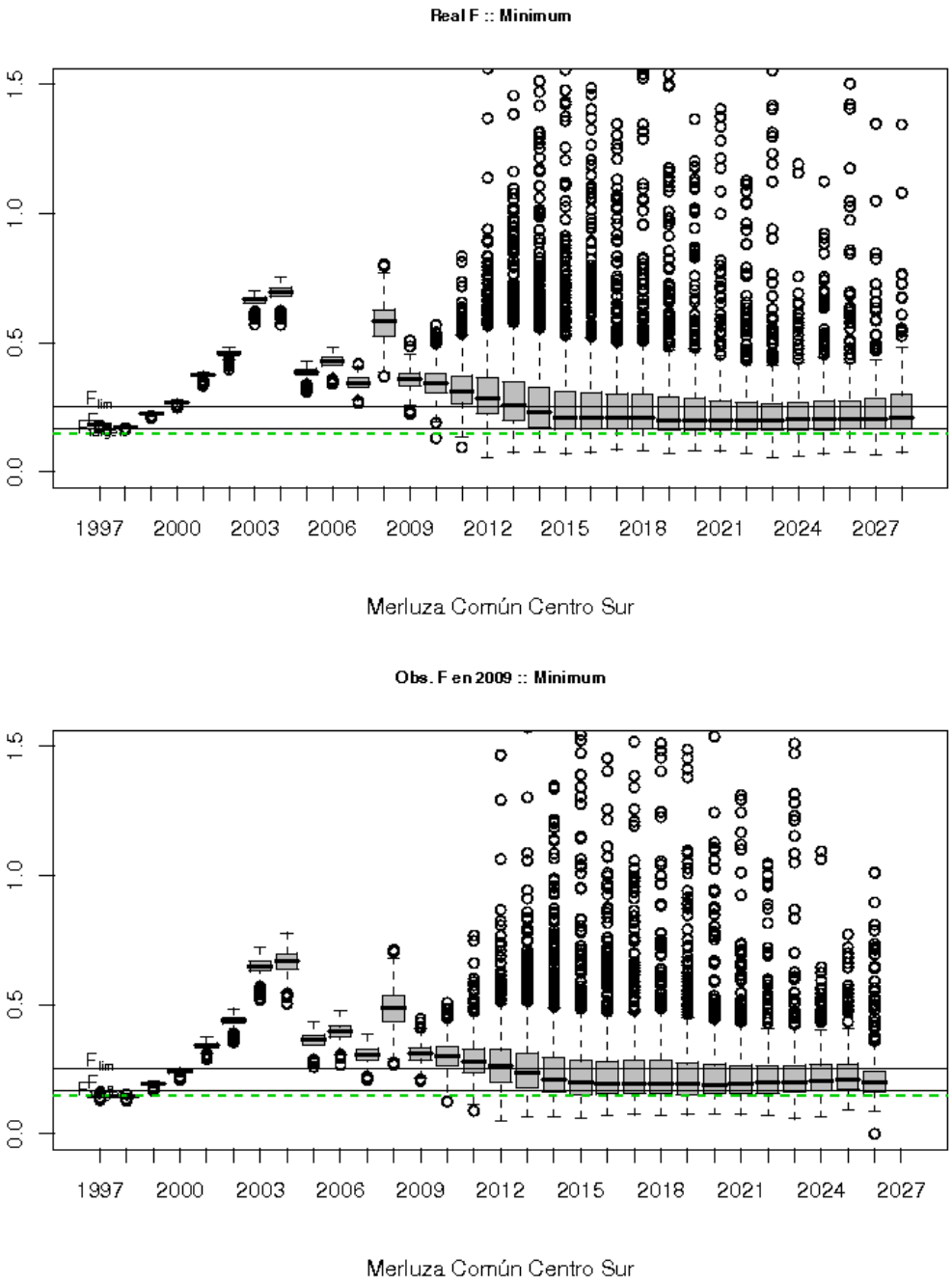

Fig. 54. Distribución de la mortalidad por pesca real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 60000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

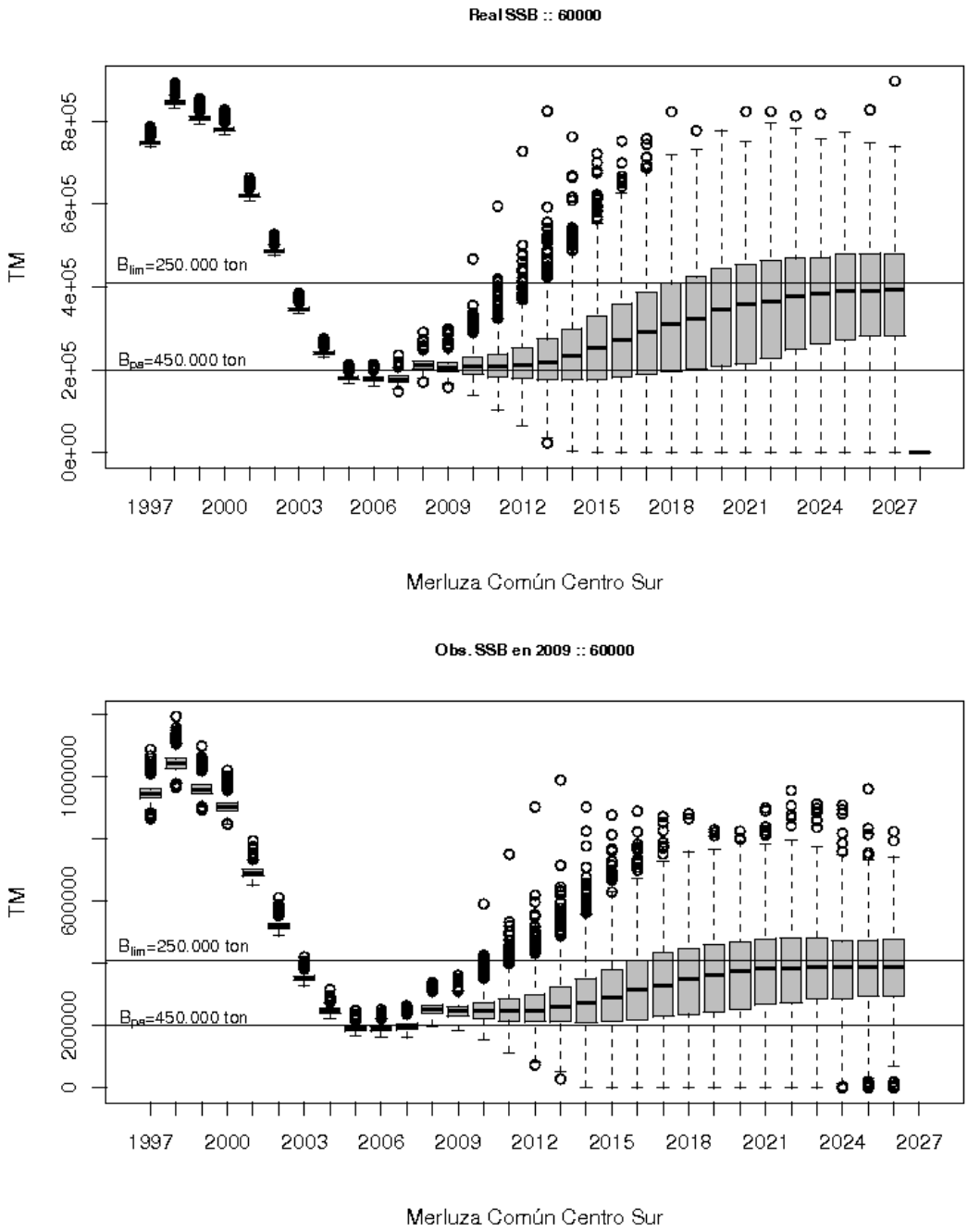

Fig. 55. Distribución de la biomasa desovante real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 60000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

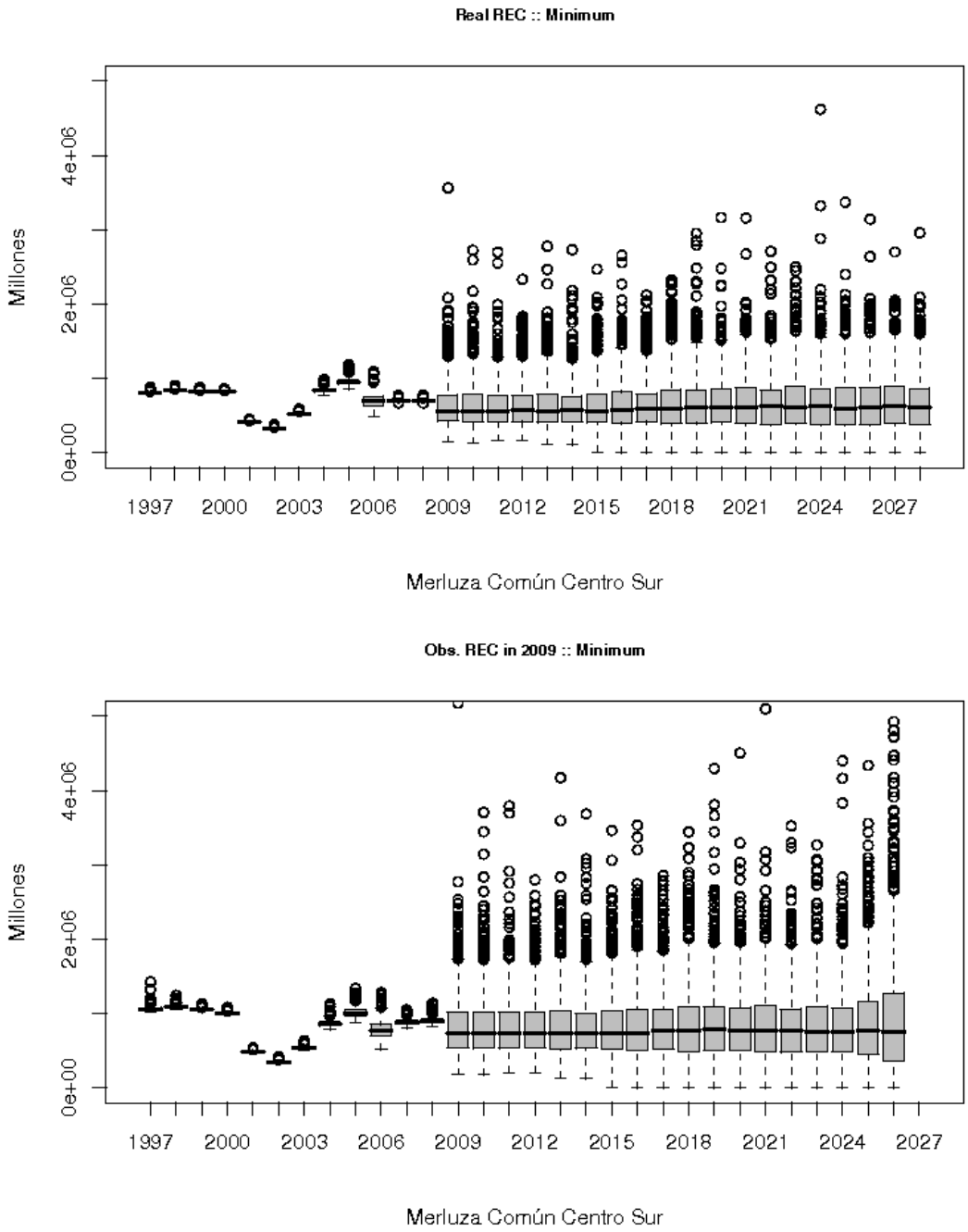

Fig. 56. Distribución del reclutamiento real (panel superior) y observado (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 60000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

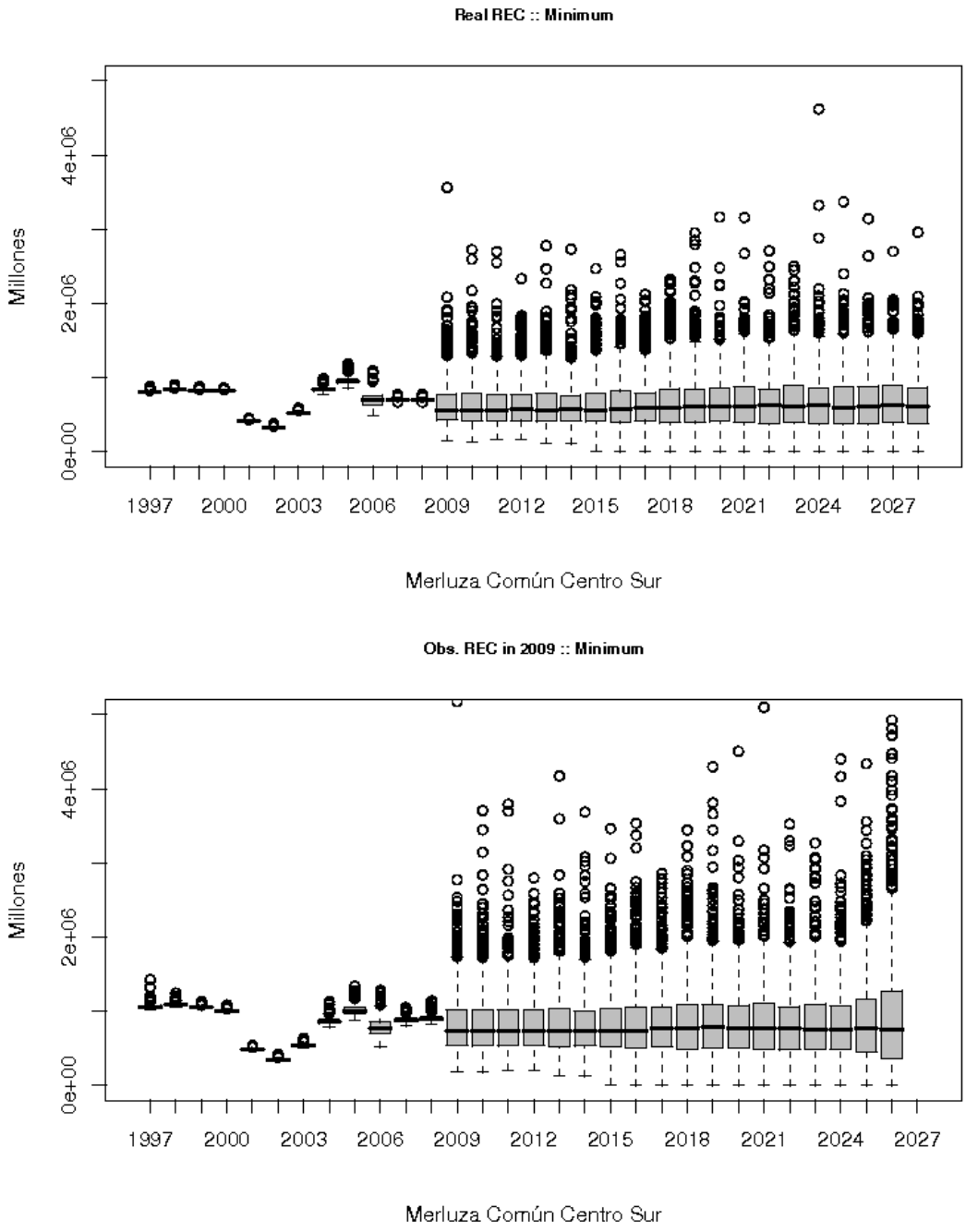

Fig. 57. Distribución de la CTP real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 60000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

- **CTP = 70.000 ton en 2009**

La mortalidad por pesca real se distribuye muy ampliamente hacia valores altos durante toda la serie proyectada (Fig. 58) lo que implica, dadas las fuentes de incertidumbre, un alto riesgo de sobre-explotación renovada y por ende fracaso en el objetivo de recuperación. La mortalidad por pesca observada desde el XSA en general representa correctamente a la mortalidad por pesca real. Este escenario no consigue el objetivo de alcanzar las 450 mil toneladas de biomasa desovante real en dos generaciones de merluzas, y por el contrario, se estabiliza en una valor menor (Fig. 59). El XSA presenta una distribución de biomasa desovante más ajustada que la real, pero, en general, la estimación es correcta. Obviamente con este escenario tampoco se logra incrementar el reclutamiento. Los valores atípicos altos que pueden dar lugar a posibles reclutamientos particularmente exitosos, son menos frecuentes (ver Fig. 57). La observación del reclutamiento desde el modelo XSA es insesgada, aunque presenta mayor presencia de valores atípicos altos. La captura real presenta una distribución muy amplia con muchos valores extremos en torno a 50 mil ton de CTP (Fig. 58; la captura observada es idéntica debido a que no se supone descarte ni subreporte).

Este escenario de alta explotación en el año 2009 aun produce probabilidades altas de colapso de la biomasa desovante durante toda la serie proyectada (Tabla 9).

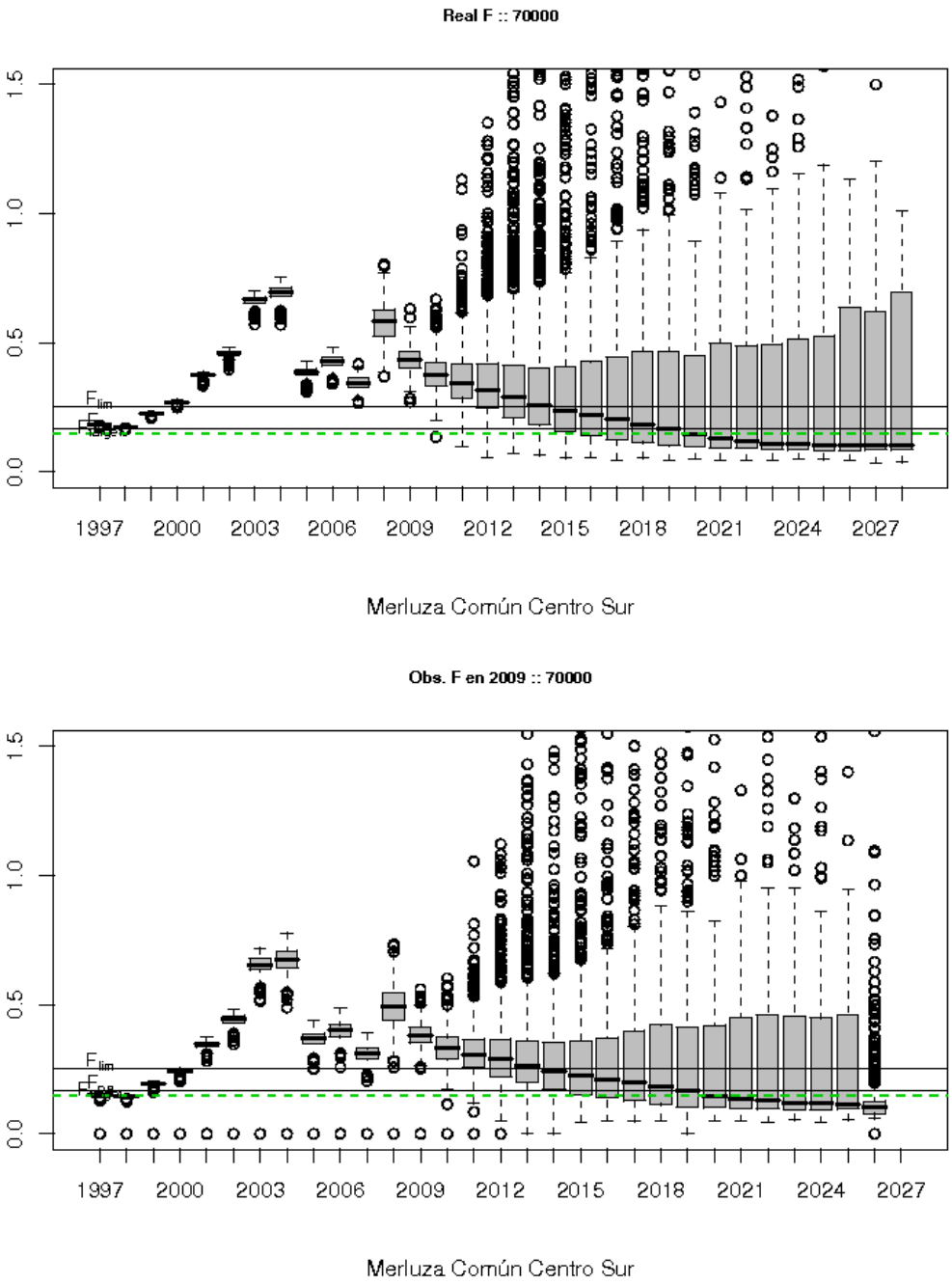

Fig. 58. Distribución de la mortalidad por pesca real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 70000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

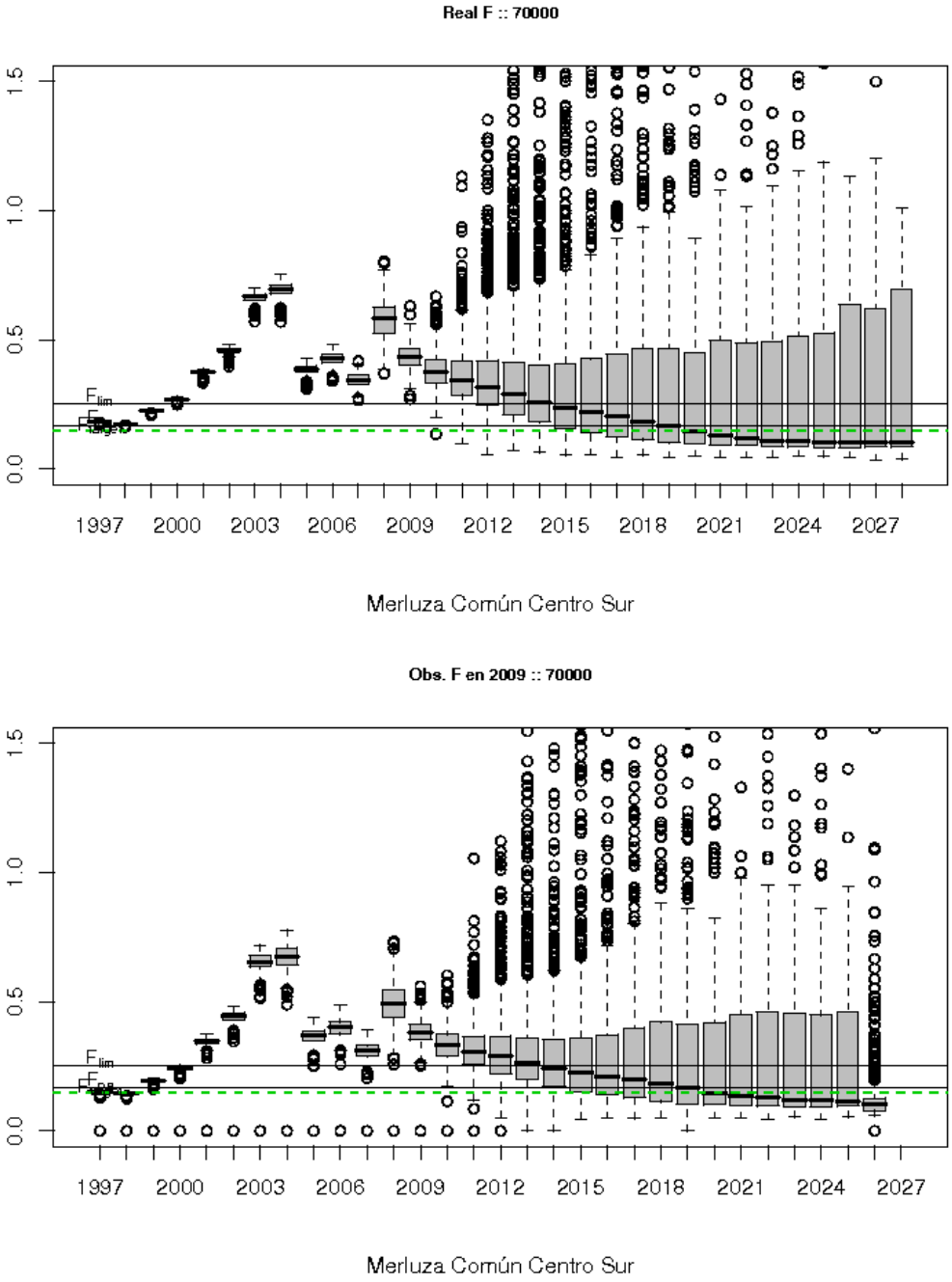

Fig. 59. Distribución de la biomasa desovante real (panel superior) y observada (panel inferior) por año a través de las iteraciones en el escenario de CTP = 70000 ton en 2009. La 'caja' incluye los cuarteles de 25 y 75% y los puntos son valores extremos.

4.3.6. Discusión

En relación al objetivo específico 1 de este proyecto (describir los actuales objetivos de manejo y las estrategias de explotación que se utilizan para alcanzar estos objetivos), se usó un moderno enfoque de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) basado en un Modelo Operativo (MO) aplicado al stock de merluza común con un nivel intermedio de complejidad, todo lo que ha sido descrito detalladamente. Adicionalmente, nosotros hemos corregido los desembarques oficiales de merluza común considerando los descartes y los sub-reportes, para lo cual nos basamos en Arancibia y Neira (2003), más actualizaciones hasta el año 2008. Según la información previa y la propia generada en este proyecto, los descartes y sub-reportes de la flota industrial se mueven en el rango de 30% (años 2001 y 2002, cuando se aplicó la denominada "Ley de Pesca Corta") y 7% (últimos 3 años de la serie). Para la corrección del desembarque oficial de la pesca artesanal se impuso un valor de 25%, considerando a este valor como conservativo y constante; conservativo en el sentido que puede ser mayor, pero que es difícilmente cuantificable, a menos que se use información de un proyecto *ad hoc*.

Auxiliarmente, las series de abundancia relativa que utilizamos corresponden a CPUE's disponibles, a saber: de la flota industrial generado por INPESCA, de la flota artesanal generado por IFOP; y, de evaluaciones hidroacústicas. La información provino de presentaciones en el marco del CC-MC y está pública.

Los PBR's utilizados en la evaluación de stock de merluza común corresponden a la tasa de mortalidad por pesca (F) en el máximo rendimiento sostenido (F_{MRS}), la que

maximiza el rendimiento por recluta (F_{Max}) y la de $F_{0.1}$. En estos PBR's evaluamos la biomasa desovante.

Los valores de biomasa desovante de merluza común adoptados como puntos de referencia biológicos son de 200 mil ton como un nivel de referencia límite asociada a un nivel de biomasa desovante de 20% ($BD_{20\%}$) respecto a una situación hipotética de un stock virginal o sin pesca (F=0), y de 400 mil ton como un nivel de referencia objetivo asociado a un nivel de biomasa desovante de 40% ($BD_{40\%}$) respecto a la misma situación hipotética de stock virginal (F=0). Estos valores son levemente más bajos que los acordados por el Comité Científico de Merluza Común (CC-MC) en su última reunión de noviembre de 2010, a partir de tres evaluaciones indirectas independientes y con distintos métodos como los aplicados por IFOP, INPESCA y UdeC, y que fueron los siguientes: $BD_{20\%}$ = 250 mil ton y $BD_{40\%}$ = 500 mil ton.

En la evaluación y proyección de la abundancia del stock de merluza común se simuló dos componentes, correspondiendo la primera a la histórica (años 1997 a 2008) y segunda a la proyección (años 2009 a 2028). El MO considera como fuentes de incertidumbre los errores de proceso, de observación, de estimación y de implementación. El desembarque máximo corregido sobrepasó las 155 mil ton en 2001, disminuyendo luego drásticamente, alcanzando a cerca de 50 mil ton desde 2005 en adelante, lo que confirma la dramática situación de la pesquerías artesanal e industrial (Fig. 17). El stock desovante de merluza común sigue la misma tendencia.

Los índices de abundancia de merluza común revelan que en el crucero hidroacústicos de IFOP del año 2002 los grupos de edad 5 y 6 se presentaron anómalamente altos, así como el grupo de edad 4 del año 2001 (Fig. 28). Esto se debería

a la contaminación de la señal acústica con peces de otras especies, particularmente merluza de cola, lo que estaría confirmando de manera independiente lo propuesto previamente por Arancibia & Neira (2008). Estos autores, en la página 110 de dicha publicación, señalaron lo siguiente: "There is some indirect evidence to suggest that *M. gayi* could have been erroneously identified during the acoustic survey, as the species dominating the study area during 2002 was hoki (*Macruronus magellanicus*). In fact, the density of hoki increased 15 times from 2001 (1.25 ton/km^2) to 2002 (19.04 ton/km^2), decreasing again in 20024 (1.98 ton/km^2) as measured in an acoustic survey". Además, recuérdese que en el año 2003 no hubo crucero acústico para evaluar la biomasa presente de merluza común.

La evaluación de stock mediante XSA es estadísticamente precisa y revela que la biomasa desovante de merluza común declinó desde 800 mil ton, a fines de los años 90, a sólo 200 mil ton desde el año 2005, correspondiendo a una disminución de 75% en poco más de 5 años, justamente en los años en que las CTP's fueron incomprensiblemente altas, más que lo que el stock podía sustentar (primer quinquenio de los años 2000). Adicionalmente, el stock desovante se desplomó desde 2001, recuperándose levemente el 2005, aunque cayendo nuevamente desde 2006. Todo esto confirma que la situación del stock desovante (y total) de merluza común es gravísima.

En la serie de años analizada (1997 a 2008) el reclutamiento es entre regular a malo, sin descartar ningún año con una clase anual fuerte que permita proyectar 4 ó 5 años más tarde que la situación del stock desovante de merluza común mejorará significativamente. Además, XSA no introduce sesgos en la estimación del reclutamiento

anual hacia el final de la serie de años analizados, por lo que no es posible confundir abundancia con disponibilidad.

En nuestro trabajo la mortalidad por pesca se revela extraordinariamente alta desde 2001 en adelante, sobrepasando F_{lim} en toda la década de los años 2000. Esta situación es diametralmente opuesta a la visión optimista de SubPesca e IFOP, particularmente la alta biomasa del año 2002 que estima IFOP (ver Payá, C. 2006. Evaluación de stock de merluza común. Presentación oral al Comité Científico Asesor de Merluza Común). Consecuentemente, nosotros consideramos que con la presente evaluación del stock de merluza común queda en evidencia el error en las estimaciones previas que consideran y usan la alta biomasa acústica del año 2002 para sintonizar modelos estructurales indirectos, o bien que aplican modelos en los que los resultados quedan condicionados por el modelo mismo (a través de supuestos de dudosa viabilidad y/o verificación), a diferencia del modelo XSA, en donde los resultados son "objetivos" en el sentido que provienen estrictamente de procesos aleatorios que consideran, en nuestro caso, cuatro fuentes de incertidumbre (errores de proceso, de observación, de estimación y de implementación).

Los tres escenarios de manejo modelados (50 mil ton ± 10 mil ton) revelan que la situación de máxima recuperación del stock de merluza común ocurre con una CTP de 40 mil ton anuales, y de mínima recuperación del stock con una CTP de 60 mil ton. Aunque los tres escenarios permiten con mayor probabilidad (centro de gravedad de las 1000 simulaciones) la recuperación de la biomasa desovante del stock, los riesgos de caídas de la biomasa desovante son altos en el caso de la situación actual (50 mil ton anuales) y muy altos en el caso del escenario de mínima recuperación (60 mil ton anuales). Además,

sólo el escenario más prudente de 40 mil ton ofrece una buena oportunidad de recuperación relativamente rápida del stock de merluza común (una generación, que es aproximadamente 10 años) y de biomasas desovantes que pasan de 200 mil ton (situación actual) a 600 mil ton hacia el final de la proyección.

4.3.7. Conclusiones

1. El stock de merluza común se encontraba al año 2008 (último año de disponibilidad de datos) en una situación de grave crisis por pérdida de biomasa desovante.

2. La caída del stock comenzó en 2001 y se extendió hasta el 2004, año en que la crisis se hizo evidente.

3. Bajo la estrategia de explotación real ocurrida en 2009 y suponiendo que posteriormente la CTP es variable en función de alcanzar el Ftarget el stock sólo se recupera hasta alcanzar las 450 mil toneladas de biomasa desovante en una generación pero las fuentes de incertidumbre incluyen una alta chance de colapso, por lo que la estrategia no aparece robusta.

4. Una estrategia que considera una reducción de la presión de explotación a 40 mil toneladas o menos de CTP por una vez (2009) y que luego establece CTPs variables en función de alcanzar el Ftarget es robusta a las fuentes de incertidumbre al cabo de una generación y recupera al stock a un nivel de 650 toneladas de biomasa desovante en dos generaciones.

4.3.8. Referencias bibliográficas

Arancibia, H., S. Neira. 2003. Simulación de cambios en la biomasa de los principales recursos pesqueros de Chile central (V a IX Regiones) bajo el marco de la Ley de Pesca Nº 19.713 y sus posteriores modificaciones. Informe Proyecto de Asistencia Técnica - Convenio OCEANA South America & Antarctica / Universidad de Concepción, 51 págs.

