



FONDO DE INVESTIGACION PESQUERA

INFORMES TECNICOS F I P

FIP - IT / 97 - 11

INFORME : ESTRATEGIA DE EXPLOTACION EN MERLUZA
FINAL COMUN EN LA ZONA CENTRO-SUR BAJO
INCERTIDUMBRE DEL TAMAÑO Y
RENDIMIENTO SUSTENTABLE DEL STOCK

UNIDAD : INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO
EJECUTORA

REQUIRENTE

CONSEJO DE INVESTIGACION PESQUERA, CIP
Presidente del Consejo : JUAN MANUEL CRUZ SANCHEZ

EJECUTOR :

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO - IFOP
Director Ejecutivo: PABLO ALVAREZ TUZA



JEFE DE PROYECTO :

IGNACIO PAYA

AUTORES :

IGNACIO PAYA
NELSON EHRHARDT
MARIO AGUAYO

COLABORADORES :

LUIS ADASME
CECILIA BRAVO



RESUMEN EJECUTIVO

Se presentan los análisis de riesgo de las siguientes estrategias de explotación: captura constante; tasa de explotación constante, tasa de explotación constante con umbral de escape y escape de huevos constante.

La evaluación de stock se realizó mediante el programa ADASIM (basado en un procedimiento ADAPT) calibrado con las abundancias medidas por métodos hidroacústicos. Se realizaron 1000 corridas de ADASIM considerando la incertidumbre en las matrices de captura en número por edad, matrices de pesos por edad, matrices de abundancia por edad estimadas por hidroacústica y en la mortalidad natural.

Luego se realizaron 1000 proyecciones de abundancias y reclutamientos hasta el 2005 (10 años) considerando las cuatro estrategias de explotación. Las proyecciones de abundancia se basaron en la ecuación de captura a la edad. Para las proyecciones de reclutamientos se ajustó un modelo lineal entre el reclutamiento de un año y del año anterior, a partir del cual se generaron reclutamientos aleatorios correlacionados.

Como criterios de sobreexplotación por crecimiento y reclutamiento se utilizaron los puntos biológicos de referencia (PBR) $F_{m\acute{a}x}$ y $F_{20\%PH}$, 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 $F_{40\%PH}$. Todos los PBR se calcularon para los períodos 1968-1995 y 1989-1993 y fueron estimados 1000 veces considerando la variabilidad del patrón de explotación, los pesos promedios a la edad y la mortalidad natural. Luego, se estimaron las trayectorias de riesgo de sobrepasar cada uno de estos PBR para cada una de las cuatro estrategias de explotación.



Para analizar cual hubiera sido la conducta histórica del stock frente a las diferentes estrategias de explotación, se simuló la dinámica del stock a partir del vector de abundancia del año 1968 suponiendo que los patrones de selectividad y los éxitos reproductivos (reclutas producidos por huevo) obtenidos del ADASIM son independientes de la estrategia de explotación analizada. Estas simulaciones se realizaron 1000 veces considerando la variabilidad en el vector abundancia de 1968, en los patrones de selectividad, en los éxitos reproductivos y en la mortalidad natural. Luego, se estimaron los riesgos retrospectivos de sobrepasar los PBR.

Se encontró que la abundancia del stock experimentó un cambio de nivel desde 300 mil t en 1968-1983 hasta 600 mil en 1984-1995, debido al ingreso de clases anuales fuertes, lo cual generó que en 1995 el stock presentara una gran abundancia, pero con estructura de edades débil, compuesta principalmente por dos clases anuales.

Los valores de los puntos biológicos de referencia (PBR) y de las estimaciones de riesgo dependieron fuertemente del período de análisis, siendo menores los PBR y mayores los riesgos cuando se considera como base de cálculo todo el período histórico.

Se encontró que definir el riesgo considerando un período proyectado de 5 años (1996-2000) es 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.

Para la estrategia de explotación de captura constante, mediante los análisis retrospectivos, se encontró que existe un riesgo de colapso de esta estrategia, es decir, que la captura fijada no se pueda mantener en el tiempo. Este tipo de riesgo presentó una conducta logística, cuya pendiente depende del período de años



utilizado en los análisis.

Si desde 1968 hasta 1995, se hubiera aplicado una captura constante, esta debería haber sido a lo más de 70 mil t, para tener una probabilidad 1 (riesgo de 0,0) de que esta captura se hubiera alcanzado a obtener en cada año. Esto se debe a que las fuertes fluctuaciones de los reclutamientos permiten sólo niveles de explotación bajos para poder mantener capturas constantes en el largo tiempo.

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

Para el análisis de la estrategia de tasas de explotación constante, se utilizaron tasas de 10%, 15% y 25%, de éstas la primera fue la única que produjo riesgos aceptables. Los riesgos de no alcanzar los objetivos de manejo ($F_{40\%PH}$ y $F_{0,1}$) fueron muy bajos ($<0,005$), mientras que los riesgos de sobreexplotar por reclutamiento fueron inexistentes. Las capturas que genera esta tasa de explotación presentan una leve tendencia decreciente desde 78 mil t en 1997 hasta 68 mil t en el 2005. Los riesgos retrospectivos fueron mayores que los proyectados, debido a que la simulación retrospectiva parte de una abundancia que es la mitad de la presente al momento de iniciar las proyecciones.

Para el análisis de la estrategia de tasa de explotación constante con umbral de escape, se definió el umbral de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos, que corresponde al 20% de la producción virginal de huevos. De las tres tasas de explotación analizadas la tasa de 10% generó una producción de huevos que se mantuvo alejada de este umbral,



tanto en los análisis de proyecciones como en los retrospectivos.

Para el estudio de la estrategia de explotación con escape de huevos constante, se analizaron escapes de $1,3 \cdot 10^{13}$, $2,6 \cdot 10^{13}$, $3,9 \cdot 10^{13}$ y $8,7 \cdot 10^{13}$ huevos, de éstos el mayor presentó la mejor conducta. Sus niveles de riesgo de sobreexplotación por reclutamiento fueron menores de 0,1, lo cual es aceptable en comisiones internacionales, aunque los niveles de riesgos de no alcanzar los objetivos de manejo de $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ fueron altos (0,3-0,7). Este nivel de escape de huevos generó capturas proyectadas que fluctuaron entre 160 y 80 mil t en los dos primeros años de proyección, para luego estabilizarse en 75 mil t.



INDICE GENERAL

	Página
RESUMEN EJECUTIVO	I
INDICE GENERAL	V
INDICE DE FIGURAS	IX
INDICE DE TABLAS	XVI
I. ANTECEDENTES	1
1. Antecedente general	1
2. Antecedentes de las evaluaciones de stock	2
II. OBJETIVO GENERAL	5
III. OBJETIVOS ESPECIFICOS	5
IV. METODOLOGIA	6
1. Objetivo específico N° 1	6
2. Objetivo específico N° 2	7
2.1 Método de evaluación de stock	7
2.1.1 Matrices en captura en número de individuos y pesos promediosa la edad	8
2.1.2 Índice auxiliar: abundancia directa estimada de hidroacústica	11
2.1.3 Programa ADASIM	12
2.1.4 Análisis de los resultados	15
3. Objetivo específico N° 3	16
3.1 Proyección de los reclutamientos	16
3.2 Proyección de las abundancias y biomاسas por edades	18
4. Objetivo específico N° 4	20
4.1 Estrategias de explotación	21
	v



4.1.1	Estrategia de captura constante -----	21
4.1.2	Estrategia de tasa de explotación constante -----	23
4.1.3	Estrategia de tasa de explotación constante con umbral -----	24
4.1.4	Estrategia de escape constante -----	24
4.2	Puntos biológicos de referencia (PBR): criterio de éxito y colapso -----	25
4.3	Estimación del riesgo -----	31
4.4	Análisis retrospectivo de estrategia de explotación -----	33
V.	RESULTADOS -----	37
1.	Revisión bibliográfica -----	37
1.1	Procesos poblacionales -----	37
1.2	Procesos individuales -----	49
2.	Evaluación de stock -----	51
2.1	Matrices de datos para la evaluación -----	51
2.2	Parámetros ajustados por ADASIM -----	52
2.3	Resultados de la evaluación de stock -----	53
2.4	Comparación con evaluaciones de stock anteriores -----	56
3.	Puntos biológicos de referencia -----	58
3.1	Datos usados en los PBR -----	58
3.2	Puntos biológicos de referencia -----	59
3.3	Proyecciones de reclutamiento -----	60
4.	Estrategia de captura constante -----	61
4.1	Riesgos proyectados -----	61
4.1.1	Captura constante máxima (CCM): 100 mil t -----	61
4.1.2	Captura constante de 85 mil t -----	63
4.1.3	Captura constante de 60 mil t -----	65
4.2	Riesgos retrospectivos de estrategia de captura constante -----	66



4.2.1	Riesgo de colapso de la estrategia de captura constante -----	66
4.2.2	Riesgo de sobrepasar los PBR para el período 1968-1995 -----	66
4.2.3	Riesgos de sobrepasar los PBR para el período 1982-1995 -----	68
5.	Estrategia de tasa de explotación constante -----	69
5.1	Riesgos proyectados -----	69
5.1.1	Riesgos proyectados con tasa de explotación constante de 10% ----	69
5.1.2	Riesgos proyectados con tasa de explotación constante de 15% ----	70
5.1.3	Riesgos proyectados con tasa de explotación constante de 25% ----	71
5.2	Riesgos retrospectivos con tasa de explotación constante -----	72
5.2.1	Riesgos que hubieran existido con tasa de explotación de 10% -----	72
5.2.2	Riesgos que hubieran existido con tasa de explotación de 15% -----	73
5.2.3	Riesgos que hubieran existido con tasa de explotación de 25% -----	73
6.	Estrategia de tasa de explotación constante con umbral de escapa ----	74
6.1	Definición de umbral de escape de huevos -----	74
6.2	Proyección de la estrategia de tasa de explotación constante con umbral -----	74
6.3	Análisis retrospectivo con tasa de explotación constante con umbral de escape -----	75
7.	Estrategia de escape constante de huevos -----	75
7.1	Riesgos proyectados -----	75
7.1.1	Escape constante de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos -----	75
7.1.2	Escape constante de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos -----	76
7.1.3	Escape constante de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos -----	76
7.1.4	Escape constante de $8,7 \cdot 10^{13}$ huevos -----	77
7.2	Riesgos retrospectivos con escape constante de huevos -----	77



7.2.1	Riesgos que hubieran ocurrido con un escape constante de 1,3*10 ¹³ huevos -----	77
7.2.2	Riesgos que hubieran ocurrido con un escape constante de 2,6*10 ¹³ huevos -----	78
7.2.3	Riesgos que hubieran ocurrido con un escape constante de 3,9*10 ¹³ huevos -----	78
VI.	DISCUSION -----	79
1.	Evolución histórica del stock-----	79
2.	Proyecciones de reclutamiento y biomasas -----	80
3.	Puntos biológicos de referencia -----	82
4.	Estrategia de captura constante -----	83
4.1	Riesgos proyectados -----	83
4.2	Riesgos retrospectivos -----	84
5.	Estrategia de tasa de explotación constante -----	86
5.1	Riesgos proyectados -----	86
5.2	Riesgos retrospectivos -----	86
6.	Estrategia de tasa de explotación constante con umbral de escape --	87
7.	Escape de huevos constante-----	88
7.1	Riesgos proyectados -----	88
7.2	Riesgos retrospectivos -----	89
VII.	CONCLUSIONES -----	90
VIII.	BIBLIOGRAFIA -----	92

CUADRO 1

FIGURAS

TABLAS



ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1 Promedio e intervalo de confianza al 95% de la frecuencia de tallas de hembras en 1990.
- Figura 2 Probabilidad de una determinada talla de pertenecer a una cierta edad.
- Figura 3 Captura en número de hembras por edades.
- Figura 4 Pesos promedios por edad de hembras.
- Figura 5 Número de individuos hembras en las evaluaciones directas realizadas con hidroacústica.
- Figura 6 Biomاسas totales (fracción 3+).
- Figura 7 Número total de individuos (fracción 3+).
- Figura 8 Mortalidad por pesca promedio.
- Figura 9 Reclutamientos de individuos de 3 años de edad.
- Figura 10 Biomاسas totales de las últimas tres evaluaciones de stock.
- Figura 11 Número de individuos totales de las últimas tres evaluaciones de stock.
- Figura 12 Mortalidad por pesca promedio de las últimas tres evaluaciones de stock.
- Figura 13 Reclutas totales estimados en las últimas tres evaluaciones de stock.
- Figura 14 Datos utilizados en el cálculo de los PBR basados en el período 1989-1993.
- Figura 15 Datos utilizados en el cálculo de los PBR basados en el período 1968-1995.
- Figura 16 Frecuencia de valores de F_{\max} para períodos 1989-1993 y 1968-1995.



- Figura 17 Frecuencia de PBR para hembras basados en períodos 1989-1993 y 1968-1995.
- Figura 18 Reclutamientos simulados con el procedimiento de Clarck (1993) considerando diferentes coeficientes de correlación.
- Figura 19a Modelo lineal entre el reclutamiento de hembras del año $t+1$ y el año t .
- Figura 19b Ejemplos de reclutamientos simulados en forma aleatoria autocorrelacionada, donde las líneas horizontales corresponden a los reclutamientos históricos máximos y mínimos.
- Figura 20 Biomosas proyectadas con captura constante de 100.000 t.
- Figura 21 Mortalidad por pesca proyectadas con captura constante de 100.000 t.
- Figura 22 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con captura constante de 100.000 t.
- Figura 23 Biomosas proyectadas con captura constante de 85.000 t.
- Figura 24 Mortalidad por pesca proyectadas con captura constante de 85.000 t.
- Figura 25 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con captura constante de 85.000 t.
- Figura 26 Biomosas proyectadas con captura constante de 60.000 t.
- Figura 27 Mortalidades por pesca proyectadas con captura constante de 60.000 t.
- Figura 28 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con captura constante de 60.000 t.
- Figura 29 Ajuste de modelos para el riesgo retrospectivo de colapsar la biomasa de una captura constante, considerando dos períodos de análisis (1968-1995 y 1982-1995).



- Figura 30 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una captura constante de 75.000 t (Fcc75) y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstraping”.
- Figura 31 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 75.000 t.
- Figura 32 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una captura constante de 72.000 t (Fcc72) y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstraping”.
- Figura 33 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 72.000 t.
- Figura 34 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una captura constante de 70.000 t (Fcc70) y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstraping”.
- Figura 35 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 70.000 t.
- Figura 36 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una captura constante de 90.000 t (Fcc90_82) aplicada a partir de 1982 y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstraping”.
- Figura 37 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 90.000 t., a partir de 1982.
- Figura 38 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una captura constante de 77.500 t (Fcc775_82) aplicada a partir de 1982 y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstraping”.



- Figura 39 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 77.500 t., a partir de 1982.
- Figura 40 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una captura constante de 60.000 t (Fcc60_82) aplicada a partir de 1982 y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstraping”.
- Figura 41 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 60.000 t., a partir de 1982.
- Figura 42 Biomasa y mortalidades por pesca proyectada con una tasa de explotación de 10%.
- Figura 43 Riesgo proyectado con tasa de explotación de 10%.
- Figura 44 Biomasa y mortalidades por pesca proyectada con una tasa de explotación de 15%.
- Figura 45 Riesgo proyectado con tasa de explotación de 15%.
- Figura 46 Biomasa y mortalidades por pesca proyectada con una tasa de explotación de 25%.
- Figura 47 Riesgo proyectado con tasa de explotación de 25%.
- Figura 48 Biomasa y capturas que se hubieran producido con una tasa de explotación de 10%.
- Figura 49 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una tasa de explotación de 10% y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstraping”.
- Figura 50 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una tasa de explotación de 10%.
- Figura 51 Biomasa y capturas que se hubieran producido con una tasa de explotación constante de 15%.



- Figura 52 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una tasa de explotación de 15% y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstrapping”.
- Figura 53 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una tasa de explotación de 15%.
- Figura 54 Biomasa y capturas que se hubieran producido con una tasa de explotación constante de 25%.
- Figura 55 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una tasa de explotación de 25% y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstrapping”.
- Figura 56 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una tasa de explotación de 25%.
- Figura 57 Ajuste del modelo de stock-reclutas de Ricker con identificación del umbral de 20% de la producción de huevos virginal. Los números indican los años de nacimiento.
- Figura 58 Producción de huevos con diferentes tasas de explotación en relación al umbral de $6 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 59 Producción de huevos que se hubieran producido con una tasa de explotación constante de 10% (a), 15% (b) y 25% (c) y umbral de $2,6 \cdot 10^{13}$.
- Figura 60 Capturas que se hubieran producido con un escape constante de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 61 Biomasa que se hubieran producido con un escape constante de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 62 Mortalidades por pesca para machos y hembras proyectadas con un escape constante de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos.



- Figura 63 Riesgo proyectados de sobrepasar los PBR con umbral de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 64 Captura que se hubieran producido con un escape constante de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 65 Biomasa que se hubieran producido con un escape contante de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 66 Mortalidades por pesca para machos y hembras proyectadas con un escape constante de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 67 Riesgo proyectados de sobrepasar los PBR con umbral de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 68 Capturas que se hubieran producido con un escape constante de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 69 Biomasa que se hubieran producido con un escape contante de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figua 70 Mortalidades por pesca para machos y hembras proyectadas con un escape constante de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 71 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con umbral de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 72 Capturas que se hubieran producido con un escape constante de $8,7 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 73 Biomasa que se hubieran producido con un escape contante de $8,7 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 74 Mortalidades por pesca para machos y hembras proyectadas con un escape constante de $8,7 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 75 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con umbral de $8,7 \cdot 10^{13}$ huevos.



- Figura 76 Capturas que se hubieran producido con un escape constante de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 77 Biomasa que se hubieran producido con un escape constante de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 78 Reclutas que se hubieran producido con un escape constante de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 79 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una tasa con un escape constante de $1,3 \cdot 10^3$ huevos (F1,3) y sus puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".
- Figura 80 Riesgo proyectados de sobrepasar los PBR con umbral de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 81 Capturas que se hubieran producido con un escape constante de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 82 Biomasa que se hubieran producido con un escape constante de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 83 Reclutas que se hubieran producido con un escape constante de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 84 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una tasa con un escape constante de $2,6 \cdot 10^3$ huevos (F2,6) y sus puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".
- Figura 85 Riesgo de sobrepasar los PBR con umbral de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 86 Capturas que se hubieran producido con un escape constante de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 87 Biomasa que se hubieran producido con un escape constante de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.



- Figura 88 Reclutas que se hubieran producido con un escape constante de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.
- Figura 89 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una tasa con un escape constante de $3,9 \cdot 10^3$ huevos ($F_{3,9}$) y sus puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".
- Fig. 90 Riesgo proyectados de sobrepasar los PBR con umbral de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.

ÍNDICE DE TABLAS

- Tabla 1 Validación de las matrices de entrada con respecto al desembarque.
- Tabla 2 Capturabilidades de la hidroacústica por edades.
- Tabla 3 Mortalidades por pesca del último año.
- Tabla 4 Mortalidades por pesca de las edades más viejas.
- Tabla 5 Ajuste del modelo de reclutamiento de hembras del año $t+1$ y el año t ($\ln(R-t+1) = a + b \cdot \ln(R-t)$).



I. ANTECEDENTES

1. Antecedente general

La pesquería de merluza común se encuentra declarada en un régimen de plena explotación, por lo que se administra mediante cuotas anuales de captura y regulaciones de los artes y aparejos de pesca. Estas medidas permiten regular la mortalidad por pesca que experimenta el stock.

El establecimiento de las cuotas anuales de captura se basa principalmente en las capturas totales permisibles (CTP), que corresponden a las capturas biológicamente aceptables. Para calcular la CTP se debe definir el nivel de mortalidad por pesca que es recomendable aplicar al stock, de forma tal de implementar una estrategia de explotación adecuada.

En el caso de la merluza común entre las estrategias de explotación más utilizadas se encuentran la mortalidad por pesca $F_{0,1}$, destinada a aprovechar el crecimiento somático de los peces y la mortalidad por pesca $F_{40\%BD}$, que permite asegurar un nivel de biomasa desovante mínimo para la renovación del stock. No obstante, aún no se han realizado estudios que evalúen específicamente cuales son las estrategias más adecuadas para las características poblacionales e individuales de la merluza común.

La evaluación de las estrategias de explotación requiere conocer los niveles de incertidumbre en los estimados de la abundancia del stock y en los modelos de proyección del stock. Esta incertidumbre permite definir el riesgo de una estrategia de explotación, el cual corresponde a la probabilidad que en un determinado plazo de tiempo, se produzca un evento indeseado para el stock.



2. Antecedentes de las evaluaciones de stock

El análisis de población virtual (APV) o análisis secuencial de poblaciones (ASP) es el método de cálculo utilizado para estimar en forma indirecta la abundancia de merluza común. Este método se caracteriza por ser indeterminado, ya que el número de parámetros a estimar es mayor que el número de ecuaciones a resolver. Debido a esto, un número importante de parámetros debe ser ingresado al modelo como valores conocidos, entre éstos los principales son: 1) Mortalidad natural (M); 2) Mortalidades por pesca por edades del año más reciente; 3) Mortalidades por pesca de las edades más viejas para cada año. En estas condiciones los estimados de abundancia que se obtienen dependen completamente de los valores ingresados, los cuales son seleccionados sobre la base del conocimiento de la pesquería.

Para solucionar el problema de la subjetividad en los valores de los parámetros de mortalidad por pesca del año más reciente, se han desarrollado los procedimientos de calibración ("Tunning"), los cuales consisten en determinar los valores de estos parámetros en función de una variable auxiliar, que se relaciona con la abundancia del recurso. Para el caso de merluza común, el índice auxiliar utilizado en las evaluaciones de 1992 y 1993 correspondió a la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota industrial, la cual se relaciona teóricamente con la abundancia media del stock (BM), a través del coeficiente de capturabilidad (q), según la ecuación $CPUE = q * BM$ (Payá, 1992 y Payá y Aguayo, 1993). Utilizando este procedimiento de calibración, la tendencia de la abundancia de merluza común depende del comportamiento de la CPUE.

Una vez desarrollado el algoritmo de calibración, la pregunta fundamental fue ¿En que medida la CPUE es un reflejo directo de la abundancia del recurso y no de cambios en la capturabilidad?, identificándose por lo tanto la necesidad de realizar una estanda-



rización del esfuerzo de pesca y la corrección de la CPUE. La estandarización consiste básicamente en estimar las eficiencias relativas de las embarcaciones con respecto a un barco patrón, de forma tal de obtener medidas comparables de esfuerzo y obtener valores de CPUE que reflejen principalmente los cambios en la abundancia del recurso y no cambios en la eficiencia de las embarcaciones. Esto se agudizó al registrarse en los últimos años, que algunas embarcaciones de la flota incorporaron "sensores de captura", que aumentan la eficiencia (CPUE) de las embarcaciones. Estos sensores emiten una señal dependiendo del nivel de llenado de la red, por lo que las capturas por lance (CPUE) son programadas dependiendo de la capacidad de procesamiento de cajas de la embarcación. De esta forma los lances se han vuelto más cortos y eficientes. Adicionalmente, desde 1990 la flota ha intensificado su esfuerzo al sur de los 37°S, accediendo a caladeros menos explotados y por lo consiguiente, con mejores rendimientos de pesca.

Debido a lo anterior, hasta 1993 no existía claridad en que medida la CPUE estaba relacionada con la abundancia del recurso o con mejoras en la eficiencia de las embarcaciones. Por lo tanto, para realizar la evaluación de 1993 considerando las fuertes limitaciones de la CPUE como índice de calibración (gran variabilidad en "q") y disponiendo de estimados directos de la abundancia de merluza mediante el método hidroacústico para el año 1993, se optó por utilizar estas evaluaciones para calibrar el ASP (Payá y Aguayo, 1994).

En 1995 se realizó la estandarización del esfuerzo pesquero de la flota industrial desde 1982 hasta 1993, considerando características morfométricas y funcionales de las embarcaciones (Payá *et al.* 1996a). Aunque se trató de obtener información sobre los cambios tecnológicos en los equipos de detección, mediante la aplicación de encuestas, sólo una pequeña parte de las empresas respondió, registrándose cambios tecnológicos en los últimos años. Por lo tanto, la estandarización realizada no pudo



incluir los cambios tecnológicos de los equipos de detección, que afectan la eficiencia de las embarcaciones.

En 1995 y 1996 se evaluó la abundancia de merluza común calibrando el ASP con datos de la evaluación hidroacústica, pero esta vez se consideraron las evaluaciones de los años 1980, 1993 y 1995 (Payá *et al.*, 1996b y 1996c).

La evaluación de stock más reciente corresponde a la realizada por Payá *et al.* (1996c), en la cual se actualizan los datos hasta 1995 y se emplea un análisis secuencial de poblaciones (ASP) calibrado con estimaciones directas de la abundancia efectuadas por métodos hidroacústicos en los años 1980, 1993 y 1995. En esta evaluación se aplicó por primera vez la metodología de análisis de riesgo desarrollada por Payá (1996), que es el procedimiento que se utilizó en el presente proyecto.



II. OBJETIVO GENERAL

Analizar las estrategias de explotación que son aplicables a la pesquería de merluza común (*Merluccius gayi*) desarrollada en la zona centro-sur de Chile, bajo incertidumbre del tamaño y rendimiento sustentable del stock.

III. OBJETIVOS ESPECIFICOS

1. Revisión y/o recopilación de todos los antecedentes biológico pesqueros disponibles sobre el recurso.
2. Seleccionar fundadamente el o los modelos de evaluación a utilizar considerando las características del recurso y su pesquería, así como también la calidad y cantidad de información disponible.
3. Seleccionar fundadamente el o los modelos de proyección y/o manejo a ser aplicados en la evaluación de las estrategias de explotación que se definan y/o seleccionen al efecto.
4. Evaluar cada una de las estrategias de explotación bajo incertidumbre, considerando un análisis de riesgo que estime probabilidades de éxito y colapso de acuerdo a criterios definidos.



IV. METODOLOGIA

1. Objetivo específico N°1

Revisión y/o recopilación de todos los antecedentes biológico pesqueros disponibles sobre el recurso.

Se revisó la información disponible en publicaciones técnicas y científicas, sobre procesos poblacionales e individuales de merluza común.

Los procesos poblacionales revisados fueron: unidad de stock, migraciones, época zona de desoves, zonas de concentración de huevos y larvas, zonas y épocas de concentración de juveniles, mortalidad natural, selectividad de las redes de arrastre, distribución espacio-temporal de las capturas, esfuerzo de pesca y rendimiento de pesca, y la tendencia histórica del esfuerzo de pesca y la captura por unidad de esfuerzo.

En el caso de la época de desove se analizó la variación de los índices gonadosomáticos obtenidos a partir de los muestreos de capturas comerciales realizados por IFOP entre 1983 y 1995.

Los procesos individuales revisados fueron el crecimiento, la madurez y la fecundidad.



2. Objetivo específico N°2

Seleccionar fundadamente el o los modelos de evaluación a utilizar considerando las características del recurso y su pesquería, así como también la calidad y cantidad de información disponible.

2.1 Método de evaluación de stock

Se basa en el procedimiento implementado por Payá (1996). La presentación de este método, se realiza describiendo primero los modelos determinísticos y luego los procedimientos empleados en el análisis de la incertidumbre asociada a los modelos.

La incertidumbre se analiza introduciendo variabilidad en los datos de ingreso así como en los parámetros de entrada de los modelos. Para ésto se aplica el procedimiento de "Montecarlo", que consiste básicamente en generar muestras aleatorias de un parámetro desde una distribución de probabilidades conocida. Por lo tanto, se requiere calcular el estimador central del parámetro y de su varianza o bien estimarlos en base al conocimiento del investigador.

Para representar la variabilidad de los resultados se utilizan los intervalos de confianza al 95%, estimados mediante el método del percentil.

El resumen de la simbología empleada se presenta en el Cuadro 1.



2.1.1 Matrices de captura en número de individuos y pesos promedios a la edad.

a. Procedimiento de estimación:

El procedimiento utilizado corresponde al que habitualmente se emplea en las evaluaciones indirectas que se realizan mediante el método de análisis de población virtual (APV) (Payá 1992). Este considera los siguientes pasos:

a1 Expansión del número de individuos medidos en los muestreos de frecuencia longitud al número total de individuos capturados.

Primero se estima el peso de la muestra (WM) de cada longitud (2 cm) mediante la transformación a peso de la longitud media del intervalo (l), según la siguiente formula:

$$WM_l = f_l a L_l^b$$

El número total de individuos en la captura (C) se obtiene expandiendo el número total de individuos muestreados en función de la captura en biomasa (CB), mediante la ecuación:

$$C = \left(\sum_l^n f_l / \sum_l^n WM_l \right) CB$$



a2 Descomposición del número total de individuos capturados por intervalo de longitud.

Se realiza a través de la siguiente ecuación:

$$C_l = (f_l / \sum_{l=1}^n f_l) C$$

donde, C_l corresponde al número de individuos del intervalo de talla "l".

a3 Descomposición del número total de individuos capturados por edad

Los individuos presentes en cada intervalo de longitud (C_l) se asignan a las diferentes edades según una clave talla-edad. Esta clave indica las probabilidades (P_{li}) de que un individuo de una determinada longitud pertenezca a cada una de las diferentes edades.

$$C_{li} = P_{li} * C_l$$

$$C_l = \sum C_{li}$$

Para estimar los pesos promedios (W_i) a la edad se utilizó la relación longitud-peso y la corrección de Piennar y Ricker (1968), que incorpora la variabilidad existente en torno a cada longitud promedio.

b. Variabilidad de las matrices de captura en número y pesos promedios a la edad

Considera la variabilidad asociada a las frecuencias de longitud, a las claves talla-edad y a la construcción de las matrices.



b1 Variabilidad de las frecuencias de longitud

Se emplea el programa FREQSIM que realiza un procedimiento "Montecarlo" considerando la distribución binomial de la frecuencia de cada talla.

b2 Variabilidad de la clave talla-edad

Se utiliza el programa KEYSIM que realiza un procedimiento "Montecarlo" que considera la distribución binomial de la frecuencia de los individuos de una determinada talla asignados a las diferentes edades.

b3 Variabilidad de la construcción de las matrices

Se emplea el programa MATBOOTS que realiza el cálculo de las matrices de número de individuos y pesos promedios a la edad. Este programa utiliza las muestras de frecuencias de longitud y claves talla-edad, generadas por los programas FREQSIM y KEYSIM. También considera valores aleatorios de los parámetros de la relación longitud peso y calcula internamente los coeficientes de la corrección de Piennar y Ricker (1968). Se supone una distribución uniforme de los parámetros de la relación longitud-peso con una variación de un 5%, ya que éstos provienen de un número elevado de muestreos biológicos.

El valor del desembarque anual se consideró constante y se aceptó como máximo una diferencia de un 5% entre el valor de desembarque ingresado y el reconstituido al sumar las biomásas capturadas (numero*peso promedio).



2.1.2 Índice auxiliar: abundancia directa estimada de hidroacústica

El procedimiento para estimar las abundancias por edades requiere de dos pasos:

a1. Estimación de la biomasa total por hidroacústica

Los procedimientos de estimación de la biomasa acústica (BACUS) se encuentran descritos en detalle en Guzmán *et al.* (1981), Lillo *et al.* (1994) y Payá *et al.* (1996d). La biomasa acústica se estima en base al área de estudio (A), la densidad media por intervalo básico de muestreo (DM) y la constante de ecointegración (ECO).

$$BACUS = A DM ECO$$

a2 Transformación de la biomasa total en número de individuos a la edad

Se aplica el mismo procedimiento descrito para obtener las matrices de captura en número y pesos medios a la edad, con la diferencia que se utiliza la biomasa de acústica y las frecuencias de longitud, relación longitud-peso y claves talla-edad construidas a partir de los muestreos biológicos realizados en los cruceros de evaluación.

b. Variabilidad de los números de individuos por edad estimados desde hidroacústica

Se aplica el mismo procedimiento que para obtener las muestras de las matrices de captura en número de individuos y pesos medios a la edad, utilizando los programas FREQSIM, KEYSIM y MATBOOTS. La única diferencia radica en que en el programa MATBOOTS se utiliza la opción de variar aleatoriamente la biomasa de acústica que



es descompuesta en número de individuos y pesos medios a la edad. Esta variación se obtiene considerando una distribución normal con un coeficiente de variación de 15%, que corresponde al obtenido en las evaluaciones hidroacústicas (Guzmán *et al.* 1981, Lillo *et al.* 1994 y Payá *et al.* 1996d).

2.1.3 Programa ADASIM

El programa ADASIM realiza múltiples estimaciones de abundancia sobre la base de las matrices de captura en número de individuos y pesos promedios generadas por el programa MATBOOTS, utilizando índices de calibración.

a. ADASIM

a1. Análisis secuencial

Realiza un análisis secuencial de poblaciones (ASP) calibrado con índices auxiliares (abundancia directa y/o CPUE) minimizando una función objetivo mediante el algoritmo de MARQUARDT.

El análisis secuencial se realiza utilizando la ecuación de captura de Baranov:

$$C_{i,j} = \frac{F_{i,j} N_{i,j} (1 - e^{-Z_{i,j}})}{Z_{i,j}}$$

El primer set de parámetros de entrada que se utilizan son las mortalidades por pesca de las edades más viejas ($F_{i,j}$), las mortalidades por pesca del último año ($F_{i,j}$), las selectividades del último año ($S_{i,j}$) y la mortalidad natural (M). El primer set de datos que se utilizan son las matrices de captura en número y pesos promedios a la edad.



Dados los parámetros iniciales se estima la abundancia del último año ($N_{i,j}$) reordenando la ecuación de captura:

$$N_{i,j} = \frac{C_{i,j} Z_{i,j}}{F_{i,j} (1 - e^{-Z_{i,j}})}$$

Luego se estima la abundancia que las cohortes tuvieron en los años anteriores (solución hacia atrás), resolviendo numéricamente la ecuación de captura mediante el método de Newton-Rapson.

Una vez realizado el primer ASP se recalculan las mortalidades por pesca de las edades más viejas, siguiendo el decaimiento exponencial de las cohortes de la penúltima y antepenúltima edades.

El ajuste de las mortalidades por pesca de las edades más viejas se efectúa reingresando el nuevo valor calculado para éstas mortalidades y realizando un nuevo ASP. Esto se repite hasta que los valores de mortalidad por pesca de las edades más viejas convergen. Este procedimiento se conoce como suavización y no importando los valores de ingreso iniciales, siempre converge a la misma solución.

a2. Calibración con abundancia directa de acústica

Se estima la abundancia presente en agosto ($NEST_{ago,j}$) en los años en que se realizaron evaluaciones directas (las tres evaluaciones de merluza común se han realizado en este mes) siguiendo el decaimiento exponencial de las cohortes,

$$NEST_{i,j} = N_{i,j} e^{(-8/12(Z_{i,j}))}$$



Considerando los datos de la abundancia evaluada por hidroacústica ($NACU_{i,j}$) y el set de parámetros de capturabilidad (q_i) de la acústica se calcula la función objetivo (FOB) como:

$$FOB = \sum_i \sum_j \lambda_j [\ln(1 + NEST_{i,j} q_i) - \ln(1 + NACU_{i,j})]^2$$

Los lambda corresponden a multiplicadores de LaGrange que permiten ponderar el peso de la suma de cuadrados de cada año. Estos se ingresan como valores conocidos y se les asignó el valor 0,25, 0,25 y 0,5 para los años 1980, 1993 y 1995, respectivamente. Esto se basa en que la evaluación directa realizada en 1995 es más confiable que la de los años anteriores, ya que en estos años no se cubrió toda el área de distribución de la pesquería y no se realizó un muestreo destinado a obtener la estructura de tallas, sino más bien a realizar pesca de identificación para los ecotrazos de acústica. Estos problemas fueron superados en la evaluación del 1995.

El algoritmo de MARQUARDT modifica los parámetros iniciales y evalúa la función objetivo. Para esto cada vez que se recalcula el ASP, se realiza nuevamente el proceso de suavización de las mortalidades por pesca de las edades más viejas.

b. Variabilidad en ADASIM

b1. Matrices de captura en número y pesos promedios a la edad

Se utilizan las muestras de las matrices de capturas en número de individuos y pesos promedios a la edad obtenidas con el programa MATBOOTS. Nótese, que el programa ADASIM realiza un procedimiento ADAPT tomando cada vez un par de matrices de captura en número y pesos promedios a la edad, las cuales están correlacionadas, ya que dan cuenta de la captura en peso realizada en cada año. De



esta forma, la variabilidad en estas matrices no se incorpora al interior de una corrida del programa ADASIM, ya que la solución exacta de la ecuación de captura no permite tener variabilidad en los datos de captura cuando se recompone hacia atrás la abundancia de las cohortes. Por lo tanto, la variabilidad de las matrices se recoge repitiendo el ADASIM con las diferentes muestras de las matrices de captura en número de individuos y pesos medios a la edad.

b2. Mortalidad natural

En ADASIM la mortalidad natural (M) es constante a través de las edades y los años, sin embargo, se puede variar M entre diferentes corridas del programa. Para las diferentes muestras ("boots"), M se hace variar aleatoriamente desde una distribución uniforme. Se considera una variación de 10% con respecto a los valores utilizados en las CTP de años anteriores (Payá *et al.* 1996b y 1996c). Para las hembras los límites de la distribución uniforme son 0,234 y 0,286 y para los machos 0,387 y 0,473.

b3. Calibración

La calibración se realiza empleando muestras de abundancia directa que se obtienen con el programa MATBOOTS.

2.1.4 Análisis de los resultados

Los niveles de confiabilidad de los resultados de la evaluación de stock fue expresado en términos de intervalos de 95% de confianza, obtenidos mediante el método del percentil a partir de 1.000 evaluaciones de stock o "bootstrappings", realizadas con el programa ADASIM.



Los resultados de la evaluación de stock del presente informe se compararon con las evaluaciones realizadas en 1995 y 1996 por Payá *et al.* (1996 b y c). Sin embargo, la penúltima evaluación realizada no incluyó análisis de incertidumbre de los resultados, por lo que la comparación debe ser interpretada en este contexto.

3. Objetivo específico N°3

Seleccionar fundadamente el o los modelos de proyección y/o manejo a ser aplicados en la evaluación de las estrategias de explotación que se definan y/o seleccionen al efecto.

Para evaluar las diferentes estrategias de explotación se realizaron proyecciones de los reclutas, de las abundancias y biomاسas por edades.

3.1 Proyección de los reclutamientos

Al igual que en la mayoría de los stocks, en el caso de merluza común no es posible ajustar un modelo de stock-recluta clásico como el de Beverton y Holt o Ricker (Sissenwine y Shepherd 1987 y Payá *et al.* 1996b y 1996c). Por el contrario, Payá *et al.* (1996b) encuentran que el éxito de los reclutamientos se relaciona en forma positiva con la intensidad de las surgencias. Por lo tanto, no es posible basar una proyección de reclutamientos en alguno de los modelos clásicos de stock-recluta, ni tampoco emplear índices de surgencias proyectados.

En muchos peces demersales las fuerzas de los reclutamientos presentan correlaciones seriales, es decir es más probable encontrar períodos de buenos y malos reclutamientos, que secuencias puramente aleatorias (Clark 1993). Este comportamiento



autocorrelacionado de los reclutamientos, se presenta claramente en merluza común, encontrándose períodos de buenos y malos reclutamientos (Payá *et al.* 1996b y 1996c).

Debido a esto en la oferta técnica se propuso analizar el método propuesto por Clark (1993) para generar series de reclutamientos aleatorios autocorrelacionados, en el cual los reclutamientos (R) se obtienen desde una serie logarítmica de reclutamientos (LR), que se estima por:

$$LR_j = LR_{j-1}co + d_j\sqrt{(1-co^2)}$$

donde co es el coeficiente de correlación y d es la desviación aleatoria. La desviación aleatoria (d) se obtiene mediante un procedimiento "Montecarlo" basado en una distribución normal, en la cual la media y la desviación estándar se calcula desde el logaritmo de los reclutamientos generados en las 1000 corridas de ADASIM. De esta forma, los reclutamientos deberían fluctuar dentro del rango histórico evaluado. Para el coeficiente de correlación (co) se probaron diferentes valores, entre los cuales se utilizó el calculado desde los reclutamientos estimados por el ADASIM. También se empleó un valor de correlación inicial de 0,9 sugerido por Clark (1993).

Sin embargo, este método se desechó por no entregar resultados aceptables (ver sección de resultados), razón por la cual se desarrolló un nuevo procedimiento, también basado en la correlación temporal de los reclutamientos, mediante una regresión lineal. Para esto, se ajustó un modelo de regresión lineal entre el logaritmo de los reclutamientos del año j ($\ln R_j$) y los del año $j+1$ ($\ln R_{j+1}$)

$$\ln R_{j+1} = a + b * \ln R_j + e$$



donde a es el intercepto, b la pendiente y e el término de error. Este modelo se ajustó utilizando la serie de reclutamientos de hembras promedios estimados desde el ADASIM.

Como valor inicial de las proyecciones se empleó el reclutamiento estimado para 1994, a partir del cual se estimaron secuencialmente los reclutamientos de los años siguientes aplicando el modelo ajustado. A cada proyección basada en el modelo se le adicionó un término de error (e) aleatorio, estimado mediante un procedimiento "Montecarlo" desde una distribución normal con media igual a cero y el error estándar obtenido del ajuste del modelo. Los valores de $\ln R$ fueron transformados en su escala natural considerando la corrección por un medio de su varianza ($R = \exp(\ln R + \text{VAR}/2)$).

Se realizó una proyección para cada uno de los 1.000 reclutamientos estimados por ADASIM. Se consideró que los reclutamientos proyectados no sobrepasaran el rango de reclutamientos históricos, definido por el valor mínimo y máximo de los 1.000 reclutamientos estimados por ADASIM. Cuando algún valor de una serie sobrepasó este rango, la serie fue eliminada y reemplazada por otra que cumpliera esta condición.

Las proyecciones de reclutamientos de los machos, se realizaron en base a la proporción sexual numérica de los reclutamientos estimados por ADASIM y las proyecciones de reclutamientos de hembras. Para esto se consideró para cada una de las 1.000 proyecciones de reclutamientos de hembras su respectiva proporción sexual, estimada como el promedio de los años 1989 a 1993.

3.2 Proyección de las abundancias y biomásas por edades

a. Modelo de proyección

La proyección se inició a partir del vector de abundancia por edades estimados por ADASIM para el año 1994 (penúltimo año de la evaluación indirecta). En el caso de la



edad de reclutamiento, se considera directamente los reclutamientos simulados en forma aleatoria autocorrelacionada generados según el procedimiento descrito en la sección anterior

Las abundancias de los individuos mayores que la edad de reclutamiento y menores que la edad terminal, se proyectaron considerando el decaimiento exponencial de las cohortes:

$$N_{i+1,j+1} = N_{i,j} e^{(-F_{ref,j} r_i - M)}$$

Para el caso de la edad terminal (I), que corresponde a un grupo "plus" donde se acumulan las edades, la proyección de la abundancia se realizó según la siguiente ecuación:

$$N_{I,j+1} = N_{I,j} e^{(-F_{ref,j} r_I - M)} + N_{I-1,j} e^{(-F_{ref,j} r_{I-1} - M)}$$

Para todas las edades la biomasa se estimó como:

$$B_{i,j} = N_{i,j} W_{i,j}$$

en donde:

- N_{i,j} : Abundancia de la edad "i" en el año "j"..
- B_{i,j} : Biomasa de la edad "i" en el año "j".
- F_{ref,j} : Mortalidad por pesca de la edad de referencia.
- r_i : Patrón de reclutamiento promedio de los 5 penúltimos años.
- M : Mortalidad natural.
- Z : F+M.
- w_i : es el peso promedio a la edad i, se estima a partir de la talla media a la edad mediante la relación longitud-peso y la corrección de Piennar y Ricker (1968), que considera la varianza de la talla a la edad. Se utilizó



el peso promedio entre los años 1989 y 1993 provenientes de las matrices de pesos medios.

El valor de F_{ref} varió según la estrategia de explotación evaluada (ver más adelante). El F_{ref} se ajusta secuencialmente para cada año minimizando la diferencia entre la biomasa capturada proyectada (CBPRO):

$$CBPRO_j = \sum_i^I \frac{F_{ref,j} r_i N_{i,j} (1 - e^{-Z_{i,j}})}{Z_{i,j}} W_{i,j}$$

y la captura que corresponde a las distintas estrategias de explotación.

Para 1994, 1995 y 1996 se consideró la captura real realizada en esos años, por lo tanto las proyecciones con captura constante se iniciaron a partir de 1997.

b. Variabilidad en la proyección

Las 1.000 muestras aleatorias de los patrones de explotación (r_i) se obtuvieron de los resultados del ADASIM. Los promedios a la edad se obtendrán de las 1000 matrices de pesos medios. Las muestras de mortalidad natural fueron las mismas empleadas en el programa ADASIM. Los reclutamientos fueron las 1000 series de reclutamientos simulados en la sección anterior.

4. Objetivo específico N° 4

Evaluar cada una de las estrategias de explotación bajo incertidumbre, considerando un análisis de riesgo que estime probabilidades de éxito y colapso de acuerdo a criterios definidos.



4.1 Estrategias de explotación

Caddy y Mahon (1995) reconocen cuatro tipos básicos de estrategias de explotación que se presentan en la Lámina 1.

4.1.1 Estrategia de captura constante

La explotación del stock se realiza considerando todos los años la misma captura independientemente del tamaño del stock (Lámina 1a). Esta estrategia genera una biomasa de escape (peces que no son capturados) que depende directamente de la abundancia del stock.

Se evaluarán las siguientes capturas constantes:

a. Captura constante máxima (CCM)

La estrategia de captura constante produce tasas de explotación variables y a menos que la captura se establezca a un nivel realmente bajo, siempre existirá una alta probabilidad de sobreexplotación, cuando se produzcan años de baja abundancia del stock (Caddy y Mahon 1995). Por lo tanto, para un stock que presenta niveles de abundancia fluctuantes, se recomienda que la máxima captura a fijar esté por debajo del mínimo nivel histórico de la biomasa, de forma tal de dejar un mínimo de biomasa desovante para la renovación del stock (Caddy y Mahon 1995). Por lo tanto, siguiendo este criterio en el presente proyecto se definirá a partir de los resultados de la evaluación de stock la máxima captura constante (CCM).

b. Captura de la cuota anual de 1996 (CCA)

Para evaluar el riesgo de mantener los niveles actuales de captura de la pesquería, se analizará una captura constante igual a la cuota anual de 1996, que corresponde a 85 mil t.

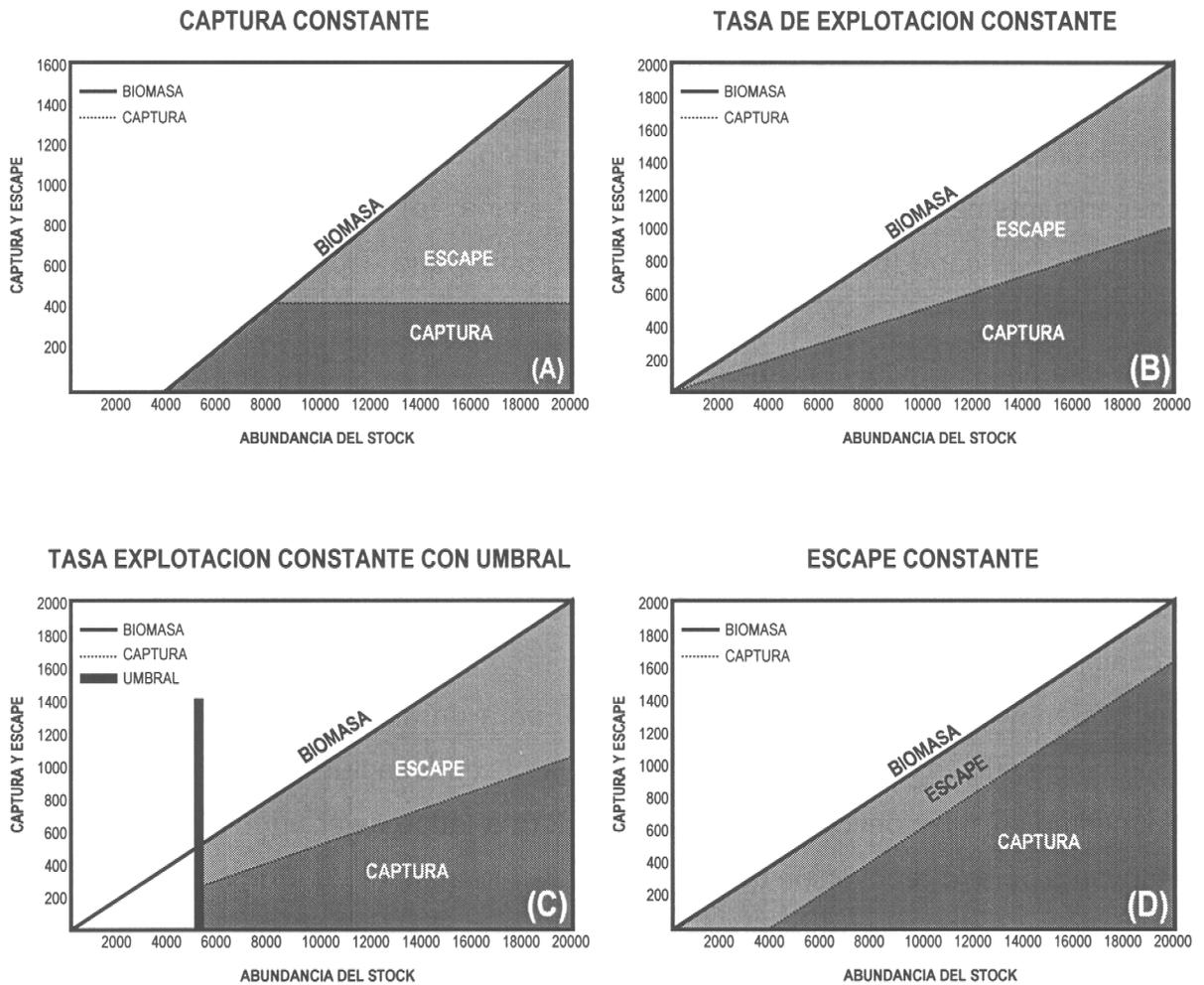


Lámina N° 1.- Relación entre capturas y escapes en un rango amplio de abundancia del stock: (A) captura constante; (B) tasa de explotación constante; (C) tasa de explotación constante con umbral y (D) escape constante.



c. Captura constante intermedia (CCI)

Se consideró un valor de captura constante intermedio entre CCA y CCM, que inicialmente se considerará igual a 60 mil t.

4.1.2 Estrategia de tasa de explotación constante

Todos los años el stock se explota a la misma tasa, por lo que la captura anual y el escape son proporcionales a la abundancia del stock (Lámina 1b).

Para seleccionar las tasas de explotación se consideró que la última evaluación de stock entregó un estimado de biomasa total de 550 mil t (Payá *et al.* 1996b). Por otra parte, el máximo desembarque histórico de merluza común fue de 128 mil t, luego del cual se produjo una drástica caída de los niveles de abundancia.

a. Tasa de explotación de 0,1

Dado el nivel de abundancia estimado para 1995 de 550 mil t (Payá *et al.* 1996b), esta estrategia produciría en la actualidad una captura de 55 mil t, la cual está por debajo del nivel actual de 85 mil t de la cuota anual de captura.

b. Tasa de explotación de 0,15

Dado el nivel de abundancia estimado para 1995 de 550 mil t (Payá *et al.* 1996b), esta estrategia produciría en la actualidad una captura de 82 mil t, que corresponde a un nivel cercano a los valores actuales de la cuota anual de captura.



c. Tasa de explotación de 0,25

Dado el nivel de abundancia estimado para 1995 de 550 mil t (Payá *et al.* 1996b), esta estrategia produciría en la actualidad una captura de 137 mil t, la cual está por sobre el máximo desembarque histórico de 128 mil t.

4.1.3 Estrategia de tasa de explotación constante con umbral

Es similar a la anterior pero busca evitar que el stock disminuya más allá de un valor mínimo umbral, el cual determina el cierre de la pesquería (Lámina 1c). Las tasas de explotación fueron las mismas que las identificadas en la estrategia de tasa de explotación constante.

El nivel umbral se definió como el 20% de la producción virginal. Para esto primero se estimó la producción virginal de huevos por recluta (H/R^*) y luego se ajustó el modelo de stock-reclutamiento de Ricker utilizando los reclutamientos de hembras y la producción de huevos promedio estimadas de los 1.000 bootstrapping del ADASIM. En la curva ajustada del modelo se ubicó H/R^* y el número de huevos virginal que le corresponde según el modelo.

4.1.4 Estrategia de escape constante

Esta estrategia se basa en dejar escapar la misma biomasa del stock cada año, por lo que esta biomasa de escape debe ser la mínima para asegurar la renovación del stock (Lámina 1d). Se analizaron diferentes umbrales de escape en términos de número de huevos producidos.



4.2 Puntos biológicos de referencia (PBR): criterios de éxito y colapso.

Se evaluó considerando que para un manejo adecuado, desde el punto de vista biológico, el stock no debería exceder ciertos umbrales de sobreexplotación y que el manejo debe tener por objetivo propender a niveles de explotación adecuados (Mace 1994). Para ésto se definen umbrales de sobreexplotación y objetivos de explotación, los cuales se adoptarán como criterios de colapso y éxito, respectivamente.

a. Umbrales de sobreexplotación

Para definir los umbrales de sobreexplotación, se debe considerar que el stock puede experimentar dos tipos de sobreexplotación:

a1. Sobreexplotación por crecimiento:

Ocurre cuando el esfuerzo de pesca es tan alto que el rendimiento total disminuye al aumentar el esfuerzo. Los peces son capturados antes de que puedan crecer hasta alcanzar una talla lo suficientemente grande como para contribuir substancialmente a la biomasa (Sparre y Venema 1995).

Como umbral de sobreexplotación por crecimiento se utilizará el punto biológico de referencia $F_{m\acute{a}x}$, que corresponde a la mortalidad por pesca a partir del cual los rendimientos marginales son iguales o menores a cero (Gulland y Boerema 1973).

El $F_{m\acute{a}x}$ se obtiene a partir del modelo de rendimiento por recluta (Thompson y Bell, 1934) y corresponde a la tasa de mortalidad por pesca donde la curva de rendimiento por recluta alcanza su máximo, es decir donde la pendiente es igual a cero.

El Y/R se calcula mediante la ecuación:



$$Y/R = \sum_{i=i_r}^{i_{max}} \frac{F r_i (1 - e^{-(F r_i + M)})}{F r_i + M} e^{-\sum_{i=i_r}^{i-1} F r_i + M} w_i$$

donde:

- F : es la tasa de mortalidad por pesca de las edades completamente reclutadas,
- M : es la tasa de mortalidad natural,
- i_r : es la edad de reclutamiento,
- i_{max} : es la edad máxima de sobrevivencia considerada,
- r_i : es el patrón de explotación a la edad i , que corresponde a la mortalidad por pesca de la edad i con respecto a la edad que presenta la mayor mortalidad por pesca F_{mayor} :

$$r_i = \frac{F_i}{F_{mayor}}$$

- w_i : es el peso promedio a la edad i , se estima a partir de la talla media a la edad mediante la relación longitud-peso y la corrección de Piennar y Ricker (1968), que considera la varianza de la talla a la edad.

El cálculo del Y/R por sexos se obtiene reemplazando en la ecuación correspondiente los valores específicos para cada sexo de los parámetros de crecimiento, patrón de explotación, M, i_r y i_{max} .



El valor de $F_{\text{máx}}$ se calcula resolviendo numéricamente la ecuación

$$\frac{\partial Y/R(F)}{\partial F} = 0$$

a2. Sobreexplotación por reclutamiento:

Para entender este concepto se debe considerar la relación teórica entre el stock parental y los reclutas. Existen dos modelos stock-reclutas clásicos, el modelo de Beverton y Holt (1957) y el de Ricker (1954). El primero describe un crecimiento asintótico de los reclutas conforme aumenta el stock parental, en el cual la asíntota es producto de mortalidades denso-dependientes. El segundo establece que los reclutas aumentan conforme aumentan el stock parental, pero luego de un cierto nivel de stock parental éstos comienzan a disminuir, producto de procesos compensatorios como el canibalismo. La sobreexplotación por reclutamiento sucede cuando la pesca ha reducido el stock parental a un nivel tan bajo que existe una relación lineal entre los reclutas y el stock parental (Sparre y Venema 1995).

