



FONDO DE INVESTIGACION PESQUERA

**INFORMES TECNICOS FIP**

FIP - IT / 95 - 21

INFORME : EVALUACION INDIRECTA DEL STOCK  
FINAL DE CENTOLLA (*Lithodes antarcticus*) EN  
LA XII REGION

UNIDAD : INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO,  
EJECUTORA DIRECCION ZONAL XII REGION

**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 PROYECTO :**

CRISTIAN CANALES R.

**AUTORES :**

CRISTIAN CANALES R.  
TERESA PEÑAILILLO N.  
LEONARDO GUZMAN M.  
ROBERTO GONZALEZ N.

• septiembre 1997 •

## RESUMEN EJECUTIVO

El desarrollo del proyecto consideró la realización de dos pescas de investigación pre y post temporada extractiva respectivamente, el análisis de frecuencias de tallas, la determinación de parámetros poblacionales globales, y la aplicación de tres metodologías de evaluación indirecta de stock.

Los resultados obtenidos de las Pescas de Investigación revelaron significativas diferencias de rendimientos, proporciones de machos explotables y tallas promedios entre zonas de pesca. De igual forma, las estructuras de tallas obtenidas de esta actividad, revelaron para hembras un importante grado de mortandad sobre los 120 mm de cefalotórax (probablemente por pesca ilegal), como también, sugieren el ingreso de individuos pre-reclutas a la pesquería entre los meses de diciembre y febrero de cada año.

En otro contexto, y con el fin de determinar la función global de crecimiento de centolla en la XII Región, se observó que las estructuras de tallas de las capturas revelan la presencia de 4 y 5 grupos etéreos, destacándose una significativa similitud del crecimiento entre sexos, particularmente entre los 3 y 7 años, y que los machos alcanzarían la talla comercial (120 mm) a una edad aproximada entre los 5 y 6 años. En este sentido los parámetros de crecimiento estimados indicaron para machos un  $L_{\infty} = 175,4$  mm, un  $K = 0,215$  y un  $t_0 = 0,255$  años, en tanto que para hembras se estima un  $L_{\infty} = 167,3$  mm, un  $K = 0,214$  y un  $t_0 = -0,598$  años.

El muestreo de tallas de los desembarques indican que el 9% de los individuos medidos se encontraron bajo la talla mínima legal, determinándose de igual forma, que la estructura de tallas del desembarque de 1996 estuvo compuesta por cinco

grupos de edad entre los 5 y 9 años, siendo el grupo de edad VII el más representado.

Por otro lado, la aplicación de modelos analíticos para la determinación de la mortalidad natural global de centolla en la XII Región, arrojaron valores de  $M$  que impedirían alcanzar una edad máxima teórica de 14 años, sugiriéndose con esto que probablemente dichos estimados se encuentren perturbados por una actividad extractiva ilegal desarrollada sobre las hembras. En este sentido, se determinó que el valor de mortalidad natural se encontraría en el dominio acotado por valores bioanalógicos de  $M=0,35$  y  $M=0,40$ , de los cuales, la esperanza de  $M$  quedaría determinada por el promedio de los límites antes señalados y estimada en  $M=0,38$ .

En relación a la aplicación de los modelos empleados "Cambio de Razón" e "Índice de Remoción", se destaca que los resultados obtenidos no ofrecen la garantía de reflejar los actuales niveles de biomasa de centolla en la XII Región, sino por el contrario, presentan tales discrepancias de resultados que permiten concluir, conforme a los criterios empleados, que la aplicación de este tipo de metodologías se hacen impracticables si no se conocen las variaciones locales en los indicadores biológico-pesqueros para todas las áreas de extracción, y de éstas, las magnitudes capturadas y desembarcadas.

Por su parte, la evaluación del stock de centolla en la XII Región, realizada a través del modelo "Análisis de Pseudo-Cohortes a la Talla (APCT)", arrojó resultados consistentes con la evolución que ha presentado la pesquería. En este sentido, se determinó que la biomasa total en 1979 habría alcanzado niveles cercanos a las 13.500 +/- 1.300 toneladas, y que ésta experimentó un crecimiento sostenido hasta los años 1987-1989, período en el cual se registró el máximo valor estimado en 15.300 +/- 157 toneladas. Posteriormente, y como consecuencia de las elevadas

tasas de mortalidad por pesca entre 1988 y 1989, los niveles biomásicos disminuyeron drásticamente alcanzando un mínimo hacia los años más recientes (1994-1996) que habría llegado a las 6.900 +/- 500 toneladas.

Por otra parte, el análisis del estado de explotación de centolla en base a la comparación de los puntos biológicos de referencia, indican que desde 1979 a la fecha, el stock de centolla ha estado con claros síntomas de sobrepesca por crecimiento, por cuanto las mortalidades por pesca de los individuos completamente reclutados a la pesquería se encontraron por sobre la mortalidad por pesca máxima. Este mismo análisis realizado sobre la evolución de las mortalidades por pesca globales indican, que la biomasa de centolla en la XII Región sería particularmente sensible a fuertes gradientes de mortalidad por pesca y a tasas de explotación superiores al 10%.

Un análisis complementario tendiente a medir el grado de renovabilidad somática del recurso, destaca que de las 6.900 toneladas estimadas en 1994-1996, para el año 1996-1997 se prevee una producción somática de 2.200 toneladas.

Finalmente, y en relación a las perspectivas futuras del stock y la pesquería, se debe tener presente que las actuales medidas de administración en conjunto a una accidentada geografía, sugieren en teoría que este recurso sea poco vulnerable y tienda de manera natural, al repoblamiento de sectores depletados y a la recuperación de los efectivos poblacionales. Sin embargo, si consideramos la pericia de los pescadores, la probable extracción ilegal ya sea de hembras o machos bajo talla o fuera de temporada, y el desconocimiento preciso de las magnitudes desembarcadas de manera ilícita, se podrá entender las razones del actual estado de sobrepesca por crecimiento del stock, y de la sistemática reducción de los efectivos que han sufrido los tradicionales caladeros de pesca, como

---

consecuencia de un excesivo esfuerzo pesquero históricamente desarrollado sobre estos.

## INDICE GENERAL

	Página
RESUMEN EJECUTIVO .....	i
INDICE GENERAL .....	iv
INDICE DE FIGURAS .....	vi
INDICE TABLAS .....	viii
<b>1. ANTECEDENTES</b>	
1.1. Desembarques y normativas vigentes .....	1
1.2. Actividad extractiva .....	3
1.3. Desarrollo del proyecto .....	5
<b>2. OBJETIVOS DEL PROYECTO</b> .....	<b>7</b>
2.1. Objetivo general .....	7
2.2. Ojetivos especificos .....	7
<b>3. METODOLOGIA</b> .....	<b>8</b>
3.1 <i>Objetivo específico N°1 " Proponer un método de evaluación indirecta para el stock de centolla acorde a las características de esta especie y su pesquería "</i> .....	8
3.1.1 Modelos de evaluación .....	8
3.1.2 Incerteza de los parámetros .....	12
3.1.3 Estructuras de tallas, muestreo biológico y tamaños de muestras .....	13
3.2 <i>Objetivo específico N°2 "Estimar o revalidar la mortalidad natural del stock de centolla en estudio "</i> .....	15
3.2.1 Estimación de los parámetros de crecimiento .....	16
3.2.2 Estimación de la mortalidad natural .....	18
3.3 <i>Objetivo específico N° 3 "Estimar la biomasa y abundancia del stock de centolla".</i> .....	21



3.4	<i>Objetivo específico N°4 "Estimar la mortalidad por pesca de los períodos analizados y las mortalidades por pesca referenciales para el stock explotado"</i> .....	22
3.5	<i>Objetivo específico N° 5 "Determinar el estado de explotación del stock de centolla "</i> .....	22
<b>4.</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUCION</b> .....	<b>25</b>
4.1	Pescas de Investigación .....	25
4.1.1	Aspectos generales .....	25
4.1.2	Estructura de tallas .....	29
4.1.3	Relación talla peso .....	31
4.2	Muestreo de tallas de los desembarques 1996 .....	32
4.3	Estimación de la función de crecimiento .....	33
4.4	Estructura etárea de los desembarques .....	36
4.5	Estimación de la mortalidad natural .....	37
4.5.1	Modelos analíticos .....	37
4.5.2	Modelos bioanalógicos .....	39
4.6	Evaluación del stock de centolla en la XII Región .....	40
4.6.1	Modelos Cambio de Razón e Índice de Remoción .....	40
4.6.2	Modelo "Análisis de Pseudo-Cohortes a la Talla (APCT)" .....	44
4.6.3	Análisis del estado de explotación del stock de centolla en la XII Región .....	46
4.7	Consideraciones finales .....	49
<b>5.</b>	<b>CONCLUSIONES</b> .....	<b>52</b>
<b>6.</b>	<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	<b>56</b>

## FIGURAS

## TABLAS

**INDICE DE FIGURAS**

- Figura 1. Areas de estudio y zonas evaluadas a través de pescas de investigación.
- Figura 2. Estructuras de tallas de las capturas de centolla por sexo y zona de evaluación, obtenidas durante la primera pesca de investigación.
- Figura 3. Estructuras de tallas de las capturas de centolla por sexo y zona de evaluación, obtenidas durante la segunda pesca de investigación.
- Figura 4. Datos observados y ajustados a la relación peso-talla de centolla en la XII Región.
- Figura 5. Frecuencias de tallas de los desembarques de centolla en la XII Región durante 1996.
- Figura 6. Evolución de la talla promedio de los desembarques de centolla entre 1979 y 1996.
- Figura 7. Mezclas distribucionales obtenidas del muestreo de tallas de las capturas de centollamachos en la XII Región, entre los años 1984-1987 y 1996.
- Figura 8. Mezclas distribucionales obtenidas del muestreo de tallas de las capturas de centolla hembras en la XII Región, entre los años 1984-1987 y 1996.
- Figura 9. Modelo de crecimiento talla-edad ajustado al recurso centolla en la XII Región.
- Figura 10. Descomposición modal-etárea determinada de la estructura de tallas de los desembarques de centolla 1996.
- Figura 11. Linealización de las frecuencias de tallas de las capturas y estimación de las mortalidades totales de centolla hembras, entre los años 1984-1987 y 1996.