Arancibia, H. & S. Neira. 2008. An overview of the Chilean hake (*Merluccius gayi*) stock, a biomass forecast, and the jumbo squid (*Dosidicus gigas*) predator-prey relationship off central Chile. CalCOFI Report 49: 104-115.

Butterworth, D.S., Cochrane, K.L., De Oliveira, J.A.A. 1997. Management procedures: a better way to manage fisheries? The South African experience. In Global trends: Fisheries Management, pp 83–90. Ed. by E.K. Pikitch, D.D. Huppert, M.P. Sissenwine, and M. Duke. American Fisheries Society Symposium, 20.

Dichmont, C.M., Deng, A., Punt, A.E., Venables, W., and Haddon, M. 2006. Management Strategies for short lived species: the case of Australia's Northern Prawn Fishery. 2. Choosing appropriate management strategies using input controls. Fisheries Research, 82: 221–234.

Dichmont, C.M., Deng, A. Punt, A.E., Ellis, N., Venables W.N., Kompas, T. Y. Ye, S.Zhou, Bishop J. 2008. Beyond biological performance measures in management strategy evaluation: Bringing in economics and the effects of trawling on the benthos. Fisheries Research, 94; 238–250.

Garcia, D., S. Sanchez, R. Prellezo and M. Santurtun. 2007. Evaluation of Northern Hake and Southern Hake Recovery Plans. WD 1Working Document, Working Group on the Assessment of Hake, Monk and Megrim, 8-17 May 2007 Vigo.

Garcia, D., M. Santurtún, A. Iriondo and I. Quincoces. *2008. Northern Hake Long Term Management Plan Evaluation. Working Document, ICES WGHMM 2008. Copenhagen, Denmark 30 April - 6 May 2008.*

Hilborn, R. 2003. The state of the art in stock assessment: where we are and where we are going. Scientia Marina, 67(Suppl. 1): 15–21.

Isermann, DA, CT Knight. 2005. A computer program for age-length keys incorporating age assigment to individual fidh. North American Journal of Fisheries Management 25:1153-1160.

Jardim E, Azevedo M. (2008). FLEDA: Exploratory Data Analysis for FLR. R package version 2.0.

Kell, LT, Mosqueira I, Grosjean P, Fromentin J-M, Garcia D, Hillary R, Jardim E, Mardle S, Pastoors MA, Poos JJ. 2007. FLR: an open-source framework for the evaluation and development of management strategies. ICES Journal of Marine Science. 64:640-646.

Lillo, S. Olivares, J., Braun, M., Núñez, M., Saavedra, S., Saavedra, J., Tascheri, R. 2005. Informe Final FIP 2004-09. Instituto de Fomento Pesquero, Subsecretaría de Pesca.

Plagányi, É. E., Rademeyer, R. A., Butterworth, D. S., Cunningham, C. L., & Johnston, S. J. 2007. Making management procedures operational — innovations implemented in South Africa. – ICES Journal of Marine Science, 64: 626–632.

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

R Development Core Team (2009). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org.

Shepherd, J.G. 1999. Extended survivors analysis: An improved method for the analysis of catch-at-age data and abundance indices. ICES Journal of Marine Science, 56: 584–591.

Smith, A. D. M., Sainsbury, K. J., and Stevens, R. A. 1999. Implementing effective fisheries-management systems—management strategy evaluation and the Australian partnership approach. ICES Journal of Marine Science, 56: 967–979.

4.4. Seccción D. Aproximación ecotrófica multi-específica.

En relación al objetivo espeífico 2. Proponer nuevos objetivos de manejo que sean alternativos a los existente, basados en la ponderación o credulidad de las fuentes de información disponibles, que incluyan, además, aspectos biológicos, económicos y sociales actuales de la pesquería.

4.4.1. Resumen

Se actualiza información económica, social y ecológica para parametrizar un modelo ecotrófico que represente la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período posterior al brusco cambio en la abundancia de la población de merluza común, a inicios de los años 2000. Se presenta información económica (valor de la captura, costos fijos y variables, y utilidades) y social (número de puestos de trabajo sustentados) para las principales pesquerías que operan en Chile central. La información se obtuvo mediante entrevistas con representantes clave en de cada pesquería, actualizada al año 2009 para evitar el efecto de cambios en la actividad pesquera ocurridos tras el terremoto y maremoto que afectó la zona de estudio a fines de febrero de 2010. Las pesquerías consideradas son: cerquera artesanal (opera sobre sardina común y anchoveta), merlucera espinelera artesanal, cerquera industrial (opera sobre jurel, merluza de cola, sardina común y anchoveta) y merlucera arrastrera industrial. Se presenta también la construcción, parametrización y balance de un modelo Ecopath que representa la trama

trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009, que es la base a utilizar para la descripción del sistema y la simulación de escenarios de pesca que maximicen objetivos de manejo pesquero, incluyendo la recuperación del stock de merluza común. Además, se presenta una revisión bibliográfica y propuesta de nuevos objetivos de manejo pesquero desde el punto de vista ecosistémico.

4.4.2. Introducción

Además del status de las especies objetivo, el enfoque ecosistémico para el manejo pesquero necesita incluir consideraciones del ecosistema en su totalidad como motivación para las decisiones de manejo (FAO, 2003). Sin embargo, antes de ser incluidas en el proceso de toma de decisiones, dichas consideraciones deben ser puestas sobre bases operacionales, esto es, un marco que conecte objetivos, indicadores, puntos de referencia y reglas de control. Por ejemplo, los sistemas de manejo implementados sobre el paradigma especie-específico tienen un principio muy simple, a saber, cuando es excedido un punto de referencia (no se cumple el objetivo de manejo), entonces se gatilla una regla de control para restaurar la población explotada a una condición segura (Caddy & Mahon, 1995).

Por ejemplo, el COMFIE-type rule (ICES, 1997) usa dos categorías de puntos de referencia basados en la biomasa y la mortalidad por pesca de un stock determinado. El primer par de puntos de referencia son la biomasa precautoria (B_{pa}) y la mortalidad por pesca precautoria (F_{pa}). La segunda categoría incluye los puntos de referencia límites, la

biomasa mínima aceptable (B_{Lim}) y la mortalidad por pesca máxima aceptable (F_{Lim}). Estos puntos de referencia delimitan tres regiones en un gráfico bi-dimensional:

i) una zona segura, que es el objetivo del manejo pesquero ($F<F_{pa}$);

ii) una zona precautoria que debiera ser evitada tanto como sea posible ($B_{pa}>B>B_{Lim}$; $F_{pa}<F<F_{Lim}$); y,

iii) una zona de alto riesgo en la cual se observa sobrepesca (i.e. $F>F_{Lim}$) o el stock ha sido sobreexplotado y se encuentra en serio riesgo de daño irreversible (i.e. $B<B_{Lim}$).

Aunque una gran cantidad de esfuerzos de investigación han sido dirigidos al desarrollo y prueba de indicadores ecosistémicos cuantitativos útiles para el manejo pesquero (ver Daan *et al*., 2005), aún se encuentran en su infancia los sistemas de reglas de manejo para el enfoque ecosistémico (Babcock & Pikitch, 2004; Pikitch *et al*., 2004). Por lo tanto, para ser útiles para el manejo pesquero los indicadores deben estar estrechamente ligados a:

i) objetivos claros (i.e., qué se desea alcanzar, o qué se desea evitar),

ii) puntos de referencia (medidas de desempeño), y

iii) reglas de control (acciones necesarias cuando el manejo no cumple los objetivos) (FAO, 2003; Cury *et al*., 2005a).

Los objetivos, puntos de referencia y reglas de control que apoyen el enfoque ecosistémico para el manejo de pesquerías han sido difíciles de establecer. En primer lugar existen limitaciones en la comprensión de la complejidad ecológica e

incertidumbres respecto de la calidad de la data y el comportamiento de los modelos disponibles. A esto se suma la dificultad de balancear los intereses de los actores interesados en las pesquerías (Cury *et al*., 2005b). Los primeros dos problemas limitan la confianza en las proyecciones de la respuesta de los stocks y las comunidades a las acciones de manejo y a los forzantes ambientales. La multiplicidad de los conflictos de intereses entre los stakeholders (e.g., maximizar los beneficios económicos y sociales *vs.* la conservación de stocks y ecosistemas) limitan la capacidad para establecer niveles objetivos para el uso de los bienes y servicios ecológicos.

La extensión global de los efectos negativos de la sobrepesca sobre los ecosistemas marinos entregan una base para acordar estados del ecosistema que debieran ser evitados mediante el manejo ecosistémico (FAO, 2003; Cury *et al*., 2005b). Una vez que estos estados sean identificados, entonces se puede monitorear indicadores ecológicos confiables para observar el éxito de las acciones de manejo. Luego pueden ser utilizados patrones históricos o teóricos para definir puntos de referencia para esos indicadores (Rochet & Trenkel, 2003). Después, las acciones de manejo (controles) que favorezcan las condiciones bajo las cuales los ecosistemas tienen mayores probabilidades de persistir como fuentes de bienes y servicios pueden ser entonces más fácilmente acordadas y establecidas por los distintos entes interesados.

La identificación de zonas de alto y bajo riesgo delimitadas por indicadores ecológicos y sus puntos de referencia es un área de creciente interés en ciencia pesquera. El foco de la investigación es evitar potenciales consecuencias de exceder umbrales ecológicos que podrían conducir a estados del ecosistema no deseados o irreversibles (Groffman *et al*., 2006).

Los cambios de régimen son alteraciones o saltos entre diferentes estados de un ecosistema. Uno de estos cambios ocurrió en el Océano Pacifico Norte de 1976 a 1980, cuando variables físicas y, especialmente, biológicas mostraron un cambio rápido desde un régimen a otro (Wooster & Zhang, 2004). Cambios similares han sido documentados en varios sistemas, incluyendo el Océano Pacífico Sur-Oriental (Alheit & Ñiquen, 2004) y el Océano Atlántico Norte (Reid *et al*., 2001; Beaugrand, 2004). Los patrones observados permiten concluir que los cambios de régimen resultan de cambios en los forzantes físicos que repercuten a través de la trama trófica, especialmente cuando el acople entre los componentes físico y biológico es estrecho (Steele, 2004).

Además de las tendencias físicas del tipo "bottom-up", los impactos "top-down" de la sobrepesca también pueden tener efectos sobre los ecosistemas marinos. La sobrepesca puede gatillar cambios en algunos o varios pares de interacción predador-presa al interior de las tramas tróficas, resultando en reversiones en el papel trófico de las especies, como por ejemplo el hipotético "efecto de cultivo" (Walters & Kitchell, 2001) para el caso del bacalao del Atlántico norte (*Gadus morhua*) y sus presas, y/o cascadas tróficas abarcando la totalidad de la trama trófica (Frank *et al*., 2005; Daskalov *et al*., 2007). Estos cambios pueden reorganizar la trama trófica completa en un régimen casi-permanente que exhibe diferencias fundamentales en cuanto a la estructura y funcionamiento con respecto al régimen anterior (Cury & Shannon, 2004; Frank *et al*., 2005; 2006; Daskalov *et al*., 2007).

La baja tasa de recuperación de los stocks sobreexplotados, y que presentaron fuertes disminuciones en abundancia en décadas recientes (Hutchings, 2000), podrá indicar que algunos ecosistemas sobrepasarán umbrales ecológicos más allá de los

especie-específicos. Por lo tanto, identificar y anticipar esos límites ecológicos debiera ser un aspecto clave para el enfoque de ecosistemas para análisis de pesquerías.

En todo el mundo las poblaciones de peces demersales han sido reducidas fuertemente por la pesca. La abundancia actual de dichos recursos podría ser incluso menos del 10% de su abundancia prístina (Myers & Worm, 2003; Christensen *et al*., 2003). Estudios teóricos muestran que debido las tramas tróficas prístinas debieron haber sido muy diferentes de las actuales (i.e., Odum, 1969; Christensen & Pauly, 1998). Esto ha conducido a algunos autores a considerar que la reconstrucción de las tramas tróficas y no la sustentabilidad de poblaciones individuales, o stocks, debiera ser la meta apropiada del manejo pesquero basado en el ecosistema (Pitcher & Pauly, 1998).

En la literatura científica especializada existen muchas comparaciones del estado de distintos ecosistemas antes y después del inicio de las pesquerías industriales (e.g., Pauly *et al*., 1998; Pitcher *et al*., 2002; Watermeyer *et al*., 2009). Siguiendo este tipo de análisis, Neira (2008) indica que las tramas tróficas del ecosistema marino de Chile central podrían haber soportado más biomasa de organismos longevos y de alto nivel trófico en el período pre-industrial del desarrollo pesquero comparado con la situación actual.

A continuación se propone y discute objetivos de manejo pesquero ecosistémicos que complementen los objetivos de manejo actuales para la merluza común en Chile central, los que, aunque no existen formalmente, se basan en enfoques mono-específicos (acuerdos del Consejo Nacional de Pesca, Planes de Manejo inexistentes).

4.4.3. Metodología

4.4.3.1. Objetivos de manejo para el enfoque ecosistémico

Se revisó el estado del arte en cuanto a estrategias y objetivos de manejo, y su análisis comparado con la situación en Chile (manejo pesquero en general) en el caso particular de la pesquería de merluza común. La fuente primaria de información corresponde a literatura científica especializada (revistas de especialidad de alto impacto) y documentos disponibles de planes de manejo de agencias pesqueras de naciones desarrolladas (información disponible a través de sus sitios web y/o contactos con investigadores senior).

Se revisó la literatura especializada con énfasis en objetivos que debieran guiar el enfoque ecosistémico para pesquerías (la revisión de objetivos especie-específicos son tratados en otras secciones previas de este mismo documento, particularente en la Sección 4.3). Esta revisión enfrentó dos capas, a saber, (i) objetivos amplios para el enfoque ecosistémico para pesquerías; y, (ii) objetivos específicos basados en un análisis de riesgo ecológico (Fletcher, 2005) conducido en pesquerías de Sudáfrica (Shannon *et al*., 2006) y la pesquería de merluza común en Chile (Neira & Arancibia, en revisión).

4.4.3.2. Enfoque de modelación y simulaciones

Luego de definidos los objetivos de manejo se exploró, a través de simulaciones multi-específicas dinámicas, distintos conflictos entre el cumplimiento de cada objetivo individual *vs.* el escenario en que se considera un balance entre ellos. Para evaluar estos objetivos y su interacción se utiliza un modelo comunitario que representa el ecosistema marino de Chile central (desde la V a la IX Regiones y hasta 30 mn desde la línea de costa) en el año 2005. El modelo incluye 22 grupos funcionales y los detalles de su construcción y principales resultados pueden ser consultados en Neira y Arancibia (2004). Con este modelo y una caracterización económica y social de las principales flotas que operan en el área de estudio se estima, mediante el software Ecopath con Ecosim (Christensen & Pauly, 1992; Walters *et al.*, 1997), las tasas de mortalidad flota-específicas que maximicen los objetivos de manejo seleccionados.

Además del modelo que representa el sistema en estudio es necesario suministrar información económica, social y ecológica clave. La literatura especializada, sumada a nuestra experiencia en este tipo de análisis, indican que la data necesaria corresponde a:

- La productividad económica de cada pesquería, que se estima como el ingreso neto de cada una de las flotas pesqueras. Se calcula como las utilidades menos los costos. Entonces, es necesario conocer el precio de la captura y el costo de pescar (costos fijos y variables) de cada pesquería/flota considerada en el estudio.
- La productividad social de cada pesquería, que se estima en cada flota como la razón entre el empleo generado dividido por la captura del periodo. Entonces, es

necesario conocer el número de empleados en cada flota incluida en el análisis y la captura o desembarque de la misma.

- Información ecológica, que se estima como la razón biomasa/producción de los grupos tróficos funcionales incluidos en el modelo. Como indicador de sustentabilidad ecológica se utiliza el inverso de la razón producción/biomasa (P/B) de los grupos funcionales incluidos en el modelo, el que se obtiene de Neira & Arancibia (2004). La razón $(P/B)^{-1}$ corresponde a una medida del crecimiento/ recuperación potencial de cada grupo. De acuerdo con la teoría ecológica de Odum (1969, 1971, 1985), los ecosistemas maduros y estables se caracterizan por presentar biomasa alta de organismos de gran tamaño y alta longevidad.

La captura de los principales recursos pesqueros de Chile central por tipo de flota se obtuvo desde estadísticas oficiales del Servicio Nacional de Pesca (www.sernapesca.cl). El valor de la captura (precio por ton de producto) actualizado al año 2009 se obtuvo de entrevistas a gerentes y mandos medios de empresas con flota cerquera (industrial y artesanal), merlucera arrastrera (industrial) y espinelera (artesanal) y plantas de procesos. Esta información se contrastó/complementó con aquella entregada por las fichas técnicas de las principales pesquerías chilenas que mantiene la Subsecretaría de Pesca disponibles en su página web (http://www.subpesca.cl/).

En el caso de las flotas artesanales, se consideró como valor de la captura el precio de la captura en playa, mientras que para las flotas industriales se consideró el valor del producto principal, por ejemplo, filete en el caso de la flota arrastrera merlucera y harina de pescado en el caso de la flota cerquera industrial.

Con respecto a la construcción y balance del modelo Ecopath base para realizar las simulaciones se utilizó un modelo que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central, año 2005 (Arancibia & Neira, 2008), y se actualizó las biomasas y desembarques al año 2008-2009, dependiendo de la disponibilidad de la data, bajo el supuesto que otros parámetros como tasas de consumo y producción, y composición de la dieta de los predadores no tuvieron cambios significativos entre ambos períodos.

La fuente de información desde donde se extrajo la biomasa de merluza común (*Merluccius gayi*), anchoveta (*Engraulis ringens*), sardina común (*Strangomera bentincki*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), jurel (*Trachurus murphyi*), camarón nailon (*Heterocarpus reedi*), langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) y langostino amarillo (*Cervimunida johni*) fueron los informes técnicos (R. Pesq.) de la Subsecretaría de Pesca para los años 2008 y 2009. Los desembarques para las mismas especies, además de jibia (*Dosidicus gigas*), congrio dorado (*Genypterus blacodes*), pejerrata (*Coelorhynchus* spp.), lenguado (*Hippoglissina macrops*), besugo (*Epigonus crassicaudus*), blanquillo (*Prolatilus jugularis*) y rayas (*Bathyraja* spp., *Raja* spp.), para el mismo período 2008-2009, fueron extraídos desde las estadísticas oficiales que publica anualmente el Servicio Nacional de Pesca (www.sernapesca.cl) y de Neira & Arancibia (2004), según correspondiera.

Construcción y balance de un modelo trófico Ecopath que represente la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009.

La información de entrada al modelo se presenta en las Tablas 10, 11 y 12.

Tabla 10. Data de ingreso para la construcción de un modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009. Clave: B=biomasa (ton/km^2); P/B=razón producción/biomasa (año^{-1}); Q/B= razón consumo/biomasa (año^{-1}); EE=eficiencia ecotrófica; P/Q=eficiencia de conversión de alimento; U/Q=razón de alimento no asimilado; a=adultos; j=juveniles.

Grupo funcional	B	P/B	Q/B	EE	P/Q	U/Q
Cetáceos	0.010	0.600	10.000			0.210
Lobo marino	0.070	0.250	20.000			0.200
Aves marinas	0.070	0.500	20.000			0.260
Merluza común (j)		2.500	8.320	0.990		0.200
Merluza común (a)	6.290	0.460	5.160			0.200
Sardina común (j)	37.310	1.450			0.100	0.200
Sardina común (a)	54.810	1.880			0.100	0.200
Anchoveta (j)	2.100	0.700			0.100	0.200
Anchoveta (a)	15.000	2.120			0.100	0.200
Calamar		3.500		0.990	0.330	0.200
Jibia	7.990	1.750	5.000			0.200
Peces mesopelágicos		1.200	12.000	0.990		0.200
Langostino colorado (j)		5.900	18.000	0.990		0.200
Langostino colorado (a)		3.570	12.500	0.990		0.200
Langostino amarillo	0.520	3.570	11.600			0.200
Camarón nailon	0.390	2.500	12.000			0.200
Jurel		0.560	14.200	0.990		0.200
Merluza de cola	4.540	0.530			0.100	0.250
Albacora	0.010	0.500			0.100	0.200
Congrio	0.300	0.700			0.200	0.200
Pejerrata		0.700		0.990	0.200	0.200
Lenguado ojos grandes		0.700		0.990	0.200	0.200
Besugo		0.700		0.990	0.200	0.200
Blanquillo	0.050	0.700			0.200	0.200
Rayas	0.250	0.360			0.150	0.200
Poliquetos	1.890	2.410	15.900			0.200
Zooplancton gelatinoso		0.580	1.420	0.150		0.200
Copépodos		45.000	154.520	0.990		0.350
Eufáusidos		13.000		0.990	0.410	0.200
Fitoplancton		120.000		0.300		
Detrito						

Tabla 11. Data de ingreso para la construcción de un modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009: composición de la dieta de los predadores. Clave: a=adultos; j=juveniles.

Prey \ Predator	Cetáceos	lobo marino	aves marinas	merluza (j)	merluza (a)	sardina (j)	sardina (a)	anchoveta (j)	anchoveta (a)	calamar	jibia	peces mesops	l. colorado (j)	l. colorado (a)	l. amarillo	camarón	jurel	merlcola	albacora	congrio	pejerrata	lenguado	besugo	blanquillo	rayas	poliquetos	gelatinosos
Cetáceos	0.010																										
lobo marino	0.098																										
aves marinas																											
merluza (j)	0.060	0.250	0.100	0.040	0.170					0.050	0.150									0.013				0.065			
merluza (a)	0.070	0.200	0.050																	0.036							
sardina (j)	0.098	0.180	0.284	0.118						0.050	0.073																
sardina (a)	0.034	0.065	0.100	0.042							0.072																
anchoveta (j)	0.056	0.110	0.165	0.070						0.050	0.066																
anchoveta (a)	0.036	0.062	0.101	0.042							0.069																
calamar	0.150		0.040		0.002					0.210								0.035	0.010								
jibia	0.150		0.040		0.002						0.070							0.035	0.010								
peces mesops	0.098		0.120		0.300					0.100	0.470						0.025	0.180									
l. colorado (j)				0.015	0.002															0.004	0.030	0.020			0.002		
l. colorado (a)				0.008	0.001															0.107	0.110	0.300			0.210		
l. amarillo					0.002															0.002		0.020			0.023		
camarón					0.006																						
jurel	0.100	0.100																	0.480								
merlcola											0.010								0.500								
albacora																											
congrio		0.004																									
pejerrata					0.002						0.010																
lenguado											0.005																
besugo		0.030																									
blanquillo																											
rayas																											
poliquetos																											
gelatinosos																	0.002										
copépodos						0.020	0.020	0.020	0.020	0.440		0.400					0.002										0.500
eufáusidos				0.500	0.506					0.100		0.600					0.971	0.750					0.500	0.679			
fitoplancton						0.980	0.980	0.980	0.980																		0.500
Detrito													1.000	1.000	1.000	1.000										1.000	
Import	0.040			0.165	0.008						0.005									0.838	0.860	0.660	0.500	0.256	0.765		
Sum	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Tabla 12. Data de ingreso para la construcción de un modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009; Desembarques por flota año 2009 (ton/km^2). Fuente Servicio Nacional de Pesca (www.sernapesca.cl). Clave: a=adultos; j=juveniles.

Grupo funcional	Merlucera (Industrial)	Cerco (artesanal)	Langostinera	Cerco (Industrial)	Merlucera (artesanal)	Total
Cetáceos						
Lobo marino						
Aves marinas						
Merluza (j)	0.130				0.050	0.180
Merluza (a)	0.651				0.248	0.899
Sardina (j)		3.943		1.667		5.610
Sardina (a)		5.794		2.449		8.243
Anchoveta (j)		0.427		0.427		0.854
Anchoveta (a)		3.043		3.046		6.089
Calamar		0.060				0.060
Jibia				0.137	1.147	1.284
Peces mesops						0.000
Lang. col. (j)						0.000
Lang. col. (a)			0.013			0.013
Lang. amarillo			0.048			0.048
Camarón nailon			0.061			0.061
Jurel		0.181		2.798		2.979
Merluza de cola				0.449		0.449
Albacora						0.000
Congrio	0.020				0.008	0.028
Pejerrata						
Lenguado					0.001	0.001
Besugo	0.07					0.070
Blanquillo					0.001	0.001
Rayas	0.01				0.005	0.015
Poliquetos						
Zooplancton gelatinoso						
Copépodos						
Eufáusidos						
Fitoplancton						
Detrito						
Suma	**0.881**	**13.448**	**0.122**	**10.973**	**1.46**	**26.884**

Con la información ingresada (Tablas 10, 11 y 12) al modelo Ecopath, el único grupo que mostró desbalance entre su producción y las fuentes de mortalidad fue anchoveta juvenil. Entonces, se utilizó los siguientes criterios para balancear la producción de este grupo funcional:

1. Se analizó las fuentes de mortalidad, encontrándose que la mortalidad por predación (M2) era cuatro veces mayor a la mortalidad total (Z) en este grupo. A su vez, se encontró que la predación por merluza común (j) y jibia explicaban la mayor parte de M2 en anchoveta juvenil.

2. En ausencia de estimados de biomasa de jibia en Chile centro sur para el período 2008-2009, se disminuyó a la mitad la biomasa de este grupo funcional ingresada originalmente al modelo a (desde 7.9 a 4.0 ton km^{-2}). Con este cambio, EE de anchoveta (j) se redujo a 3.833; siendo la predación por merluza común (j) la principal fuente de M2 en anchoveta (j).

3. Se consideró que el valor de P/B=0.7 $año^{-1}$ era bajo para el grupo anchoveta juvenil, por lo que se lo incrementó hasta un valor que lograra el balance, esto es, 2.5 $año^{-1}$.

Con estos cambios se verificó que el supuesto de balance de masa se cumplía en todos los grupos funcionales del modelo Ecopath y, por lo tanto, se podía avanzar con las simulaciones.

4.4.4. Resultados

4.4.4.1. Revisión de objetivos para un enfoque ecosistémico de pesquerías

La explotación humana de los ecosistemas marinos ha revelado algunas lecciones importantes, como por ejemplo:

i) aunque renovables, los recursos naturales son limitados;

ii) las poblaciones están altamente conectadas con su ecosistema tanto directamente como indirectamente, y esta red de interacciones afecta su productividad;

iii) la remoción de biomasa de una especie tiene efectos directos sobre otras especies sean objetivo o no de la actividad pesquera como en el hábitat afectando especies relacionadas o dependientes; y

iv) los enfoques de manejo especie-específicos se han desempeñado pobremente, como lo atestigua el estado degradado de muchas pesquerías y sus ecosistemas.

El enfoque de ecosistema para el manejo ha venido ganando aceptación entre los actores interesados o stakeholders (Grumbine, 1994; García *et al*., 2003). De hecho, desde la década de los años 1980's se ha reconocido la necesidad de integrar consideraciones ecológicas en el manejo de pesquerías en acuerdos internacionales tales como la Ley Internacional del Mar (1982), la Cumbre de Río (1992), la Convención sobre Diversidad Biológica (1996) y la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sustentable (2003). Sin embargo, las bases operacionales para el enfoque ecosistémico para el manejo

pesquero sigue siendo un reto para la ciencia pesquera (Hempel & Pauly, 2002). Stanley (1995) identifica dos visiones conflictivas en el centro de los enfoques para el manejo ecosistémico. La primera es "biocentrica" y considera el uso humano de los recursos como la meta primordial para mantener la integridad ecológica. La segunda visión es antropocéntrica y retiene la importancia del uso humano de los recursos, pero incluye consideraciones ecológicas y sociales. Básicamente, el debate es si los ecosistemas debieran ser protegidos debido a su valor intrínseco o por su utilidad para las sociedades humanas. El desafío es mediar, articular y balancear estas diferencias (Hilborn, 2007). Las tendencias actuales implican valorar configuraciones de ecosistemas menos perturbados y una distribución del esfuerzo (o cuotas) de pesca de modo que se mejore la eficiencia económica de los pescadores, lográndose entonces objetivos más congruentes y menor conflicto (Hilborn, 2007).

Cuando se trata de declaraciones de principios, el vocabulario es otra fuente de desacuerdo. Algunos conceptos ampliamente utilizados (e.g., salud del ecosistema, integridad del ecosistema y sustentabilidad ecológica, entre otros) han sido criticados por tener interpretaciones diversas y que conducen, muchas veces, a equívocos. Más importante aún, estos conceptos no son propiedades objetivas ni cuantificables de un ecosistema y adolecen de sustento tanto del punto de vista de la evidencia empírica como de la teoría ecológica (Sutter, 1993; Wicklum & Davies, 1995, Alverson, 2004). Por otro lado, declaraciones como "tomando en cuenta las limitaciones biológicas", "con debido respeto a los ecosistemas marinos" (ver EU Common Fisheries Policy, 1993) y "mantener la salud y sustentabilidad del ecosistema" (e.g., Ecosystem Principle Advisory Panel US, 1999), no son claros ya que reflejan prioridades de manejo distintas.

Pese a estas debilidades existe acuerdo creciente en que el enfoque ecosistémico para pesquerías debería reconocer y armonizar explícitamente las existencia e interdependencia de dos aspectos principales, a saber: (i) el bienestar humano (todos los miembros de la sociedad determinan y cumplen sus necesidades a partir de un amplio rango de opciones), y (ii) el bienestar del ecosistema (el ecosistema mantiene su diversidad, calidad y capacidad para adaptarse a cambios) (Prescott-Allen, 2001; Ward *et al*., 2002; García *et al*., 2003).

Por lo tanto, el objetivo general de un enfoque ecosistémico para pesquerías debiera ser asegurar (o mejorar si las condiciones aún no han sido alcanzadas) y mantener el bienestar humano y el bienestar ecológico. El manejo pesquero basado en el ecosistema implica la conservación de la estructura, de los procesos e interacciones del ecosistema a través de su uso sustentable, lo que significa considerar y balancear un amplio rango de objetivos frecuentemente conflictivos, y la comprensión que el consenso puede no ser alcanzado sin una distribución equitativa de los beneficios entre las generaciones presentes y futuras (Laffoley *et al*., 2004).

Objetivos relacionados con el bienestar humano

En términos económicos, el principal objetivo de la actividad pesquera comercial no es necesariamente obtener la mayor cantidad de peces (e.g., Máximo Rendimiento Sustentable, MSY). Las pesquerías son una actividad económica y, por lo tanto, deben apuntar hacia la renta económica y, más específicamente, a la maximización de los ingresos, que es la maximización de los retornos por ventas menos los costos totales.

Entonces, el concepto de renta económica máxima (REM) es un análogo al MSY en el área económica. El nivel REM se define como el punto de la curva de renta (i.e. la curva de captura multiplicada por el valor del recurso desembarcado) donde es máxima la diferencia entre los costos totales de pesca (normalmente una línea recta inclinada) y los retornos. Sin embargo, es imposible alcanzar MSY y REM al mismo tiempo, y este es un ejemplo de conflicto entre múltiples objetivos del manejo pesquero.

En general, es posible decir que los objetivos sociales de cualquier política de manejo se preocupan del empleo y la equidad. Las pesquerías no se relacionan solamente con el desembarque de peces y la generación de dinero, sino también con el empleo y con asegurar que quienes se involucran en esta actividad tengan una vida adecuada y sustentable. La pesca es la fuente de empleo más importante en muchas comunidades costeras, donde, además de mantener a las familias de pescadores, la sociedad considera importante preservar la estructura de la comunidad y sus tradiciones. Por ejemplo, aquellas comunidades que han estado pescando por siglos y poseen derechos de pesca, como el caso de muchas comunidades indígenas, pueden llegar a tener un trato especial cuando se trate de establecer medidas de manejo. Desde el punto de vista social, el número total de empleos relacionados con la actividad económica es frecuentemente el indicador estándar; indicadores secundarios son la distribución del ingreso entre pescadores y la mantención de las formas tradicionales de vida. Mayores detalles y tópicos respecto de temas económicos y sociales en pesquerías modernas pueden ser encontrados en Prescott-Allen, (2001).

El análisis del bienestar humano (incluyendo la equidad entre stakeholders y la capacidad de alcanzar buena governanza) requiere de enfoques socio-económicos y

políticos que van mucho más allá de las competencias profesionales y objetivos de este proyecto. Por lo tanto, para efectos del análisis y simulaciones posteriores se considera aquí que el bienestar humano que genera una pesquería se cumple a través de alcanzar objetivos sociales (generación y mantención de empleos) y objetivos económicos (maximización de los ingresos) que genera cada pesquería o flota.

Objetivos relacionados con el bienestar del ecosistema

Una revisión de la literatura especializada indica que diversos autores ha propuesto una serie de objetivos para el manejo ecosistémico en general y para el enfoque ecosistémico para pesquerías en particular. Considerando que la Organización Mundial para la Agricultura (FAO) es el ente multinacional que apoya el enfoque ecosistémico para pesquerías (FAO, 2003), a continuación se presenta objetivos generales y específicos relacionados con el bienestar del ecosistema.