Idealmente para definir el criterio de sobrepesca del reclutamiento se debe disponer de la relación existente entre el stock desovante y los reclutas. Sin embargo, en la mayoría de las especies, el ajuste de los modelos stock-reclutas a los datos es deficiente, debido a tres razones principales: 1) la variabilidad producida por factores abióticos que oscurecen las relaciones biológicas subyacentes, 2) los modelos son biológicamente demasiado simples y 3) los errores de medida (Sissenwine y Shepherd, 1987). La merluza común no escapa a este patrón, presentando una relación stock-reclutas, que no se ajusta a ninguno de los modelos teóricos (Payá *et al.* 1996b).



Como alternativa a los modelos de stock-reclutas se han generado una serie de criterios de explotación alternativos que no consideran estos modelos.

La mortalidad por pesca $F_{20\%PH}$, corresponde a un umbral, por sobre la cual el riesgo de sobrepesca del reclutamiento se considera alto. Esta tasa de mortalidad permite no disminuir la producción de huevos (o la biomasa del stock desovante) de largo plazo por debajo de 20% de la producción de huevos virginal (Mace, 1994).

Para la estimación de $F_{20\%PH}$, se adoptará la hipótesis de la dominancia de las hembras (Beverton y Holt, 1957, sección 6.1.2), según la cual el éxito de la reproducción sólo depende de la disponibilidad de las hembras, por lo que la producción de huevos por recluta (PH/R) se estimará para este sexo.

$$PH/R = \sum_{i=i_r}^I \frac{F r_i (1 - e^{(-F r_i - M)})}{F r_i + M} e^{-\sum_{i=i_r}^{I-1} F r_i + M} fec_i m_i$$

A los parámetros ya definidos a propósito de la ecuación del Y/R se agrega la ojiva de madurez m_i y la fecundidad fec_i . La proporción de hembras maduras a la edad t que se obtiene a partir de la ojiva de madurez a la talla (Balbontín y Fisher, 1981).

$$m_i = m(l(i)) = \frac{1}{1 + e^{a_m \cdot b_m \cdot l(i)}}$$

la fecundidad por la ecuación de la fecundidad a la talla (Balbontín y Fisher, 1981)

$$fec = af L^{bf}$$



y la ecuación de crecimiento en talla (Aguayo y Ojeda 1987)

$$l(i) = L_{\infty}(1 - e^{-k(i-i_0)})$$

Luego el valor de $F_{20\%PH}$ se calcula resolviendo numéricamente la ecuación:

$$PH/R(F) - 0,2PH/R(0) = 0$$

b. Niveles de explotación recomendados como objetivos de manejo

Los niveles de explotación recomendados para un stock se pueden definir de dos formas, por una parte el stock debería ser explotado de forma tal de aprovechar la producción somática en el largo plazo y por otra parte, la explotación no debería afectar la capacidad de renovación del stock, de forma tal de permitir la persistencia del stock. Considerando estos dos conceptos se definen los siguientes objetivos de manejo.

b1. Objetivo de aprovechamiento del crecimiento somático del stock.

A medida que aumenta la mortalidad por pesca el rendimiento obtenido del stock aumenta, describiendo una curva asintótica para el caso de merluza común (Payá 1993). Al acercarse a la asíntota el rendimiento marginal (rendimiento obtenido al aplicar una unidad más de mortalidad por pesca) disminuye acercándose a cero. Para permitir una explotación adecuada del stock, éste debería mantenerse con un nivel de rendimiento marginal positivo (Gulland y Boerema, 1973).

La mortalidad por pesca $F_{0,1}$ corresponde a un nivel de explotación deseado, que permite mantener un rendimiento marginal positivo (Gulland y Boerema, 1973).



Al igual que $F_{\text{máx}}$, el $F_{0,1}$ se obtiene a partir del modelo de rendimiento por recluta (Thompson y Bell, 1934) y corresponde a la tasa de mortalidad por pesca donde la pendiente de la curva de rendimiento por recluta alcanza el 10% de la pendiente en el origen (Gulland y Boerema 1973).

El valor de $F_{0,1}$ se calculará resolviendo numéricamente la ecuación:

$$\left. \frac{\partial Y/R(F)}{\partial F} - 0,1 \cdot \frac{\partial Y/R(F)}{\partial F} \right|_{F=0} = 0$$

b2. Objetivo de mantención de la renovación poblacional

La pesquería debe ser explotada de forma tal que en el largo plazo se asegure la renovación de la población.

El $F_{40\%PH}$ es una mortalidad por pesca recomendada cuando la relación entre el stock y los reclutas es desconocida (Mace 1994 y Clark 1993), el cual es el caso de la merluza común (Payá *et al.* 1996b). El $F_{40\%PH}$ corresponde a la mortalidad por pesca que permite mantener en el largo plazo una producción de huevos igual al 40% de la producción de huevos virginal. Se calcula en forma similar a $F_{20\%PH}$, pero resolviendo numéricamente la siguiente ecuación:

$$PH/R(F) - 0,4PH/R(0) = 0$$

c. Variabilidad en los puntos biológicos de referencia

Debido a que el cálculo de los PBR supone una condición de equilibrio, éstos se estimaron para dos períodos. El primer período consideró desde 1989 a 1993, con el



fin de recoger la situación más reciente del stock, y el segundo incluyó desde 1968 hasta 1995, para representar la condición histórica.

Las 1000 muestras aleatorias de los patrones de explotación (r_i) y los pesos promedios (w_i), se obtuvieron como el promedio de los resultados del ADASIM y de las matrices de pesos, respectivamente. Los años utilizados para calcular los promedios dependieron del período analizado.

Las 1000 muestras de mortalidad natural fueron las mismas empleadas en el programa ADASIM.

La madurez y la fecundidad fueron consideradas constantes.

4.3 Estimación del riesgo

El análisis de riesgo se basa en estudiar e incorporar en las estimaciones de CTP las principales fuentes de variación que se producen en las diferentes etapas del procedimiento de cálculo y estimar la probabilidad (riesgo) de sobrepasar el objetivo de manejo.

El estudio de la variabilidad en el procedimiento de estimaciones de abundancia inicialmente se trató con soluciones analíticas, basadas en el cálculo de varianzas y covarianzas, mediante el uso de estadística clásica, como el método delta. Ejemplos de estos procedimientos de análisis se encuentran en los estudios presentes en Beamish y McFarlane (1989). Entre éstos, Kimura (1989) deriva fórmulas para estimar la varianza debido a errores en los muestreos biológicos de las edades, longitudes y pesos, considerando diferentes estratos en el análisis. Tyler *et al.* (1989) simulan, mediante un modelo "pool" dinámico, el efecto de errores en la determinación de edad



sobre los estimados de rendimientos por recluta. Otros ejemplos de estudios de los errores de determinación de edad son citados por estos autores. En el trabajo de Restrepo *et al.* 1992, se encuentran más citas de aproximaciones analíticas a las estimaciones de errores en el análisis secuencial de poblaciones.

Restrepo y Fox (1988) presentan un procedimiento de simulación de "Montecarlo" que incorpora el grado de conocimiento disponible de la incertidumbre de los parámetros de entrada en un modelo de rendimiento por recluta de Beverton y Holt. Este procedimiento tiene la ventaja que no requiere de la aproximación analítica de la estadística clásica, sino que se basa en métodos intensos de remuestreo computacional. Francis (1992) mediante una simulación de "Montecarlo" realiza un análisis de riesgo del cálculo de una captura total permisible. Restrepo *et al.* (1992) realizan un análisis de riesgo de la captura total permisible, también utilizando simulaciones basados en métodos de "Montecarlo".

Las aproximaciones de los trabajos de Francis (1992) y Restrepo *et al.* (1992) son las que se aplicarán en el presente trabajo. Estas consisten básicamente en modelar las diferentes etapas del cálculo de la CTP y estimar las incertezas de éstas mediante simulaciones de "Montecarlo".

El riesgo es una probabilidad de que ocurra un evento no deseado en un plazo de tiempo determinado (Francis 1992) y puede ser definido de diferentes formas dependiendo de la pesquería, así Francis (1992) define el riesgo para la pesquería del "Orange Roughy" (*Hoplostotellus atlanticus*) como la probabilidad que en un plazo de 5 años la CTP sea mayor que dos tercios de la biomasa vulnerable al inicio de la temporada de pesca. Otro criterio de riesgo es la probabilidad que dentro de un plazo de 5 años la biomasa del stock desovante disminuya a menos del 20% de su valor virginal (ver citas de Cordue y Francis, 1994).



En el presente proyecto se consideraron cuatro tipos de riesgo considerando un horizonte de tiempo de 10 años:

a. Riesgo de sobreexplotar por crecimiento

Probabilidad de sobrepasar el umbral de sobreexplotación por crecimiento, definido como $F_{\text{máx}}$.

b. Riesgo de sobreexplotar por reclutamiento

Probabilidad de sobrepasar el umbral de sobreexplotación por reclutamiento, definido por $F_{20\%PH}$.

c. Riesgo de no alcanzar el objetivo de explotación por crecimiento

Probabilidad de sobrepasar el objetivo de explotación por crecimiento, definido por $F_{0,1}$.

d. Riesgo de no alcanzar el objetivo de explotación por reclutamiento

Probabilidad de sobrepasar el objetivo de explotación por reclutamiento, definido por $F_{40\%PH}$.

4.4 Análisis retrospectivo de estrategia de explotación.

Como una forma alternativa de evaluar las estrategias de explotación se realizó un análisis retrospectivo que evalúa el riesgo que hubiera existido al haber aplicado una estrategia de explotación determinada.



Para el análisis retrospectivo, se aplicó un modelo que presenta tres supuestos:

- 1.- La relación número de reclutas producidos por huevos estimada para cada año (R_j/PH_{j-2}) en la última evaluación de stock es la correcta. Es importante notar, que al calcular la relación R_j/PH_{j-2} para cada año, se incluirá las condiciones ambientales que determinaron la sobrevivencia de los huevos. Por lo tanto, al ajustar las mortalidades por pesca simulando una determinada estrategia de explotación, se modificará la producción de huevos (abundancia del stock parental), la cual cambiará los reclutamientos en forma directamente proporcional.
- 2.- El incremento de los reclutamientos se traduce en un aumento directamente proporcional en la abundancia de la cohorte a través de los años.
- 3.- Los patrones de explotación para cada edad y año ($r_{i,j}$) estimados en la última evaluación de stock son los correctos. Por lo tanto, al modificar las mortalidades por pesca simulando una determinada estrategia de explotación, éstos no serán afectados.

a. Simulación de las abundancias y producción de huevos

Se emplearán las abundancias ($N_{i,j}$) estimadas por ADASIM, a partir de las cuales se calcularán las producciones de huevos anuales (aplicando las formulas descritas en las secciones anteriores) y la relación R_j/PH_{j-3} .

Los reclutas simulados (RS_j) al aplicar una estrategia de explotación determinada se obtendrán por:

$$RS_j = R_j / PH_{j-3} PHS_{j-3}$$



en donde: R_j son los reclutas estimados por ADASIM; PH_{j-3} es la producción de huevos estimados por ADASIM y PHS_{j-3} es la producción de huevos al simular una determinada estrategia de explotación.

El factor de aumento por simulación para la cohorte de cada año (FAS_j) como:

$$FAS_j = \frac{RS_j}{R_j}$$

y la abundancia de la cohorte a través de los años por:

$$NS_{i,j} = N_{i,j} FAS_{j-i+1}$$

a. Indicador de fracaso

Debido a que el riesgo es la probabilidad de fracasar en un criterio de explotación, se utilizará el siguiente indicador (IF), cuyos valores negativos registrarán el fracaso en la obtención del criterio de explotación o punto biológico de referencia (PBR):

$$IF = F_{PBR} - F_{ref,j}$$

donde F_{PBR} es la mortalidad por pesca del punto biológico de referencia (ver sección anterior) y $F_{ref,j}$ es la mortalidad por pesca de la edad de referencia del año 'j' que se estimará resolviendo numéricamente la siguiente igualdad:

$$CC = \sum_{i_r} \frac{F_{ref,j} r_{i,j}}{F_{ref,j} r_{i,j} + M} NS_{i,j} (1 - \exp(-F_{ref,j} r_{i,j} - M)) * w_{i,j}$$



en donde: CC es la captura que corresponde a una determinada estrategia de explotación; $NS_{i,j}$ es la abundancia simulada; $r_{i,j}$ el patrón de explotación y M la mortalidad natural.

b. Riesgo retrospectivo

De las 1.000 evaluaciones de stock realizadas por el ADASIM se registró el número de fracasos, a partir del cual se estimó la probabilidad de fracaso.



V. RESULTADOS

1. Revisión bibliográfica

1.1 Procesos poblacionales

a. Unidades de stock

Hasta 1996 existían antecedentes de merluza común sobre la biología reproductiva (Balbontín y Fisher, 1981), distribución espacial de las capturas (Payá *et al.*, 1993) y composición de la fauna parasitaria (George - Nascimento, 1996), que sugerían la existencia de al menos dos stocks en el área de su distribución latitudinal.

En 1997 el Fondo de Investigación Pesquera (FIP) encargó al Instituto de Fomento Pesquero la realización de un estudio sobre la identificación de unidades de stock de merluza común en la zona centro - sur. Este estudio ejecutado por Payá *et al.*, fue realizado mediante métodos electroforéticos, morfológicos, de madurez sexual y parasitológicos. Para este efecto se colectaron muestras de los puertos de Coquimbo (29 - 32° S), San Antonio (32 - 35° S), Talcahuano (35 - 38° S) y Puerto Montt (38 - 41° S).

El análisis electroforético de 6 Loci polimórficos no encontró diferencias genéticas. Tampoco se encontró diferencias en la composición de especies de la fauna parasitaria. En el análisis morfológico, el análisis de componentes Principales (ACP) mostró un importante sobreposición entre las zonas y períodos. El MANOVA mostró diferencias significativas, sin embargo el Análisis Discriminante (AD) señaló que sólo poco más del 50% de los individuos es reasignado a las muestras originales y el resto puede ser asignado a cualquiera de las otras tres zonas.



En definitiva, la integración de los diferentes estudios señalan la presencia de un sólo stock de merluza común, ésto es, compuesto por un grupo de individuos que se mezclan para reproducirse, manteniendo la integridad genética a través del tiempo.

b. Migraciones

De acuerdo a lo señalado por Aguayo (1995) la merluza común realiza tres tipos de migraciones: verticales diarias, batimétrica y latitudinal.

En relación a la primera, Vestness *et al.* (1965) y Guzmán *et al.* 1981 encontraron que la merluza forma agregaciones bastante densas sobre el fondo entre el amanecer y el crepúsculo. Luego sube y se dispersa en la columna de agua formando estratos en media agua, de preferencia entre los 50 y 150 metros de profundidad. Posteriormente, al amanecer regresa a las inmediaciones del fondo. Con respecto a la migración batimétrica Aguayo (*op cit*) señala que en base al estudio de las capturas comerciales y algunos cruceros de investigación que se han llevado a cabo entre Los Vilos y Corral (31° S - 40° S), se conoce que durante el verano la merluza común se localiza en las proximidades de la costa entre 10 y 5 metros de profundidad. En otoño migra hacia el límite entre el borde de la plataforma continental y el talud, en alrededor de 300 metros. A fines de invierno y comienzos de primavera regresa a la plataforma, localizada entre 170 y 190 metros.

La migración latitudinal es el movimiento más importante de la merluza común, así se desprende del estudio del desplazamiento de la flota y de un experimento de marcaje realizado por Villegas y Saetersdal (1968) en el período 1964 - 1966.

Las marcas que se utilizaron fueron banderas tipo "lowestof" y en individuos mayores de 37 cm de longitud total.



Los resultados del experimento señalaron la presencia de extensas migraciones a lo largo de la costa, con una migración hacia el norte a fines del invierno o en la primavera y una migración hacia el sur en verano y otoño.

De la recaptura pudo apreciarse que la extensión de las migraciones superó los 200 mn, ya que peces liberados en Valparaíso fueron recapturados en Papudo y Coronel. Por otra parte, merluzas marcadas en San Antonio fueron capturadas en Papudo e individuos marcados en Coronel fueron recuperados en San Antonio. No se tuvieron antecedentes de recuperaciones de marcas al sur del Golfo de Arauco, debido a que en esa área no existía pesquería. Sin embargo, Payá *et al.* (1997) considerando la extensa migración Coronel - Valparaíso (200 mn) postula que podría suceder una situación similar hacia el sur del Golfo de Arauco.

La migración latitudinal estaría asociada, de acuerdo con los autores al desove principal que ocurre en primavera.

c. Zonas de desove

Avilés *et al.* (1989) señalan que el desove se realiza a lo largo de toda el área de distribución, sin embargo, se destacan tres zonas principales de desove: 1) Papudo; 2) Sur del Golfo de Arauco e Isla Mocha y 3) Bahía San Pedro (40° 50' S).

Rojas y Blanco (1981) en base al análisis de 921 muestras de ictioplancton provenientes de 19 cruceros oceanográficos realizados en el período 1964 - 1979 en la zona Los Vilos - Corral, concluyen que en el período analizado, el desove se produce en toda la extensión latitudinal de la zona analizada (32° 00' S - 40° 00' S) y desde la costa hasta un máximo de 90 millas náuticas más afuera. Sin embargo, se identifican dos focos de desove principales, uno el más importante ubicado entre las



latitudes 32° 15' S y 34° 45' S y otro de menor densidad, pero de mayor extensión entre las latitudes 35° 15' S y 37° 15' S.

Rojas *et al.* (1983) señalan que el desove se extiende a lo largo de todo el rango latitudinal explorado (32° 00' S - 40° 00' S) y desde la costa hasta un máximo de 90 millas náuticas hacia el oeste. Sin embargo, la zona de mayor densidad ($> 101 \text{ h/m}^2$) no sobrepasa hacia el sur la latitud 37° 15' S.

Época de desove

El análisis del IGS para el período que se extiende entre julio de 1983 y agosto de 1993, señala que los máximos valores de este índice se logran en general, entre julio y agosto (0,024 - 0,043), extendiéndose las máximas en algunos casos hasta octubre. En los meses de febrero - abril se presenta una moda secundaria con valores que fluctúan entre 0,007 a 0,034.

De acuerdo con la evolución del IGS, el desove principal de merluza común se produce entre agosto y octubre, y el secundario entre marzo y mayo. En el cuadro siguiente se entrega para cada año del período en estudio y en el mes peak los valores de I.G.S..



Año	Moda Principal	IGS	Moda Secundaria	IGS
1983	julio	0,025		
1984	julio	0,024	febrero	0,007
1985	mayo-septiembre	0,034	febrero	0,023
1986	agosto-octubre	0,031-0,028	abril	0,027
1987	julio-agosto	0,029-0,030	marzo	0,027
1988	septiembre	0,043	marzo	0,034
1989	agosto	0,037	abril	0,031
1990	julio-agosto	0,032-0,034	abril	0,03
1991	julio-octubre	0,028-0,027	marzo-abril	0,025-0,027
1992	octubre	0,038	marzo	0,025
1993	agosto	0,034	enero-febrero	0,02-0,021

d. Épocas de desove principales

Balbontín y Fisher (1981) señalan que la merluza común es un desovante parcial o heterocrónico, es decir, desova por tandas a lo largo de todo el año, presentando dos períodos de mayor actividad reproductiva, el principal en primavera y el secundario en otoño.

Rojas y Blanco (1981) señalan que en invierno (julio - agosto - septiembre) se produce el desove principal ya que se observan las mayores densidades de huevos.

Un desove secundario se produce en otoño en el área comprendida entre las latitudes 32° 15' S y 36° 45' S.



e. Zonas de concentración de huevos y larvas

Rojas y Blanco (1981) señalan que la distribución de los huevos presenta dos zonas de concentración de huevos cuyo límite es el río Maule. La más importante es la ubicada entre este límite y el extremo norte del área explorada. En esta zona, las mayores concentraciones se ubican entre las latitudes 32° 15' S y 34° 40' S, alcanzando hacia el oeste hasta las 35 millas náuticas.

La segunda zona con densidad de huevos inferior a lo anterior ($< 500^{\circ} \text{ h / m}^2$) se ubica entre las latitudes 34° 55' S y 37° 30' S) cubriendo una mayor extensión hacia el oeste que la anterior.

Hacia el sur de la Isla Mocha (38° 00' S) la densidad de los huevos de merluza común es muy reducida.

En general, la distribución de las larvas sigue el mismo patrón que los huevos, concentrándose principalmente en tres zona: Valparaíso, Constitución y Talcahuano.

Estos resultados fueron confirmados por Rojas *et al.* (1983), quienes identifican una zona adicional de concentración de huevos y larvas en la inmediación de Corral (39° 30' S).

f. Zonas y épocas de concentración de juveniles.

En 1995 Payá *et al.*, desarrollaron un estudio en merluza común que incluyó el período septiembre/octubre de 1994 a agosto de 1995. En este se realizaron, entre otros muestreos, para determinar la proporción de juveniles ($< 37 \text{ cm.}$) considerados como reclutas.



Los resultados señalaron que la mayor proporción de reclutas en las capturas industriales de toda el área de la pesquería se presentó en abril (0,12) siguiendo el período entre los meses de septiembre y noviembre (0,10 - 0,11). Las mayores proporciones de reclutas se registraron en las áreas 34° - 36° S en los meses de septiembre a diciembre y 32° - 35° S entre los meses de enero y abril.

Cartas de concentración de reclutas mediante técnicas geoestadísticas, permitieron identificar cuatro macro áreas de concentración: Valparaíso (33,2° S); San Antonio (33, 5° S); Constitución - Talcahuano (35,3° - 36,5° S) y Lebu - norte de Isla Mocha (37,5° - 38,2° S).

g. Mortalidad Natural

Ehrhardt (1974, *fide* Pavez 1977) estimó M en base a información de una pesca de investigación al sur del Golfo de Arauco, usando la ecuación $Z = M + q \cdot f$, donde Z es el coeficiente de mortalidad total, q el coeficiente de capturabilidad y f el esfuerzo de pesca. Debido a que en esta área no existía explotación de la flota comercial el valor de Z se consideró equivalente al de M. El valor estimado fue de 0,46 para machos y 0,45 para hembras.

En 1980, Aguayo y Bustos estimaron mediante la expresión de Z versus f y para el período 1966-1971 valores de 0,55 para machos y 0,51 para hembras.

Posteriormente, en 1984 Aguayo y Robotham estimaron por el método de Pauly (1980) el que correlaciona M con los parámetros de crecimiento y la temperatura media del habitat (11° C), valores de 0,45 para machos y 0,30 para hembras.



En 1991, Payá *et al.*, reestimaron M por el método de Pauly incorporando los parámetros de crecimiento estimados por Aguayo y Ojeda (1987) y para una temperatura del medio de 11° C. Los nuevos valores 0,43 para machos y 0,26 para hembras.

Como se mencionó en la sección metodológica, en el presente proyecto se utilizaron 1000 valores aleatorios de M provenientes de una distribución de probabilidades uniforme, cuyos límites fueron $\pm 10\%$ de los valores empleados en las evaluaciones de stock y cálculos de capturas permisibles realizados para esta especie (Payá *et al.* 1991). Los límites de los machos fueron 0,387 y 0,473 y para las hembras 0,234 y 0,286.

h. Selectividad de las redes de arrastre

Saetersdal y Villegas (1968) realizaron un estudio preliminar utilizando una red de arrastre con copo cubierto, a fin de determinar la red más apropiada para la pesquería. Los resultados señalaron que esta corresponde a una red con malla de 97 mm cuyo factor de selección era 3,8 y la longitud 50% era de 37 cm. Pavez *et al.* (1981), realizaron un estudio de la selectividad de las redes de arrastre mediante el método de copo cubierto, determinando que la talla de primera captura para una malla de 80 mm es de 31,1 cm para hembras y 28,7 cm para machos; la talla de primera captura para una malla de 100 mm es de 37,5 cm para hembras y 36,8 cm para machos y la talla de primera captura para una malla de 120 mm es de 47,7 cm para hembras y 49,8 cm para machos.



i. Distribución espacio - temporal de las capturas, esfuerzo de pesca y rendimiento de pesca.

En un estudio realizado por Payá *et al.* (1996) se señala que el comportamiento histórico de la flota (1982-1993) muestra una estacionalidad del esfuerzo de pesca, con incrementos en magnitud y mayores desplazamientos latitudinales en primavera-verano. Entre 1982 y 1990, las zonas de mayor concentración del esfuerzo se ubican entre Iloca (35°00'S) y Punta Nugurne (35°58'S) en la época estival. Entre 1991 y 1993 se produjo un notorio desplazamiento de las zonas de mayor concentración del esfuerzo hacia el norte de 33°30'S (San Antonio), manteniéndose la tendencia a incrementarse al sur de 37°S. A partir de 1992 el esfuerzo se dispersa, lo que se hace más evidente en 1993 con desplazamientos importantes en las zonas ubicadas más al sur de 38°S (Sur de Isla Mocha y desembocadura del río Toltén).

En síntesis, la flota opera preferentemente desde 33° a 37° S, con desplazamientos al sur y norte de estas latitudes que son generalmente de carácter estacional, pero que genera los mayores rendimientos de pesca. A partir de 1989 se produce la mayor frecuencia de desplazamientos al sur de la latitud 37°S, en particular 1992 y 1993, cuando se registran las mayores capturas y rendimientos en estas latitudes.

Los autores señalan además que las principales áreas de pesca identificadas en base a capturas, esfuerzo y rendimiento de pesca se localizan en el área de San Antonio (33° 30'S), Iloca -Carranza (35°-35° 30'S), Achira-Nugurne (35° 58'S), Lebu-Morguilla (37° 35'-37° 45'S) al sur de la Isla Mocha (39° S).



j. Tendencia histórica del esfuerzo de pesca y la captura por unidad de esfuerzo.

Payá *et al.* (1996) identifican 5 períodos en la tendencia del esfuerzo en el período 1982-1993. Estos son los siguientes:

- Desplazamiento del esfuerzo de pesca desde la latitud 38° S entre los meses de enero de 1982 y mayo de 1983.
- Desplazamiento del esfuerzo de pesca desde la latitud 37° S hasta 35° S entre los meses de mayo de 1983 a agosto 1984.
- Estabilización del esfuerzo entre las latitudes 34° y 36° S desde septiembre de 1984 hasta agosto de 1986.
- Desplazamiento del esfuerzo al sur de la latitud 35 S desde septiembre de 1986 hasta noviembre de 1988
- A partir de diciembre de 1988, el esfuerzo se concentra de preferencia al norte de la latitud 36° S, presentando desplazamientos al sur de la latitud 37° S en los meses estivales.

En síntesis, el análisis espacial de las capturas, esfuerzo de pesca y CPUE por año, revela una clara tendencia a concentrar el esfuerzo de pesca entre San Antonio (33° 30'S) y Nugurne (35° 58' S), con focos importantes de capturas al sur de 37° 30' S (Lebu-Morguilla) y sur de Isla Mocha (39° S) y al norte de 33° S, producto de los desplazamientos estacionales de la flota arrastrera que debe llegar a altos rendimientos de pesca en las zona extremas.



1.2 Procesos individuales

a. Crecimiento

Aguayo y Ojeda (1981) estimaron parámetros de crecimiento por sexo en base a información de longitud-edad y peso-edad, proveniente de la lectura de edad en otolitos saculares mediante el método de ajuste lineal de Ford - Walford.

Las ecuaciones de crecimiento fueron las siguientes:

$$L_t = 59,4cm \left[1 - e^{-0,29702(t+0,03535)} \right] \quad (\text{machos})$$

$$L_t = 72,4cm \left[1 - e^{-0,22479(t+0,07299)} \right] \quad (\text{hembras})$$

$$W_t = 1303,4_g \left[1 - e^{-0,22479(t+0,07299)} \right]^{2,97} \quad (\text{machos})$$

$$W_t = 2.218,1_g \left[1 - e^{-0,2274(t+0,00596)} \right]^{2,93} \quad (\text{hembras})$$

En 1987 Aguayo y Ojeda reestimaron los parámetros de crecimiento de merluza común mediante método de ajuste no lineal utilizando información de longitud-edad para el período 1972-1978. Las ecuaciones de crecimiento en longitud son las siguientes:

$$L_t = 57,4cm \left[1 - e^{-0,28752(t+0,23222)} \right] \quad (\text{machos})$$



$$L_t = 78,1cm \left[1 - e^{-0,1529(t+0,78160)} \right] \quad (\text{hembras})$$

$$L_t = 80,4cm \left[1 - e^{-0,13896(t+0,91880)} \right] \quad (\text{ambos})$$

y en peso

$$W_t = 1.185,6g \left[1 - e^{-0,28745(t+0,023292)} \right]^{2,996} \quad (\text{machos})$$

$$W_t = 2.908g \left[1 - e^{-0,15288(t+0,78169)} \right]^{2,949} \quad (\text{hembras})$$

$$W_t = 3.196,3g \left[1 - e^{-0,13861(t+0,92296)} \right]^{2,967} \quad (\text{ambos})$$

b. Madurez

Respecto a la talla de primera madurez en merluza común Balbontín y Fisher (1981) señalan que ésta en hembras fue 32,3 cm en Coquimbo, 36,2 en San Antonio y 39,4 cm para la zona de San Vicente.

Balbontín y Bravo (1993) hicieron un reanálisis de los datos de merluza correspondientes a muestras de 1965 (Balbontín y Fisher (**op. cit.**), encontrando que la talla de primera madurez disminuyó de 36,5 cm en 1965 a 33,5 cm en 1992 en merluzas provenientes de la zona de Valparaíso y de 39,4 cm en 1965 a 36,6 cm en 1992 en la zona de San Vicente. Sin embargo, estos estudios presentan como limitante el que la estimación de la longitud 50% se realizó mediante mínimos



cuadrados, método que según Welch y Foucher (1988) presenta problemas en la conducta de los residuales. Payá *et al.*, 1997 señalan que en valores de talla de primera madurez estimados por Balbontín y Fisher (op cit) carecen de intervalos de confianza, lo que no permite la comparación estadística de los resultados. En un nuevo estudio realizado por ellos, en el que consideran información de 10 años y de un crucero de evaluación, concluyen que no existen diferencias en la talla de 1ª madurez para las áreas y años analizados.

Por otra parte, Cerna (1994) señala una talla de primera madurez de 38,9 cm para hembras colectadas entre las latitudes 34° y 38° S, lo cual es concordante con lo encontrado por Balbontín y Fisher (*op. cit.*) para la zona de San Vicente. Hay que tener en cuenta que en los estudios los criterios básicos son los mismos, esto es, se considerarán como sexualmente activas a las hembras que presentan estados de madurez vitelogénico, maduro hidratado y folículos postovulatorios, incluyendo además los ovarios en estado previtelogénico, que presentaban diámetros de ovocitos iguales o mayores a 260 micras.

Los últimos antecedentes que provienen de un estudio de datos de diez años (1983-1993) y un crucero de evaluación (1995) fue realizado por Payá *et al.* (*op. cit.*), concluyendo que no existen diferencias en la talla de primera madurez para las áreas y años analizados, lo que significa una estabilidad histórica en la talla de primera madurez.

c. Fecundidad

Los primeros antecedentes relativos a la fecundidad de merluza común corresponde a Delfín (1903) con una exigua muestra (3 ejemplares), Sánchez (1959) presenta un



estudio de carácter preliminar, siendo los más completos los de Balbontín y Fisher (1981) y Cerna (1994).

En el caso de Balbontín y Fisher (**op cit**), la fecundidad estimada corresponde a la absoluta y la relativa. La fecundidad absoluta se correlacionó con el peso corporal y la longitud total de las hembras para los tres puertos muestreados (Coquimbo, San Antonio y Talcahuano). Para la relación fecundidad-peso corporal el mejor ajuste correspondió a una recta de regresión y para la relación fecundidad-longitud total correspondió a una curva potencial. Estadísticamente no se presentan diferencias significativas entre las rectas de regresión de los tres puertos, rechazándose además la hipótesis de coincidencia.

La fecundidad relativa fue calculada para hembras agrupadas con respecto al peso corporal y a la longitud total. Los valores promedio de la fecundidad relativa es 367g para Coquimbo; 327g para San Antonio, y 322g para San Vicente.

La relación más ajustada entre el número de oocitos en la moda de tamaño más avanzada, con el peso corporal y la longitud total de las hembras muestreadas en San Antonio, correspondió a una recta.

El potencial de desove de merluza común fue calculado a partir de la información de fecundidad absoluta y frecuencia de tallas de las hembras. Se observó que en San Antonio, los ejemplares de talla más grandes tienen escasa incidencia en el desove total, no obstante su alta fecundidad promedio, ocurriendo lo inverso en individuos de menor talla. En San Vicente se produjo lo contrario respecto a las tallas grandes suponiéndose que se trataría de una población subexplotada o sujeta a inmigraciones de ejemplares de tallas grandes procedentes de otras áreas.



2. Evaluación de stock

2.1 Matrices de datos para la evaluación

Las 100 matrices de captura en número y pesos medios a la edad fueron completadas incluyendo desde los años 1968 a 1979, permitiendo realizar los análisis para todo el período histórico (1968-1995).

En la **figura 1**, se muestra a modo de ejemplo la variabilidad de las frecuencias de longitud; así como los intervalos de confianza al 95% para 1990, resultantes de aplicar el programa FREQSIM.

Los resultados del programa KEYSIM, que realiza un “Montecarlo” de la probabilidad de pertenencia de una talla a una cierta edad, se ejemplariza en la **figura 2**. En primer lugar, se debe tener en cuenta que los individuos más jóvenes con una mayor tasa de crecimiento, los rangos de talla por edades presentan menores traslapos que en edades adultas. Esto se puede observar por ejemplo en las tallas de 30 y 34 cm que presentan sobreposiciones entre las edades de 2 y 4 y con una mayor probabilidad de pertenencia a la edad 3 ($P= 0,5$). Por otra parte, la talla 38 muestra un mayor traslapo entre las edades (3-6) y con una mayor probabilidad de pertenencia la edad 4 ($P= 0,6$). En todo caso, los límites de confianza 95% son estrechos, señalando una baja variabilidad en la relación talla-edad (**Fig. 2**).

Las 100 matrices de captura en número y pesos medios a la edad, que se obtuvieron con el programa MATBOOTS muestran, en general, para la captura en número una variabilidad baja, a excepción de 1992, mientras que para los pesos promedios una variabilidad mayor. En las **figuras 3 y 4** se presentan como ejemplo la captura en número y los pesos por grupo de edad en hembras para las edades 4, 6 y 8.



La validación de las matrices de captura-edad y peso de la merluza común, mediante la comparación de la biomasa capturada **versus** el desembarque anual en el período 1968-1995, se presenta en la tabla 1. En general, los porcentajes de diferencias son muy bajos, excepto 1991 (-4,78%), siendo todos menores que el 5% definido como aceptable. Las causas de estas variaciones están relacionadas con las varianzas asociadas a los pesos promedios, no descartando la probabilidad de cambios en el factor de condición.

Las 100 muestras del número de individuos en las evaluaciones directas realizadas con hidroacústica fueron calculadas de forma similar (FREQSIM, KEYSIM y MATBOOTS) a las matrices de captura y fueron tomadas de Payá (1996). En la **figura 5** se representa el promedio, así como los intervalos de confianza al 95%, del número de hembras.

Para realizar 1.000 veces el ADASIM, se combinaron en forma aleatoria las 100 matrices de captura en número y pesos a la edad con las 100 matrices de número de individuos en la evaluación hidroacústica. Esto se realizó cuidando de no romper los vínculos entre sexos y entre captura en número y pesos medios.

2.2 Parámetros ajustados por ADASIM

a. Capturabilidades de la hidroacústica por edades

Los valores resultantes de los 1.000 “bootstrappings”, fluctuaron entre 0,9000 (edad 2) y 1,000 (edad 13) en hembras y entre 0,900 (edad 2) y 1,006 (edad 9) en machos. Comparando por grupo de edad, la capturabilidad es algo mayor en los machos. En ambos casos, los intervalos de confianza al 95% señalan una baja variabilidad (Tabla 2).



b. Mortalidad por pesca del último año

En las hembras las mortalidades por pesca fueron bajas fluctuando entre 0,031 (edad 13+) y 0,177 (edad 4), destaca que las mayores mortalidades se concentraron entre las edades 2 a 5 (Tabla 3). En los machos las mortalidades por pesca son mayores variando desde 0,062 (edad 2) y 0,225 (edad 9) (Tabla 3).

c. Mortalidades por pesca de las edades más viejas

Los valores para las hembras fluctuaron entre 0,032 (0,03-0,034) en 1995 y 1,871 (2,35-1,46) en 1968 (Tabla 4). En el caso de los machos las mortalidades fueron desde 0,198 (0,192-0,21) en 1995 hasta 2,222 (1,934-2,484) en 1968. Se aprecia que las mortalidades por pesca de machos son mayores que las de las hembras.

2.3 Resultados de la evaluación de stock

a. Biomasa totales (fracción 3+)

Para ambos sexos, la biomasa muestra una tendencia estable en torno a las 300 mil t entre 1973 y 1983 (**Fig. 6a**). A partir de 1984 comienza a incrementarse la biomasa total de merluza común, llegando a un máximo de aproximadamente 700 mil t en 1988, disminuyendo en los años siguientes hasta alrededor de 400 mil t en 1992. En 1993 y 1994 se produce un nuevo incremento de la biomasa, que alcanza en este último año un valor similar a 1988. El año 1995 que es el último de la serie es levemente inferior, pero hay que considerar que en este tipo de análisis, los últimos años, no obstante la calibración con índices auxiliares externos, presentan cierta incertidumbre asociada.



La biomasa promedio de las hembras muestra una leve tendencia a aumentar desde el año 1974, alcanzando los mayores valores en 1989-90, con aproximadamente 380 mil toneladas. La declinación posterior es poco marcada a diferencia de los machos, cuyo patrón de evolución en el período 1968-95 marca en gran medida el patrón de las fluctuaciones anuales de la biomasa total (Fig 6b y 6c). Las mayores biomásas de los machos se presentan en 1988 con alrededor 300 mil t en ambos casos.

b. Número total de individuos (fracción 3+)

La abundancia promedio total o de ambos sexos, presenta un período de cierta estabilidad entre los años 1968 y 1983, con pequeñas fluctuaciones en torno a los 550 millones de individuos. Posteriormente, aumentan en forma sostenida, estabilizándose entre 1986 y 1988 en alrededor de 1.500 millones de individuos. De 1988 en adelante disminuye el número de individuos del stock hasta aproximadamente 1.000 millones en 1992, recuperándose luego el stock para alcanzar la mayor abundancia del período en 1994 con casi 1.700 millones de individuos (Fig. 7a). El primer período de altas abundancias sería el resultado de reclutamientos exitosos sucesivos, en cambio la alta abundancia de 1994 estaría asociado a un solo reclutamiento exitoso.

La abundancia promedio de las hembras presentan, en general, una tendencia creciente en el período 1968-1994, mostrando valores máximos de alrededor de 750 millones entre 1986 y 1988, disminuyendo levemente en los años siguientes para nuevamente alcanzar un máximo cercano a los 800 millones en 1994 (Fig. 7b).

Los machos a diferencia de las hembras presentan una tendencia declinante entre 1968 y 1981 (550 millones a 300 millones), para luego presentar un notorio y



sostenido aumento hasta alrededor de 800 millones de individuos en 1986-1988; posteriormente decae, llegando casi a las 300 mil t, iniciándose un rápido aumento de la abundancia para culminar con aproximadamente 900 millones de individuos en 1994 (**Fig. 7c**).

c. Mortalidad por pesca promedio

La mortalidad por pesca promedio ponderada por la abundancia, presenta una etapa declinante hasta 1976, con valores de F de alrededor de 0,5 en 1968 para ambos sexos a 0,05 en hembras y 0,11 en machos en el último año (**Fig. 8a y 8b**). Esta etapa estaría relacionada con la reducción de tamaño del stock de merluza común y el período de relativa estabilización que se observa hasta 1990, que está asociado a la disminución del esfuerzo de pesca, condicionado por las restricciones de la autoridad normativa para destinar merluza común a la producción de harina. Lo anterior produjo un desincentivo en los usuarios, ya que el mercado de consumo interno era muy limitado.

En los últimos años, aún cuando ha aumentado la captura en forma importante no se observa una respuesta más significativa de F en ambos sexos, sólo en 1992 se aprecia un máximo para decaer nuevamente en 1991. Esto es más evidente en los machos que presentan un valor $F=0,3$ para luego disminuir (**Figs. 8a y 8b**).

d. Reclutamiento de individuos de 3 años de edad

El tamaño de reclutamiento promedio total en el período 1968-95 muestra una etapa de estabilidad en alrededor de 350 millones de individuos (**Fig. 9a**). En una segunda etapa, el reclutamiento a la pesquería de los individuos de 3 años se



incrementa presentando dos máximos, uno 1984-86 (600 millones) y el otro en 1993-94 (800 millones).

En general, el número de reclutas a la edad 3 es mayor en los machos. En 1985 aún cuando ambos sexos presentan un valor máximo cercano a los 300 millones, en los machos este orden de magnitud se extiende a 1984 y 1986. Sin embargo, el segundo mayor reclutamiento corresponde a machos con 500 millones de individuos de 3 años (**Fig 9b y 9c**).

2.4 Comparación con evaluaciones de stock anteriores

Para estas comparaciones la evaluación de stock de 1997 corresponde a la realizada en el presente proyecto.

a. Biomosas totales de las tres últimas evaluaciones de stock

Las biomosas totales promedios del stock correspondientes a las tres últimas evaluaciones presentan, en general, las mismas tendencias en el período 1968-95 correspondientes a las evaluaciones de stock de 1995 y 1997, y en el período 1980-95 para la evaluación de stock de 1996 (**Fig. 10a**). Cabe señalar que la evaluación de 1997 entrega mayores valores de biomasa en el período 1984-90, con un valor máximo de alrededor de 700 mil t en 1988, comparado con las dos otras evaluaciones que estiman valores de aproximadamente 580 mil t (Eval. 1995) y 550 mil t (Eval. 1996).

La sobreposición de los intervalos de confianza al 95%, para la biomasa en la evaluación de 1996 y 1997, muestran que no existen diferencias estadísticas significativas entre ellas (**Fig. 10b**).



b. Número de individuos totales de las tres últimas evaluaciones de stock

La abundancia total del stock muestra una leve tendencia a disminuir entre 1968 (900 millones) hasta 1979 (700 millones). El número promedio total de individuos del stock de merluza común estimado en las evaluaciones de 1995 y 1997 es comparable para todo el período. En cambio, la evaluación del stock de 1996 es sólo comparable desde 1980 en adelante (**Fig.11a**). En primer lugar, cabe señalar que los tamaños del stock correspondientes a los años 1995 y 1997, presentan una primera etapa con valores muy similares, con una leve tendencia a la disminución desde 900 millones de individuos en 1968 a cerca de 700 millones en 1979. A partir de 1980, las abundancias estimadas en las distintas evaluaciones de stock presentan, en general, las mismas fluctuaciones con dos máximos (1987 y 1994), siendo las abundancias estimadas en 1987 mayores que las otras dos.

La sobreposición de los intervalos de confianza al 95%, para el número de individuos en la evaluación de 1996 y 1997, muestran que no existen diferencias estadísticas significativas entre ellas (**Fig. 11b**).

c. Mortalidad por pesca promedio de las tres últimas evaluaciones de stock

Las mortalidades por pesca promedio correspondiente a las tres últimas evaluaciones son muy consistentes, ya que presentan un traslazo prácticamente total en el período 1968-95 (**Fig.12a**). Los intervalos de confianza al 95% indican que no existen diferencias estadísticas entre las evaluaciones de stock de 1996 y 1997 (**Fig.12 b**).



d. Número de reclutas en las tres últimas evaluaciones

El número promedio de reclutas de edad 3 de las tres últimas evaluaciones sigue la tendencia del número y biomasa del stock. Sin embargo, hay que destacar que a partir de 1985 el número de reclutas estimado por la evaluación 1997 es algo mayor que los otros (**Fig.13 a**), pero esta diferencia no es estadísticamente significativa (**Fig. 13b**).

3. Puntos biológicos de referencia

3.1 Datos usados en los PBR

La ojiva de madurez indica que la edad promedio de primera madurez (50% maduros) corresponde aproximadamente a los 4 años y que a los 5 años la mayoría (>95%) de los individuos se encuentran maduros (**Fig.14a**).

La fecundidad aumenta linealmente con la edad (**Fig. 14b**). El mayor aumento de la fecundidad de la edad 13+ se debe a que ésta corresponde a un grupo "plus".

El peso a la edad promedio entre 1989 y 1993, también aumenta linealmente con la edad, produciendo un mayor aumento en la edad 13+, por ser un grupo "plus" (**Fig. 14c**).

El patrón de selectividad promedio desde 1989 hasta 1993, aumenta rápidamente en las primeras edades, luego aumenta a una tasa menor, para finalmente presentar el mayor valor en la edad más vieja (**Fig. 14d**).



Los valores promedios de los pesos promedios y la selectividad para todo el período histórico se presentan en la **figura 15**. La mayor diferencia se aprecia en la selectividad, que en este caso está más distribuida hacia las edades intermedias. El hecho que la mortalidad por pesca de la edad más vieja sea la mayor, se debe a que corresponde a un grupo “plus” que considera varias edades, el cual debió agruparse en la edad 13 para obtener toda la serie histórica, debido a que en los setenta no aparecieron individuos mayores que esta edad, no así en los ochenta donde han aparecido ocasionalmente individuos de hasta 16 años.

3.2 Puntos biológicos de referencia

a. Período 1989-1993

La mortalidad por pesca $F_{m\acute{a}x}$ presenta una gran variabilidad en ambos períodos (**Fig. 16**). Esto se debe a que el rendimiento por recluta con el aumento de la mortalidad por pesca presenta una conducta asintótica. Lo anterior produjo que la mayoría de los 1.000 $F_{m\acute{a}x}$ calculados alcanzaran valores extremadamente altos, que no son aceptables, ya que el esfuerzo de pesca que debería aplicar la flota, para producir estos niveles de mortalidad, es demasiado alto para ser rentable. Debido a esto, este PBR no fue considerado en los análisis de riesgo posteriores.

El PBR $F_{0,1}$ fluctuó entre 0,8 y 1,8, con un valor modal de 1, siendo muy similar al PBR $F_{40\%PH}$, el cual varió entre 0,8 y 1,6, con la moda en el valor 1,2 (**Fig. 17a**). La sobreposición casi total de estos dos PBR, indican que no presentan diferencias estadísticamente significativas entre ellos. Por su parte, el PBR $F_{20\%PH}$ se distribuyó entre 2,0 y 3,2, con una moda de 2,2.



b. Período 1968-1995

El $F_{0,1}$, fluctuó entre 0,6 y 1,2, presentando una moda de 0,8, que es menor que la estimada para el período 1968-1993 (**Fig 17b**). La sobreposición de $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$, aumentó en comparación al período más reciente, siendo casi total. El $F_{20\%PH}$, también disminuyó al considerar todo el período histórico, fluctuando entre 1,4 y 2,4, con una moda de 1,8. No obstante, las distribuciones de cada PBR en los dos períodos se sobreponen en forma importante, siendo mayor de un 5%, por lo que no presentan diferencias estadísticamente significativas.

3.3 Proyecciones de reclutamientos

Se ensayaron diferentes valores de correlación para simular los reclutamientos utilizando el modelo de Clark (1993). Mientras mayor fue el nivel de correlación mayor fue el orden de magnitud de los reclutamientos (**Fig.18**). Al utilizar el valor de correlación de 0,78, calculado usando los reclutamientos estimados por ADASIM, se simularon series de reclutamientos que presentaron un orden de magnitud de 10^{23} , lo cual es muy superior al orden de magnitud de 10^8 , que muestran los reclutamientos estimados por ADASIM. Disminuyendo la correlación a 0,1, los reclutamientos simulados fueron del orden de magnitud de 10^9 , acercándose al orden de magnitud de los reclutamientos estimados por ADASIM. Sin embargo, con niveles tan bajos de correlación los reclutamientos simulados presentaron una tendencia casi puramente aleatoria. En el otro extremo, con valores de correlación muy altos (0,95), los ordenes de magnitud de los reclutamientos simulados fueron demasiados elevados (10^{53}), aunque presentaron una conducta más cercana a lo deseable, en términos de simular períodos de buenos y malos reclutamientos y no ruido puramente aleatorio.



Aunque era posible seleccionar un nivel de correlación alto que generara conductas de reclutamientos similares a los estimados con ADASIM, este nivel de correlación debería haber sido superior al calculado desde los resultados del ADASIM y luego los reclutamientos simulados se deberían haber escalado al orden de magnitud correcto, mediante algún factor **ad hoc**.

Debido a lo anterior, se prefirió desarrollar un nuevo procedimiento de simulación de reclutamientos aleatorios autocorrelacionados, sobre la base de un modelo lineal entre los reclutamientos del año $j+1$ y el año j . Este modelo fue altamente significativo y explicó el 60% de la variabilidad de los datos (Tabla 5 y **Fig.19a**). La distribución de los residuales entorno a los estimados fue buena, sin presentar tendencias.

Las proyecciones de los reclutamientos presentaron fluctuaciones aleatorias correlacionadas, evitándose fluctuaciones puramente aleatorias, y generando períodos de buenos y malos reclutamientos. En la **figura 19b** se presentan ejemplos de estas proyecciones.

4. Estrategia de captura constante

4.1 Riesgos proyectados

4.1.1 Captura constante máxima (CCM): 100 mil t

Para definir la CCM, se consideró la menor biomasa total de ambos sexos, como el menor valor del límite inferior al 95%, el cual correspondió a 180 mil t en el año 1968. Siguiendo el criterio de Caddy y Mahon (1995), la CCM debería ser menor que esta biomasa, ya que la historia de la pesquería indica que en 1968 se realizó el máximo



desembarque con 128 mil t, luego del cual se produjo una fuerte disminución de las capturas, debido a una situación de sobreexplotación por reclutamiento (Aguayo y Young, 1982). Debido a esto, se consideró que la CCM debería dejar a lo menos el 40% de la biomasa en el mar, lo cual se aproximó a un valor de CCM de 100 mil t.

a. Biomosas proyectadas con captura de 100 mil t

Las proyecciones que consideraron las capturas reales realizadas hasta el año 1996 y desde 1997 una captura constante de 100 mil t, muestran que la biomasa total de ambos sexos aumenta desde 722 mil en 1994 hasta 781 mil t en 1997, para luego disminuir sostenidamente hasta 613 mil en el 2.005 (**Fig. 20a**). Esta disminución de la biomasa es más intensa en los machos que en las hembras (**Fig. 20b y 20c**). Por otra parte, los intervalos de confianza se incrementan con los años, mostrando que a medida que se aumenta el tiempo de las proyecciones, éstas se hacen cada vez más imprecisas.

b. Mortalidades por pesca proyectadas con captura de 100 mil t

Los valores de F para hembras presentaron una tendencia promedio creciente, desde 0,5 en 1994 hasta 1,5 en el 2005, con un intervalo de confianza asimétrico y creciente con los años, indicando una mayor incerteza hacia los valores de F mayores (**Fig. 21a**).

Los machos presentan valores de F mayores que las hembras, presentando también una tendencia creciente, desde 0,8 en 1994 hasta 3 en el 2005 (**Fig. 21b**). La incerteza en machos fue mayor que en hembras, como se aprecia por la mayor amplitud del intervalo de confianza, que alcanza límites superiores que son imposibles de realizar por las flotas pesqueras. Esto se debe a que las biomosas son



muy bajas por lo que para alcanzar la captura de 100 mil t, se debería aplicar mortalidades por pesca excesivamente altas.

c. Riesgo proyectado con captura de 100 mil t

c1. Riesgo de no alcanzar el objetivo de manejo

Debido a que los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ se superponen, las probabilidades de riesgo para estos dos PBR son similares, pero cambian según el período de años considerado en sus cálculos (Tabla 6). Para el período 1989-1993, que refleja la condición más actual del stock, se aprecia que los riesgos de sobrepasar $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ son inexistentes hasta 1996, pero luego aumentan linealmente hasta alcanzar una probabilidad de 0,45 en el 2005 (**Fig. 22**). Para el período 1968-1995, el riesgo aumenta fuertemente desde 0,05 en 1996 hasta 0,4 en 1997, para luego aumentar linealmente hasta 0,65 en el 2005.

c2. Riesgo de sobreexplotación

Como se mencionó anteriormente, el PBR $F_{m\acute{a}x}$ no se utilizó debido a su gran incerteza, producida por la naturaleza asintótica del Y/R con la mortalidad por pesca. El riesgo de sobreexplotar por reclutamiento o sobrepasar $F_{20\%PH}$ fue inexistente hasta el año 2000, para luego aumentar lentamente hasta una probabilidad de 0,1 en el 2005 (**Fig. 22** y Tabla 6). Este riesgo es levemente mayor cuando se consideró todo el período histórico en el cálculo de $F_{20\%PH}$.

4.1.2 Captura constante de 85 mil t

a. Biomosas proyectadas con captura de 85 mil t

La biomasa promedio proyectada disminuyó desde 783 mil t en 1996 hasta 676 mil t en 2005, con una tendencia a aumentar la incertidumbre con los años (**Fig. 23a**). Los



machos presentaron una mayor tasa de declinación que las hembras (**Figs. 23b y 23c**).

b. Mortalidades por pesca proyectadas con captura de 85 mil t

Los valores de F de hembras presentaron un leve aumento desde 0,6 en 1996 hasta 0,7 en el 2005, con un fuerte crecimiento de la incerteza con los años, especialmente hacia los valores mayores (**Fig. 24a**). Por su parte, el valor promedio de los F de los machos crecieron desde 0,9 en 1996 hasta 1,5 en el 2005 (**Fig. 24b**). En ambos sexos los valores promedios de F en 2005 alcanzaron la mitad de los valores que se produjeron para ese mismo año con una captura constante de 100 mil t.

c. Riesgo proyectado con captura de 85 mil t

c1. Riesgo de no alcanzar el objetivo de manejo

Los riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ estimados en base al período 1989-1993 fueron nulos hasta 1997, luego aumentaron linealmente hasta una probabilidad de 0,2 en el 2005 (**Fig.25** y Tabla 6)). Este riesgo en el último año es la mitad del obtenido con una captura constante de 100 mil t.

Analizando los PBR estimados de toda la información histórica, se observa que el riesgo de sobrepasar $F_{0,1}$ fue prácticamente cero en 1995 y luego aumentó hasta 0,12 en 1996, para posteriormente crecer en forma lineal, alcanzando el valor de 0,37 en el 2005 (**Fig. 25**). Por su parte, el riesgo de sobrepasar $F_{40\%PH}$ creció linealmente desde cero en 1995 hasta 0,34 en el 2005, siendo siempre menor que el riesgo de sobrepasar $F_{0,1}$.



Las probabilidades de riesgo alcanzadas en el 2005 fueron cercanas a un medio de las producidas para ese mismo año con una captura de 100 mil t.

c2. Riesgo de sobreexplotación

No se produce riesgo de sobreexplotación por reclutamiento ($F_{20\%PH}$) hasta el 2001, luego se genera un nivel de riesgo despreciable menor 0,05 hasta el 2005 (**Fig. 25** y Tabla 6).

4.1.3 Captura constante de 60 mil t

a. Biomosas proyectadas con captura de 60 mil t

La biomasa promedio proyectada de ambos sexos se mantuvo similar a lo largo de todo el período proyectado en torno a las 780 mil t (**Fig.26a**). Esto se produjo por el balance entre el aumento de la biomasa de hembras y la disminución de la machos (**Figs. 26b** y **26c**).

b. Mortalidades por pesca proyectadas con captura de 60 mil t

Los valores promedios de F de hembras aumentaron de 0,5 en 1994 hasta 0,6 en 1996, luego disminuyeron hasta 0,45 en 1997 y posteriormente disminuyeron levemente hasta 0,4 en el 2005 (**Fig. 27a**). En los machos los valores de F promedio fluctuaron alrededor de 0,8 entre 1994 y 1996, luego disminuyeron a 0,5 en 1997, para finalmente aumentar hasta 0,7 en el 2005 (**Fig.27b**).



c. Riesgo proyectado con captura de 60 mil t

Todos los tipos de riesgo resultaron inexistentes o despreciables, con valores menores de 0,04, excepto en 1996 en que se alcanzaron probabilidades de 0,12 para $F_{0,1}$ y 0,05 para $F_{40\%PH}$ (**Fig. 27** y Tabla 6).