- 
- Figura 12. Estimación de pendientes (s) y mortalidades totales de centolla hembras entre los años 1984-1987 y 1996, obtenidas a través de la aplicación del modelo de Van Sickle (1977).
- Figura 13. Evolución de los desembarques de centolla en la XII Región, entre 1979 y 1996.
- Figura 14. Diagramas de dispersión de los desembarques a la talla observados y predichos por el modelo APCT, entre el grupo de años 1979, 1983-84, 1987-89, 1992-94 y 1994-96.
- Figura 15. Evolución de los desembarques y biomasa de centolla en la XII Región, entre los años 1979 y 1996.
- Figura 16. Frecuencias de tallas de los desembarques de centolla empleadas en el modelo APCT, entre los años 1979, 1983-85, 1987-89, 1992-94 y 1994-96.
- Figura 17. Curvas de rendimiento por recluta estimadas para centolla entre los años 1979, 1983-85, 1987-89, 1992-94 y 1994-96.
- Figura 18. Evolución de la mortalidad por pesca global y de los grupos

**INDICE DE TABLAS**

- Tabla 1. Principales indicadores pesqueros recolectados por área, durante la primera pesca de investigación de centolla en la XII Región.
- Tabla 2. Proporciones de machos totales y comerciales de centolla estimados de la primera pesca de investigación, XII Región.
- Tabla 3. Principales indicadores pesqueros recolectados por área, durante la segunda pesca de investigación de centolla en la XII Región.
- Tabla 4. Proporciones de machos totales y comerciales de centolla estimados de la segunda pesca de investigación, XII Región.
- Tabla 5. Tallas promedios y extremas obtenidas durante las pescas de investigación de centolla en la XII Región.
- Tabla 6. Resultados estadísticos de la relación talla-peso ajustada para centolla machos, según zona prospectada durante las pescas de investigación, XII Región.
- Tabla 7. Resultados estadísticos de la relación talla-peso ajustada para centolla hembras, según zona prospectada durante las pescas de investigación, XII Región.
- Tabla 8. Resultados estadísticos de la relación talla-peso ajustada para centolla machos y hembras totales durante las pescas de investigación, XII Región.
- Tabla 9. Evolución mensual de las tallas promedios y extremas obtenidas del muestreo de los desembarques de centolla en la XII Región 1996, y proporción de machos bajo la talla mínima legal de extracción.
- Tabla 10. Proporciones, desviaciones estándar y tallas modales obtenidas del análisis de mezclas distribucionales de las frecuencias de tallas de las capturas de centolla machos XII Región, entre los años 1984-1987 y 1996.

- 
- Tabla 11. Proporciones, desviaciones estándar y tallas modales obtenidas del análisis de mezclas distribucionales de las frecuencias de tallas de las capturas de centolla hembras XII Región, entre los años 1984-1987 y 1996.
- Tabla 12. Tallas observadas, edades asignadas y tallas predichas por el modelo de crecimiento de centolla machos en la XII Región.
- Tabla 13. Tallas observadas, edades asignadas y tallas predichas por el modelo de crecimiento de centolla hembras en la XII Región.
- Tabla 14. Parámetros de crecimiento sus desviaciones estándar estimados para centolla en la XII Región.
- Tabla 15. Tallas, proporciones, desviaciones estándar y número de individuos por clases de edad, estimadas del desembarque de centolla machos durante 1996 en la XII Región.
- Tabla 16. Mortalidad natural de centolla en la XII Región, estimada a través de modelos bio- analógicos.
- Tabla 17. Resultados de la evaluación de stock de centolla en la XII Región, a través de la aplicación de los modelos Cambio de Razón e Índice de Remoción.
- Tabla 18. Valor de los parámetros del vector de selectividad, mortalidad por pesca de los grupos de tallas completamente reclutados y varianza del modelo APCT aplicado al recurso centolla en la XII Región.
- Tabla 19. Desembarques promedios, biomاسas y abundancia de centolla en la XII Región, estimadas de la aplicación del modelo APCT.
- Tabla 20. Mortalidades por pesca de referencia y tasas de explotación estimadas para el stock de centolla en la XII Región.
- Tabla 21. Evolución de la mortalidad total y por pesca global estimadas para centolla en la XII Región, entre 1979 y 1996.
- Tabla 22. Producción biomásica de centolla en la XII Región, proyectada para 1997.

## 1. ANTECEDENTES

### 1.1 Desembarques y normativas vigentes

Desde sus inicios en 1928 y hasta principios de los años 60, la pesquería artesanal de la centolla se centró en Puerto Porvenir y Bahía Inútil, en el sector norte de la Isla Grande de Tierra del Fuego, incorporándose posteriormente otras áreas de extracción como Isla Dawson, Seno Almirantazgo, el sur de la Península Brunswick y Seno Otway, límites que se mantuvieron hasta 1974. En 1975 se inician capturas en Canal Balleneros y Canal Beagle, integrándose a partir de 1977 el Archipiélago del Cabo de Hornos.

Durante 1979 la cobertura geográfica de la pesquería experimentó considerables variaciones, siendo la característica más notable la expansión de la actividad extractiva hacia la zona norte de la XII Región. En la temporada 1979-1980 se observaron los primeros intentos por explotar áreas expuestas del Océano Pacífico, tales como Seno Año Nuevo, con lo que la pesquería continuó extendiéndose hacia el sur.

En 1980-1981 se inició la expansión al norte con la incorporación del área de Isla Maldonado, extendiéndose el límite norte de la pesquería hasta el Estrecho Nelson. Cabe hacer notar que en esta temporada no se registró actividad en el Archipiélago del Cabo de Hornos, la que si se reanuda al año siguiente. Así para la temporada 1981-1982 no hay cambios, lo que coincide con una disminución general de la actividad, producto de bajas de la demanda y precio en el mercado internacional.

En 1982, junto con la eliminación de la veda temporal que abarcaba los meses de febrero a junio, se cierra por cuatro años el área de Porvenir y la pesquería sigue

avanzando hacia el norte, esta vez hasta el Canal Trinidad, incorporándose a la explotación el área de Isla Guarello; es en este año cuando se utilizaron más sectores de pesca ubicados al norte del Estrecho de Magallanes.

En la temporada 1983-1984 disminuye la actividad en el norte, concentrándose en unas pocas localidades y se incorporan algunos sectores expuestos al Océano Pacífico en la zona occidental del Estrecho de Magallanes (Seno Profundo, Seno Langford).

Así en 1984, la actividad se centró principalmente en áreas al sur del Estrecho de Magallanes, registrándose una gran concentración del esfuerzo en el área de Seno Año Nuevo. Respecto a la zona norte se observa una mayor cobertura hacia la Isla Maldonado, en tanto que la explotación del área de Guarello se concentró en el Canal Oeste y Canal Trinidad. También en este año se reincorpora Isla Dawson, luego de más de una década de inactividad.

En 1985, el área norte de la pesquería se extendió hasta el límite que separa las Regiones XI y XII. Sin embargo, debe señalarse que la actividad en esta área de pesca estuvo restringida sólo a dos meses (otoño) y los resultados de estas pruebas no deben considerarse concluyentes, dada la época en que se realizaron y el desconocimiento del área por parte de los patrones de pesca. Respecto de 1986, se utilizó principalmente el área de canales interiores al sur del Estrecho de Magallanes.

En la medida que se fueron incorporando nuevas áreas de extracción, aumentaron los desembarques alcanzando en 1989 las 2.297 toneladas, cifra que sin embargo fue inferior al registro más alto de desembarque, que ascendió a 2.746 toneladas en 1984. Para los cinco años anteriores a 1989, se registraron disminuciones en el

desembarque, como consecuencia de una baja general de los rendimientos de las áreas al sur del Estrecho de Magallanes, además de la extensión del período de veda de 2 a 7 meses en cada temporada de pesca a partir de 1993.

Además de la dispersión y variabilidad espacial de las operaciones de pesca a través del tiempo, una característica muy resaltante de esta pesquería es un fuerte descenso del desembarque desde 1984 hasta 1994, de 2.746 t a 1.673 t. No existe una serie similar de información sobre el esfuerzo, así que por el momento no es posible determinar claramente si esta tendencia corresponde a un proceso de declinación de la abundancia.

En la actualidad, según información del año 1994, las dos áreas más importantes de extracción están en el extremo sur de la XII Región, Seno Año Nuevo (12,9%) y Puerto Toro (7,8%), seguido por Timbales (4,9%). El resto de las áreas no aportan cada una más del 3% del total desembarcado. El principal puerto de desembarque es Punta Arenas (87,9%), seguido por Puerto Edén (5,0%).

Las regulaciones que existen actualmente para esta pesquería incluyen: la utilización como arte de pesca la trampa, prohibición de desembarque y comercialización de hembras, una talla mínima legal de captura de machos de 120 milímetros de longitud cefalotorácica y una temporada de pesca comprendida entre el 1° de julio y el 30 de noviembre de cada año.



## 1.2 Actividad extractiva

### ⇒ Líneas de trampas

La línea o juego consiste básicamente, en una serie de trampas que fluctúan entre 10 y 15 unidades, unidas entre sí por un cabo de 1" a 1,5" y separadas a 15 m de distancia. Un extremo del cabo queda sujeto a una boya de 0,40 m de diámetro por medio de un orinque, el cual puede alcanzar entre 25 y 100 m dependiendo de la profundidad de trabajo.

### ⇒ Tipos de carnada

Por otro lado y en relación a la obtención de la carnada, se debe mencionar que en la actualidad constituye uno de los mayores problemas que tiene el subsector pesquero artesanal dedicado a esta actividad. En general, durante los días de inicio de las actividades de captura del recurso, la mayoría de los pescadores utilizan desperdicio de bacalao recolectado en plantas procesadoras. Posteriormente, la obtención de carnada se transforma en una actividad paralela a la captura de centolla, para lo cual la mayoría de las embarcaciones están dotadas con redes de profundidad y/o espineles que les permiten un abastecimiento diario de ejemplares.

La diversidad de especies capturadas para estos fines depende del sector obteniéndose principalmente merluza del sur, merluza de cola, tollo, chancharro, congrio dorado y raya. En cada trampa se deposita una cantidad no superior a los 300 g aproximados, la cual es atada en su interior y reemplazada en cada viraje dependiendo de las condiciones en que se encuentre.

---

⇒ **Pesca comercial**

La pesca se realiza generalmente utilizando juegos de 10 a 15 trampas y el éxito de captura varía dependiendo de diversos factores, entre los cuales, el más relevante es la pericia del pescador. Es importante tener un buen conocimiento del área y del comportamiento del recurso, lo cual permite calar trampas en donde la abundancia relativa es mayor.

Las áreas de mayor concentración del recurso varían según el período del año y la ocurrencia de ejemplares está condicionada, entre otros factores, por el ciclo reproductivo del crustáceo. Por otra parte, el éxito de esta pesquería depende de la calidad de la carnada, la intensidad de la corriente, las características del fondo y la habilidad para llevar a cabo la maniobra de calado en razón de que si las trampas no son arrojadas a tiempo en lugares adecuados, varias pueden quedar invertidas o en mala posición ocasionando nulos o bajos rendimientos.