1. Evitar la sobrepesca

Este objetivo reconoce que tanto los recursos vivos como su producción son limitados. Como consecuencia, los stocks sólo pueden sustentar determinados niveles de presión pesquera (mortalidad por pesca limitada) por sobre los cuales la producción ecológica y abundancia disminuyen y, por ende, su capacidad de sustentar empleo y proveer alimento futuros. Debido a que los mecanismos responsables de la recuperación de stocks aún no son bien comprendidos, el primer objetivo para el manejo es evitar

sobrepesca y mantener la capacidad (re)productiva de las especies en el largo plazo. Esto se realiza normalmente a través de la aplicación de niveles de mortalidad por pesca estimados para mantener la biomasa desovante del recurso en un nivel de productividad deseado y acordado.

¿Cuál debiera ser este nivel objetivo?

El concepto de máximo rendimiento sustentable (MSY) ha sido criticado (May *et al.*, 1973), enterrado (Larking, 1977) y re-definido (Mace, 2001) en la literatura científica. Sin embargo, aún sobrevive como un punto de referencia objetivo en la agenda pesquera internacional. Un ejemplo de ello son los requerimientos en la Convención de las Naciones Unidas sobre la Ley de Mar (1982), el principio del Capítulo 17 de la Agenda 21 en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Ambiente y el Desarrollo (1992), y el Plan de Implementación adoptado en la Cumbre Mundial sobre Desarrollo sustentable (2002). En su sección 31, dicho plan solicita específicamente acciones "para mantener o restaurar los stocks a niveles que puedan producir la captura máxima sustentable, con el fin de alcanzar dichas metas en forma urgentes en stocks con abundancias disminuidas, y en lo posible no más allá del año 2015"

Sin embargo, se considera muchas veces que MSY es un punto de referencia límite más que uno objetivo (Mace, 2001). Aunque aún se encuentran en su infancia, conceptos como "captura ecológicamente sustentable", la captura que un ecosistema puede sustentar sin cambiar de estado (Zabel *et al*., 2003), y la "captura multi-específica sustentable" (Walters *et al*., 2005) son candidatos atractivos para reemplazar el MSY como puntos de referencia ecosistémico.

En Chile, Neira y Arancibia (en revisión), utilizando el método de Análisis de Riesgo Ecológico, ERA (Fletcher, 2005), identificaron la sobrepesca por reclutamiento como un problema de alto riesgo para la pesquería de merluza común. Comparativamente, en Sudáfrica, donde los stocks han sido manejados en una forma más conservadora, incluyendo las merluzas, la sobrepesca no fue identificada como un factor riesgoso en ninguna de las pesquerías analizadas mediante ERA, esto es, pequeños pelágicos, peces demersales y rock lobster (Shannon *et al*., 2006).

Algunos objetivos específicos bajo un enfoque ecosistémico para pesquerías para evitar sobrepesca son:

- Establecer F_{limit} para todas las especies explotadas.
- Hacer obligatorio el cumplimiento de $F<F_{limit}$ para todas las especies explotadas.
- Mejorar las estimaciones disponibles para el sub-reporte y el descarte.

El lector debe considerar que es posible que surjan algunas dificultades técnicas y conceptuales al tratar de calcular puntos de referencia para la mortalidad por pesca (F) desde un punto de vista multiespecífico, en oposición a los puntos de referencia para F basados en una especie. Una vía posible de explotar es establecer puntos de referencia en el esfuerzo de cada flota pesquera operando en el sistema.

2. Asegurar reversibilidad de los impactos y facilitar la reconstrucción de los stocks

El estado de las pesquerías mundiales indica que alrededor del 17% de todos los stock pesqueros han sido sobreexplotados, 7% están agotados y sólo 1% se recupera de un agotamiento previo (FAO, 2005). La baja ocurrencia de depensación en stocks explotados sugiere que los efectos de la sobrepesca fueron reversibles incluso hasta mediados de los años 1990s (Myers *et al*., 1995). Unos pocos años después, sin embargo, se demostró que la resiliencia de los stocks frente a grandes reducciones poblacionales es menor que la esperada. En efecto, luego de revisar 96 stocks a nivel mundial, Hutchings (2000) encontró escasa evidencia de recuperación rápida (especialmente en gádidos y no clupeidos) luego de disminuciones poblacionales prolongadas, esto es, entre el 45 y 99% de reducción en la fracción reproductiva de la biomasa. Por lo tanto, la reconstrucción de stocks se considera imperativa tanto en estrategias internacionales (FAO, 2003; Caddy & Agnew, 2004) como nacionales (e.g., UN Fish Stock Agreement, Safina *et al*., 2005). La demora en la reconstrucción del stock perpetua la sobrepesca, la que, a su vez, disminuye la resiliencia del stock y compromete su recuperación. Por lo tanto, el objetivo general es que las especies objetivo (= target species) y del by-cacth, cuya biomasa hubiere caído por debajo del punto de referencia límite ($B<B_{Lim}$), debieran ser manejadas de modo de incrementar la probabilidad de recuperación (al menos) hasta niveles que puedan producir el máximo rendimiento sustentable. Sin embargo, biomasas superiores al MSY debieran ser preferidas.

¿Qué tan largos debieran ser estos períodos de recuperación?

Safina *et al*. (2005) proponen un horizonte de diez años como periodo de reconstrucción razonable y beneficiosa porque, de acuerdo a expertos en dinámica de poblaciones, este período es, *groso modo*, el doble del tiempo que le toma a muchos stocks agotados en USA para recobrar niveles de biomasa previos, ahora en ausencia de pesca; 10 años es también un período manejable para asegurar que los administradores efectivamente instiguen la reconstrucción, aumentando entonces las posibilidades de éxito y minimizando los costos ecológicos, sociales y económicos futuros (Safina *et al*., 2005).

Objetivos específicos para asegurar la reconstrucción de stocks son:

- Establecer B_{limit} para todas las especies explotadas.
- Establecer periodos de recuperación para todas las especies explotadas (o usar, por defecto, un período de diez años).

3. Minimizar los impactos de la pesca

Evitar la sobrepesca y permitir la reconstrucción de los stocks son pasos claves para alcanzar pesquerías sustentables y, probablemente, tienen efectos positivos en estado del ecosistema. Sin embargo, los efectos de la pesca en el ecosistema van mucho más allá de la especies que son retenidas por los artes de pesca e, incluso, una actividad pesquera sustentable (i.e., $B>B_{Limit}$ y $F<F_{Limit}$ para todas las especies explotadas en el ecosistema) puede tener efectos negativos a nivel del ecosistema (e.g., mortalidad de las especies del

by-catch, alteración del hábitat y biota del fondo marino, reducción de la biomasa de las presas de predadores dependientes, y amenazas para la conservación de especies raras y hábitats de alta calidad, entre otros).

Por lo tanto, el objetivo general es mantener los impactos de la pesca en el nivel más bajo posible. La minimización de los impactos de la pesca es también considerada como una forma efectiva de asegurar el potencial de recuperación del ecosistema y promover la reversibilidad de cambios inducidos por la pesca, tanto al nivel de stock como el ecosistema.

Objetivos específicos para minimizar los impactos de la pesca son:

- Prevenir que la abundancia de especies no explotadas caiga por debajo de niveles límite, e.g., criterios de conservación de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturales y los Recursos Naturales (IUCN), que evalúa a especies como críticamente amenazadas, en peligro y vulnerables.

- Minimizar el by-catch.

- Apuntar al objetivo de proteger, al menos, el 20% de cada tipo de hábitat para el 2010, impuesto por la Cumbre Mundial para el Desarrollo Sustentable.

- Eliminar y/o restringir el uso de artes/métodos de pesca destructivos (reducir el impacto sobre el lecho marino).

- Minimizar el descarte para evitar malgastar recursos pesqueros y el incremento desbalanceado de especies carroñeras.

4. Considerar (mantener) las interacciones entre especies

Estudios de trofodinámica de varias décadas atrás (e.g., ¿quién se come a quién y quién controla a quién?) han revelado que "ningún pez es una isla" (ver www.ecopath.org). Esto es, las poblaciones marinas son parte redes de interacción que son complejas e intrincadas. La predación es considerada como una de las interacciones ecológicas más importantes en los ecosistemas marinos (Bax, 1991; 1998). Por lo tanto, alterar la relación predador-presa en uno o varios nodos clave de la trama trófica mediante sobrepesca puede causar cambios de régimen, generando entonces una fuerza antagónica que impide la recuperación del stock y del ecosistema.

Cury & Shannon (2004) revisan cambios de régimen y reemplazos de especies en los sub-sistemas norte y sur de la Corriente de Benguela, concluyendo que control "bottom-up" podría iniciar y sostener cambios de régimen en ambos sistemas. Sin embargo, en la sección norte, la sobrepesca parece haber iniciado y mantenido un cambio de régimen caracterizado por baja biomasa de peces pelágicos de pequeño tamaño, reducida eficiencia de transferencia de energía y biomasas crecientes de jurel (*Trachurus capensis*) y zooplancton gelatinoso (Cury & Shannon, 2004; Moloney *et al*., 2005). Al contrario, la alternancia entre sardina (*Sardinops sagax*) y anchoveta (*Engraulis capensis*) observada en la sección sur de la corriente de Benguela en las últimas dos décadas, cuando los stocks fueron explotados más conservadoramente, parece no haber tenido mayores efectos sobre el funcionamiento global del sistema (Shannon *et al*., 2004b). En el Océano Atlántico Norte la sobrepesca ha conducido a estados alternativos del ecosistema con una recuperación lenta o nula de las poblaciones colapsadas de bacalao

(*Gadus morhua*) (Pace *et al*., 1999; Choi *et al*., 2004; Hutchings & Reynolds, 2004; Shelton *et al*., 2005). Más recientemente, dos cambios importantes en la trama trófica del Mar Negro han sido gatillados por sobrepesca, resultando en cascadas tróficas relacionadas con el agotamiento de predadores marinos y un brote de la medusa invasiva (*Mnemiopsis leidyi*) (Daskalov *et al*., 2007).

Estos ejemplos resaltan cómo la sobrepesca en diferentes niveles tróficos puede resultar en cascadas tróficas que afectan el sistema completo (Daskalov *et al*., 2007; Frank *et al*., 2005). También indican que los controles tróficos "naturales" o ambientales pueden haber sido alterados por la sobrepesca.

Considerando esto, el objetivo de mantener las interacciones entre especies puede definirse como identificar, cuantificar, reconocer y mantener las relaciones ecológicas entre especies objetivo, predadores dependientes y especies relacionadas.

En el sistema de surgencia frente a Sudáfrica la dependencia de muchos predadores sobre peces pelágicos pequeños fue resaltada y considerada por stakeholdes como un problema de riesgo extremo y moderado para aves marinas y otros predadores, respectivamente (i.e., focas y cetáceos) (Shannon *et al*., 2006). En el caso de la pesquerías de merluza común en Chile central, la dependencia de merluza sobre sus presas y el efecto de brotes de predadores oportunistas como la jibia (*Dosidicus gigas*) fueron considerados con un riesgo moderado (Neira & Arancibia, in revisión).

Objetivos específicos para mantener las interacciones entre especies son:

- Permitir una determinada producción de presas en el mar para evitar comprometer las poblaciones de predadores dependientes.

- Evitar niveles umbrales de peces pelágicos bajo los cuales las implicaciones para aves marinas (y otros predadores dependientes) sean are dañinas.

- Evitar umbrales más allá de los cuales la función ecológica de una especie se vea reducida y/o la productividad biológica del sistema completo sea afectada negativamente (aunque estas características no están aún definidas o no sean fácilmente medibles).

Sin embargo, debido a que el manejo pesquero se focaliza en "el pez", entonces el rol trófico y la importancia de otros componentes en la mantención de las interacciones es poco conocido (que no son normalmente monitoreados porque carece de buen precio de compra). Por lo tanto, un objetivo adicional e importante debiera ser monitorear la abundancia de, por ejemplo, la fauna bentónica y otros componentes en forma rutinaria.

5. Aplicar el enfoque precautorio

La investigación realizada en los océanos en las décadas recientes ha resultado en mayor comprensión de los factores físicos, químicos y biológicos que afectan la dinámica de las poblaciones marinas. Sin embargo, los ecosistemas marinos aún son conocidos solo parcialmente (Field *et al*., 2002). Los ecosistemas son sistemas abiertos, interconectados, complejos y dinámicos que varían en todas las escalas, e.g., desde horas hasta siglos y centímetros a kilómetros, y son afectados por las condiciones ambientales y las actividades humanas como la pesca y la acuicultura, entre otras (Jackson *et al*., 2001). Así, la resiliencia de los ecosistemas y el grado de reversibilidad de los impactos humanos no

sólo son difíciles de anticipar, sino que son difíciles de aislar de los cambios ambientales. Por lo tanto, las poblaciones salvajes deben ser manejadas de tal forma que se reconozca la incertidumbre inherente, esto es, lo incompleto del conocimiento sobre los estados y procesos de la naturaleza.

Dentro del marco definido en el Artículo 15 de la Declaración de Río de Janeiro, el enfoque precautorio para pesquerías reconoce que los cambios en los sistemas pesqueros son reversibles (pero lentos), difíciles de controlar, incompletamente comprendidos, y sujetos al ambiente y valores humanos cambiantes. Por lo tanto, el enfoque precautorio para pesquerías realiza un llamado para la aplicación de la prudencia, tomando en cuenta la incertidumbre asociada a los sistemas pesqueros y la necesidad de llevar a cabo acciones con conocimiento limitado (FAO, 1995). La implementación de este objetivo requiere, *inter alia*, la consideración de las necesidades de las generaciones futuras, la identificación de resultados no deseados y medidas para evitarlos y/o corregirlos prontamente, priorizando así la conservación de la capacidad productiva del stock cuando la probabilidad de impacto por uso es desconocida, entre otros.

Acciones generales relacionadas con el enfoque precautorio para pesquerías normalmente encontradas en la literatura son: (1) mejorar la investigación para avanzar en el conocimiento de los ecosistemas; (2) establecer acciones para incorporar la complejidad y dinámica que sean robustas a la incertidumbre, y (3) prestar atención a los impactos trans-limítrofes. Estos objetivos están encapsulados en el Enfoque Precautorio y pueden ser seguidos con mayor detalle en FAO (1995).

En Sudáfrica el cambio reciente en la distribución espacial de algunas poblaciones de peces (particularmente sardina) fue clasificado como de alto riesgo para la

sustentabilidad ecológica de las pesquerías (Shannon *et al*., 2006). Por otro lado, el escaso conocimiento de la variabilidad de baja frecuencia en la productividad, tamaño poblacional y dominancia de especies (cambios de régimen) fue considerado como de riesgo moderado a alto. Para la pesquería de merluza común en Chile central, la incertidumbre en el método de evaluación directa (hidroacústica), la mortalidad por descarte, la variabilidad en el reclutamiento y la magnitud de la mortalidad natural (predación y canibalismo) han sido consideradas de alto riesgo para la sustentabilidad de la pesquería (Neira & Arancibia, in revisión).

Objetivos específicos para implementar el enfoque precautorio son:

- Mejorar los estimados de reclutamiento, sobrevivencia después del descarte y las malas estimaciones de desembarque (especialmente el subreporte), entre otras fuentes de incertidumbre.

- Evaluar los efectos probables de los cambios de régimen sobre la productividad y tasas de mortalidad del stock.

- Considerar manejo espacial en aquellas pesquerías con cambios de distribución conocidos o que explotan especies involucradas en interacciones predador-presa con fuerte componente espacial.

- Considerar las tasas de mortalidad por pesca apropiadas para el estado/régimen en que se encentra el ecosistema.

- Cuantificar la mortalidad por predación y evaluar el desempeño de los modelos cuando este parámetro es mantenido constante y cuando se le permite variar en el tiempo.

Uno de los principios del enfoque ecosistémico para pesquerías reconoce que existe incertidumbre al manejar pesquerías cuando se quiere beneficiar a los ecosistemas. Las medidas de conservación debieran incorporar elementos del tipo "aprendiendo a medida que se va haciendo" y considerar la retroalimentación a partir de la investigación. Los sistemas de manejo debieran ser adaptativos (Walters, 1986).

6. Mantener la integridad del ecosistema

La integridad del ecosistema es generalmente entendida como una de las metas del manejo basado en aquella (Grumbine, 1994; FAO, 2003). Aunque no existe una definición acordada, la integridad del ecosistema se refiere normalmente a la mantención de dos propiedades fundamentales e interconectadas, a saber:

(i) la estructura (e.g., biodiversidad en los niveles de comunidad biológica, de hábitat, de especies y genes); y,

(ii) la función (e.g., procesos ecológicos que sustentan tanto la biodiversidad como la productividad del recurso).

El manejo debe considerar que los ecosistemas son dinámicos y sus atributos y límites están cambiando constantemente. Las interacciones con el sistema socio-cultural

también son dinámicas (Ward et al., 2002), y el manejo debiera tratar de mantenerse el potencial evolutivo de las especies y sus ecosistemas (Grumbine, 1994).

Estos seis objetivos se encuentran armonizados en la meta principal del marco para el desarrollo de pesquerías ecológicamente sustentables (Fletcher et al., 2002), esto es, 'usar, conservar y mejorar los recursos de la comunidad de modo que los procesos ecológicos, de los que depende la vida, se mantengan y la calidad total de la vida, en el presente y en el futuro, pueda incrementarse".

4.4.4.2. Información requerida para realizar el análisis

Considerando el estado deteriorado en que se encuentra el stock de merluza común en Chile central, se propuso en la oferta técnica de este proyecto abordar objetivos de manejo alternativos a los actuales (mono-específicos) y que sean consecuentes no sólo con el nivel productivo del stock de la propia merluza común, sino también con el de sus predadores y presas (i.e., la trama trófica), así como con las necesidades de mantener los ingresos (utilidades) y el empleo sustentados por este recurso. Para el efecto se contextualizó la pesquería de merluza común desde el manejo pesquero basado en el ecosistema.

Como primera aproximación al análisis se consideró la consecución del bienestar humano y del bienestar ecológico. Dentro del primero se considera objetivos sociales y económicos, mientras que dentro del segundo se considera un objetivo "ecológico", el que de alguna forma engloba los seis objetivos relacionados con el bienestar del

ecosistema, y un objetivo específico que examina puntualmente la recuperación del stock de merluza común.

A continuación se presenta la información económica y social clave para realizar el análisis de simulación de estrategias de manejo que maximicen el bienestar humano (objetivos social y económico) y el bienestar ecológico (objetivo de mantener la estructura comunitaria y objetivo de permitir la recuperación del stock de merluza común en Chile central).

Caracterización de las flotas pesqueras para ser consideradas en el análisis

1) Flota artesanal cerquera

Especies objetivo: sardina común (*Strangomera bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*).

Costos fijos : 6.5 %

Costos variables : 63.5 %

Ingreso neto : 25 %

Precio de la captura: $60.000 / ton

Empleo : Se considera que un buen estimado es incrementar el número de empleos entre 25 y 50% respecto del número de empleos en el modelo realizado para el año 2000.

2) Flota artesanal espinelera

Especie objetivo : merluza común (*Merluccius gayi*)

Costos fijos : 15 %

Costos variables : 65 %

Ingreso neto : 20 %

Precio de la captura: US$ 2.000 / ton, se considera el valor de producto fresco (entero o eviscerado) con rendimiento de 75%.

Empleo : Se considera que un buen estimado es disminuir el empleo proporcionalmente a la disminución del desembarque entre 2000 y 2009.

3) Flota industrial cerquera

Especies objetivo : jurel (*Trachurus symmetricus*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), sardina común (*Strangomera bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*).

Costos fijos : 20 %

Costos variables : 65 %

Ingreso neto : 15 %

Precio de la captura: Se considera que el 50% del desembarque se destina a harina de pescado mientras el otro 50% se destina a producto congelado (HG). Se considera que el precio de la harina de pescado es US$1.5000 por ton, con rendimiento del 20% respecto de la materia prima. Por otro lado, se consideró que el producto congelado HG se comercializó a US$5.000 por ton, con un rendimiento HG de 75%.

Empleo : Se consideró que un buen estimado es disminuir el empleo proporcionalmente a la disminución del desembarque entre 2000 y 2009.

4) Flota industrial arrastrera

Especie objetivo : Merluza común (*Merluccius gayi*)

Costos fijos : 22.5 %

Costos variables : 67.5 %

Ingreso neto : 10 %

Precio de la captura: Se considera que de la captura industrial de merluza (64% del desembarque total en el año), el 60% se destinó a producto congelado (con rendimiento de 30%) y el 40% se destinó a producto fresco (con rendimiento de 80%). Se estima que el producto congelado se comercializó en un valor que osciló entre US$ 2.500 y 3000 / ton, mientras que el producto fresco se comercializó a US$ 2.000 / ton.

Empleo : Se consideró que un buen estimado es disminuir el empleo proporcionalmente a la disminución del desembarque entre 2000 y 2009.

Considerando que la información requerida (en valores absolutos) en este análisis es sensible tanto para las empresas pesqueras industriales como artesanales, la información se presenta en términos porcentuales de modo que:

$$costos\ fijos + costos\ variables + ingreso\ neto = 100\%$$

Modelo Ecopath balanceado

En la Tabla 13 se presenta el modelo Ecopath balanceado que representa el ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009.

Tabla 13. Parámetros de entrada y resultados de modelo Ecopath balanceado que representa el ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009. Clave: NT=Nivel trófico; B=biomasa (ton/km^2); P/B=razón producción/biomasa (año^{-1}); Q/B= razón consumo/biomasa (año^{-1}); EE=eficiencia ecotrófica; P/Q=eficiencia de conversión de alimento; U/Q=razón de alimento no asimilado; a=adultos; j=juveniles.

Grupo funcional	NT	B	P/B	Q/B	EE	P/Q
Cetáceos	4,34	0,010	0,600	10,000	0,167	0,060
Lobo marino	3,93	0,070	0,250	20,000	0,560	0,013
Aves marinas	3,57	0,070	0,500	20,000	0,000	0,025
Merluza (j)	3,35	4,510	2,500	8,320	0,990	0,300
Merluza (a)	3,92	6,290	0,460	5,160	0,447	0,089
Sardina (j)	2,03	37,310	1,450	14,500	0,233	0,100
Sardina (a)	2,03	54,810	1,880	18,800	0,112	0,100
Anchoveta (j)	2,03	2,100	3,000	30,000	0,894	0,100
Anchoveta (a)	2,03	15,000	2,120	21,200	0,292	0,100
Calamar	3,73	0,826	3,500	10,606	0,990	0,330
Jibia	4,05	4,000	1,750	5,000	0,521	0,350
Peces mesops	3,40	22,349	1,200	12,000	0,990	0,100
Langostino colorado (j)	2,00	0,117	5,900	18,000	0,990	0,328
Langostino colorado (a)	2,00	0,250	3,570	12,500	0,990	0,286
Langostino amarillo	2,00	0,520	3,570	11,600	0,075	0,308
Camarón nailon	2,00	0,390	2,500	12,000	0,262	0,208
Jurel	3,52	5,686	0,560	14,200	0,990	0,039
Merluza de cola	3,76	4,540	0,530	5,300	0,280	0,100
Albacora	4,65	0,010	0,500	5,000	0,000	0,100
Congrio	3,53	0,300	0,700	3,500	0,160	0,200
Pejerrata	3,00	0,382	0,700	3,500	0,990	0,200
Lenguado	3,00	0,146	0,700	3,500	0,990	0,200
Besugo	3,50	0,162	0,700	3,500	0,990	0,200

Tabla 13. Continuación.

Grupo funcional	NT	B	P/B	Q/B	EE	P/Q
Blanquillo	3,57	0,050	0,700	3,500	0,029	0,200
Rayas	3,00	0,250	0,360	2,400	0,167	0,150
Poliquetos	2,00	1,890	2,410	15,900	0,000	0,152
Zooplankton gelatinoso	2,63	1,856	0,580	1,420	0,150	0,408
Copépodos	2,25	32,332	45,000	154,520	0,990	0,291
Eufáusidos	2,50	22,829	13,000	31,707	0,990	0,410
Fitoplancton	1,00	176,269	120,000	-	0,300	-
Detrito	1,00	-	-	-	-	-

4.4.5. Referencias bibliográficas

Alheit, J., M. Ñiquen. 2004. Regime shifts in the Humboldt Current ecosystem. Progress in Oceanography, 60: 201-222.

Alverson, D.L. 2004. Searching for ecosystem reality- terms and concepts. Bulletin of Marine Science, 74(3): 639-652.

Arancibia H., S. Neira. 2008. Overview of the stock of hake (Merluccius gayi) and forecast of its biomass including jumbo squid (Dosidicus gigas) prey-predator relationship in central Chile (33°S – 39°S). CalCOFi Reports, 49: 104-115.

Arancibia, H., S. Neira. 2005. Incorporación de indicadores cuantitativos en los objetivos sociales, económicos y ecológicos para la administración multiespecífica de pesquerías en Chile central. In: Figueroa, E. (ed.), Biodiversidad marina: valoración, usos y perspectivas: ¿Hacia dónde va Chile?, Editorial Universitaria, Santiago, Chile, pp. 539-553.

Babcock, E.A., E.K. Pikitch. 2004. Can we reach agreement on a standardized approach to ecosystem-based fishery management? Bulletin of Marine Science, 74(3): 685-692.

Bax, N.J. 1998. The significance and prediction of predation in marine fisheries. ICES Journal of Marine Science, 55: 997-1030.

Bax, N.J. 1991. A comparison of the fish biomass flow to fish, fisheries, and marine mammals in six marine ecosystems. ICES Marine Science Symposium, 193: 217-224.

Beaugrand, G. 2004. The North Sea regime shift: evidence, mechanisms, and consequences. Progress in Oceanography, 60: 245-262.

Caddy J.F., D.J. Agnew. 2004. An overview of recent global experience with recovery plans for depleted marine resources and suggested guidelines for recovery planning. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 14: 43-112.

Caddy, J.F., R. Mahon, R. 1995. Reference Points for Fisheries Management. FAO Fisheries Technical Paper, 347 pp.

Choi, J.S., K. Frank, W.C. Legget, K. Drinkwater. 2004. Transition to an alternate state in a continental shelf ecosystem. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. 61, 505-510.

Christensen V., D. Pauly. 1998. Changes in models of aquatic ecosystems: Approaching carrying capacity. Ecological Applications, 8(1): 104-109.

Christensen, V., D. Pauly. 1992. ECOPATH II. A software for balancing steady state ecosystem models and calculating network characteristics. Ecological Modelling, 61: 169-185.

Christensen V., C.J. Walters, D. Pauly. 2005. ECOPATH with ECOSIM: a User's Guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, November 2005 edition, 154 pp.

Christensen V., S. Guénette, J.J. Heymans, C.J. Walters, R. Watson, D. Zeller, D. Pauly. 2003. Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. Fish and Fisheries, 4: 1-24.

Cury, P., L. Shannon. 2004. Regime shifts in upwelling ecosystems: observed changes and possible mechanisms in the northern and southern Benguela. Progress in Oceanography, 60: 223-243.

Cury P.M., L.J. Shannon, J-P Roux, G.M. Daskalov, A. Jarre, C.L. Moloney, D. Pauly. 2005a. Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. ICES Journal of Marine Science, 62(3): 430-442.

Cury P.M., C. Mullon, S.M. Garcia, L. Shannon. 2005b. Viability theory for an ecosystem approach to fisheries. ICES Journal of Marine Science, 62 (3): 577-584.

Daan, N., V. Christensen, P. Cury (eds.). 2005a. Quantitative Ecosystem Indicators for Fisheries Management. ICES Journal of Marine Science. Proceedings of a Symposium held in Paris, France 31 March- 3 April 2004.

Daskalov, G.M., A.N. Grishin, S. Rodionov, V. Mihneva. 2007. Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. Proceedings of the National Academy of Sciences, 104(25): 10518-10523.

FAO. 2005. Review of the state of world marine fishery resources. FAO Fisheries Technical paper 457, Rome, Italy, 213 pp.

FAO. 2003. Fisheries Management 2. The Ecosystem Approach to Fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome 4 (Supplement 2): 112 pp.

FAO. 1995. Precautionary approach to fisheries. Part 1: Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introductions. Elaborated by the technical consultation on the precautionary approach to capture fisheries (including species introductions), Lysekil, Sweden, 6-13 June 1995. FAO Fisheries Technical Paper. No. 350, Part I. Rome, 52 pp.

Field, J.G., G. Hempel, C.P. Summerhayes (eds.). 2002. Oceans 2020: Science for future needs. Island Press, Washington, D.C., 365 pp.

Fletcher, W.J. 2005. The application of qualitative risk assessment methodology to framework for fisheries management on the basis of a two-dimensional index of ecosystem impact. ICES Journal of Marine Science, 62: 585-591.

Fletcher, R., J. Chesson, M. Fisher, K. Sainsbuty, T. Hundloe, T. Smith, B. Whitworth. 2002. National reporting framework for Australian fisheries: the "how to" guide for wild capture fisheries, Canberra, Australia. FRDC Project 2000/145: 20 pp.

Frank, K.T., B. Petrie, J.S. Choi, W.C. Legget. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. Science, 308: 1621-1623.

Garcia, S.M., A. Zerbi, C. Aliaume, T. Do Chi, G. Lasserre. 2003. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Fisheries Technical Paper, 443, 71 pp.

Groffman, P.E., J.S. Baron, T. Blett, A. Gold, I. Goodman, L.H. Gunderson, B.M. Levinson, L.A. Palmer, Hans W. Paerl, G.D. Peterson, N. LeRoy Poff, D.W. Rejeski, J.F. Reynolds, M.G. Turner, K.C. Weathers, J. Wiens. 2006. Ecological Thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application. Ecosystems, 9: 1-13.

Grumbine, R.E. 1994. What is Ecosystem Management? Conservation Biology, 8(1): 27-38.

Hilborn, R. 2007. Defining success in fisheries and conflicts in objectives. Marine Policy, 31(2):153-159.

Hempel, G., D. Pauly. 2002. Fisheries and Fisheries Science and their search for sustainability. In: J.G. Field, G. Hempel and C.P. Summerhayes (eds.), Oceans 2020: Science for future needs. Island Press, Washington, D.C., pp. 109-135.

Hutchings, J.A. 2000. Collapse and recovery of marine fishes. Nature, 406: 882-885.

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

ICES. 1997. Report of the comprehensive fishery evaluation working group. Doc CM 1997/Assess, 15: 173 pp.

Jackson, J.B.C., M.X. Kirby, W.H. Berger, K.A. Bjorndal, L.W. Bostford, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J.A. Estes., T.P. Hughes, S. Kidwell, C.B. Lange, H.S. Lenihan, J.M. Pandolfi, C.H. Peterson, R.S. Steneck, M.J. Tegner, R.M. Wagner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. Science, 293: 629-638.

Laffoley, D.d'A., E. Maltby, M.A. Vincent, L. Mee, E. Dunn, P. Gilliland, J.P. Hamer, D. Mortimer, D. Pound. 2004. The Ecosystem Approach. Coherent actions for marine and coastal environments. A report to the UK Government. Peterborough, English Nature, 65pp.

Larkin, P.A. 1977. An epitaph for the concept of maximum sustainable yield. Transactions of the American Fishery Society, 106: 1-11.

Mace, P. 2001. A new role for MSY in single species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. Fish and Fisheries, 2: 2-32.

May, R.M. 1973. Stability and Complexity in Model Ecosystems. Princeton University Press, Princeton, NJ, 235 pp.

Moloney, C.L., A. Jarre, H. Arancibia, I.M. Bozec, S. Neira, J.P. Roux, L.J. Shannon. 2005. Comparing the Benguela and Humboldt marine upwelling ecosystems with indicators derived from inter-calibrated models. ICES Journal of Marine Science, 62: 493-502.

Myers, R.A., B. Worm. 2003. Rapid world-wide depletion of predatory fish communities. Nature, 423: 281-283.

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

Neira, S. 2008. Assessing the effects of internal (trophic structure) and external (fishing and environment) forcing factors on fisheries off central Chile: basis for an ecosystem approach to management. Ph.D. Thesis, University of Cape Town, Republic of South Africa, 254 pp + Appendices.

Neira, S., H. Arancibia. Ecosystem risk analysis for the sustainable fishery of Chilean hake (Merluccius gayi) in central Chile. Revista de Biología Marina y Oceanografía (En revisión).

Neira, S., H. Arancibia. 2004. Trophic interactions and community structure in the Central Chile marine ecosystem (33ºS-39ºS). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 312: 349-366.

Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. Science, 104: 262-270.

Odum, E.P. 1971. Fundamentals of Ecology. Saunders, London, 574 pp.

Odum, E.P. 1985. Trends expected in stressed ecosystems. BioScience, 35(7): 419-422.

Pace, M.L., J.J. Cole, S.R. Carpenter, J. Kitchell. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. Trends in Ecology and Evolution, 14: 483-488.

Pauly, D., T.J. Pitcher, D. Preikshot (eds). 1998. Back to the future: Reconstructing the Strait of Georgia ecosystem. Fisheries Centre Research Reports, 6(5), 90 pp.