4.2 Riesgos retrospectivos de estrategia de captura constante

4.2.1 Riesgo de colapso de la estrategia de captura constante

Este riesgo presentó una conducta que fue ajustada exitosamente a una curva logística, destacándose que la probabilidad de riesgo fue nula con una captura de 70 mil t, 0,5 con 72 mil t y casi total con 75 mil t (**Fig. 29a**).

Para analizar la conducta del stock en su situación más actual, se repitieron los análisis considerando de 1982 hasta 1995. Los resultados muestran que la conducta logística del riesgo es notablemente diferente, siendo el riesgo casi nulo a 60 mil t, 0,5 a 77,5 mil t y total a 90 mil t (**Fig. 29b**).

4.2.2 Riesgos de sobrepasar los PBR para el período 1968-1995

a. Riesgo que hubiera existido con una captura constante de 75 mil t

Los niveles de F que hubiera experimentado el stock de hembras se presentaron fluctuando entre 0,8 y 2,5 entre 1968 y 1979, luego crecen sostenidamente hasta llegar a ser incapaces de producir la captura de 75 mil t, es decir, hasta el colapso de esta estrategia de captura constante (**Fig. 30**). Al comparar estos niveles de F con los PBR promedios, se aprecia que a partir de 1980 todos los PBR son ampliamente sobrepasados.



El riesgo de sobrepasar los diferentes PBR fue igual a 1 desde 1980 en adelante (**Fig 31**). En los años anteriores, el riesgo de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ fueron altos, con excepción de 1969 y 1971. Por otra parte, los niveles de riesgo de sobrepasar el PBR de $F_{20\%PH}$ fueron bajos, excepto en 1976.

Es importante notar que los riesgos de sobrepasar los PBR fueron iguales a 1 varios años antes que la estrategia de captura constante colapsara.

b. Riesgo que hubiera existido con una captura constante de 72 mil t

En el período 1968-1974 y en 1978, los valores de F producidos con 75 mil t fluctuaron en torno a los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$, el resto de los años, en general, se mantuvo por sobre el PBR $F_{20\%PH}$ (**Fig. 32**).

Los riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%}$, fueron siempre altos, a excepción de 1969, 1971 y 1972 y a partir de 1975 fueron prácticamente iguales a 1 (**Fig. 33**). El riesgo de sobreexplotar por reclutamiento fue bajo hasta 1979, con la excepción de 1976, luego desde 1980 este riesgo fue muy alto (**Fig. 33**).

c. Riesgo que hubiera existido con una captura constante de 70 mil t

Las F producidas con capturas de 70 mil t, se mantuvieron en torno a los valores $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ hasta 1974, aumentaron en 1976 y disminuyeron en 1978 y 1979, luego aumentaron hasta 1981, superando el $F_{20\%PH}$ y finalmente presentaron una tendencia decreciente hasta 1995, disminuyendo hasta los valores más bajos de la serie histórica (**Fig. 34**). Estos valores siempre fueron menores que el PBR $F_{20\%PH}$ con excepción de 1981.



Los riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ en general fueron altos (0,6-1), con excepción de los años 1969, 1971, 1978, 1994 y 1995 que presentaron valores bajos (0-0,1) (**Fig. 35**). Por su parte, el riesgo de sobreexplotar por reclutamiento ($F_{20\%PH}$) fue siempre muy bajo (0-0,1), exceptuando 1981, 1983 y 1986.

4.2.3 Riesgos de sobrepasar los PBR para el período 1982-1995

a. Riesgo que hubiera existido con una captura constante de 90 mil t

Desde 1982 hasta 1986, los valores de F fluctuaron entre $F_{0,1}$ y $F_{20\%PH}$, luego superaron ampliamente estos niveles, presentando un crecimiento sostenido hasta 1995, con excepción de 1992 y 1993 (**Fig. 36**). En todo el período estos F superaron a los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ y desde 1987 al $F_{20\%PH}$.

El riesgo de sobrepasar $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ fue siempre alto, mientras que el riesgo de sobreexplotar por reclutamiento fue bajo en 1983, pero luego aumentó para mantenerse cercano a 1 desde 1989 en adelante (**Fig.37**).

b. Riesgo que hubiera existido con una captura constante de 77,5 mil t

La captura de 77,5 mil t produjo valores de F que presentaron una tendencia creciente desde 0,8-1,2 en 1982-1986 hasta 5,5 en 1995 (**Fig. 38**). A lo largo de toda la serie los valores de F fueron mayores que los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ y superaron el $F_{20\%PH}$ a partir de 1989.

El riesgo de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ fue siempre alto (0,9-1), excepto en 1983 y 1985, mientras que las probabilidades de sobreexplotar por reclutamiento



($F_{20\%PH}$) presentaron valores bajos hasta 1985, para luego aumentar a niveles altos (0,5-0,8) hasta 1995 (**Fig. 39**).

c. Riesgo que hubiera existido con una captura constante de 60 mil t

Los F con captura de 60 mil t fluctuaron alrededor de los valores de $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ y nunca alcanzaron valores cercanos a $F_{20\%PH}$ (**Fig. 40**).

El riesgo de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ presentó fuertes fluctuaciones entre valores de probabilidad de 0,1 (1983, 1985 y 1992) y 0,7 (1982 y 1990). El riesgo de sobrepasar el PBR $F_{20\%PH}$ fue prácticamente despreciable durante toda la serie histórica (**Fig. 41**).

5. Estrategia de tasa de explotación constante

5.1 Riesgos proyectados

5.1.1 Riesgos proyectados con tasa de explotación constante de 10%

a. Biomosas totales

La biomasa promedio proyectada presentó una leve tendencia decreciente desde 783 mil t en 1996 hasta 680 mil t en 2005. La incertidumbre aumentó fuertemente hacia el año 2005, en el cual el intervalo de confianza de la biomasa incluye desde 450 mil t hasta un millón de toneladas (**Fig. 42 a**)



b. Mortalidad por pesca proyectadas con tasa de explotación de 10%

Los valores de F de machos presentaron una leve disminución desde 0,55 en 1996 hasta 0,5 en el año 2000, para luego estabilizarse (**Fig. 42b**). Los F de hembras tuvieron una leve tendencia decreciente desde 0,58 en 1996 hasta 0,5 en el 2005 (**Fig. 42.c**).

c. Riesgo proyectado con tasa de explotación de 10%

c1. Riesgo de no alcanzar el objetivo de manejo

La tasa de 10% de explotación produce niveles de riesgos ($F_{40\%PH}$ y $F_{0,1}$) muy bajos y con tendencia decreciente, los cuales no superan la probabilidad de 0,005 en el peor de los casos (**Fig. 43**).

c2. Riesgo de sobreexplotación

Los riesgos de sobreexplotar por reclutamiento aplicando una tasa de explotación de 10% fueron inexistentes (**Fig. 43**).

5.1.2 Riesgos proyectados con tasa de explotación constante de 15%

a. Biomاسas totales

Las biomاسas promedios proyectadas presentaron una clara tendencia decreciente desde 770 mil t en 1996 hasta 550 mil t en el 2005 (**Fig. 44a**). El intervalo de confianza al 95% presenta una gran amplitud en el último año, desde 300 hasta 900 mil t.



b. Mortalidad por pesca proyectadas con tasa de explotación de 15%

Tanto las mortalidades de machos como las de hembras se mantuvieron estables en torno a 0,9 (**Fig. 44 b y c**)

c. Riesgo proyectado con tasa de explotación de 15%

c1. Riesgo de no alcanzar el objetivo de manejo

Para los puntos biológicos referencia del período 1989-1993, los riesgos presentaron una tendencia creciente que va desde valores de 0,2 en 1997 hasta 0,35 en el 2005, mientras que para los PBR del período 1968-1995, éstos fluctuaron desde 0,76 hasta 0,81 (**Fig. 45**).

c2. Riesgo de sobreexplotación

Considerando los PBR del período 1968-1993 se obtuvieron riesgos crecientes desde 0,1 en 1997 hasta 0,3 en el 2005, mientras que con respecto a los PBR 1989-1993 los riesgos fueron inexistentes (**Fig. 45**).

5.1.3 Riesgos proyectados con tasa de explotación constante de 25%

a. Biomاسas totales

Las tasa de 25% produjo un decaimiento exponencial de las biomاسas promedios desde 783 mil t en 1996 hasta 400 mil t en el año 2005, con un intervalo de confianza para este último año que incluye desde 250 hasta 700 mil t (**Fig. 46a**).



b. Mortalidad por pesca proyectadas con tasa de explotación de 15%

En ambos sexos, los valores de F registradas para 1996 se triplicaron en 1997 al aplicar las tasas de 25% (**Fig. 46 b y c**). Los valores de F aumentaron desde 1,4 en 1997 hasta 2,2 en el 2005.

c. Riesgo proyectado con tasa de explotación de 25%

La aplicación de la tasa de 25% de explotación generó niveles de mortalidad por sobre todos los PBR, produciéndose riesgos iguales a 1 en todos los casos (**Fig. 47**).

5.2 Riesgos retrospectivos con tasa de explotación constante

5.2.1 Riesgos que hubieran existido con una tasa de explotación de 10%

La aplicación de una tasa de 10% hubiera producido un gran crecimiento de la biomasa del stock llegando a duplicar los niveles que realmente se registraron, ya que por ejemplo para el período 1982-1995 se hubieran alcanzado biomásas en torno a las 1,2 millones de toneladas (**Fig. 48**). Esto significa que en los últimos años las capturas podrían haber sido del orden de 120 mil t.

La mortalidad por pesca de referencia se mantuvo por debajo de los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ hasta 1975, luego los superó hasta 1989 para volver a disminuir por debajo de estos PBR (**Fig. 49**). En ningún año las mortalidades por pesca alcanzaron el PBR $F_{20\%PH}$. Consecuentemente, los niveles de riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ fueron altos entre 1975 y 1989, mientras que el riesgo de sobreexplotar por reclutamiento fue inexistente (**Fig. 50**).



5.2.2 Riesgos que hubieran existido con una tasa de explotación de 15%

La biomasa que se hubiera producido con esta tasa presentó fluctuaciones en torno a las 500 mil t, por lo que las capturas en promedio podrían haber sido de 75 mil t (**Fig. 51**). Por otra parte, se destaca un máximo de biomasa en 1976, el cual se insinúa tenuemente en la evaluación real.

Las mortalidades por pesca hasta 1972 superaron los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$, pero luego se mantuvieron por sobre ellos hasta 1991 (**Fig. 52**). En relación con el PBR $F_{20\%PH}$, éste fue superado entre 1975 hasta 1988. Por lo tanto, los riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ fueron iguales a 1 entre 1975 y 1990, con excepción de 1976 (**Fig. 53**). Por su parte el riesgo de sobreexplotar por reclutamiento presentó valores muy altos en 1976, 1981 y entre 1983 y 1988.

5.2.3 Riesgos que hubieran existido con una tasa de explotación de 25%

La tasa de 25% produjo una tendencia decreciente en la biomasa con una fuerte pendiente que genera niveles de biomasa para los últimos años de 50 mil t (**Fig. 54**). Estos niveles de abundancia obviamente no permitirían la existencia de la pesquería, ya que las capturas serían demasiado pequeñas, alrededor de 5 mil t.

Las mortalidades por pesca superaron los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ en toda la serie histórica, excepto los dos últimos años. Mientras que el PBR $F_{20\%PH}$, fue superado ampliamente entre 1973 y 1992 indicando una fuerte sobreexplotación por reclutamiento (**Fig. 55**). Obviamente, durante la mayor parte de los años todos los niveles de riesgos fueron muy elevados y cercanos a 1 (**Fig. 56**).



6. Estrategia de tasa de explotación constante con umbral de escape

6.1 Definición de umbral de escape de huevos

El ajuste del modelo de Ricker fue bueno, encontrándose que el umbral de 20% de producción virginal de huevos fue de $2,6 \cdot 10^{13}$. Sin embargo es claro que en los años 82-83 y 90-91, se producen grandes desviaciones del modelo, las cuales se relacionan con la presencia del evento de “El Niño” de esos años (Fig.57). Esto dificulta el uso de este modelo para predecir reclutamientos, ya que hasta el momento no se puede predecir las condiciones ambientales que afectan fuertemente la relación stock recluta. Desde 1968 hasta 1975 el stock se encontró en una clara condición de sobreexplotación por reclutamiento, encontrándose que esos años estuvieron por debajo del umbral del 20% de la producción virginal de huevos.

6.2 Proyección de la estrategia de tasa de explotación constante con umbral

Básicamente esta estrategia es similar a la de tasa de explotación constante, con la diferencia que la pesquería se debe suspender si se alcanza el umbral de sobreexplotación. Debido a esto sólo se presentan los resultados de la producción de huevos con diferentes tasas en relación al umbral definido.

Las tasas de explotación constante de 10 y 15% producen escapes de huevos que no alcanzan el umbral de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos (Fig. 58). Por su parte el límite inferior al 95% de la producción de huevos proyectada con la tasa de 25% sobrepasa el umbral en el año 2002.



6.3 Análisis retrospectivo con tasa de explotación constante con umbral de escape.

Retrospectivamente, también se encontró que las tasas de 10 y 15% de explotación constante no conducen a la producción de huevos por debajo del umbral de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos, mientras que la tasa de explotación de 25% hubiera llevado inmediatamente a población por debajo del umbral (**Fig. 59 a, b y c**).

7. Estrategia de escape constante de huevos

7.1 Riesgos proyectados

7.1.1 Escape constante de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos

Como se observó en las figuras anteriores la producción de huevos en 1995 es del orden de $8 \cdot 10^{13}$ huevos, por lo que para reducir esta producción a $1,3 \cdot 10^{13}$ en un solo año, se requiere realizar una gran captura de 650 mil t en 1997, luego para mantener el escape de huevos en forma constante es necesario bajar la captura a prácticamente cero en 1998 (**Fig. 60**). Luego de estas fuertes fluctuaciones las capturas se estabilizan en torno a las 150 mil t. Este patrón de capturas se repite con los otros niveles de escapes de huevos, cambiando la amplitud de las fuertes variaciones en los primeros años y el nivel de estabilización.

La fuerte reducción que se debe realizar en la producción de huevos se refleja en la biomasa, debiendo pasar de 780 mil t a 250 mil t en un solo año, para luego estabilizarse en las 300 mil t. (**Fig. 61**).



Los niveles de mortalidad por pesca requeridos para este nivel de huevos fluctuaron entre 25 y prácticamente cero. Estas fuertes fluctuaciones, que requieren de grandes cambios en los niveles de esfuerzo, son más bien teóricas que alcanzables por la flota actual (**Fig. 62**).

Los riesgos de superar todos los PBR son iguales a 1, excepto en 1998 cuando son cercanos a 0,7 (**Fig. 63**). Esto se debe a que este nivel de escape constante está por debajo del umbral mínimo de $2,6 \cdot 10^{13}$, definido en las secciones anteriores.

7.1.2 Escape constante de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.

La captura mayor se produce en 1997 con 590 mil t, luego disminuye a 20 mil t en 1998 y finalmente se estabiliza en torno a las 120 mil t (**Fig. 64**). La biomasa disminuye fuertemente en 1997 y luego se estabiliza en 400 mil t (**Fig. 65**). La mortalidad por pesca alcanza valores extremadamente altos en 1997, 14 para machos y 9 para hembras, luego se estabilizan en torno a 5 en machos y a 3 en hembras (**Fig. 66**). Los riesgos de este nivel de escape fueron todos muy altos y prácticamente iguales a 1 para todos los PBR (**Fig. 67**).

7.1.3 Escape constante de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos

La captura máxima que se produce en 1997 es fue de 500 mil t, luego baja fuertemente a 30 mil t, para estabilizarse en 100 mil t (**Fig. 68**). La biomasa bajó en 1997 a 400 mil t, luego subió a 550 mil t, para estabilizarse en 450 mil t (**Fig. 69**). Las mortalidades aún son o fueron muy elevadas generándose en 1997 niveles de 9 en machos y 6 en hembras, para finalmente estabilizarse en 3 en machos y en 2 en hembras (**Fig. 70**). Los niveles de riesgo para todos los PBR fueron elevados (**Fig. 71**).



7.1.4 Escape constante de $8,7 \cdot 10^{13}$ huevos

Con este nivel de escape, mucho mayor que los anteriores, la captura de 1997 alcanza a 160 mil t, luego cae a 80 mil t y disminuye lentamente hasta 75 mil t en el 2005 (**Fig. 72**). La biomasa no experimentó grandes cambios, disminuyendo lentamente hasta 650 mil en el 2005 (**Fig. 73**). Los niveles máximos de mortalidad por pesca fueron de 1,6 en machos y 1,2 en hembras, disminuyendo hacia el año 2005 a valores de 0,9 en machos y 0,6 en hembras (**Fig. 74**). Los niveles de riesgo fueron notablemente menores que con los valores de escapes anteriores, aunque en 1997 el riesgo es alto para los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$, los cuales luego disminuyen en el 2005 a valores entre 0,18 y 0,3. Por su parte el riesgo de sobreexplotación por reclutamiento fue menor estabilizándose en 0,05 (**Fig. 75**).

7.2 Riesgos retrospectivos con escape constante de huevos

7.2.1 Riesgos que hubieran ocurrido con un escape constante de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos.

Mantener este nivel de escape de huevos tan pequeño hubiera generado una gran caída de las capturas a niveles cercanos a cero en los últimos años (**Fig. 76**). Las grandes capturas de los primeros años del orden de 400 mil t, habrían dañado al stock, produciendo una caída violenta de la biomasa, llegando a niveles de 120 mil t en 1995 (**Fig. 77**). El deterioro producido al stock afectaría la producción de huevos y por ende la generación de nuevas reclutas, configurando un cuadro de sobreexplotación por reclutamiento (**Fig. 78**).

La mayor parte del tiempo las mortalidades por pesca superaron a los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ y en varios casos el $F_{20\%PH}$ (**Fig. 79**). Los riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ fueron iguales a 1 la mayor parte del tiempo, mientras que los riesgos



de sobreexplotación por reclutamiento fluctuaron desde valores extremos de riesgo 0 hasta 1 (**Fig. 80**).

7.2.2 Riesgos que hubieran ocurrido con un escape constante de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.

Las capturas presentó un decaimiento constante desde 200 mil t en 1968 hasta 10 mil t en 1992, para luego repuntar a 80 mil t en 1995 (**Fig. 81**). La biomasa disminuye en forma ondulante desde niveles de 350 mil t en los inicios de los setenta hasta 250 mil t en los últimos años (**Fig. 82**). Los reclutas evidencian las fluctuaciones de las biomásas con valores máximos en 1969, 1985 y 1994 (**Fig. 83**). Tanto las mortalidades por pesca como los niveles de riesgos son elevados siendo levemente inferiores a los del escape anterior de $1,3 \cdot 10^{13}$ (**Figs. 84 y 85**).

7.2.3 Riesgos que hubieran ocurrido con un escape constante de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.

Las capturas parten bajas en 1968, con niveles de 60 mil t, luego crecen hasta 280 mil t en 1972, para luego disminuir sostenidamente y finalmente volver a aumentar hasta 130 mil t en 1995 (**Fig. 86**). Las biomásas disminuyen desde niveles de 500 mil t en los primeros 10 años hasta 350 mil t en los últimos años (**Fig. 87**). Los reclutamientos disminuyen constantemente con máximos importantes en 1969, 1985 y 1994 (**Fig. 88**). Las mortalidades por pesca superan los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ entre 1972 y 1989 y al PBR $F_{20\%PH}$ en 1976. Consecuentemente, los niveles de riesgos son elevados para todos los PBR (**Fig. 90**).



VI. DISCUSIÓN

1. Evolución histórica del stock

La evolución histórica mostrada por el stock es similar a la obtenida en las dos evaluaciones anteriores (Payá *et al.* 1996b y 1996c). Esto se debe a que básicamente el procedimiento de evaluación de stock es el mismo, es decir un análisis secuencial de poblaciones calibrado con las abundancias registradas en las evaluaciones directas realizadas por métodos hidroacústicos.

Los resultados de la evolución del stock concuerdan con la hipótesis planteada por Aguayo y Young (1982), quienes postularon que la fuerte caída de las capturas luego del record histórico de 128 mil t, se debió a una falla continua de los reclutamientos producida por un fuerte estado de sobreexplotación por reclutamiento. Esta situación produjo una fuerte baja en las capturas, lo que permitió que la biomasa del stock se mantuviera estable en torno a las 300 mil t hasta 1983. Desde 1984 en adelante se produjeron fuertes cambios en la biomasa del stock, la cual aumentó para mantenerse fluctuando en torno a las 600 mil t. Estos cambios son el producto del aumento de los reclutamientos, principalmente en los períodos 1983-1988 y 1992-1994, lo cual ha producido que la abundancia del recurso en 1995 sea alta, pero compuesta principalmente por dos clases anuales (Payá *et al.* 1996b y 1996c).

Las fuertes fluctuaciones de los reclutamientos se deberían a cambios en las condiciones ambientales y al aumento de la producción de huevos del stock. Los reclutamientos son favorecidos por condiciones intermedias de turbulencia en la época de desove, existiendo una ventana ambiental óptima (*sensu* Cury y Roy 1989) para los reclutamientos de merluza común (Payá *et al.* 1997).



2. Proyecciones de reclutamientos y biomosas

La forma más directa de simular los reclutamientos es realizar un muestreo aleatorio mediante un procedimiento MonteCarlo, para lo cual se requiere conocer de la distribución de probabilidades de los reclutamientos reales. Debido a que no se cuenta con un número suficiente de estimaciones directas de reclutamientos, se debe emplear un método analítico basado en las estimaciones de los reclutamientos realizadas por ADASIM. Por lo tanto, se hace necesario generar series de reclutamientos independientes de las evaluaciones indirectas, que permitan realizar predicciones del tamaño de las cohortes futuras, de manera de reducir las incertidumbres de las proyecciones de abundancia. Al respecto, en este informe se emplearon 3 estimaciones directas del reclutamiento, que corresponden a los reclutas estimados por el método hidroacústico para los años 1980, 1993 y 1995. A la fecha de término de este proyecto se cuenta con una estimación adicional realizada en el año 1997 y según el plan de investigación para esta pesquería se espera que cada año por medio se realicen evaluaciones hidroacústicas.

El modelo de simulación de reclutamientos de Clark (1993) no fue utilizado, ya que para generar series con períodos de buenos y malos reclutamientos se debe emplear un coeficiente de correlación diferente al registrado en los reclutamientos estimados por ADASIM y además los reclutamientos simulados se deben escalar al orden de magnitud real de los reclutamientos estimados por ADASIM. El nuevo procedimiento de simulación de reclutamientos desarrollado en este proyecto permite superar estos inconvenientes, generando reclutamientos del orden de magnitud correcto y considerando la correlación histórica observada en la pesquería.

Las proyecciones de reclutamiento se realizaron bajo el supuesto de densoindependencia, ya que los reclutamientos de un año son generados en forma aleatoria y



correlacionada con el valor de reclutamiento del año anterior, sin considerar la producción de huevos. La ventaja de este procedimiento es que generó conductas similares a las observadas en la historia de la pesquería, es decir períodos de buenos y malos reclutamientos y no fluctuaciones puramente aleatorias.

Durante la ejecución del proyecto se realizaron algunos análisis exploratorios de otro procedimiento de proyectar reclutamientos basado en la hipótesis de densodependencia, es decir que el éxito de los reclutamientos depende básicamente de la producción de huevos. Este procedimiento que desde un punto de vista teórico hubiera sido preferible para simular el efecto de la estrategia de escape constante de huevos y de la tasa de explotación constante, entregó proyecciones de reclutamiento demasiado elevadas para ser aceptadas. No obstante, resulta claro que la proyección de los reclutamientos es una parte clave del estudio de las estrategias de explotación y que se deberían invertir esfuerzos en generar simuladores que consideren tanto las hipótesis de densoindependencia como densodependencia, probablemente una línea importante de investigación sería incluir la modelación de la ventana ambiental óptima recientemente encontrada para este recurso.

Otro punto que requiere mayores estudios es la conveniencia de restringir los reclutamientos simulados a los límites históricos observados en la pesquería. Esto tiene la ventaja de evitar que las simulaciones alcancen valores demasiado grandes o pequeños que resulten absurdos, sin embargo restringe las simulaciones a los límites históricos. Esto podría generar sesgos en las simulaciones que involucran llevar al stock a condiciones de abundancia muy por debajo o por arriba de las condiciones históricas observadas. Por ejemplo, futuros estudios podrían considerar como límite superior para las proyecciones de reclutamientos alguna función que involucre la capacidad de carga del sistema.



Por otra parte mientras mayor es el número de años de proyección mayor es la incertidumbre de los estimados de la condición del stock, lo cual se aprecia en el aumento de la amplitud de los intervalos de confianza de las estimaciones de abundancia y mortalidad por pesca. Esto claramente se debe a que, mientras nos alejamos de los años de inicio de la proyección, éstas dependen más de la incertidumbre de la simulación de los reclutamientos. Al respecto, Francis (1992), quién consideró 5 años para evaluar el riesgo en la especie “orange roughy”, menciona que este lapso de tiempo no fue lo suficiente largo para incluir todo el riesgo asociado con las estrategias de manejo evaluadas. Sin embargo, para este autor este lapso de 5 años parece ser adecuado, debido a que sería el tiempo que demoraría una cuota de captura en ser reducida a los niveles recomendados. Además, un riesgo de carácter inmediato puede ser comunicado a los administradores y pescadores en un plazo de tiempo corto. Por otra parte, reducir mucho el tiempo de análisis puede ser contraproducente, ya que puede tender a retardar el momento en que llegue a ser evidente que se debe reducir la cuota de captura.

En el caso de merluza común, considerar un período de 5 años para estimar el riesgo resulta más recomendable, en términos del aumento de las incertidumbres en las proyecciones de biomاسas y mortalidades por pesca.

3. Puntos biológicos de referencia

La conducta asintótica que presentó la curva de rendimiento por recluta imposibilitó identificar el PBR $F_{\text{máx}}$, el cual se aplica cuando esta curva presenta un claro máximo. Debido a ésto no se incluyeron en los análisis el riesgo de sobreexplotar por crecimiento.



Por otra parte resultó claro que al estimar los PBR considerando todo el período histórico se obtuvieron valores más conservadores que al considerar sólo el período más reciente. Esto se explica por que la condición del recurso en este último periodo es mejor que al considerar toda la serie histórica.

El uso de distintos períodos para estimar los PBR afecta los niveles de riesgo que se obtienen, ya que si se consideran los PBR calculados sobre base la base de los años más recientes (1989-1993), en los cuales la abundancia del stock es mayor, se obtienen niveles de riesgo menores que al usar los PBR estimados sobre la base de toda la serie histórica.

Debido a ésto, en futuros estudios se deberá invertir esfuerzos en estudiar nuevas formas dinámicas de estimar los PBR, que no requieran el supuesto de equilibrio, como la que proponen Ehrhardt y Legault (1997).

4. Estrategia de captura constante

4.1 Riesgos proyectados

Los riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ basados en el período 1989-1993, fueron bajos para las capturas constantes menores. La captura constante de 100 mil t alcanzó un riesgo de 0,45 en el año 2005, la de 85 mil t un 0,2 y la de 60 mil t 0,01. Estos niveles bajos de riesgo se explican por que la biomasa a partir de la cual se inicia la proyección es alta (722 mil t en 1994) y por que los PBR reflejan la condición de gran abundancia existente entre 1989 y 1993.

Por su parte, los riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ basados en el período 1968-1995, fueron altos para la captura constante de 100 mil t, alcanzando en el año



2005 una probabilidad de 0,6. Al disminuir la captura constante a 85 mil t, los riesgos bajaron a 0,35 y con 60 mil t fueron despreciables.

De las tres capturas constantes analizadas, la de 85 mil t genera riesgos más cercanos al valor 0,1 de riesgo establecido en comisiones internacionales, como la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos, CCAMLR (Agnew *et al.* 1997). La captura de 85 mil t, considerando los PBR estimados sobre la base histórica (1968-1995), representa una probabilidad de riesgo de 0,17 y 0,22 de sobrepasar el $F_{40\%PH}$ y $F_{0,1}$, respectivamente. Al considerar los PBR del período más reciente (1989-1995) estos riesgos disminuyen a 0,047 y 0,06.

4.2 Riesgos retrospectivos

El fuerte cambio del nivel de la abundancia desde 300 mil t en 1968-1983 hasta 600 mil t en 1984-1995 generó un fuerte impacto en los resultados de las simulaciones, ya que iniciar las simulaciones desde 1968 significó partir desde un stock con baja abundancia. Para evaluar este efecto, las simulaciones fueron repetidas considerando como año inicial a 1982, ya que en este año comenzaron a aumentar los reclutamientos y los niveles de abundancia. No obstante, por ser éste un análisis retrospectivo debería considerar tanto los períodos de alta y baja abundancia, ya que esto nos entrega una visión más completa del efecto de la estrategia. Por otra parte, estos análisis podrían repetirse tomando como año inicial a un mayor número de años, por ejemplo todos los 20 primeros años (1968-1988), esto permitiría probablemente una visión más amplia, pero más compleja, de lo que le podría haber sucedido al stock al aplicar una estrategia de explotación.

Considerando el riesgo de colapso de la estrategia de captura constante basado en la simulación de toda la serie histórica, lo ideal (sin riesgo) hubiera sido aplicar una



captura constante de a lo más de 70 mil t. Por otra parte, si la estrategia se hubiera empezado a aplicar desde 1982 la captura constante no debería haber superado las 60 mil t, para que el riesgo de que esta estrategia fallara fuera nulo. El hecho que en el período más reciente la captura constante deba ser menor, es producto de la mayor fluctuación de los reclutamientos y el menor éxito reproductivo de este período.

En el análisis del período 1968-1995, los riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ de las capturas constantes de 75 y 72 mil t fueron en general muy elevados (0,9-1), mientras que con la captura de 70 mil t éstos disminuyeron a valores bajos (0,1) en algunos años. Los riesgos de sobrepasar $F_{20\%PH}$ fueron altos desde 1980 para las capturas de 75 y 72 mil t, pero para la captura de 70 mil t., sólo se observaron tres años riesgosos.

Al iniciar los análisis a partir de 1982, las capturas constantes de 90 y 77,5 mil t hubieran generado, a lo largo de todo el período, probabilidades altas de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ y desde 1989 altos riesgos de sobrepasar el PBR $F_{20\%PH}$. Por su parte una captura de 60 mil t hubiera producido riesgos de sobrepasar $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ fluctuantes en torno a una probabilidad de 0,3, con períodos de valores de riesgo altos y bajos, mientras que escasos riesgos de sobrepasar $F_{20\%PH}$.

El riesgo de colapso de la estrategia de captura constante, se debe diferenciar muy bien de los riesgos asociados a los PBR, ya que el primero sólo significa que durante el período analizado no fue posible mantener la captura constante propuesta. Al respecto, es importante notar que la estrategia de captura constante colapsó luego de varios años en que los riesgos de sobrepasar los PBR se mantuvieron altos. Por lo tanto, con altos niveles de riesgo de sobrepasar los PBR es posible predecir el colapso de la estrategia de captura constante.



5. Estrategia de tasa de explotación constante

5.1 Riesgos proyectados

De las tres tasas de explotación analizadas la única que produjo riesgos aceptables fue la de 10%. Los niveles de riesgos de no alcanzar los objetivos de manejo ($F_{40\%PH}$ y $F_{0,1}$) fueron muy bajos y con una tendencia decreciente, los cuales no superan la probabilidad de 0,005 en el peor de los casos (Fig.43). Por su parte, nunca se produjeron riesgos de sobreexplotar por reclutamiento. Las capturas que genera esta tasa presenta una leve tendencia decreciente desde 78 mil t en 1997 hasta 68 mil t en el 2005.

Un pequeño aumento en la tasa de explotación constante genera un fuerte aumento de los niveles de riesgo. Esto se aprecia al ver como aumentaron los niveles de riesgos con la tasa de 15%, los cuales para los PBR del período 1989-1993, presentaron valores entre 0,2 y 0,35 y para los PBR del período 1968-1995, valores entre 0,76 y 0,81. Una tasa de explotación mayor como la de 25% genera sin lugar a dudas condiciones de sobreexplotación, ya que todos los riesgos son iguales a 1.

5.2 Riesgos retrospectivos

Los riesgos retrospectivos fueron mayores que los proyectados, debido a que la simulación retrospectiva partió de una abundancia que es la mitad de la presente al momento de iniciar las proyecciones. Esto se tradujo en que los niveles de riesgos de no alcanzar los objetivos de manejo de $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ de la tasa de explotación de 10% fueran altos desde 1975 hasta 1990. Por su parte, los niveles de riesgos de sobreexplotar por reclutamiento ($F_{20\%PH}$) fueron nulos con la tasa de explotación de 10%, mientras que fueron muy altos para las tasas de 15% y 25%.



Es interesante destacar los efectos en la conducta de la biomasa que produce las diferentes tasas de explotación. La tasa de 10% genera que el pequeño incremento de la biomasa en el año 1976 que se observa en la evaluación real, se realce y sea tan importante como el registrado en el año 1985. Esto está relacionado con los éxitos reproductivos utilizados en la simulación, los cuales son los que realmente fueron registrados en la evaluación real. Por lo tanto, es posible visualizar mejor el posible efecto del fenómeno de "El Niño" del año 1977. Por otra parte, la tasa de 25% produce una tendencia decreciente de la biomasa que recuerda la conducta observada en la merluza del sur (*M. australis*), es decir, si a la merluza común se le hubiera aplicado una tasa de 25%, su conducta hubiera sido similar a la registrada en esta otra especie y conduciéndola a una clara situación de sobreexplotación.

6. Estrategia de tasa de explotación constante con umbral de escape

El umbral de sobreexplotación por reclutamiento definido como el 20% de la producción virginal de huevos, está basado en el ajuste del modelo de crecimiento de Ricker y por lo tanto supone una condición de equilibrio. Sin embargo, las grandes desviaciones del modelo producidas por las condiciones ambientales deberán ser consideradas en futuros estudios, ya que es claro que estas desviaciones deberían incluirse de alguna manera en la definición de este umbral.

Tanto en las proyecciones como en los análisis retrospectivos la única tasa de explotación que disminuye la producción de huevos por debajo de este umbral fue la tasa de 25%. Sin embargo, en el caso de la tasa de explotación de 15%, el límite inferior de confianza al 95% de la producción de huevos, se aproximó a este umbral. Por lo tanto, también desde este punto de vista, la tasa de explotación de 10% surge como la menos riesgosa, mientras que las otras dos son inaceptables.



7. Escape de huevos constante

7.1 Riesgos proyectados

De los cuatro niveles de escape de huevos analizados el de $8,7 \times 10^{13}$ huevos presentó la mejor conducta. Los niveles de riesgo de sobreexplotación por reclutamiento fueron menores de 0,1, lo cual es aceptable en comisiones internacionales. No obstante, los niveles de riesgos de no alcanzar los objetivos de manejo de $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ fueron altos (0,3-0,7).

El nivel de escape de $3,9 \times 10^{13}$ huevos corresponde a un 30% de la producción de huevos virginal y ha sido postulado como un objetivo de manejo para evitar la sobreexplotación por reclutamiento. Sin embargo, para merluza común este nivel es claramente riesgoso.

El nivel de escape inferior ($1,3 \times 10^{13}$) fue estudiado para analizar un escape muy pequeño que corresponde al 10% de la producción de huevos virginal. Los resultados obtenidos confirman lo establecido en la literatura internacional, es decir que cuando la producción de huevos cae por debajo del 20% de la producción virginal de huevos, el stock se encuentra fuertemente sobreexplotado por reclutamiento.

En esta estrategia destaca la necesidad de realizar grandes cambios en los niveles de captura para mantener una cantidad de huevos constantes en el agua. La magnitud de estos cambios es menor mientras mayor es la cantidad de huevos que escapan. Esto se explica por la estructura de edades del stock y por las variaciones de la abundancia que registró en los últimos años. Los cambios de captura requeridos son extremadamente fuertes, por ejemplo para mantener un escape de $2,6 \times 10^{13}$ huevos, se requiere capturar 590 mil t y al año siguiente prácticamente no se puede pescar



(20 mil t). Estos cambios de capturar requieren niveles de esfuerzo probablemente inalcanzables para la flota actual. Desde este punto de vista, el nivel de escape de $8,7 \cdot 10^{13}$ parece ser el único que demanda niveles de captura razonables, 160 mil t en 1997 y 80 mil t en 1988, para luego disminuir hasta 75 mil t en el 2005.

7.2 Riesgos retrospectivos

Los análisis de riesgos retrospectivos confirman los resultados de los riesgos proyectados, indicando que los niveles de escape de $1,3 \cdot 10^{13}$, $2,6 \cdot 10^{13}$ y $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos generan niveles de riesgo muy altos. Esto queda en evidencia en la conducta decreciente de la biomasa que se genera con estos niveles de escape, la cual llega a su valor más pequeño en 1991. Obviamente, mientras mayor fue el nivel de escape menor fue la caída de la biomasa.



VII. CONCLUSIONES

1. La dinámica del stock de merluza está fuertemente gobernada por los reclutamientos, cuyas fallas generaron niveles de abundancia de 300 mil t en el período 1968-1983 y cuyos éxitos aumentaron las biomásas a niveles de 600 mil t entre 1984 y 1995.
2. La dinámica de los reclutamientos se caracteriza por una fuerte correlación entre años, lo cual permite generar proyecciones de reclutamientos que presentan conductas similares a las observadas en la historia del stock.
3. Los valores de los PBR y de las estimaciones de riesgo dependen fuertemente del período de análisis, siendo menores los PBR y mayores los riesgos cuando se considera como base de cálculo todo el período histórico.
4. El riesgo de no poder mantener una estrategia de captura constante presenta una conducta logística cuya pendiente está relacionada con la abundancia del stock.
5. Si desde 1968 hasta 1995, se hubiera aplicado una captura constante, ésta debería haber sido a lo más de 70 mil t, para evitar (probabilidad de riesgo igual cero) que esta estrategia fallará.
6. Se recomienda para definir el riesgo considerar un período de proyección de no más de 5 años, ya que luego aumentan fuertemente las incertidumbres de las proyecciones de abundancia y mortalidades por pesca.



7. Para una estrategia de captura constante, la captura de 85 mil t presenta un riesgo al cabo de 5 años de sobrepasar el $F_{40\%PH}$ de 0,17 y de 0,22 de sobrepasar el $F_{0,1}$. Por lo que, esta captura estaría levemente por sobre el nivel de riesgo de 0,1 recomendado en comisiones internacionales para prevenir la sobreexplotación por reclutamiento ($F_{40\%PH}$).
8. Para una estrategia de tasa de explotación constante, de las tres tasas analizadas (10%, 15% y 25%), la única con niveles de riesgos bajos y aceptables es la tasa de 10%. Esta estrategia genera niveles de capturas proyectadas de 68 a 78 mil t.
9. Considerando una estrategia de tasa de explotación constante con un umbral de sobreexplotación de $2,6 \times 10^{13}$ huevos, la tasa que se mantiene alejada de este umbral es la de 10%.
10. Para una estrategia de explotación de escape de huevos constante, un nivel de $8,7 \times 10^{13}$ huevos es el más aceptable de los valores analizados y genera capturas que fluctúan entre 160 y 80 mil t en los dos primeros años de proyección, para luego estabilizarse en 75 mil t.



VIII. BIBLIOGRAFÍA

- Agnew D.J., I. Boyd, D.S. Butterworth, J.P. Croxall, W.K. de la Mare, I. Everson K._h. Kock, M. Mangel, D.G.M. Miller y R. Thomson. 1997 Understanding CCAMLR's approach to management. Part 1: Text. Editor K.-H- Kock. SC-camlr-XVI/BG/15. Agenda Item 12. 65 págs.
- Aguayo. M. 1995 Biology and Fisheries of Chilean Hakes (*M. gayi* and *M. australis*) En: Hake. Biology, fisheries and markets. Alheit, J. and T. J. Pitcher (eds.), pp 305-335 Chapman and Hall
- Aguayo, M. y H. Robotham. 1984 Dinámica poblacional de merluza común (*Merluccius gayi gayi*). Gadiformes - Merluccidae. Investigación Pesquera (Chile) 31: pp 17-45.
- Aguayo, M. y R. Bustos. 1980. Análisis de la pesquería industrial de la merluza común de la zona central (32° - 40°S). En: Corporación de Fomento de la Producción, Perspectivas de Desarrollo de las Pesquerías Nacionales. Evaluación Pesquerías demersales. Instituto de Fomento Pesquero, Chile (pp 80-3), pp 1-69.
- Aguayo, M. y V. Ojeda. 1981 Elaboración de claves de edad - talla de merluza común (*Merluccius gayi*), para los años 1968-1971 (Coquimbo - Talcahuano) y determinación de la composición por edades de esta especie en las capturas en los cruceros de prospección del B/I "ITZUMI", durante 1980. En: Subsecretaría de Pesca - Santiago. Chile. IFOP. 249 p.



- Aguayo, M y V. Ojeda. 1987. Estudio de la edad y crecimiento de merluza común (*Merluccius gayi gayi* Guichenot, 1848) (Gadiformes-Merluccidae). Invest. Pesq. (Chile) 34:99-112
- Aguayo M. y Z. Young. 1982. Determinación de los factores que han incidido en los cambios de la abundancia relativa del recurso merluza común (*Merluccius gayi gayi*) en el período 1968-1981.
- Avilés, S. y M. Aguayo, F. Inostroza y J. Cañon. 1979. Merluza común, *Merluccius gayi* (Guichenot). En: Estado actual de las principales pesquerías nacionales. Bases para un desarrollo pesquero. Instituto Fomento Pesquero, Chile (AP 79-88), pp 1-90.
- Balbontín, F. y R. Bravo. 1993. Variaciones temporales en la fecundidad y en la talla de la primera madurez sexual en la merluza común. Informes científicos y técnicos. Instituto de Oceanología. Universidad de Valparaíso. 12/93. 30p.
- Balbontín, F. & W. Fischer. 1981. Ciclo sexual y fecundidad de la merluza, *Merluccius gayi gayi*, en la costa de Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 17: 285-334.
- Beverton, R. y S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. FAO, Fishery investigations serie II Volumen XIX. Londres: Her majesty's stationery office. 533p



- Beamish R.J. y G.A. McFarlane [Ed]. 1989. Effects of ocean variability on recruitment and an evaluation of parameters used in stock assessment models. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 108.
- Caddy J.F y R. Mahon. 1995. Reference points for fisheries management. FAO, Fisheries Technical Paper n°347. Roma, FAO. 1995. 83 p.
- Cerna, J. 1994 Talla de primera madurez sexual y fecundidad parcial en la merluza común, *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848) para el área de la pesquería industrial de Talcahuano. Tesis para optar al grado de Licenciado en Ciencias Biológicas. Universidad Católica, Talcahuano. 27 pp más tablas y figuras.
- Clark W.G. 1993. The effect of recruitment variability on the choice of a target level of spawning biomass per recruit. En. proceeding of the international symposium on management strategies for exploited fish populations. Editores. Kruse et. al. Alaska Sea grant College program report N° 93-02, University of Alaska Fairbanks.
- Cordue P.L. y R.I. Francis. 1994. Accuracy and choice in risk estimation for fisheries assessment. Can. J.Fish.Aquat.Sci. 51:817-829.
- Cury, P. y C. Roy. 1989. Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. Can. J. Fish.Aquat.Sci. 46:670-680.
- Ehrhardt N. y C. Legault. 1997. The role of uncertainty in fish stock assessment and management: A case study of the Spanish mackerel, *Scomberomorus maculatus*, in the US Gulf of Mexico. Fisheries research. 29:145-158.



- Francis R.I.C.C. 1992. Use of risk analysis to assess fishery management strategies: A case study using Orange Roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the Chatham rise, New Zealand. Can. J. Fish. Sci. 49: 922-930.
- George - Nascimento, M. 1996. Populations and assemblages of parasites in hake from the southeastern Pacific Ocean: Stock implications. Jour. Fish Biol. 48: 557-588
- Gulland, J.A. y L.K. Boerema. 1973. Scientific advice on catch levels. Fishery Bulletin. 71:325-335.
- Guzmán, O., S. Lillo, I. Giakoni y J. Aviles. 1981. Evaluación directa del recurso merluza común utilizando técnicas hidroacústicas. En Perspectivas de desarrollo de las pesquerías nacionales. Evaluación de los principales recursos demersales entre Papudo (32°30') y Chiloé (42°00'). Instituto de Fomento Pesquero.
- Kimura D. 1989. Variability in estimating catch-in-numbers-at-age and its impact on cohort analysis. p 57-66. En Beamish R.J. y G.A. McFarlane [Ed]. Effects of ocean variability on recruitment and an evaluation of parameters used in stock assessment models. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 108.
- Lillo, S., I. Giakoni, A. Paillaman, I. Payá, S. Mora, C. Cerda, J. Blanco y H. Arancibia. 1994. Evaluación directa del stock de merluza común en la zona centro sur. Informe final IFOP-FIP.



- Mace, P. 1994. Relationship between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:110-122.
- Pauly, D. 1980. On interrelationship between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. int. Explor. Mer* 39(2) pp 75-192.
- Pavez, P. 1977. Análisis de situación actual y algunas alternativas de manejo de la pesquería de la merluza común (*Merluccius gayi*, Guichenot 1848) en Chile. Escuela de Pesquerías y Alimentos. Universidad Católica de Valparaíso - Chile. Informe Interno.
- Pavez, P. 1981. Determinación del esquema de selectividad de la merluza común (*Merluccius gayi gayi*) por mallas de redes de arrastre de seis paneles. En: Evaluación de los principales recursos demersales entre Papudo (32°30') y Chiloé (42°00'). Programa "Perspectivas de desarrollo de las pesquerías nacionales". Informe Técnico CORFO - IFOP pp 82-9, Santiago, Chile.
- Payá I. 1992. Investigación cálculo captura total permisible merluza común 1992. Informe Técnico IFOP - SUBPESCA (circulación restringida).
- Payá I. 1996. Investigación CTP merluza común 1995. Informe Técnico IFOP - SUBPESCA (circulación restringida).



- Payá I. y M. Aguayo. 1993. Investigación cálculo captura total permisible merluza común 1993. Informe Técnico IFOP - SUBPESCA (circulación restringida).
- Payá I. y M. Aguayo. 1994. Investigación cálculo captura total permisible merluza común 1994. Informe Técnico IFOP - SUBPESCA (circulación restringida).
- Payá I., S. Lillo, A. Paillaman, S.Mora, V. Ojeda, E. Figuerora y J. Blanco. 1996d. Evaluación hidroacústica de merluza común. Informe final IFOP-FIP.
- Payá I., J. Ortega, R. Saldías, H. Arancibia, A. Hernández y L. Cubillos. 1996a. Análisis de la captura y del esfuerzo de pesca en la pesquería demersal de merluza común en la zona centro-sur. Informa final IFOP-FIP.
- Payá, I, C. Oyarzún, R. Galleguillos y M. Oliva. 1997. Unidades de stock en el recurso merluza común de la zona centro - sur. Informe Final Proyecto FIP 94-18. Fondo de Investigaciones Pesqueras.
- Payá, I, J. Sateler, J. Donoso y S. Mora. 1993. Diagnóstico Principales Pesquerías Nacionales, 1992. Estado de Situación y Perspectivas del recurso. Pesquerías demersales "peces" zona centro - sur SGI - IFOP 92/3. 32 páginas.
- Payá I., A. Sepulveda, F. Balbontín, R. Tascheri y L. Adasme. 1997. Dinámica del stock de merluza común y surelación con el medio ambiente. Instituto de Fomento Pesquero. Pre-informe final FIP 96-28.



- Payá I., A. Zuleta y M. Aguayo. 1996b. Investigación CTP merluza común 1996. Informe Técnico IFOP-SUBPESCA (circulación restringida).
- Payá I., A. Zuleta y M. Aguayo. 1996c. Investigación CTP merluza común 1997. Informe Técnico IFOP-SUBPESCA (circulación restringida).
- Piennar, L. V. and W. E. Ricker. 1968. Estimating mean weight from length statistics. J. Fish. Res. Board Com. 25:2743-2747.
- Rojas, O y J. Blanco. 1981 Determinación de área y época de desove de merluza común (*Merluccius gayi*) en el área de su pesquería. Inst. Fom. Pesq., Chile, 69 pp.
- Rojas, O, A. Mujica, M. Labra, G. Lederman y H. Miles. 1983. Estimación de la abundancia relativa de huevos y larvas de peces. Instituto de Fomento Pesquero. AP 83-31
- Ricker, W.J. 1954. Stock and recruitment. J. Fish. Res. Board.Can.11:559-623.
- Restrepo V. y W. Fox. 1988. Parameter uncertainty and simple Yield-per-recruit analysis. Trans. Amer. Fish. Soc. 117: 282-289.
- Restrepo V., J. Hoening, J. powers, J. Baird y S. Turner. 1992. A simple simulation approach to risk and cost analysis, wiht applications to swordfish and cod fisheries. Fish. Bull. 90:736-748.
- Sánchez, N. 1959. Contribución al estudio de la madurez sexual de *Merluccius gayi* (Guichenot), frente a la zona de Concepción . Memoria para optar



al título de Profesor de Estado en Zoología y Química, Universidad de Concepción, 81 p.

Seber G. y C. Wild. 1989. Nonlinear regression. John Wiley, NY.

Sissenwine M.A. y J.G. Shepherd. 1987. An alternative perspective on recruitment overfishing and biological reference point. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 44:913-918.

Sparre, P y S.C. Venema. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte 1. Manual. FAO Documento técnico de pesca 306/1. Rev.1. 420 p.

Thompson, W. F. y F.H. Bell. 1934. Biological statistics of the Pacific halibut fishery.2. Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. *Rep. Int. Fish. (Pacific Halibut) Comm.* 8: 49 p.

Tyler A., R. beamish y A. McFarlane. 1989. Implications of age determination errors to yield estimates, p 27-35. En Beamish R.J. y G.A. McFarlane [Ed]. *Effects of ocean variability on recruitment and an evaluation of parameters used in stock assessment models.* *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 108.

Vestness, G. A. Stroem, G. Saetersdal y L. Villegas. 1965. Informe sobre investigaciones exploratorias en la zona de Talcahuano - Valdivia y Puerto Montt, junio - julio 1965, realizados con el B/I "Carlos Darwin" *Publ. Inst. Fom. Pesq., Santiago, Chile* 10:27 pp.



Villegas, L. y G. Saetersdal 1968. Informe preliminar sobre experimentos de marcación de merluza (*Merluccius gayi*) en Chile. Publ. Inst. Fom. Pesq., Santiago, Chile: 6 pp más tablas y figuras.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

CUADRO 1



CUADRO 1. Resumen de la simbología empleada

a=	Parámetro de la relación longitud-peso
am=	Parámetro de relación longitud-madurez
af=	Parámetro de relación longitud-fecundidad
A=	Area de estudio de acústica
b=	Parámetro de la relación longitud peso
bm=	Parámetro de relación longitud-madurez
bf=	Parámetro de relación longitud-fecundidad
B=	Biomasa al inicio del año
BACUS=	Biomasa estimada por acústica
BM=	Biomasa media
C=	captura en número
CB=	Captura en biomasa
CBPRO=	Captura en biomasa proyectada
CC=	Captura constante
CCM=	Captura constante máxima.
CCA=	Captura constante cuota anual 1996
CCI=	Captura constante intermedia.
CEST=	Captura estimada
CBOBS=	Captura observada
co=	Coefficiente de correlación serial de reclutas
d=	Desviación aleatoria de reclutas
DM=	Densidad media por intervalo básico de muestreo
E=	Esfuerzo de pesca
ECO=	Constante de eointegración



$f=$	frecuencia numérica
$fec=$	Fecundidad
$F=$	Mortalidad por pesca
$FAS=$	FActor de aumento de simulación
$F_{0,1}=$	Mortalidad por pesca recomendada
$F_{m\acute{a}x}=$	Mortalidad por pesca Y/R máximo
$F_{ref}=$	Mortalidad por pesca de referencia
$F_{20\%PH}=$	F que deja el 20% de la producción de huevos
$F_{40\%PH}=$	F que deja el 40% de la producción de huevos
$FEST=$	Mortalidad por pesca estimada
$FOBS=$	Mortalidad por pesca observada
$i=$	Edad
$I=$	Número total de edades
$IF=$	Indice de fracaso
$j=$	Años
$J=$	Número total de años
$I=$	Intervalo de longitud individual
$L=$	Longitud
$LR=$	Logaritmo de los reclutas
$m=$	Madurez
$M=$	Mortalidad natural
$N=$	Número de individuos al inicio del año
$NAS=$	Número de individuos simulados al inicio del año
$NACU=$	Número de individuos estimados por acústica
$NEST=$	Número de individuos estimado para agosto
$P=$	Probabilidad
$PH=$	Producción de huevos



PHS=	Producción de huevos simulada
PH/R=	Producción de huevos por recluta
q=	Capturabilidad
R=	Reclutas
RS=	Reclutas simulados
S=	Selectividad
U=	Fracción de los individuos que muere por pesca
W=	Peso promedio a la edad
WM=	Peso individual en la muestra
Y/R=	Rendimiento por recluta
Z=	Mortalidad total (F+M)



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

FIGURAS

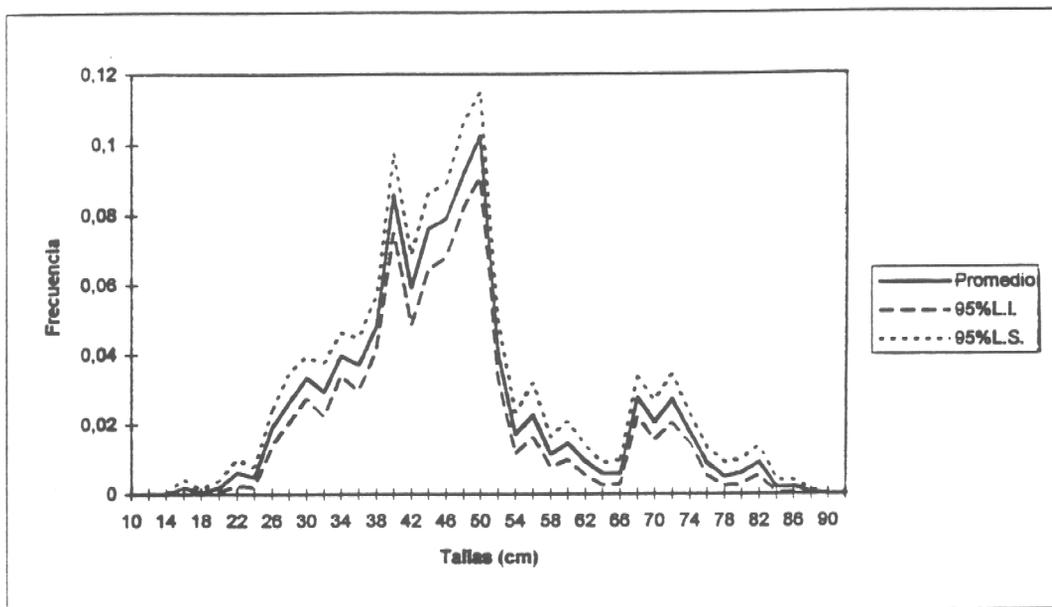


Fig. 1 Promedio e intervalo de confianza al 95 % de la frecuencia de tallas de hembras en 1990.