Las trampas permanecen en el fondo marino uno o dos días antes de ser viradas. Si la captura es aceptable en términos comerciales, la maniobra se repite en el mismo lugar, de lo contrario la faena se realiza en otro sitio que asegure mejores expectativas de pesca. En ocasiones los juegos de trampas permanecen caladas durante un mayor período, debido a la presencia de condiciones climáticas adversas, lo que genera menores rendimientos por fenómenos asociados al canibalismo de los individuos.

Las capturas comerciales de machos son acopiadas en trampas y mantenidas bajo el agua en lugares de fácil identificación a unos 5 m de profundidad, con esto se evita la muerte de los ejemplares ya que para su comercialización se exige que estén vivos. Posteriormente, son transportados a puerto en lanchas recolectoras las

cuales están dotadas de piletas que actúan como viveros con agua de mar circulante. Una vez en puerto son desembarcados y procesados en tierra en plantas faenadoras. En zona de pesca el valor de la captura por kilo es de \$ 1.200 y en puerto (adquirida por la planta) su valor es alrededor de \$ 1.900.

### 1.3. Desarrollo del proyecto

El proyecto FIP N°95-21 "Evaluación Indirecta del Stock de Centolla (*Lithodes antarcticus*) en la XII Región" que fuera licitado en su oportunidad por el Fondo de Investigación Pesquera a fines del mes de julio de 1995 y cuyo inicio debería suceder en el último trimestre de ese mismo año, fue adjudicado al Instituto de Fomento Pesquero en la sesión N° 41 del 18 de enero de 1996, cuyo Decreto Supremo tomó razón el día 10 de abril de dicho año.

Por otra parte, en la oferta técnica presentada por el Instituto de Fomento Pesquero se comprometió la realización de tres pescas de investigación: la primera debía realizarse entre diciembre de 1995 y enero de 1996, y cuyo fin era identificar las áreas de pesca más productivas del recurso, la segunda a realizar antes de la temporada extractiva (junio de 1996) debería recoger indicadores biológico-pesqueros elementales para la evaluación de stock, y la tercera pretendía determinar la variación temporal que sufrirían los indicadores biológicos una vez finalizada la temporada de pesca (diciembre de 1996).

Sin embargo, y debido al retraso en la toma de razón del D.S. N°193 antes mencionado, el inicio del proyecto se vió de igual forma alterado, razón por lo cual la primera pesca de investigación debió ser suspendida, pero favorablemente sin mayor perjuicio para el íntegro logro de los objetivos y la metodología

comprometida, por cuanto en el desarrollo de las pescas de investigación, se contó con la participación de patrones de pesca experimentados de la región.

---

## 2. OBJETIVOS DEL PROYECTO

El proyecto "Evaluación indirecta del stock de centolla (*Lithodes antarcticus*) en la XII Región contempla los siguientes objetivos:

### 2.1 Objetivo general

Efectuar una evaluación indirecta del stock de centolla (*Lithodes antarcticus*) explotado comercialmente en la XII Región.

### 2.2 Objetivos específicos

- ⇒ Proponer un método de evaluación indirecta para el stock de centolla acorde a las características de esta especie y su pesquería.
- ⇒ Estimar o revalidar la mortalidad natural del stock de centolla en estudio.
- ⇒ Estimar la biomasa (peso) y abundancia (en número) del stock de centolla.
- ⇒ Estimar la mortalidad por pesca de los períodos analizados y las mortalidades por pesca referenciales para el stock explotado.
- ⇒ Determinar el estado de explotación del stock de centolla.

### 3. METODOLOGIA

A continuación se detalla por objetivo específico, la metodología empleada en la evaluación indirecta del stock de centolla en la XII Región

#### 3.1 Objetivo específico N°1 "Proponer un método de evaluación indirecta para el stock de centolla acorde a las características de esta especie y su pesquería".

##### 3.1.1 Modelos de evaluación

En este contexto, y de acuerdo a lo propuesto en la Oferta Técnica, se plantearon 3 modelos de evaluación: a) Modelo "Cambio de Razón", b) Modelo "Índice de Remoción" y c) Modelo "Análisis de Pseudo-Cohortes a la talla (APCT)". En este contexto, los dos primeros modelos se basaron en lo desarrollado por Paulik & Robson (1969), y Seber (1982), los cuales se basan en medir ciertos indicadores biológicos y pesqueros antes y después de la temporada extractiva, de manera que conocido el desembarque total, se logran estimar efectivos de abundancia y biomásas comerciales (machos de tallas iguales o superiores a 120 mm).

La recolección de estos indicadores se realizó a través de dos pescas de investigación que se informan más adelante, una antes de la temporada de pesca y la otra después. La finalidad de estas pescas de investigación radica en la necesidad de evaluar la razón de cambio de una fracción del stock en relación al total de éste, es decir, la variación en la proporción sexual de la fracción comercialmente explotable (machos) antes y después de la temporada extractiva extendida entre julio y noviembre del presente año.

### a) Modelo Cambio de Razón

Este modelo descrito por Paulik & Robson (1969), y Seber (1982) y desarrollado para cortas temporadas extractivas sobre poblaciones cerradas, sobre las cuales se espera que las estructuras etáreas de la población se vean perturbadas sólo por la pesca y no por variaciones asociadas a la inmigración o emigración, se adapta a las condiciones de la pesquería de centolla de forma que la abundancia explotable a inicios de la temporada de pesca se determina por:

$$N_1 = \frac{C_{L>120mm} - p_2 * C_{tot}}{p_1 - p_2}$$

y la abundancia final:

$$N_2 = N_1 - C$$

donde los sufijos "1" y "2" indexan los tiempos antes y después de la época extractiva ( las dos pescas de investigación), "N" se refiere a la abundancia del recurso, "C" es la captura numérica y "p" corresponde a la proporción sexual de la fracción explotada del recurso (machos sobre los 120 mm de longitud cefalotorácica).

### b) Modelo Indice de Remoción

Este modelo, que es una extensión al modelo "Cambio de razón" antes indicado, y se basa en el análisis de la variación experimentada por la captura por unidad de esfuerzo (cpue) durante la temporada de pesca, como indicador indirecto de la abundancia del recurso, de tal forma que los efectivos de abundancia antes y después de la temporada extractiva se determinan por:

$$N_1 = \frac{C_{l>120mm} * cpue_1}{cpue_1 - cpue_2}$$

$$N_2 = \frac{C_{l>120mm} * cpue_2}{cpue_1 - cpue_2}$$

donde  $cpue_1$  y  $cpue_2$  se asocia con la primera y segunda pesca de investigación, respectivamente.

Se debe recordar que las restricciones más importantes de estos enfoques metodológicos se asocian a que tanto  $\Delta p$  y  $\Delta cpue$  deben ser mayores que cero, y que los estimados pueden presentar sesgos difíciles de precisar, debido a la extrapolación intrínseca que se realiza al suponer que la situación observada en un área específica puedan ser extensibles a toda el área en la cual se desarrolla la pesquería de centolla en la XII Región, áreas que para el desarrollo del proyecto consideraron la zona de Seno Año Nuevo ( $55^\circ 20' S - 69^\circ 10' W$ ) y el grupo de Islas Timbales ( $70^\circ 20' S - 54^\circ 55' W$ ).

### c) Análisis de Pseudo-Cohortes a la Talla

Considerando que los métodos anteriores ofrecen una mayor probabilidad de incertidumbre debido a las considerables fuentes de error en los cuales se sustentan, se ha propuesto un tercer enfoque metodológico basado en una aproximación no-lineal del modelo talla-estructurado de Jones (1984) "**Análisis de Pseudo-Cohortes a la Talla (APCT)**", basado en el modelo ACT desarrollado por Zuleta y Moreno (1993), y lo propuesto por Canales (1994). Este modelo requiere como fuente de alimentación, una composición de tallas representativa del



desembarque de centolla en la XII Región, la relación longitud-peso, y un estimado de mortalidad natural.

De esta forma y tal como se comprometió en la oferta técnica, se realiza un análisis global de evaluación del stock en base a 18 años de información asociada a composiciones de tallas de los desembarques de centolla entre 1979 y 1996.

El modelo en cuestión, se basa en la estimación de los efectivos de abundancia numérica por intervalos de tallas a través de la expresión de Mac Call (1986):

$$N(L) = N(L+1) * \exp(M * \Delta_t(L)) + \frac{M * \Delta_t(L)}{1 - \exp(-M * \Delta_t(L))}$$

$$\Delta_t(L) = \frac{1}{k} \ln \left( \frac{L_{\infty} - L_t}{L_{\infty} - L_{t+1}} \right)$$

donde  $N(L)$  es el número de individuos que lograron la talla  $L$ -ésima,  $M$  es la mortalidad natural,  $C$  es la captura numérica,  $\Delta t$  corresponde al tiempo transcurrido en el crecimiento de un individuo entre la talla  $L$  y  $L+1$ , en tanto que  $k$  y  $L_{\infty}$  son los parámetros de crecimiento.

Como el modelo es recursivo y depende del número existente en el intervalo de talla de los individuos más grandes, este efectivo queda determinado a través de la expresión:

$$N(L_{\lambda}) = \frac{C(L_{\lambda}) * (M + F(L_{\lambda}))}{F(L_{\lambda})}$$

en donde, la mortalidad por pesca de entrada se obtiene desde el último elemento del vector talla-específico:

$$F(L) = F_{cr} * S(L)$$

donde  $F_{cr}$  es la mortalidad de los individuos completamente reclutados a la pesquería, y  $S(L)$  es el vector de selectividad modelado de la forma:

$$S(L) = \frac{1}{1 + \exp(a - b * (L - L_1)^c)}$$

De esta manera, el modelo se resuelve determinando los parámetros asociados al vector de mortalidad a la talla ( $F_{cr}$ ,  $a$ ,  $b$  y  $c$ ), que minimicen la función de cuadrados de residuos:

$$\phi = \sum_{i=1}^{\lambda} \left\{ C(L_i) - \frac{F(L_i)}{Z(L_i)} N(L_i) * (1 - \exp(-Z(L_i) * \Delta_i(L_i))) \right\}^2$$

expresión en la cual,  $Z(L)$  es la mortalidad total a la talla, entendida como la suma entre  $F(L)$  y  $M$ .

### 3.1.2 Incerteza de los parámetros

Con el fin de determinar los errores estándares asociados a la solución del modelo no-lineal "Análisis de Pseudo-Cohortes a la Talla" antes presentado, se hace uso de arreglos matriciales y de derivadas parciales que a continuación se detallan.