Pikitch, E.K., C. Santora, E.A. Babcock, A. Bakun, R. Bonfil, D.O. Conover, P. Dayton, P. Doukakis, D. Fluharty, B. Heneman, E.D. Houde, J. Link, P.A. Livingston, M. Mangel, M.K. McAllister, J. Pope, K.J. Sainsbury. 2004. Ecosystem-Based Fishery Management. Science, 305: 346-347.

Pitcher, T., D. Pauly. 1998. Rebuilding ecosystems, not sustainability, is the proper goal for fishery management. In: T.J. Pitcher, D. Pauly and P. Hart (eds), Reinventing Fisheries Management, Fish and Fisheries 23, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 311-329.

Pitcher, T.J., M. Vanconcelos, S. Heymans, C. Brignal, N. Haggan. 2002. Information supporting past and present ecosystem models of northern British Columbia and the Newfoundland Shelf. Fisheries Centre Research Report, 10(1): 116 pp.

Prescott-Allen, R. 2001. The Wellbeing of Nations. Island Press, Washington, DC, 372 pp.

Reid, P.C., M.F. Borges, E. Svendsen, E. 2001. A regime shift in the North Sea circa 1988 linked to changes in the North Sea horse mackerel fishery. Fisheries Research, 50(1-2): 163-171.

Rochet, M. J., V.M. Trenkel. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 60: 86-99.

Safina, C., A.A. Rosemberg, R.A. Myers, T.J. Quinn, J. Collie. 2005. U.S. Ocean fish recovery: staying the course. 2005. Science, 309: 707-708.

Shannon L.J., P.M. Cury, D. Nel, C.D. van der Lingen, R.W. Leslie, S.L. Brower, A.C. Cockcroft, L. Hutchings. 2006. How can science contribute to an ecosystem

approach to pelagic, demersal and rock lobster fisheries in South Africa? African Journal of Marine Science, 28(1): 115-157.

Shannon, L.J., J.G. Field, C.L. Moloney. 2004b. Simulating anchovy-sardine regime shifts in the southern Benguela ecosystem. Ecological Modelling, 172: 269-281.

Stanley, T.R. Jr. 1995. Ecosystem management and the arrogance of humanism. Conservation Biology, 9(2): 255-262.

Steele, J.H. 2004. Regime shifts in the ocean: reconciling observations and theory. Progress in Oceanography, 60: 135-141.

Sutter, G.W. 1993. Critique of ecosystem health concepts and indexes. Environmental Toxicology and Chemistry, 12(9): 1533-1539.

Walters, C.J. 1986. Adaptive management of renewable resources. Macmillan Publishing Co., New York, 374 pp.

Walters C., J. Kitchell. 2001. Cultivation/depensation effects on juvenile survival and recruitment: implications for the theory of fishing. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58: 39-50.

Walters C.J., V. Christensen, S.J. Martell, F.K. Kitchell. 2005. Possible ecosystem impacts of applying MSY policies from single-species assessments. ICES Journal of Marine Science, 62: 558-568.

Ward, T., D. Tarte, E. Hegerl, K. Short. 2002. Ecosystem-based management of marine fisheries. Policy proposals and operational guidance for ecosystem-based management of marine capture fisheries. WWF Australia, 80 pp.

Watermeyer, K.L., L.J. Shannon, C.L. Griffiths. Long-term effects of human activities on trophic structure in the southern Benguela. African Journal of Marine Science. In revision.

Wicklum, D., R.W. Davies. 1995. Ecosystem health and integrity? Canadian Journal of Botany/Review Cannadienne de Botanique, 73(7): 997-1000.

Wooster, W.S., C.I. Zhang. 2004. Regime shifts in the North Pacific: Early indications of the 1976–1977 event. Progress in Oceanography, 60(2-4): 183-200.

Zabel, R.W., C.J. Harvey, S.L. Katz, T.P. Good, P.S. Levin. 2003. Ecologically Sustainable Yield. American Scientist, 91: 150-157

4.4.6. En relación al tercer Objetivo Específico

Desarrollar un Procedimiento de Manejo Básico, consecuente con los nuevos objetivos propuestos, que permita evaluar un conjunto de reglas de control para determinar acciones de manejo, donde los datos biológico-pesqueros, los métodos de evaluación y las estrategias de explotación deben ser pre-especificadas.

4.4.6.1. Resumen

A partir de la caracterización social y económica de las flotas pesqueras consideradas en el estudio, y la actualización y balance del modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009 (ver objetivo específico 2, esta Sección), se realizó mediante el programa Ecopath with Ecosim (EwE) simulaciones de anillo abierto (SAA), que es un método de optimización formal que permite encontrar los patrones temporales de las tasas de mortalidad por pesca (F) específicas para cada una de las flotas consideradas en el estudio, maximizando el desempeño de medidas particulares de manejo a través de un ponderador que simula el interés de quien toma la decisión de manejo sobre un objetivo particular, indicándole a la rutina qué medida de desempeño se desea maximizar, i.e., económico ($; ingresos), social (S; empleo), ecológico (E; estructura comunitaria) o de recuperación forzada del stock de merluza (R; doblar la biomasa actual del recurso).

Para cada uno de los escenarios se calculó el cambio relativo de los índices económico (ingresos), social (empleos), ecológico (mantener la estructura comunitaria

del ecosistema) y de reconstrucción del stock de merluza (doblar la biomasa actual de merluza común). Los resultados de estos escenarios fueron comparados con un escenario base o status quo en que no se optimizó ningún criterio. Los resultados de SAA indican que la maximización individual de un objetivo de manejo, sea éste económico, social o ecológico, impide la satisfacción conjunta de los otros objetivos o beneficios de las pesquerías. En general, todos los escenarios que incluyeron la recuperación forzada del stock de merluza común presentaron mejoras en, al menos, dos de los cuatro indicadores considerados, siendo el escenario que considera sólo la recuperación del stock de merluza el que genera simultáneamente beneficios sociales y ecológicos con las menores pérdidas económicas.

4.4.6.2. Introducción

Un punto central para el manejo de pesquerías es la regulación de la tasa de mortalidad por pesca (F) en el tiempo de modo de cumplir objetivos de sustentabilidad económica (maximización de la renta), social (maximización del empleo) y ecológica (mantención de especies longevas en el ecosistema). Por lo tanto, una función clave para cualquier modelo es informar a los administradores sobre los límites máximos deseables para estas tasas de mortalidad y la forma en que éstas deben variar en el tiempo para alcanzar los máximos beneficios con los menores riesgos para la sustentabilidad de la actividad.

Una revisión bibliográfica indica que aplicaciones recientes de modelos de la familia "Ecopath" han tenido éxito en la evaluación de cómo cambios en las pesquerías y en las condiciones ambientales afectan las a poblaciones silvestres en distintos ecosistemas marinos (ver Walters & Martell, 2004). Algunos autores coinciden en que se ha alcanzado un estado en que dichos modelos de ecosistemas pueden ser utilizados para describir agentes de mortalidad e interdependencias tróficas en el ambiente marino con un grado aceptable de credibilidad. Este éxito relativo ha conducido a explorar, mediante simulación, estrategias de optimización a escala de un ecosistema que permitan evaluar el tamaño de las flotas pesqueras que optimicen una combinación de los principales objetivos de manejo pesquero (Christensen & Walters, 2004).

A continuación se presenta los resultados de un enfoque de simulación de un procedimiento de manejo básico que busca el balance de los nuevos objetivos propuestos para la pesquería de merluza común en Chile central, esto es, bienestar humano (ingresos y empleo) y bienestar ecológico (recuperación del stock de merluza común y conservación de la estructura comunitaria del ecosistema marino de Chile central).

4.4.6.3. Metodología

A partir de la caracterización social y económica de las flotas pesqueras consideradas en el estudio, y la actualización y balance del modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009 (ver objetivo específico 2), con el programa Ecopath with Ecosim (Walters *et al*.,

1997; Christensen *et al.*, 2005) se efectuó simulaciones de anillo abierto (SAA), que es un método de optimización formal que permite encontrar los patrones temporales de las tasas de mortalidad por pesca (F) específicas para cada una de las flotas consideradas en el estudio, y que permitan maximizar el desempeño de medidas particulares de manejo. Esta rutina utiliza el método Davidson-Fletcher-Powell (ver www.ecopath.org), que es un procedimiento de búsqueda no lineal que afina la optimización (búsquedas de máximos o mínimos de una función compleja) en forma aleatoria a partir del cambio en las mortalidades por pesca ejercidas por cada flota en el modelo.

Para simular el proceso de toma de decisión se desarrolló varios procedimientos de manejo candidatos para lograr los objetivos alternativos planteados en el objetivo específico 2 de esta sección de aproximación multiespecífica. En el proceso de SAA se asigna un ponderador, que simula el interés de quien toma la decisión de manejo sobre un objetivo particular, indicándole a la rutina qué medida de desempeño se desea maximizar, i.e., económico ($; ingresos), social (S; empleo), ecológico (E; estructura comunitaria) o de recuperación forzada del stock de merluza (R; doblar la biomasa actual del recurso). El ponderador se distribuye entre 0 y1. Se le asigna factor 1 al criterio que se desea optimizar y 0 a los tres restantes. Por ejemplo, para cumplir el objetivo económico (maximizar la renta de cada flota) los ponderadores a utilizar son los siguientes: $ = 1, S = 0, E = 0, R = 0. Así, las combinaciones que representan la consecución de cada objetivo son las siguientes: económico (1,0,0,0); social (0,1,0,0), ecosistémico (0,0,1,0), reconstrucción obligada del stock de merluza común (0,0,0,1); y, el balance de los cuatro objetivos (1,1,1,1).

Sin embargo, se exploró también todas las posibles combinaciones entre objetivos para analizar los resultados de considerar a la vez intereses comunes o contrapuestos entre las necesidades de los principales actores interesados en la pesquería de merluza común.

Para cada uno de los escenarios analizados se calculó el cambio relativo de los índices económico (ingresos), social (empleos), ecológico (mantener la estructura comunitaria del ecosistema) y de reconstrucción del stock de merluza (doblar la biomasa actual de merluza común). Los resultados de estos escenarios fueron comparados con un escenario base o *status quo* en que no se optimizó ningún criterio, *i.e.* (0,0,0,0). Obviamente, al optimizar el escenario base los indicadores $, S, E y R no cambian, *i.e.* $=1, S=1 y E=1. Por lo tanto, desde el punto de vista del ordenamiento pesquero, los escenarios seleccionados serán aquellos que presenten una mejora simultánea en todos los índices, esto es, $>1; S>1; E>1 y R>1.

4.4.7. Resultados

En la Fig. 51 se muestra los cambios en los indicadores de desempeño y en la mortalidad por pesca (F) de las distintas flotas consideradas en el estudio. En este caso, los indicadores económico (ingresos) y ecológico (estructura comunitaria) se incrementan, mientras que los indicadores social y de reconstrucción del stock de merluza común decaen en 20% y 40%, respectivamente. En cuanto a F de las distintas flotas, en este escenario todas las flotas los disminuyen, excepto la flota merlucera artesanal.

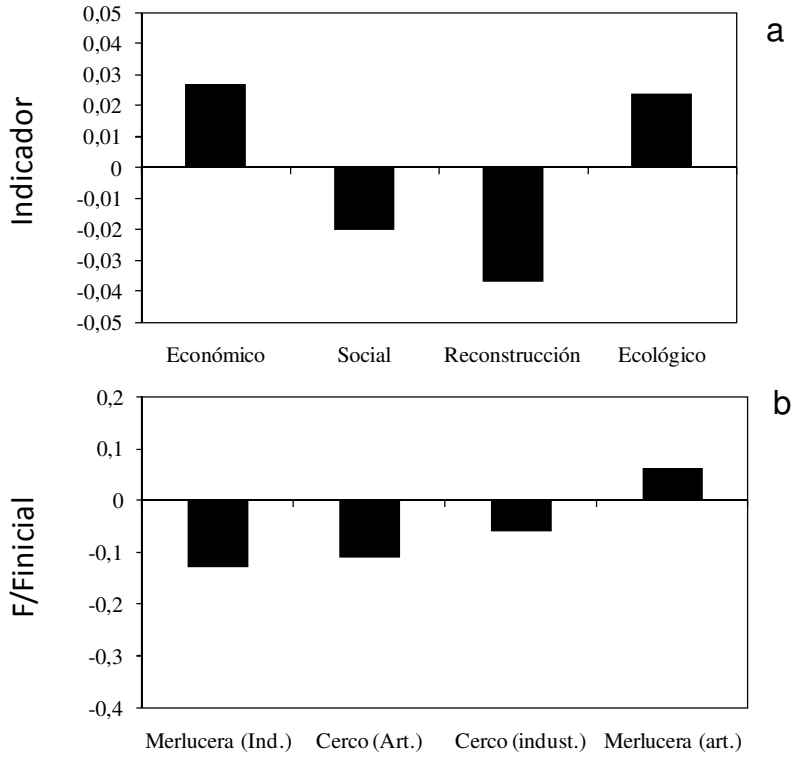

Fig. 60. Resultados simulación anillo abierto para maximización de ingresos (objetivo económico); a) cambio en los indicadores de desempeño; b) cambio en las mortalidades por pesca por cada flota relativo al valor de F en las mismas flotas al inicio de la simulación (período 2008-2009).

En la Fig. 52 se muestra los cambios en los indicadores de desempeño de manejo pesquero y las F flota específica cuando se maximiza el criterio social (número de empleos en cada flota). En este escenario se incrementa levemente los indicadores económico y social, y decrecen los indicadores que representan la reconstrucción del stock de merluza común y el ecológico. En cuanto a las F por flota, aumenta F de la flota pesquera merluza industrial y cae en forma importante F en las flotas de cerco artesanal e industrial.

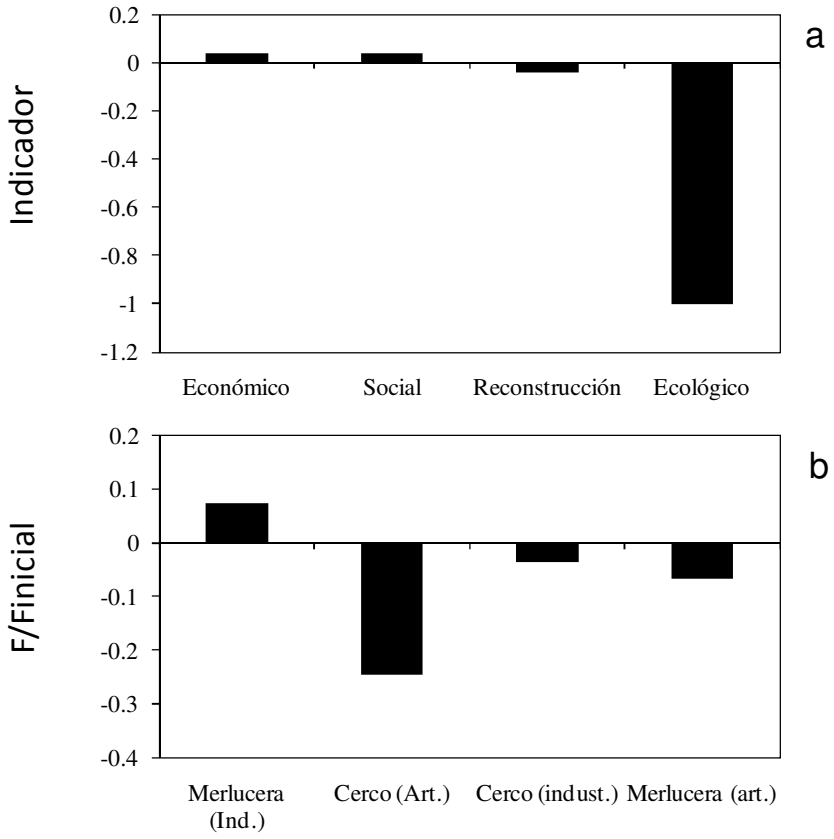

Fig. 61. Resultados simulación anillo abierto para el escenario de maximización del empleo en las distintas flotas (objetivo social); a) cambio en los indicadores de desempeño; b) cambio en las mortalidades por pesca por cada flota relativo al valor de F en las mismas flotas al inicio de la simulación (período 2008-2009).

En la Fig. 53 se muestra los cambios en los indicadores de desempeño de manejo pesquero y las F flota específica cuando se fuerza la recuperación de la biomasa del stock de merluza común (objetivo de recuperación del stock). En este caso se mejora los indicadores sociales, de recuperación de la biomasa de merluza común y la estructura trófica del ecosistema. En este escenario disminuye F en las flotas merlucera industrial, cerco artesanal y merlucera artesanal, pero aumenta F en la flota de cerco industrial.

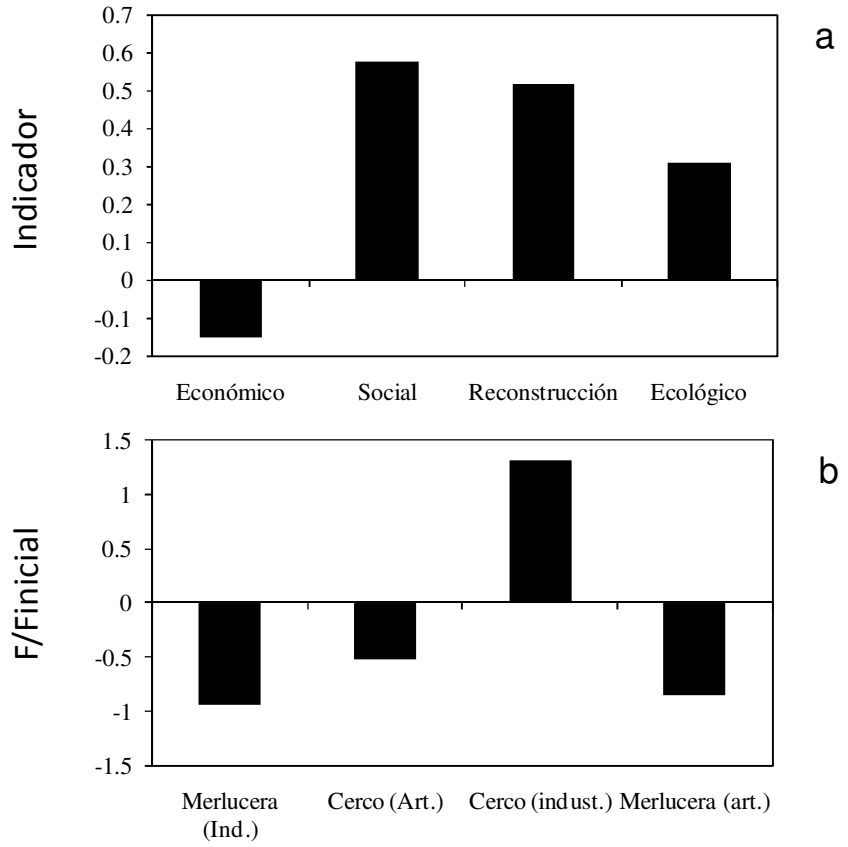

Fig. 62. Resultados simulación anillo abierto para escenario de recuperación stock de merluza común (objetivo económico); a) cambio en los indicadores de desempeño; b) cambio en las mortalidades por pesca por cada flota relativo al valor de F en las mismas flotas al inicio de la simulación (período 2008-2009).

En la Fig. 54 se presenta los resultados de la simulación SAA para el objetivo de maximizar la estructura comunitaria del ecosistema marino de Chile central (objetivo ecológico). En este escenario los indicadores de desempeño fueron todos negativos, excepto el índice ecológico. Al mismo tiempo, F disminuye en casi 100% en todas las flotas incluidas en el análisis.

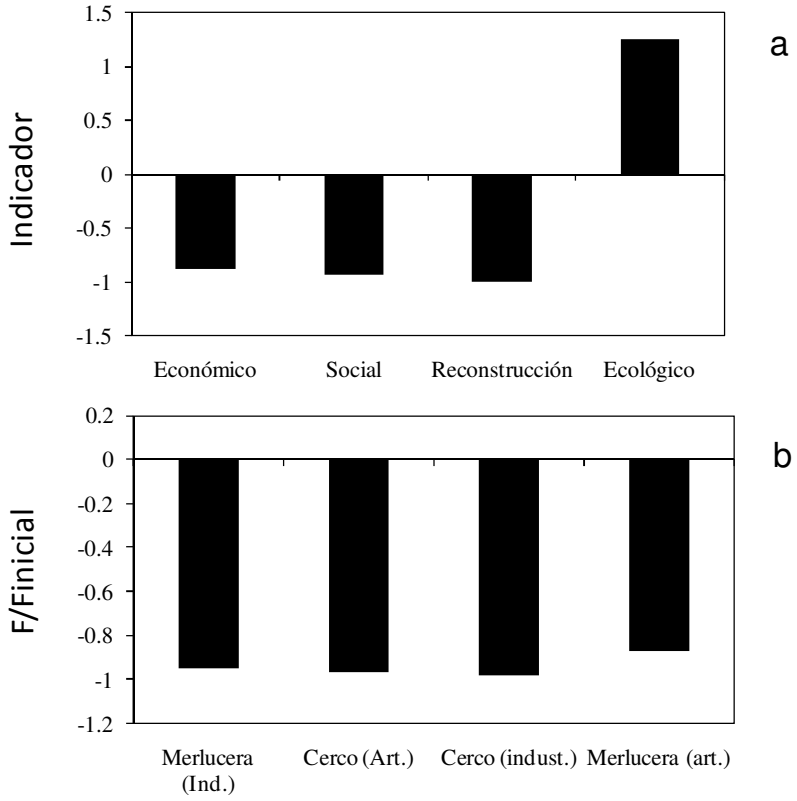

Fig. 63. Resultados simulación anillo abierto para escenario de recuperación maximización de la estructura comunitaria del ecosistema marino de Chile central. (objetivo ecológico); a) cambio en los indicadores de desempeño; b) cambio en las mortalidades por pesca por cada flota relativo al valor de F en las mismas flotas al inicio de la simulación (período 2008-2009).

4.4.8. Discusión

El manejo pesquero se relaciona con opciones, pues sin opciones no hay manejo posible, por lo que se necesita una representación del sistema que se desea manejar y un medio de evaluar los efectos resultantes de las distintas opciones de manejo en el sistema. Normalmente, ambas acciones son apoyadas mediante modelos (Walters & Martell, 2004). Aunque aún en período de desarrollo y evaluación, herramientas como las

exploradas en este proyecto son útiles en el proceso de toma de decisión, ya que permiten copiar aspectos del ecosistema marino de Chile central y determinar cómo el modelo reacciona a distintos ponderadores para las funciones objetivo, ya sea individual o conjuntamente, evaluando así los costos y beneficios involucrados en cada decisión de manejo.

En general, los resultados obtenidos a partir de las simulaciones anillo abierto indican que la maximización individual de un objetivo de manejo, sea económico, social o ecológico impide la satisfacción conjunta de los otros objetivos o beneficios de las pesquerías. Resultados similares han sido informados por Arancibia y Neira (2005) para el mismo sistema, pero en un período previo a la crisis pesquera de la merluza común iniciada en el año 2004.

En este sentido, la comparación de los resultados de las predicciones obtenidas por modelación y las condiciones observadas en el "mundo real" pueden indicar que la interacción entre objetivos económicos, sociales y ecológicos observados a partir de optimizaciones para distintas configuraciones y tamaños de las flotas son más intensas de lo que se ha reconocido hasta ahora en el manejo tradicional de pesquerías, y más específicamente en la pesquería de merluza común de Chile central. Por ejemplo, en la Tabla 14 se resume los resultados de las distintas combinaciones posibles entre objetivos de manejo multi-flotas / multi-propósitos. En el caso de maximizar los objetivos económicos y sociales simultáneamente, el efecto es más moderado si se lo compara con el efecto de maximizarlos individualmente. Por otro lado, forzar la recuperación del stock de merluza común tiene efectos positivos para el indicador ecológico, pero no ocurre lo mismo en el caso opuesto.

Utilizando el mismo enfoque, aunque con información que describía la situación del sistema en el año 2000, Arancibia y Neira (2005) encontraron que la maximización conjunta de los objetivos económicos, sociales y ecológicos era posible bajo las condiciones en las que se encontraba el sistema en ese período. Sin embargo, en el presente estudio se encontró que maximizar conjuntamente estos tres objetivos no producía cambios notorios en los indicadores económico, social y ecológico (Tabla 14).

Por otro lado, la aplicación de SAA en la situación más actual (años 2008-2009) resultó en cambios bruscos en los indicadores económico (a la baja) y ecológico (al alza), comparados con lo reportado por Arancibia y Neira (2005) en la situación previa al cambio abrupto de la biomasa de merluza común entre los años 2002 y 2004. Esto se relaciona muy probablemente al aumento en los costos (especialmente variables) de las flotas pesqueras en los últimos años, lo que implica que cambios en el esfuerzo se reflejan fuertemente en el indicador económico. Además, es posible plantear la hipótesis que la comunidad ecológica que sustenta las pesquerías en Chile central se encontraba más deteriorado en años recientes (cerca del año 2010) que a inicios de la década del 2000, y entonces cambios (disminución) en el esfuerzo se ven fuertemente reflejados en mejoras en el indicador ecológico.

Una diferencia marcada entre el trabajo de Arancibia y Neira (2005) y el presente es la falta de evaluación de escenarios recuperación de merluza común en el primero de ellos, lo que se debe a que a inicios de los años 2000 el stock de merluza común se encontraba en condición sana, con abundancia moderada y estructura de edades completa con presencia de individuos adultos que aportaran significativamente al desove potencial.

La situación actual es absolutamente la opuesta (ver evaluación de stock mono-específica y proyecciones, Sección 4.3).

Tabla 14. Cambio relativo del indicador económico (ingresos), social (empleo), de reconstrucción del stock de merluza común (doblar biomasa actual) y ecosistémico (mejorar estructura comunitaria) ante escenarios de maximización de un objetivo económico ($), social (S), de reconstrucción del stock de merluza común (R), ecosistémico (E) y sus combinaciones. Los dígitos en paréntesis indican el ponderador o importancia de cada criterio en el escenario simulado. Por ejemplo, la primera fila entrega los resultados de la simulación donde sólo se busca maximizar el ingreso conjunto que generan las flotas, esto es: $=1; S=0; R=0; E=0. En negritas se resalta las combinaciones que incluyen maximización (individual o conjunta) del objetivo de reconstruir el stock de merluza común al doble de su biomasa actual en 10 años. En gris se resalta cambios positivos en los indicadores (gris leve <5%; gris intenso>5%).

Escenario/indicador	Ingresos	Empleo	Reconstrucción	Ecosistema
$(1,0,0,0)	0.027	-0.020	-0.037	0.024
S(0,1,0,0)	0.040	-0.040	-1.000	-0.002
R(0,0,1,0) +	**-0.150**	**0.576**	**0.518**	**0.308**
E(0,0,0,1)	-0.886	-0.935	-1.000	**1.260**
$S(1,1,0,0)+	-0.001	0.001	0.001	0.000
$R(1,0,1,0)+	**-0.018**	**0.083**	**0.873**	**0.264**
$R(1,0,0,1)	0.087	-0.185	**0.055**	**0.178**
SR(0,1,1,0)+	**-14.177**	**3.978**	**0.481**	**12.375**
SE(0,1,0,1)	-69.853	1.191	-0.945	**89.523**
RE(0,0,1,1)	**-69.154**	**-0.918**	**0.932**	**5.051**
$SR(1,1,1,0)+	**-0.379**	**2.777**	**0.156**	**8.687**
$RE(1,0,1,1)	**-0.184**	**-0.087**	**0.790**	**0.288**
$SE(1,1,0,1)	**0.000**	**-0.010**	**0.000**	**0.000**
SRE(0,1,1,1)	**-27.243**	**1.920**	**-0.946**	**84.218**
$SRE(1,1,1,1)	**-0.691**	**2.553**	**-0.946**	**83.114**

En general, todos los escenarios que incluyeron la recuperación forzada del stock de merluza común presentaron mejoras en al menos dos de los cuatro indicadores considerados, siendo el escenario que considera sólo la recuperación del stock de merluza el que genera simultáneamente beneficios sociales y ecológicos con las menores pérdidas económicas. Por lo tanto, se selecciona estos escenarios para ser evaluados más profundamente mediante simulaciones anillo cerrado (ver objetivo específico 3 de esta misma Sección, más adelante).

4.4.9. Conclusiones

Los resultados de simulaciones simulación de escenarios de pesca tipo "Anillo Abierto" indican que la maximización individual de un objetivo de manejo, sea éste económico, social o ecológico impide la satisfacción conjunta de los otros objetivos o beneficios de las pesquerías. En general, todos los escenarios que incluyeron la recuperación forzada del stock de merluza común presentaron mejoras en, al menos, dos de los cuatro indicadores considerados, siendo el escenario que considera sólo la recuperación del stock de merluza el que genera simultáneamente beneficios sociales y ecológicos con las menores pérdidas económicas.

4.4.10. Referencias Bibliograficas

Arancibia, H., S. Neira. 2005. Incorporación de indicadores cuantitativos en los objetivos sociales, económicos y ecológicos para la administración multiespecífica de pesquerías en Chile central. In: Figueroa, E. (ed.), Biodiversidad marina: valoración, usos y perspectivas: ¿Hacia dónde va Chile?, Editorial Universitaria, Santiago, Chile, pp. 539-553.

Christensen V, C.J. Walters. 2004. Trade-offs in ecosystem-scale optimization of fisheries management policies. Bulletin of Marine Science, 74(3): 549-562.

Walters C.J., S.J.D. Martell. 2004. Fisheries ecology and management. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 448 p.

4.4.11. En relación al cuarto objetivo específico

Describir e implementar un sistema de evaluación del Procedimiento de Manejo propuesto en base a la robustez de éste frente a un amplio rango de incertidumbres biológicas, económicas y sociales.

4.4.11.1. Resumen

Se realizó simulaciones anillo cerrado (SAC) mediante EwE. Se utilizó como base el modelo Ecopath que representa los grupos funcionales y las flotas operativas en Chile central en el período 2008-2009, más los resultados de mortalidades-flota específicas que reporten los mayores beneficios sociales, económicos y ecológicos para el sistema (objetivo específico 3). SAC permite comparar las trayectorias probables de la biomasa de cada grupo (resultante de la combinación de F por flota resultante de SAA) con puntos de referencia biológicos (PRBs).

Para efectos de este análisis se definió como PRBs límites los siguientes: $0{,}5B_0$ y $2B_0$, los que corresponden a la mitad y al doble de la biomasa actual, respectivamente. Se considera que la biomasa original de un grupo cualquiera como la biomasa en el primer año de la serie de datos. Los resultados de la aplicación de tasas de mortalidad por pesca en las especies objetivo de cada pesquería que buscan maximizar objetivos individuales o múltiples, indican efectos tróficos directos e indirectos que pueden repercutir positiva o negativamente sobre el éxito de la(s) acciones de manejo seleccionada(s). Combinando los resultados de SAA y SAC, se puede concluir que el escenario de manejo que optimiza

individualmente la recuperación de merluza común (aumento en 2 veces la biomasa actual) debiera ser el seleccionado por un administrador pesquero interesado en recuperar la biomasa de merluza común en un período de mediano-largo plazo, ya que es este escenario simulado el que genera tanto beneficios sociales y ecológicos con los menores costos económicos en el modelo. Además, éste es el escenario en el que se excede un menor número de PBRs dentro de todos los escenarios simulados.

4.4.12. Introducción

Los resultados de simulaciones tipo anillo abierto (SAA) entregan una aproximación de la dirección más probable que tomará un sistema multiespecífico cuando se estima las mortalidades por pesca flota-específicas necesarias para alcanzar un objetivo o criterio de manejo dado, e.g., económico (maximizar ingresos), social (maximizar el número de empleos), ecológico (maximizar la biomasa de organismos de mayor tamaño y longevidad) y/o de reconstrucción forzada de un stock particular (doblar la biomasa actual de merluza común). Sin embargo, la proyección de las abundancias bajo dichas mortalidades no incluye las fuentes de incertidumbre asociadas a los principales factores que afectan la dinámica poblacional de los distintos grupos funcionales del modelo operativo. Por lo tanto, en esta sección se probará el método de simulaciones tipo anillo cerrado (SAC). La idea básica detrás de este tipo de simulación es que, en el futuro, el manejo pesquero se basará en el control del esfuerzo de pesca relativo de cada tipo de flota.

4.4.13. Metodología

Básicamente, las SACs se llevan a cabo mediante una rutina EwE (Walters *et al*., 1997: Christensen &Walters, 2005) que utiliza como base el modelo Ecopath, el que representa los grupos funcionales y las flotas operativas, más los resultados de las SAA. La diferencia entre SAC y una proyección típica con dinámica temporal de EwE es que en SAC se puede incluir, por ejemplo, un incremento máximo en la capturabilidad de los artes de pesca de cada flota en el futuro, además de la incertidumbre en la estimación inicial de la biomasa de los distintos grupos funcionales del modelo. En este sentido, se consideró coeficientes de variación de 20% para todos los grupos.