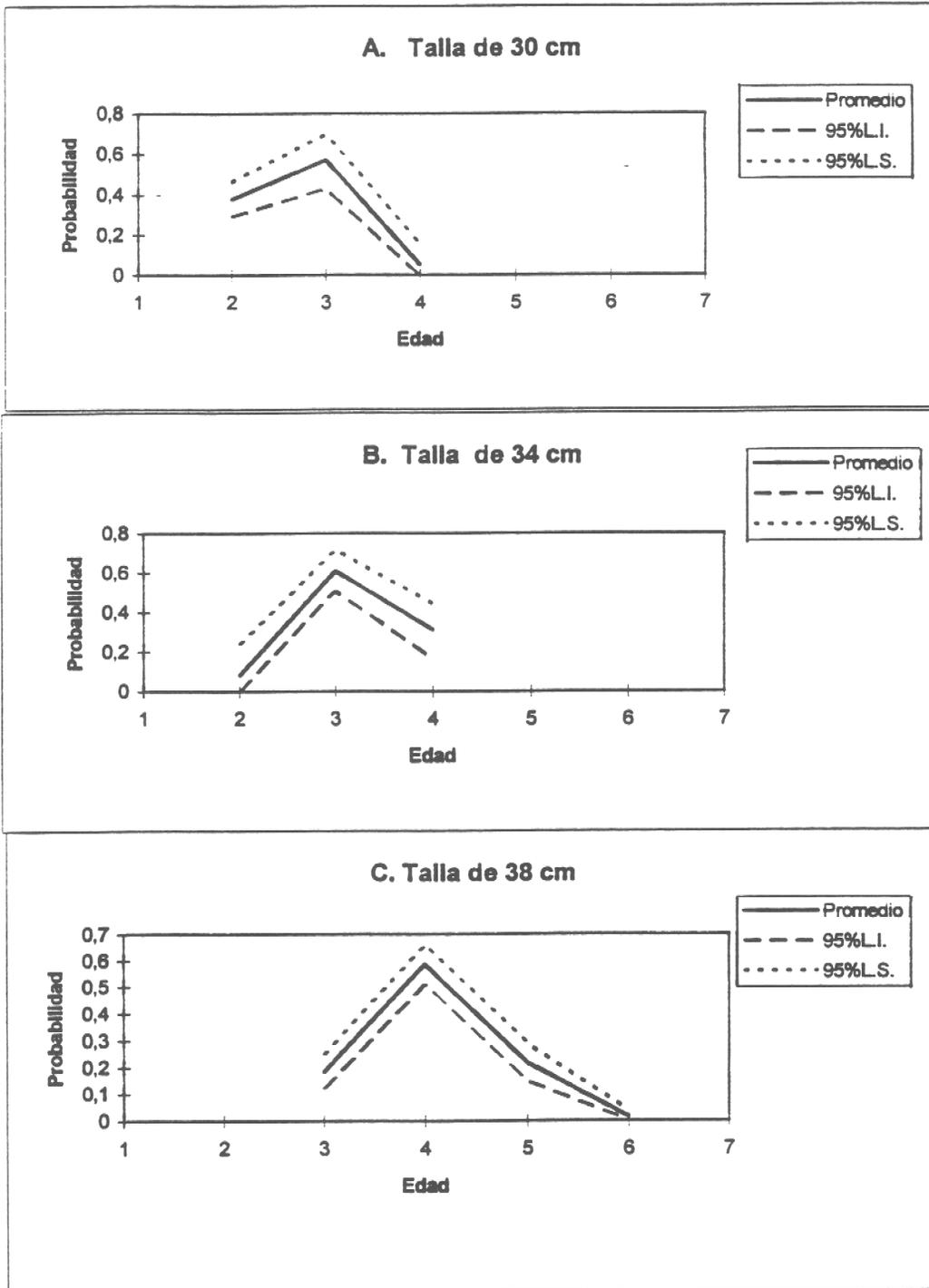


Fig. 2 Probabilidad de una determinada talla de pertenecer a una cierta edad.

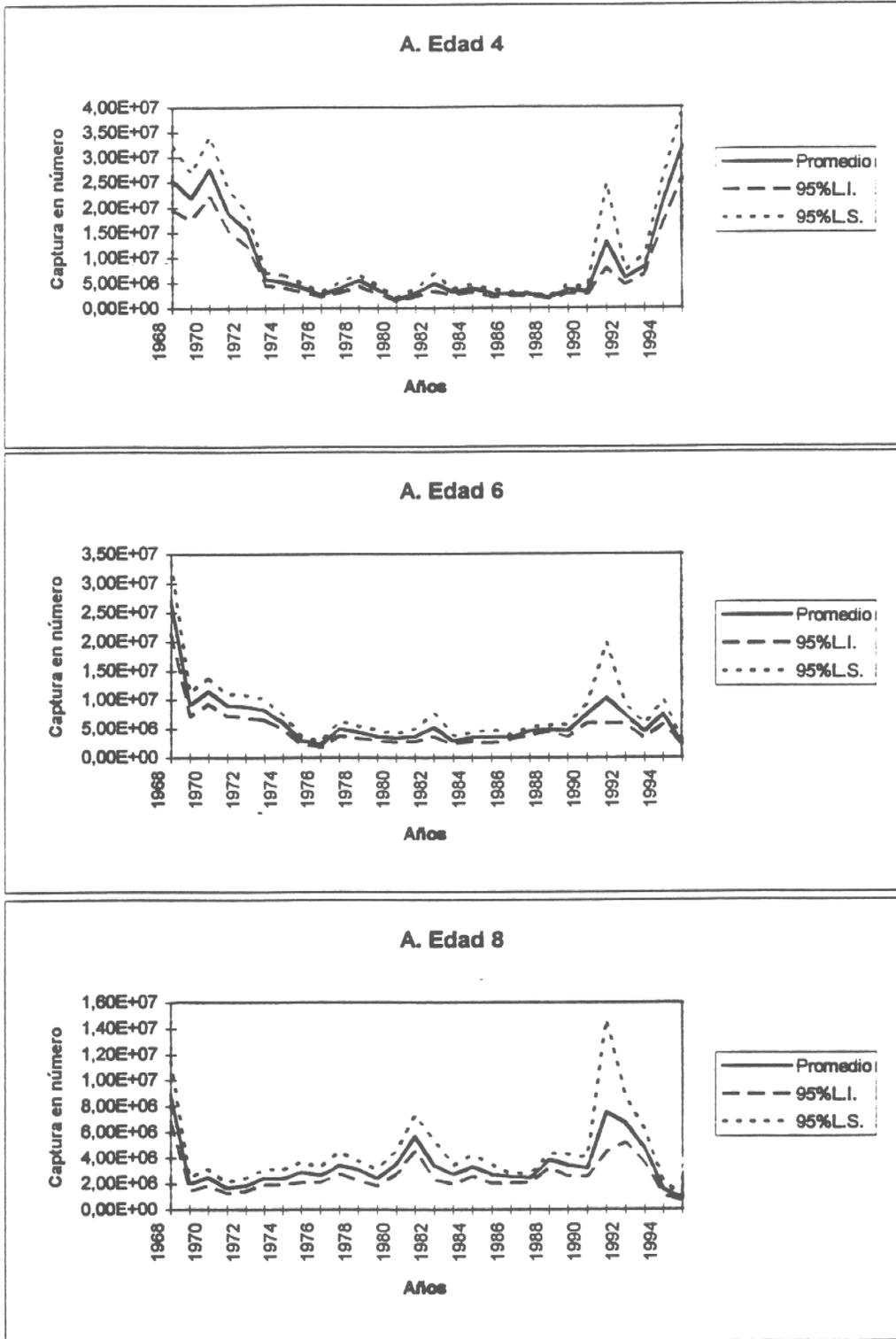


Fig. 3 Captura en número de hembras por edades.

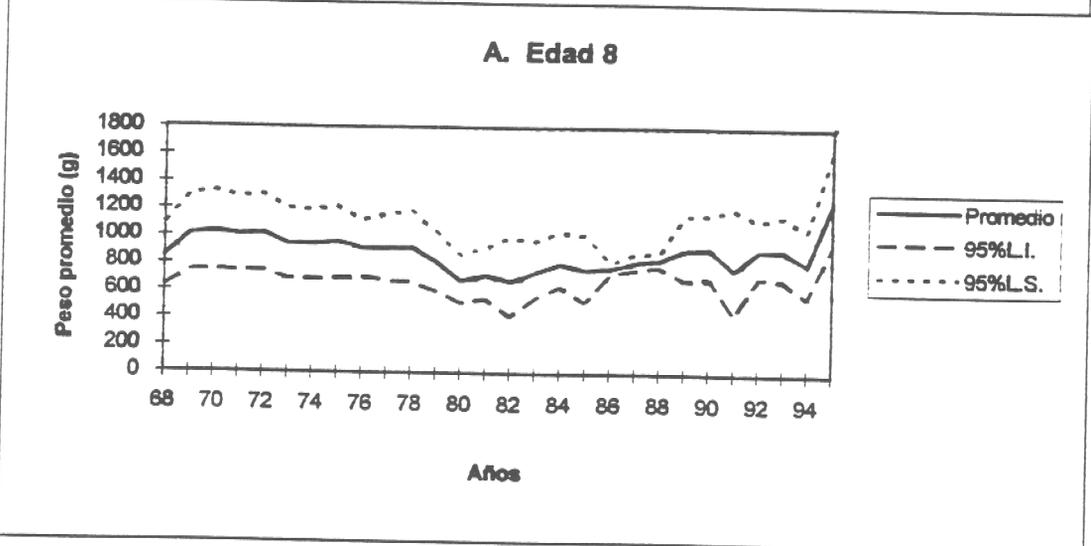
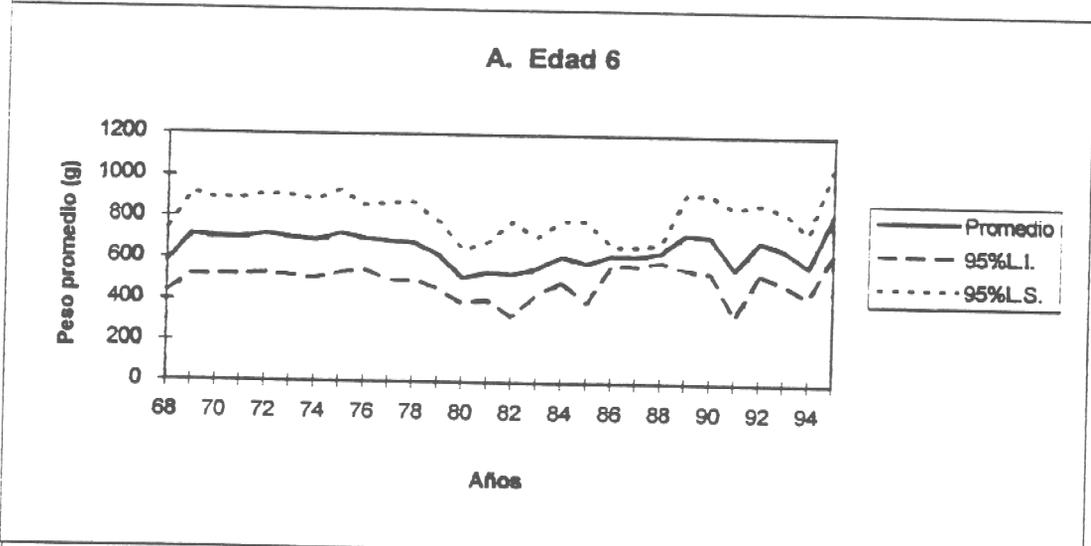
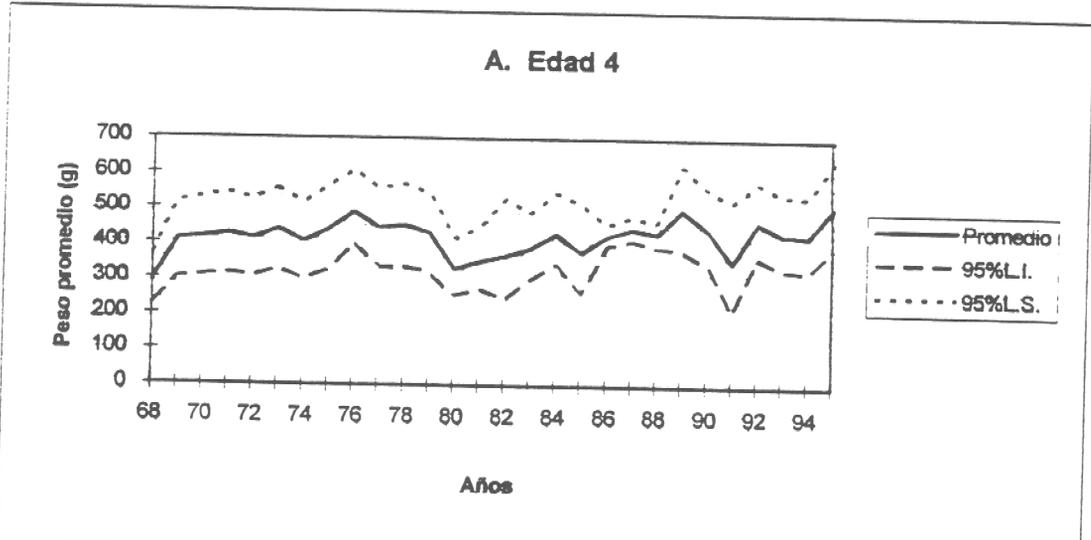


Fig. 4 Pesos promedios por edad.

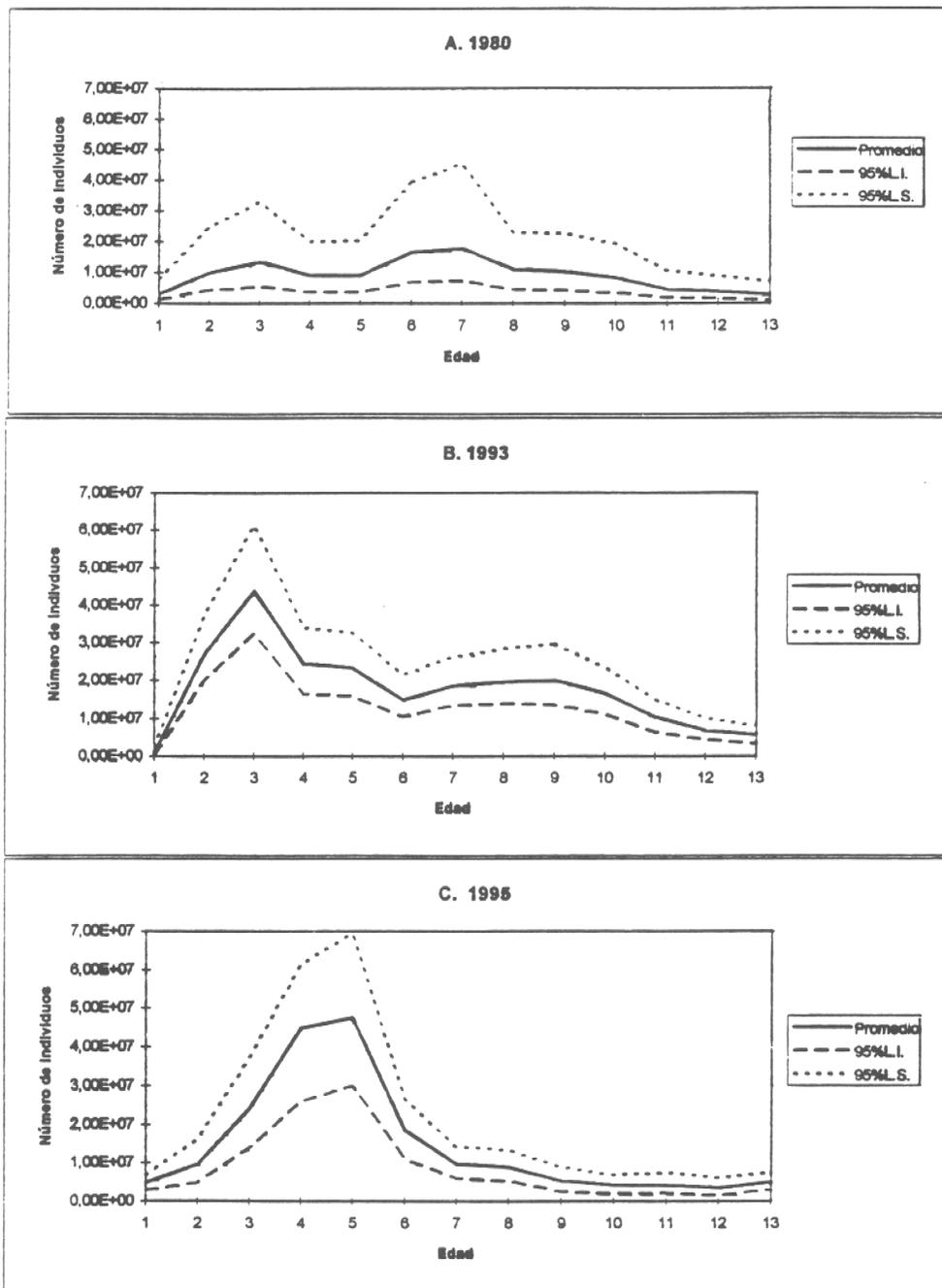


Fig. 5 Número de individuos hembras en las evaluaciones directas realizadas con hidroacústica.

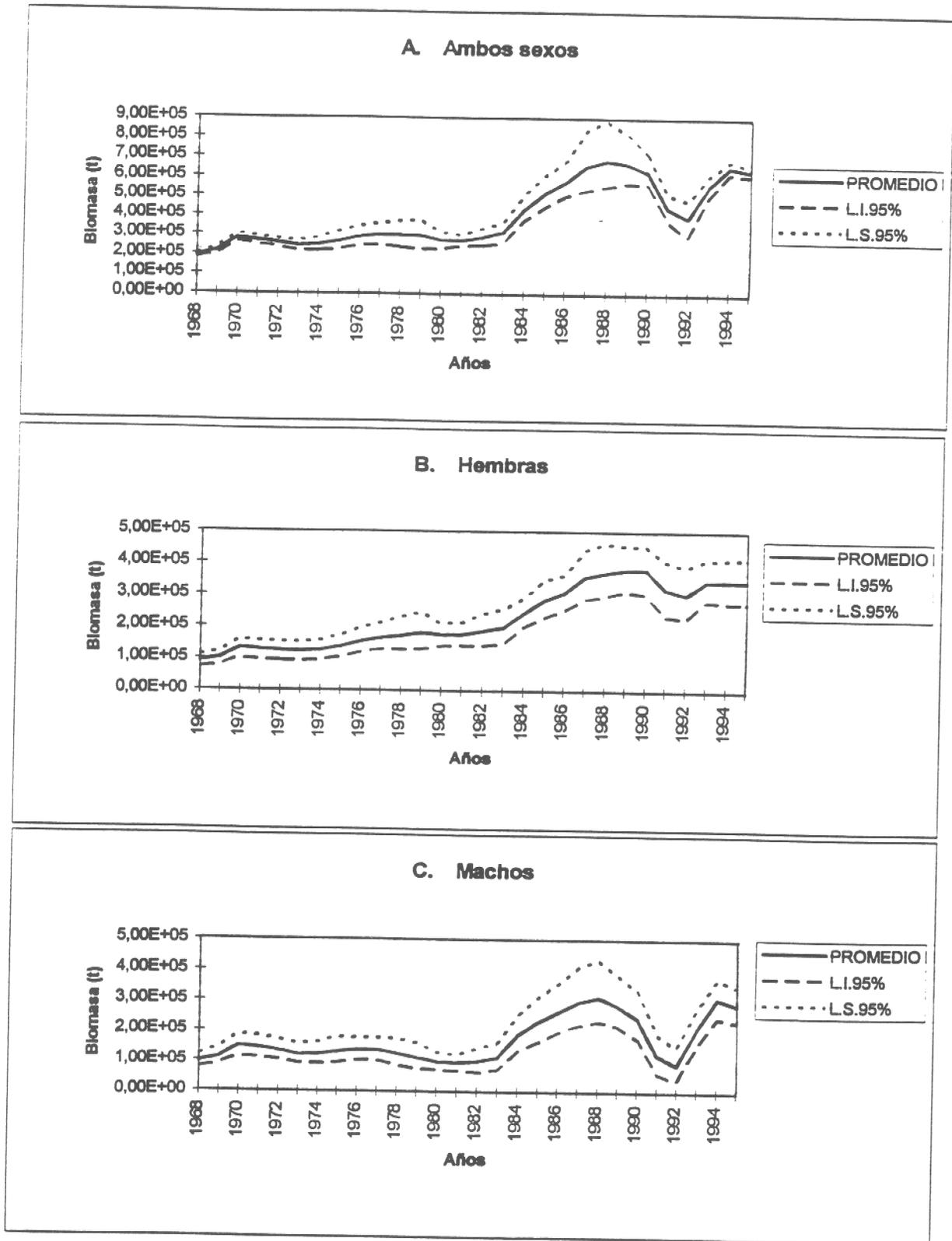


Fig. 6 Biomasa total (fracción 3 +).

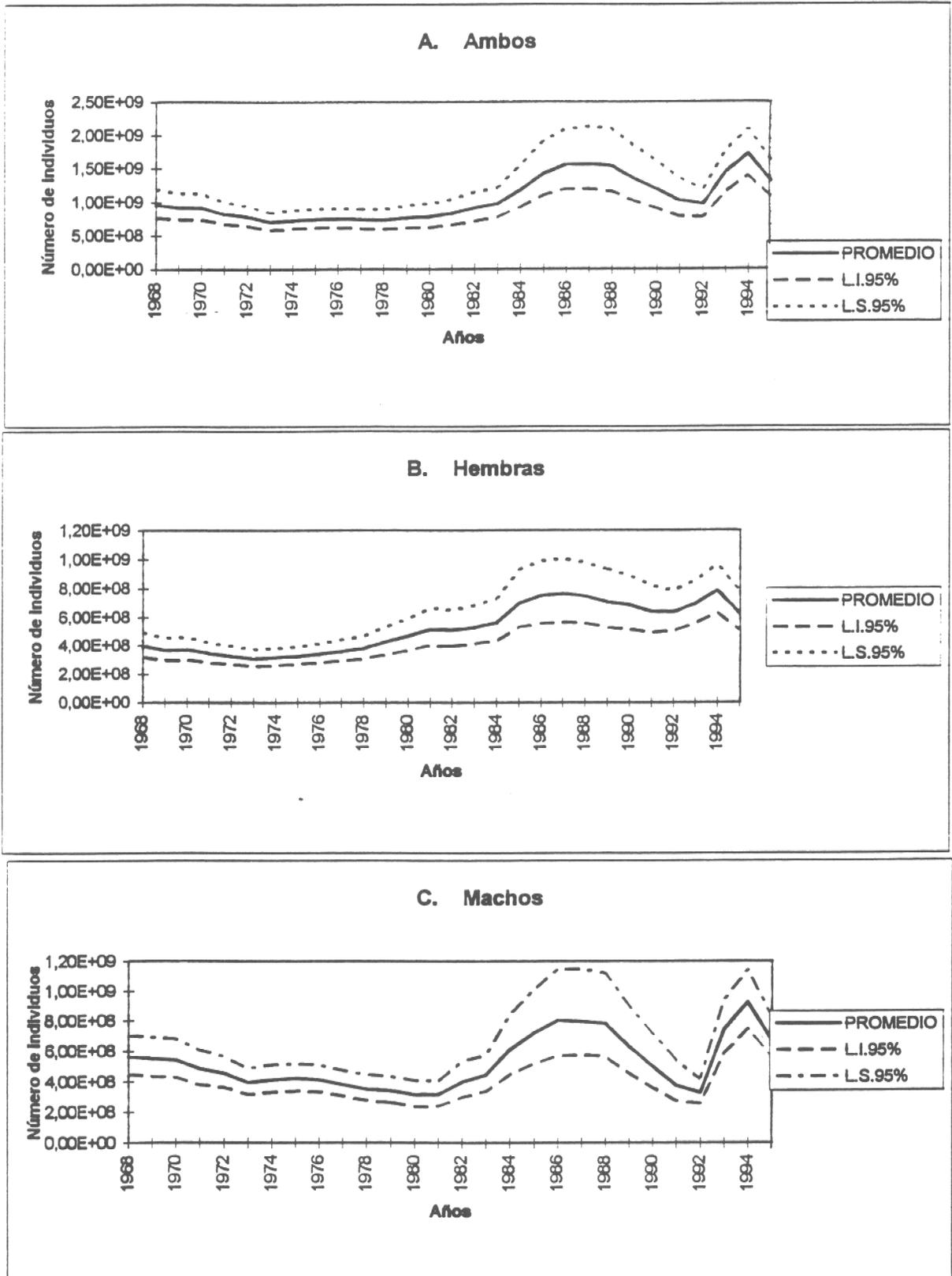


Fig. 7 Número total de individuos (fracción 3 +).

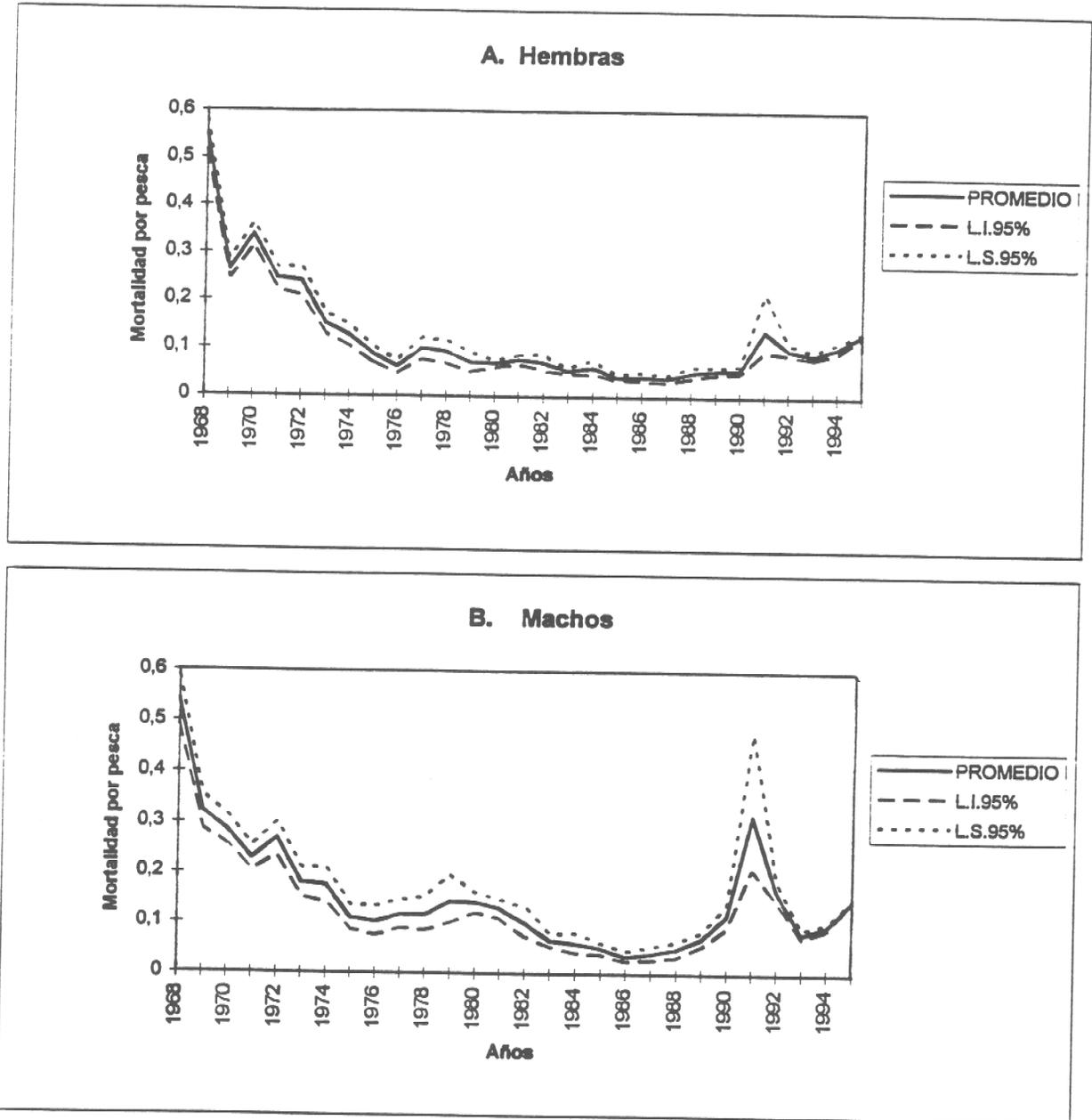


Fig. 8 Mortalidad por pesca promedio.

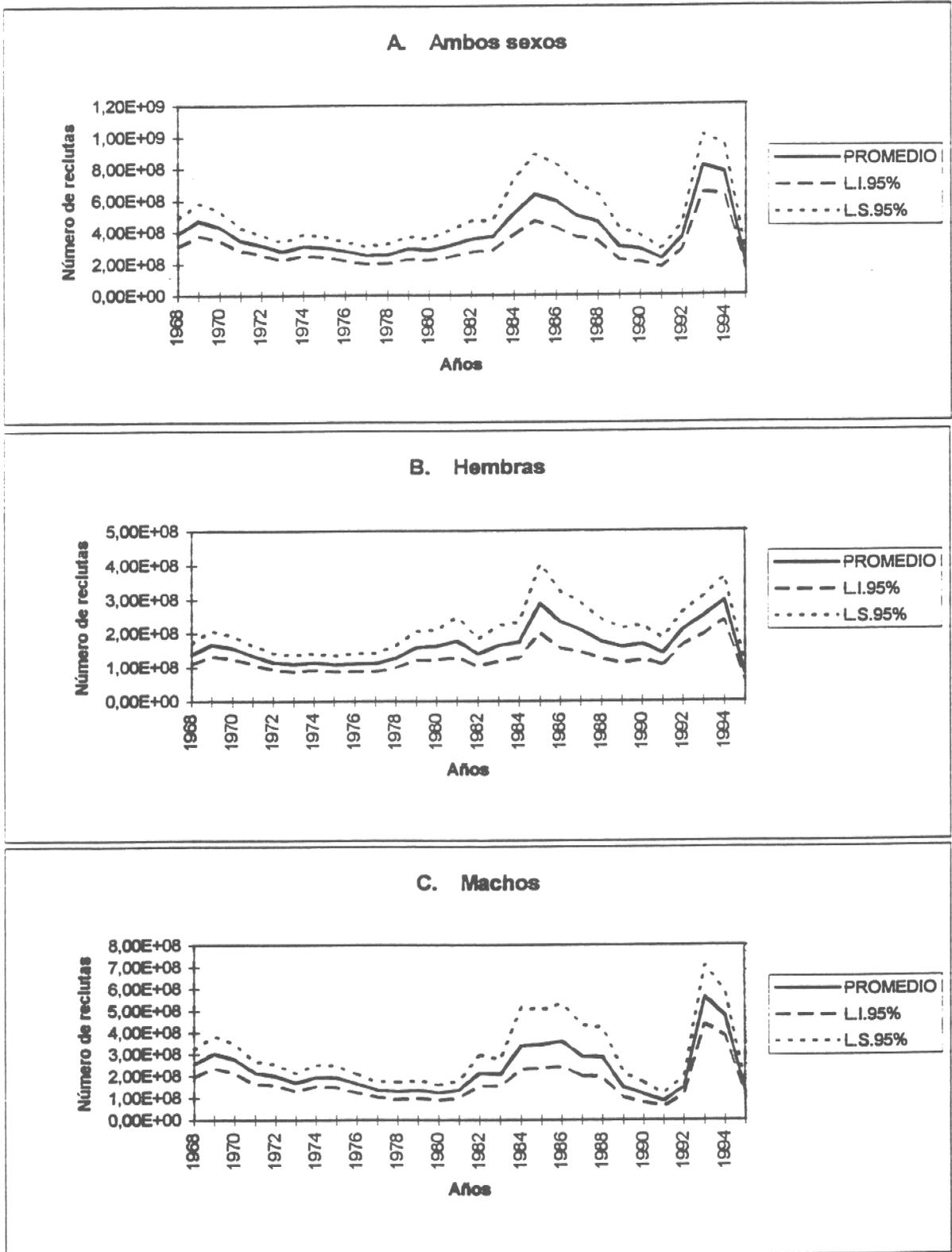


Fig. 9 Reclutamientos de individuos de 3 años de edad.

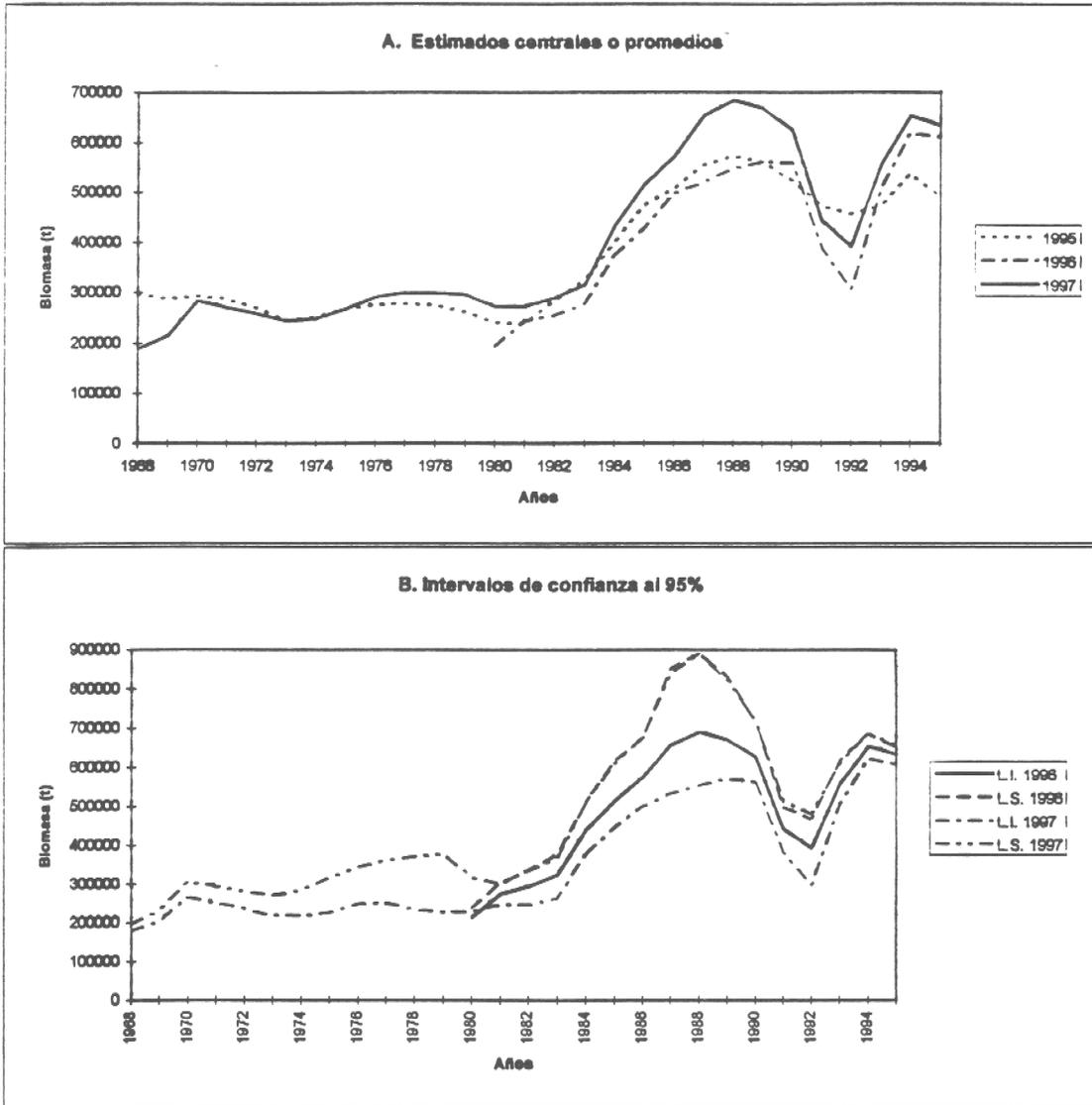


Fig. 10 Biomosas totales de las últimas tres evaluaciones de stock.

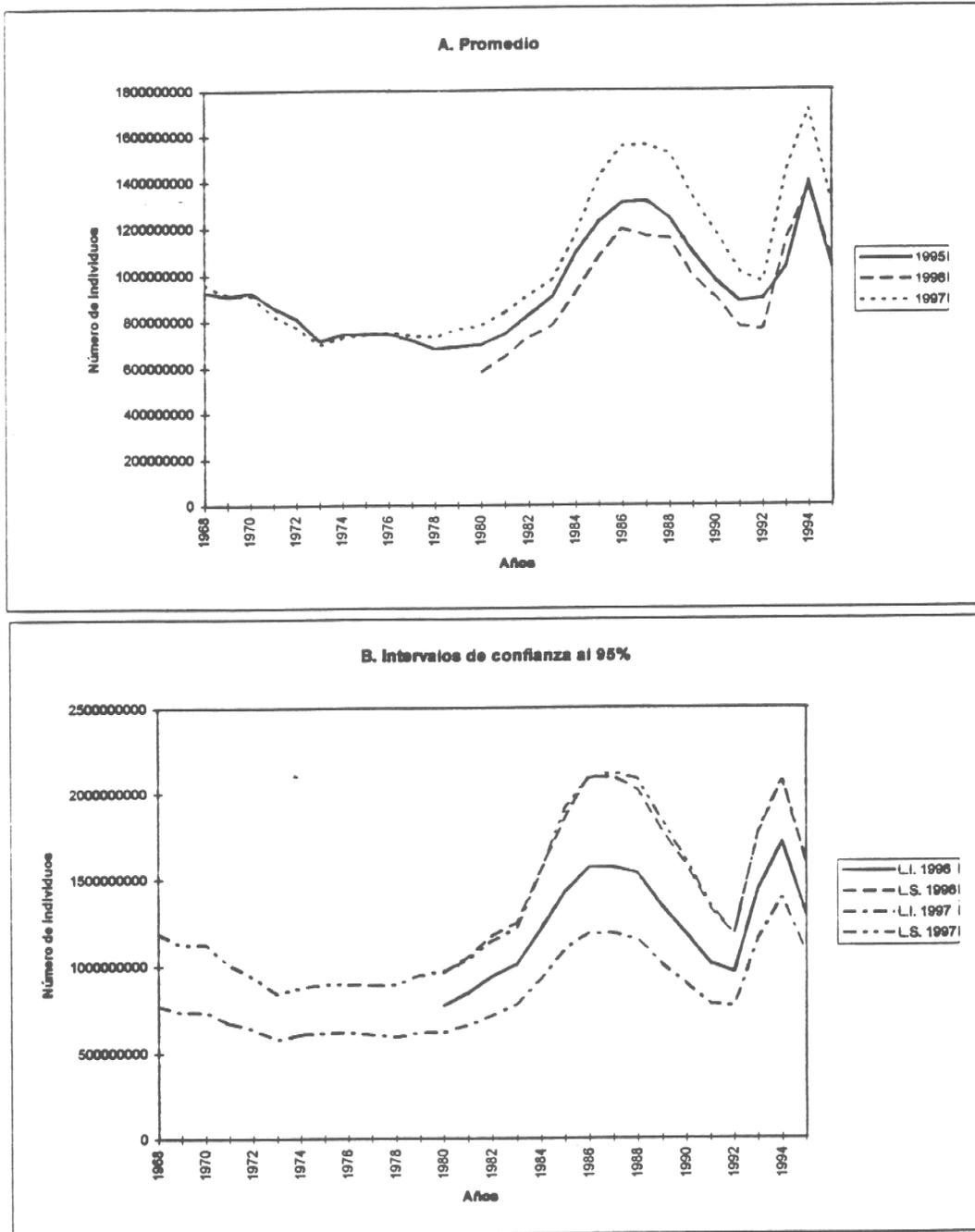


Fig. 11 Número de individuos totales de las últimas tres evaluaciones de stock.

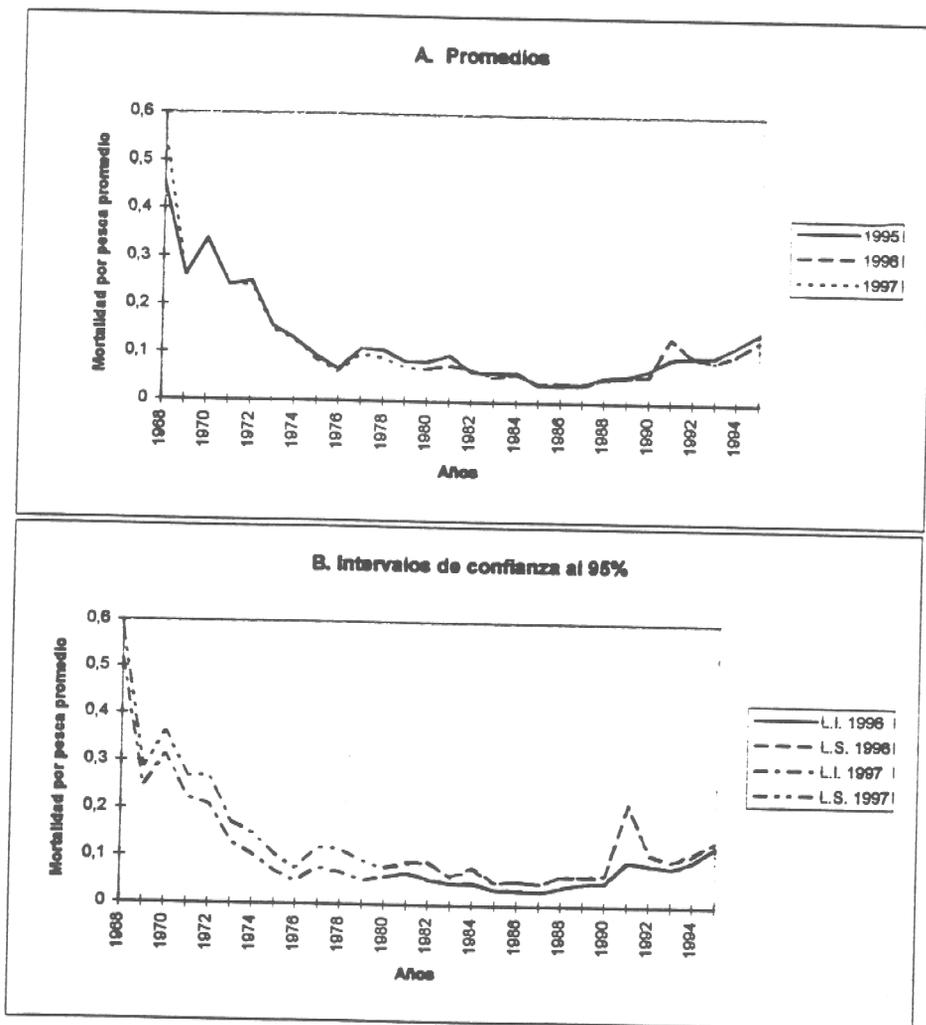


Fig. 12 Mortalidad por pesca promedio de las últimas tres evaluaciones de stock.

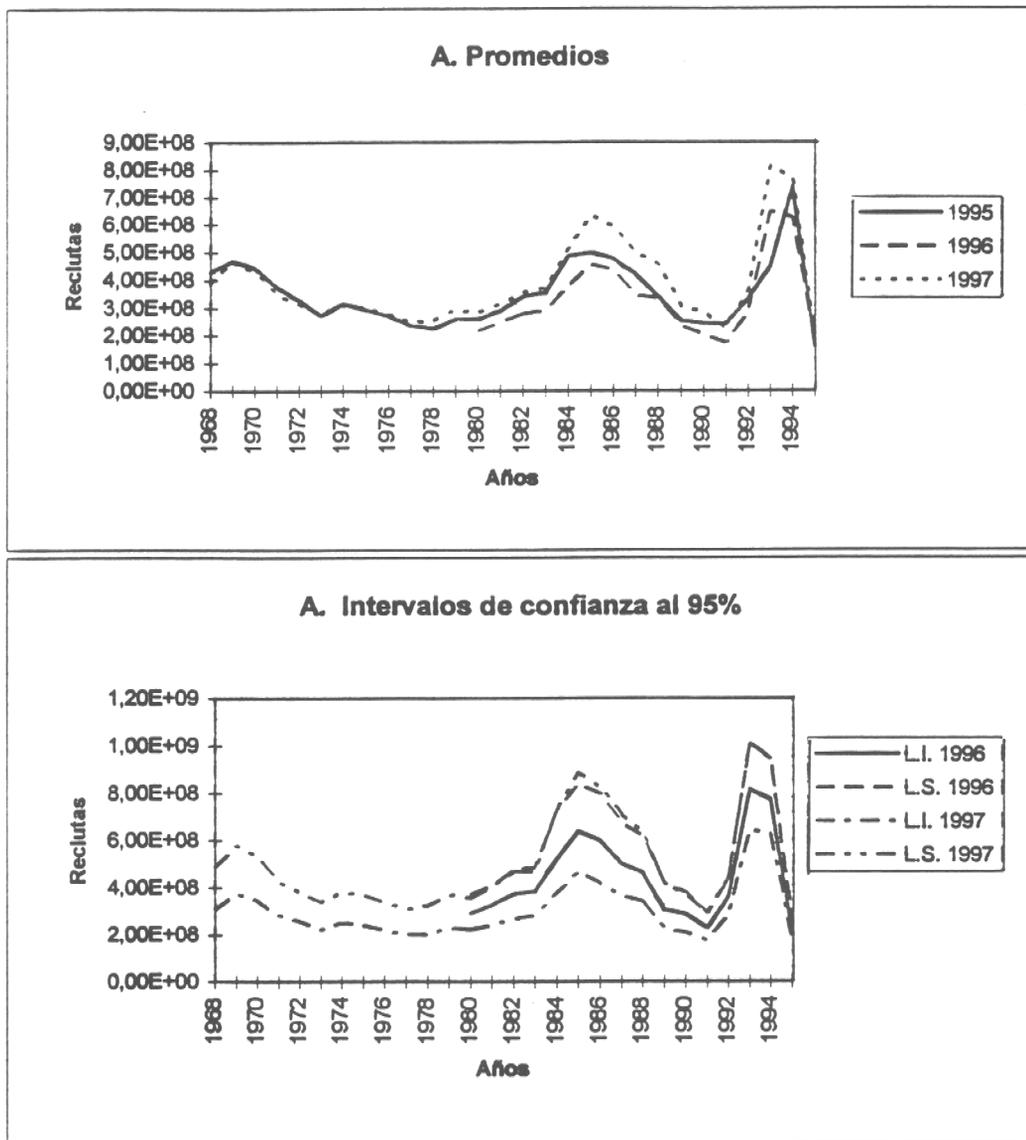


Fig. 13 Reclutas totales estimados en las últimas tres evaluaciones de stock.

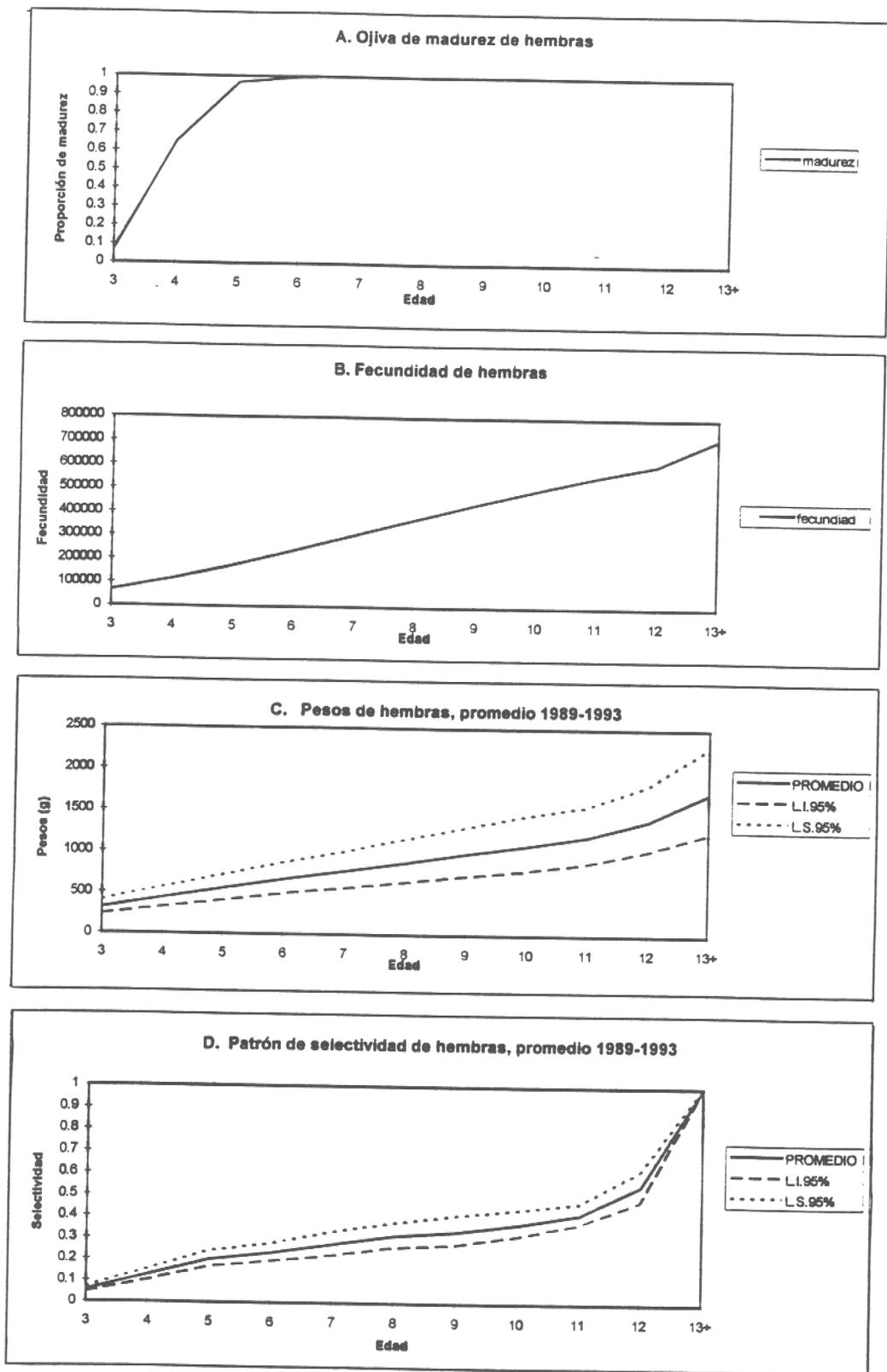


Fig. 14 Datos utilizados en el cálculo de los PBR basados en el período 1989 - 1995.

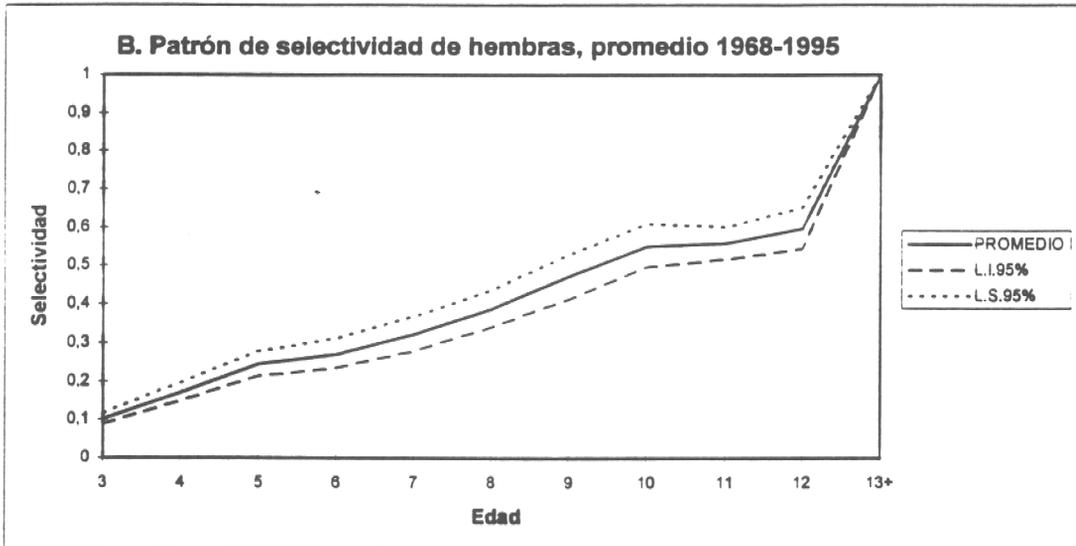
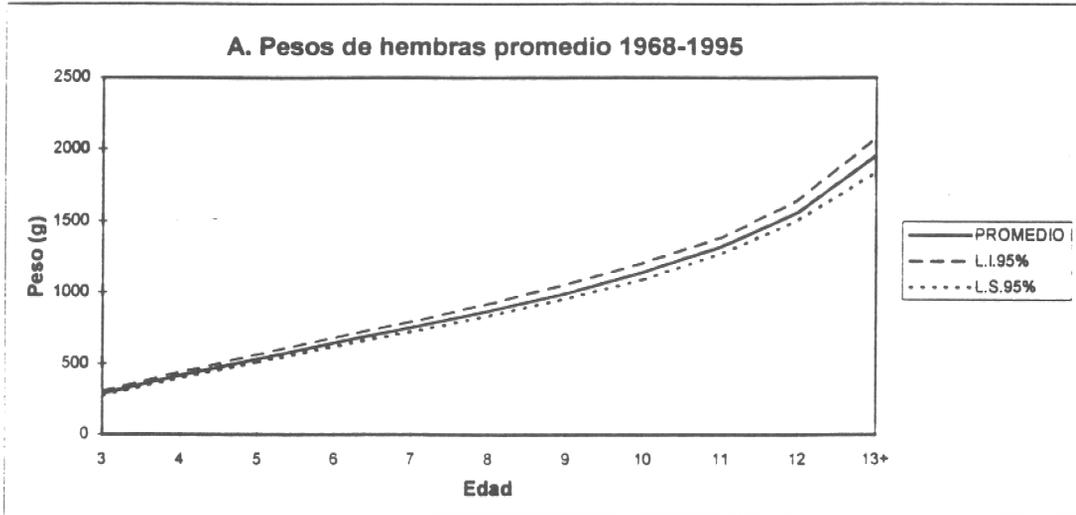


Fig.15 Datos utilizados en el cálculo de los PBR basados en el período 1968 - 1995.

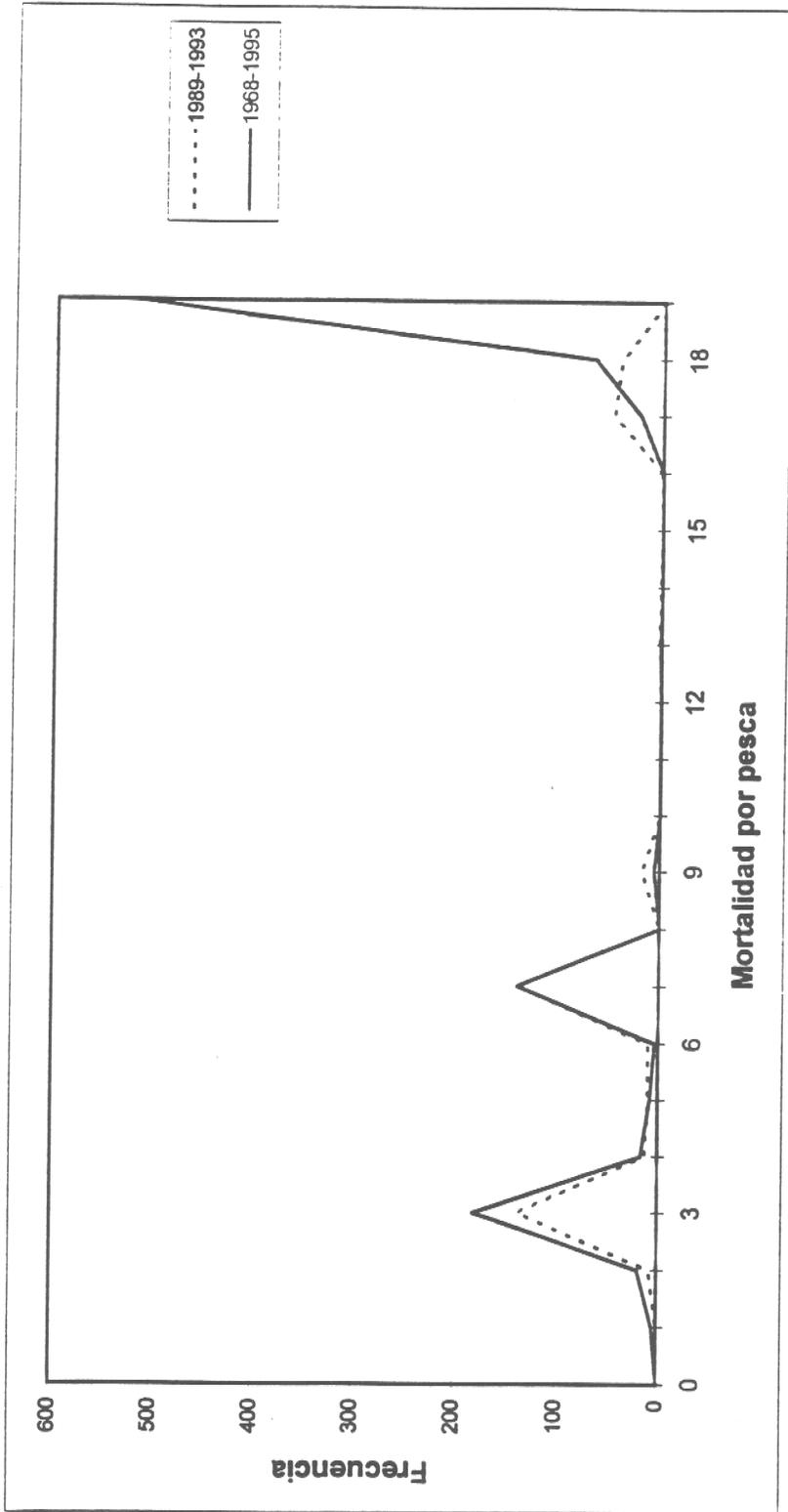


Fig. 16 Frecuencia de valores de $F_{m\acute{a}x}$ para periodos 1989 - 1993 y 1968 - 1995.