En primer lugar, es preciso conocer la matriz de derivadas parciales (D) de la función de captura estimada en la forma:

$$D = \frac{\partial C(L, \theta_i)}{\partial \theta_i} = \lim_{h \rightarrow 0} \frac{C(L, \theta_i + h) - C(L, \theta_i)}{h}$$

donde h es un escalar muy pequeño, y  $\theta_i$  corresponde a los parámetros a, b, c y  $F_{cr}$ , de tal forma que los errores estándares de cada uno de éstos, se obtienen tomando la raíz cuadrada de los elementos que constituyen la diagonal de la matriz compuesta por:

$$s(\theta_i) = \frac{\varphi}{n-p} * (D^T D)^{-1}$$

donde n es el número total de intervalos de tallas y p el número de parámetros estimados (4). Finalmente y suponiendo normalidad de éstos, se realiza una simulación de "Montecarlo" que permite precisar los intervalos de confianza para los estimados de abundancia y biomasa que se informan más adelante.

### 3.1.3 Estructuras de tallas, muestreo biológico y tamaños de muestras

Como se mencionó anteriormente, se debe recordar que la metodología propuesta ha comprometido una base histórica de estructuras de tallas que será empleada en el presente proyecto para dos fines importantes: el primero de ellos dice relación a la estimación de la evolución histórica de las biomásas globales en la XII Región, en tanto que el segundo fin se asocia a la estimación de los parámetros de crecimiento del recurso a través del método de mezclas distribucionales progresivas anuales. En este sentido, dichas estructuras de tallas han sido determinadas como:

$$C(L_i) = \sum_j C(L_{i,j})$$

donde  $L_i$  corresponde al  $i$ -ésimo grupo de tallas,  $j$  indexa la observación perteneciente al  $i$ -ésimo grupo de tallas y  $C$  corresponde a la captura numérica a la talla del desembarque respectivo.

Por otro lado y en relación al muestreo biológico derivado de cada pesca de investigación, se debe tener en cuenta los siguientes indicadores:

- a) Proporción de machos comerciales: este indicador es componente integral del método de evaluación "Cambio de Razón", y se describe por:

$$p = \frac{\sum_{L=120}^{L_2} C(L)}{\sum_{L=L_1}^{L_2} C(L)}$$

donde  $L$  indexa la talla y  $C$  la captura numérica.

- b) Índice de remoción: este indicador que describe la captura por unidad de esfuerzo es presentado en términos diarios por área y sexo de la forma:

$$cpue = \frac{\sum_{i=1}^n n_i}{ntc}$$

donde "ntc" corresponde al total de trampas caladas. De igual forma que el índice anterior, éste se presenta además para la fracción de machos comercialmente explotable y en términos promedios por área de la forma:

$$\overline{cpue} = \frac{\sum cpue_i}{nd}$$

siendo "nd" el número de días de operación en cada área

- c) Relación talla-peso: la relación talla peso se informa por sexos y áreas de extracción, y se estima a través de mínimos cuadrados de la forma:

$$\min \sum_i \{W(L_i) - \alpha * L_i^\beta\}^2$$

haciéndose extensivo su análisis a la significancia de las regresiones a través del estadístico de prueba de varianza con un  $\alpha = 0,05$ .

Finalmente, los tamaños de muestras que deberían haber sido alcanzados durante el desarrollo del proyecto, alcanzan un mínimo de 960 individuos extraídos con reposición para cada pesca de investigación y 7.500 individuos para el muestreo de tallas en los desembarques.

### 3.2 Objetivo específico N°2 "Estimar o revalidar la mortalidad natural del stock de centolla en estudio".

La estimación de la mortalidad natural del recurso centolla en la XII Región, se basa en un análisis estructurado de las composiciones de tallas que requieren como

parámetros base, los relativos a la función de crecimiento. En este contexto, se describe en primer lugar la metodología empleada para la estimación de la función de crecimiento y finalmente, la asociada a la determinación de la mortalidad natural.

### 3.2.1 Estimación de los parámetros de crecimiento

Para la estimación del crecimiento de centolla en la XII Región, se analizaron cinco años de muestreos de capturas (1984-1987; 1996) identificándose por sexo, el número de grupos modales presentes en las frecuencias de tallas. Esta identificación se realizó considerando lo propuesto por Macdonald y Pitcher (1979) a través de un algoritmo desarrollado en planilla EXCEL.

#### a) Análisis de mezclas distribucionales

En este modelo, se supone que la frecuencia de tallas se encuentra compuesta por k-componentes (modas), donde cada una de ellas está descrita por una función de probabilidad  $f_i(x)$ , de manera tal, que la frecuencia de tallas global podrá ser predicha por la expresión:

$$g(x) = \sum_i^k \pi_i f_i(x|\mu_i, \sigma_i)$$

donde x corresponde a la talla,  $\mu_i$  y  $\sigma_i$  corresponden a la talla promedio y la desviación estándar respectivamente del i-ésimo componente, en tanto que  $\pi_i$  denota la proporción del i-ésimo componente sobre la población total. De lo anterior, si asumimos que la distribución de cada componente presenta un comportamiento normal, se obtiene que la frecuencia de tallas podrá ser predicha por:

$$f(x|\mu, \sigma) = \frac{\exp\left(-\frac{1}{2} \left\{ \frac{(x - \mu)}{\sigma} \right\}^2\right)}{\sqrt{2\pi\sigma^2}}$$

y cuyas restricciones se refieren a:

$$\sum_i^k \pi_i = 1$$

$$\sigma_i > 0$$

$$\mu_{i-1} < \mu_i$$

De esta forma, el modelo se resuelve determinando las k-tripletas  $\mu_i, \pi_i, \sigma_i$ , de tal forma que se minimice la función:

$$\chi^2 = \sum \frac{(f(x)^{obs} - f(x)^{pred})^2}{f(x)^{pred}}$$

### b) Estimación de los parámetros de crecimiento

Una vez identificados los parámetros de las mezclas distribucionales por año y sexo, se procedió a agrupar aquellas tallas modales que de acuerdo a un histograma de valores, presentaran las mínimas diferencias. Lo anterior se basa en la suposición que un determinado grupo etéreo puede estar compuesto por uno o más componentes modales. En este sentido, la edad relativa de cada grupo etéreo fue asignada mediante la suma de una edad relativa base y el mes (en escala anual) en que se registró el muestreo de la estructura de tallas.

De lo anterior, la función de crecimiento de centolla quedó determinada por el modelo de Von Bertalanffy de la forma:

$$\bar{\mu}_t = \mu_{\infty}(1 - \exp(-k(t - t_0)))$$

estimándose para este efecto, los parámetros  $\mu_{\infty}$ ,  $k$  y  $t_0$  a través de la minimización de la suma de cuadrados de residuales:

$$\sum_{i,t} \{\mu_{i,t} - \mu_{\infty}(1 - \exp(-k(t_i - t_0)))\}^2$$

Finalmente, los errores estándares de los parámetros se determinan siguiendo el mismo procedimiento descrito en el punto 3.1.2.

### 3.2.2 Estimación de la mortalidad natural

Para la estimación de la mortalidad natural y de acuerdo a la oferta técnica, se aplicaron básicamente dos modelos de estimación: edad y talla estructurado. El primer modelo (edad-estructurado) correspondió al análisis regresional de la curva de captura regida por la función:

$$\ln(C(L_i) / \Delta_t(L_i)) = a - Z * t(\bar{L}_i)$$

y aplicada al segmento derecho de la frecuencia de tallas, expresión en la cual  $L$  indexa la talla,  $t$  la edad,  $C(L)$  es la captura numérica del  $L$ -ésimo intervalo de tallas,  $\Delta t$  corresponde al tiempo transcurrido en el crecimiento de un individuo entre dos tallas sucesivas:



$$\Delta_i(L_i) = \frac{1}{k} \ln\left(\frac{L_\infty - L_i}{L_\infty - L_{i+1}}\right)$$

y, Z es la mortalidad total.

En este contexto y considerando la normativa vigente que prohíbe la extracción de centollas hembras, se supuso que el valor de mortalidad (Z) derivado del análisis de las composiciones de tallas de este sexo, debía corresponder al valor de M.

De forma análoga, se estimó el valor de mortalidad a través de la aplicación del modelo talla-estructurado propuesto por Van Sickle (1977) de la forma:

$$Z = k - k(L_\infty - \bar{L})S$$

donde S corresponde a la pendiente de la regresión entre el logaritmo de la captura numérica y la talla, en tanto que  $\bar{L}$  denota el valor de la talla promedio obtenido de la frecuencia de tallas.

Sin embargo, y con el fin de proveer un mayor universo de estimados, se incorporó al análisis cuatro modelos bioanalógicos a saber:

#### a) Modelo de Alverson y Carney (1975)

En este modelo, los autores plantean una primera aproximación de M basado en la longevidad media del recurso (tmax) en la forma:

$$M = \frac{3k}{e^{0,25 \cdot t_{max} \cdot k} - 1}$$

**b) Modelo de Rikhter y Efanov (1976)**

Este modelo basado en una relación hiperbólica entre  $M$  y la edad de primera madurez sexual ( $tm$ ) se plantea como:

$$M = \frac{1,521}{tm^{0,72}} - 0,155$$

**c) Modelo de Roff (1984)**

Este modelo incluye la edad en que toda una cohorte ha alcanzado su madurez sexual ( $tms$ ) de la forma:

$$M = \frac{3k * e^{-k*tms}}{1 - e^{-k*tms}}$$

**d) Modelo de Alagaraja (1984)**

Este modelo se independiza de los parámetros de crecimiento y se basa en estimar un valor de  $M$  que permita generar el 1% de sobrevivencia ( $S$ ) en el grupo etáreo más longevo ( $tm_{\acute{a}x}$ ), de manera tal que:

$$M = M(S_{tm_{\acute{a}x}} = 0,01)$$

Finalmente, a la luz de estos seis estimados, el valor de mortalidad natural más probable se realiza en base a un análisis de plausibilidad que considera todos los valores pertenecientes al dominio propuesto por Beverton y Holt (1959):

$$1,5 < M/k < 2,5$$

### 3.3 Objetivo específico N° 3 "Estimar la biomasa y abundancia del stock de centolla".

La estimación de biomasa se realiza a partir de los estimados de abundancia informados en el punto 3.1. En este contexto, para los modelos "Cambio de Razón" e "Índice de Remoción", la biomasa antes y después de la temporada de pesca se estima de la forma:

$$B_i = N_i * \bar{W}_i$$

donde  $i$  indexa el instante antes (1) o después (2) de la temporada extractiva, en tanto que  $W$  corresponde al peso promedio de la muestra de machos explotables.