Posteriormente, SAC permite comparar las trayectorias probables de la biomasa de cada grupo (combinación de F por flota resultante de SAA) con puntos de referencia biológicos (PRBs). Para efectos de este análisis, se definió como PRBs límites a $0{,}5B_0$ y $2B_0$, los que corresponden a la mitad y al doble de la biomasa actual, respectivamente. Se considera que la biomasa original de un grupo cualquiera corresponde a la biomasa en el primer año de la serie de datos. El concepto básico detrás de cada simulación es que ningún grupo disminuya o aumente su biomasa más allá de estos PBRs límites. Las simulaciones tienen duración de 10 años.

4.4.14. Resultados

En las Figs. 55 a 58 se presenta resultados de las simulaciones, los que permiten argumentar que la aplicación de F's estimadas para maximizar un objetivo de manejo

dado genera impactos en la trama trófica, los que pueden considerarse como riesgos de sobrepasar puntos de referencia límites (PRL's). En este sentido, maximizar la recuperación del stock de merluza en forma individual y en forma simultánea con los ingresos de las flotas resulta en nueve puntos de referencia que son sobrepasados (Fig. 55 y Fig. 56).

La maximización de los ingresos y las mejoraras en la estructura comunitaria generan que sólo un punto de referencia en un grupo funcional (besugo) sea sobrepasado (Fig. 57). En el otro extremo se encuentra el escenario de maximización conjunta de ingresos, empleos y recuperación del stock de merluza común, que resulta en puntos de referencia sobrepasados en todos los grupos funcionales del modelo (Fig. 58).

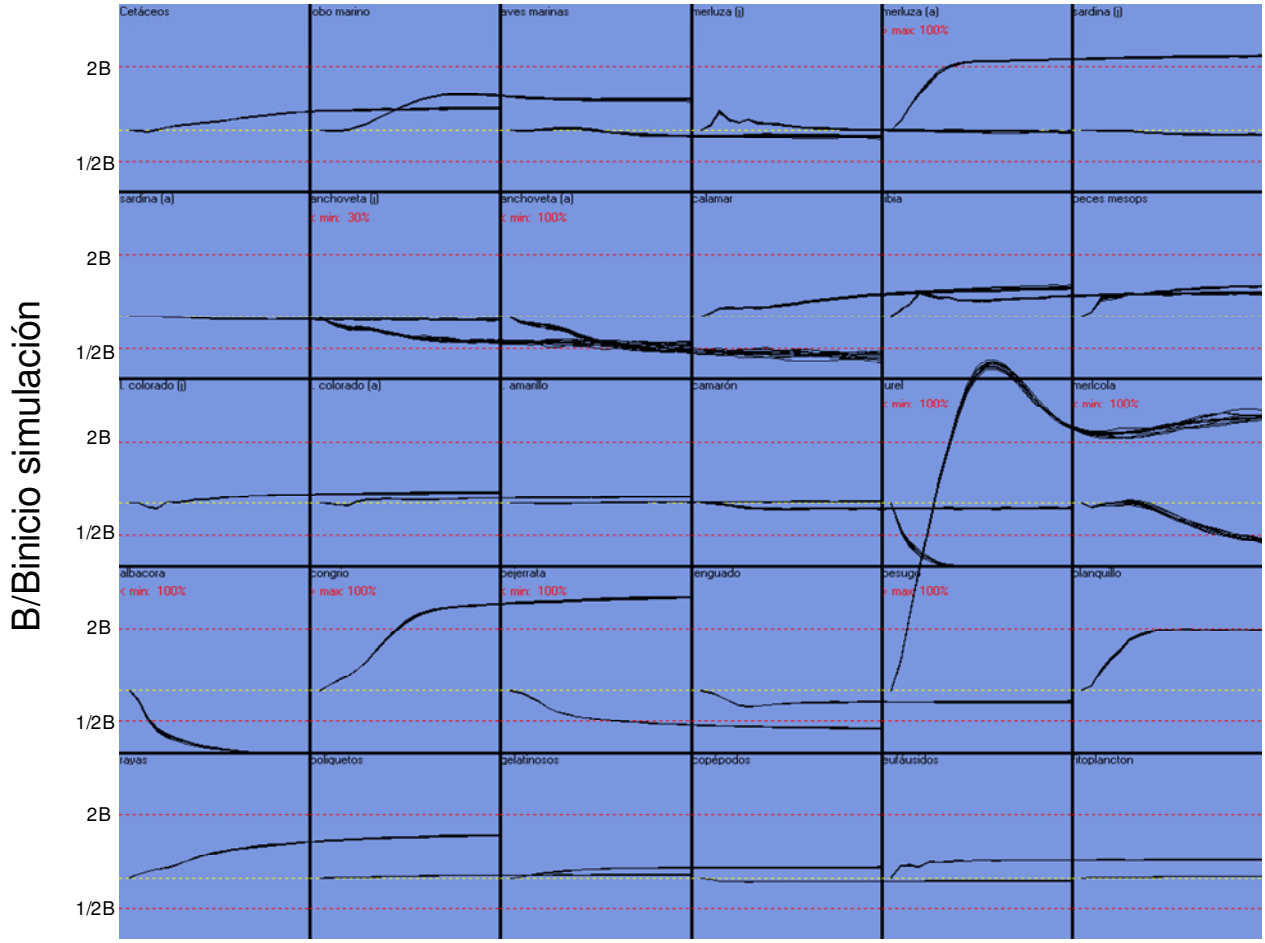

Fig. 64. Trayectoria de la biomasa de los grupos funcionales incluidos en el modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009, bajo simulaciones anillo cerrado (SAC) que fuerzan la recuperación del stock de merluza común al doble de su biomasa actual (objetivo de recuperación). Clave: B=biomasa. Las líneas rojas indican el doble (arriba) y la mitad (abajo) de la biomasa al inicio de la simulación.

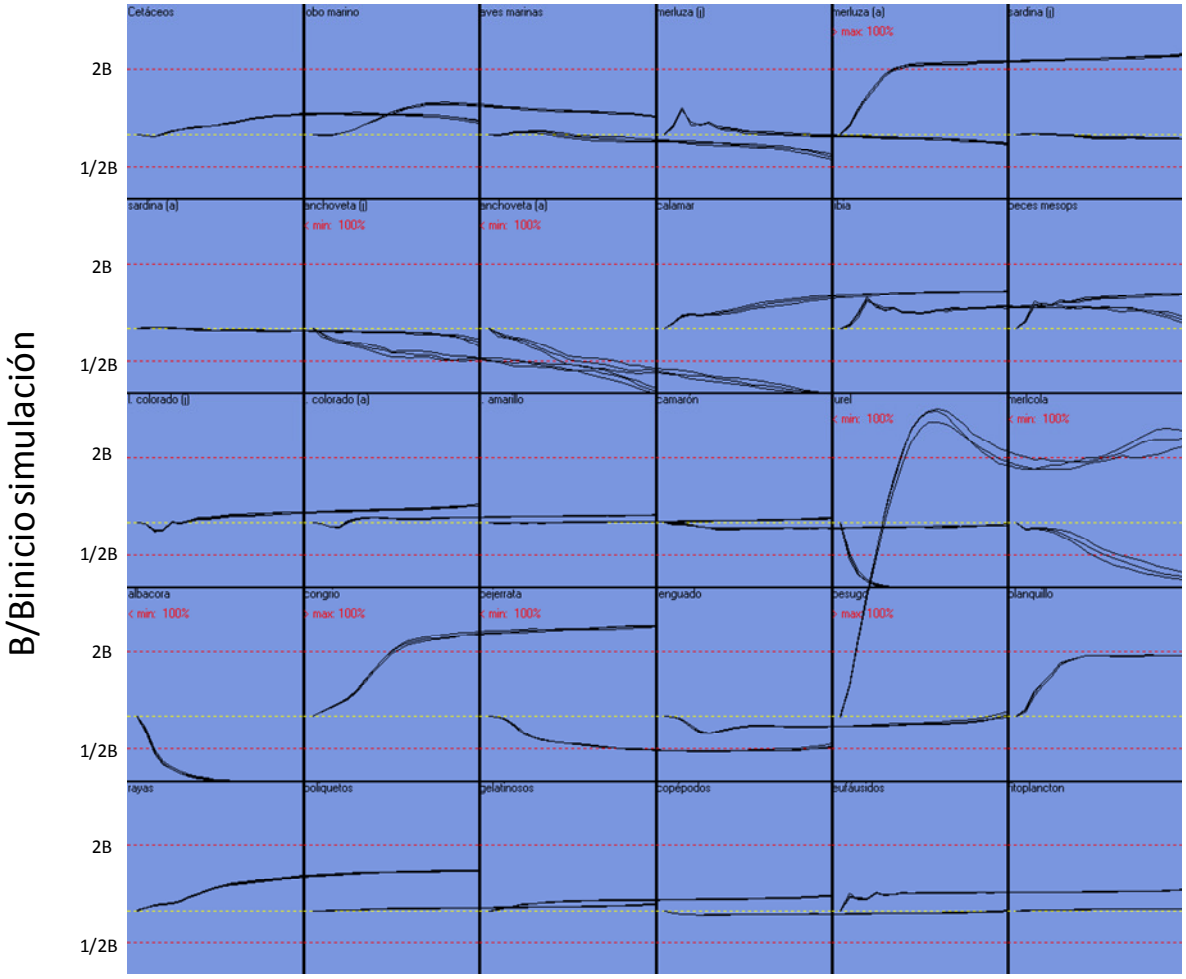

Fig. 65. Trayectoria de la biomasa de los grupos funcionales incluidos en el modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009, bajo simulaciones anillo cerrado (SAC) que maximizan los ingresos y la recuperación del stock de merluza común. Clave: B=biomasa. Las líneas rojas indican el doble (arriba) y la mitad (abajo) de la biomasa al inicio de la simulación.

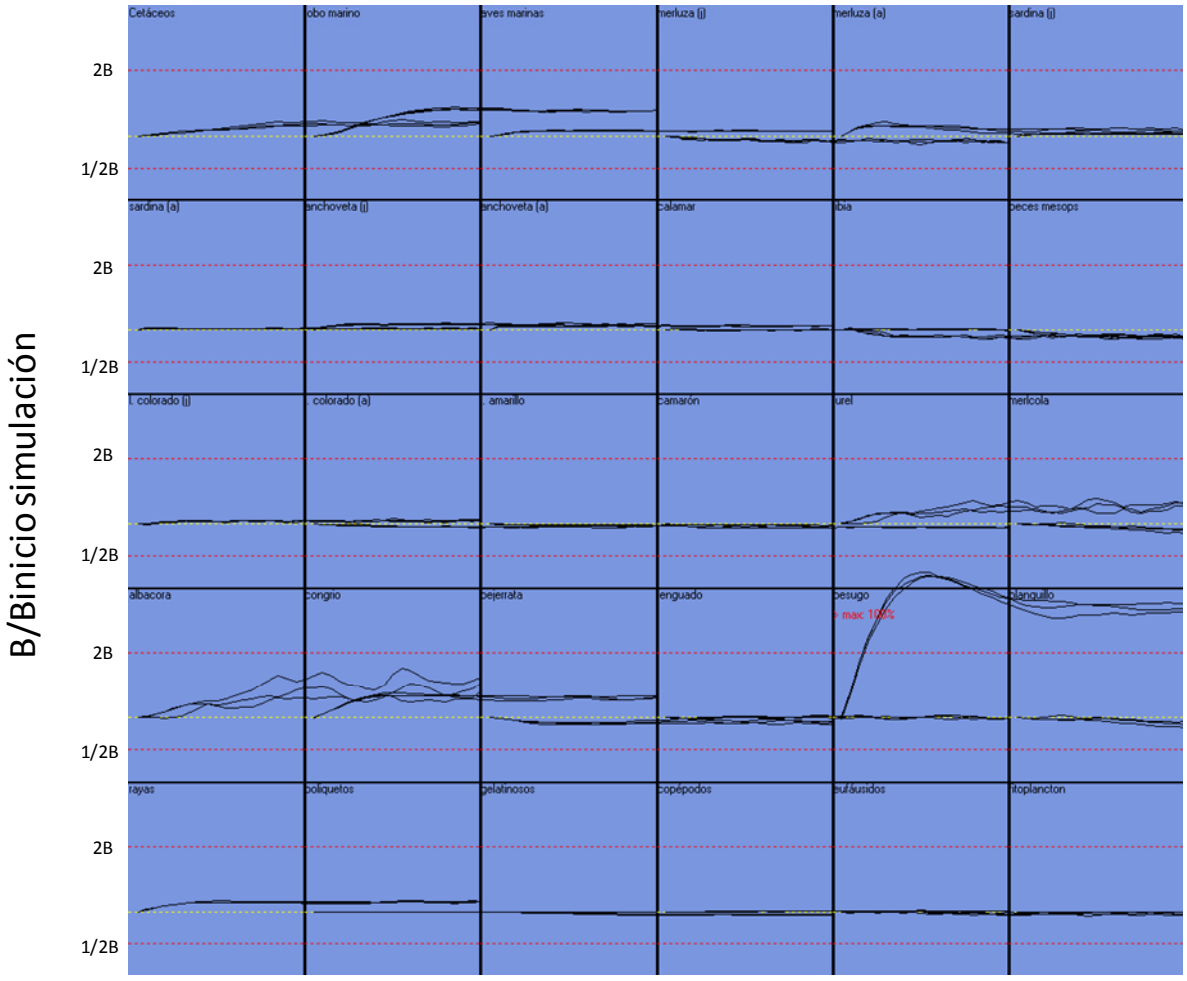

Fig. 66. Trayectoria de la biomasa de los grupos funcionales incluidos en el modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009, bajo simulaciones anillo cerrado (SAC) que generan maximización de ingresos y la estructura comunitaria del ecosistema marino de Chile central. Clave: B=biomasa. Las líneas rojas indican el doble (arriba) y la mitad (abajo) de la biomasa al inicio de la simulación.

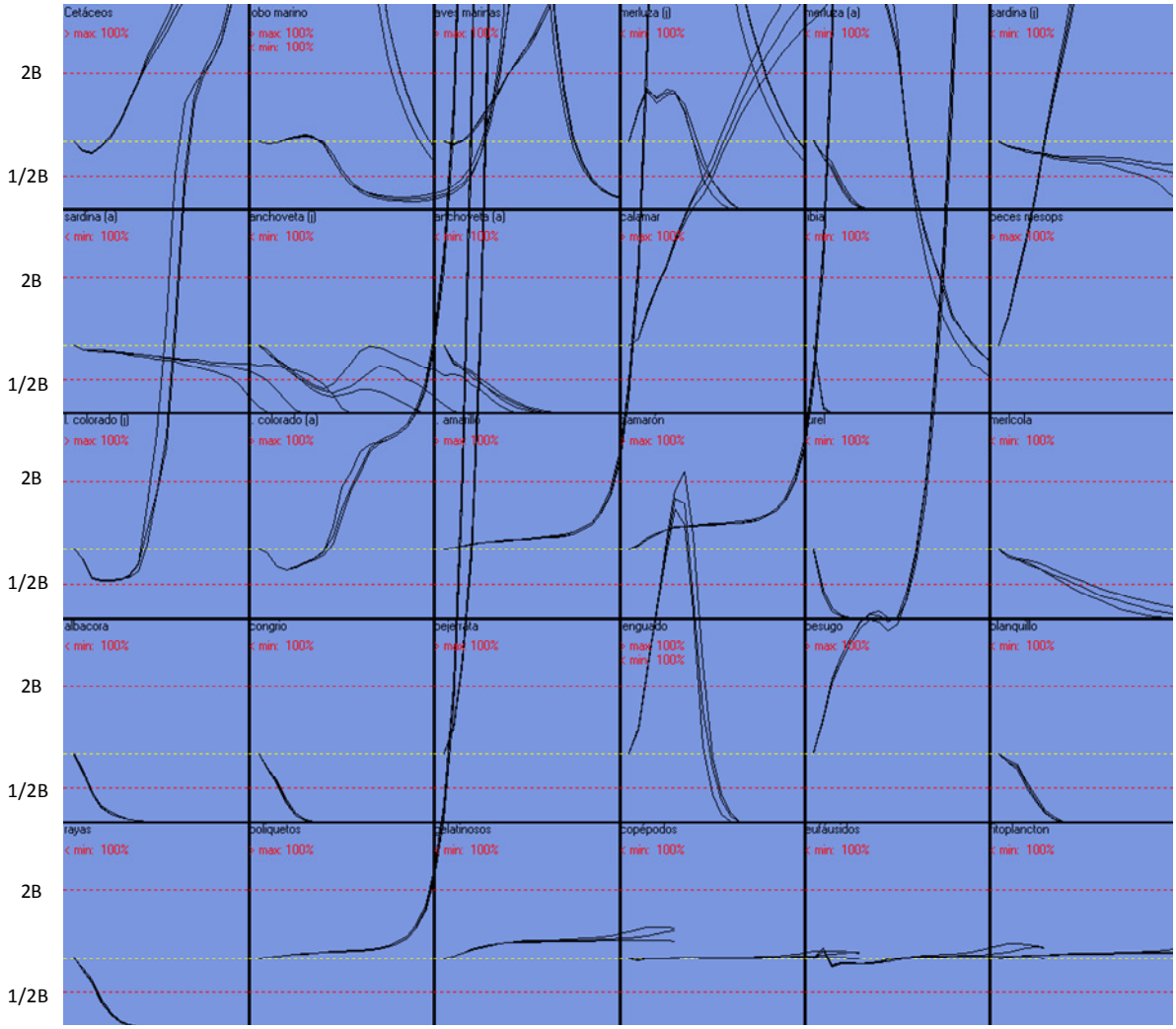

Fig. 67. Trayectoria de la biomasa de los grupos funcionales incluidos en el modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecosistema marino de Chile central en el período 2008-2009, bajo simulaciones anillo cerrado (SAC) que maximizan ingresos, empleos y la recuperación del stock de merluza común. Clave: B=biomasa. Las líneas rojas indican el doble (arriba) y la mitad (abajo) de la biomasa al inicio de la simulación.

4.4.15. Discusión

La búsqueda de tasas de mortalidad por pesca (F) que generen beneficios económicos, sociales o para un stock particular y su ecosistema (Simulaciones Anillo Abierto, SAA) permite simular el proceso de toma de decisiones basadas en objetivos e indicadores cuantitativos. Sin embargo, el análisis del resultado de la aplicación de dichas F's en las especies objetivo de cada pesquería tiene efectos tróficos directos e indirectos que pueden repercutir positiva o negativamente sobre el éxito de la o las acciones de manejo seleccionadas.

En la Tabla 15 se presenta los puntos de referencia sobrepasados (por debajo de la mitad o por sobre el doble de la biomasa inicial) en cada escenario seleccionado en SAA (ver objetivo específico 2 de esta Sección, más arriba) y evaluados mediante SAC. Los escenarios que maximizan la recuperación del stock de merluza individualmente y en forma combinada con la maximización de los ingresos resultan en igual cantidad y tipo de PBR's sobrepasados, tres por incremento y seis por disminución de biomasa. El escenario que maximiza simultáneamente los ingresos y la estructura comunitaria del ecosistema resulta en sólo un PBR sobrepasado (por incremento de biomasa), mientras que maximizar ingresos, recuperación del stock y la estructura del ecosistema resulta en doce PBR's sobrepasados por aumento de biomasa y 18 por disminución.

Por lo tanto, la aplicación de herramientas de modelación tanto o más sofisticadas que las exploradas en este proyecto permite evaluar los potenciales resultados de acciones de manejo alternativas. La aplicación de Simulaciones Anillo Abierto (objetivo específico

2, esta Sección) permitió identificar las tasas de mortalidad flota-específicas que maximizarán objetivos de manejo utilizando indicadores cuantitativos para evaluar las mejores opciones (e.g. escenarios que produzcan los mayores beneficios económicos, sociales y ecológicos). Las Simulaciones Anillo Cerrado realizadas permiten evaluar los efectos de aplicar dichas mortalidades por pesca en los grupos funcionales del modelo (tanto aquellos retenidos por las artes de pesca como aquellos que no son afectados directamente por la pesca).

Combinando los resultados de SAA y SAC se concluye que el escenario de manejo que optimiza individualmente la recuperación de merluza común (aumento en 2 veces la biomasa actual) debiera ser el seleccionado por un administrador pesquero interesado en recuperar la biomasa de merluza común en un período de mediano-largo plazo, ya que es este escenario el que genera tanto beneficios sociales y ecológicos con los menores costos económicos en el modelo. Además, éste es el escenario en el que se excede el menor número de PBRs de entre todos los escenarios simulados.

Tabla 15. Resultado de Simulaciones Anillo Cerrado aplicando tasas de mortalidad por pesca flota específica y su efecto sobre la biomasa de los grupos funcionales incluidos en el modelo. Clave $=escenario de maximización de ingresos; R=recuperación del stock de merluza común al doble de la biomasa actual; E= estructura comunitaria del ecosistema. PBR=Punto biológico de referencia.

Escenario	Nº de PBR's sobrepasados $>2B_{inicial}$	Nº de PBR's sobrepasados $<0.5B_{inicial}$	Total PBR sobrepasados
R	**3**	**6**	**9**
$R	3	6	9
$E	1	0	1
$SE	12	17	30

4.4.15.1. Referencias bibliográficas

Christensen V., C.J. Walters, D. Pauly. 2005. ECOPATH with ECOSIM: a User's Guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, November 2005 edition, 154 pp.

Walters, C., V. Christensen, D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 7: 139-172.

5. DISCUSIÓN

El desarrollo de este proyecto enfrentó severas dificultades derivadas de los problemas de estructura, forma y contenido encontrados en las bases de datos disponibles en la Secretaría Ejecutiva del CIP (Anexo 1). Una parte significativa de los problemas de consistencia inter-anual y de contenido pudo ser solucionada debido a la inestimable colaboración de colegas de hidroacústica del Instituto de Fomento Pesquero, lo que permitió reconstruir, con la sola excepción del año 1993, las series básicas de datos requeridas para el desarrollo del proyecto.

Los problemas enfrentados respecto de las bases de datos causaron un enorme atraso a las actividades y compromisos establecidos originalmente en el proyecto, poniendo en evidencia la necesidad de revisar el sistema de gestión y administración de los datos generados en los proyectos FIP. Mientras que los actuales requerimientos contractuales de estructura y contenido de las bases de datos exigidas por el Consejo de Investigación Pesquera resultan extremadamente primarios, la verificación de los mismos es encomendada, como una tarea adicional, al revisor externo del proyecto y no pasan por un procedimiento profesional de validación e integración a una base estandarizada de datos. De este modo, es muy probable que los problemas de integridad, consistencia y contenido encontrados en esta serie de datos existan también en las bases contribuidas por otros ejecutores y proyectos.

Dada la magnitud de los recursos invertidos y la importancia de los datos obtenidos por e n los proyectos para el manejo de los recursos pesqueros nacionales,

parece imprescindible invertir en el diseño e implementación de un sistema moderno y eficaz de administración de datos que asegure su calidad y consistencia, facilitando el acceso a los mismos. Sólo de esta manera será posible aprovechar el potencial de la información generada para análisis retrospectivos y/o re-construcción de series estandarizadas, como las contempladas en el presente proyecto. Este sistema debiera asegurar, al menos, los siguientes aspectos: (i) consistencia inter-anual de contenidos, escalas y unidades; (ii) estructura relacional de las bases de datos; (iii) integridad referencial de los datos; y, (iv) inclusión de datos primarios (en el caso puntual de la hidroacústica, la base debiera contener los registros acústicos crudos, pero no la fuerza del blanco, pues éste ya es un dato procesado).

El presente proyecto constituye un avance en el desarrollo y definición formal de índices hidroacústicos de abundancia y biomasa relativa, aplicable a observaciones hidroacústicas sistemáticas o incidentales (Zuleta *et al*. 2008). El carácter *relativo* de estas estimaciones tiene que ver tanto con aspectos conceptuales como cuantitativos. Desde el punto de vista conceptual, la definición de estos índices como *relativos* reconoce explícitamente que ellos representan una proporción (desconocida pero constante) de la abundancia o biomasa de la población. Esta definición está implícita en muchos *índices absolutos* pero lleva a frecuentes confusiones en los procesos de toma de decisión. Desde un punto de vista cuantitativo, los índices propuestos buscan alcanzar ciertos grados de independencia de distintas fuentes de incertidumbre que pudieran afectar su consistencia inter-anual, lo que lleva necesariamente a cambios de escala y unidades que les separan de los enfoques tradicionales en que se basan los *índices absolutos*.

La fuerte evidencia estadística obtenida respecto a lo inadecuado del modelo de distribución normal de los errores de las observaciones hidroacústicas de merluza común en su escala natural (tanto respecto de la media global como condicional) demanda su transformación y/o a la utilización de modelos de distribución alternativos como el lognormal o el gamma (Lillo *et al*., 1996). En el presente caso, optamos por la separación de observaciones positivas y nulas, seguida de la transformación de la media condicional mediante el algoritmo de Box-Cox (Roa-Ureta & Niklitschek, 2007). Sólo este procedimiento, habida cuenta de la trasformación inversa de los estimados finales, implica una importante reducción de escala en los índices obtenidos.

El primer índice propuesto, índice acústico global (IAG) ofrece independencia de las fuentes de incertidumbre asociadas al muestreo de tallas y de los parámetros y supuestos de la relación TS-talla. Sin embargo, confunde cambios en la abundancia y en la talla media, respondiendo linealmente a los primeros y cuadráticamente a los segundos. El índice de abundancia relativa propuesto (IAN) busca corregir esta propiedad indeseable del IAG y representar una proporción lineal de la abundancia. Incorpora para ello la composición de tallas de la especie-objetivo y la pendiente de la relación TS-talla, los que parecen no representar fuentes importantes de incertidumbre en esta serie de evaluaciones (Figura 6). Finalmente, el índice de biomasa relativa (IAB) escala el índice de abundancia multiplicándolo por el peso promedio del stock que, en este caso, tampoco parece constituir una fuente mayor de incertidumbre. Aunque el IAB no es de aplicación directa en el proceso de evaluación del stock o de sus estrategias de manejo, puede ser de utilidad para ilustrar a los usuarios y tomadores de decisiones sobre la tendencia de la biomasa cosechable del stock.

En cuanto a resultados, destaca el notable aumento en la abundancia y biomasa relativas del stock en 2002, que se elevaron cerca de 220% por sobre el promedio 1995-2000. Este aumento en la abundancia y biomasa resultó, fundamentalmente, de la mayor densidad acústica media (s_A) que ese año alcanzó 200% del promedio 1995-2000. Lo extraordinario de este aumento aparente en la abundancia total es que aquel no se explica por un aumento en la abundancia de juveniles, que pudiera asociarse a un eventual pulso de reclutamiento, sino que por un aumento en la abundancia estimada para las edades de cinco y más años lo que carece de sentido biológico. Resulta evidente, entonces, que las cifras del año 2002 responden muy probablemente a factores distintos a un aumento real del tamaño de la población de merluza común. Dentro de estos factores, se podría considerar un aumento en la disponibilidad de adultos de merluza común al muestreo hidroacústico, o el resultado aleatorio de los distintos factores de incertidumbre que conlleva el proceso de evaluación, destacando la incertidumbre en la composición de especies y de tallas en los ecotrazos ecointegrados, cuyas contribuciones estimadas a la varianza total fueron similares o incluso superiores a las del error del muestreo hidroacústico (Figura 6). También se puede agregar la incertidumbre asociada a la identificación y delineación de ecotrazos, la que no fue directamente evaluada en el marco del presente proyecto.

En contraste con el año 2002, los aumentos aparentes en la abundancia total durante los años 2006 y 2008 podrían estar asociados al ingreso de nuevas cohortes a la población. Sin perjuicio de ello, la gran variabilidad interanual entre años, dentro de cohortes, tampoco puede ser explicada biológicamente y sugiere niveles importantes de variabilidad e incertidumbre en la disponibilidad de los juveniles al muestreo

hidroacústico y/o en la asignación de edades a las tallas inferiores. Con todo, el análisis de la serie 1995-2008 sugiere que los individuos menores a 2-3 años no resultan completamente representados en estas evaluaciones directas. Este último elemento debiera ser considerado tanto en la evaluación de stock como de estrategias de manejo.

El análisis comparativo de las fuentes de incertidumbre incorporadas en el cálculo de la varianza total atribuyó enorme importancia a la estimación de la composición de especies en las agregaciones ecointegradas y a la composición de tallas de estas mismas especies. De esta manera, ambas fuentes combinadas de incertidumbre explicaron 67% de la varianza total. Sin embargo, el procedimiento empleado aquí difiere de manera importante del regularmente empleado por IFOP. Mientras que en nuestro análisis la totalidad de los ecotrazos ecointegrados fueron analizados como agregaciones mixtas de composición equivalente a la de las capturas de los lances de identificación, el procedimiento empleado por IFOP asume, por defecto, que las agregaciones son mono-específicas. De este modo, sólo utiliza la composición de las capturas para asignar el s_A entre especies para aquellos ecotrazos que el analista considera se escapan al patrón característico de merluza común. Implícitamente, la composición de especies se asume conocida con certeza y no contribuye a los cálculos de la varianza de los valores estimados de abundancia y biomasa, lo que nosotros consideramos un error.

El método de corrección de varianza propuesto por nosotros posee la ventaja de representar una aproximación explícita y cuantitativa al tratamiento de la incertidumbre asociada a la asignación del s_A entre especies, poniendo en evidencia su importancia relativa. Para futuras evaluaciones del recurso merluza común mediante acústica resulta

evidente y conveniente aplicar ésta u otra metodología que permitan corregir la varianza. Un eventual cambio en el método de asignación de s_A entre especies requeriría, sin embargo, mayor discusión. El método empleado en este estudio (asignación del s_A en proporción directa a la composición de los lances) es independiente del juicio-experto y podría incrementar la consistencia inter-anual de futuras evaluaciones.

Respecto de las restantes fuentes de incertidumbre evaluadas aquí, destacamos la reducida contribución a la varianza total de los errores asociados a las estimaciones de la composición de tallas de merluza común, de su peso medio y del intercepto de la relación TS-talla, sugiriendo que los muestreos de tallas y biológico-específicos (peso, talla, sexo y otros), desarrollados a lo largo de la serie, han alcanzado niveles muy adecuados de certidumbre para los fines de evaluación directa. La baja incertidumbre asignada a la pendiente de la relación TS-talla refleja, por su parte, la buena representatividad del muestreo de tallas y la aparente efectividad de excluir el intercepto de esta relación en el cálculo de la abundancia relativa.

En relación al objetivo específico 1 de este proyecto (describir los actuales objetivos de manejo y las estrategias de explotación que se utilizan para alcanzar estos objetivos), se usó un moderno enfoque de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) basado en un Modelo Operativo (MO) aplicado al stock de merluza común con un nivel intermedio de complejidad, todo lo que ha sido descrito detalladamente. Adicionalmente, nosotros hemos corregido los desembarques oficiales de merluza común considerando los descartes y los sub-reportes, para lo cual nos basamos en Arancibia y Neira (2003), más actualizaciones hasta el año 2008. Según la información previa y la propia generada en este proyecto, los descartes y sub-reportes de la flota industrial se mueven en el rango de

30% (años 2001 y 2002, cuando se aplicó la denominada "Ley de Pesca Corta") y 7% (últimos 3 años de la serie). Para la corrección del desembarque oficial de la pesca artesanal se impuso un valor de 25%, considerando a este valor como conservativo y constante; conservativo en el sentido que puede ser mayor, pero que es difícilmente cuantificable, a menos que se use información de un proyecto *ad hoc*.

Auxiliarmente, las series de abundancia relativa que utilizamos corresponden a CPUE's disponibles, a saber: de la flota industrial generado por INPESCA, de la flota artesanal generado por IFOP; y, de evaluaciones hidroacústicas. La información provino de presentaciones de miembros del Comité Científico de Merluza Común.

Los PBR's utilizados en la evaluación de stock de merluza común corresponden a la tasa de mortalidad por pesca (F) en el máximo rendimiento sostenido (F_{MRS}), la que maximiza el rendimiento por recluta (F_{Max}) y la de $F_{0.1}$. En estos PBR's evaluamos la biomasa desovante.

Los valores de biomasa desovante de merluza común adoptados como puntos de referencia biológicos son de 200 mil ton como un nivel de referencia límite asociada a un nivel de biomasa desovante de 20% ($BD_{20\%}$) respecto a una situación hipotética de un stock virginal o sin pesca (F=0), y de 400 mil ton como un nivel de referencia objetivo asociado a un nivel de biomasa desovante de 40% ($BD_{40\%}$) respecto a la misma situación hipotética de stock virginal (F=0). Estos valores son levemente más bajos que los acordados por el Comité Científico de Merluza Común (CC-MC) en su última reunión de noviembre de 2010, a partir de tres evaluaciones indirectas independientes y con distintos métodos como los aplicados por IFOP, INPESCA y UdeC, y que fueron los siguientes: $BD_{20\%}$ = 250 mil ton y $BD_{40\%}$ = 500 mil ton.