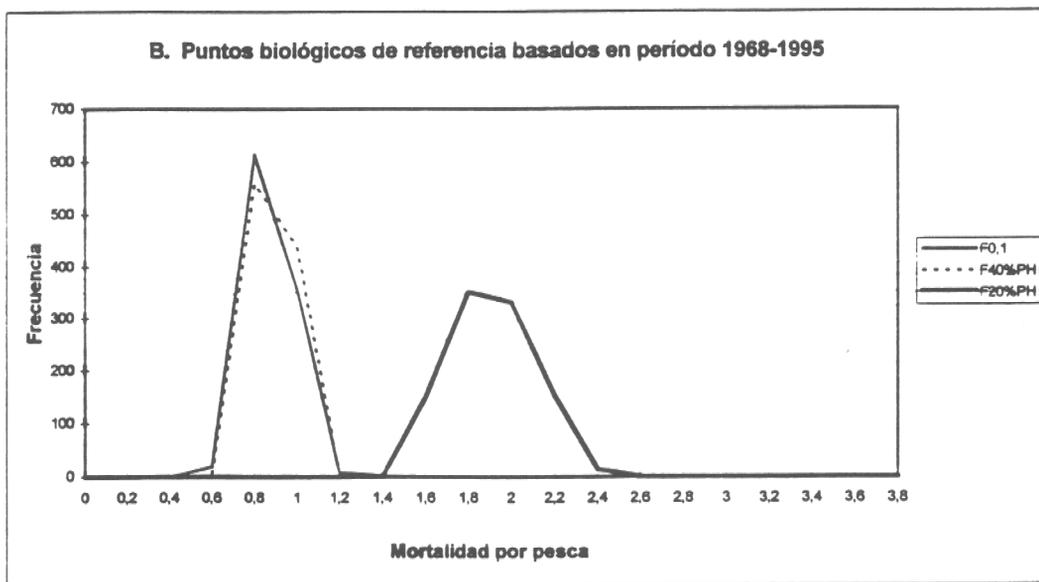
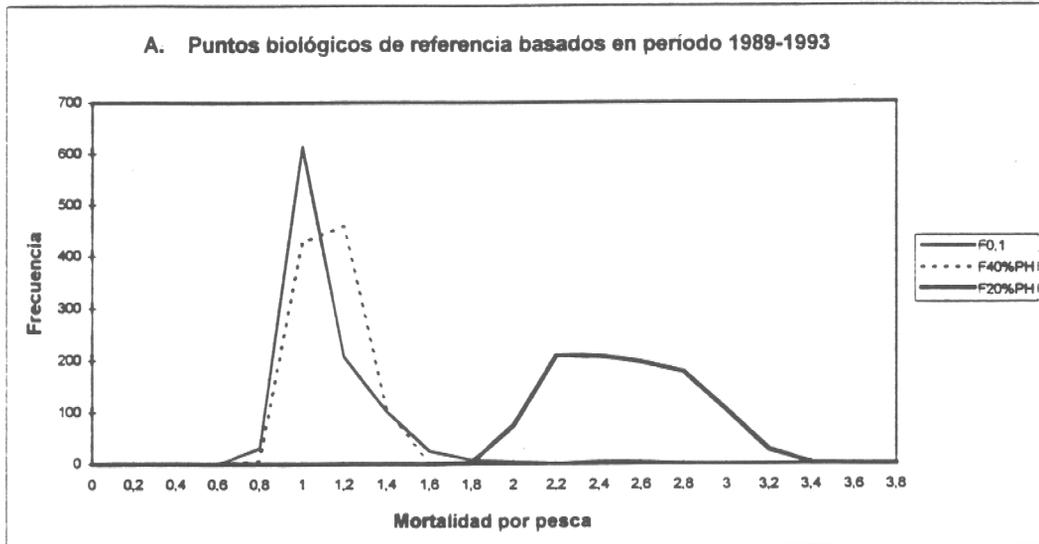


Fig. 17 Frecuencia de PBR para hembras basados en períodos 1989 - 1993 y 1968 - 1995.

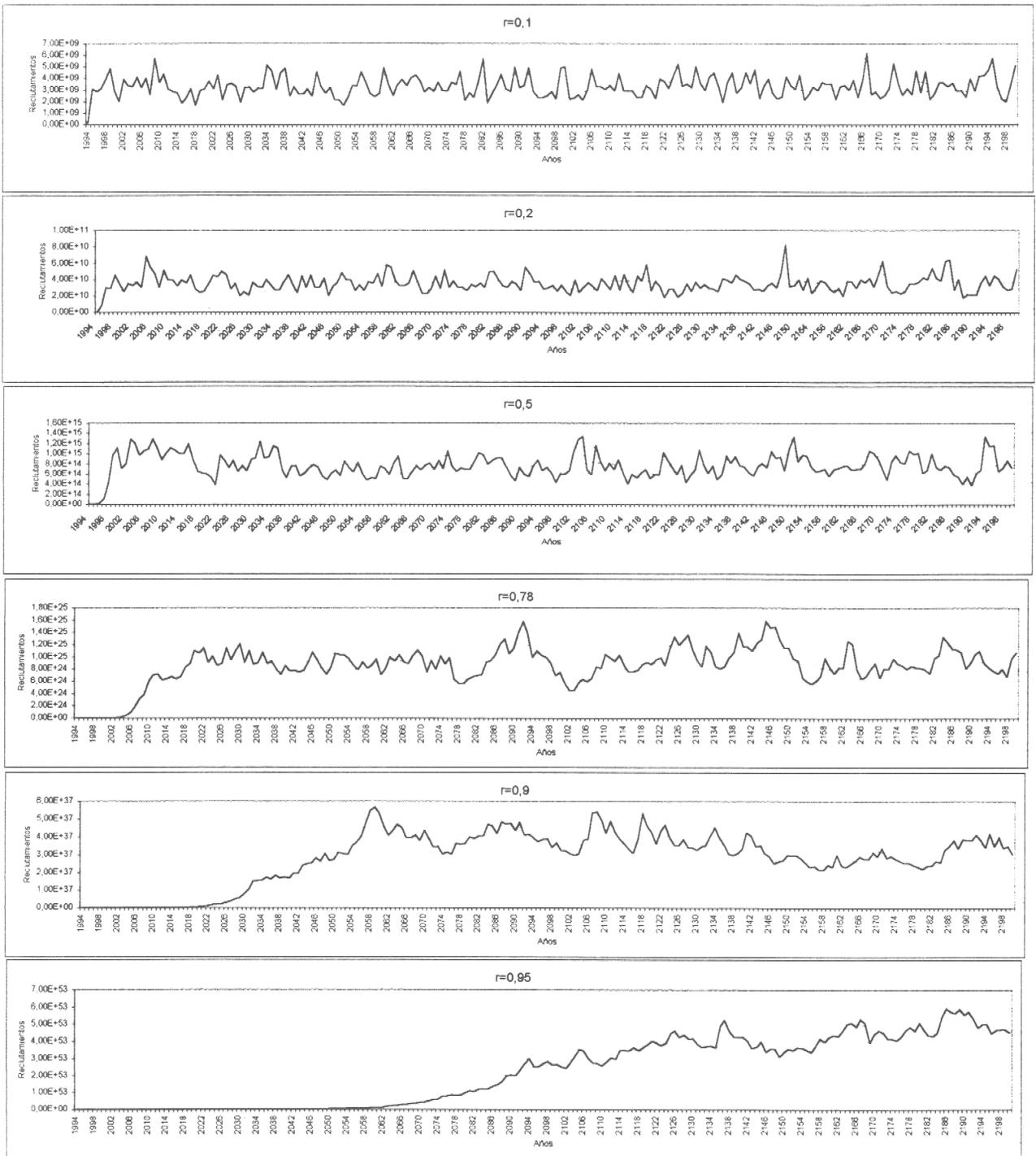


Fig. 18. Reclutamientos simulados con el procedimiento de Clark (1993) considerando diferentes coeficientes de correlación

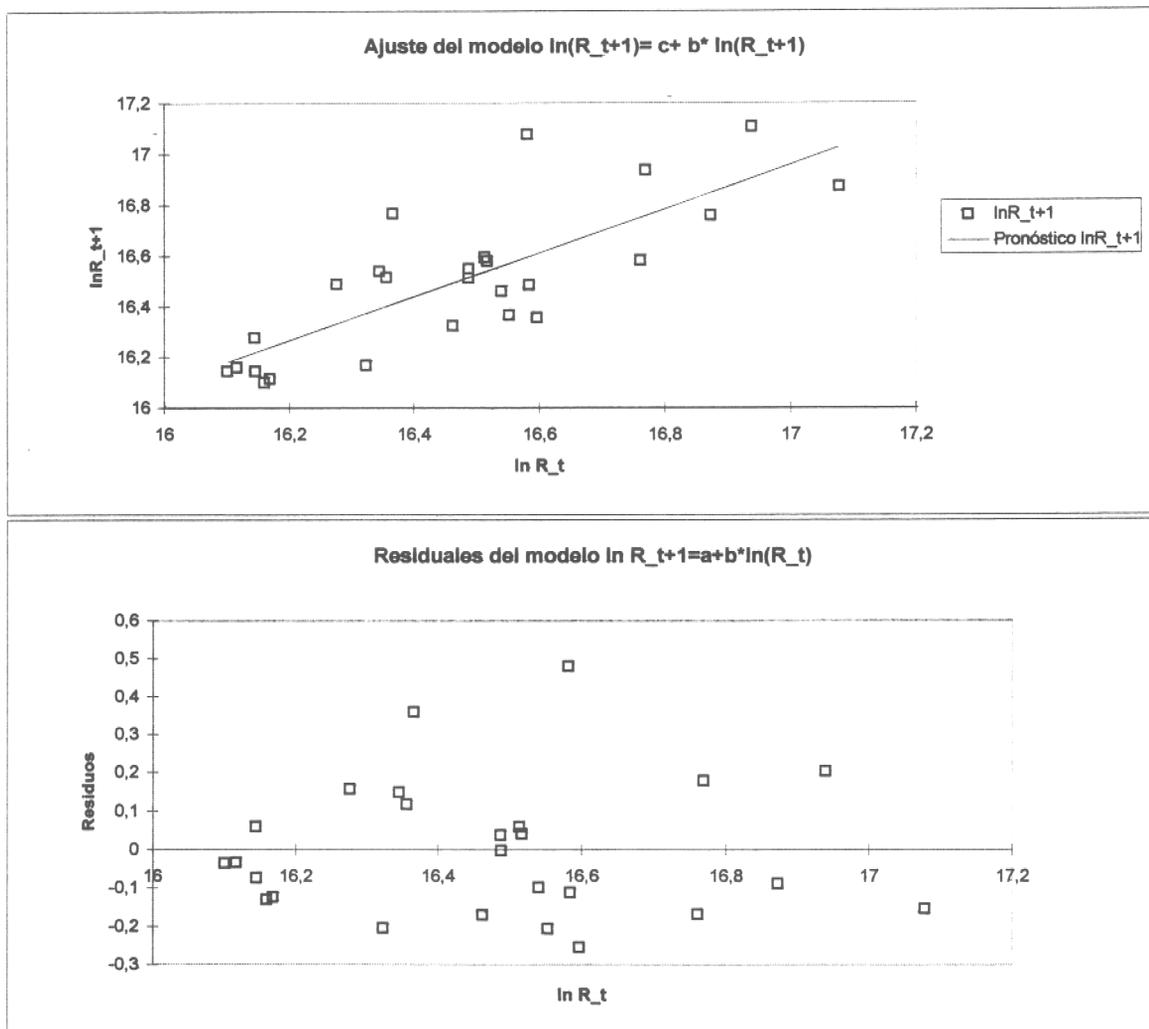


Fig. 19a Modelo lineal entre el reclutamiento de hembras del año t+1 y el año t

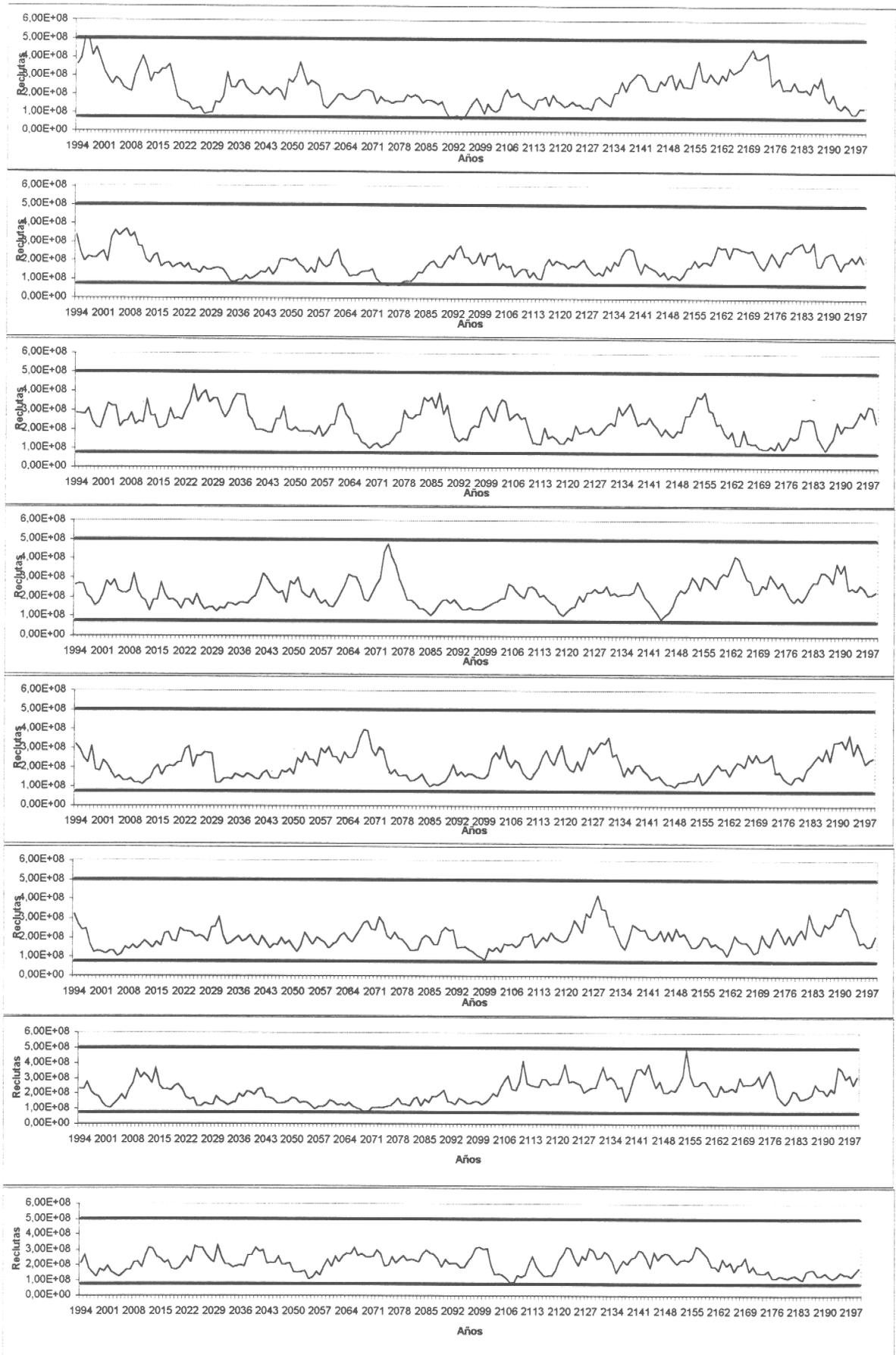


Fig.19b. Ejemplos de reclutamientos simulados en forma aleatoria autocorrelacionada, donde las líneas horizontales corresponden a los reclutamientos históricos mínimos y máximos

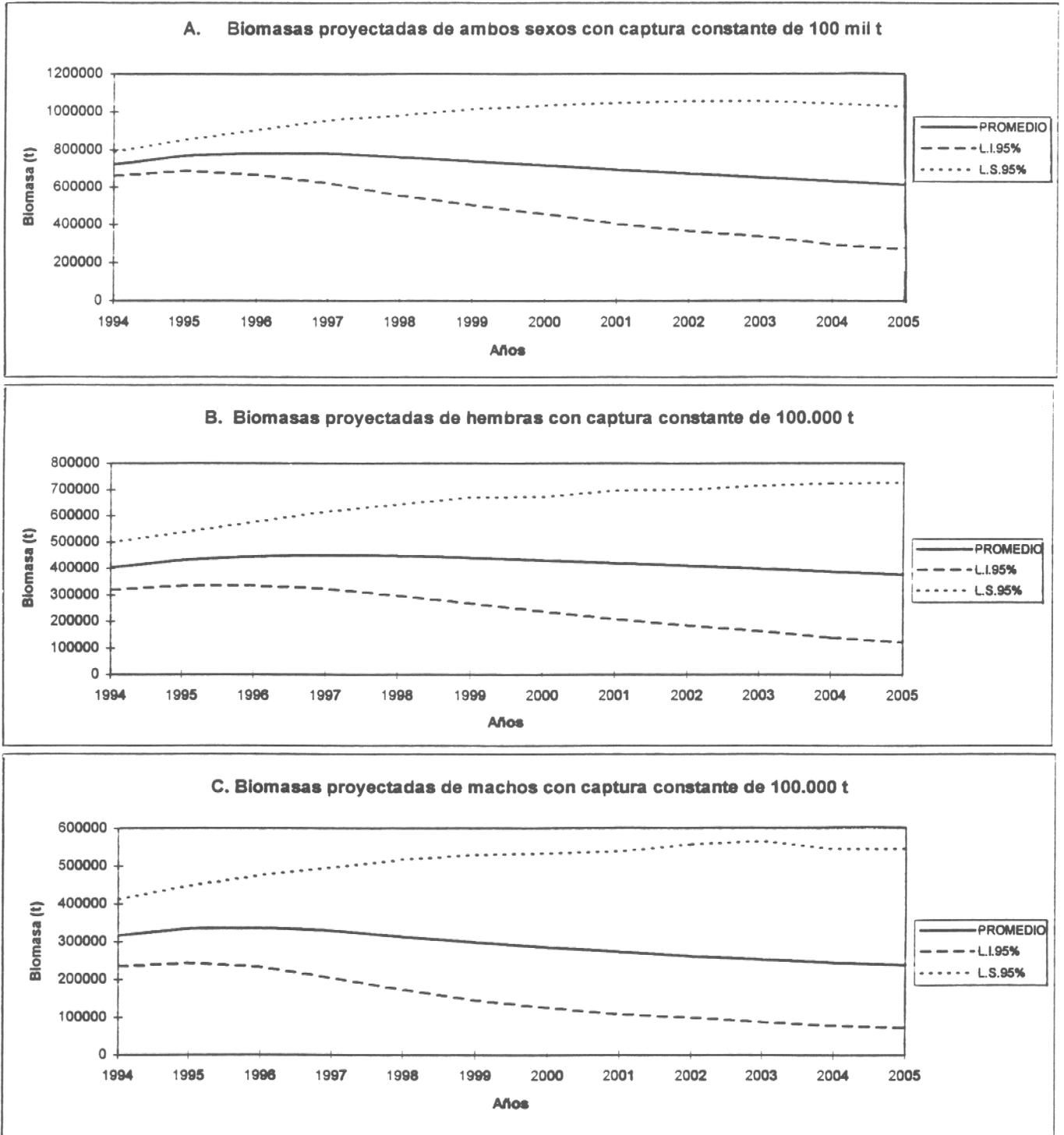
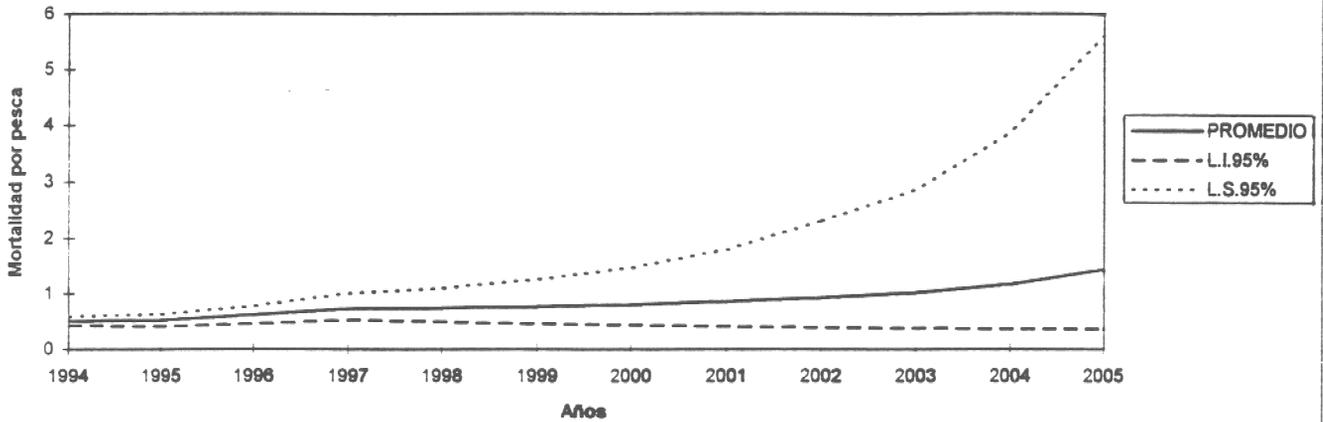


Fig. 20 Biomosas proyectadas con captura constante de 100.000 t.

A. Mortalidades por pesca de hembras



B. Mortalidades por pesca de machos

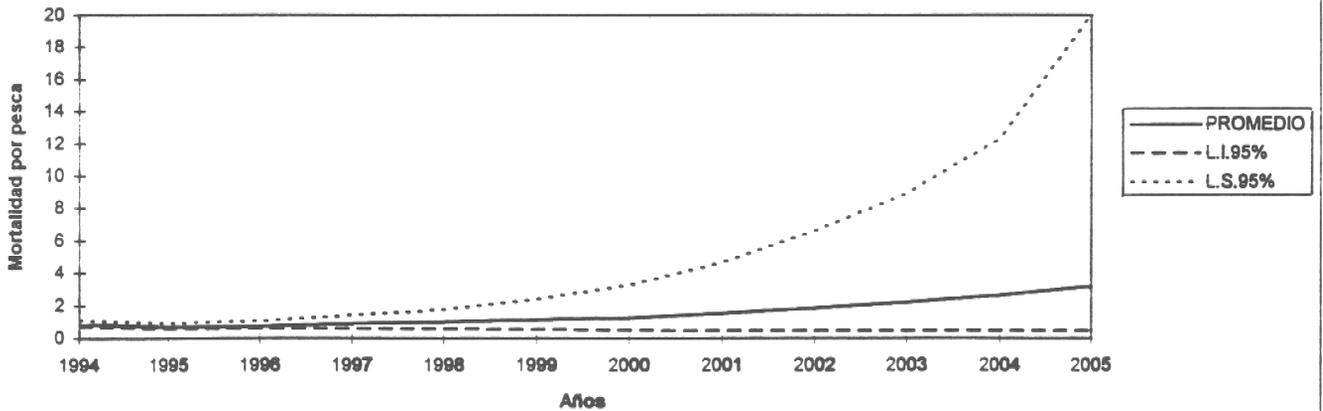


Fig 21 Mortalidades por pesca proyectadas con captura constante de 100.000 t.

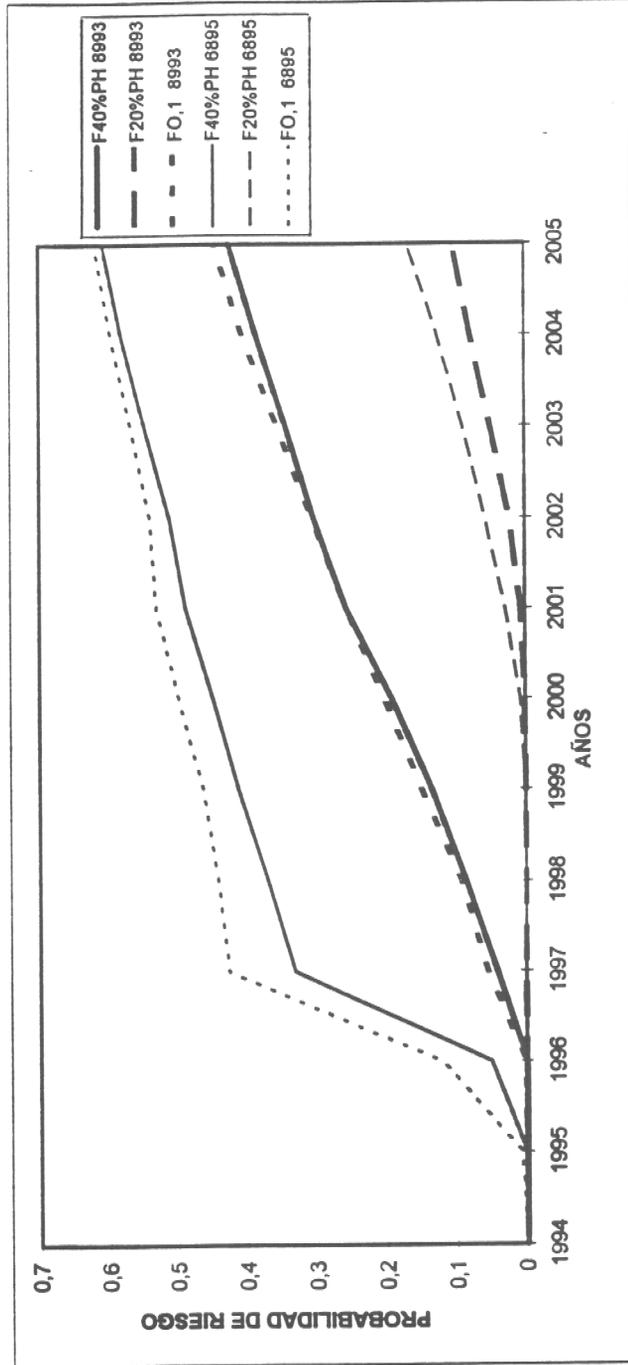


Fig.22 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con captura constante de 100.000 t.

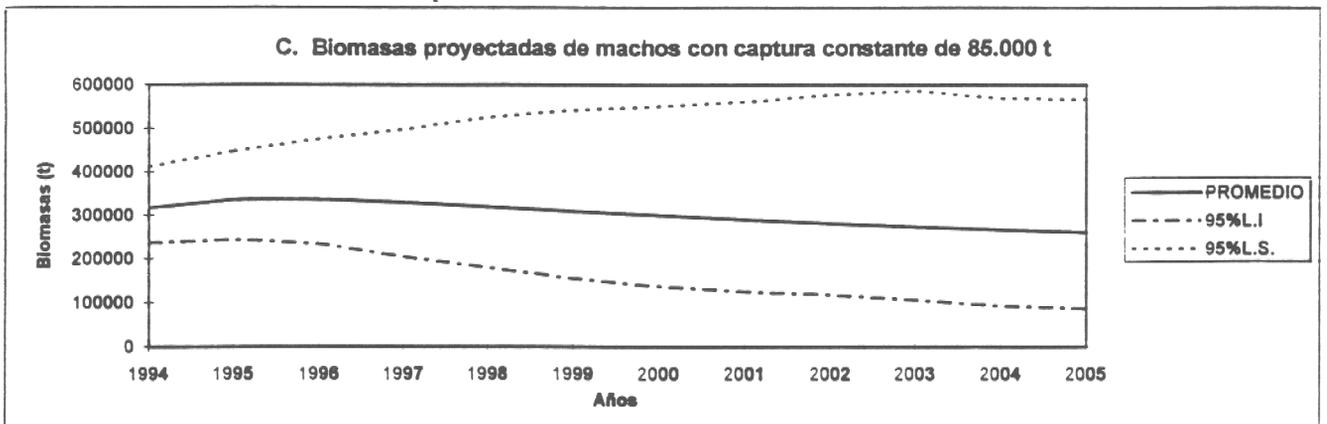
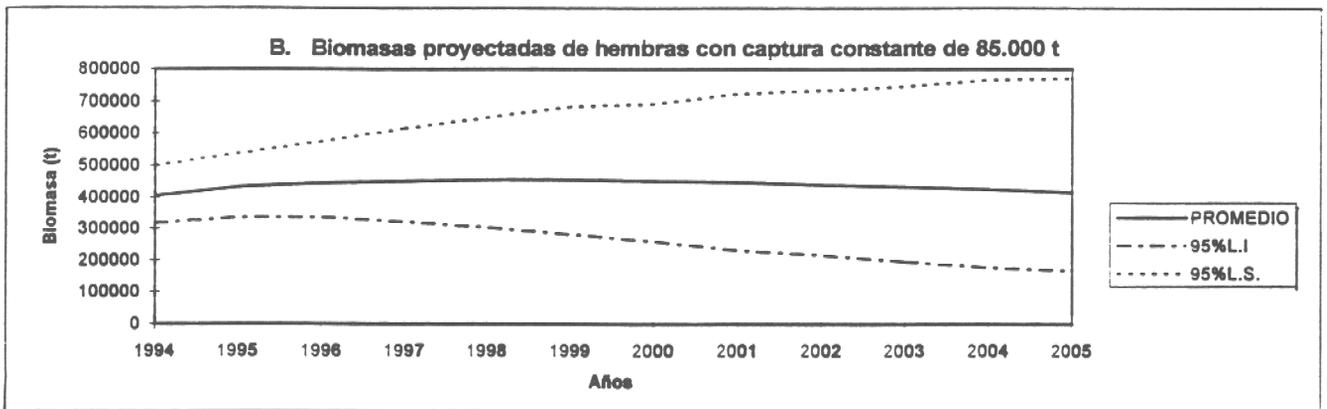
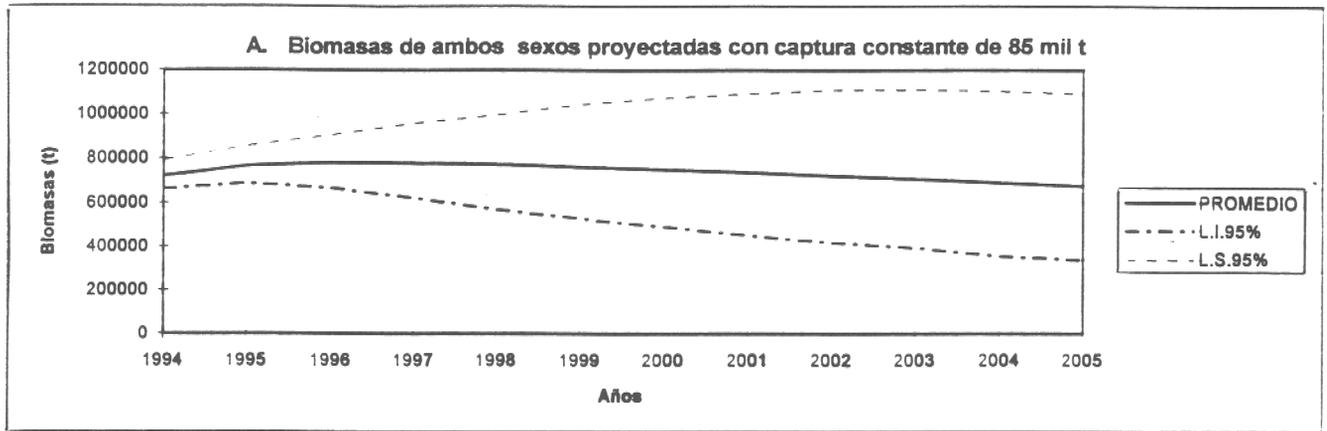


Fig. 23 Biomosas proyectadas con captura constante de 85.000 t.

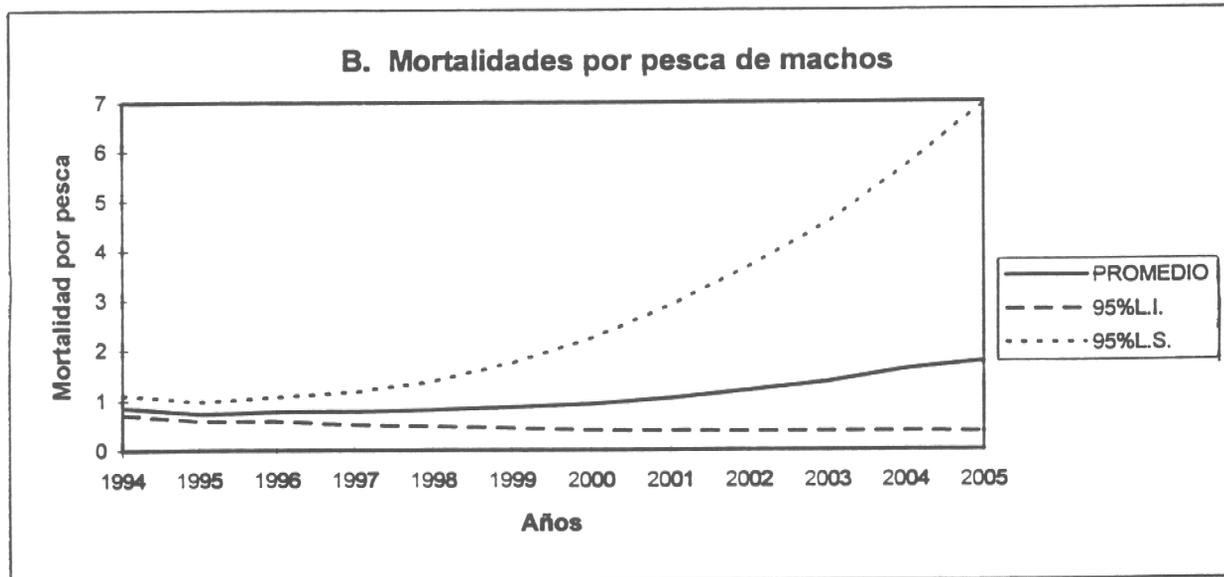
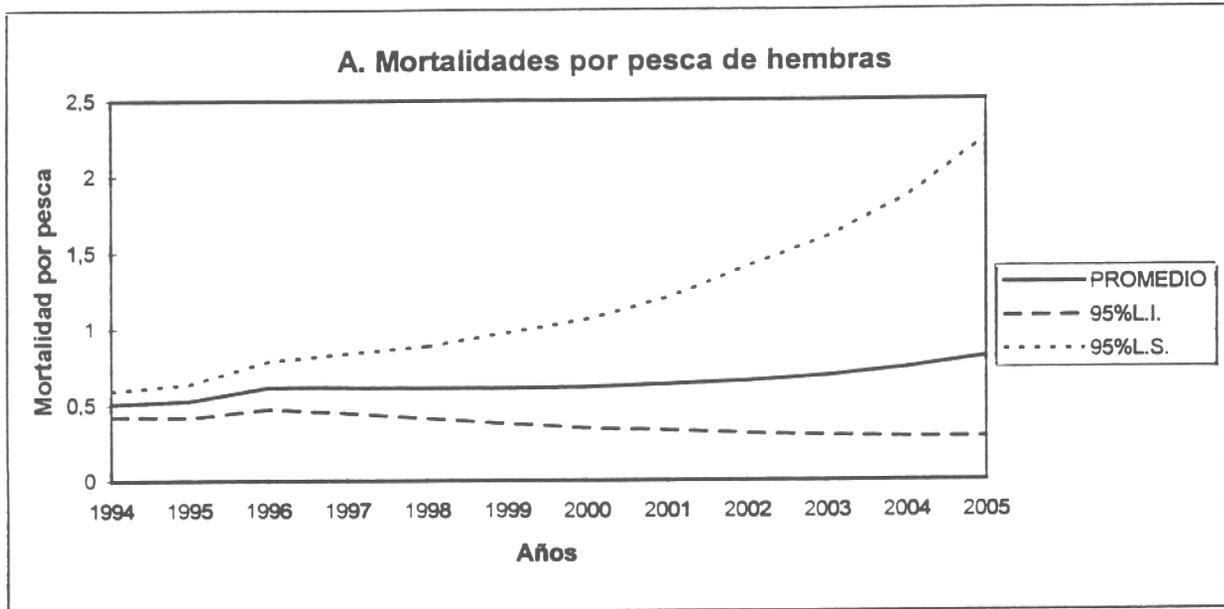


Fig. 24 Mortalidades por pesca proyectadas con captura constante de 85.000 t.

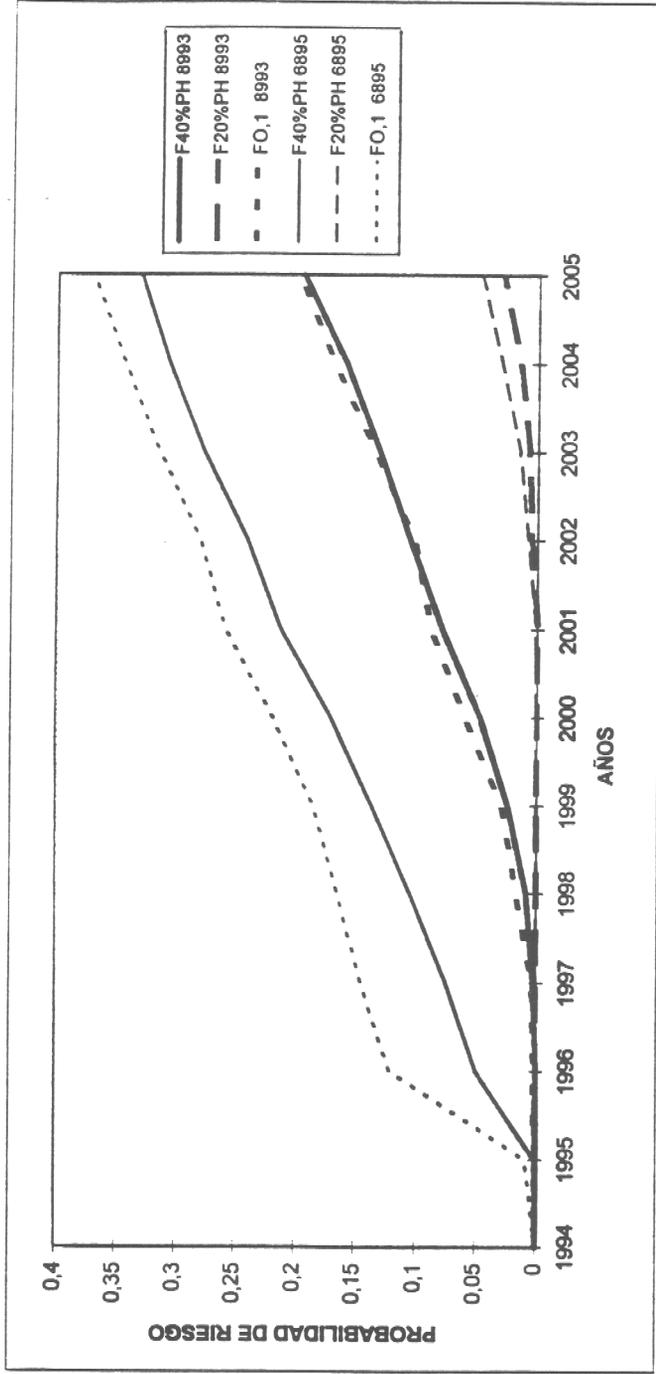


Fig. 25 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con captura constante de 85.000 t.

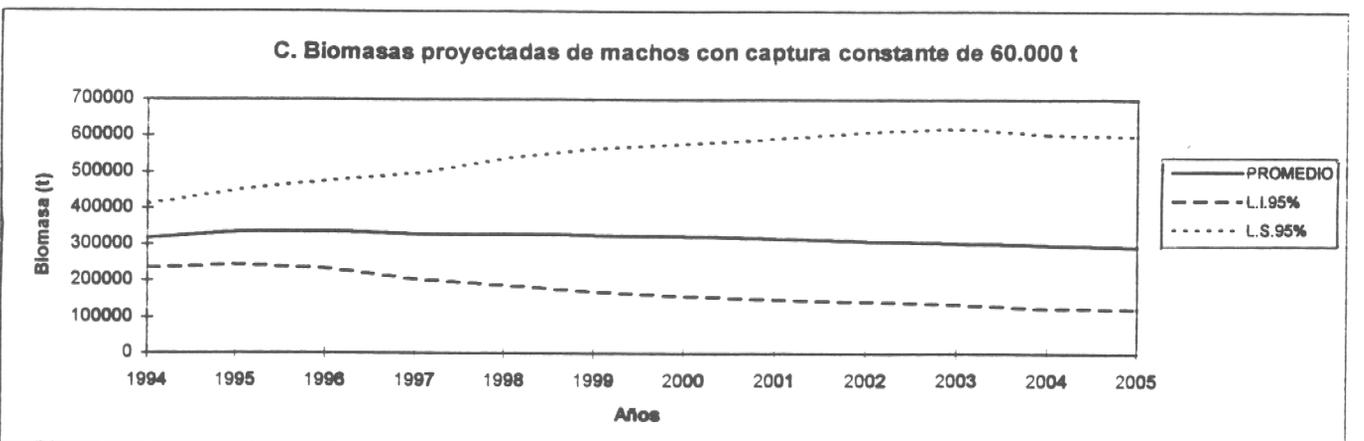
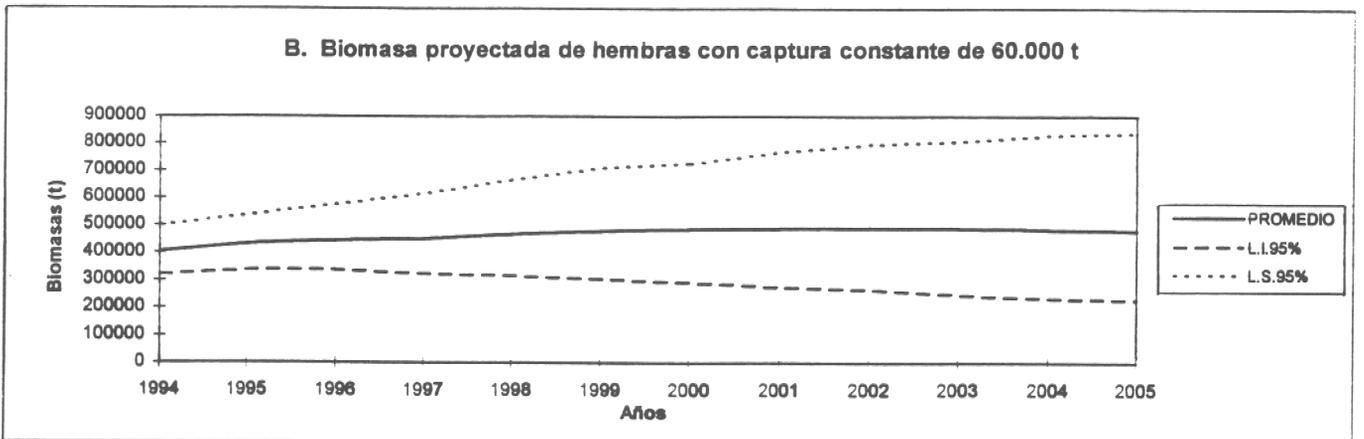
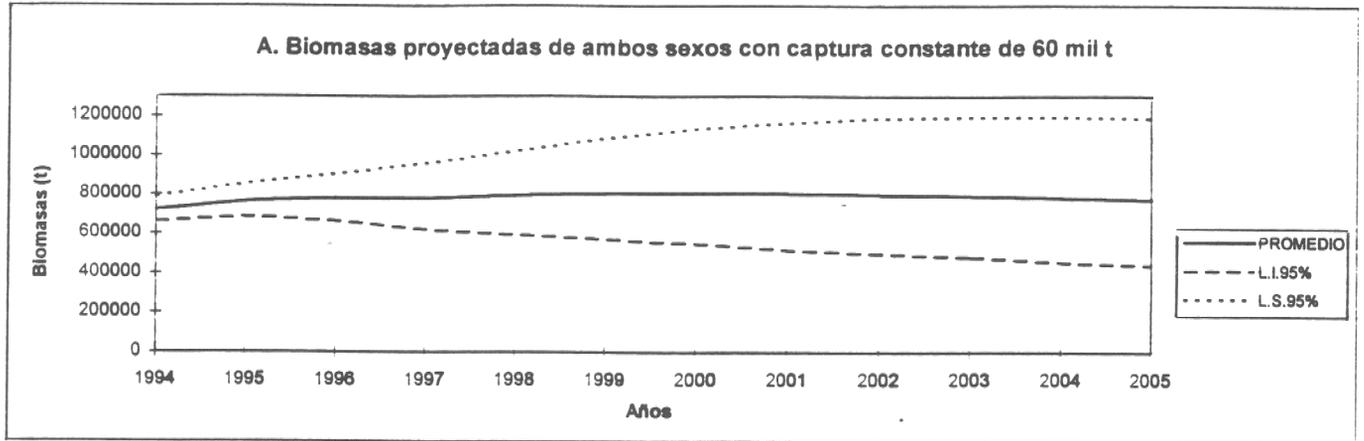


Fig. 26 Biomosas proyectadas con captura constante de 60.000 t.

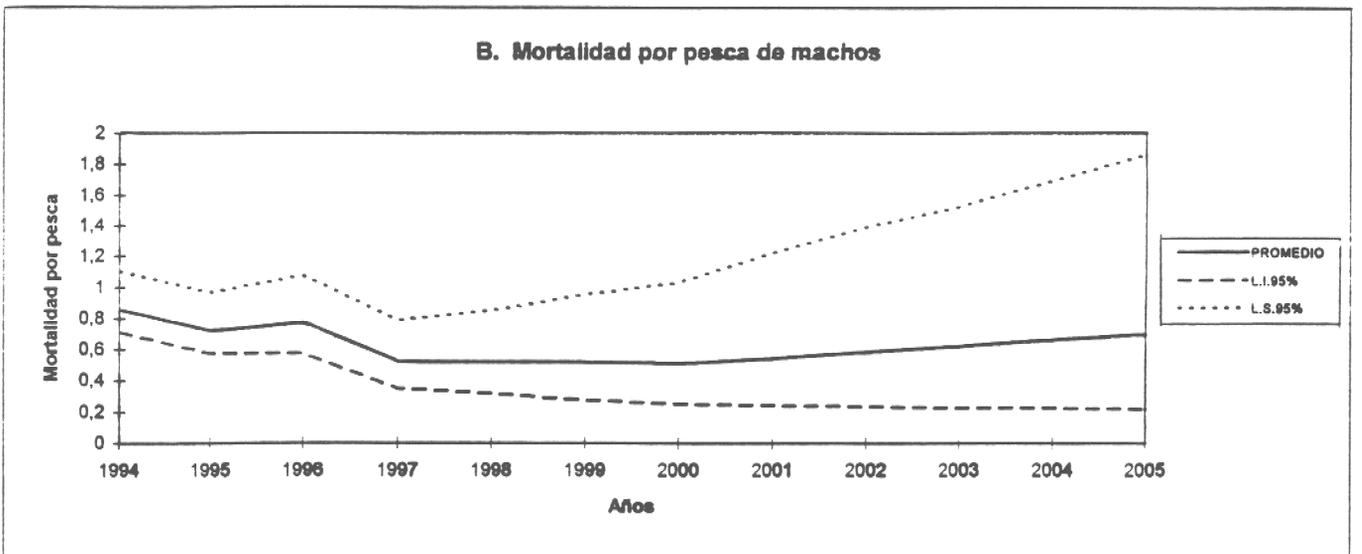
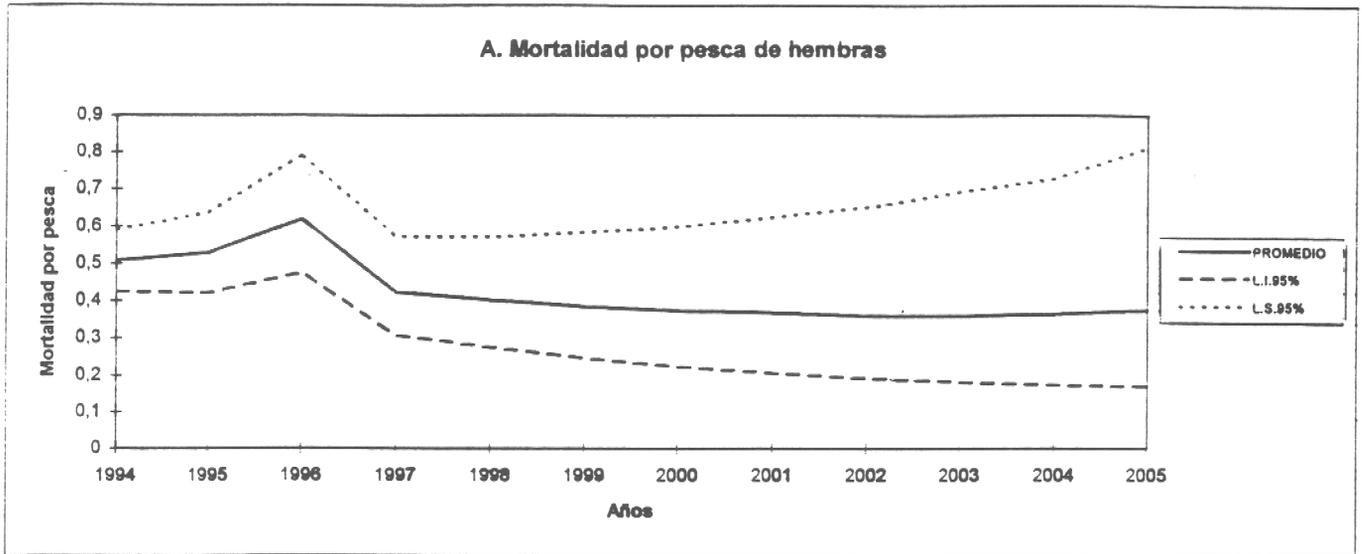


Fig. 27 Mortalidades por pesca proyectadas con captura constante de 60.000 t.

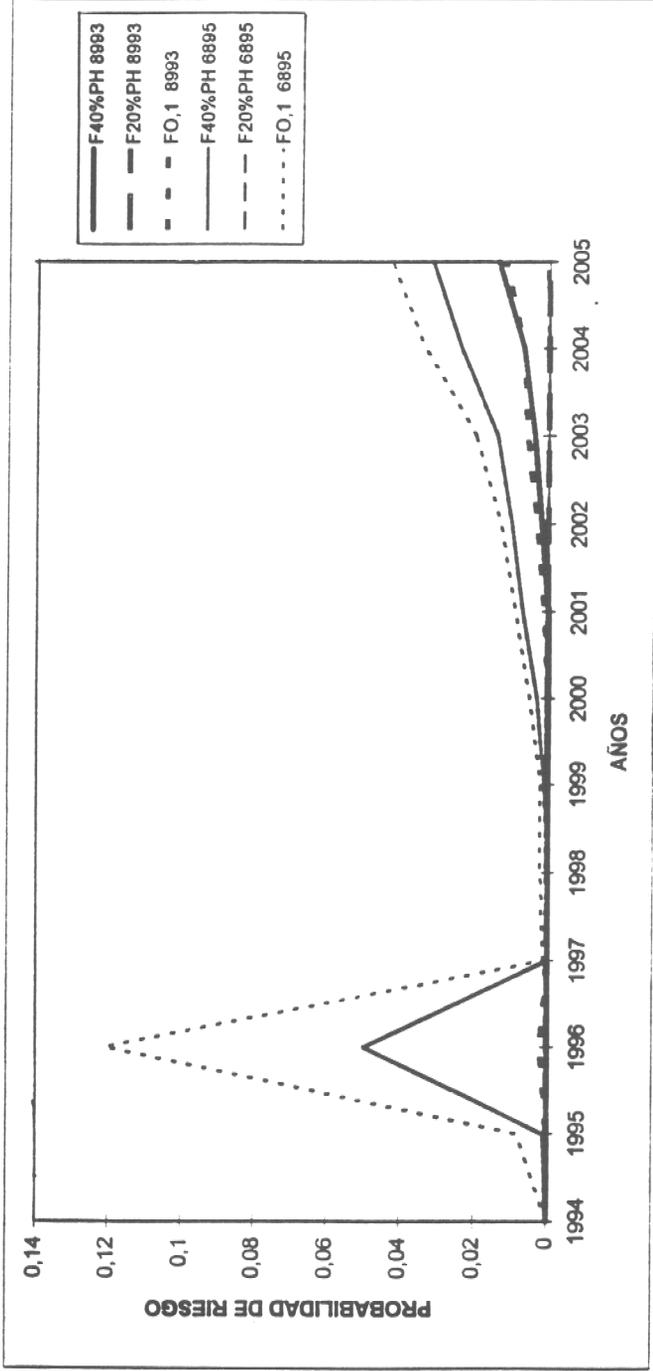


Fig. 28 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con captura constante de 60.000 t.