Finalmente y para el modelo "Análisis de Pseudo Cohortes a la Talla", una vez estimados los efectivos poblacionales por rangos de tallas, la abundancia y biomasa total se estiman por las expresiones

$$\bar{N} = \sum_{i=1}^{\lambda} \frac{N(L_i) - N(L_{i+1})}{Z(L_i)}$$

$$\bar{B} = \sum_{i=1}^{\lambda} \frac{N(L_i) - N(L_{i+1})}{Z(L_i)} * W(L_i)$$

donde  $W(L)$  es el peso promedio a la talla estimado desde la relación somatométrica, antes detallada.

$$W(L_i) = \alpha * L^{\beta}$$

**3.4. Objetivo específico N°4 "Estimar la mortalidad por pesca de los periodos analizados y las mortalidades por pesca referenciales para el stock explotado".**

Las mortalidades por pesca de los periodos analizados se obtienen desde dos fuentes de información: la primera de ellas se basa en la diferencia entre  $Z$  y  $M$  obtenida del análisis de pendientes de las curvas de capturas entre 1979 y 1996 (ver punto 3.2.2), y la segunda de ellas, dice relación a las mortalidades por pesca derivadas del análisis de cohortes a la talla ( $F_{cr}$ ) según lo informado en el punto 3.1.1.c.

Por otro lado y en relación a la estimación de las mortalidades por pesca referenciales ( $F_{0.1}$  y  $F_{m\acute{a}x}$ ), y ante la presencia de una patrón de selectividad talla-específica obtenido del análisis de cohortes a la talla, se resolvió emplear el modelo de rendimiento por recluta de Thompson y Bell (1934) modificado en tallas de la forma:

$$Y / R_{F_{ref}} = \sum_{L=L_r}^{L_s} \frac{F_{ref} * S(L)}{F_{ref} * S(L) + M} * e^{-\sum_{L=L_r}^{L_s-1} Z(L)} * \bar{W}(L) * (1 - e^{-F_{ref} * S(L) - M})$$

**3.5. Objetivo específico N° 5 "Determinar el estado de explotación del stock de centolla ".**

La evaluación del estado de explotación de centolla en la XII Región se analiza en base a tres modalidades:

### a) Análisis de puntos biológicos de referencia

En este análisis, la mortalidad por pesca  $F_{cr}$  se compara con las respectivas mortalidades por pesca referenciales derivadas del modelo de rendimiento por recluta, pudiéndose de este modo determinar en el extremo si la pesquería se encuentra sub-explotada desde el punto de vista bio-económico (si  $F_t < F_{0.1}$ ), o si ésta se encuentra en estado de sobrepesca por crecimiento (si  $F_t > F_{máx}$ )

### b) Estimación de las tasas de explotación

La estimación de las tasas de explotación se realiza en base a los estimados de mortalidades por pesca anuales de la forma:

$$\mu_t = \frac{F_t}{F_t + M} (1 - \exp(-F_t - M))$$

donde  $F_t$  podrá corresponder a la mortalidad por pesca anual derivada del análisis de pendientes de las curvas de capturas antes detallado, o bién, a la mortalidad por pesca global de individuos comerciales derivada del análisis de pseudo-cohortes a la talla en la forma:

$$F_t = \frac{\sum_{L=120}^{\lambda} C(L)}{\sum_{L=120}^{\lambda} \bar{N}(L)}$$

### c) Producción proyectada de biomasa

Este modelo propuesto por Roa y Quiñones (en revisión) se basa en la suposición que la estructura de tallas variará poco entre dos años sucesivos, razón por la cual

se logra calcular la producción poblacional en biomasa en el siguiente período anual, a través de la siguiente expresión:

$$P = \bar{B} * \sum_{i=1}^{\lambda} \frac{\bar{N}(L_i) * W(L_i)}{\sum_{i=1}^{\lambda} \bar{N}(L_i) * W(L_i)} * k * \beta * \left( \frac{L_x}{L_i} - 1 \right)$$

## 4. RESULTADOS Y DISCUSION

### 4.1 Pescas de Investigación

#### 4.1.1 Aspectos generales

Mediante Resolución N° 1352 del 18 de julio de 1996, la Subsecretaría de Pesca autorizó al Instituto de Fomento Pesquero para realizar dos pescas de investigación, la primera de ella desarrollada entre los meses de junio y julio de 1996, y la segunda de éstas entre los meses de diciembre de 1996, y febrero del año en curso.

Estas pescas de investigación cubrieron dos importantes zonas de pesca de la Región: Seno Año Nuevo ( $55^{\circ} 20' S - 69^{\circ} 10' W$ ) e Islas Timbales ( $70^{\circ} 20' S - 54^{\circ} 55' W$ ). Estas áreas fueron escogidas teniendo como criterio, la magnitud de los desembarques de años anteriores y la percepción obtenida del sector pesquero artesanal en términos de concentración del esfuerzo pesquero para el presente año. (Figura 1).

En relación al aparejo de pesca utilizado, éste consistió en trampas centolleras que corresponden a un diseño del tipo cono truncado, el cual presenta un armazón hecho por dos aros de fierro unidos por seis travesaños y su altura es de 0,8 m aproximadamente. Su boca es un anillo doble de 0,4 m de diámetro resguardada en su interior por una banda o anillo circular plástico que evita la fuga de los ejemplares capturados, en tanto que la base inferior constituida de igual forma por un anillo doble presenta un diámetro de 1,2 m. La trampa está cubierta por un paño de red trenzado con nudo cuyo tamaño de malla varía entre 1,5 y 2,5" dependiendo de los remiendos realizados sobre éstos.

En las pescas de investigación se utilizaron 150 trampas repartidas en 10 juegos de 15 unidades cada uno. Si bien es cierto en la propuesta técnica se comprometió una cantidad de 300 trampas, el éxito obtenido con sólo 150 unidades superó con creces el tamaño muestral requerido para dar cumplimiento a lo ofertado en la propuesta técnica.

El muestreo de los ejemplares capturados consistió en registrar su peso a través de una balanza mecánica de precisión 0,001 kilogramos, medir la longitud cefalotorácica a través de un pié de metro y la identificación visual del sexo, registrando con ello el tiempo y lugar de calado. El retorno de los individuos censados a su hábitat natural, se realizó inmediatamente después de obtener la información necesaria para el cumplimiento de los objetivos del estudio, por lo que se entiende que todos los individuos fueron regresados vivos al agua.

#### **a) Primera pesca exploratoria**

La primera pesca se extendió entre el 13 de junio y el 06 de julio de 1996 con el concurso de la nave "Francis Drake", período en el cual se realizaron 17 lances de pesca totalizando de este modo un esfuerzo de pesca efectivo de 2.550 trampas caladas. Lo anterior permitió medir un total de 3.087 ejemplares, de los cuales el 38,9% correspondió a machos y el 61,1% restante a hembras.

#### **⇒ Seno Año Nuevo**

En este contexto, entre el 13 y 19 de junio la operación de pesca se concentró en el área de *Seno Año Nuevo*, lugar en el cual se operó durante 7 días y se calaron un total de 1.050 trampas. Esta exploración permitió la recolección y muestreo de 700 individuos (588,5 kg), de los cuales el 39% correspondió a machos y el 61% a



hembras, obteniéndose de igual forma, rendimientos de pesca que en machos llegó a los 0,26 ejemplares por trampa calada, en tanto que para hembras se obtuvieron rendimientos de 0,41 ejemplares por trampa (**Tabla 1**).

Por otra parte, al analizar la fracción comercial de este recurso (machos de tallas superiores a los 120 mm de longitud cefalotorácica), se observa que en el área precitada (**Tabla 2**), su proporción sobre el total de machos muestreados (271 ejemplares) alcanzó el 23%, lo que se tradujo en un rendimiento de pesca cercano a los 0,06 ejemplares por trampa calada, un volúmen másico de 132 kg y un peso promedio individual de 2,11 kg.

#### ⇒ **Islas Timbales**

En esta zona, el esfuerzo de pesca fue desarrollado entre el 27 de junio y el 6 de julio de 1996, período en el cual se calaron 1.500 trampas las que permitieron medir 2.387 ejemplares de centolla equivalente a un volúmen de 2,8 mil kilogramos. De este total, y al igual que lo registrado en Seno Año Nuevo, el 39% estuvo compuesto por individuos machos y el 61% restante por hembras. Los rendimientos de pesca obtenidos en *Islas Timbales*, medidos en número de ejemplares por trampa calada, indicaron valores de 0,62 ; 0,97, y 1,60 para machos, hembras y total respectivamente. (**Tabla 1**)

En relación a la fracción explotable de este recurso, del total de machos muestreados (931), el 48% de ejemplares igualó o superó la talla mínima de extracción, presentando un peso promedio de 1,77 kg y un rendimiento de pesca de 0,30 individuos/trampa calada. (**Tabla 2**)

**b) Segunda pesca exploratoria**

La segunda actividad de pesca exploratoria se desarrolló con el concurso de la nave "Paso Adventure" en las *Islas Timbales* entre los días 11 y 23 de diciembre de 1996, en tanto que la exploración de *Seno Año Nuevo* debió ser retrasada y llevada a cabo entre los días 1 y 9 de febrero, ésto debido a las malas condiciones de tiempo que impidieron el acceso a dicha área en el mes de diciembre.

**⇒ Seno Año Nuevo**

Durante la exploración a *Seno Año Nuevo* se logró recolectar un total de 599 individuos (444,3 kg) sobre un total de 1.350 trampas caladas, captura de la cual el 49% estuvo compuesta por machos y el 51% por hembras. Los rendimientos de pesca presentaron valores entre sexos significativamente similares y centrados en los 0,22 ejemplares por trampa calada (**Tabla 3**).

Por otra parte, y tal como se esperaba luego de la temporada de pesca, la fracción comercial del stock presentó una disminución que varió entre un 23% (primera pesca) y un 19% (segunda pesca) sobre el total muestreado (298 ejemplares). Esta disminución se vió reflejada en la caída del rendimiento de pesca y peso promedio, registrándose una CPUE de 0,04 individuos/trampa calada (0,02 individuos menos que en la primera pesca), y un peso promedio individual de 1,82 kg (0,4 kg menos que lo registrado en la primera pesca) (**Tabla 4**).

**⇒ Islas Timbales**

La pesca exploratoria desarrollada en esta zona, arrojó sobre un esfuerzo de 1.200 trampas caladas, un total de 988 ejemplares (573,7 kg), de los cuales el 59% estuvo

compuesto por machos y el 41% por hembras. El rendimiento total arrojó un valor de 0,82 ejemplares por trampa calada, en tanto que por sexos, la CPUE mostró por trampa calada, valores que oscilaron entre 0,33 y 0,49 ejemplares hembras y machos, respectivamente (**Tabla 3**).