En la evaluación y proyección de la abundancia del stock de merluza común se simuló dos componentes, correspondiendo la primera a la histórica (años 1997 a 2008) y segunda a la proyección (años 2009 a 2028). El MO considera como fuentes de incertidumbre los errores de proceso, de observación, de estimación y de implementación.

El desembarque máximo corregido sobrepasó las 155 mil ton en 2001, disminuyendo luego drásticamente, alcanzando a cerca de 50 mil ton desde 2005 en adelante, lo que confirma la dramática situación de la pesquerías artesanal e industrial (Fig. 18). El stock desovante de merluza común sigue la misma tendencia.

Los índices de abundancia de merluza común revelan que en el crucero hidroacústicos de IFOP del año 2002 los grupos de edad 5 y 6 se presentaron anómalamente altos, así como el grupo de edad 4 del año 2001 (Fig. 28). Esto se debería a la contaminación de la señal acústica con peces de otras especies, particularmente merluza de cola, lo que estaría confirmando de manera independiente lo propuesto previamente por Arancibia y Neira (2008). Estos autores, en la página 110 de dicha publicación, señalaron lo siguiente: "There is some indirect evidence to suggest that *M. gayi* could have been erroneously identified during the acoustic survey, as the species dominating the study area during 2002 was hoki (*Macruronus magellanicus*). In fact, the density of hoki increased 15 times from 2001 (1.25 ton/km^2) to 2002 (19.04 ton/km^2), decreasing again in 20024 (1.98 ton/km^2) as measured in an acoustic survey". Además, recuérdese que en el año 2003 no hubo crucero acústico para evaluar la biomasa presente de merluza común.

La evaluación de stock mediante XSA es estadísticamente precisa y revela que la biomasa desovante de merluza común declinó desde 800 mil tons, a fines de los años 90,

a sólo 200 mil ton desde el año 2005, correspondiendo a una disminución de 75% en poco más de 5 años, justamente en los años en que las CTP's fueron incomprensiblemente altas, más que lo que el stock podía sustentar (primer quinquenio de los años 2000). Adicionalmente, el stock desovante se desplomó desde 2001, recuperándose levemente el 2005, aunque cayendo nuevamente desde 2006. Todo esto confirma que la situación del stock desovante (y total) de merluza común es gravísima.

En la serie de años analizada (1997 a 2008) el reclutamiento es entre regular a malo, sin descartar ningún año con una clase anual fuerte que permita proyectar 4 ó 5 años más tarde que la situación del stock desovante de merluza común mejorará significativamente. Además, XSA no introduce sesgos en la estimación del reclutamiento anual hacia el final de la serie de años analizados, por lo que no es posible confundir abundancia con disponibilidad.

En nuestro trabajo la mortalidad por pesca se revela extraordinariamente alta desde 2001 en adelante, sobrepasando F_{lim} en toda la década de los años 2000. Esta situación es diametralmente opuesta a la visión optimista de SubPesca e IFOP por cuanto las estimaciones "objetivas" del stock de merluza común realizadas aquí con XSA no recogen la alta biomasa del año 2002 que estima IFOP (ver Payá, C. 2006. Evaluación de stock de merluza común. Presentación oral al Comité Científico Asesor de Merluza Común). Consecuentemente, nosotros consideramos que con la presente evaluación del stock de merluza común queda en evidencia el error en las estimaciones previas que consideran y usan la alta biomasa acústica del año 2002 para sintonizar modelos estructurales indirectos, o bien que aplican modelos en los que los resultados quedan condicionados por el modelo mismo (a través de supuestos de dudosa viabilidad y/o

verificación), a diferencia del modelo XSA en donde los resultados son "objetivos" en el sentido que provienen estrictamente de procesos aleatorios que consideran, en nuestro caso, cuatro fuentes de incertidumbre (errores de proceso, de observación, de estimación y de implementación).

Los tres escenarios de manejo modelados (50 mil ton ± 10 mil ton) revelan que la situación de máxima recuperación del stock de merluza común ocurre con una CTP de 40 mil tons anuales, y de mínima recuperación del stock con una CTP de 60 mil tons. Aunque los tres escenarios permiten con mayor probabilidad (centro de gravedad de las 1000 simulaciones) la recuperación de la biomasa desovante del stock, los riesgos de caídas de la biomasa desovante son altos en el caso de la situación actual (50 mil tons anuales) y muy altos en el caso del escenario de mínima recuperación (60 mil tons anuales). Además, sólo el escenario más prudente de 40 mil tons ofrece una buena oportunidad de recuperación relativamente rápida del stock de merluza común (una generación, que es aproximadamente 10 años) y de biomasas desovantes que pasan de 200 mil tons (situación actual) a 600 mil tons hacia el final de la proyección.

El manejo pesquero se relaciona con opciones -sin opciones no hay manejo posible- por lo que se necesita una representación del sistema que se desea manejar y un medio de evaluar los efectos resultantes de las distintas opciones de manejo en el sistema. Normalmente, ambas acciones son apoyadas mediante modelos (Walters y Martell, 2004). Aunque aún en período de desarrollo y evaluación, herramientas como las exploradas en este proyecto son útiles en el proceso de toma de decisión, ya que permiten copiar aspectos del ecosistema marino de Chile central y determinar cómo el modelo reacciona a

distintos ponderadores para las funciones objetivo, ya sea individual o conjuntamente, evaluando así los costos y beneficios involucrados en cada decisión de manejo.

En general, los resultados obtenidos a partir de las simulaciones anillo abierto indican que la maximización individual de un objetivo de manejo, sea económico, social o ecológico, impide la satisfacción conjunta de los otros objetivos o beneficios de las pesquerías. Similares resultados han sido informados por Arancibia y Neira (2005) para el mismo sistema, pero en un período previo a la crisis pesquera de la merluza común iniciada en el año 2004.

En este sentido, la comparación de los resultados de las predicciones obtenidas por modelación y las condiciones observadas en el "mundo real" pueden indicar que la interacción entre objetivos económicos, sociales y ecológicos observados a partir de optimizaciones para distintas configuraciones y tamaños de las flotas son más intensas de lo que se ha reconocido hasta ahora en el manejo tradicional de pesquerías, y más específicamente en la pesquería de merluza común de Chile central. Por ejemplo, en la Tabla 16 se resume los resultados de las distintas combinaciones posibles entre objetivos de manejo. En el caso de maximizar los objetivos económicos y sociales simultáneamente, el efecto es más moderado si se lo compara con el efecto de maximizarlos individualmente. Por otro lado, forzar la recuperación del stock de merluza común tiene efectos positivos para el indicador ecológico, pero no ocurre lo mismo en el caso opuesto.

Utilizando el mismo enfoque, aunque con información que describía la situación del sistema en el año 2000, Arancibia y Neira (2005) encontraron que la maximización conjunta de los objetivos económicos, sociales y ecológicos era posible bajo las condiciones en las que se encontraba el sistema en ese período. Sin embargo, en el

presente estudio se encontró que maximizar conjuntamente estos tres objetivos no producía cambios notorios en los indicadores económico, social y ecológico (Tabla 16). Por otro lado, la aplicación de SAA en la situación más actual resultó en cambios bruscos en los indicadores económico (a la baja) y ecológico (al alza) comparados con lo reportado por Arancibia y Neira (2005) en la situación previa al cambio abrupto de la biomasa de merluza común entre los años 2002 y 2004. Esto se relaciona muy probablemente al aumento en los costos (especialmente variables) de las flotas pesqueras en los últimos años, lo que implica que cambios en el esfuerzo se ven fuertemente reflejados en el indicador económico. Por otro lado, es posible plantear la hipótesis que la comunidad ecológica que sustenta las pesquerías en Chile central se encontraba más deteriorado en años recientes comparado con inicios de la década del 2000, y entonces cambios en el esfuerzo se ven fuertemente reflejados en mejoras en el indicador ecológico.

Tabla 16. Cambio relativo del indicador económico (ingresos), social (empleo), de reconstrucción del stock de merluza común (doblar biomasa actual) y ecosistémico (mejorar estructura comunitaria) ante escenarios de maximización de un objetivo económico ($), social (S), de reconstrucción del stock de merluza común (R), ecosistémico (E) y sus combinaciones. Los dígitos en paréntesis indican el ponderador o importancia de cada criterio en el escenario simulado. Por ejemplo, la primera fila entrega los resultados de la simulación donde sólo se busca maximizar el ingreso conjunto que generan las flotas, esto es: $=1; S=0; R=0; E=0. En negritas se resalta las combinaciones que incluyen maximización (individual o conjunta) del objetivo de reconstruir el stock de merluza común al doble de su biomasa actual en 10 años. En gris se resalta cambios positivos en los indicadores (gris leve <5%; gris intenso>5%).

Escenario/indicador	Ingresos	Empleo	Reconstrucción	Ecosistema
$(1,0,0,0)	0.027	-0.020	-0.037	0.024
S(0,1,0,0)	0.040	-0.040	-1.000	-0.002
R(0,0,1,0) +	**-0.150**	**0.576**	**0.518**	**0.308**
E(0,0,0,1)	-0.886	-0.935	-1.000	**1.260**
$S(1,1,0,0)+	-0.001	0.001	0.001	0.000
$R(1,0,1,0)+	**-0.018**	**0.083**	**0.873**	**0.264**
$R(1,0,0,1)	0.087	-0.185	**0.055**	**0.178**
SR(0,1,1,0)+	**-14.177**	**3.978**	**0.481**	**12.375**
SE(0,1,0,1)	-69.853	1.191	-0.945	**89.523**
RE(0,0,1,1)	**-69.154**	**-0.918**	**0.932**	**5.051**
$SR(1,1,1,0)+	**-0.379**	**2.777**	**0.156**	**8.687**
$RE(1,0,1,1)	**-0.184**	**-0.087**	**0.790**	**0.288**
$SE(1,1,0,1)	**0.000**	**-0.010**	**0.000**	**0.000**
SRE(0,1,1,1)	**-27.243**	**1.920**	**-0.946**	**84.218**
$SRE(1,1,1,1)	**-0.691**	**2.553**	**-0.946**	**83.114**

Una diferencia marcada entre la aplicación desarrollada por Arancibia y Neira (2005) y el análisis desarrollado del presente proyecto es la falta de evaluación de escenarios recuperación de merluza común en el primero de ellos, lo que se debe a que a inicios de los años 2000 el stock de merluza común se encontraba en condición sana, con abundancia moderada y estructura de edades completa con presencia de individuos

adultos que aportaran significativamente al desove potencial. La situación actual es absolutamente la opuesta, como lo indica cualquier análisis de seguimiento de la pesquería.

En general, todos los escenarios que incluyeron la recuperación forzada del stock de merluza común presentaron mejoras en al menos dos de los cuatro indicadores considerados, siendo el escenario que considera sólo la recuperación del stock de merluza el que genera simultáneamente beneficios sociales y ecológicos con las menores pérdidas económicas. Por lo tanto, se selecciona estos escenarios para ser evaluados más profundamente mediante simulaciones anillo cerrado (ver objetivo específico 3 de este proyecto).

La búsqueda de tasas de mortalidad por pesca (F) que generen beneficios económicos, sociales o para un stock particular y su ecosistema (Simulaciones Anillo Abierto, SAA) permite simular el proceso de toma de decisiones basadas en objetivos e indicadores cuantitativos. Sin embargo, el análisis del resultado de la aplicación de dichas F's en las especies objetivo de cada pesquería tiene efectos tróficos directos e indirectos que pueden repercutir positiva o negativamente sobre el éxito de la o las acciones de manejo seleccionadas.

En la Tabla 17, se presenta los puntos de referencia sobrepasados (por debajo de la mitad o por sobre el doble de la biomasa inicial) en cada escenario seleccionado en SAA (ver objetivo específico 2, más arriba) y evaluados mediante SAC. Los escenarios que maximizan la recuperación del stock de merluza individualmente y en forma combinada con la maximización de los ingresos resultan en igual cantidad y tipo de PBR's sobrepasados, tres por incremento y seis por disminución de biomasa. El escenario

que maximiza simultáneamente los ingresos y la estructura comunitaria del ecosistema resulta en sólo un PBR sobrepasado (por incremento de biomasa), mientras que maximizar ingresos, recuperación del stock y la estructura del ecosistema resulta en doce PBR's sobrepasados por aumento de biomasa y 18 por disminución.

Por lo tanto, la aplicación de herramientas de modelación tanto o más sofisticadas que las exploradas en este proyecto permite evaluar los potenciales resultados de acciones de manejo alternativas. La aplicación de Simulaciones Anillo Abierto (objetivo específico 2) permitió identificar las tasas de mortalidad flota-específicas que maximizarán objetivos de manejo utilizando indicadores cuantitativos para evaluar las mejores opciones (e.g. escenarios que produzcan los mayores beneficios económicos, sociales y ecológicos). Las Simulaciones Anillo Cerrado realizadas permiten evaluar los efectos de aplicar dichas mortalidades por pesca en los grupos funcionales del modelo (tanto aquellos retenidos por las artes de pesca como aquellos que no son afectados directamente por la pesca).

Combinando los resultados de SAA y SAC, se concluye que el escenario de manejo que optimiza individualmente la recuperación de merluza común (aumento en 2 veces la biomasa actual) debiera ser el seleccionado por un administrador pesquero interesado en recuperar la biomasa de merluza común en un período de mediano-largo plazo, ya que es este escenario simulado el que genera tanto beneficios sociales y ecológicos con los menores costos económicos en el modelo. Además, éste es el escenario en el que se excede el menor número de PBRs de entre todos los escenarios simulados.

Tabla 17. Resultado de Simulaciones Anillo Cerrado aplicando tasas de mortalidad por pesca flota específica y su efecto sobre la biomasa de los grupos funcionales incluidos en el modelo. Clave $=escenario de maximización de ingresos; R=recuperación del stock de merluza común al doble de la biomasa actual; E= estructura comunitaria del ecosistema. PBR=Punto biológico de referencia.

Escenario	Nº de PBR's sobrepasados $>2B_{inicial}$	Nº de PBR's sobrepasados $<0.5B_{inicial}$	Total PBR's sobrepasados
R	**3**	**6**	**9**
$R	3	6	9
$E	1	0	1
$SE	12	17	30

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Las bases de datos de la serie de evaluaciones directas de merluza común de 1993 a 2008, disponibles en la Secretaría Ejecutiva del Consejo de Investigación Pesquera (CIP), presentaron problemas de contenido, calidad e integridad que impidieron durante largo tiempo a nosotros realizar las tareas comprometidas para el desarrollo del proyecto.

- Los índices de abundancia y biomasa relativa de merluza común obtenidos en el marco del presente estudio indican alta variabilidad interanual que, en algunos años, no puede ser explicada por cambios demográficos en el stock de merluza común, destacando el año 2002.

- Las mayores fuentes de incertidumbre estimadas en el presente estudio correspondieron a los errores asociados a las estimaciones de la composición de especies en las eco-agregaciones, al muestreo hidroacústico propiamente tal y a la composición de talla de las especies concurrentes. Los niveles de incertidumbre asociados a las estimaciones de la composición de tallas de merluza común y de los parámetros de la relación peso-talla representaron solo 0,3 y un 0,7 % de la varianza total, respectivamente.

- Los niveles de incertidumbre asociados a la asignación del sA entre especies (composición y talla media de especies concurrentes) contribuyeron, en promedio, con 85% de la varianza total. Aunque esta cifra podría representar un

límite superior a dicha contribución, resulta evidente la necesidad de considerar la magnitud potencial de estas fuentes de incertidumbre, tanto en la ponderación de la información hidroacústica, como en la búsqueda de métodos que permitan la reducción de estas fuentes de error en el futuro.

- El stock de merluza común se encontraba al año 2008 (último año de disponibilidad de datos) en una situación de grave crisis por pérdida de biomasa desovante.

- La caída del stock comenzó en 2001 y se extendió hasta el 2004, año en que la crisis se hizo evidente.

- Bajo las actuales estrategias de explotación el stock sólo se recupera hasta alcanzar las 400 mil tons de biomasa desovante en una generación (10 años), pero las fuentes de incertidumbre incluyen alta probabilidad de colapso, por lo que la estrategia no aparece robusta.

- Una estrategia que considera una reducción de la presión de explotación a 40 mil tons de CTP por dos generaciones (20 años) es robusta a las fuentes de incertidumbre luego de una generación (10 años) y recupera al stock desovante a un nivel de 600 tons.

- Los resultados de simulaciones simulación de escenarios de pesca tipo “Anillo Abierto” indican que la maximización individual de un objetivo de manejo, sea éste económico, social o ecológico, impide la satisfacción conjunta de los otros objetivos o beneficios de las pesquerías. En general, todos los escenarios que

incluyeron la recuperación forzada del stock de merluza común presentaron mejoras en, al menos, dos de los cuatro indicadores considerados, siendo el escenario que considera sólo la recuperación del stock de merluza el que genera simultáneamente beneficios sociales y ecológicos con las menores pérdidas económicas

- Combinando los resultados de los escenarios de pesca simulados usando "Simulaciones Anillo Abierto" y "Simulaciones Anillo cerrado", se concluye que el escenario de manejo que optimiza individualmente la recuperación de merluza común (aumento en 2 veces la biomasa actual) debiera ser el seleccionado por un administrador pesquero interesado en recuperar la biomasa de merluza común, ya que es este escenario el que genera, en el mediano-largo plazo, beneficios sociales y ecológicos con los menores costos económicos en el modelo. Además, éste es el escenario en el que se excede un menor número de puntos biológicos de referencia dentro **de todos los escenarios simulados.**

7. TALLERES

7.1.1. Taller Metodológico

El taller metodológico no se realizó debido a que así fue sugerido por el señor Jorge Farías en su calidad de sectorialista de la Subsecretaría de Pesca, y contraparte de esa institución este proyecto. Básicamente, el fundamento para la cancelación de dicho taller fue que hacia fines del año 2009 no hubo oportunidad de encontrar una fecha adecuada, por un lado, y, por el otro, el escenario político-institucional ante las elecciones parlamentarias y presidenciales aconsejaba no promover este tipo de eventos. Además, durante el cuarto trimestre de cada año los sectorialistas de la SubPesca se encuentran muy ocupados con motivo de los cálculos de las cuotas totales permisibles (CTP's) de los diferentes recursos pesqueros, cuotas que deben ser presentadas posteriormente en el Consejo Nacional de Pesca.

7.1.2. Taller con stakeholders

El taller de denominó "Proposiciones de objetivos de manejo y estrategias de explotación para el recurso merluza común". Se convocó a personas naturales relevantes del sector pesquero merlucero, en particular de los sectores público (institucional) y privado (flotas, plantas, pescadores artesanales), presentándoles resultados de la investigación y haciéndoles participes de las propuestas de solución.

El taller fue convocado por la Dra. María Eugenia Casanueva, en su calidad de Decana (S) de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas de la Universidad de Concepción, y el Sr. Sigisfredo Scheuermann, en su calidad de Director Zonal de Pesca V-IX Regiones. El taller fue dirigido por la Sra. Margarita Sepúlveda (rol de "facilitadora") y se realizó el 1° de julio de 2010 (de 8:30 a 13:45 horas) en dependencias de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas de la Universidad de Concepción.

7.1.2.1. Objetivo del Taller

Consensuar entre agentes del sector algún objetivo de manejo y estrategias de recuperación del stock de la merluza común para el desarrollo sustentable de la pesquería en Chile.

7.1.2.2. Metodología

La metodología de trabajo consideró el análisis de la información derivada del proyecto seleccionar la información técnica que colaborara en la consecución de los objetivos del taller.

La planificación del taller, cuyo programa se presenta en el Anexo 2, contempló una metodología participativa, haciendo que todos los participantes pudieran plantear su visión respecto de la situación actual, pasada y futura del sector merlucero. Se utilizó la metodología ZOOP orientada hacia objetivos, en el que cada participante indica las

razones que lo motivaron a participar en este taller, respondiendo en tarjetas a la siguiente pregunta:

En relación al recurso y la sustentabilidad de la pesquería de merluza común, ¿cuál es mi sueño, cómo me imagino el sector sustentado en la merluza común en 10 años más? (respuesta individual en tarjetas).

Las respuestas a esta interrogante fueron diversas, desde quienes planteaban el colapso total del sector hasta quienes veían con más optimismo su desarrollo a través de cuotas de pesca, cambio de artes de pesca, mayor tecnología, servicios de investigación, personal más calificado, desarrollo sustentable, valor agregado y desarrollo de nuevos mercados, entre otras.

Las ideas de los participantes fueron resumidas en una más global de consenso, validando la nueva propuesta levantada por los participantes del taller y que plantea tener en 10 años más un sector recuperado, con pesca sostenible, en que tanto el sector industrial como artesanal participen de los resultados de la aplicación de medidas de regulación, se incorpore mayor tecnología e investigación, se agregue valor al recurso y se desarrollen nuevos mercados dispuestos a pagar mejor precio.

Luego de esta consulta individual el director del proyecto procedió a hacer una presentación del estado actual del recurso y la pesquería de merluza común, con medios audiovisuales, destacando aspectos técnicos de relevancia para la continuidad del taller como:

- Desembarques anuales y cuotas (tons) de merluza común, desde el año 1940 al año 2008, utilizando como fuente antecedentes de la SubPesca (2009).

- Captura por unidad de esfuerzo (ton/hora de arrastre) y esfuerzo de pesca (horas de arrastre) anuales. Flota industrial merlucera, PAM's con motor principal >1.000 Hp. Período: 1997-2009. Fuente: IFOP en SubPesca (2009).
- Captura por unidad de esfuerzo anual (kg / viaje). Flota artesanal espinelera de San Antonio y Valparaíso. Período: 2001 a 2009. Fuente: IFOP en SubPesca (2009).
- Longitud promedio mensual de merluza común capturada por la flota industrial. Período: 2004 a 2009. Fuente: IFOP en SubPesca (2009).
- Longitud promedio anual de merluza común desembarcada por la flota artesanal espinelera y de enmalle. Período: 2004 a 2009. Fuente: IFOP en SubPesca (2009).
- Biomasa acústica (tons) de merluza común (cruceros). Período: 1993 a 2009. Fuente: IFOP en SubPesca (2009).
- Estructura de edades (años) de merluza común en evaluaciones acústicas (cruceros), año 2009. Fuente: IFOP en SubPesca (2009).
- Biomasa (tons, en millones) desovante de merluza común. Período: 1968- 2009. Fuente: IFOP en SubPesca (2009).
- Biomasa (tons, en millones) total, adulta y desovante de merluza común. Período: 1992–2009 Fuente: INPESCA en CC-MC (2009).
- Reclutamiento de ejemplares de 3 años de merluza común. Período: 1992 – 2009. Fuente: INPESCA en CC-MC (2009)
- Producción potencial de huevos de merluza común. Período: 1979 – 2006. Fuente: IFOP en SubPesca (2007).

Posteriormente se constituyó 4 comisiones, las que estuvieron integradas por representantes de diversos instituciones y empresas (Anexo 3), con 8 personas promedio cada una (Anexo 4), a las que se orientó respecto del trabajo de grupo y se les entregó el material de apoyo (Anexo 5). Durante 45 minutos los participantes de las comisiones analizaron la situación del stock y la pesquería, y consensuaran opiniones. Los resultados de cada comisión fueron expuestos en papelógrafos y presentados por un representante, el que fue elegido por los miembros de cada comisión. Para los análisis grupales y presentaciones se asignó 30 minutos para la siguiente pregunta:

En relación a los antecedentes entregados recién, ¿Cree usted que puede ser posible lograr el estado deseado del recurso y la sustentabilidad de la industria de merluza común, en cuánto tiempo, cómo? Fundamente.

Los participantes debieron considerar aspectos como biomasa, tecnología, los actores, mercado, empleo, medio ambiente y otros. Las respuestas de cada comisión son detalladas a continuación:

Grupo 1

La respuesta es positiva a la pregunta de si es posible lograr el estado deseado y la sustentabilidad de la industria, planteando las siguientes propuestas.

- Incentivar
- Mejorar la tecnología de captura (redes)
- Dejar de lado los aspectos político-sociales, pensando en el objetivo último, que es privilegiar aspectos técnicos para el tema de cuotas.

- Se recomienda tomar con responsabilidad las medidas de administración de manejo, tanto en el tiempo como en el espacio.
- Incorporar valor agregado a la pesca artesanal para aumentar ventas.
- Aumentar la talla mínima.
- Tomar con seriedad y responsabilidad la aplicación de medidas de administración y manejo.

Grupo 2

- Se debe analizar la población de mamíferos (lobo marino), que también consume el recurso merluza común, pues habría sobrepoblación de este mamífero.
- Se debe respetar las zonas de pesca de menor talla de promedio, donde haya mayor cantidad de juveniles, abandonar la zona.
- Vedar las zonas de mayor presencia de juveniles (reclutamiento).
- Veda periodo 15 agosto a 20 septiembre, actualmente: flexibilidad zonal para aplicar la veda. Probablemente es mejor iniciar la veda desde el 15 de septiembre.
- Mejorar la selectividad para alcanzar los 40 cm de longitud total como moda (con ventanas en las redes de arrastre).
- Tiempo 10 años.
- No aumentar (mantener) la cuota actual.

Grupo 3

- Respuesta positiva a la pregunta formulada
- Problemas a solucionar:- Tema político que influye fuertemente. Interfiere fuertemente en las decisiones científicas.

- Vedas coherentes en el tiempo y lugar con el ciclo reproductivo del recurso.
- Aumento de fondos de investigación para resolver los temas anteriores.
- Aumento de control, de captura y desembarque (fiscalización).
- Establecimiento de políticas claras.
- Asignar el tiempo que sea necesario.

Grupo 4

- Respuesta a la pregunta: SI, es posible, tomando las medidas adecuadas. ¿Cómo?
- Plan de manejo claro, que establezca los objetivos de manejo. Definiendo cuales son los indicadores que se tomarán, los puntos de referencia y cuales serán las acciones en caso de no cumplirse los objetivos (recuperar la pesquería)
- Fiscalización pareja y dura.
- Vedas con sustento técnico, variar.
- Cambios tecnológicos en la captura.
- Inclusión de valor agregado, para disminuir la presión sobre la pesquería,
- Investigación en el trabajo. En aspectos claves como son el reclutamiento o mortalidad natural por depredación (jibia o lobo marino)
- Acuerdos actores, para recuperar la pesquería en el mediano plazo, pero todo este plan de manejo requiere de un acuerdo entre los actores y voluntad política para llevarlo a cabo, con objetivos claros.

Cada presentación fue analizada, discutida y consensuada para levantar propuestas y alcanzar el estado deseado, que es tener una industria recuperada, con mayor tecnología,

con investigación de apoyo, agregando valor al recurso, atendiendo nuevos mercados para hacer sostenible el sector en el tiempo, con la participación de industriales y artesanales.

Se logró acuerdos en torno a que es fundamental tener un plan de acción claro, que establezca los objetivos de manejo del recurso con indicadores y medidas a tomar en caso de incumplimiento del objetivo que es recuperar la pesquería.

- Establecer vedas coherentes en el tiempo y lugar, con el ciclo reproductivo del recurso.
- Respetar las zonas de pesca de menor talla promedio y de mayor presencia de juveniles, asignando el tiempo que sea necesario para evitar el colapso.
- Contar con una fiscalización pareja y dura, tanto para el sector industrial, como artesanal, con vedas sustentadas técnicamente que puedan ir variando en función de las condiciones que se vayan presentando, aumentando el control de captura y desembarque.
- Incorporar los cambios tecnológicos en la captura y mayor valor agregado al recurso, a objeto de disminuir la presión sobre la pesquería masiva y lograr por esa vía mejores precios.
- Incorporar mayor investigación y contar con mayores recursos para resolver aspectos claves como el reclutamiento o mortalidad natural por depredación de jibia, lobo marino u otro.
- Establecer acuerdos entre los actores del sector y voluntad política entre quienes toman las decisiones y tienen la responsabilidad de llevarlo a cabo.

- Tomar con seriedad y responsabilidad la aplicación de medidas de administración y manejo.

Posteriormente, y aplicando la misma metodología, se trabajó la siguiente pregunta:

¿Qué medidas considera usted deben ser tomadas hoy para que la pesquería sea sustentable para las futuras generaciones?

Grupo 1

- Logro de acuerdos entre INPESCA, IFOP, SubPesca, Universidad.
- Conocer nosotros los objetivos claros que tiene la SubPesca (ente regulador de los recursos marinos).
- Establecer interacción con SubPesca
- Mejorar selectividad de las artes de pesca (ejemplares bajo 33 cm libres en el mar).
- Buscar flexibilidad de la veda (15 agosto a 30 septiembre) por zona.

-Mantener acuerdos de cuotas (55 mil tons) en términos de voluntad política.

- Las cuotas las determina el CNP, pero las cuotas se van más por lo social y mantener la cuota actual (55 mil tons).
- En este tipo de actividades (taller) deberían invitar a personas que toman decisiones, a pesar de que a este taller SI FUERON INVITADOS.
- Los representantes de la SubPesca deberían participar en este tipo de actividades. Lo que falta es que el administrador (SubPesca) se siente a conversar con los actores sobre los temas de cuotas y también con los pescadores artesanales que se

han dedicado a capturar merluzas toda la vida. Eso no lo suple ni el Comité Nacional de Pesca ni los comités técnicos. No hay consenso en este planteamiento

Grupo 2

- Desarrollar plan de manejo de pesquería
- Medidas inmediatas:
    - Revisar la efectividad y la disposición de los dispositivos de escape que se están utilizando.
    - Consideran necesario mantener la cuota (55 mil tons) acorde a las proposiciones científicas.
    - Que la veda sea flexible (época - área), con control estricto teniendo en cuenta áreas y épocas específicas.

Grupo 3

- Las vedas adaptaditas que sean coherentes con el ciclo de vida del recurso para fijar la ventana de la veda

Grupo 4

- Medidas hoy
- Mejorar la fiscalización (aumento de los fondos para que sea efectiva) la fiscalización está coja en la parte artesanal, quizás ahí hay que mejorar. (Mejores estimados de sus reportes).

- Avanzar en proceso de certificación: Acordar un plan de manejo (objetivos: recuperar potencial reproductivo y proteger el desove, áreas protegidas).
- Investigar sobre mortalidad no explicada.
- Acuerdos modelos de evaluación, una estructura.
- Manual de buenas practicas pesqueras (FAO) que tiene que ver con la extracción.
- Tener un enfoque eco sistémico
- Contar con un plan a mediano plazo 6 años
- Mayor voluntad política

Luego de las presentaciones de cada grupo, el director del proyecto presentó la proposición de un objetivo de manejo, así como la estrategia de recuperación del stock de merluza común.

El objetivo de manejo es restaurar una biomasa adulta en poco más de 800 mil ton y la estrategia de recuperación planteada es CTP's de ~ 30 mil tons durante 10 años apara favorecer el crecimiento del stock parental.

Luego se reinició el debate grupal planteando diferentes opciones y propuestas destacándose entre ellas las siguientes:

- Que es necesario que estén los actores que toman las decisiones.
- Que se debe buscar acuerdos para lograr una política de recuperación de la pesquería.
- Que es necesario que se sigan realizando este tipo de talleres para estructurar un plan de acción de mediano y largo plazo en el que se incorporen los aspectos que se discutieron y trabajaron.

- Que es fundamental que se internalice la necesidad de establecer medidas antes que colapse la industria.
- Que es importante que se interactúe considerando la opinión de todos los actores en función de buscar soluciones.

7.1.2.3. Conclusiones del Taller

La convocatoria tuvo buena asistencia, aunque no participaron titulares de entidades invitadas, quienes toman decisiones y establecen mayores compromisos. Sin embargo, los participantes validaron el encuentro y plantearon la necesidad de seguir trabajando sobre los temas planteados para diseñar un plan de acción de corto, mediano y largo plazo tendiente a orientar el trabajo en el sector y recuperar la pesquería de la merluza, evitando el colapso que se visualiza si no se toman hoy las medidas pertinentes.

Se debe ampliar la mirada del sector no tan solo a aspectos técnicos, sino que también a lo relacionado con la gestión institucional y de negocios, al desarrollo de nuevos mercados que permitan el logro de mejores márgenes al agregar mayor valor al recurso, a la incorporación de mayor tecnología tanto al sector industrial como artesanal orientada a disminuir los esfuerzos de pesca, y mejorar la competitividad del sector. También la formación y desarrollo de capital humano es fundamental para la creación de mayor consciencia de la sustentabilidad en el sector, sumado mayor investigación tendiente a generar nuevas alternativas productivas, mejores procesos, incorporación de tecnología que favorezca la disminución de costos y mayor calidad.

La participación del sector en redes de apoyo que contribuyan en forma sistematizada a la solución del actual problema es una necesidad imperiosa, pero ello requiere de la voluntad y participación de sus actores. Esta voluntad se vio reflejada en el taller al plantearse la necesidad de seguir abordando en forma conjunta temas como los tratados en la jornada.