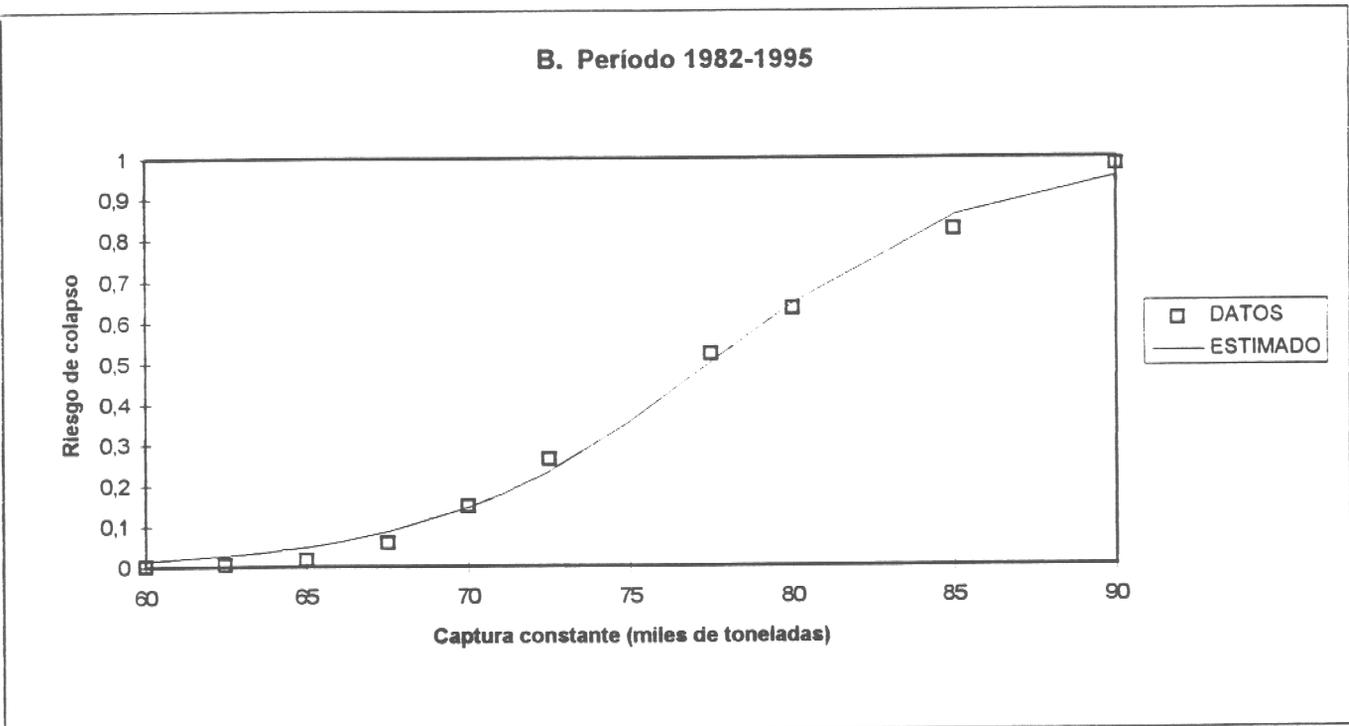
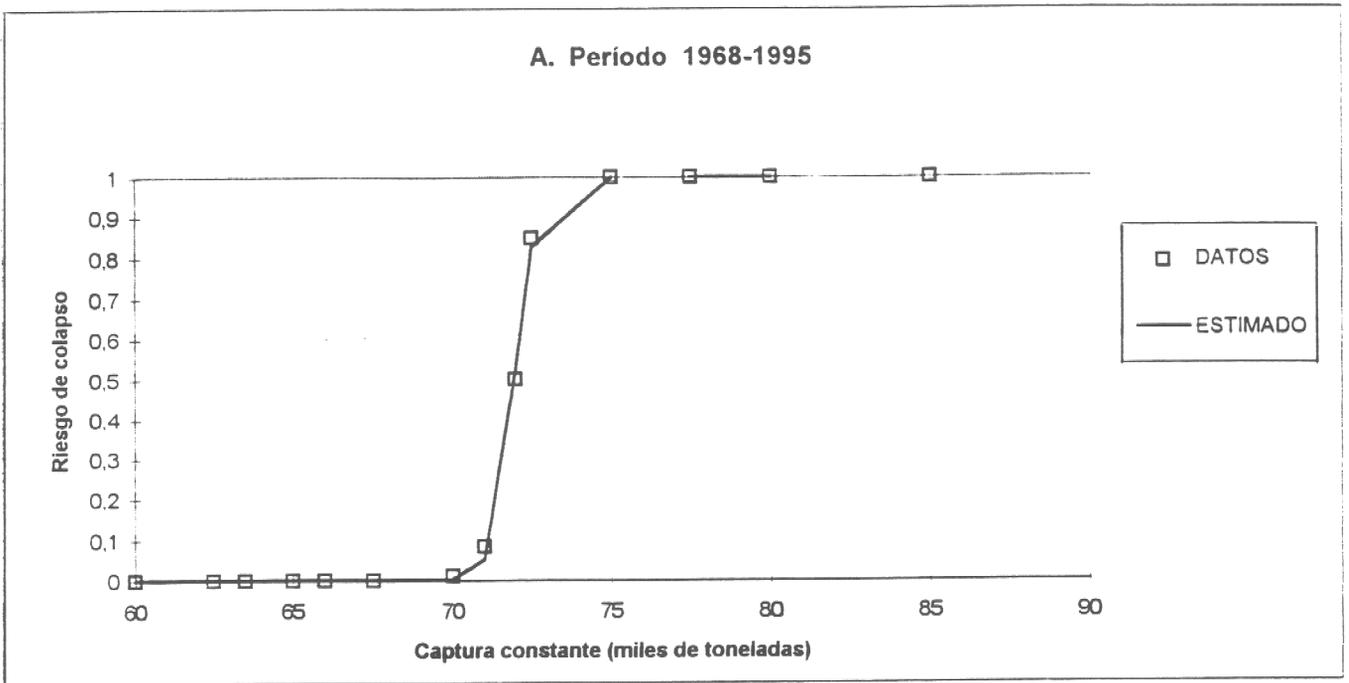


Fig. 29 Ajuste de modelos para el riesgo retrospectivo de una captura constante, considerando dos períodos de análisis (1968-1995 y 1982-1995)

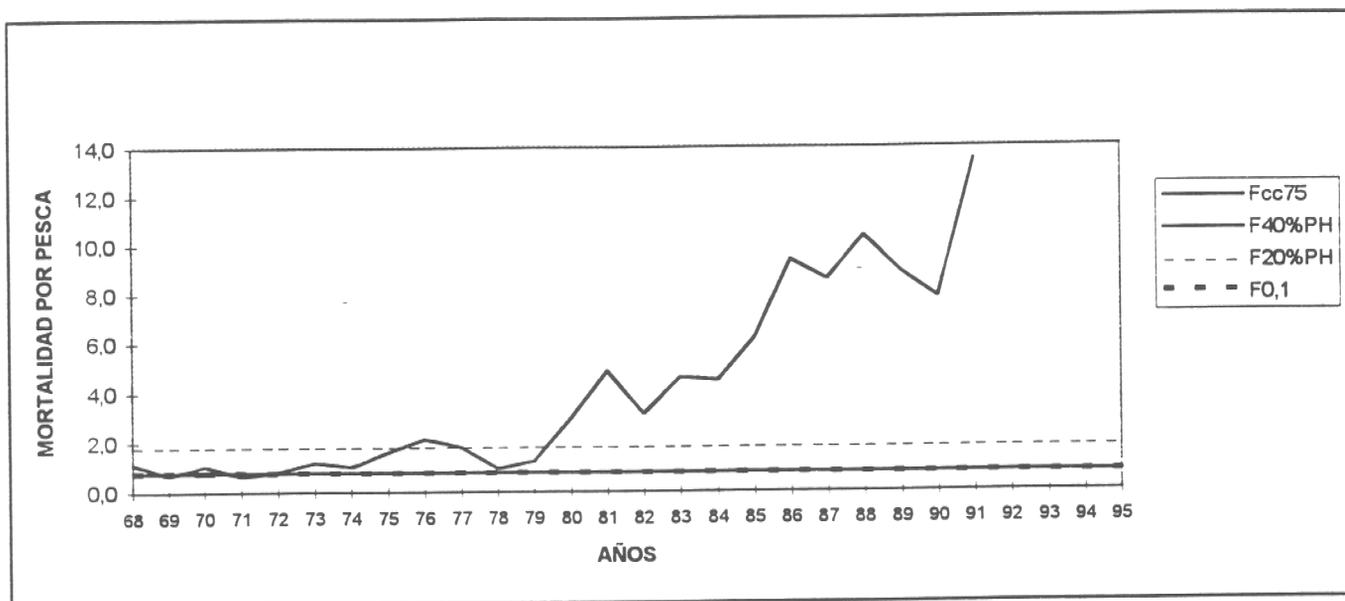


Fig. 30 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con captura constante de 75.000 t (Fcc 75) y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping"

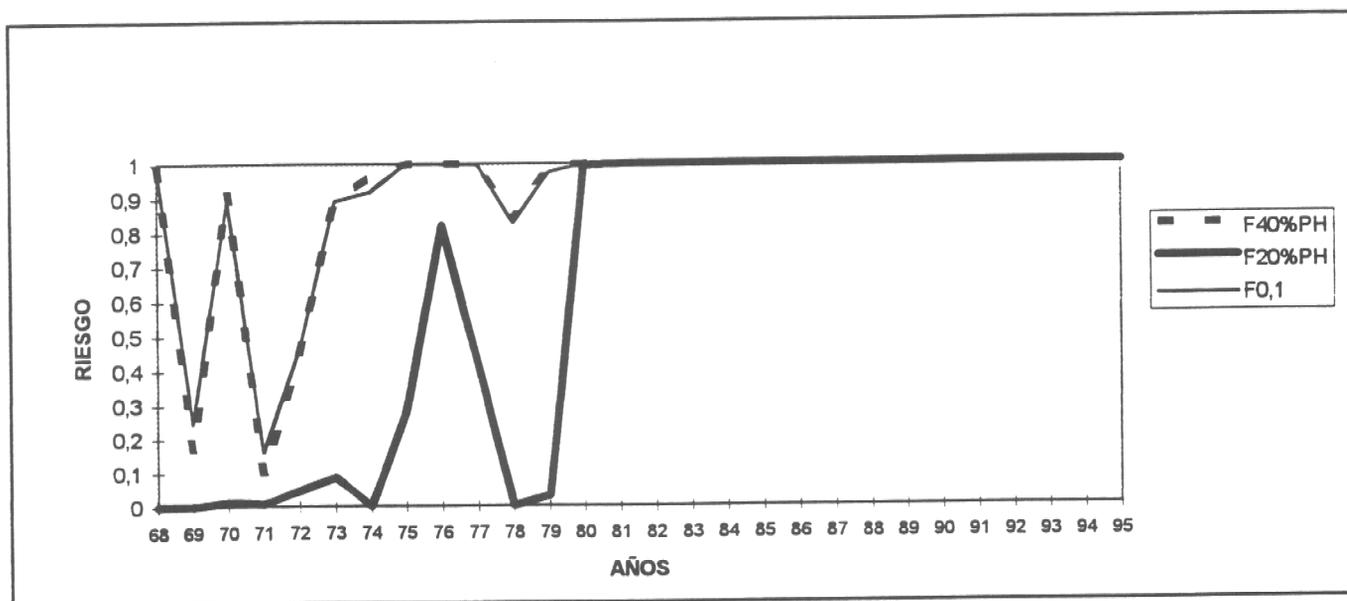


Fig. 31 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 75,000 t.

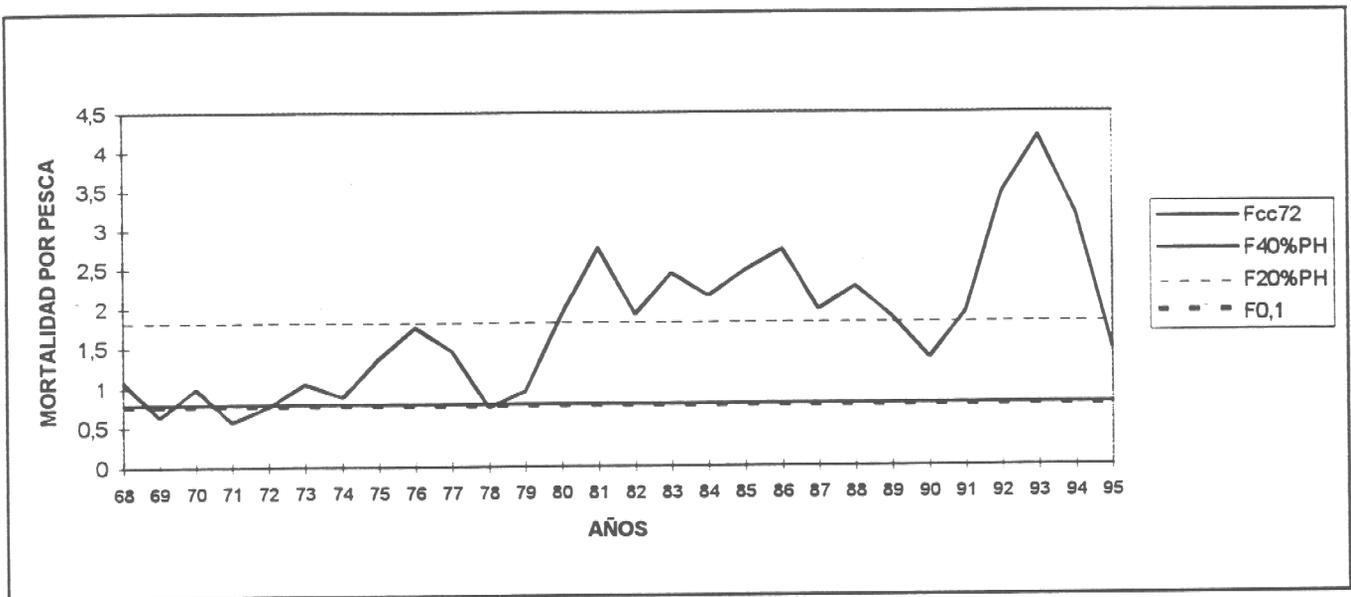


Fig. 32 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con captura constante de 72.000 t (Fcc 72) y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping"

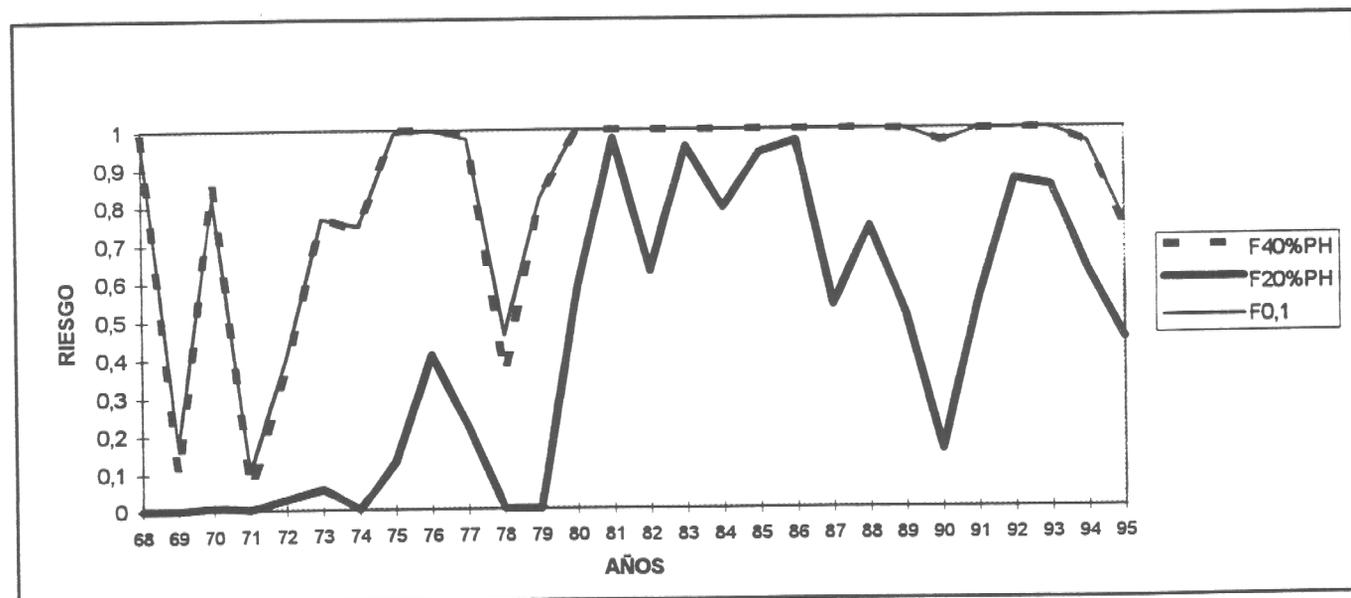


Fig. 33 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 72.000 t.

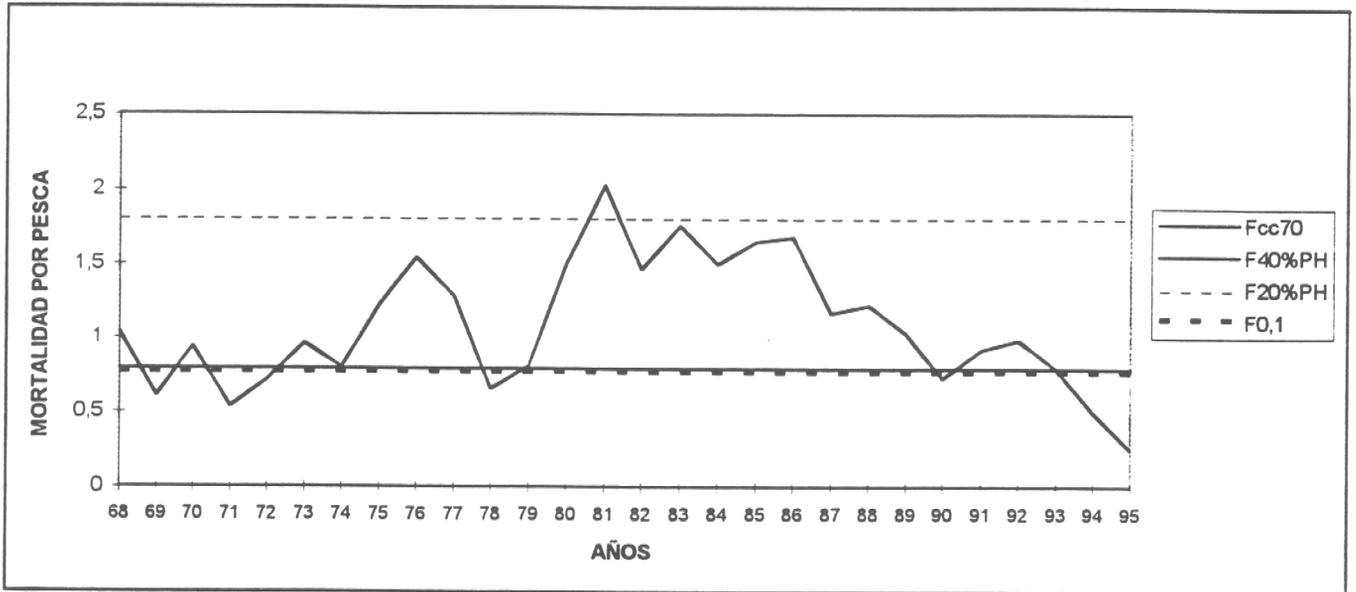


Fig. 34 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con captura constante de 70.000 t (F_{cc70}) y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".

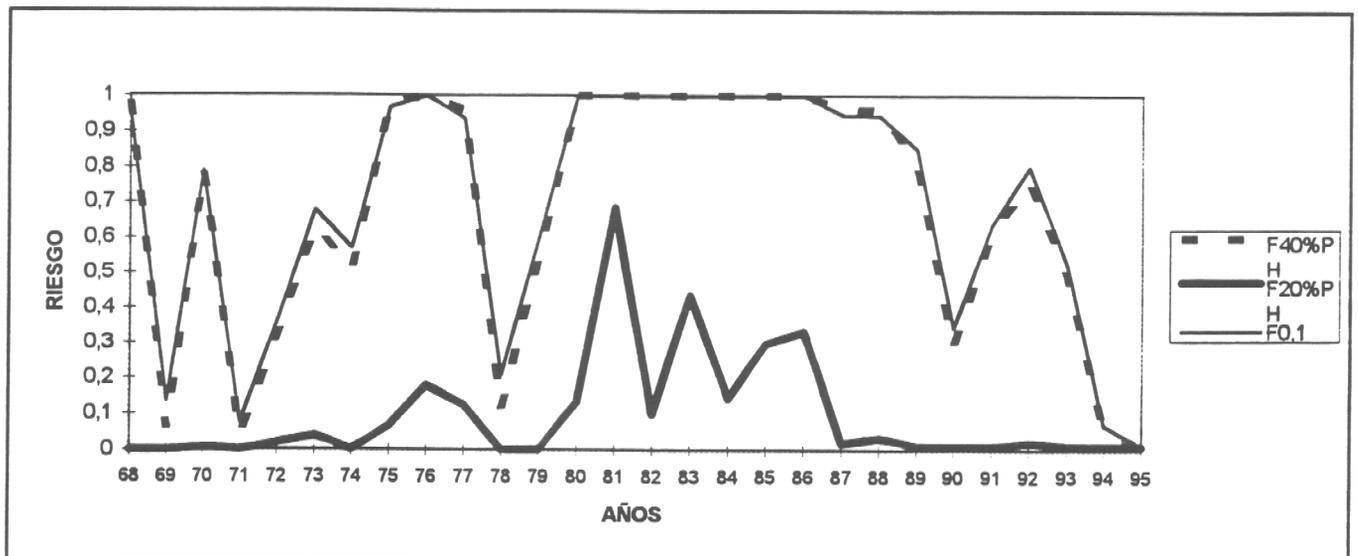


Fig. 35 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 70.000 t.

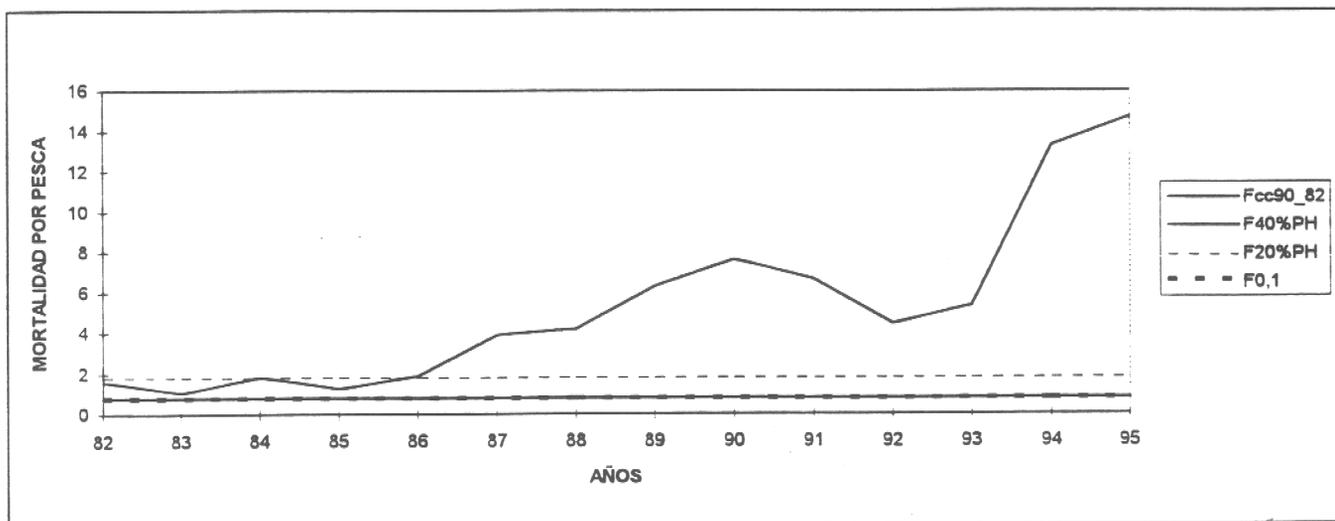


Fig. 36 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubiera producido con captura constante de 90.000 t (Fcc 90-82) a partir del año 1982 y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstraping".

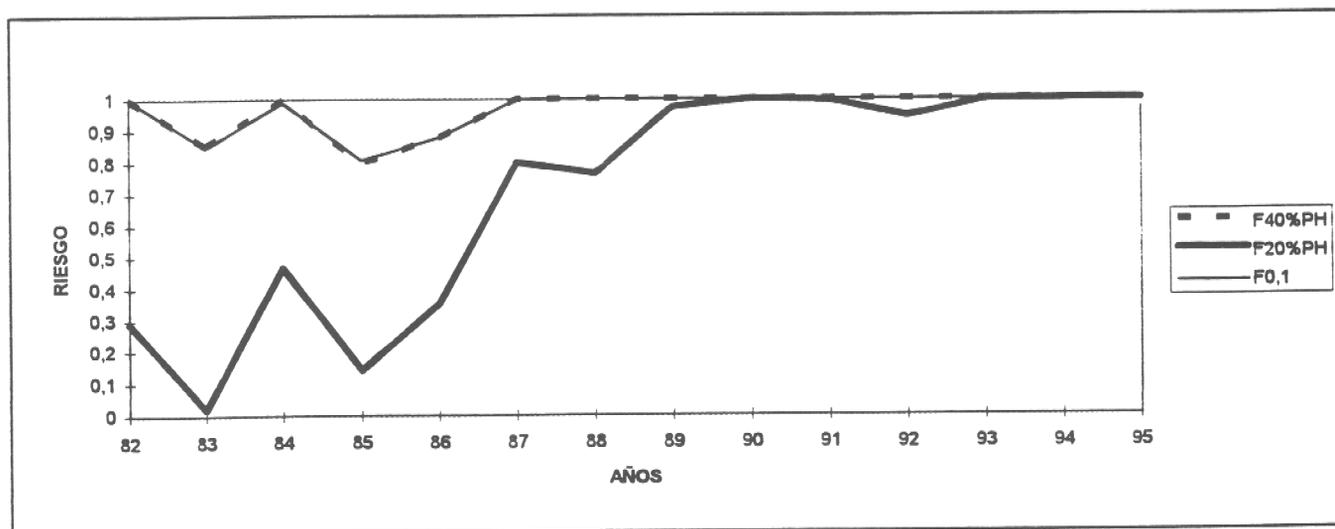


Fig. 37 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 90.000 t a partir del año 1982.

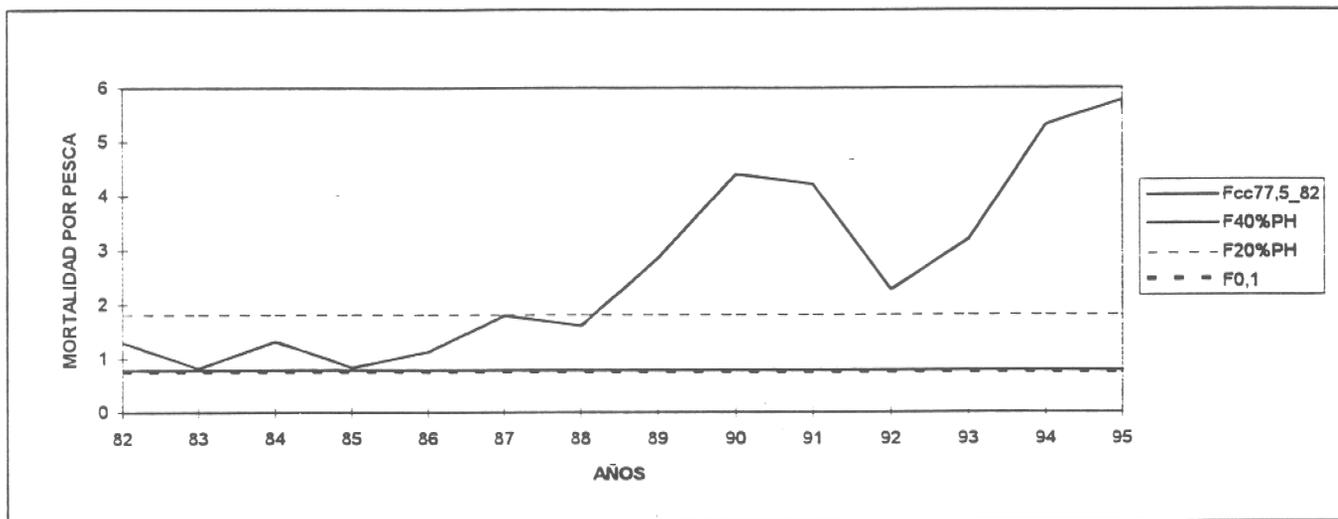


Fig. 38 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con captura constante de 77.500 t ($F_{cc\ 77,5}$) a partir del año 1982 y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".

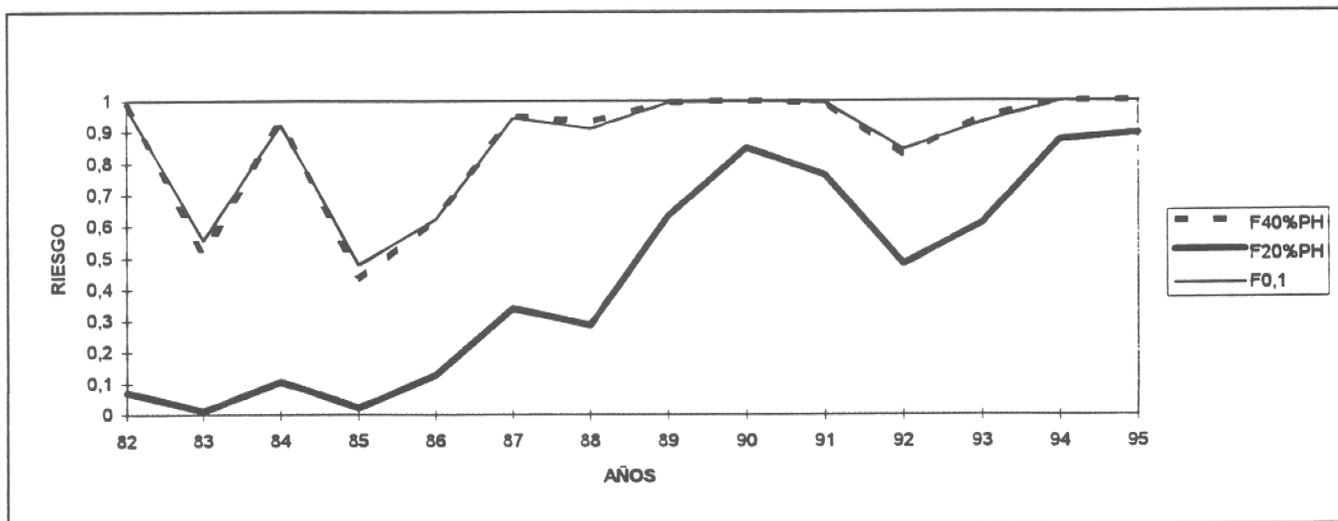


Fig. 39 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 77.500 t. a partir del año 1982.

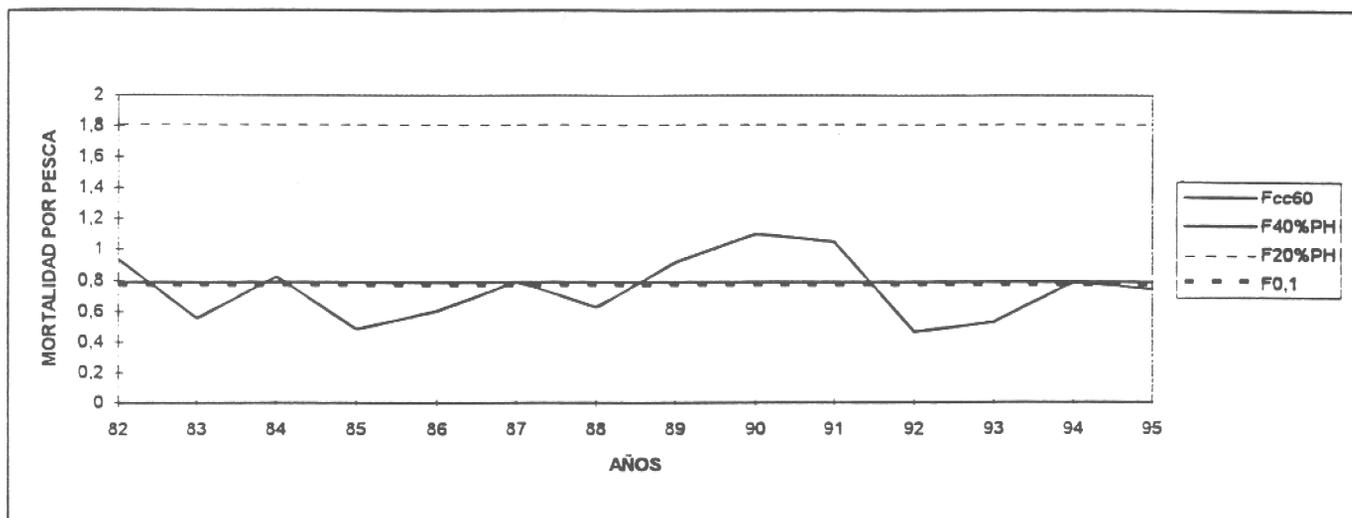


Fig. 40 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con captura constante de 60.000 t. (Fcc 60) a partir del año 1982 y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".

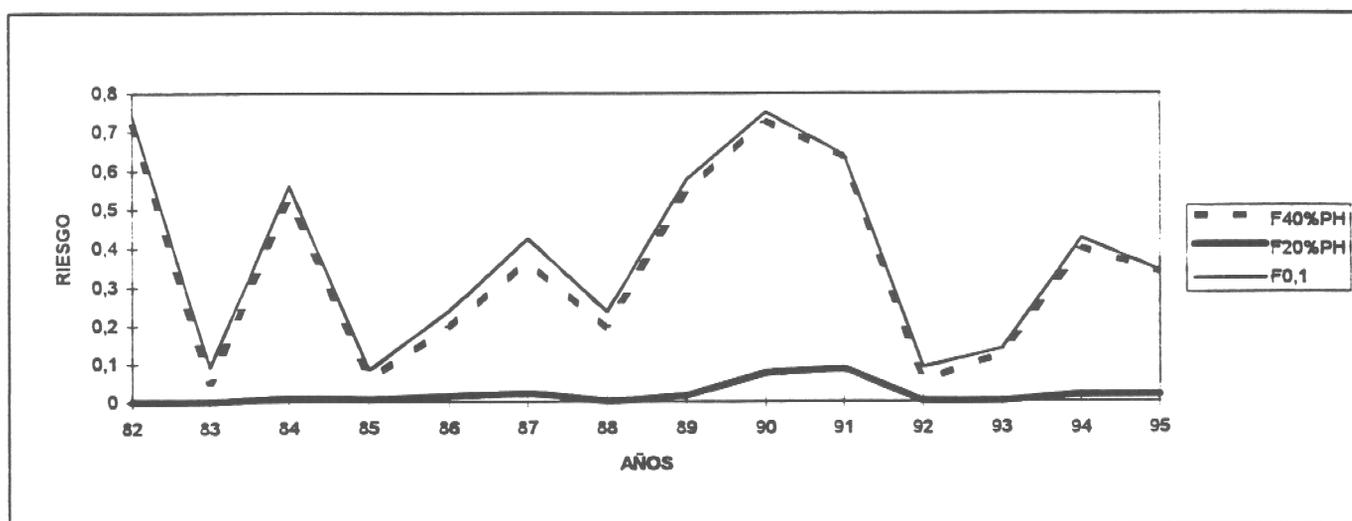


Fig. 41 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 60.000 t. a partir del año 1982.

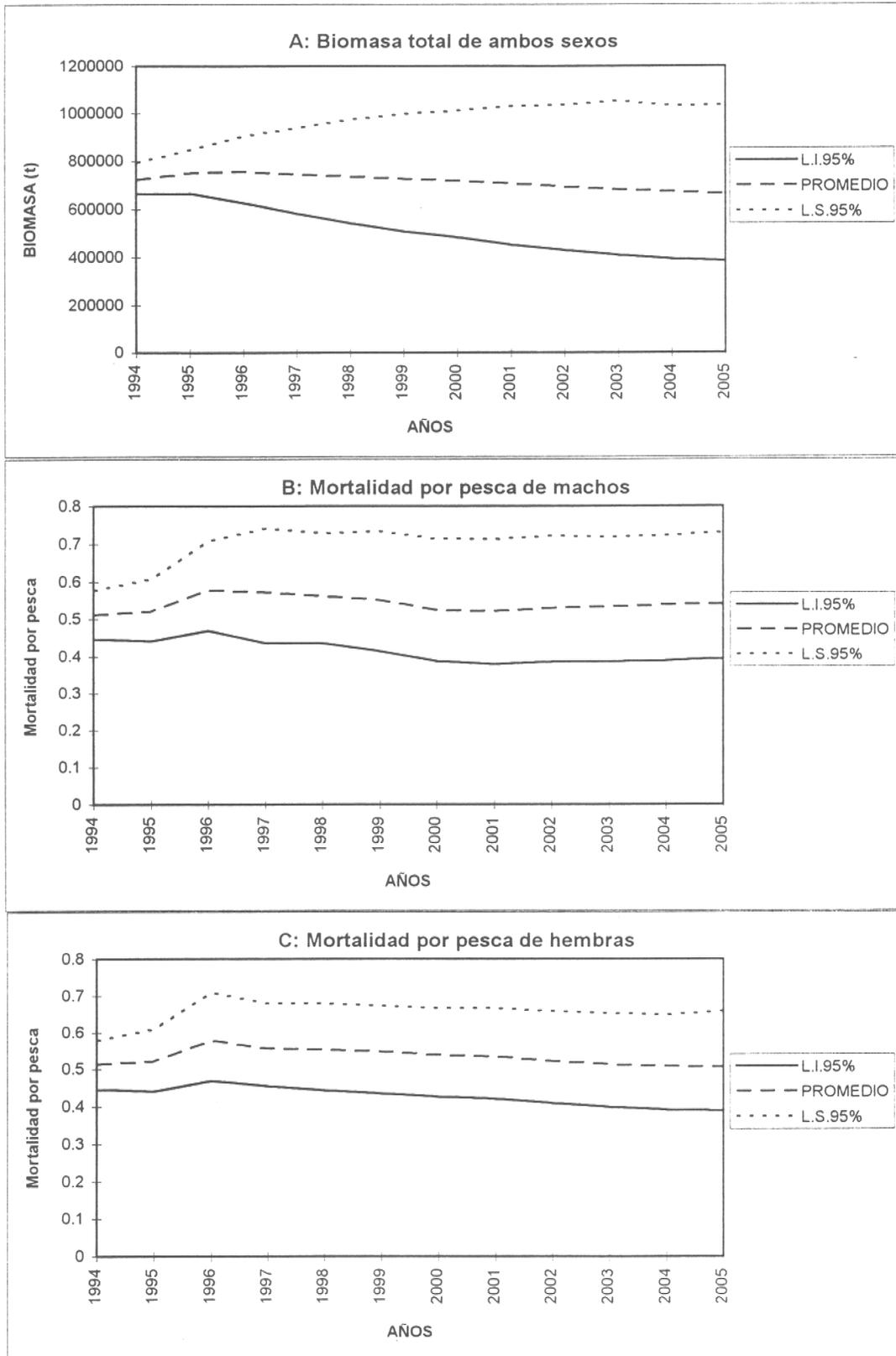


Fig. 42 Biomاسas y mortalidades por pesca proyectada con una tasa de explotación de 10%.

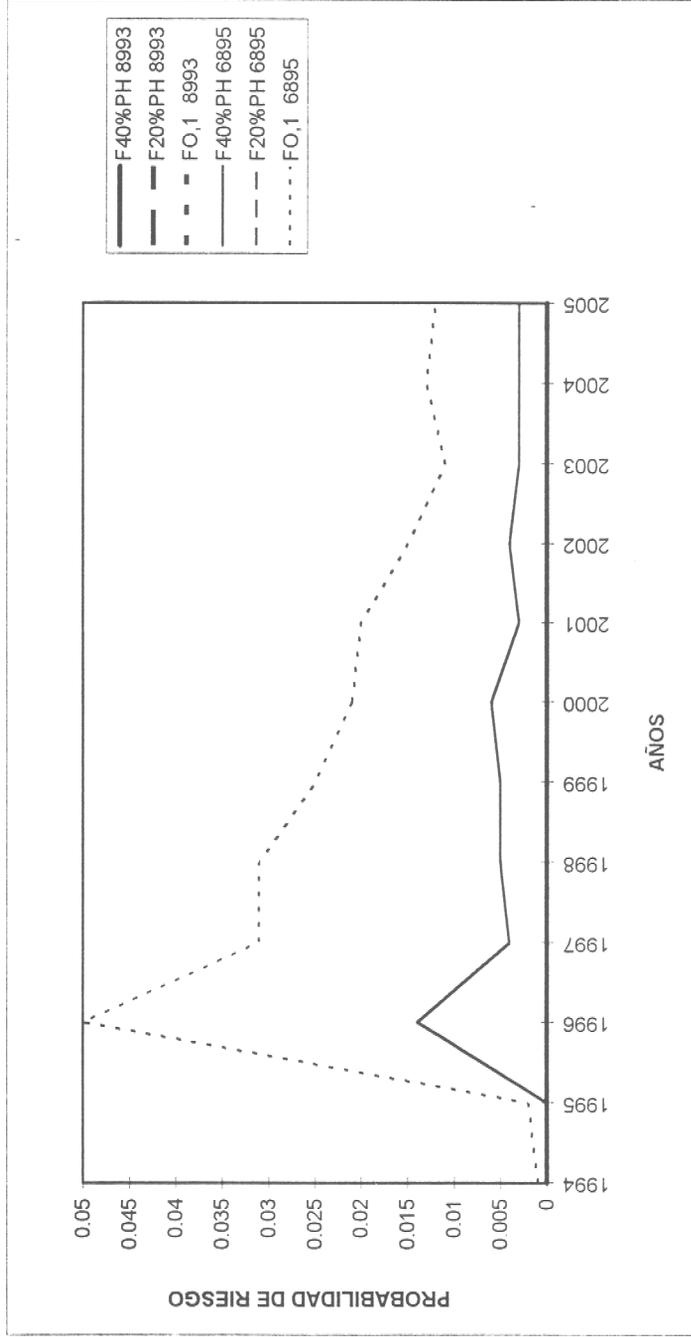


Fig. 43 Riesgo proyectado con tasa de explotación de 10%.

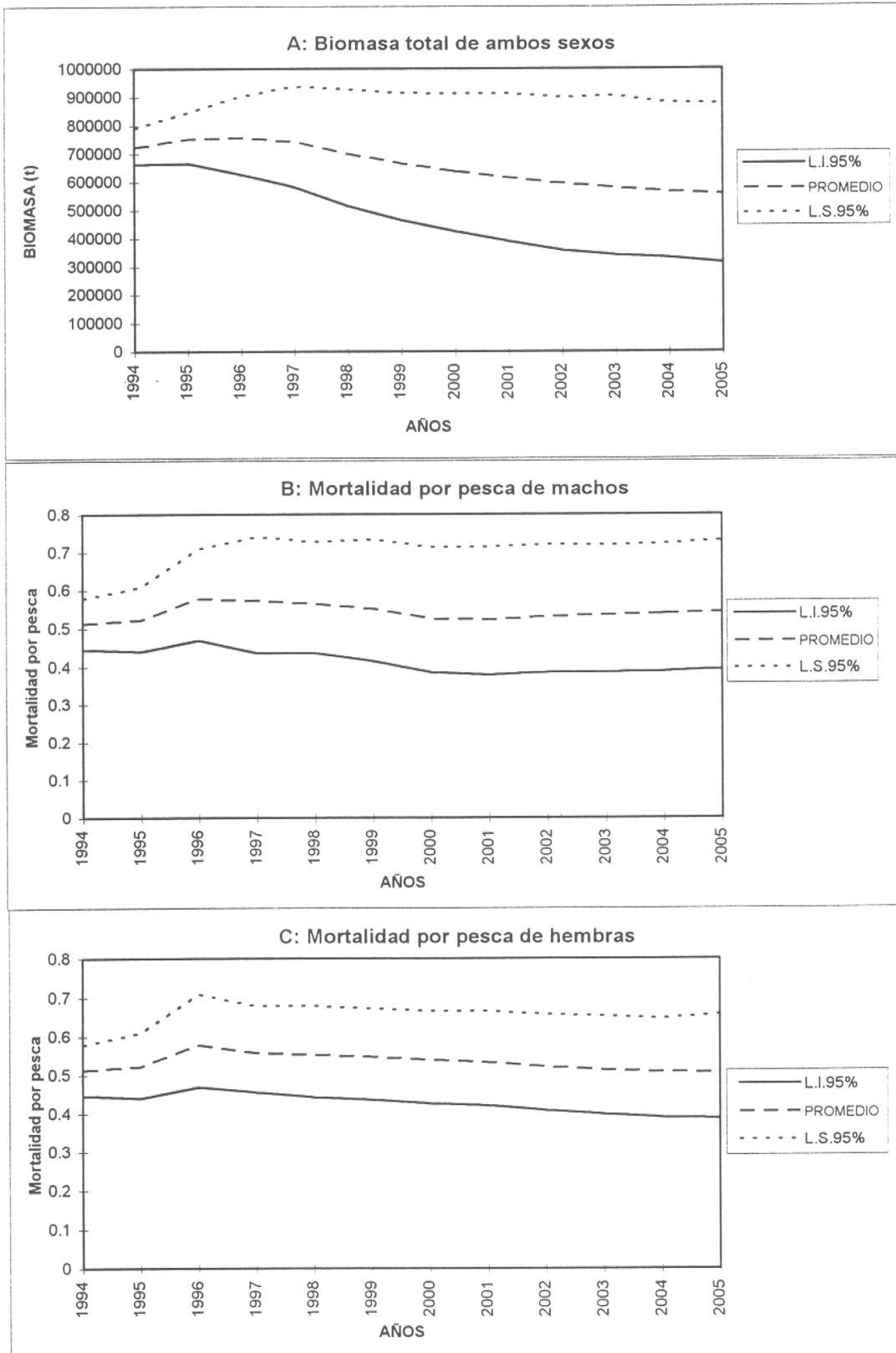


Fig. 44 Biomazas y mortalidades por pesca proyectada con una tasa de explotación de 15%.

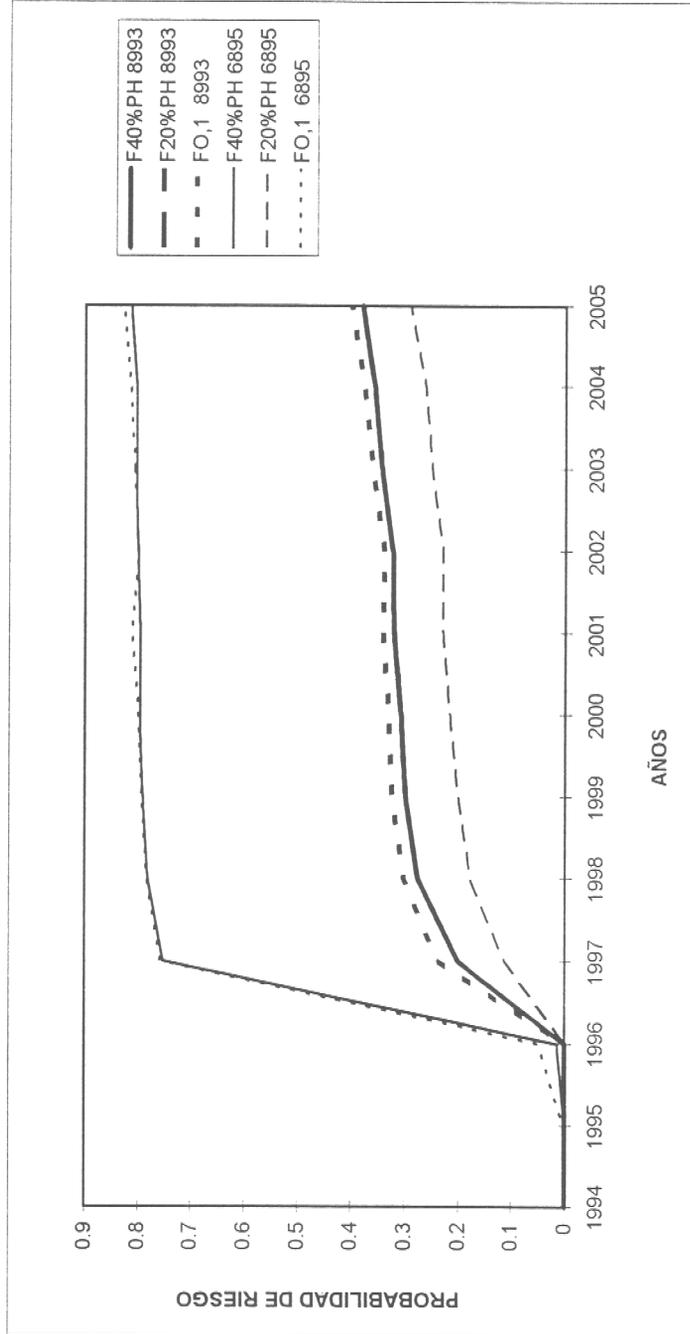


Fig. 45 Riesgo proyectado con tasa de explotación de 15%.

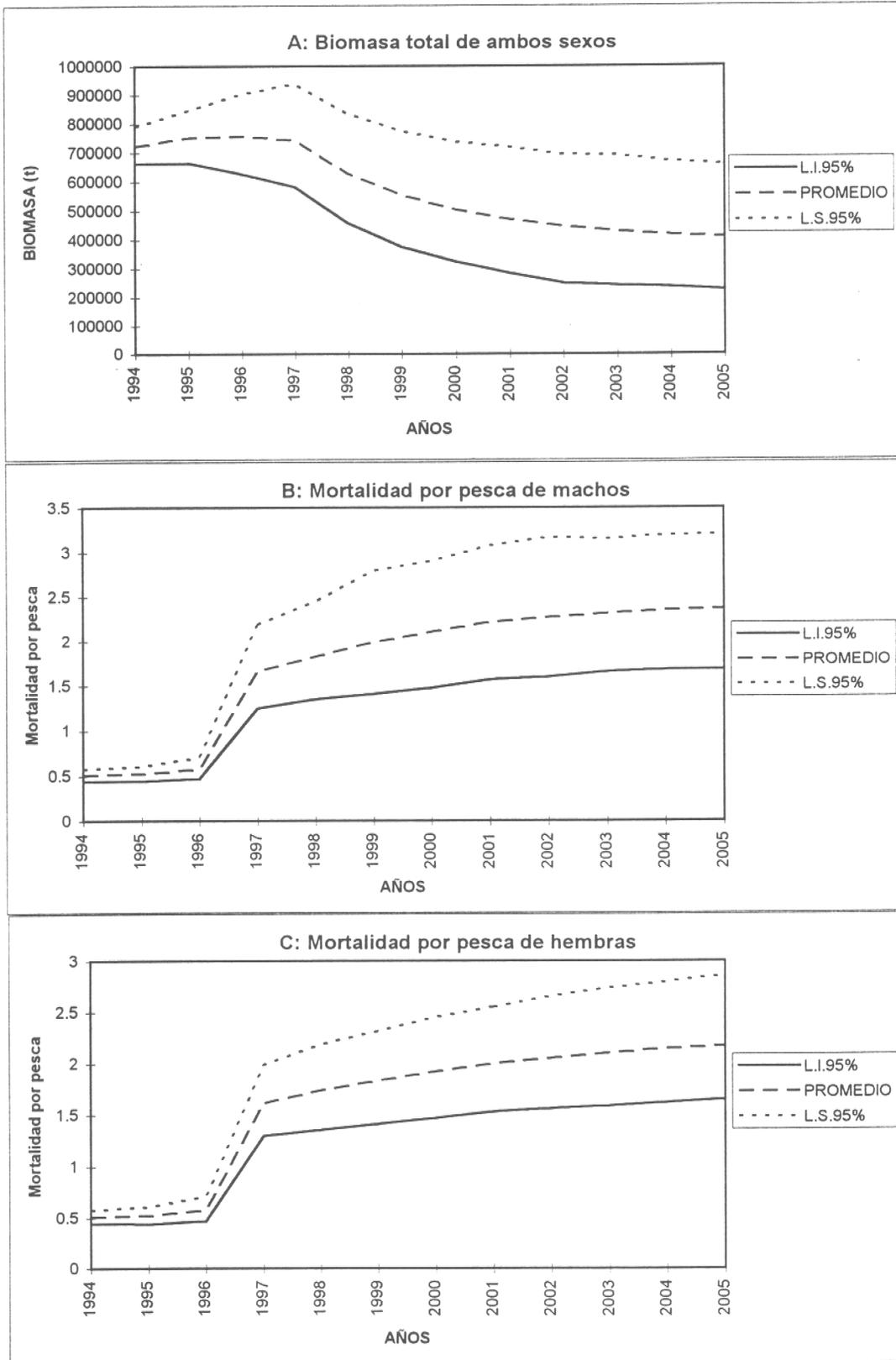


Fig. 46 Biomazas y mortalidades por pesca proyectada con una tasa de explotación de 25%.

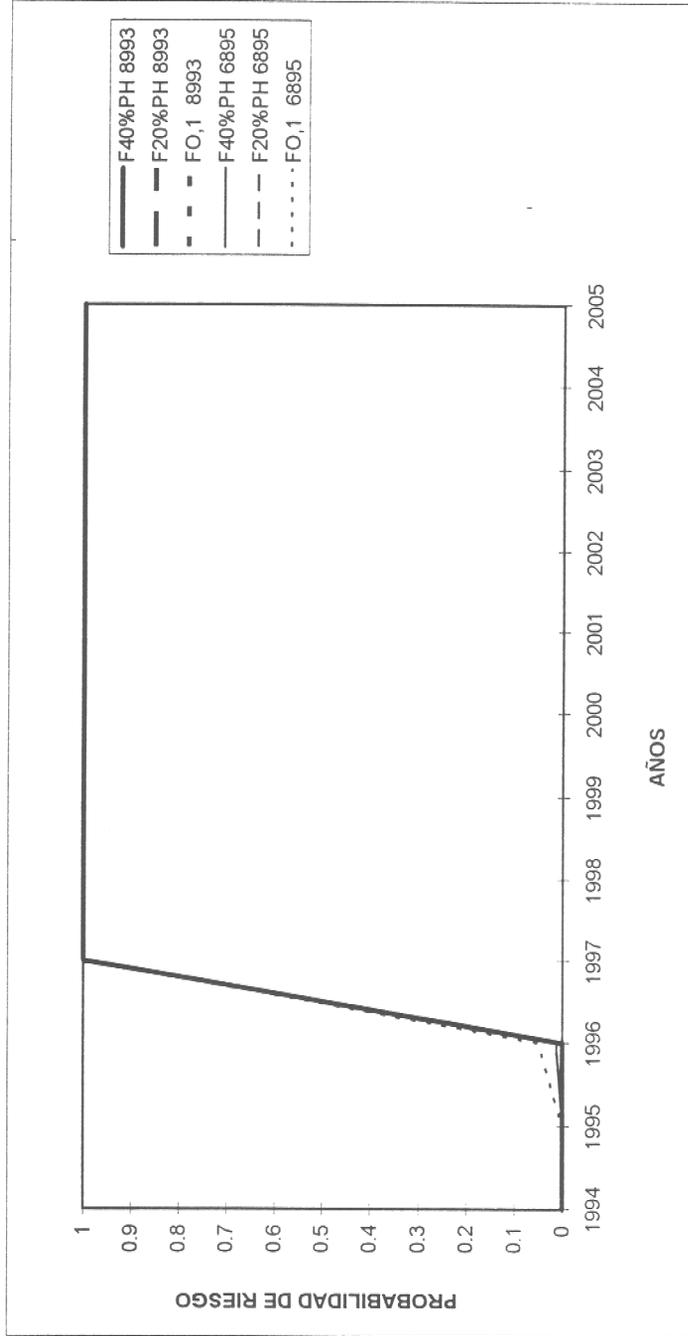


Fig. 47 Riesgo proyectado con tasa de explotación de 25%.

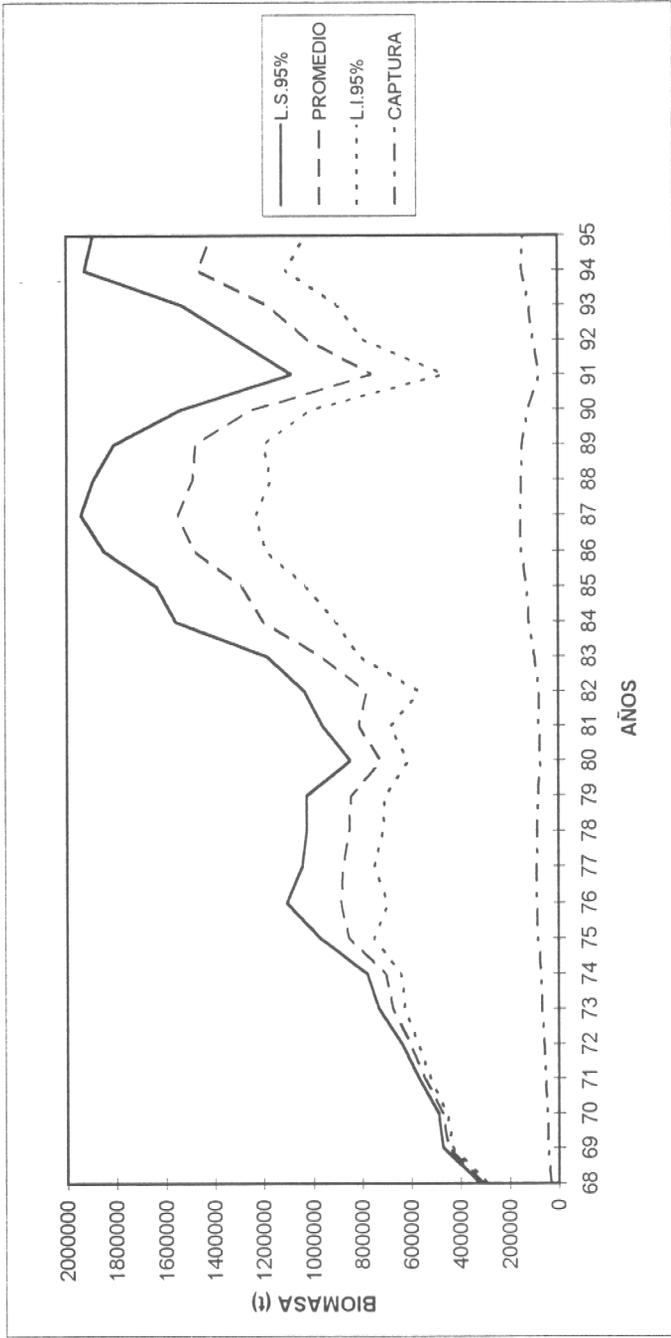


Fig.48 Biomasa y capturas que se hubieran producido con una tasa de explotación constante de 10%

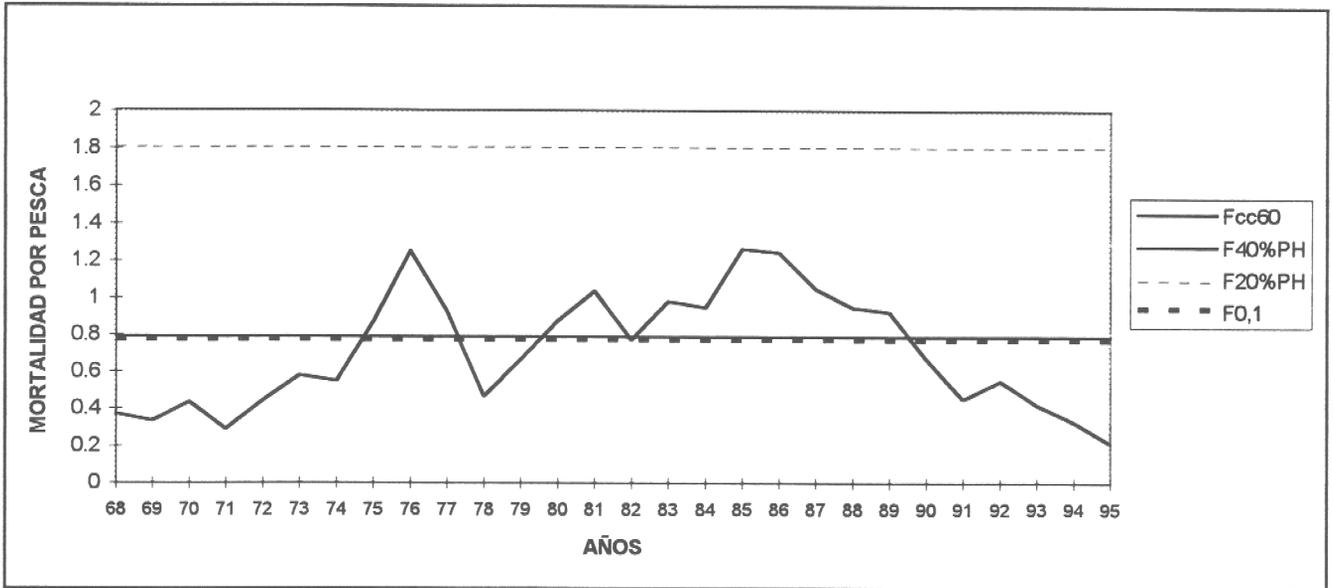


Fig. 49 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una tasa de explotación de 10% y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".