Por su parte, la fracción comercial mostró comparativamente a la primera pesca de investigación, una significativa disminución, tanto en las proporciones explotables, rendimientos y pesos promedios. En efecto, la proporción de machos comerciales disminuyó drásticamente de un 47% (registrado en la primera pesca) a un 5%, situación que incidió en que el rendimiento de pesca de esta fracción llegara a tan sólo 0,02 individuos/trampa calada (9% de lo registrado en la primera pesca) y el peso promedio a 1,4 kg (0,3 kg menos que lo observado antes de la temporada extractiva) (**Tabla 4**).

A la luz de estos resultados, se desprende que el esfuerzo de pesca desarrollado durante la temporada de pesca se concentró con mayor intensidad sobre la zona de *Islas Timbales*, por cuanto la drástica disminución de las proporciones de machos explotables en esta zona muestran de alguna forma, el grado de explotación al cual está siendo sometido el stock.

#### 4.1.2 Estructura de tallas

Las estructuras de tallas observadas por zona, sexo y pesca de investigación se presentan en la **Figuras 2 y 3** cuyos principales parámetros se resumen en la **Tabla 5**. En este sentido se destaca que en términos globales para el área de evaluación, los machos fueron significativamente más grandes que las hembras, por cuanto sus tallas promedios estimadas variaron entre 94,0 mm la mínima (segunda pesca en Seno Año Nuevo) y 117,8 mm la máxima (primera pesca en Islas Timbales), en

tanto que para las hembras las cotas de este rango se reducen a los observado en Islas Timbales con 83,7 mm la mínima (segunda pesca) y 110,8 mm la máxima (primera pesca).

Por otro lado y en términos comparativos entre las dos pescas de investigación, se destaca que la fracción comercial de este recurso presentó una disminución de sus tallas promedios de 102,0 mm a 94,0 mm en Seno Año Nuevo, y de 117,8 mm a 90,9 mm en Islas Timbales. En este contexto y aunque por norma las hembras no pueden ser capturadas, al igual que los machos, sus tallas promedios presentaron una disminución, que en Seno Año Nuevo alcanzó los -0.6 mm y en Islas Timbales los -27,0 mm.

En efecto, en la **Figura 3** se observa que pese al sugerente ingreso de pre-reclutas al área de pesca luego de la temporada de pesca y que pudieran hacer disminuir de forma natural la talla promedio, para el sector de Islas Timbales, la disminución de hembras sobre los 120 mm de longitud cefalotorácica hacen inferir que probablemente durante 1996, en la XII Región se haya registrado una remoción ilegal de hembras de magnitudes imposibles de precisar.

Por otro lado y tal como se mencionara anteriormente, los resultados indican que el sector de Islas Timbales fue sometido a una mayor explotación comercial comparativamente con el sector de Seno Año Nuevo, por cuanto en esta última localidad, las frecuencias de tallas no presentaron deterioros aparentes hacia los individuos mas grandes, sino por el contrario, luego de la temporada de pesca se observó un interesante grado de recuperación motivado por la fuerte presencia de ejemplares pre-reclutas. La evidencia asociada a un bajo grado de explotación en Seno Año Nuevo, se debería principalmente a los bajos rendimientos de pesca

comercial que en promedio no superaron los 0,05 machos comerciales/trampa calada.

Lo anterior hace suponer dos condiciones: la primera de ellas "pesimista" es suponer que las variaciones en las proporciones de machos explotables y los rendimientos de pesca observados en Islas Timbales reflejarían de mejor forma los efectos de la actividad extractiva en la Región, en tanto que una alternativa "optimista", es suponer que los resultados pre y post temporada obtenidos en Seno Año Nuevo podrían dar cuenta de la actual condición extractiva del recurso. Estos dos escenarios deberán ser evaluados pertinentemente para la aplicación de los modelos de evaluación "Cambio de Razón" e "Índice de Remoción", que se informan más adelante.

#### 4.1.3 Relación talla peso

Los resultados estadísticos de las relaciones longitud-peso estimadas para centolla, por sexo y área, son presentadas en las **Tablas 6 y 7**, de las cuales destaca que los mayores grados de explicación de la variabilidad del peso a la talla se registraron para machos con valores que variaron entre un 93% y un 94% para Seno Año Nuevo y Timbales, respectivamente. En tanto que para hembras (no ovíferas), en la cual se registraron los menores grados de explicación, el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) osciló entre 92% y 90% para Seno Año Nuevo y Timbales, respectivamente. Sin embargo, para los cuatro casos analizados, el estadístico de prueba estimado ( $F$ ) resultó significativamente superior al estadístico de rechazo a un 95%, con lo cual se rechaza la hipótesis nula de inexistencia de regresión ( $H_0: b=0$ ).

Por otro lado, en un análisis global entre sexos, en la **Tabla 8** se advierte que el crecimiento en peso del recurso centolla en la XII Región, presenta una leve isometría positiva para machos ( $b=3,06$ ) y en menor grado para las hembras ( $b=2,84$ ), destacándose de las curvas presentadas en la **Figura 4**, para rangos superiores a los 120 mm de longitud cefalotorácica, para una misma talla, el peso individual de machos es mayor al de las hembras.

Sin embargo, al computar el estadístico de prueba t-student<sup>1</sup> tanto para machos como para hembras, se determinó que éstos alcanzaron valores de 3,46 y 9,38 respectivamente, superando de manera importante el estadístico crítico estimado en  $t(\alpha=5\%) = 1,96$ . Lo anterior implica que estadísticamente, no existen evidencias para confirmar una relación talla-peso significativamente isométrica para centolla en la XII Región.

Cabe señalar, que si bien es conocido que los factores que determinan la relación talla-peso de centolla en la XII Región, sufren variaciones de consideración entre localidades y entre meses del año, las funciones aquí presentadas y que encierran las dos prospecciones de investigación realizadas, pretenden dar cuenta de una situación global anual supuesta representativa de toda la Región, esto último como un aspecto necesario para el desarrollo de los modelos de evaluación que se informan más adelante.

#### 4.2 Muestreo de tallas de los desembarques 1996

Ante las dificultades de realizar los muestreos en plantas procesadoras (restricción de acceso), así como en los muelles de desembarque (captura vendida y

---

<sup>1</sup>  $t = \frac{3-b}{se(b)}$ ; siendo  $b$  el valor del coeficiente analizado y  $se(b)$  su error estándar asociado.

transportada de inmediato a las plantas), dicha actividad debió ser realizada sobre los caparzones que periódicamente las plantas desechaban en basurales, razón por la cual, la actividad asociada a la identificación de sexos y medición de pesos no fue desarrollada.

En este contexto, durante 1996 se desembarcaron en la XII Región un total de 1.199 toneladas, de las cuales, el esfuerzo de muestreo desplegado llegó a un total de 7.899 individuos. Dichos resultados son presentados por mes y total en la **Tabla 9**, y en la **Figura 5**. Estos resultados indican en general, que durante 1996 la talla promedio llegó a los 133,0 mm, con una desviación de 12,3 mm y un porcentaje de individuos bajo talla de 11,4%.

El análisis mensual de estas estructuras indica que en el mes de octubre se registró la máxima talla promedio con 136,7 mm de longitud cefalotorácica, lo cual generó la mínima incidencia de individuos bajo la talla legal de extracción con un 8,5%, en tanto que la mínima talla promedio se registró en el mes de julio con 131,0 mm y una incidencia de machos bajo talla, cercana al 9%.

Al analizar esta talla promedio, respecto de la evolución que presentó esta variable entre 1979 y 1996 (**Figura 6**), se destaca que la longitud media obtenida durante 1996 fue la más alta de toda la serie, no existiendo razones biológicas de consideración que permitan sustentar la hipótesis que durante este año se vulneró con particularidad, una fracción de centollas más longevas desde la población. En este sentido, se observa que entre 1982 y 1986, la talla promedio disminuyó de 132,0 a 122,0 mm, respectivamente, para luego presentar hasta 1994, una sostenida variación en torno de los 125,0 mm de cefalotórax.

Probablemente, este significativo desplazamiento de la frecuencia de tallas hacia los individuos más grandes de la población, se deba a problemas asociados a la calidad del muestreo, ajenos a las capacidades de los muestreadores. En efecto, si se considera por una parte, la actual imposibilidad de muestrear en muelles y plantas, así como de algunos antecedentes (Guzmán *com. pers.*) que sugieren que sobre el total desembarcado, se encuentra una probable y significativa proporción de pereiópodos y quelas (extremidades) de individuos bajo tallas, resulta obvio que lo muestreado no da cuenta de la efectiva composición de tallas de lo desembarcado durante 1996.

#### 4.3. Estimación de la función de crecimiento

Tal como se indicó en el punto 3.2.1., para la determinación de los parámetros de crecimiento se analizaron las estructuras de tallas levantada a través del muestreo de las capturas entre 1984-1987; y 1996, frecuencias que por el hecho de responder de mejor forma a la estructura poblacional del recurso en cuestión, sugieren que la identificación de clases modales podrán dar cuenta adecuadamente de la composición etárea del recurso.

En este sentido, la identificación y distribución de las clases modales son presentadas para machos y hembras en las **Figuras 7 y 8** respectivamente, destacándose de éstas, la presencia de 4 a 5 grupos que habrían constituido las capturas de los años precitados. En este contexto, en las **Tablas 10 y 11** se informan los principales parámetros asociados a las componentes normales identificadas, destacándose de éstas, que la máxima talla modal para machos se registró en 1984 con 149,8 mm de cefalotórax, en tanto que la mínima se observó en 1987 con una longitud cercana a los 39,7 mm. De igual forma, para hembras la máxima talla modal se registró en 1987 con un valor cercano a los 136,0 mm de



cefalotórax, en tanto que la mínima se observó en 1996 con una talla levemente superior a 64,0 mm.

Por otra parte, considerando para machos y hembras un orden ascendente de estas tallas modales, se identificaron a partir de las máximas diferencias un total de 8 grupos para machos y 7 para hembras, grupos que ante las hipótesis señaladas en la descripción metodológica informada en el punto 3.2.1, debieran corresponder a clases anuales. En este sentido, los resultados que sustentaron el ajuste de la función de crecimiento son informados en las **Tablas 12 y 13**, de las cuales se destaca que a la edad base relativa asignada, se le sumó el mes (en escala anual) en el cual fue levantada la correspondiente frecuencia de tallas, lo cual permitió en definitiva, estimar por mínimos cuadrados no lineales, las funciones de crecimiento que son presentadas en la **Figura 9**.

De estas figuras se destaca que los machos alcanzarían la talla comercial (120 mm) a una edad aproximada de 6 años, edad levemente inferior a los resultados obtenidos por Sanhueza (1979), en los cuales se informa que una centolla macho o hembra, de 80 mm de cefalotórax, tendría por lo menos 3 años de edad y para que un macho alcance la talla mínima legal (120 mm), se requeriría de por lo menos 7 años.