La generación de un plan estratégico para el sector en el cual se diseñe objetivos de corto, mediano y largo plazo -que contemple aspectos de gestión institucional, técnicos, productivos, de mercado, de desarrollo de capital humano, de investigación y desarrollo tecnológico, de medio ambiente, asociatividad entre otros-, que establezca líneas estratégicas de desarrollo, interacción con el resto de la institucionalidad con plazos definidos, responsables y recursos asignados por actividad es fundamental para el ordenamiento y proyección del sector.

7.1.3. Taller de difusión de resultados

Este taller se realizará en la Universidad de Concepción el 19 de octubre de 2010 y participarán stakeolders conocidos en el sector (miembros del Consejo Zonal de Pesca, Consejo de Investigación Pesquera, stakeholders, investigadores y otros). Este taller no se realizó anteriormente debido a que no había aún resultados consolidados que mostrar. El taller no será de discusión sino solo de difusión, aunque existirá el tiempo suficiente para recibir consultas de los participantes y responderlas lo más profundamente posible. Se estima que el taller tendrá una duración de menos de 3 horas. Al momento de estar

finalizando la edición de este pre-informe final se estaban despachando electrónicamente las invitaciones.

7.1.4. Taller técnico (adicional) con el Comité Científico de Merluza Común

En la reunión del Comité Científico Asesor de Merluza Común (CC-MC) se presentó resultados comunicados en el informe de avance (3 y 4 de mayo de 2010). Se contó con la autorización del secretario ejecutivo del FIP para presentar resultados a los miembros del CC-MC. En particular se dialogó de las evaluaciones acústicas.

Adicionalmente, el lunes 6 de diciembre de 2010 se efectuó un taller técnico en dependencias de la Subsecretaría de Pesca donde el señor Rubén Roa, co-investigador en este proyecto, presentó detalladamente a profesionales de esa institución los resultados de la evaluación de stock mono-específica y el procedimiento XSA.

7.1.5. Material audiovisual

Se llevó registro fotográfico de las reuniones y talleres. Se abrió un link del proyecto en la website de la Unidad de Tecnología Pesquera (www.unitep.cl) de la Universidad de Concepción.

8. EQUIPO PROFESIONAL

Nombre	Título	Rol y Función
Hugo Arancibia	Biólogo Marino Diplomado en Gestión por Competencias *Dr. Rer. Nat.*	Jefe proyecto. • Encargado componentes económica y social para alimentar simulaciones. • Co-investigador simulaciones anillo abierto y anillo cerrado multiespecífico. • Encargado entrevistas con representantes institucionalidad pública y privados. • Supervisión Modelo Operativo. • Encargado establecimiento objetivos de manejo. • Coordinación con stakeholders. • Coordinación y administración general proyecto. • Relator Taller. • Responsable de informes.
Rubén Roa	Lic. Biología Marina Biólogo Marino M. Sc. Oceanografía Ph.D. Estadística	Co-investigador. • Revisión de actuales objetivos de manejo y su comparación con merluza europea • Implementación de Evaluación de Estrategias de Manejo en FLR. • Proyecciones poblacionales. • Modelo Operativo. • Índice de abundancia relativa. • Resultados de estrategias de captura y logro de los objetivos de manejo.
Edwin Niklitschek	Lic. Biología Marina Biólogo Marino Ph. D. Marine, Esturine & Environmental Sciences	Co-investigador. • Revisión de actuales objetivos de manejo y su comparación con stocks del Pacífico Norte. • Proyecciones poblacionales. • Modelo Operativo. • Resultados de estrategias de captura y logro de los objetivos de manejo.

Billy Ernst	Lic. Biología Marina Biólogo Marino M. Sc. Oceanografía Ph.D. Pesquerías	Co-investigador. • Revisión de actuales objetivos de manejo y su comparación del Pacífico Norte. • Proyecciones poblacionales. • Modelo Operativo. • Resultados de estrategias de captura y logro de los objetivos de manejo.
Sergio Neira	Biólogo Marino M.Sc. Pesquerías Ph.D. Ecología Marina	Co-investigador. • Responsable simulaciones ecotróficas anillo abierto y anillo cerrado • Revisión y aplicación modelos multi-específicos modelo EwE. • Confección informes.
Mónica Barros	Ingeniero Pesquero, M.Sc. Pesquerías	Co-investigador. • Asistente Técnica del jefe de proyecto • Coordinación actividades proyecto. • Organización Talleres. Mantención bases de datos. Responsable informes.

8.1. Plan detallado de asignación de personal

Asignación mensual de horas/hombre comprometidas por persona y por objetivo específico

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
Hugo Arancibia													
Obj. Específico 1	10	10	10	10	10	10	10	10	10			10	100
Obj. Específico 2	10	10	10	10	10	10	10	10	10			10	100
Obj. Específico 3	10	10	10	10	10	10	10	10	10			10	100
Obj. Específico 4	12	12	12	12	12	12	12	12	12			12	120
TOTAL	**42**	**42**	**42**	**42**	**42**	**42**	**42**	**42**	**42**	**0**	**0**	**42**	**420**

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
Rubén Roa													
Obj. Específico 1	10	10	10	10	10	10	10	10	10			10	100
Obj. Específico 2	10	10	10	10	10	10	10	10	10			10	100
Obj. Específico 3	10	10	10	10	10	10	10	10	10			10	100
Obj. Específico 4	12	12	12	12	12	12	12	12	12			12	120
TOTAL	**42**	**42**	**42**	**42**	**42**	**42**	**42**	**42**	**42**	**0**	**0**	**42**	**420**

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
Billy Ernst													
Obj. Específico 1	5	5	5	5	10	10	5	5	5			5	60
Obj. Específico 2	10	10	10	10	10	10	10	10	10			10	100
Obj. Específico 3	10	10	10	10	10	10	10	10	10			10	100
Obj. Específico 4	5	5	5	5	10	10	5	5	5			5	60
TOTAL	**30**	**30**	**30**	**30**	**40**	**40**	**30**	**30**	**30**	**0**	**0**	**30**	**320**

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
Edwin Niklitschek													
Obj. Específico 1	10	10	10	10	10	10	10	10	10			10	100
Obj. Específico 2	10	10	10	10	10	20	10	10	10			10	110
Obj. Específico 3	10	10	10	10	10	20	10	10	10			10	110
TOTAL	**30**	**30**	**30**	**30**	**30**	**50**	**30**	**30**	**30**	**0**	**0**	**30**	**320**

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
Sergio Neira													
Obj. Específico 1	10	10	10	10	10	10	10	10	10			10	100
Obj. Específico 2	10	10	10	10	10	20	10	10	10			10	110
Obj. Específico 3	10	10	10	10	10	20	10	10	10			10	110
TOTAL	**30**	**30**	**30**	**30**	**30**	**50**	**30**	**30**	**30**	**0**	**0**	**30**	**320**

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
Mónica Barros													
Obj. Específico 1	5	5	5	5	10	10	5	5	5			5	60
Obj. Específico 2	10	10	10	10	10	10	10	10	10			10	100
Obj. Específico 3	10	10	10	10	10	10	10	10	10			10	100
Obj. Específico 4	5	5	5	5	10	10	5	5	5			5	60
TOTAL	**30**	**30**	**30**	**30**	**40**	**40**	**30**	**30**	**30**	**0**	**0**	**30**	**260**

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
Jesus Jurado													
TOTAL	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**60**	**0**	**0**	**60**	**0**	**0**	**0**	**120**

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
N.N. Economista													
Obj. Específico 1	10	10	10	10	10	10	10	10	10			10	100
TOTAL	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**0**	**0**	**10**	**100**

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
Secretaria													
Obj. Específico 1	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8			80
Obj. Específico 2	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8			80
Obj. Específico 3	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8			80
Obj. Específico 4	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8			80
TOTAL	**32**	**32**	**32**	**32**	**32**	**32**	**32**	**32**	**32**	**32**			**320**

Anexos

ANEXO 1

Análisis e integración de las bases de datos de las evaluaciones hidroacústicas de merluza común financiadas por el Fondo de Investigación Pesquera (1993-2008)

Edwin Niklitschek & Luis Gómez

1. Antecedentes Generales

Como parte de las actividades del proyecto FIP 2009-22, se contempló la integración de las bases de datos generadas por los proyectos de evaluación hidroacústica de merluza común, realizados durante el periodo 1993-2008 y financiados por el Fondo de Investigación Pesquera (Tabla 1). lamentablemente, la falta de consistencia interanual en el formato y contenido de las bases y la detección de aparentes errores en los datos disponibles en la Secretaría Ejecutiva del Consejo de Investigación Pesquera impidieron su utilización directa e inmediata. Fue necesario, por tanto, conducir una revisión detallada y, finalmente, la substitución de parte importante de los datos. Esto último sólo fue posible gracias a la colaboración del Instituto de Fomento Pesquero, ejecutor de la totalidad de dichos proyectos. El presente anexo describe el proceso de integración de los datos, describe la estructura y los campos de la base integrada y resume los principales problemas encontrados en la construcción de la misma.

2. Estructura de los datos disponibles en el CIP

Las bases de datos proporcionadas por la secretaría ejecutiva del CIP se encontraban organizadas en carpetas correspondientes a cada uno de los proyectos ejecutados (Tabla 1). La estructura interna de cada carpeta (proyecto) presentaba una gran inconsistencia interanual respecto del contenido, número, nombre y formato de sub-carpetas y archivos. En ninguno de los años se encontró una base de datos relacional, la cual no es exigida por el CIP, sino que un conjunto de archivos (tablas) individuales conformados por matrices. Las columnas de estas matrices representaban,

en general, las variables observadas o calculadas, mientras que sus filas correspondían a las múltiples observaciones de dichas variables por evento o unidad de tiempo o espacio. El número y agrupación de estas variables entre las distintas tablas, como ya se ha indicado, presentó variaciones importantes entre años.

Los formatos de las tablas ya señaladas fueron igualmente variables e incluyeron los siguientes: DBASE (.dbf), QuatroPro (.wq1), Excel (.xls) y texto tabulado (.dat). Los informes, descriptores y observaciones que permitían complementar e interpretar la información entregada por las tablas correspondieron también a una diversidad de formatos, que incluyeron: WordPerfect (.wp), texto (.txt), MS-Word (.doc), PDF (.pdf) y MS-Excel (.xls).

Tabla 1. Listado de proyectos a los que pertenecen las bases de datos analizadas.

NOMBRE DEL PROYECTO	CODIGO
Evaluación directa del stock de merluza común en la zona centro-sur	FIP 93-03
Evaluación hidroacústica del stock de merluza común en la zona centro-sur	FIP 95-14
Evaluación hidroacústica del stock de merluza común explotado en la zona centro-sur	FIP 97-12
Evaluación acústica del recurso merluza común en la zona centro-sur, 1999	FIP 99-04
Evaluación acústica de merluza común en la zona centro-sur, año 2000	FIP 2000-04
Evaluación hidroacústica de merluza común, 2001	FIP 2001-18
Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2002	FIP 2002-03
Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2004	FIP 2004-09
Evaluaciones hidroacústicas de merluza común, año 2005 (2 cruceros)	FIP 2005-05
Evaluaciones hidroacústicas de merluza común, año 2006 (2 cruceros)	FIP 2006-03
Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2007	FIP 2007-16
Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2008	FIP 2008-14

3. Estructura de la base de datos integrada

A partir de la información disponible se construyó una base de datos de tipo relacional en formato ACCESS que figura en la documentación del presente proyecto

como "FIP 2009-22 R7.mdb"3. Esta base está estructurada en tablas relacionadas y cuya integridad referencial ha sido validada: CRUCERO, POSICION, BIOMASA, BITACORA, CAPTURA, BIOLOGICO, TALLA y TALLA_EDAD (Figura 1).

La tabla raíz que integra la información de los distintos años es la tabla CRUCERO, y se relaciona directamente con las tablas BITACORA, POSICION y EDAD-TALLA mediante un identificador único de cruceros (ID_CRUCERO). La tabla BITACORA contiene la información de los lances de identificación y se relaciona con las tablas BIOLOGICO, TALLA y CAPTURA mediante un identificador único de lances (ID_LANCE). Finalmente, la tabla POSICION indica la posición geográfica de las observaciones hidroacústicas y se relaciona con las mismas, contenidas en la tabla BIOMASA a través de un identificador único de las unidades básicas de muestreo (ID_UBM). Cabe destacar que las observaciones hidroacústicas de la tabla biomasa corresponden a observaciones secundarias, es decir, al resultado corregido de la eco-integración de las eco-agregaciones identificadas y seleccionadas durante la etapa de post-proceso.

Como resultado de los problemas antes señalados (Tablas 11 a 22) se sustituyó la información de las tablas POSICION, BIOLOGICO, TALLA y BIOMASA disponible en el CIP por aquella obtenida directamente desde IFOP.

3 en donde RX.mdb, corresponde a la revisión de la base de datos

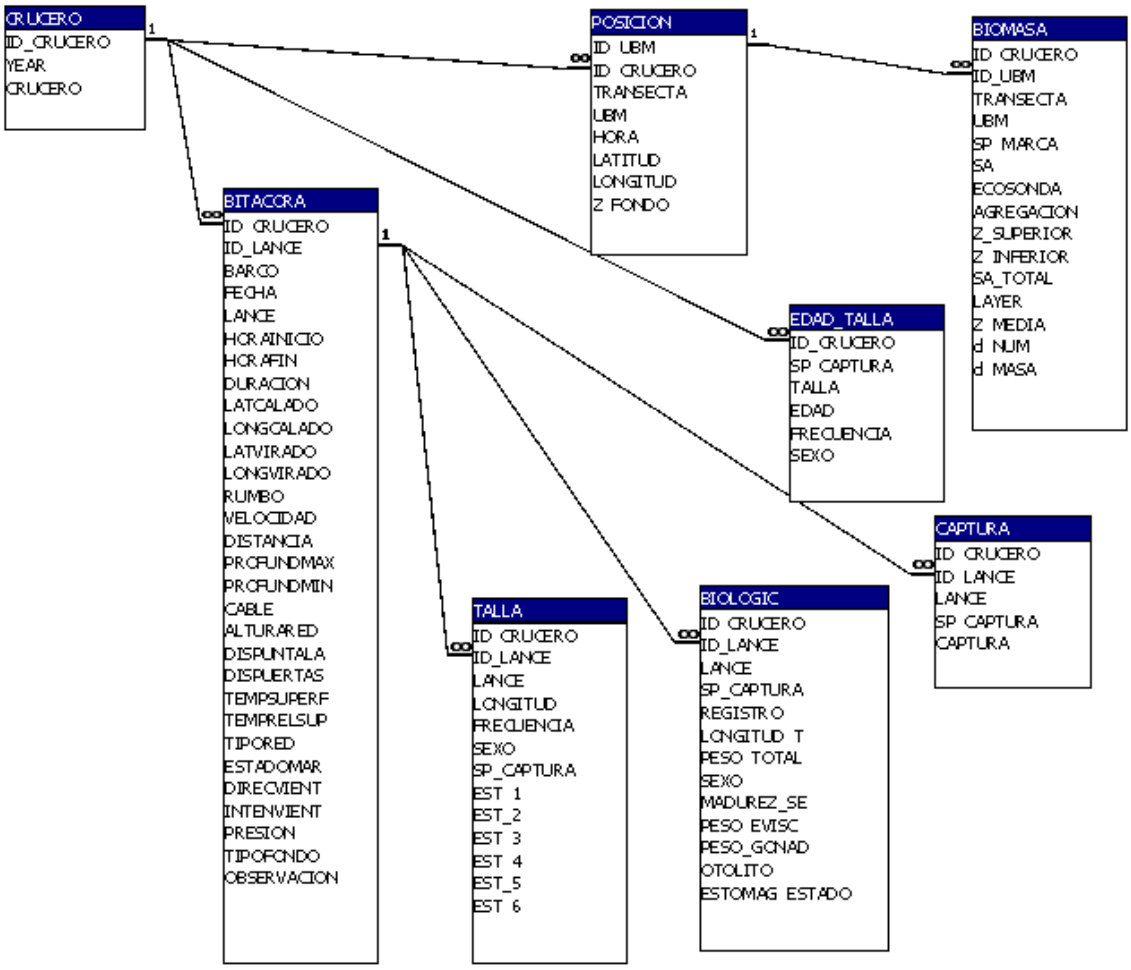

Figura 1: Esquema general de la base de datos, se observan las tablas y sus relaciones.

3.1 Tabla CRUCERO

El identificador único ID_CRUCERO fue construido asociando los valores del año y número del crucero (Tabla 2). Contiene los siguientes cuatro campos:

ID_CRUCERO: Identificador único de crucero

YEAR: Año en que fue realizado el crucero

ESTACION: Estación del año en que fue ejecutado el crucero

CRUCERO: Número de crucero asignado por el ejecutor

Tabla 2. Columnas de la tabla CRUCERO con los códigos asociados a cada crucero y año.

	ID_CRUCERO	AÑO	ESTACION	CRUCERO
1	199301	1993	INV	1
2	199501	1995	INV	1
3	199701	1997	INV	1
4	199901	1999	INV	1
5	200001	2000	INV	1
6	200201	2002	INV	1
7	200401	2004	INV	1
8	200501	2005	OTO	1
9	200502	2005	INV	2
10	200601	2006	OTO	1
11	200602	2006	INV	2
12	200701	2007	INV	1
13	200802	2008	INV[4]	2

3.2. Tabla POSICION

La tabla POSICION contiene la hora y posición media de las unidades básicas de muestreo (UBM), expresada en grados decimales de latitud y longitud. El identificador único ID_UBM fue construido a partir del identificador del crucero, el número de transecta y el número de UBM contenidos en la tabla original. Esta tabla contiene ocho campos (Tabla 3).

[4] Nótese que el crucero de otoño de 2008 fue codificado como crucero 2 por el ejecutor

Tabla 3. Descripción general de los campos de la tabla POSICION.

Campo	Descripción	Unidad	Valor asignado a datos nulos
ID_UBM	Identificador único del intervalo de muestreo		-999
ID_CRUCERO	Identificador único del crucero		-999
TRANSECTA	Número de la transecta		-999
UBM	Número de la unidad básica de muestreo		-999
HORA	Hora en formato HHMM	HHMM	-999
LATITUD	Latitud	Grados	999
LONGITUD	Longitud	Grados	999
Z_FONDO	Profundidad del fondo	M	-999

3.3. Tabla BIOMASA

La tabla BIOMASA contiene los resultados del post-proceso y eco-integración de las observaciones hidroacústicas atribuidas a merluza común, en términos del promedio del coeficiente dispersión acústica por unidad de área, dentro de cada UBM. En algunos años se proporciona además información sobre la densidad numérica y/o másica estimada para cada UBM. Esta tabla contiene los campos ID_CRUCERO, ID_UBM, TRANSECTA, UBM, SP_MARCA, SA, ECOSONDA, AGREGACION, Z_SUPERIOR, Z_INFERIOR, LAYER, Z_MEDIA, d_NUM, d_MASA, descritos en Tabla 4. La tabla BIOMASA se vincula a a la tabla POSICION mediante el campo ID_UBM.

Tabla 3. Descripción general de los campos de la tabla BIOMASA

Campo	Descripción	Unidad	Valor asignado a datos nulos
ECOSONDA	Código de la frecuencia del ecosonda		-999
AGREGACION	código del tipo de agregación. 1: cardumen; 2: estrato; 3:individual; 4:disperso		-999
Z_SUPERIOR	profundidad superior del recurso	m	-999
Z_INFERIOR	profundidad inferior del recurso	m	-999
Z_MEDIA	profundidad media del recurso	m	-999
SA	Coeficiente de dispersión acústica por milla náutica cuadrada (post-procesado) asignado a merluza común.	m^2/mn^2	-999
TRANSECTA	número de transecta		-999
LAYER	Número del estrato eco-integrado		-999
d_NUM	Densidad en número de individuos por milla náutica cuadrada	ind/mn^2	-999
d_MASA	Densidad en tons por por milla náutica cuadrada	t/mn^2	-999

4.4. Tabla BITACORA

La tabla bitácora alberga los datos de posición y característica ambientales y descriptores operacionales de los lances de identificación ejecutados dentro de cada crucero. Se relaciona con el muestreo de capturas y tallas a través del campo ID_LANCE, construido a partir del ID_CRUCERO y del número correlativo de cada lance. Esta tabla contiene los campos: ID_CRUCERO, ID_LANCE,BARCO, FECHA, LANCE, HORAINICIO, HORAFIN, DURACION, LATCALADO, LONGCALADO, LATVIRADO, LONGVIRADO, RUMBO, VELOCIDAD, DISTANCIA, PROFUNDMAX, PROFUNDMIN, CABLE, ALTURARED, DISPUNTALA, DISPUERTAS, TEMPSUPERF, TEMPRELSUP, TIPORED, ESTADOMAR, DIRECVIENT, INTENVIENT, PRESION, OBSERVACIONES, descritos en Tabla 5.

Tabla 4. Descripción general de los campos de la tabla BITACORA

Campo	Descripción	Unidad o formato	Valor asignado a datos nulos
ID_CRUCERO	ID_CRUCERO		-999
ID_LANCE	ID_LANCE		-999
BARCO	Código asignado por IFOP al barco utilizado en el crucero		
FECHA	Fecha del lance		-999
LANCE	Número correlativo del lance		-999
HORAINICIO	Hora de inicio del lance	HHMM	-999
HORAFIN	Hora de finalización del lance	HHMM	-999
DURACION	Tiempo de arrastre en horas	HHMM	-999
LATCALADO	Latitud inicial del lance	-GG.GG	999
LONGCALADO	Longitud inicial del lance	-GG.GG	999
LATVIRADO	Latitud final del lance	-GG.GG	999
LONGVIRADO	Longitud final del lance	-GG.GG	999
RUMBO	Rumbo de la embarcación durante el lance	grados	-999
VELOCIDAD	Velocidad de la embarcación durante el lance	nudos	-999
DISTANCIA	Distancia recorrida durante el lance	m	-999
PROFUNDMAX	Profundidad del fondo	m	-999
PROFUNDMIN	Profundidad relinga superior	m	-999
CABLE	Longitud del cable arriado	m	-999
ALTURARED	Altura de la red	m	-999
DISPUNTALA	Distancia entre las puntas de ala de la red	m	-999
DISPUERTAS	Distancia entre portalones	m	-999
TEMPSUPERF	Temperatura superficial del mar	°C	-999
TEMPRELSUP	Temperatura del mar en la relinga superior	°C	-999
TIPORED	Tipo de Red		-999
ESTADOMAR	Estado del mar durante la operación		-999
DIRECVIENT	Dirección del viento durante la operación	grados	-999
INTENVIENT	Fuerza del viento durante la operación	nudos	-999
PRESION	Presión atmosférica durante la operación	Pa	-999
TIPOFONDO	Tipo de Fondo		-999
OBSERVACIONES			

3.5. Tabla CAPTURA

Esta tabla contiene las capturas en peso de las diferentes especies registradas durante los lances de identificación de cada crucero. Se vincula a la tabla BITACORA a través del identificador único ID_LANCE. Contiene los siguientes campos ID_CRUCERO, ID_LANCE,LANCE, SP_CAPTURA, CAPTURA (Tabla 6).

Tabla 5. Descripción general de los campos de la tabla CAPTURA

Campo	Descripción	Unidad o formato	Valor asignado a datos nulos
ID_CRUCERO	ID_CRUCERO		-999
ID_LANCE	ID_LANCE		-999
LANCE	Número correlativo del lance		-999
SP_CAPTURA	código de especies (ver Tabla ...)		-999
CAPTURA	Captura por especie	kg	-999

3.6. Tabla TALLA

Esta tabla contiene los resultados del muestreo aleatorio de tallas (longitud total) de las principales especies capturadas durante los lances de identificación. Se vincula a la tabla BITACORA a través de la clave ID_LANCE y contiene los siguientes campos: ID_CRUCERO, ID_LANCE, LANCE, LONGITUD, FRECUENCIA, SEXO, SP_CAPTURA (Tabla 7).

Tabla 6. Descripción general de los campos de la tabla TALLA

Campo	Descripción	Unidad o formato	Valor asignado a datos nulos
ID_CRUCERO	ID_CRUCERO		-999
ID_LANCE	ID_LANCE		-999
LANCE	Número correlativo del lance		-999
LT	Longitud total	cm	-999
FRECUENCIA	Frecuencia observada		-999
SEXO	Código de sexo. 0: no observado; 1: macho; 2: hembra; 3:inmaduro.		-999
SP_CAPTURA	Código de la especie muestreada (ver Tabla ...)		-999

3.7. Tabla BIOLOGICO

La tabla BIOLOGICO incluye los datos del muestreo dirigido de pesos, tallas y otras variables biológico-reproductivas. Se vincula a la tabla BITACORA mediante la clave ID_LANCE y contiene los campos: ID_CRUCERO, ID_LANCE, LANCE, SP_CAPTURA, REGISTRO, LONGITUD_T, PESO_TOTAL, SEXO, MADUREZ_SE, PESO_EVISC, PESO_GONAD, OTOLITO, ESTOMAG_ESTADO (Tabla 8).

Existen dos consideraciones importantes respecto de esta tabla. En primer lugar, no pudo ser completada para el año 1993, cuyos datos biológicos se encuentran en revisión por parte de IFOP. En segundo lugar, los datos correspondientes al año 1995 proceden de un muestreo aleatorio, donde se registró el peso a los primeros 30 individuos de cada lance. En consecuencia, la tabla BIOLOGICO incluye los datos de estos primeros 30 individuos, cuyas medidas de longitud total también aparecen en la Tabla TALLAS.

Tabla 7. Descripción general de los campos de la tabla BIOLOGICO

Campo	Descripción	Unidad o formato	Valor asignado a datos nulos
ID_CRUCERO	ID_CRUCERO		-999
ID_LANCE	ID_LANCE		-999
LANCE	Número correlativo del lance		-999
SP_CAPTURA	Código de la especie muestreada (ver Tabla)		-999
REGISTRO	Correlativo del espécimen muestreado		-999
LT	Longitud total	cm	-999
PESO_TOTAL	Peso total	g	-999
SEXO	Código de sexo. 0: no observado; 1: macho; 2: hembra; 3: inmaduro.		-999
MADUREZ_SE	Estado macroscópico de madurez gonadal (ver Lillo *et al* 2009).		-999
PESO_EVISC	Masa del espécimen eviscerado	g	-999
PESO_GONAD	Masa de las gónadas	g	-999
OTOLITO	Indica muestreo de otolitos (0/1)		-999
ESTOMAG_ESTADO	Estado de repleción estomacal (ver Lillo *et al*. 2009).		-999

3.8. Tabla EDAD_TALLA

La tabla EDAD_TALLA contiene las edades asignadas mediante la lectura de otolitos a peces de longitud total conocida. Esta tabla está vinculada a la tabla CRUCEROS a través de la clave ID_CRUCERO y contiene los campos: ID_CRUCERO, ID_LANCE, LANCE, SP_CAPTURA, REGISTRO, LONGITUD_T, PESO_TOTAL, SEXO, MADUREZ_SE, PESO_EVISC, PESO_GONAD, OTOLITO, ESTOMAG_ESTADO (Tabla 9).

Existen dos consideraciones importantes respecto de esta tabla. En primer lugar, no pudo ser completada para el año 1993, cuyos datos biológicos se encuentran en

revisión por parte de IFOP. En segundo lugar, los datos correspondientes al año 1995 proceden de un muestreo aleatorio, donde se registró el peso a los primeros 30 individuos de cada lance. En consecuencia, la tabla BIOLOGICO incluye los datos de estos primeros 30 individuos, cuyas medidas de longitud total también aparecen en la Tabla TALLAS.

Tabla 8. Descripción general de los campos de la tabla EDAD_TALLA

Campo	Descripción	Unidad o formato	Valor asignado a datos nulos
ID_CRUCERO	ID_CRUCERO		-999
TALLA	Longitud total	cm	-999
EDAD	Edad asignada	años	-999
FRECUENCIA	Frecuencia observada		
SEXO	Código de sexo. 0: no observado; 1: macho; 2: hembra; 3:inmaduro.		-999

3.9. Tabla ESPECIES

La tabla ESPECIES es la única tabla no vinculada a de la base de datos y resume los códigos empleados en los campos SP_CAPTURA de las tablas CAPTURA, TALLA y BIOLOGICO y SP_MARCA de la tabla BIOMASA. Los códigos de especies han sido estandarizados a los empleados en el crucero del proyecto 2008-14. Posee los campos NOMBRE_COMUN, CODIGO_SP y OBSERVACIONES (Tabla 10).

Tabla 9. Descripción general de los campos de la tabla EDAD_TALLA

Campo	Descripción	Unidad o formato	Valor asignado a datos nulos
NOMBRE_COMUN	Nombre(s) común(es) de las especies capturadas o muestreadas.		-999
CODIGO_SP	Código asignado.		-999
OBSERVACIONES	Edad asignada		

4. Principales problemas y supuestos empleados en la construcción de la base de datos

4.1. Posiciones geográficas ausentes

La base de datos disponible en el CIP contiene un número importante de observaciones hidroacústicas cuyas posiciones geográficas se encuentran ausentes o evidentemente erróneas. Esta situación haría imposible un análisis geoestadístico o estratificado de los datos. Para resolver este problema, durante el informe de avance, se procedió a interpolar las posiciones de las UBM, asumiendo una disposición lineal de las mismas dentro de cada transecta. Para los fines del pre-informe final se procedió a reemplazar las posiciones de los datos de la base CIP por aquellos proporcionados directamente por IFOP.

4.2. Valores del correlativo de transectas y/o UBM ausentes.

En estos casos, se utilizó la información disponible de latitud y longitud para agrupar las observaciones hidroacústicas de acuerdo a su proximidad espacial (eje latitudinal) lo que permitió agruparlas en transectas identificadas correlativamente en sentido norte-sur. Dentro de cada transecta, las UBM fueron enumeradas, también correlativamente, en sentido este-oeste. Para los fines del pre-informe final se procedió a reemplazar las posiciones de los datos de la base CIP por aquellos proporcionados directamente por IFOP.

4.3. Otros problemas asociados a las bases de datos del CIP.

Los principales problemas. Las Tablas 11-22 resumen el conjunto de problemas encontrados en las tablas disponibles en el CIP y la manera en que estos fueron abordados mediante supuestos y correcciones, destinados a hacer posible el logro de los objetivos del proyecto durante la primera fase del mismo (Informe de Avance).

Durante la segunda etapa del proyecto se reemplazó los datos contenidos en las tablas BITACORA, POSICION, BIOMASA, CAPTURA, TALLAS y BIOLOGICO por aquellos proporcionados por IFOP.