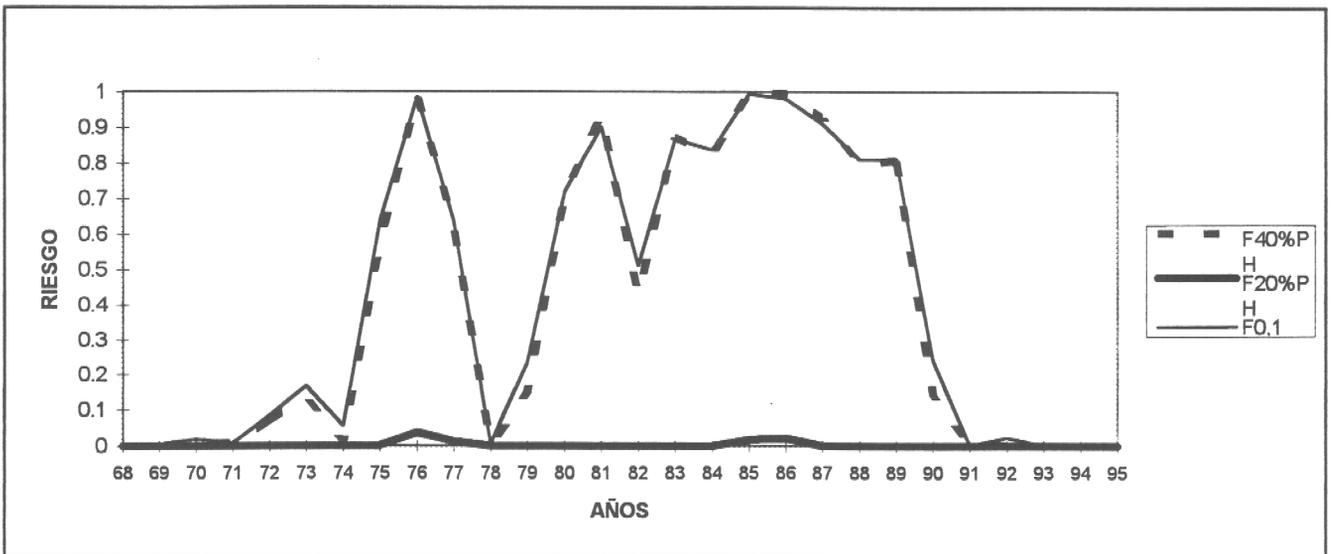


Fig. 50 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una tasa de explotación de 10%.

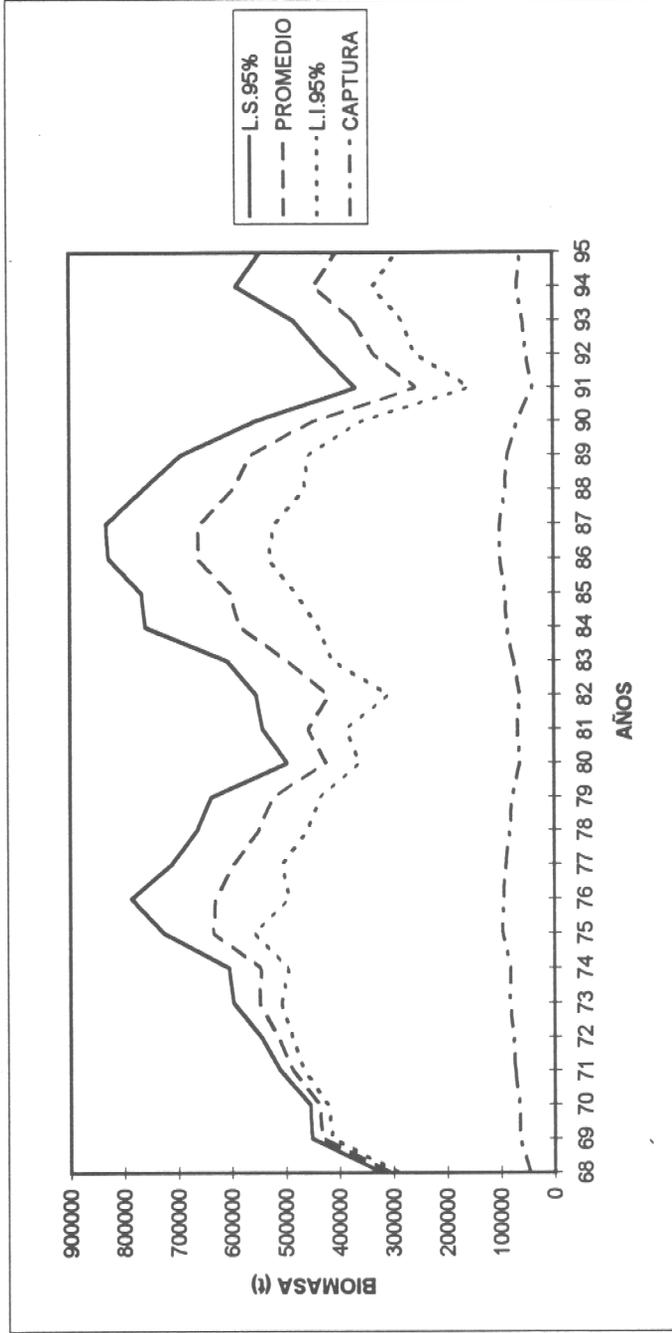


Fig. 51 Biomasa y capturas que se hubieran producido con una tasa de explotación constante de 15%.

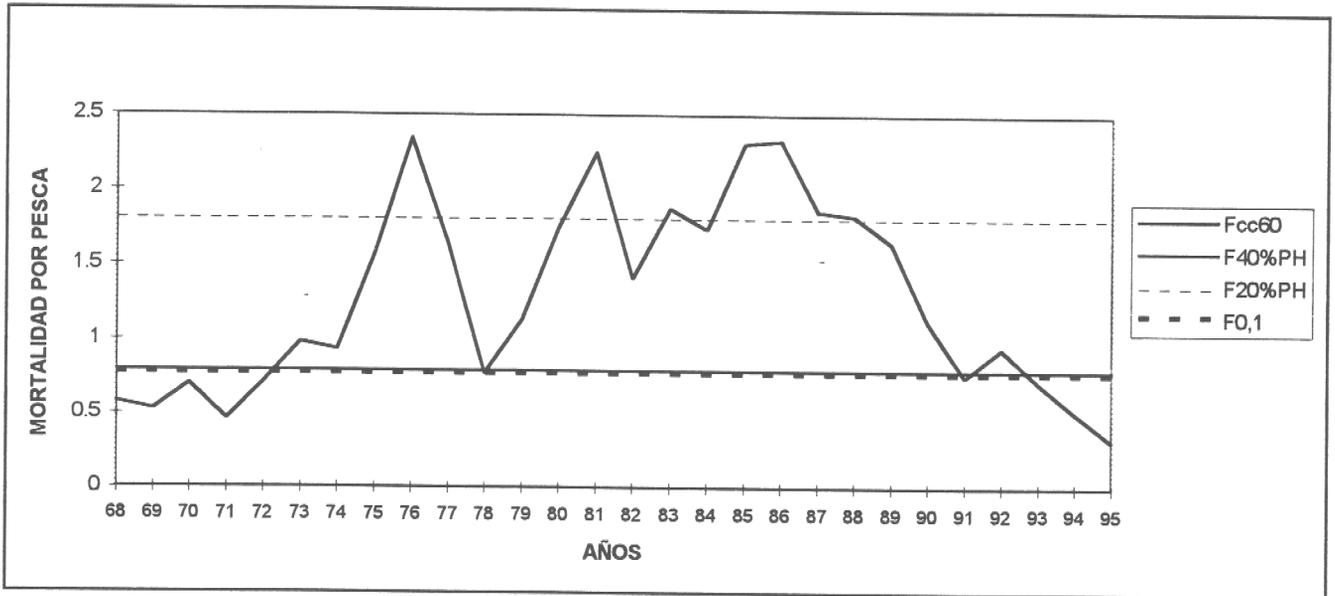


Fig. 52 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una tasa de explotación de 15% y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".

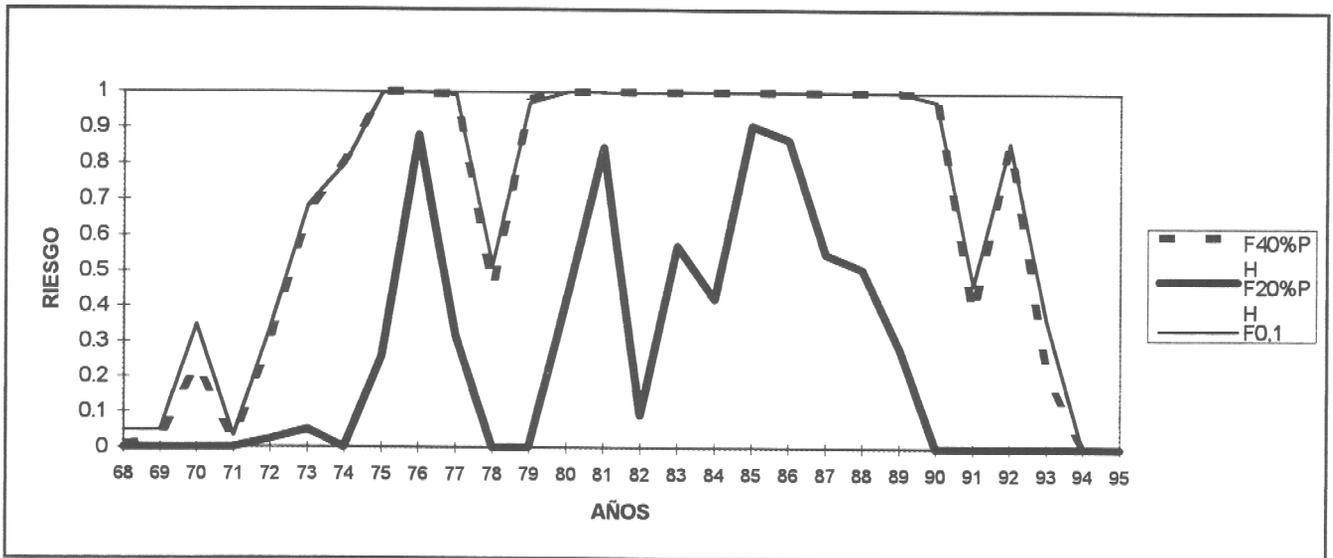


Fig. 53 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una tasa de explotación de 15%.

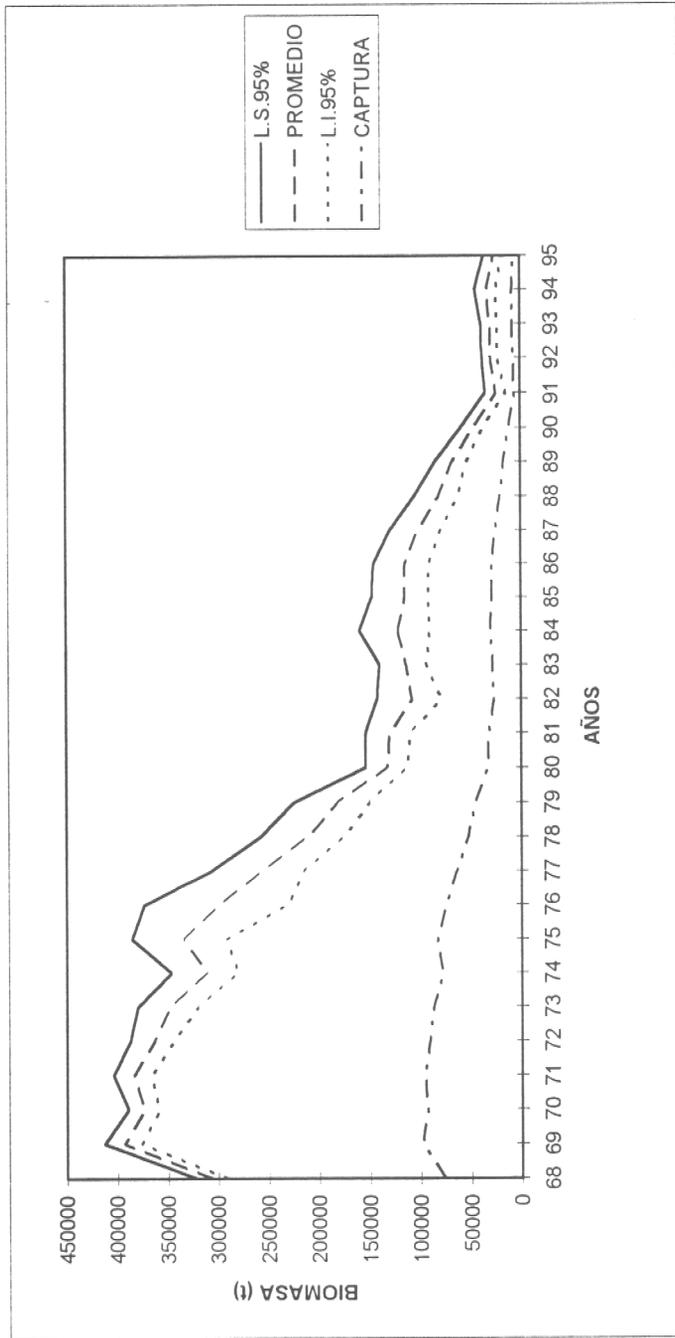


Fig. 54 Biomasa y capturas que se hubieran producido con una tasa de explotación constante de 25%.

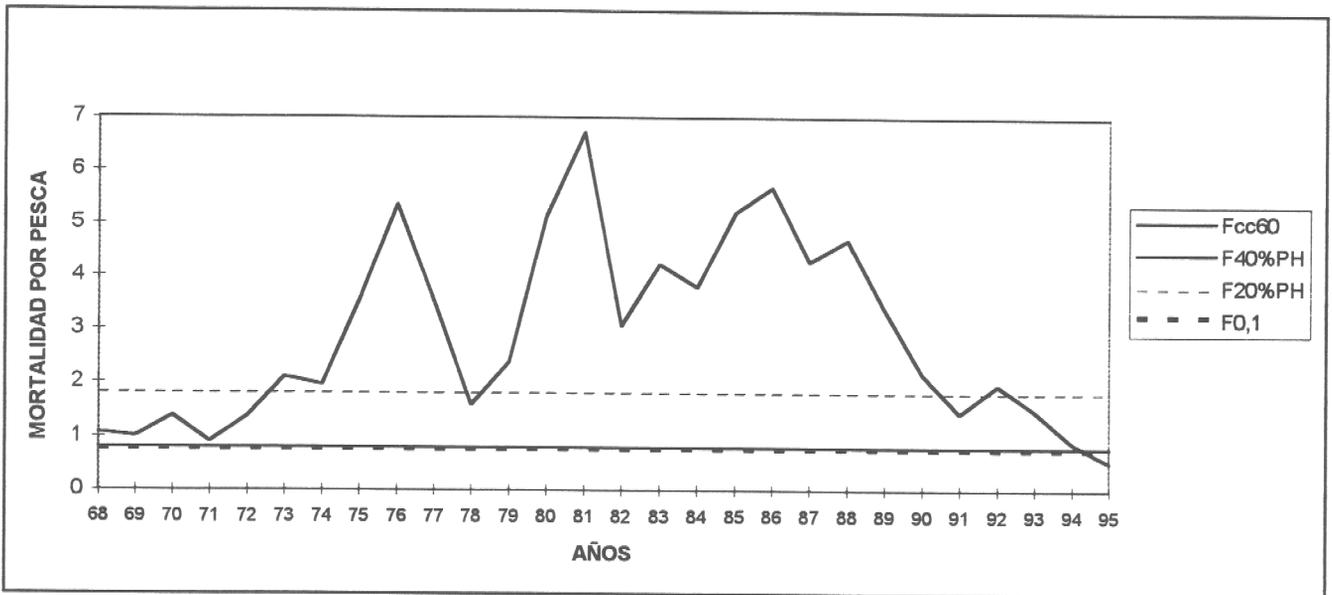


Fig. 55 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una tasa de explotación de 25% y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".

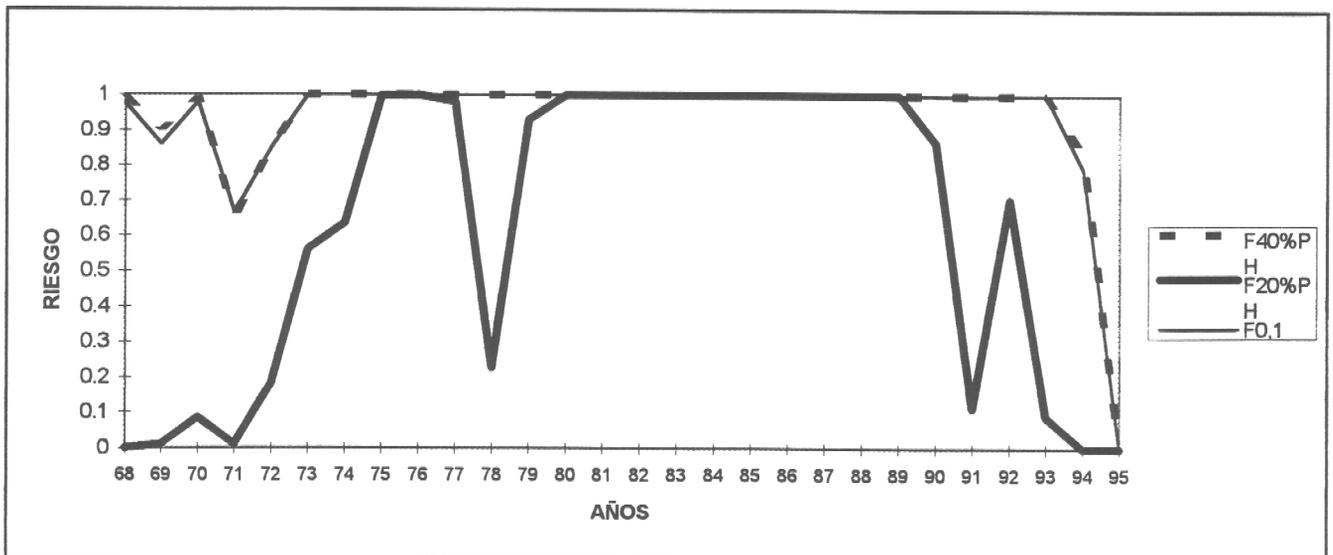


Fig. 56 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una tasa de explotación de 25%.

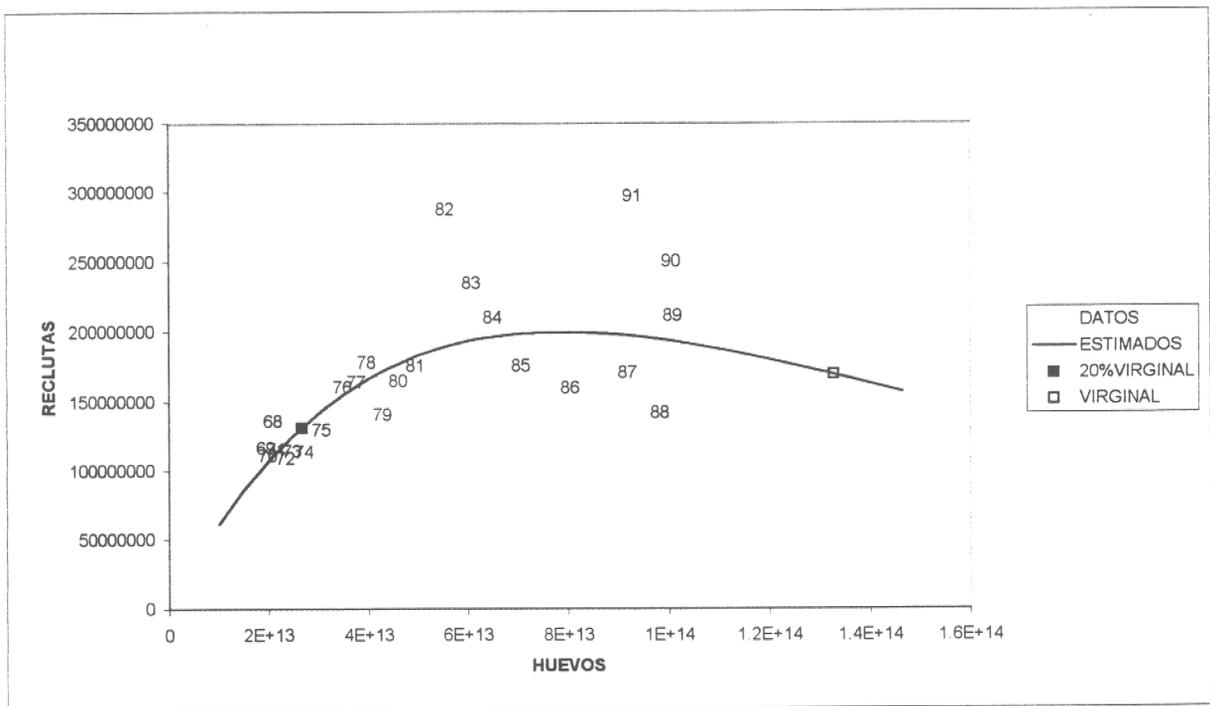


Fig. 57 Ajuste del modelo de stock-reclutas de Ricker con identificación del umbral de 20% de la producción de huevos virginal. Los números indican los años de nacimiento

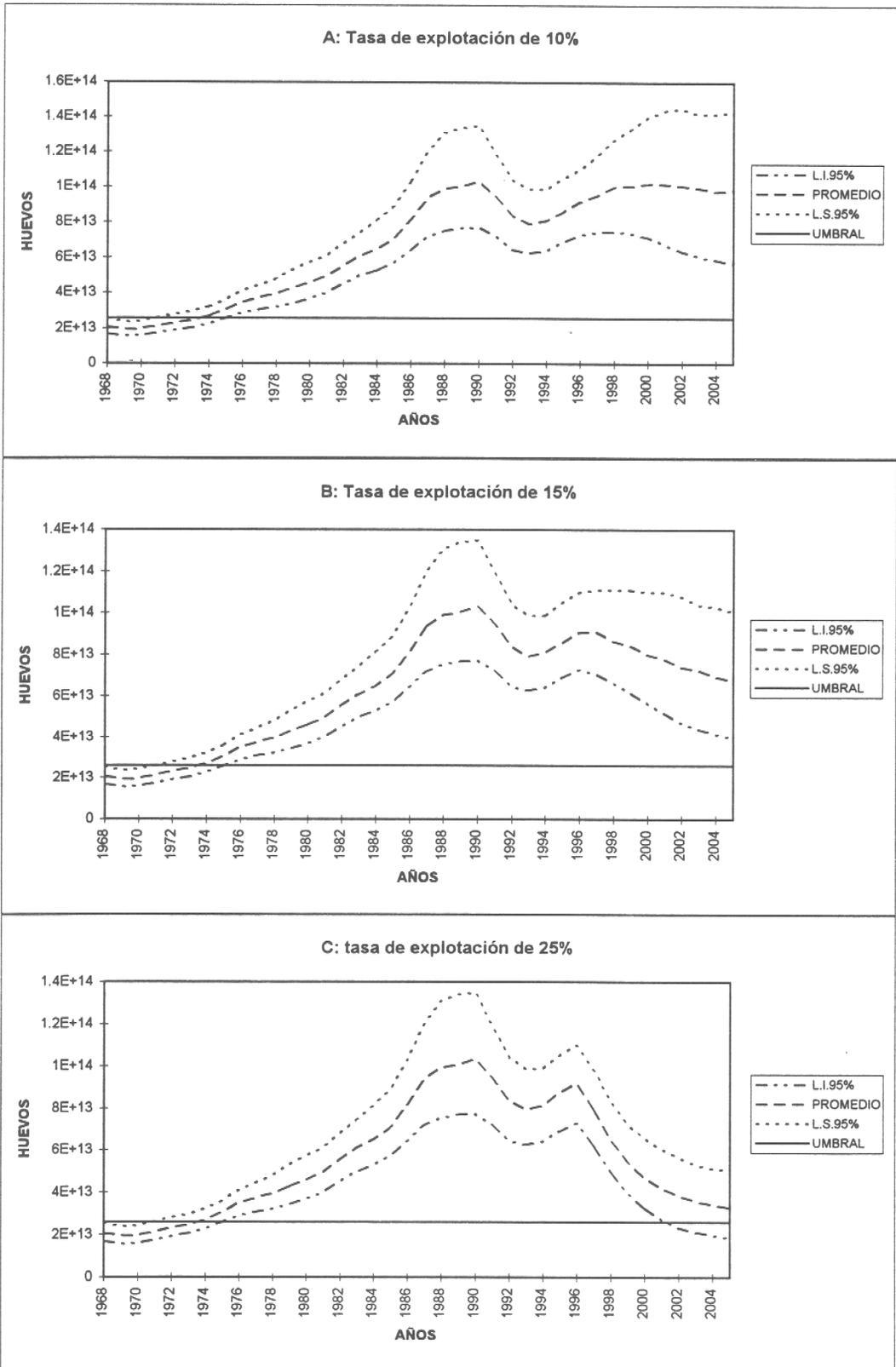


Fig. 58 Producción de huevos con diferentes tasas de explotación en relación al umbral de $2,6 \cdot 10^{13}$, huevos.

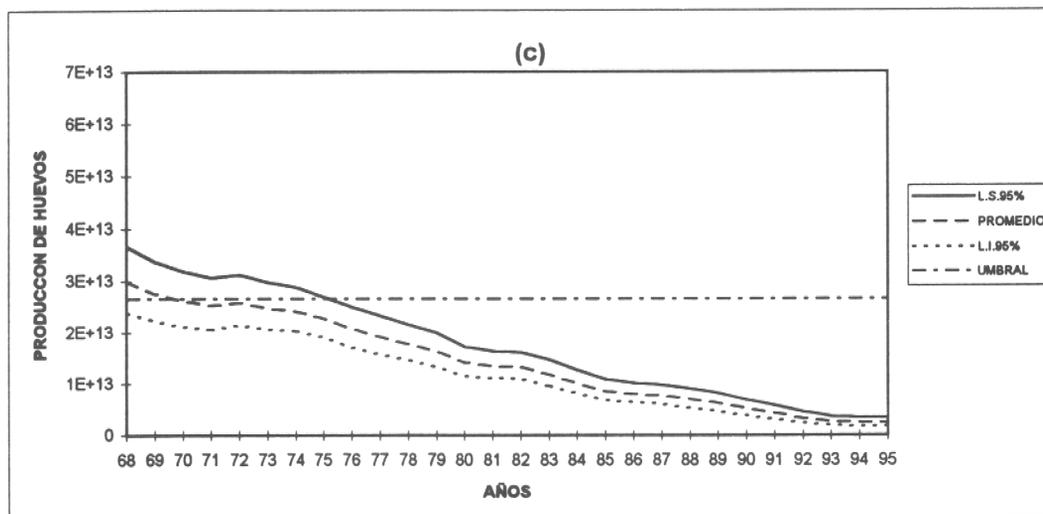
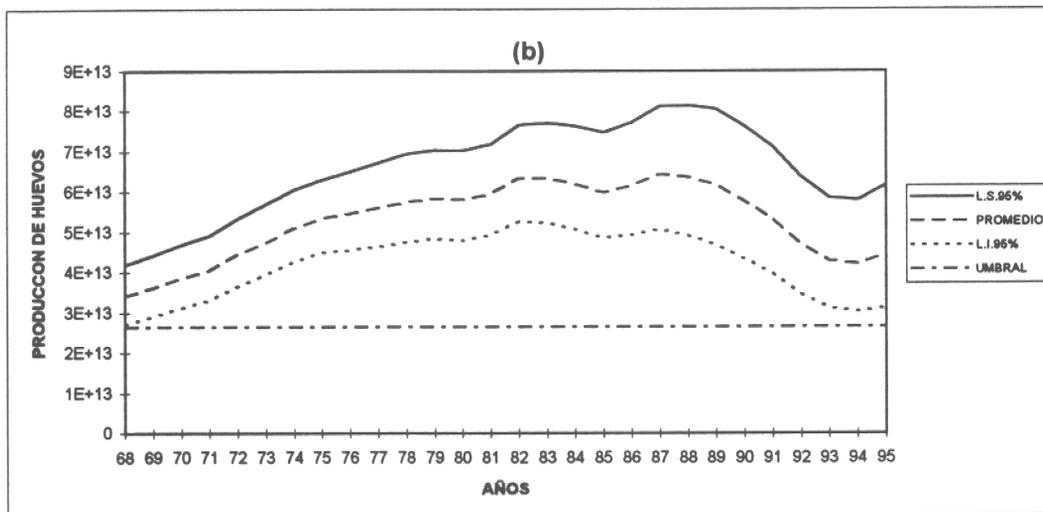
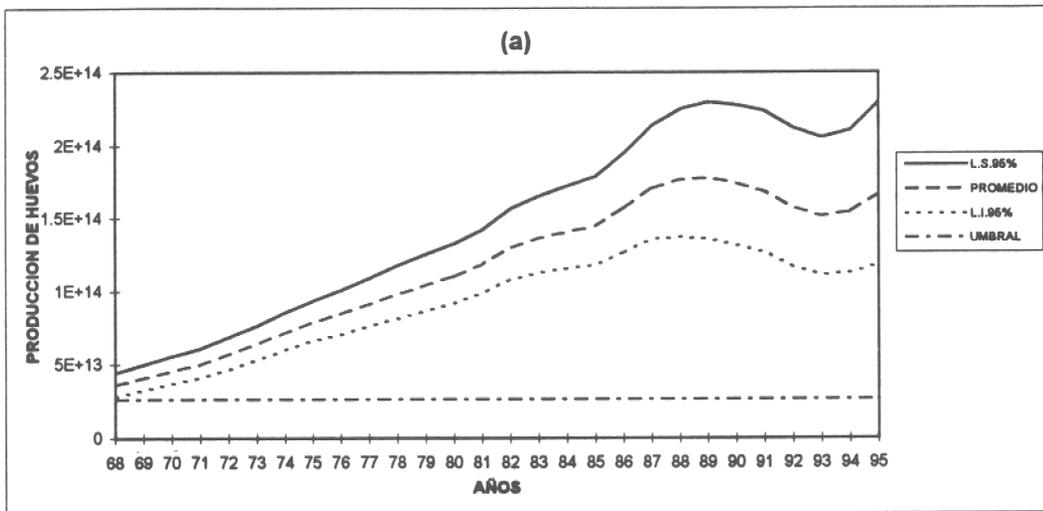


Fig. 59 Producción de huevos que se hubieran producido con una tasa de explotación constante de 10% (a), 15% (b) y 25% (c) y umbral de $2,6 \cdot 10^{13}$.

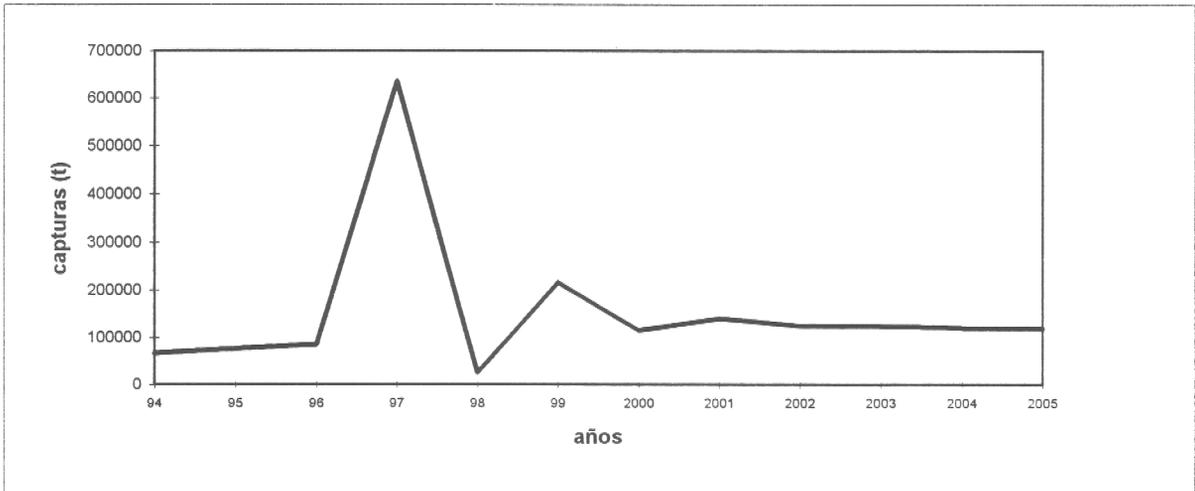


Fig. 60 Capturas que se hubieran producido con un escape constante de $1,3 \times 10^{13}$ huevos

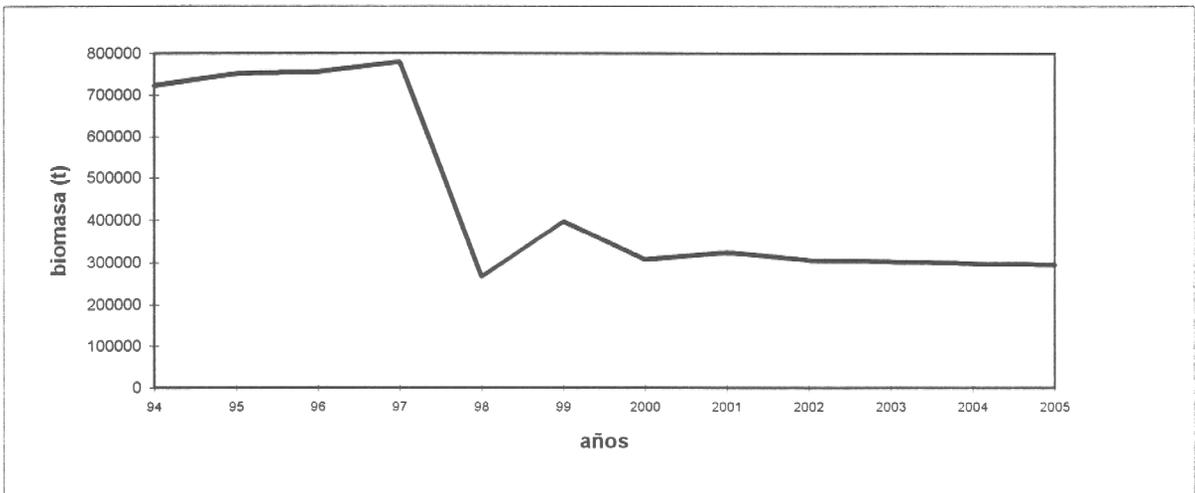


Fig. 61 Biomasa que se hubieran producido con un escape constante de $1,3 \times 10^{13}$ huevos

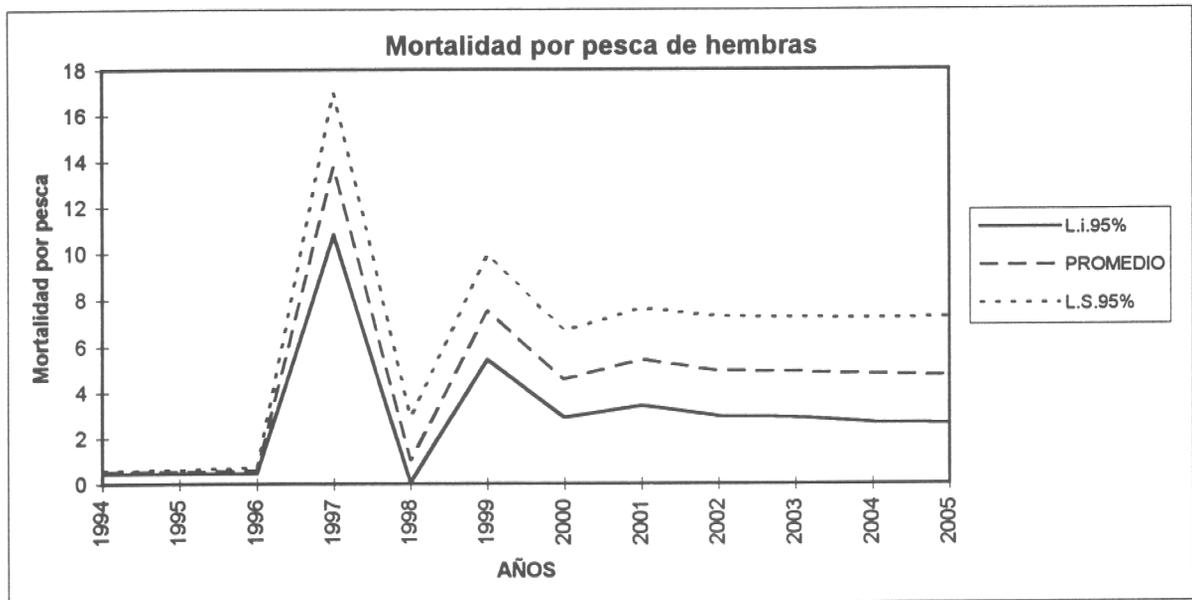
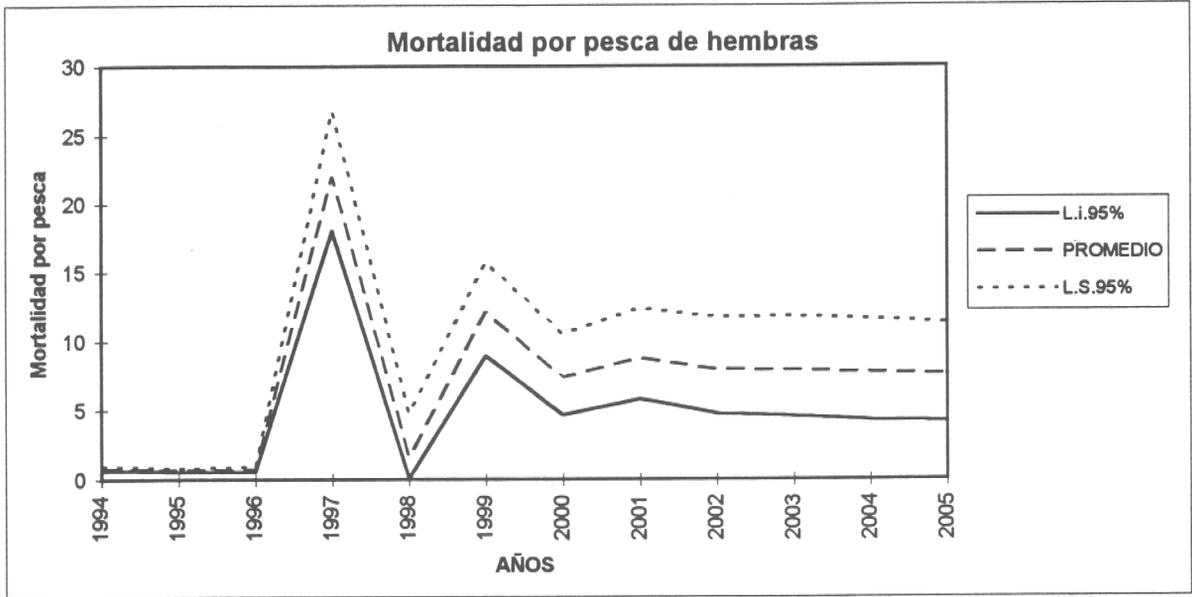


Fig. 62 Mortalidades por pesca para machos y hembras proyectada con un escape constante de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos.

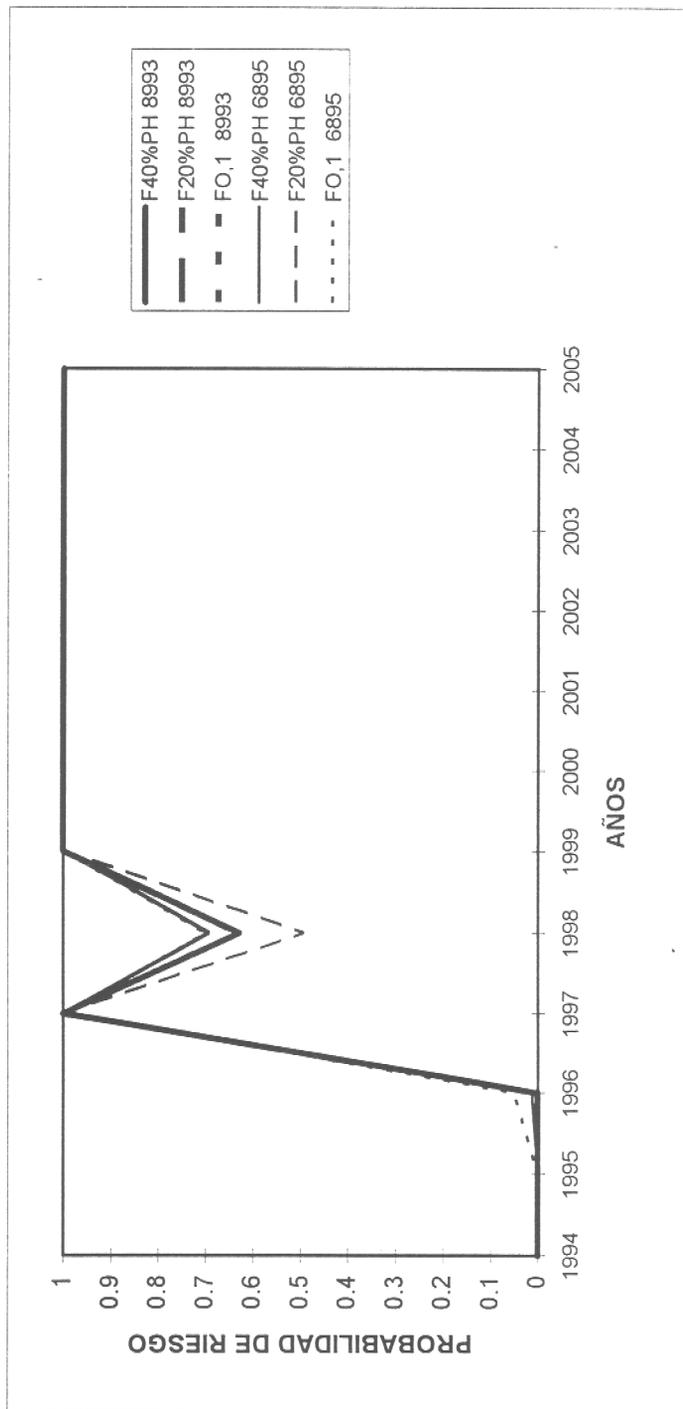


Fig 63 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con umbral de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos.

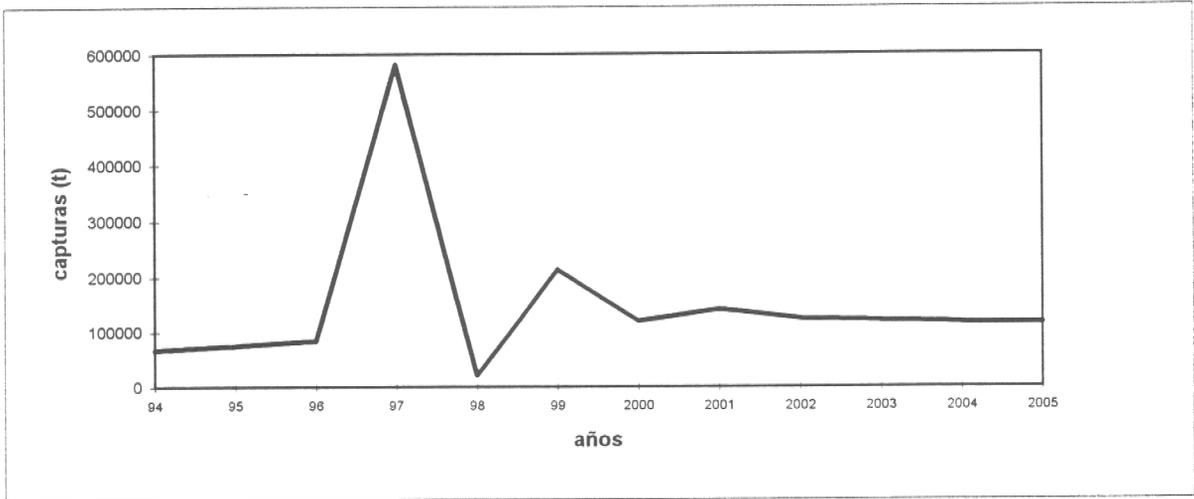


Fig. 64 Capturas que se hubieran producido con un escape constante de $2,6 \times 10^{13}$ huevos

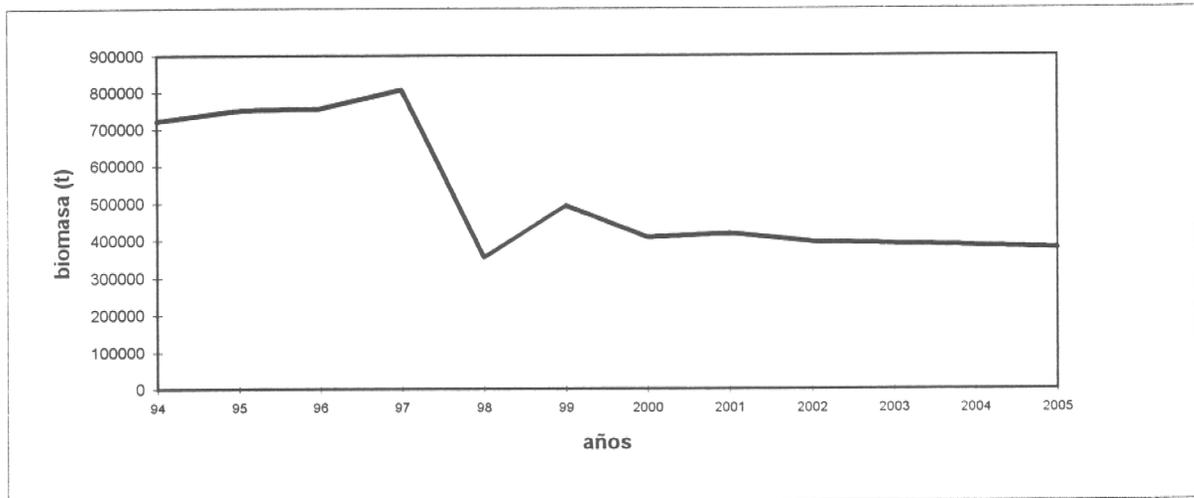


Fig. 65 Biomasa que se hubieran producido con un escape constante de $2,6 \times 10^{13}$ huevos

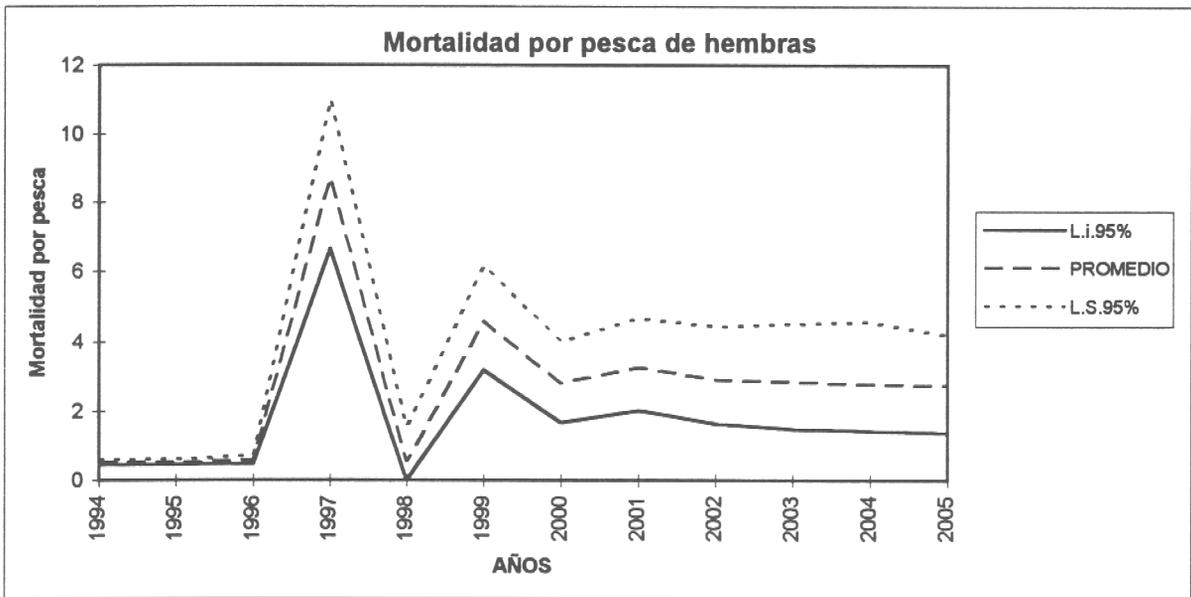
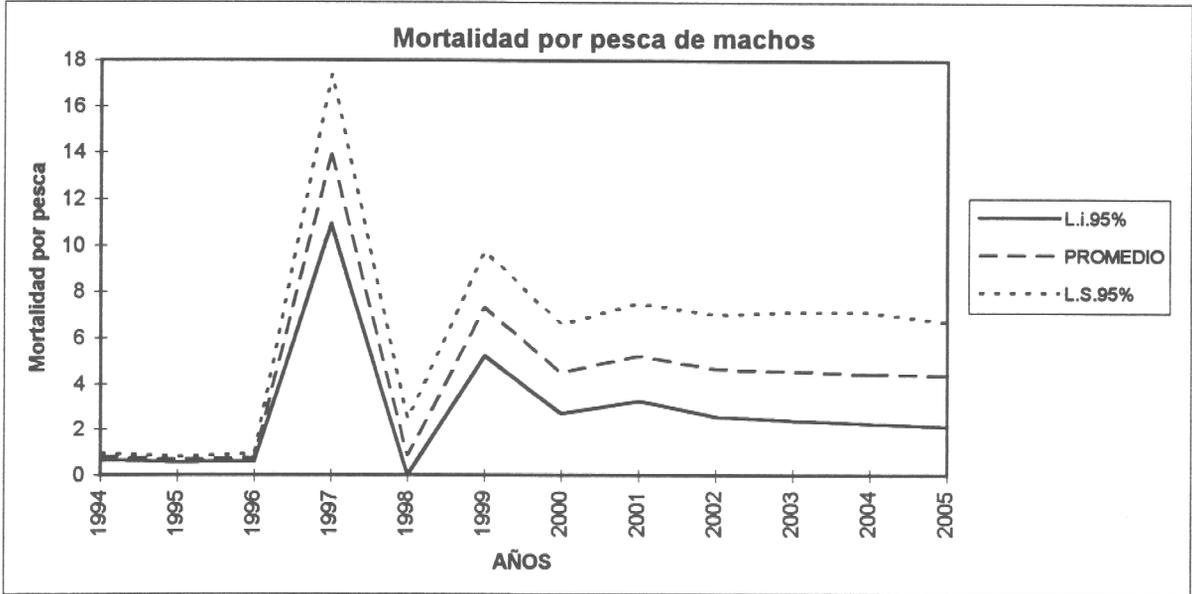


Fig. 66 Mortalidades por pesca para machos y hembras proyectada con un escape constante de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.

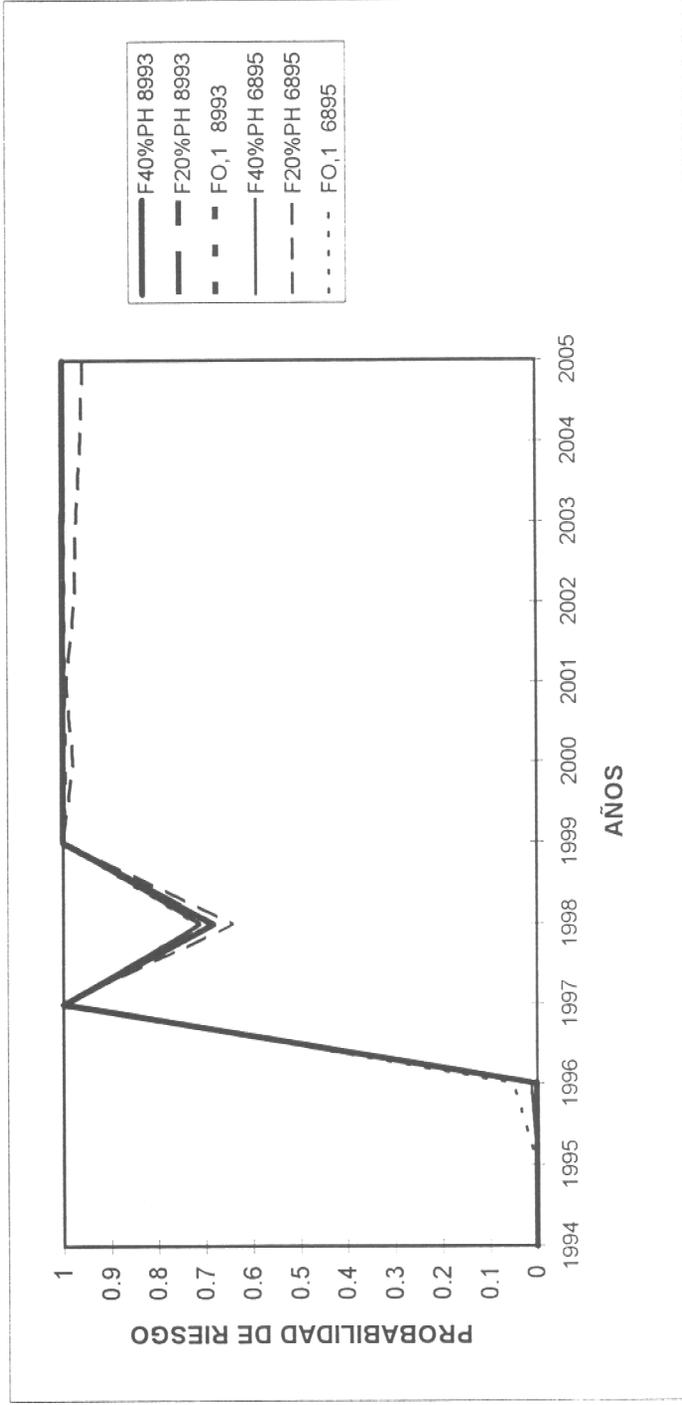


Fig 67 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con umbral de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.