Por otra parte, de acuerdo a Campodónico y Hernández (1983), sobre un total de 112 ejemplares, que mudaron dentro de un lapso máximo de 60 días desde la fecha de su captura (datos tomados en 1981), el porcentaje promedio de incremento por muda fue de un 15%; no existiendo diferencias significativas en el crecimiento de machos y hembras. En este sentido, estos autores informan que las hembras de tamaños inferiores a los 80 mm podrían tener a lo menos 2 mudas al año, pero luego de alcanzada la madurez sexual, experimentarían sólo una muda anual. Por

su parte, los machos presentarían 2 mudas anuales dentro del rango de tallas de 70 y 90 mm de cefalotórax, pero conforme aumenta el tamaño se produce, generalmente, una muda anual.

En este sentido, los parámetros de crecimiento y sus desviaciones estándar son informados en la **Tabla 14**, de los cuales se desprende que la talla asintótica se estima para machos en 175,4 mm, y para hembras en 167,3 mm de cefalotórax. Por otra parte, de estos resultados destaca la significativa similitud observada en el coeficiente de Brody (K), por cuanto esta variable presentó para machos un valor de  $K=0,215$  (1/año) y para hembras un  $K=0,214$  (1/año), situación que en parte se ve corroborada por los antecedentes proporcionados por Sanhueza (1979) y Campodónico y Hernández (1983).

Por otro lado, ante los antecedentes que sustentan una importante variabilidad de los procesos biológicos de centolla a nivel micro-zonal, se desprende que estos resultados deben ser atendidos con cautela y analizados desde un punto de vista macro-regional. En efecto, Guzmán (1986) informó que por sobre la talla de primera madurez sexual, las diferencias en el crecimiento de centolla eran significativas entre sexos, como también encontró que el rango de variabilidad de la talla de primera madurez para hembras se encontraba entre los 76,1 y 111,6 mm de cefalotórax, en tanto que para machos, esta talla variaba entre los 80,6 y 114,1 mm.

De acuerdo a este mismo autor, se determinó que las variaciones en las tallas de primera madurez sexual (TMS) presentaban un significativo grado de correlación en términos longitudinales, destacándose que para los sectores ubicados en las cercanías del Océano Pacífico, la TMS era superior a los ejemplares ubicados en áreas interiores y más protegidas, demostrando además que la TMS se alcanzaría en torno de un 60% de la máxima talla esperada.

#### 4.4 Estructura etárea de los desembarques

El análisis de la composición de tallas y edades relativas del desembarque son presentadas en la **Figura 10**, de la cual se destaca que la estimación de las mezclas distribucionales fueron realizadas fijando la talla a la edad relativa, por medio de la función de crecimiento de machos y determinando por mínimos cuadrados las proporciones y las desviaciones estándar asociadas a cada uno de estos grupos.

En este sentido, se observa que el desembarque de 1996 estuvo compuesto principalmente por 4 clases de edad (edades 5, 6, 7 y 8), más un grupo "plus" asignado al grupo de 9 años. De esta composición, de la **Tabla 15** se destaca que la edad más representada en los desembarques fue el grupo de 7 años con un 34,2% de participación, seguido de los grupos 6 y 8 con un 32,6% y un 12,8%, respectivamente.

Finalmente, se debe mencionar que la generación del grupo de edad 9+ obedeció a la natural superposición que presentan los grupos modales-etéreos hacia los individuos más longevos, situación que ante las técnicas de separación de modas aquí descritas, hacen imposible poder identificarlas con precisión.

#### 4.5. Estimación de la mortalidad natural

De acuerdo a lo informado en la descripción metodológica, para la estimación de la mortalidad natural del recurso, se analizaron dos enfoques de estimación: uno analítico-estructurado (tallas y edad) y otro del tipo bioanalógico.

#### 4.5.1 Modelos analíticos

A continuación se da cuenta de los resultados obtenidos del análisis de las composiciones de tallas de las capturas de hembras entre los años 1984-1987; y 1996, realizados a través de modelos edad y talla estructurado.

##### a) Modelo estructurado en edad

La linearización de la frecuencia de tallas de las capturas de hembras entre 1984-1987; 1996 y el ajuste del segmento derecho de la curva son presentados en la **Figura 11**, de la cual se destaca que el valor de la pendiente ( $Z=M$ ) osciló entre 0,71 la mínima y 1,07 la máxima. De lo anterior, se destaca el amplio rango de distribución de esta variable, y que bajo la hipótesis que pudiera plantearse en principio y sin mayor análisis, asociada a que las hembras no son removidas por efecto de la pesca, dichas variaciones en la mortalidad podrían ser atribuibles a los efectos de manipulación y posterior devolución de los ejemplares al mar.

Sin embargo, al analizar el valor de  $M/K$  para cada uno de los años evaluados, se observa que dicho cociente supera de manera significativa el valor máximo plausible de ( $M/K = 2,5$ ) capaz de avalar una longevidad media de centolla entre 13-15 años, desprendiéndose de ésto, que dichos estimados se encontrarían probablemente sesgados por efectos asociados a una pesca ilegal de hembras.

##### b) Modelo estructurado en tallas

Los resultados del modelo estructurado en tallas, y correspondiente a lo desarrollado por Van Sickle (1977), son presentados en la **Figura 12**, de las cuales se destaca, al igual que lo informado para el modelo edad-estructurado, los altos valores que presentan las pendientes ( $s$ ) obtenidas de la regresión entre la talla y el

logaritmo natural de la captura numérica. Estas pendientes permitieron estimar para hembras valores de  $(Z = M)$  que variaron entre 1,29 la mínima (1986) y 1,59 la máxima (1984), magnitudes que superan significativamente los valores de  $Z$  obtenidos por el modelo edad estructurado y a la razón  $M/K = 2,5$ .

De lo anterior, y ante los desmesurados valores de  $(Z = M)$  obtenidos por los modelos analíticos (talla y edad estructurado), se desprende que el análisis realizado sobre las frecuencias numéricas del muestreo de las capturas resulta inapropiado para la determinación de la mortalidad natural, ésto sustentado principalmente en dos razones:

⇒ valores de  $M/K$  que superan de manera significativa el máximo plausible ( $M/K=2,5$ )

⇒ valores y variabilidad de  $Z$  que sugieren la presencia de explotación ilegal de centolla hembras en la XII Región.

#### 4.5.2 Modelos bioanalógicos

El resultado de mortalidad natural obtenidos de la aplicación de los modelos bioanalógicos son presentados en la **Tabla 16**. De esta tabla se destaca que para una longevidad media de 14 años, los modelos de Alverson y Carney (1975), y Alagaraja (1984), arrojaron valores de  $M$  iguales a 0,58 y 0,35 respectivamente, valores que al ser analizados en relación al cuociente  $M/K$ , sugieren que sólo el valor obtenido a través del modelo de Alagaraja (1984) resulta consistente con el rango biológico plausible.

Por otro lado y en base a los resultados de tallas de madurez sexual informada por Campodónico (1984), se desprende que para una edad de primera madurez sexual estimada en 4 años, el modelo de Rikhter y Efanov (1976) arrojó un valor de  $M$  (0,41) factible de ser incluido como valor probable de mortalidad natural, por cuanto el coeficiente  $M/K$  (1,93) estimado pertenece al dominio de esta variable propuesta por Beverton y Holt ( $1,5 < M/K < 2,5$ ). Sin embargo, el modelo de Roff (1984) aplicado para una edad de completa madurez sexual estimada en 6 años, entregó un valor de  $M=0,25$ , cuyo cociente  $M/K$  resulta inferior al rango mínimo ( $M/K=1,5$ ) propuesto por Beverton y Holt (1959), razón por la cual este último valor tampoco es considerado como valor probable de  $M$ .

Considerando el análisis anterior y ante las evidencias de que sólo el 50% de los modelos bioanalógicos analizados entregan valores de  $M$  coherentes a la dinámica biológica del recurso, y, que este parámetro se encontraría en el dominio acotado por los valores de  $M=0,35$  y  $M=0,40$ , a falta de mayores antecedentes que den cuenta de la distribución de probabilidades de esta variable, se desprende que bajo la hipótesis de una distribución uniforme, la esperanza de  $M$  quedaría determinada por el promedio de los límites antes señalados y estimada en  $M=0,38$  (Tabla 16).

En este sentido, se debe destacar que la principal causa de mortalidad natural en este tipo de crustáceos, es el parasitismo por parte del rizocéfalo *Briarossacus callosus* (Campodónico y Hernández, 1983), y que la mortalidad alcanza significativas proporciones en los organismos parasitados. En efecto, estos autores informan que a partir de muestreos efectuados en diversas áreas, la proporción de individuos parasitados disminuye conforme aumenta la talla, encontrándose en algunos sectores más de un 20% de la población representada en las capturas está parasitada.

De igual forma, Hernández *et al.* (1984) determinaron a partir de estructuras de tallas de zonas inexploradas, valores de mortalidad natural para la fracción completamente reclutada de 0,59 para machos y 0,48 para hembras. Sin embargo, las diferencias encontradas entre estos resultados se contraponen al concepto asociado a que las proporciones sexuales de una población inexplorada debieran ser idénticas, y, mantenida constante principalmente en la fracción madura de la población, situación que no sucedería si los machos presentan mayores mortalidades naturales que las hembras.

Estos resultados sugieren para que un individuo alcance una longevidad media de 14 años, valores de mortalidad significativamente menores a los estimados por dichos autores, razón por la cual, el valor de  $M$  estimado en este estudio, resultaría mucho más factible desde la perspectiva de la dinámica biológica del recurso y de su máxima edad teórica.

#### **4.6. Evaluación del stock de centolla en la XII Región**

##### **4.6.1. Modelos Cambio de Razón e Índice de Remoción**

Los resultados de los modelos "Cambio de Razón" e "Índice de Remoción" son presentados en la **Tabla 17**, los cuales dan cuenta de las abundancias y biomásas estimadas a partir del empleo de los indicadores biológico-pesqueros de cada una de las zonas de pesca consideradas.

En este sentido y ante la imposibilidad de conocer los niveles de desembarques extraídos en Seno Año Nuevo e Islas Timbales, se empleó como mejor estimador el desembarque total de 1996, informado por SERNAPESCA, de 1.208 toneladas ( $R = \text{app. } 624.331$  individuos). De este desembarque, se estimó que 1.119 toneladas

correspondieron a machos sobre la talla mínima legal ( $R_x = \text{app. } 546.083$  individuos), y considerando las proporciones de machos explotables y rendimientos de pesca informadas en el punto 4.1., se aplicaron los modelos "Cambio de Razón" e "Índice de Remoción".