Tabla 10: Problemas encontrados y soluciones generadas para Tabla POSICION

Año	Archivo	Problema	Solución Informe de Avance	Solución Informe Final
1993	bioma_ac.wq1	No se puede leer, aun después de convertir el formato.	Sin solución	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
1995	ACUSTICA.DBF	No se encuentra información correspondiente a campos UBM ni TRANSECTA	Se estima valores de UBM y TRANSECTA de acuerdo a distancia entre puntos.	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		No se encuentra información correspondiente a campos HORA y Z_FONDO	se asigna valor nulo (-999)	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
1997	ACUSTICA.DBF	No se encuentra información correspondiente a campos Z_FONDO	se asigna valor nulo (-999)	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Hora en formato HH.HH	se transforma a formato HHMM	Se transforma a formato HHMM
1999	POSICION.DBF	Coordenadas en formato GGMM	se transforma a formato -GGGG	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
2000	posicion.dbf	Hora en formato HH.HH	se transforma a formato HHMM	se transforma a formato HHMM
		No se encuentra información correspondiente a campos Z_FONDO	se asigna valor nulo (-999)	se asigna valor nulo (-999)
2001	POSICION.dbf	Hora en formato HH.HH	se transforma a formato HHMM	se transforma a formato HHMM
		No se encuentra información correspondiente a campos Z_FONDO	se asigna valor nulo (-999)	se asigna valor nulo (-999)
		Idéntica posición geográfica para distintas UBMs dentro de	Se interpola linealmente la posición geográfica de UBMs dentro de	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP

Año	Archivo	Problema	Solución Informe de Avance	Solución Informe Final
		transectas.	transectas.	
2002	POSICION.dbf	Hora en formato HH:MM:SS	se transforma a formato HHMM	se transforma a formato HHMM
		No se encuentra información correspondiente a campo Z_FONDO	se asigna valor nulo (-999)	se asigna valor nulo (-999)
		314 datos de BIOMASA no tienen posición. De TRANSECTA 75 UBM 2 hasta TRANSECTA 78 UBM 70	Para analizar la información se agregan los datos con posición nula y se les crea un código ID_UBM	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
2004	Acustica.dbf	hora en formato HH.HH	se transforma a formato HHMM	se transforma a formato HHMM
		No se encuentra información correspondiente a campo Z_FONDO	se asigna valor nulo (-999)	se asigna valor nulo (-999)
2005	acustica.dbf	116 datos de SA no tienen valores ni de UBM ni de TRANSECTA	se asigna un valor nulo a estos campos y los ID_UBM son negativos	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		No se encuentra información correspondiente a campos HORA y Z_FONDO	se asigna valor nulo (-999)	Se reemplaza campo HORA por nuevos datos proporcionados por IFOP
2006	ACUSTICA2.dbf	No se encuentra información correspondiente a campos HORA y Z_FONDO	se asigna valor nulo (-999)	se asigna valor nulo (-999)
2007	ACUSTICA.dbf	No se encuentra información correspondiente a campo HORA	se asigna valor nulo (-999)	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Datos Z_FONDO con valor -9999	se asigna valor nulo (-999)	se asigna valor nulo (-999)
		3 puntos con LATITUD igual a 0	se asigna valor nulo (-999)	Se reemplaza por nuevos datos

Año	Archivo	Problema	Solución Informe de Avance	Solución Informe Final
				proporcionados por IFOP
		11 puntos con LONGITUD igual a 0	se asigna valor nulo (-999)	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
2008	ACUSTICA.dbf	No se encuentra información correspondiente a campo HORA	se asigna valor nulo (-999)	se asigna valor nulo (-999)
		datos Z_FONDO con valor -9999	se asigna valor nulo (-999)	se asigna valor nulo (-999)

Tabla 11: Problemas encontrados y soluciones generadas para la Tabla BIOMASA

Año	Archivo	Problema	Solución Informe de Avance	Solución Informe Final
1993	bioma_ac.wq1	No se puede leer archivo, aun después de convertir el formato.	Sin solución	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
1995	ACUSTICA.DBF	Ausencia de información de los campos (ver descripción): TRANSECTA, UBM, ESPECIE, HORA, Z_SUPERIOR, Z_INFERIOR, Z_MEDIA, Z_FONDO,	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		En la tercera columna se indica unidades en t*mn^2 y luego se indica "SA(densidad acústica)" lo cual es inconsistente.	Se asigna valor nulo a campos indicados	
		Ausencia de registros de s_A para especies distintas de merluza común.		
1997	ACUSTICA.DBF	ausencia de campos LAYER, Z_MEDIA, d_NUM, d_MASA	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP

Año	Archivo	Problema	Solución Informe de Avance	Solución Informe Final
1999	BIOMASA.DBF	Datos del campo "ECOSONDA" con valor 0, no codificado en descripción de campos. Se asume error, pero necesita verificación.	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Ausencia de datos de profundidad del fondo (Z_FONDO)	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Campo "LECTURA" es descrito (archivo "DESCRIPT_XLS" como "lectura acústica leída" sin proporcionar mayor información ni unidades, lo que hace imposible interpretar este campo.	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
2000	BIOMASA.DBF	Campo "DENSIDAD" no se encuentra descrito en archivo "DESCRIPTOR.dbf". Se describe, en cambio, campo "LECTURA" que no aparece en archivo BIOMASA.DBF. La descripción del campo "LECTURA" carece de unidades.	Se asume que valores de densidad corresponden al coeficiente de dispersión por unidad de área náutica (s_A)	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Ausencia de datos de "DENSIDAD" asignados a merluza común (código=1), lo que es inconsistente con la biomasa reportada para este recurso y año.	Se asume que todos los valores corresponden a merluza común.	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Ausencia de datos correspondientes a profundidad del fondo (Z_FONDO)	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP

Año	Archivo	Problema	Solución Informe de Avance	Solución Informe Final
2001	BIOMASA.dbf	Campo "DENSIDAD" no se encuentra descrito en archivo "DESCRIPTOR.dbf". Se describe, en cambio, campo "LECTURA" que no aparece en archivo BIOMASA.DBF. La descripción del campo "LECTURA" carece de unidades.	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Ausencia de datos de profundidad del fondo (Z_FONDO)	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
2002	BIOMASA.DBF	No se describe campo "DENSIDAD". En archivo "descriptor.dbf" se describe campo "LECTURA" que no aparece en la tabla. Para el campo "LECTURA" se indica unidades en T*MN^2 y luego se indica "SA" lo cual es inconsistente.	Se asume que valores de densidad corresponden al coeficiente de dispersión por unidad de área náutica (s_A)	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Ausencia de datos asociados a profundidad del fondo (campo Z_FONDO)	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Ausencia de registros de s_A para especies distintas de merluza común.	Se omite el uso de esta información.	Se omite el uso de esta información.
2004	Acustica.dbf	Ausencia de datos correspondientes a los siguientes campos: AGREGACION, Z_SUPERIOR, Z_INFERIOR, Z_MEDIA.	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP

Año	Archivo	Problema	Solución Informe de Avance	Solución Informe Final
		No se indica unidades correspondientes a la variable ___SA____	Se asume que valores de densidad corresponden al coeficiente de dispersión por unidad de área náutica (s_A)	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Ausencia de registros de s_A para especies distintas de merluza común.	Se omite el uso de esta información.	Se omite el uso de esta información.
2005	acustica.dbf	Existen 116 datos de s_A que no tienen valores asociados de UBM y TRANSECTA	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Ausencia de datos correspondientes a los campos HORA y Z_FONDO.	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		No es posible identificar a cual de los dos cruceros efectuados ese año corresponden los datos. Aparentemente faltarían los datos de uno de estos cruceros.	Se asigna información a crucero de otoño	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Ausencia de registros de s_A para especies distintas de merluza común y jibia.	Se omite el uso de esta información.	Se omite el uso de esta información.
2006	ACUSTICA2.dbf	ausencia de campo relacionado con SP_MARCA	se asume valor=1 (merluza común para todas las observaciones).	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
2006	ACUSTICA.dbf	ausencia de campos ECOSONDA, AGREGACION, Z_SUPERIOR, Z_INFERIOR, LAYER, d_NUM, d_MASA	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP

Año	Archivo	Problema	Solución Informe de Avance	Solución Informe Final
2007	ACUSTICA.dbf	Ausencia de datos correspondientes a campos: AGREGACION, Z_SUPERIOR, Z_INFERIOR.	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Se observa 3 puntos con LATITUD igual a 0 y 11 puntos con LONGITUD igual a 0.	Se asigna valor nulo a los datos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Ausencia de registros de s_A para especies distintas de merluza común.	Se omite el uso de esta información.	Se omite el uso de esta información.
2008	ACUSTICA.dbf	No se reporta valor de s_A por intervalo de muestreo. Ni para la especie objetivo ni para otras especies identificadas en el área de estudio. Se reporta, en cambio, densidad en peso, variable que no es consistente con años anteriores y se entrega sólo para merluza común.	Se asigna valor nulo a campos indicados	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		Ausencia de datos correspondientes a campos: AGREGACION, Z_SUPERIOR, Z_INFERIOR, HORA	Se omite usar esta información	Se omite usar esta información
		No se incluye datos correspondientes a primer crucero de este año.	Crucero no realizado.	Crucero no realizado

Tabla 12: Problemas encontrados y soluciones generadas para la Tabla BITACORA

Año	Archivo	Problema	Solución Informe de Avance	Solución Informe Final
1993	BITACORA.dbf	Coordenadas en GGMM	Coordenadas en -GG.GG	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		ausencia de columnas 13 a 15 y 18 a 29	Columnas completadas con valor nulo	
		fecha en formato DD-MM-AA	se cambia a AAMMDD	
		datos con fecha 19330824	se cambia a fecha 19930824	
1995	BITACORA2.dbf	ubicación en GGMM	ubicación en -GG.GG	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		parece solo dia en fecha	se completa a AAMMDD	
		ausencia de campos 18, 20 a 22 y 24	son completados con valor nulo	
1997	LANCES3.CSV	fecha en formato DD.MM.AA	se cambia a AAMMDD	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		ausencia de campos 20 a 24 y 30	son completados con valor nulo	
1999	BITACORA.DBF	ubicación en GGMM	ubicación en -GG.GG	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		fecha en formato DD-MM-AA	se cambia a AAMMDD	
2000	BITACORA.dbf	ubicación en GGMM	ubicación en -GG.GG	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		ausencia de campos 24 y 29	son completados con valor nulo	
2001	BITACORA.dbf	fecha en formato AA-MM-DD	se cambia a AAMMDD	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		ausencia de campos 20, 21,24 y 29	son completados con valor nulo	
2002	BITACORA.dbf	ubicación en GGMM	ubicación en -GG.GG	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		fecha en formato AA-MM-DD	se cambia a AAMMDD	
		ausencia de campos 20, 21,24 y 29	son completados con valor nulo	

Año	Archivo	Problema	Solución Informe de Avance	Solución Informe Final
		ausencia desde el lance 127 al 153 es decir 17 registros	campos fueron rellenados en la tabla con su código respectivo pero con campos con valor nulos o -999	
2004	BITACORA.csv	ubicación en GGMM	ubicación en -GG.GG	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		ausencia de campos 8, 15, 21, 24, 27, 29 y 30	son completados con valor nulo	
2005	BITACORA.dbf	fecha en formato AA-MM-DD con origen en 1899-12-30	se cambia a AAMMDD con fecha actual	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		posición con valores positivos	se transforman a negativos	
		ausencia de campos 17, 29 y 30	son completados con valor nulo	
2006	BITACORA.dbf	fecha en formato AA-MM-DD	se cambia a AAMMDD	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		posición con valores positivos	se transforman a negativos	
		ausencia de campos 19, 20, 29 y 30	son completados con valor nulo	
2007	BITACORA.dbf	fecha en formato AA-MM-DD	se cambia a AAMMDD	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		posición con valores positivos	se transforman a negativos	
		ausencia de campos 19, 20, 29 y 30	son completados con valor nulo	
2008	BITACORA.dbf	fecha en formato AA-MM-DD	se cambia a AAMMDD	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		posición con valores positivos	se transforman a negativos	
		ausencia de campos 19, 20, 29 y 30	son completados con valor nulo	
		filas con ID_LANCE ausente	fueron removidas las filas	
		ID_LANCE duplicado	fueron removidas las filas	

Tabla 13: Problemas encontrados y soluciones generadas para la Tabla CAPTURA

Año	Archivo	Problema	Solución Informe de Avance	Solución Informe Final
1995	BITACORA.DBF	Las primeras 14 y la última línea corresponden a texto descriptivo y no a datos	Se elimina líneas indicadas	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		no se define campo con especie merluza	se asigna valor 1 (merluza común) al campo SP_CAPTURA para todos los datos del campo original "CAPTURA".	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		no se especifica especies en fauna acompañante	se asigna valor nulo al campo SP_CAPTURA para todos los datos correspondientes a la captura de otras especies (obtenido por fiferencia)	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
1996	-	no se encuentran datos que puedan asociarse a las variables de la tabla CAPTURA	Sin solución	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
1997	LANCES3.CSV	Problema de formato. Extensión CSV para tabla con formato DBF.	se cambia a CSV	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP

Tabla 14: Problemas encontrados y soluciones generadas para la Tabla BIOLOGICO

Año	Archivo	Problema	Solución Informe de Avance	Solución Informe Final
1993	no existe	no se encuentran datos que puedan asociarse a esta tabla	Sin solución.	Sin solución. A la espera de datos de IFOP.
1995	BIODATAxx.DBF	Las 10 primeras filas de los archivos importados corresponden a texto descriptivo	Se elimina filas indicadas	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		No se encuentra campo que identifique especie muestreada.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles
		Ausencia de datos correspondientes a los campos MADUREZ_SE, PESO_EVISC, PESO_GONAD, OTOLITO, ESTOMAG_ESTADO	Se asigna valor nulo a campos ausentes.	Se asigna valor nulo a campos ausentes.
1996	MBM-97xx.DBF	Ausencia de datos que se puedan asociar a tabla BIOLOGICO.	Sin solución	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
1997	BIOLOGICO .DBF	No se encuentra campo que identifique especie muestreada.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles
1999	no existe	no se encuentran datos que puedan asociarse a esta tabla	Sin solución	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles.
2000	BIOLOGICO2.csv	No se encuentra campo que identifique especie muestreada.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles
2001	BIOLOGICO.csv	No se encuentra campo que identifique especie muestreada.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles
		ausencia de campo ESTOMAG_ESTADO	se asigna valor nulo	se asigna valor nulo
2002	BIOLOGICO .DBF	No se encuentra campo que identifique especie muestreada.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles
		ausencia de campo ESTOMAG_ESTADO	se asigna valor nulo	se asigna valor nulo
2004	BIOLOGICO .DBF	ausencia de campo ESTOMAG_ESTADO	se asigna valor nulo	se asigna valor nulo

Año	Archivo	Problema	Solución Informe de Avance	Solución Informe Final
2005	BIOLOGICO.csv	No se encuentra campo que identifique especie muestreada.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles
		ausencia de campo ESTOMAG_ESTADO	se asigna valor nulo	se asigna valor nulo
2006	BIOLOGICO.csv	No se encuentra campo que identifique especie muestreada.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles
		ausencia de campo ESTOMAG_ESTADO	se asigna valor nulo	se asigna valor nulo
2007	BIOLOGICO .dbf	No se encuentra campo que identifique especie muestreada.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles
		ausencia de campo ESTOMAG_ESTADO	se asigna valor nulo	se asigna valor nulo
2008	BIOLOGICO.csv	No se encuentra campo que identifique especie muestreada.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles.	Se asigna código 1 a todos los datos disponibles
		ausencia de campo ESTOMAG_ESTADO	se asigna valor nulo	se asigna valor nulo

Tabla 15: Problemas encontrados y soluciones generadas para la Tabla TALLA

Año	Archivo	Problema	Solución Informe de Avance	Solución Informe Final
1993	TALLAS_M.WQ1	Archivo ilegible.	Sin solución	Sin solución
1997	LONGITUD.DBF	no existe campo de especie	Se asigna código especie 1	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		no existe campo estado de madurez	se asigna valor nulo	Se omite esta información
1999		no se encuentran datos asociados a tallas		Se utiliza datos proporcionados por IFOP
2000	TALLAS.dbf	no existe campo estado de madurez	se asigna valor nulo	Se omite esta información
2001	TALLAS.dbf	no existe campo estado de madurez	se asigna valor nulo	Se omite esta información
2002	TALLAS.dbf	no existe campo de especie	Se asigna código especie 1	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		no existe campo estado de madurez	se asigna valor nulo	Se omite esta información
		283 datos de especie con código 0	se mantiene el código	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
2004	Mu_talla.DBF	333 datos de especie con código 4, el cual no se encuentra definido	se asigna valor nulo	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		227 datos de especie con código 0, el cual no se encuentra definido.	se mantiene el código	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
2005	TALLAS.DBF	490 datos de especie con código 4, el cual no se encuentra definido.	se asigna valor nulo	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		66 datos de especie con código 0, el cual no se encuentra definido.	se mantiene el código	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
2006		510 datos de especie con código 4, el cual no se encuentra definido.	se asigna valor nulo	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP

2008	TALLAS.DBF	30 datos de especie con código 0, el cual no se encuentra definido.	se mantiene el código	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		1313 datos de especie con código 4, el cual no se encuentra definido.	se asigna valor nulo	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP
		17 datos de especie con código 5 en lances 95, 96 y 100	se asigna valor nulo	Se reemplaza por nuevos datos proporcionados por IFOP

ANEXO 2
PROGRAMA DEL TALLER

Taller: La merluza común: "La pesquería del futuro y los objetivos de manejo y estrategias de explotación del presente".
PROYECTO FIP 2009-22

Lugar: **Salón Rojo**,
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas,
Universidad de Concepción

Objetivo: Consensuar entre los actores del sector algún objetivo de manejo y estrategias de recuperación del stock de la merluza común para el desarrollo sustentable de la pesquería en Chile.

Jueves 01 de Julio de 2010

8:30 – 9:00

Registro y café

09:00 – 09:05

Bienvenida y Presentación.

09:05 – 09:30

Desarrollo de Taller: Pregunta N^{o} 1.
Facilitadora: *Sra. Margarita Sepulveda R.*

09:30 – 09:45

Exposición de antecedentes del recurso y la pesquería.
Expositor: Dr.Hugo Arancibia Farias Universidad de Concepción.

09:45 – 10:30

Taller 2: Pregunta N^{o} 2 (Comisiones)
Facilitadora: *Sra. Margarita Sepúlveda R.*

10:30 – 11:00

Análisis y presentación de resultados

11:00 – 11:20

Café

11:30 – 12:00

Taller 3: Pregunta N^{o} 3
Facilitadora: *Sra. Margarita Sepúlveda R.*

12:05 – 12:30

Presentación y análisis de resultados

12:45 – 13:00

Conclusiones y cierre

ANEXO 3
Lista de Asistentes al Taller

No	NOMBRE	REPRESENTACION
1	Nuria González	
2 3 4	Carolina Alarcón Muñoz Ma. José Zúñiga Basualto Mauricio Mardones Inostroza	Estudiantes Magíster Pesquería **UNIVERSIDAD de CONCEPCION**
5	Sergio Neira	**CIEP – Coihaique**
6 7 8	Iván Marcelo Zárraga Hunter Rolando Macaya Fernández Humberto Poul P.	**SERNAPESCA,** VIII Región, Talcahuano
9	Sergio Mora Opazo	**IFOP, Talcahuano**
10 11 12	Rubén Alarcón Muñoz Claudio Gatica Molina Sergio Núñez Elías	**INPESCA**
13	Cristian Cornejo	**CONAMA**
14	Carolina Walker González	**PROCHILE**
15	José Miguel Carrera	Presidente Sindicato Trabajadores Artesanales de Tome y Cocholgue, VII Región.
16	Luis Rivera Hernández	Secretario Sindicato Trabajadores Independientes Pescadores Artesanales Caleta el Membrillo, Región de Valparaíso
17	Marcel Moenne Muñoz	Armadores Industriales, Pesq. **El Golfo** S.A.
18	Manuel Leal	Sindicato El Golfo congelados
19	Jaime Acuña Jara	Asociación Gremial de. Oficiales de la Pesca Industrial AGOPESI
20 21 22 23 24 25 26	Paola Sanhueza Brevis Pedro Rodríguez Contreras Mario Rodríguez Coloma Waldemar Lobos Valenzuela Alfonso Arevalo Reyes Robinson Carcamo G. Oldoberoy Corroste	Federación de Sindicatos de Industriales Pesqueros (**FESIP**)
27	Alex Cid Albornoz	Patrón Pesca Biomar IV (Pesq. Bio Bio S.A.)
28	Patricio Herrera	Jefe de Flota Pesquera Bio Bio
29	Sergio Vera González	Sindicato Tripulantes Región Bio-Bio
30	Ludwig Ziller	Prof. Independiente Sector Industrial
31	Guillermo Quiroga Lomeña	Técnico Marino U.C. / Patrón Pesca

ANEXO 4
Registro de Fotografias

Foto 1. Facilitarora del Taller con stakeholders.

Foto 2, 3, 4 y 5. Grupos de trabajo en el Taller con stakeholders.

ANEXO 5
DOCUMENTO-GUIA del TALLER

PROYECTO FIP 2009-22

DOCUMENTO-GUIA del TALLER

"Sinopsis del estado de situación del recurso y la pesquería de merluza común"

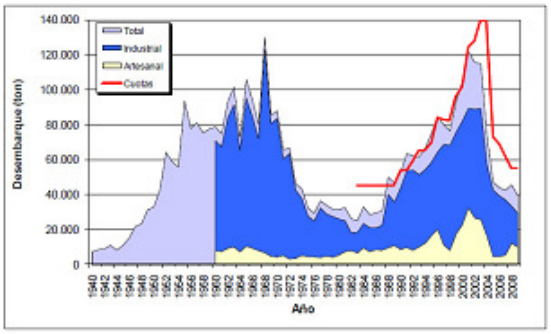

Fig. 1. Desembarques anuales y cuotas (toneladas) de merluza común. Período: 1940 a 2008. Fuente: SubPesca (2009).

Desembarques (Fig. 1)

Desde mitad de los años 50's hasta fines de los 60's los desembarques oficiales de merluza común sobre 70 mil ton anuales fluctuaron en diente de sierra, seguidos de la fuerte caída hasta mitad de los años 60's.

Desde 1975 hasta 1988 (13 años) las capturas anuales fueron menores a 40 mil ton. Desde 1989 se sobrepasa 40 mil ton anuales, incrementándose aceleradamente hasta poco más de 120 mil ton en 2001 (11 años), seguido de una rotunda caída que persiste hasta 2008, 2009 y 2010. En la década de los años 2000, las cuotas anuales permisibles (CTP's) han sido mayores que los desembarques anuales oficiales.

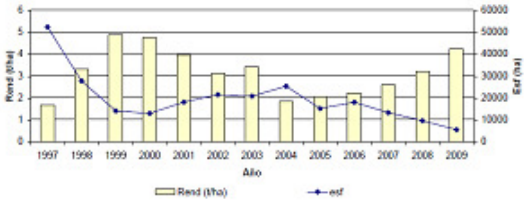

Fig. 2. Captura por unidad de esfuerzo (ton / hora de arrastre) y esfuerzo de pesca (horas de arrastre) anuales. Flota industrial merlucera, PAM's con motor principal > 1.000 Hp. Período: 1997 a 2009. Fuente: IFOP en SubPesca (2009).

Rendimiento de pesca y esfuerzo (Fig. 2)

La captura por unidad de esfuerzo o rendimiento de pesca (ton / hora de arrastre) promedio de la flota industrial arrastrera merlucera de PAM's grandes fue máxima en los años 1999 y 2000 (casi 5 ton/h.a.), disminuyendo paulatinamente hasta menos de la mitad en 2004 (casi 2 ton/h.a.), recuperándose luego hasta el año 2009 (poco más de 4 ton/h.a.) debido fundamentalmente a la fuerte disminución del esfuerzo de pesca, con niveles mínimos en el año 2009 (casi 1/5 que el esfuerzo de pesca aplicado el año 2004 e incomparablemente menor al máximo del año 1999).

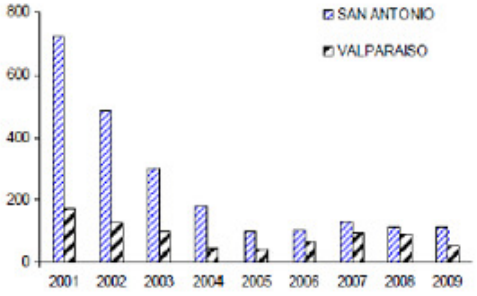

Fig. 3. Captura por unidad de esfuerzo (kg / viaje) anual. Flota artesanal espinelera de San Antonio y Valparaíso. Período: 2001 a 2009. Fuente: IFOP en SubPesca (2009).

CPUE flota artesanal V Región (Fig. 3)

La CPUE de la flota artesanal espinelera, particularmente de San Antonio, fue máxima en 2001 (más de 700 kg/viaje), aunque con el menor registro en 2005 (menos de 100 kg/viaje). El incremento de la CPUE anual de la flota de San Antonio ha sido mínimo hasta 2009.

La flota de Valparaíso presenta históricamente menor CPUE que la de San Antonio, con el mínimo también en 2005, seguido de una muy leve recuperación, pero disminuyendo también en 2009 a niveles que son aproximadamente 15% del máximo en 2001.

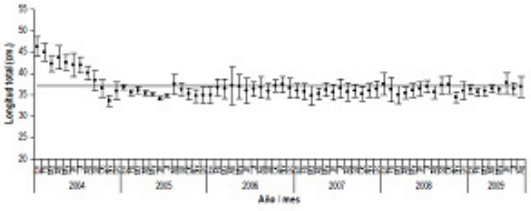

Fig. 4. Longitud promedio mensual de merluza común capturada por la flota industrial. Período: 2004 a 2009. Línea horizontal: promedio período 2001-2004. Fuente: IFOP en SubPesca (2009).

Talla promedio en las capturas industriales (Fig. 4)

La longitud total promedio (LT, cm) de merluza común en las capturas industriales ha disminuido progresivamente en la década de los años 2000, hasta cerca de 35 cm como registro promedio mínimo, manteniéndose con pequeñas fluctuaciones mensuales desde el año 2005 hasta 2009.

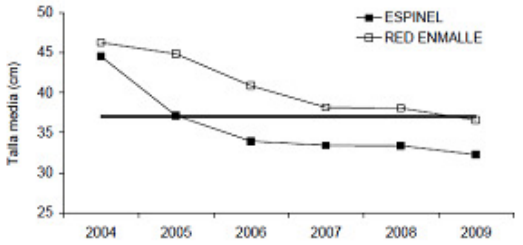

Fig. 5. Longitud promedio anual de merluza común desembarcada por la flota artesanal espinelera y de enmalle. Período: 2004 a 2009. Fuente: IFOP en SubPesca (2009).

Talla promedio en las capturas artesanales (Fig. 5)

La LT (cm) promedio de merluza común en las capturas artesanales ha disminuido progresivamente en el período analizado, desde cerca de 45 cm en 2004 hasta 37 cm en 2009 en la flota espinelera, y hasta 32 cm en la flota de enmalle, en este último caso debido probablemente a la disminución de la luz (trama) de la malla.

Comparativamente, la talla promedio de merluzas capturadas por la flota industrial arrastrera en 2009 (35 cm LT) es levemente menor a la de la flota espinelera (37 cm), aunque levemente mayor a la de enmalle (32 cm).

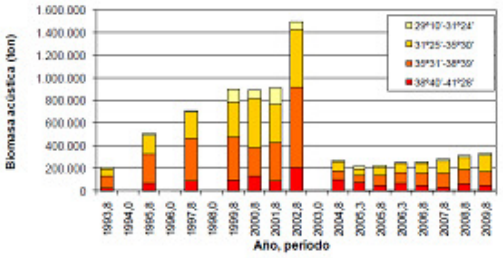

Fig. 6. Biomasa acústica (toneladas) de merluza común (cruceros). Período: 1993 a 2009. Nota: discutible año 2002. Fuente: IFOP en SubPesca (2009).

Biomasa acústica de merluza común (Fig. 6)

La biomasa acústica (cruceros) estuvo cerca de 900 mil ton en los años 1999, 2000 y 2001, disminuyendo increíblemente en 2004 (alrededor de 73%), cuando se registró solamente cerca de 250 mil ton, con el mínimo en 2005 (alrededor de 220 mil ton), incrementándose leve y progresivamente hasta 2009 (alrededor de 330 mil ton), aunque en marzo-abril de 2010 disminuyó nuevamente hasta 266 mil ton, lo que equivale a 20% menos respecto de agosto de 2009. No hubo crucero en el año 2003. La evaluación acústica de merluza común del año 2002 se discute hasta hoy, sin acuerdo, aunque probablemente hubo severa sobre-estimación (>60% respecto de 2001).

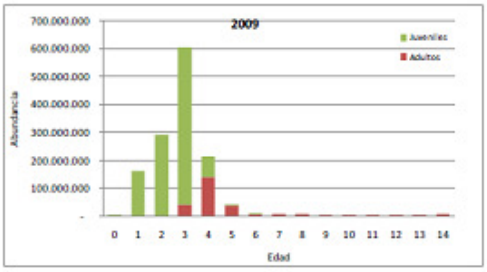

Fig. 7. Estructura de edades (años) de merluza común en evaluaciones acústicas (cruceros), año 2009. Fuente: IFOP en SubPesca (2009).

Estructura de edades de merluza común en crucero acústico (Fig. 7)

En el crucero de agosto de 2009, la estructura etaria de merluza común se presentó completamente juvenilizada, con la casi total ausencia de ejemplares de 6 años y más, e incluso de adultos 4+. La moda se presentó en el grupo de edad de 3 años, seguido del grupo de edad 2, lo que reafirma la extrema juvenilización del stock.

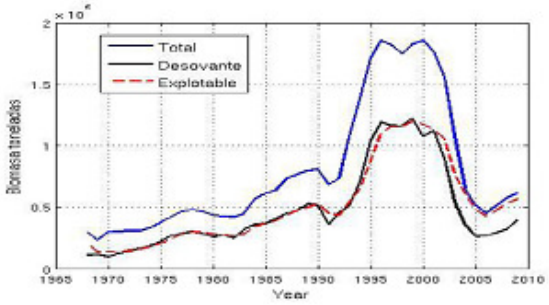

Fig. 8. Biomasa (toneladas, en millones) de merluza común. Período: 1968 – 2009. Fuente: IFOP en SubPesca (2009).

Biomasa de merluza común - IFOP (Fig. 8)

De acuerdo con IFOP, la biomasa total de merluza común creció desde fines de los años 60's hasta 1990 (cerca de 800 mil ton), y luego se incrementó extraordinariamente hasta los años 1995 (1,7 millones ton) y 1996 (1,85 millones ton), extendiéndose hasta el año 2000, cayendo luego abruptamente hasta el año 2006 (menos de 500 mil ton). También de acuerdo con IFOP, en los últimos años habría un muy leve repunte (hasta cerca de 600 mil ton en 2009). Esta apreciación de IFOP no es compartida por investigadores de la VIII Región del Biobío, principalmente de INPESCA y de la Universidad de Concepción (UdeC).

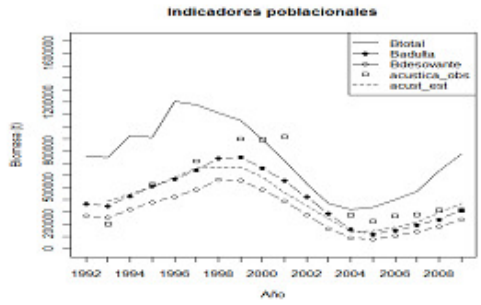

Fig. 9. Biomasa (toneladas, en millones) de merluza común. Período: 1992 – 2009. Fuente: INPESCA en CC-MC (2009).

Biomasa de merluza común - INPESCA (Fig. 9)

De acuerdo con INPESCA, la biomasa total de merluza común creció hasta el año 1996, cuando se registró el máximo con cerca de 1,3 millones ton, disminuyendo levemente hasta el año 1999, pero fuertemente luego hasta el año 2004, cuando se registró el mínimo (cerca de 450 mil ton, solamente). Hasta acá concuerdan plenamente los investigadores de la UdeC.

Sin embargo, según INPESCA la biomasa total de merluza común se estaría recuperando desde el año 2005, y particularmente en los años 2008 y 2009. Con esta apreciación no concuerdan los investigadores de la UdeC, pues la encuentran muy optimista.

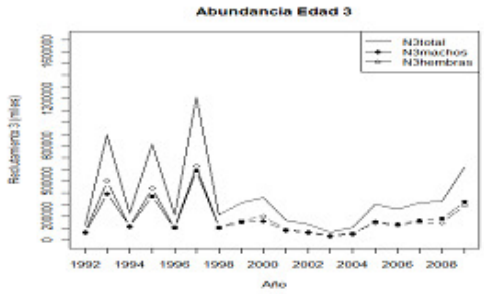

Fig. 10. Reclutamiento de ejemplares de 3 años de merluza común. Período: 1992 – 2009. Fuente: INPESCA en CC-MC (2009).

Reclutamiento de merluza común - INPESCA (Fig. 10)

De acuerdo con INPESCA, la abundancia de juveniles de 3 años de edad (reclutas) osciló en los años 90's con 3 máximos y mínimos claros, presentándose posteriormente en muy bajos niveles hasta el año 2007. INPESCA estima un incremento no menor en el reclutamiento del año 2009. Sin embargo, ello podrá corroborarse solamente cuando los reclutas de 3 años de edad se constituyan en el grupo modal (ejemplares de 5 años). Los investigadores de la UdeC consideran que el reclutamiento del año 2009 es muy optimista debido a la casi total ausencia de adultos en el stock de merluza común.

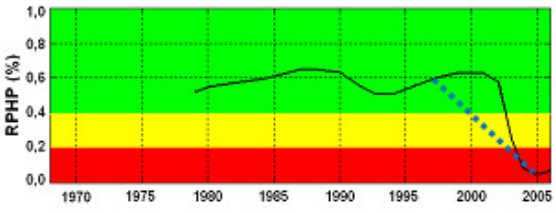

Fig. 11. Producción potencial de huevos de merluza común. Período: 1979 – 2006. Fuente: IFOP en SubPesca (2007).

Producción potencial de huevos de merluza común (Fig. 11)

La producción potencial de huevos se presentó en niveles extraordinariamente bajos en los años 2004, 2005 y 2006, ubicándose en la zona de peligro (Nota: el año 2006 habría sido de 7%). Para peces del Orden Gadiformes, como la merluza común, se sugiere que este índice se ubique preferiblemente en niveles sobre 40% (zona verde), evitando niveles entre 20-40% (zona amarilla), y más aun evitando del todo niveles menores 20% (zona roja).

REFERENCIAS

INPESCA. 2009. Lámina de la presentación oral de Claudio Gatica en la reunión del Comité Científico Asesor de la Subsecretaría de Pesca. Pesquería de Merluza Común (CC-MC).

Subsecretaría de Pesca (Subpesca). 2006. Cuota Global Anual de Captura de Merluza común (*Merluccius gayi gayi*), año 2007. Inf. Téc. (R.Pesq.) Nº96, Subsecretaría de Pesca, Valparaíso. 37 pp.

Subsecretaría de Pesca (Subpesca). 2009. Cuota global anual de captura de merluza común (*Merluccius gayi gayi*), año 2010. Inf. Tec. (R.Pesq.) Nº 119, Subsecretaría de Pesca, Valparaíso, 25 p.