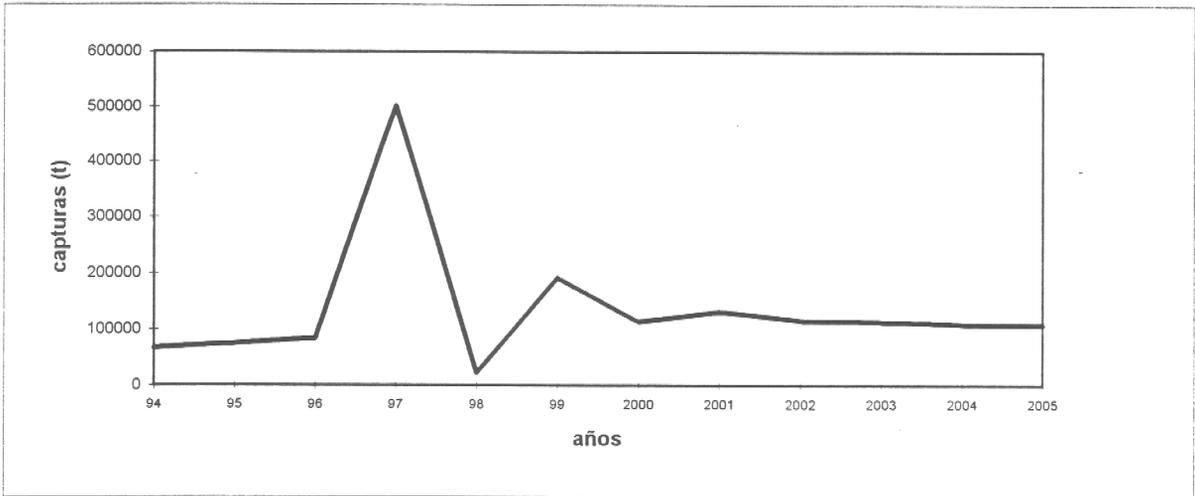


Fig. 68 Capturas que se hubieran producido con un escape constante de $3,9 \times 10^{13}$ huevos

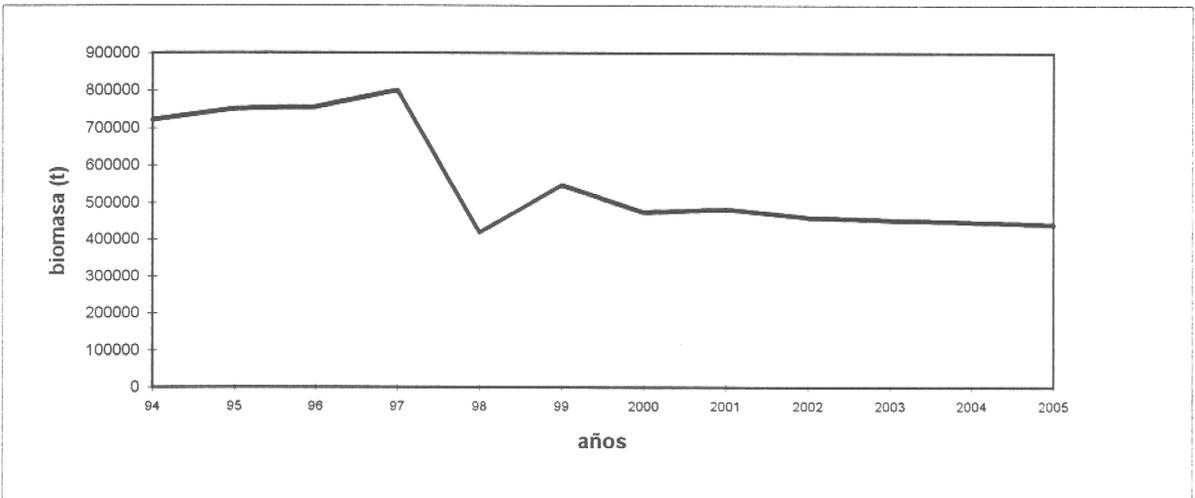


Fig. 69 Biomasa que se hubieran producido con un escape constante de $3,9 \times 10^{13}$ huevos

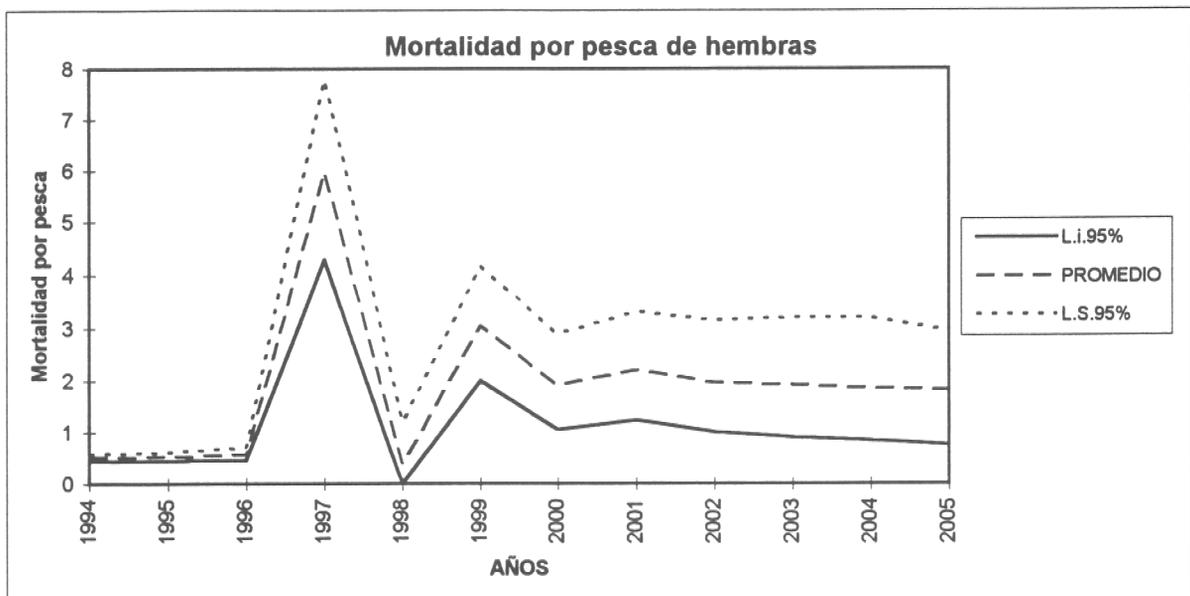
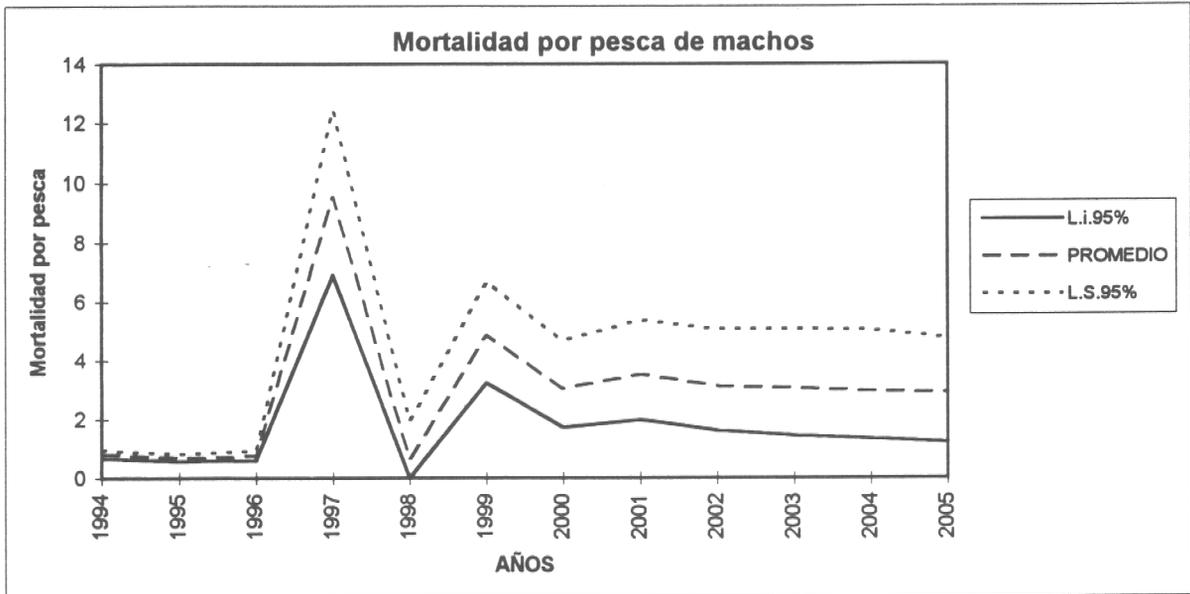


Fig. 70 Mortalidades por pesca para machos y hembras proyectada con un escape constante de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.

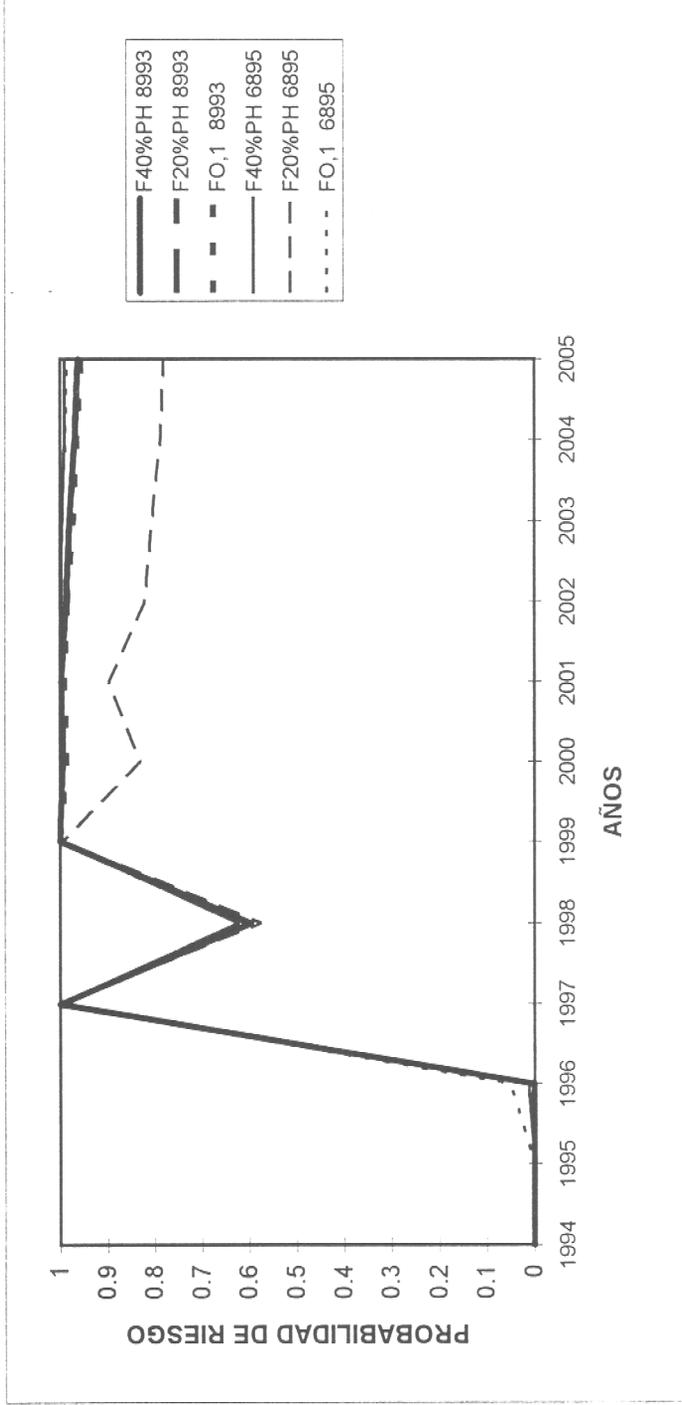


Fig 71 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con umbral de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.

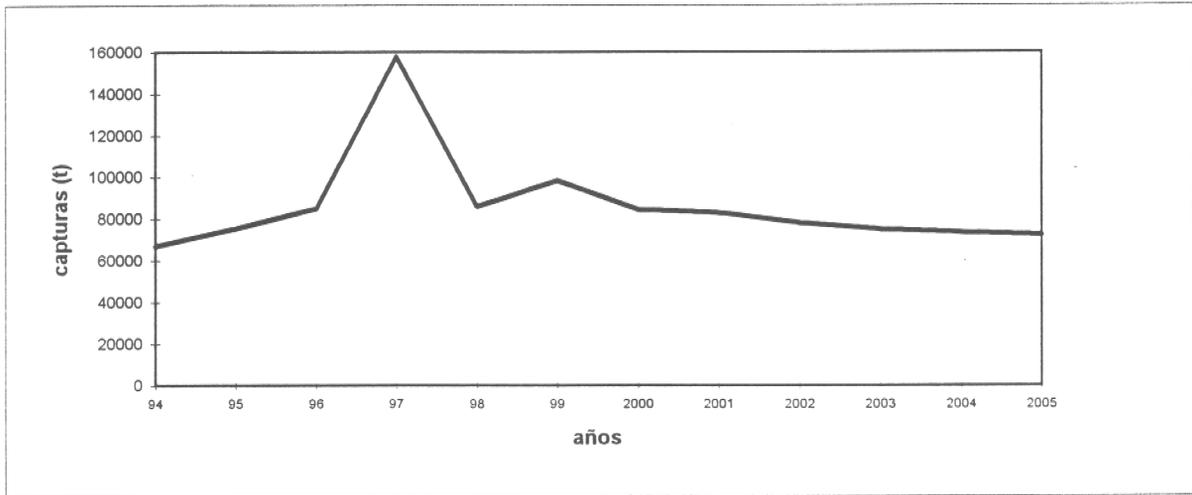


Fig. 72 Capturas que se hubieran producido con un escape constante de $8,7 \times 10^{13}$ huevos

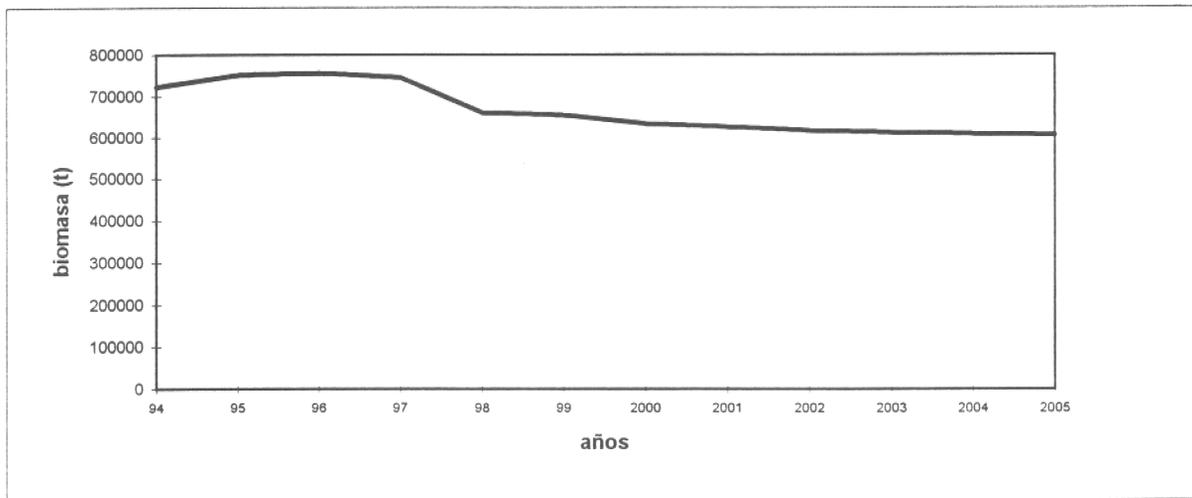


Fig. 73 Biomasa que se hubieran producido con un escape constante de $8,7 \times 10^{13}$ huevos

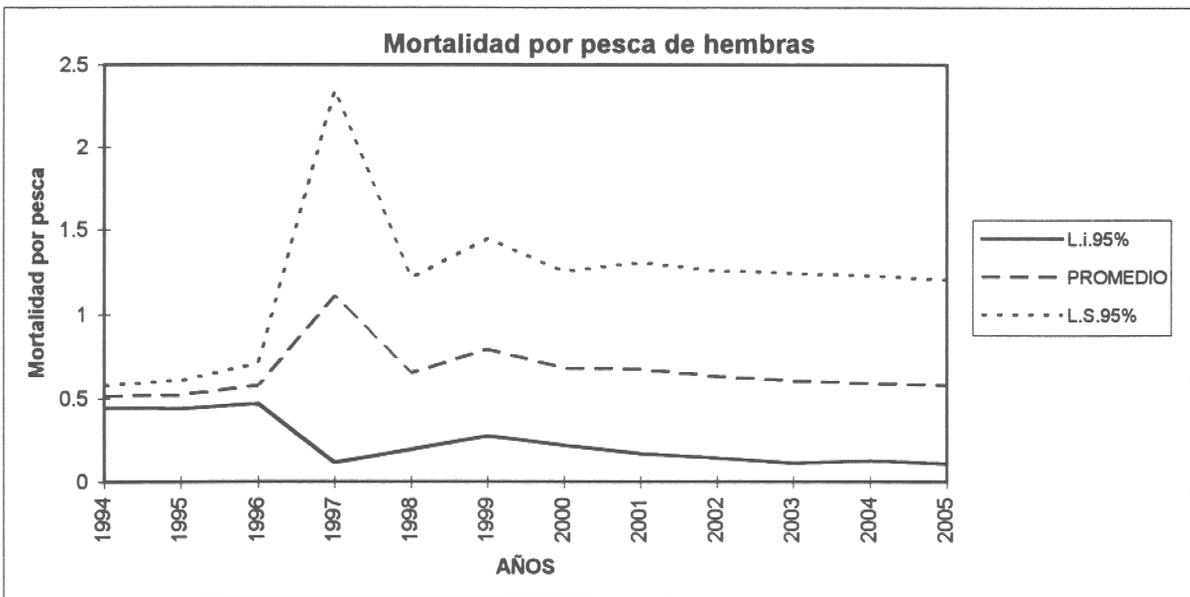
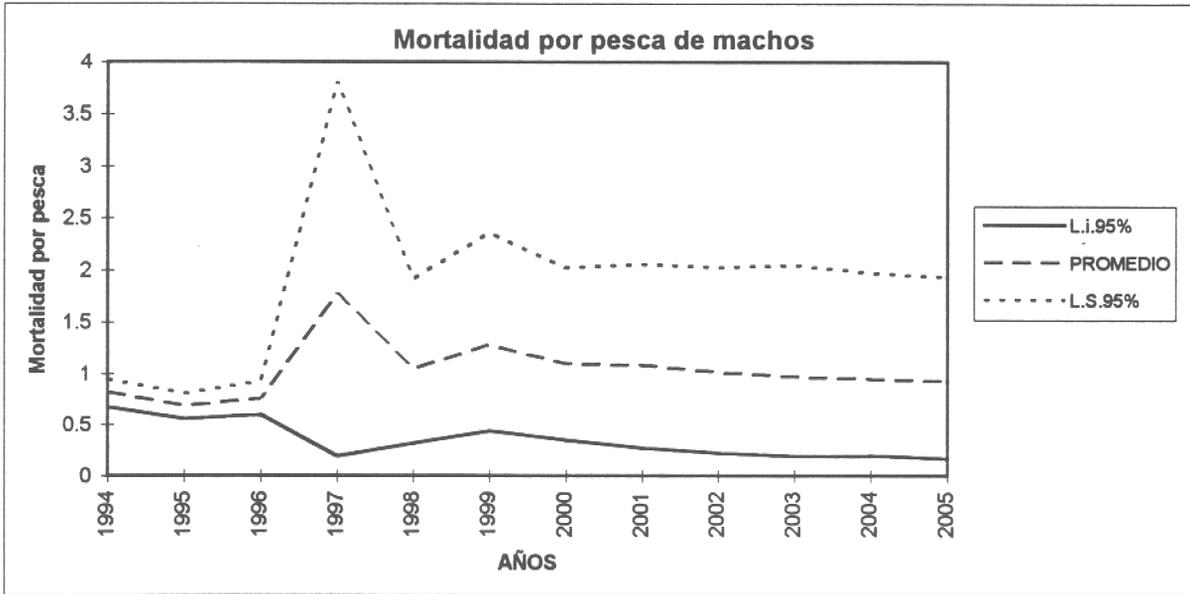


Fig. 74 Mortalidades por pesca para machos y hembras proyectada con un escape constante de $8,7 \cdot 10^{13}$ huevos.

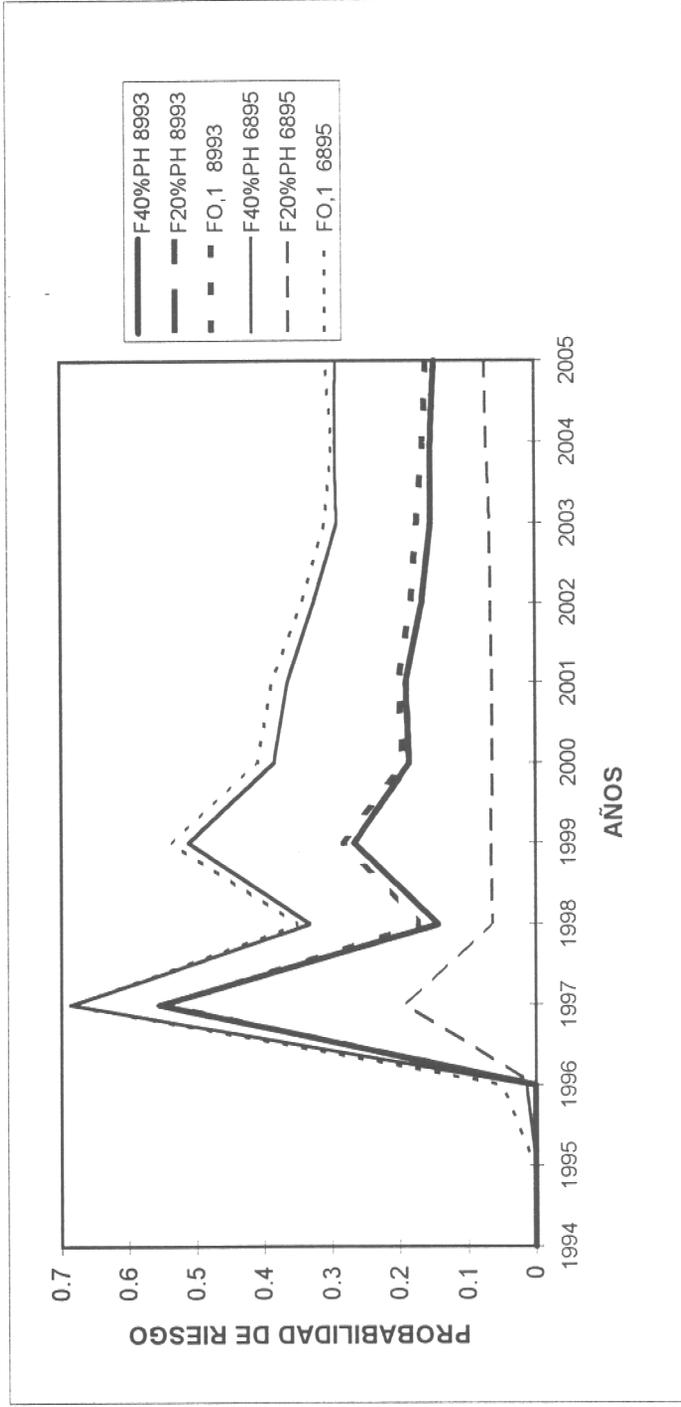


Fig 75 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con umbral de $8,7 \cdot 10^{13}$ huevos.

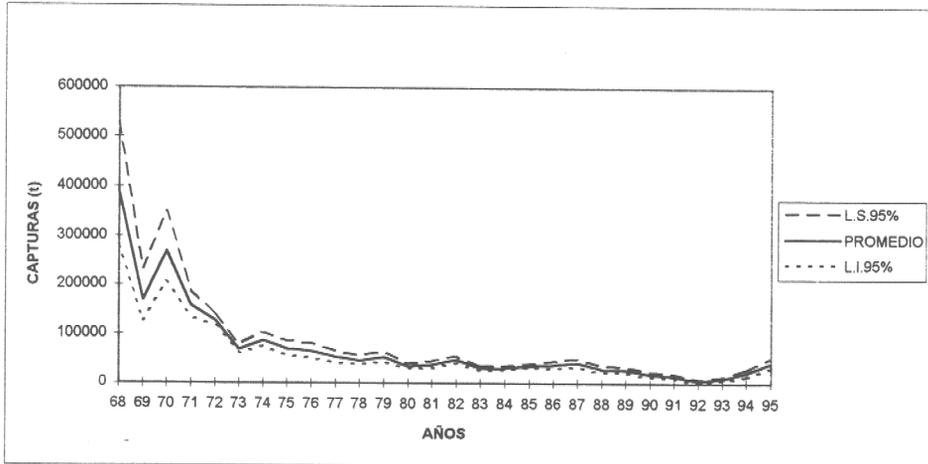


Fig. 76 Capturas que se hubieran producido con un escape constante de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos.

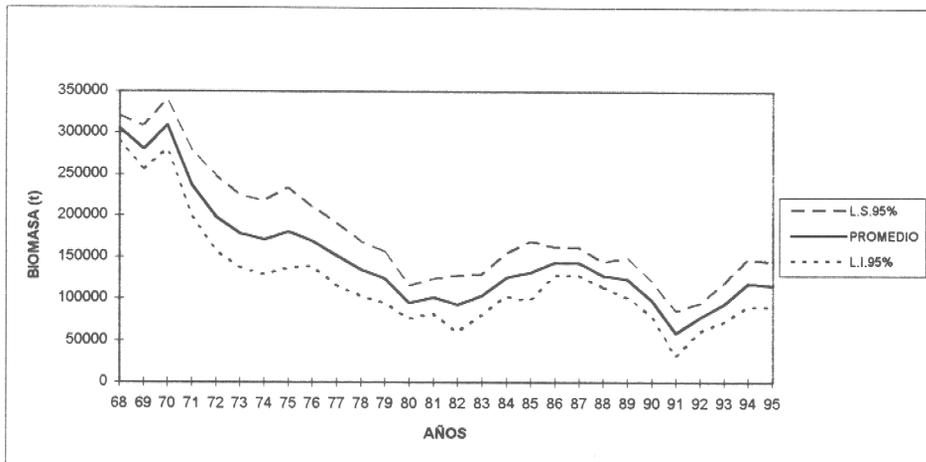


Fig. 77 Biomasa que se hubiera producido con un escape constante de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos.

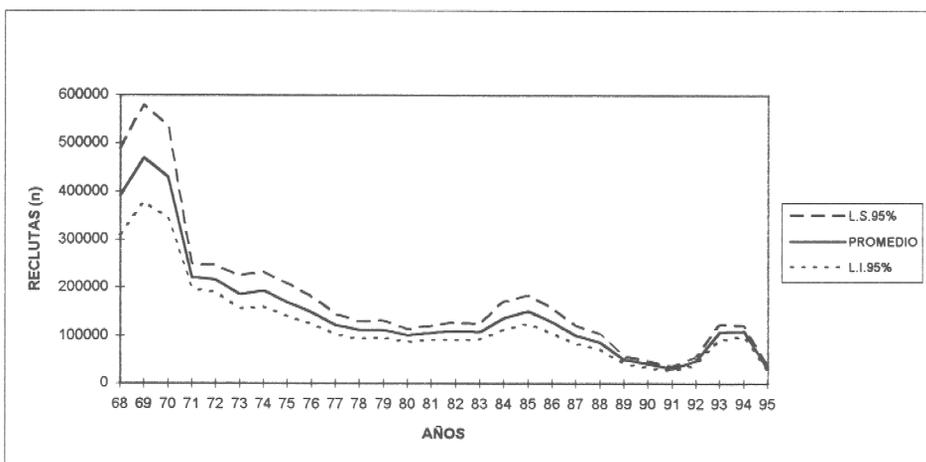


Fig. 78 Reclutas que se hubieran producido con un escape de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos

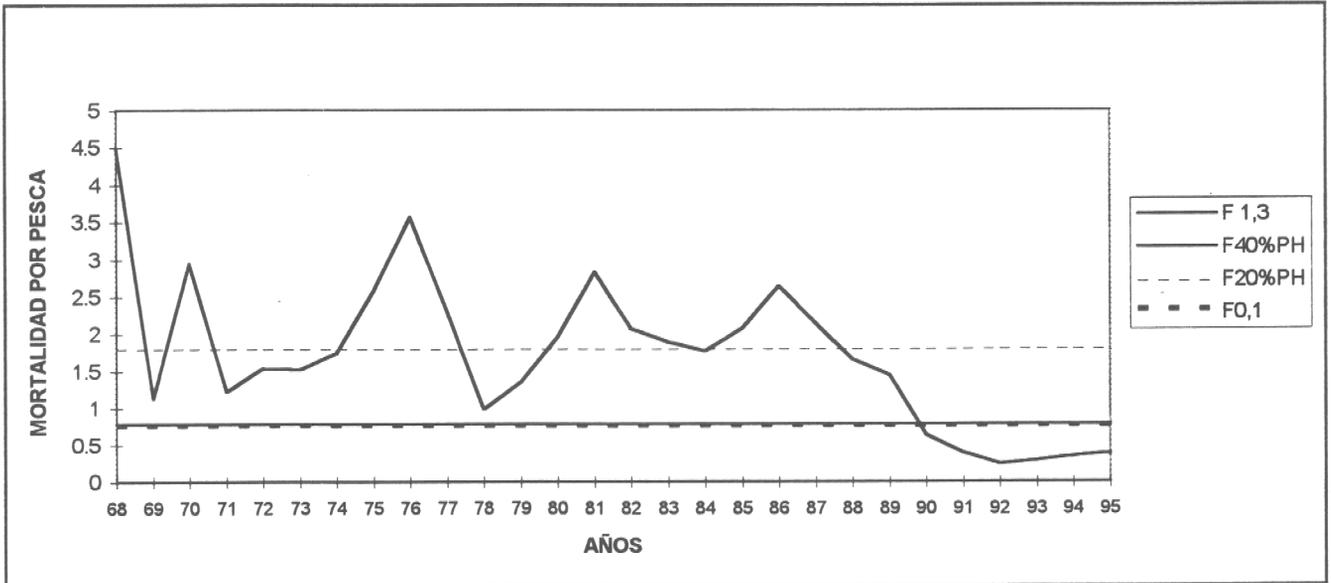


Fig. 79 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con un escape constante de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos (F1,3) y sus puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping"

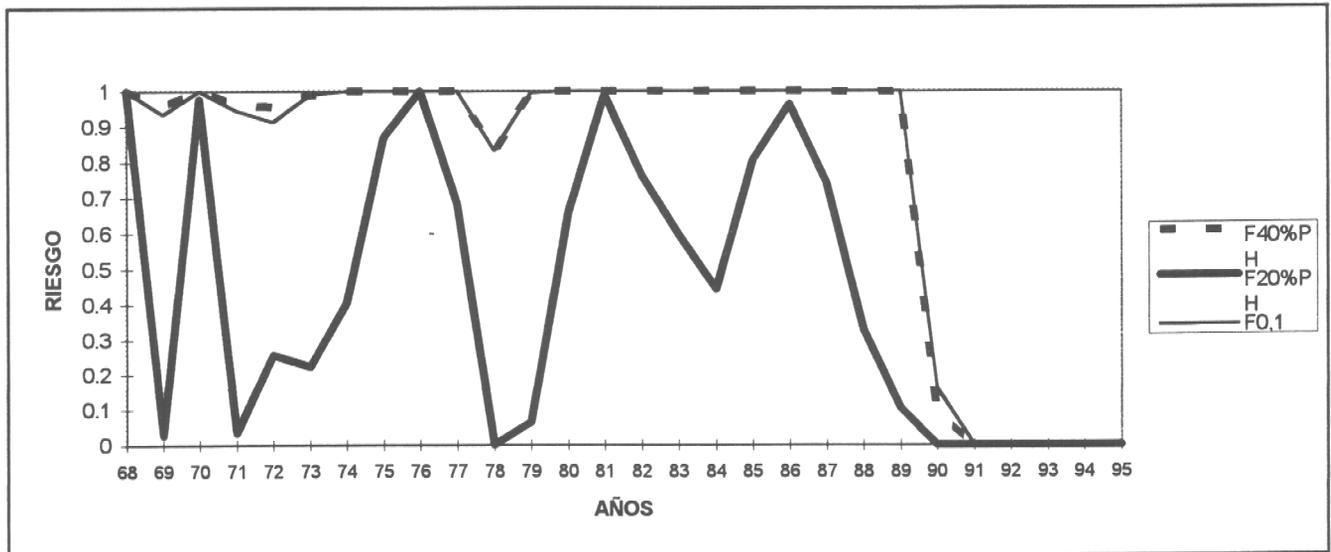


Fig. 80 Riesgo de sobrepasar los PBR con un escape constante de $1,3 \cdot 10^{13}$ huevos.

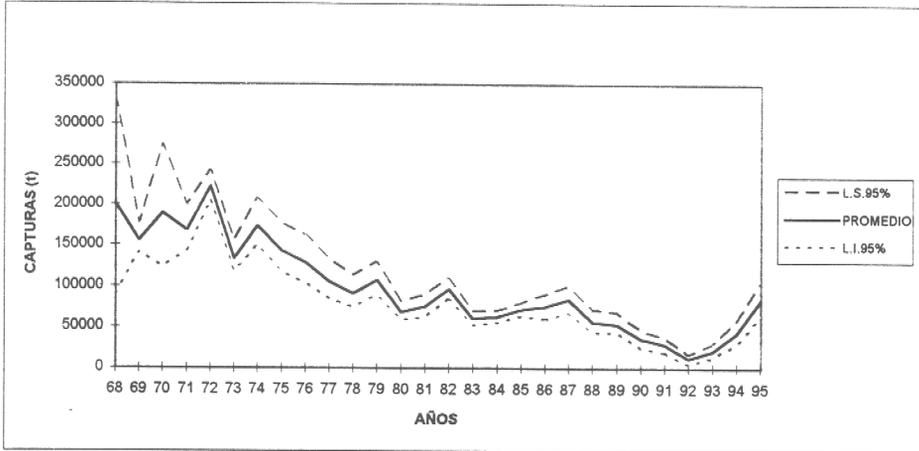


Fig. 81 Capturas que se hubieran producido con un escape constante de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.

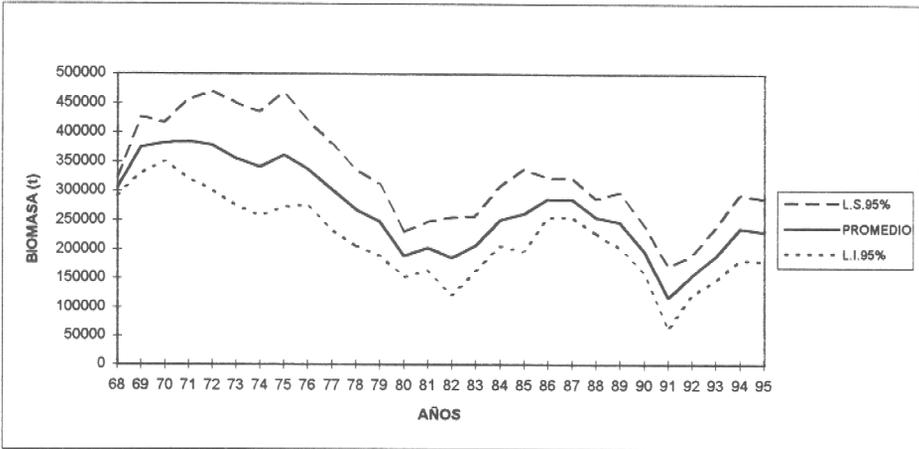


Fig. 82 Biomasa que se hubiera producido con un escape constante de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.

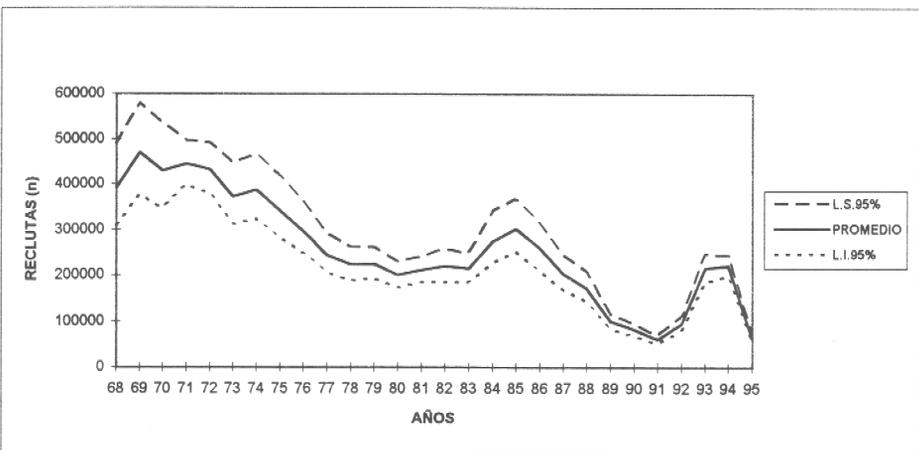


Fig. 83 Reclutas que se hubieran producido con un escape de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos

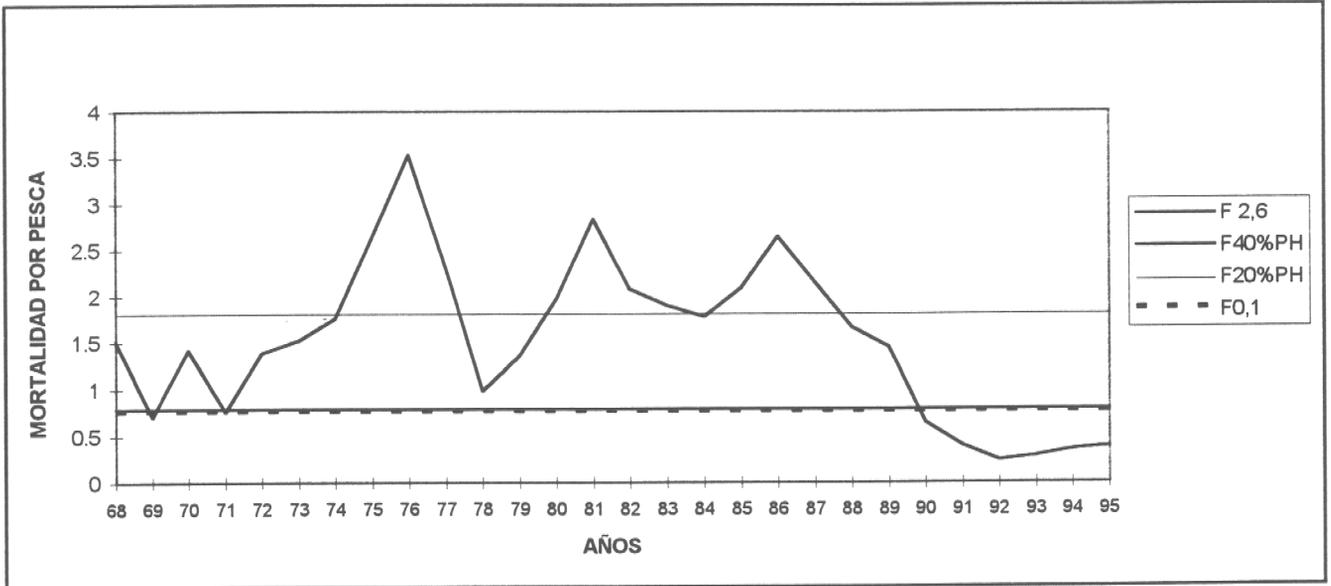


Fig. 84 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con un escape constante de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos (F 2,6) y sus puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".

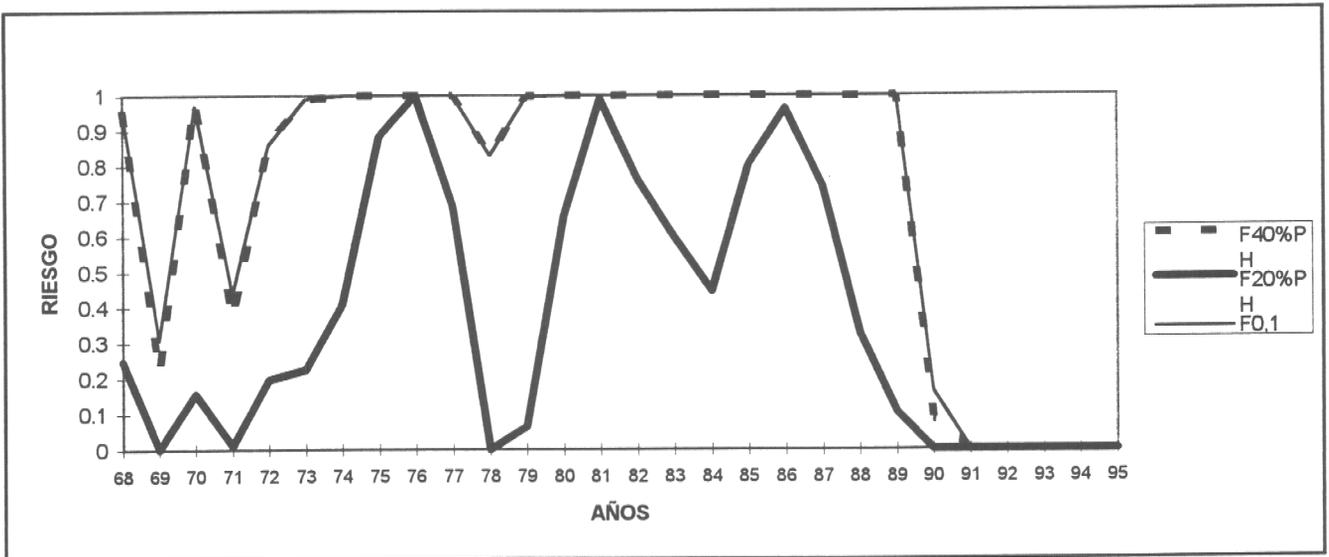


Fig. 85 Riesgo de sobrepasar los PBR con un escape constante de $2,6 \cdot 10^{13}$ huevos.

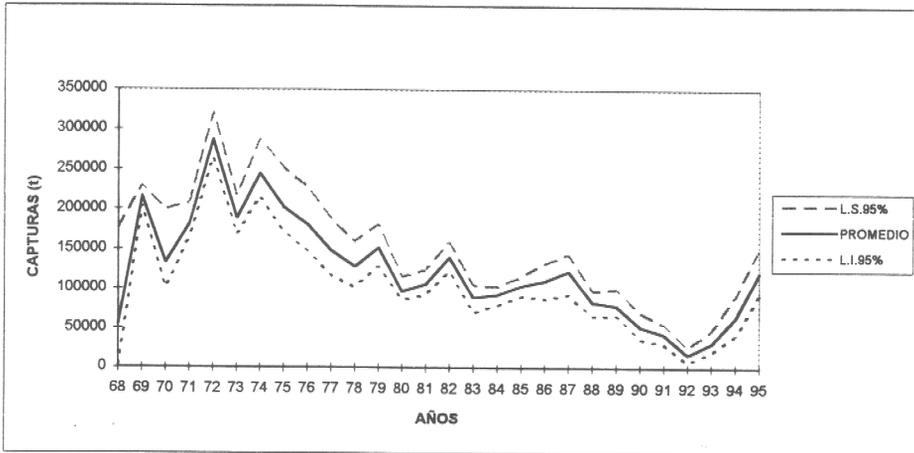


Fig. 86 Capturas que se hubieran producido con un escape constante de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.

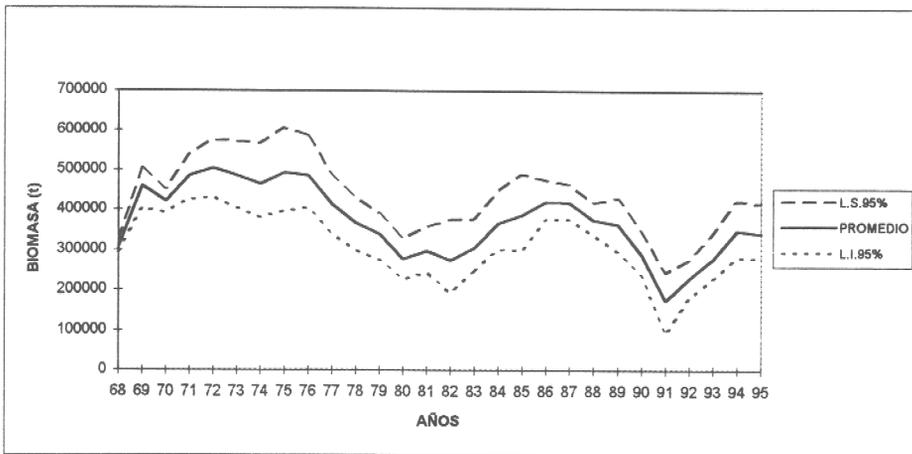


Fig. 87 Biomasa que se hubiera producido con un escape constante de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.

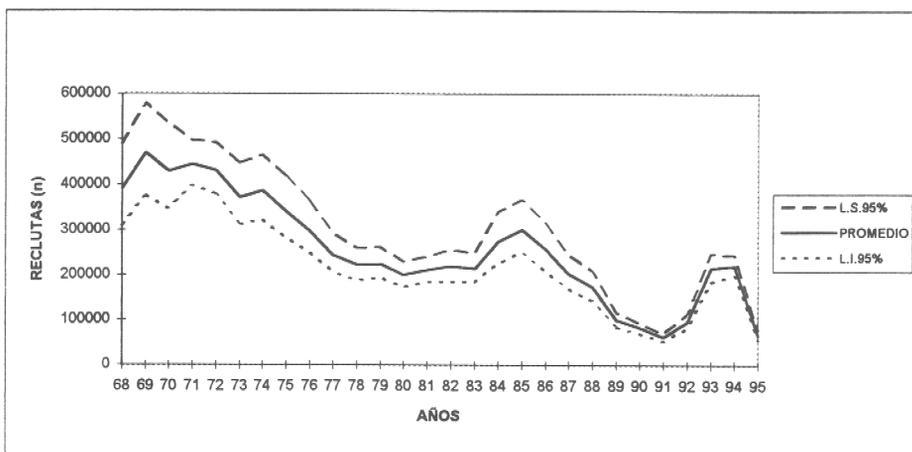


Fig. 88 Reclutas que se hubieran producido con un escape de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.

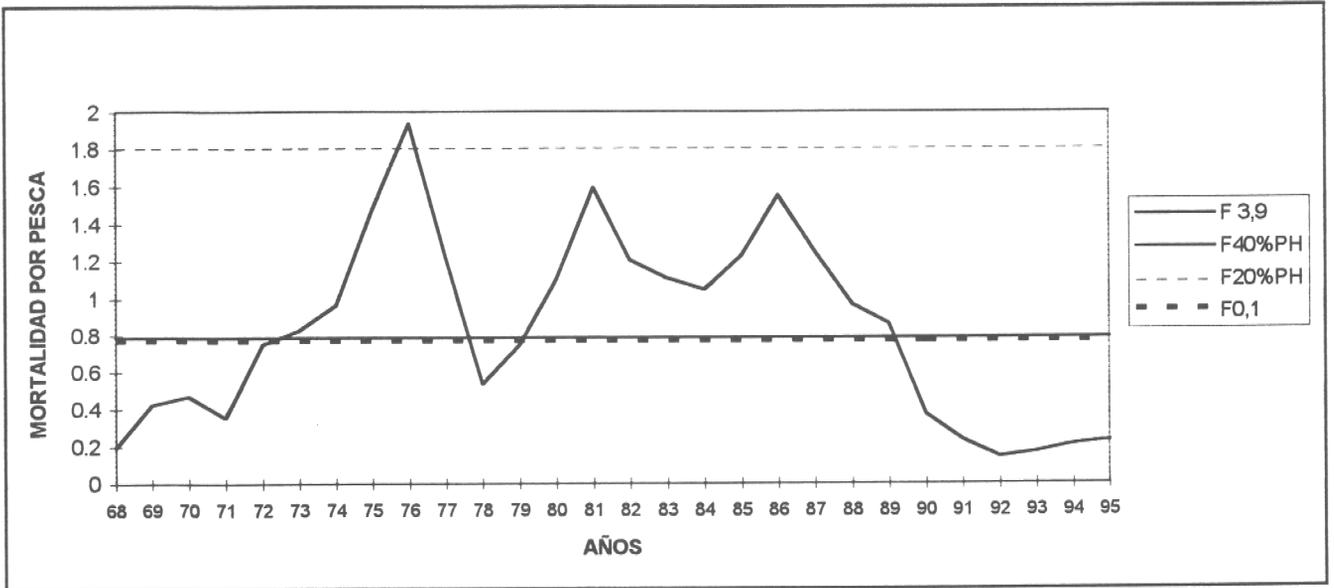


Fig. 89 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con un escape constante de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos (F3,9) y sus puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".

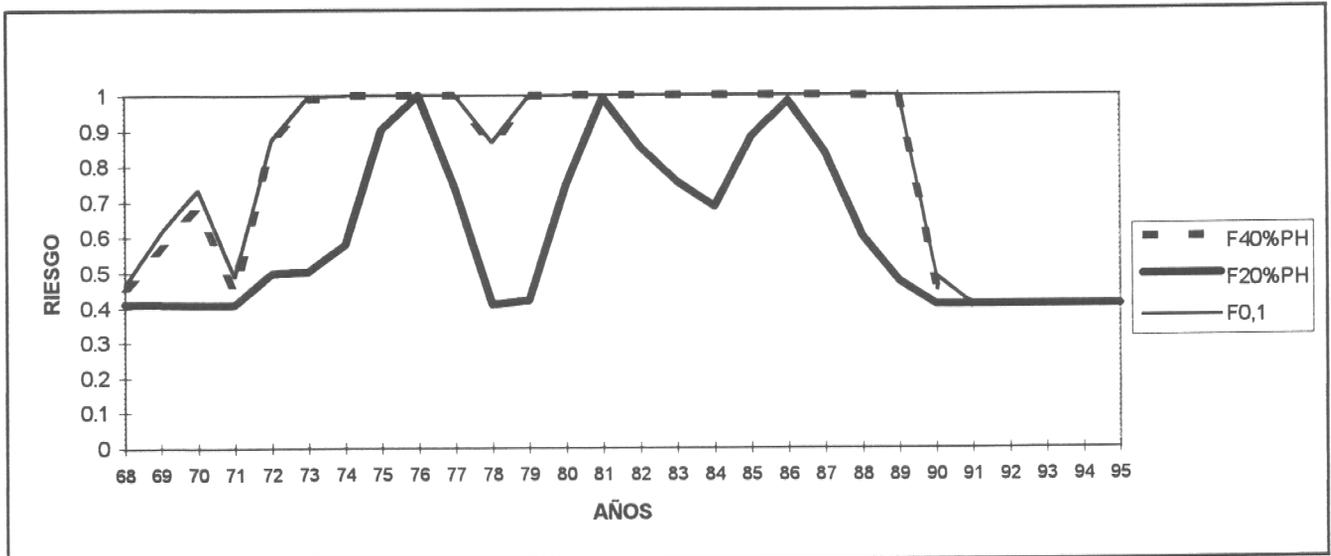


Fig. 90 Riesgo de sobrepasar los PBR con un escape constante de $3,9 \cdot 10^{13}$ huevos.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

TABLAS

Tabla 1 Validación de las matrices de entrada con respecto al desembarque.

ANO	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981
BIOMASA	128004	82722	87791	65660	66627	45772	42940	32274	28311	36518	33971	31736	31276	32687
CAPTURADA (t)	33	42	31	27	38	39	13	20	17	14	22	19	12	30
DESEMBARQUE (t)	128000	83000	88000	66000	67000	46000	43000	32386	28335	36563	34078	31806	31298	32676
% DE DIFERENCIA	0,00	0,34	0,24	0,52	0,56	0,50	0,14	0,35	0,08	0,12	0,31	0,22	0,07	-0,03

ANO	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
BIOMASA	26280	25287	32879	28499	29399	30592	41612	46827	52481	66676	62375	58864	65515	74978
CAPTURADA (t)	19	5	82	57	10	26	103	119	86	707	77	89	418	41
DESEMBARQUE (t)	26341	25285	33183	28473	29382	30470	41312	46392	52341	63663	60046	58973	67021	75293
% DE DIFERENCIA	0,23	-0,01	0,92	-0,09	-0,06	-0,73	-0,73	-0,94	-0,27	-4,73	-3,88	0,18	2,25	0,42

Biomasa capturada= Número por peso promedio

PROM= Promedio

D.E.= Desviación estándar

N= 100 "boots"

Tabla 2 Capturabilidades de la hidroacústica por edades.

Hembras	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Edad												
Promedio	0,905	0,926	0,934	0,955	0,976	0,983	1,004	1,012	1,017	1,020	1,020	1,040
95%L.I.	0,900	0,917	0,925	0,942	0,957	0,971	0,979	0,985	0,991	0,990	0,997	1,000
95%L.S.	1,000	1,000	1,000	1,000	1,010	1,038	1,050	1,061	1,066	1,074	1,059	1,099
Machos												
Promedio	0,902	0,927	0,957	0,975	0,993	1,025	1,033	1,028	1,026			
95%L.I.	0,900	0,920	0,947	0,961	0,973	1,000	1,005	1,006	0,998			
95%L.S.	0,903	0,935	0,973	0,999	1,030	1,068	1,089	1,069	1,070			

Nota= En machos 10+ y en hembras 13+

Tabla 3 Mortalidades por pesca del último año.

Hembras	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Edad												
Promedio	0,163	0,172	0,177	0,175	0,040	0,040	0,031	0,031	0,031	0,031	0,031	0,032
95%L.I.	0,157	0,169	0,173	0,172	0,039	0,039	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030
95%L.S.	0,180	0,180	0,183	0,181	0,042	0,042	0,033	0,033	0,033	0,033	0,033	0,034
Machos												
Promedio	0,062	0,083	0,145	0,176	0,209	0,182	0,197	0,225	0,198			
95%L.I.	0,061	0,082	0,143	0,174	0,205	0,188	0,192	0,217	0,192			
95%L.S.	0,063	0,084	0,148	0,180	0,214	0,198	0,204	0,239	0,210			

Nota= En machos 10+ y en hembras 13+

Tabla 4 Mortalidades por pesca de las edades más viejas.

Hembras														
Años	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981
Promedio	1,871	0,896	0,987	0,616	0,599	0,837	0,808	0,739	0,912	0,653	0,443	0,480	0,752	0,907
95%L.I.	1,460	0,584	0,620	0,408	0,431	0,669	0,662	0,577	0,719	0,532	0,370	0,403	0,669	0,759
95%L.S.	2,350	1,317	1,634	0,993	0,867	1,054	1,025	0,908	1,170	0,785	0,530	0,568	0,854	1,059
Machos														
Promedio	2,222	2,207	1,368	1,266	1,177	1,103	1,269	1,195	1,388	1,079	0,769	0,776	1,061	1,587
95%L.I.	1,934	1,846	1,018	0,975	0,959	0,965	1,147	1,022	1,117	0,955	0,677	0,678	0,988	1,473
95%L.S.	2,484	2,666	1,765	1,601	1,537	1,290	1,413	1,400	1,755	1,253	0,862	0,912	1,132	1,708

Hembras														
Años	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Promedio	0,556	0,549	0,588	0,532	0,512	0,380	0,460	0,450	0,371	0,572	0,596	0,407	0,296	0,032
95%L.I.	0,486	0,500	0,520	0,466	0,473	0,342	0,405	0,399	0,332	0,464	0,510	0,368	0,267	0,030
95%L.S.	0,649	0,595	0,666	0,607	0,557	0,423	0,514	0,514	0,417	0,734	0,689	0,449	0,325	0,034
Machos														
Promedio	1,042	0,813	0,791	0,872	0,863	0,605	0,601	0,680	0,580	0,794	0,928	0,860	0,493	0,198
95%L.I.	0,923	0,740	0,688	0,790	0,789	0,539	0,541	0,608	0,523	0,688	0,861	0,779	0,443	0,192
95%L.S.	1,166	0,883	0,901	0,948	0,941	0,670	0,662	0,740	0,634	0,956	0,995	0,934	0,547	0,210

Nota: en machos 10+ y en hembras 13+

Tabla 5 Ajuste del modelo de reclutamiento de hembras del año $t + 1$ y el año t ($\ln(R - t + 1) = a + b \cdot \ln(R - t)$).

Estadísticas de la regresión	
Coefficiente de correlación múltiple	0,787318887
Coefficiente de determinación R ²	0,61987103
R ² ajustado	0,604032323
Error típico	0,182826191
Observaciones	26

ANÁLISIS DE VARIANZA					
	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Promedio de los cuadrados	F	Valor crítico de F
Regresión	1	1,30815268	1,30815268	39,13646656	1,82219E-06
Residuos	24	0,802209987	0,033425416		
Total	25	2,110362667			

	Coefficientes	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	2,226317282	2,281931097	0,975628618	0,338980559	-2,483356057	6,935990622
ln R_t	0,866615717	0,138527423	6,255914526	1,82219E-06	0,580709227	1,152522207