En este contexto, la biomasa de centollas explotables estimada a inicios de la temporada de pesca por el modelo "Cambio de Razón" habría alcanzado, según la variación de las proporciones de machos explotables en Seno Año Nuevo, las 17.103 toneladas, en tanto que de acuerdo a los resultados informados para Islas Timbales, la biomasa pre-temporada habría sido de 2.465 toneladas. De igual forma, las biomásas pre-temporada evaluadas a través del modelo "Índice de Remoción", acusan efectivos de 4.506 y 1.393 toneladas toneladas según los indicadores obtenidos en Seno Año Nuevo y Timbales, respectivamente.

De estos mismos análisis, las biomásas residentes luego de la temporada extractiva que se estimaron por el modelo "Cambio de Razón", según los indicadores de Seno Año Nuevo e Islas Timbales, indican magnitudes de 15.823 y 1.185 toneladas, respectivamente. En tanto que para el modelo "Índice de Remoción", las biomásas finales habrían llegado, según la variación de los rendimientos de pesca observados en Seno Año Nuevo y Timbales a 3.227 y 113 toneladas, respectivamente.

Al analizar los resultados obtenidos a través del modelo "*Cambio de Razón*", se desprende de inmediato la duda ¿cual es la situación que refleja de mejor forma la actual situación de la pesquería, acaso la drástica variación de las proporciones de machos explotables obtenida del sector Timbales, o la leve variación observada en Seno Año Nuevo?. Si analizamos los resultados desde una perspectiva optimista y pesimista, se podrá por ejemplo suponer que los resultados obtenidos en base a los resultados de Seno Año Nuevo son, desde el punto de vista de conservación del



recurso, más reales por cuanto indican niveles de biomasa de 17.100 toneladas que permiten el normal desarrollo de la pesquería. Si por el contrario consideramos que la biomasa inicial pudo haber sido de 2400 toneladas (según Timbales), las altísimas tasas de explotación que de ésta se desprenden (51%), sugieren que hacia fines de año existirían solo 1.185 toneladas explotables, es decir, biomasa suficiente como para sustentar la última temporada extractiva y el colapso final de la pesquería.

Por otra parte, al analizar los resultados obtenidos por el método "*Índice de Remoción*", la situación se torna mucho más extrema, pues si consideramos la variación en los rendimientos de pesca observados en Seno Año Nuevo, se estima que la biomasa restante hacia fines de 1996 llegó peligrosamente a las 3.227 toneladas, en tanto que ante los resultados de Timbales, la biomasa resulta lo suficientemente mínima para declarar la pesquería colapsada (113 toneladas).

A la luz de estos resultados, se desprende que los modelos empleados "Cambio de Razón" e "Índice de Remoción" no ofrecen la garantía de reflejar los actuales niveles de biomasa de centolla en la Región, sino por el contrario, presentan tales discrepancias de resultados que permiten concluir, conforme a los criterios empleados, que la aplicación de este tipo de metodologías para evaluar el stock regional de centolla, se hace impracticable si no se conocen las variaciones locales en los indicadores biológico-pesqueros para todas las áreas de extracción, y de éstas, las magnitudes capturadas y desembarcadas.

En efecto, los resultados antes informados y relativos a los rendimientos de pesca y composiciones de tallas pre y post temporada de las dos áreas analizadas, sugieren una variabilidad biológica-pesquera local mucho mayor a lo supuesto inicialmente,

situación que necesariamente debe ser considerada a la hora de aplicar metodologías de evaluación como las mencionadas.

Finalmente y de acuerdo a lo comprometido en la oferta técnica sobre el desarrollo de intervalos de confianza para cada uno de los estimadores, se estima que los resultados obtenidos al ser muy dudosos, su confección se descartó por razones obvias.

#### 4.6.2 Modelo "Análisis de Pseudo-Cohortes a la Talla (APCT)"

El modelo APCT fue en concepto desarrollado para condiciones de equilibrio de un stock, situación que para centolla resultan de sumo restringibles pero adaptables de acuerdo a las sugerencias planteadas por Jones (1984), las cuales se basan en que el equilibrio podrá ser adaptado, si, por ejemplo, las fuerzas en los reclutamientos anuales son minimizadas al considerar los promedios de estructuras de tallas de n-temporadas de pesca, con lo cual se prevé un estimado de biomasa promedio para el periodo de tiempo analizado.

En este sentido, dicha sugerencia fue aplicada a las frecuencias de tallas analizadas entre 1979 y 1996, la cual se basó en emplear los promedios de las frecuencias de tallas para aquellos años en que la pesquería se desarrolló con normalidad y exenta de irregularidades en el mercado externo.

En efecto, en la **Figura 13** se presenta la evolución de los desembarques de centolla en la XII Región, de los cuales se destaca que la caída experimentada por éstos luego de 1979, se debió a problemas de mercado que desincentivó la actividad extractiva, para luego reponerse con normalidad a partir de 1983, año a partir del cual, la franca disminución en los desembarques se habría producido como consecuencia del efecto combinado de baja disponibilidad, menor

abundancia, reorientación del esfuerzo hacia otros recursos con mayor valor agregado, y una menor vulnerabilidad. Esto último sería consecuencia de las numerosas normativas de conservación que ha impuesto la autoridad, de las cuales destacan principalmente: veda decretada en 1986 (MINECON N° 134/86), entre el 1° de diciembre y 31 de enero; cierre por cuatro años de Seno Año Nuevo en 1988 (MINECON N° 510/88); y, el actual extenso período de veda decretado entre el 1° de diciembre y el 30 de junio (MINECON N°443/91).

Bajo estas consideraciones, y con el fin de proveer una evolución de la biomasa de centolla machos entre 1979 y 1996, se consideraron los efectivos de biomasa promedios de los siguientes 5 períodos: 1979; 1983-1985; 1987-1989; 1992-1994; y 1994-1996.

En la **Figura 14** se muestran los diagramas de dispersión de las frecuencias de tallas observadas y ajustadas por el modelo APCT, destacándose de éstos un muy buen grado de explicación. En efecto, en la **Tabla 18** se destaca que la mínima variabilidad del modelo se presentó para los años 1994-1996, en tanto que la máxima se observó en los años 1987-89.

Por otra parte, los resultados de las evaluaciones son presentadas en la **Tabla 19**, cuadro que igualmente muestra el error asociado a la abundancia y biomasa estimada para cada período analizado, éstos fueron determinados a través de la simulación "Montecarlo" de los parámetros del modelo informados en la **Tabla 18**.

En este contexto, se destaca que la biomasa total en 1979 habría alcanzado niveles cercanos a las 13,5 +/- 1,3 mil toneladas, y que ésta experimentó un crecimiento sostenido hasta los años 1987-1989, período en el cual se registró el máximo valor estimado en 15,3 +/- 2,5 mil toneladas. Posteriormente, como efecto retardado de

los niveles de explotación que entre 1983 y 1985 llegaron a superar en promedio las 2,6 mil toneladas desembarcadas, así como de los factores exógenos antes descritos, se observó una drástica reducción del stock hacia los años 1992-1994 y 1994-1996, período en el cual la biomasa llegó a cifras de 7,3 +/- 0,5 y 6,9 +/- 0,5 mil toneladas, respectivamente (**Figura 15**).

Por otra parte, al analizar las mortalidades por pesca de los individuos completamente reclutados a la pesquería y presentados en la **Tabla 18**, se observa que pese al aumento de esta variable entre 1979 ( $F_{cr}=0,25$ ) y 1983-85 ( $F_{cr}=0,31$ ), y posterior disminución hacia el promedio de los años 1987-1989 ( $F_{cr}=0,22$ ), la biomasa mostró un grado de crecimiento cercano al 20%, para posteriormente disminuir de manera significativa hacia los años más recientes, situación probablemente provocada, por el crecimiento particular de la mortalidad por pesca entre los años 1987 y 1989.

En otros términos, se debe destacar la significativa homogeneidad observada entre las composiciones de tallas del período analizado y presentadas en la **Figura 16**.

De éstas se destaca que para todos los años considerados, la proporción de machos bajo talla legal superó el 30% y que la talla promedio del desembarque presentó una leve variación con una mínima registrada en el año 1979 y estimada en 124,7 mm y una máxima registrada en los años 1994-1996 con 125,7 mm de cefalotórax.

Esta situación que se debe exclusivamente a la modalidad en la operación de pesca, basada en una normal y permanente rotación de zonas de pesca como consecuencia de la depletación de los efectivos explotables locales. En este contexto, considerando además que al interior de las frecuencias de tallas se

encuentra una proporción ilegal de hembras declaradas como machos comerciales, los resultados del APCT probablemente estén informando de un grupo sexual heterogéneo imposible de precisar y de una biomasa de machos que probablemente sea menor a lo informado.

#### 4.6.3 Análisis del estado de explotación del stock de centolla en la XII Región

##### a) Análisis de puntos biológicos de referencia y tasas de explotación.

El análisis del estado de explotación de centolla en base a la comparación de los puntos biológicos de referencia ( $F_{ref}$ ), obtenidos a partir de las curvas de rendimiento por recluta mostradas en la **Figura 17**, son presentados en la **Tabla 20**. De éstas se destaca que durante todo el período analizado (1979 - 1996), la pesquería de centolla ha estado con claros síntomas de *sobrepesca por crecimiento*, por cuanto las mortalidades por pesca de los individuos completamente reclutados a la pesquería ( $F_{cr}$ ) se encuentran por sobre la mortalidad por pesca máxima ( $F_{máx}$ ).

La observación anterior puede ser atendida en base a los antecedentes antes presentados y relativos a que durante todos estos años, la incidencia de ejemplares bajo la talla mínima legal de extracción superó el 30%. De esta situación, se desprende que el stock ha sido reducido no sólo por efectos de sobrepesca global, sino también, por efectos asociados al desaprovechamiento del crecimiento somático de la especie.

Por otra parte y en relación a las tasas de explotación informadas en la **Tabla 20**, se destaca que el grado de remoción numérica por efectos de la pesca fue máxima en el período 1983 y 1985, con valores que superaron el 10% de explotación. Esta cifra al ser consistente con los mayores niveles de mortalidad por pesca y desembarques

observados en la historia de la pesquería, estarían corroborando las razones de disminución de la biomasa hacia los años más recientes.

En este sentido se destaca, que pese a que durante el período 1987-1989 se registrara uno de los más altos niveles de biomasa, así como las más bajas tasas de mortalidad por pesca y explotación, el stock aparentemente desequilibrado por la intensa explotación, así como de variaciones particulares de la mortalidad por pesca ocurridos probablemente entre los años 1987 y 1989, no fue capaz de mantenerse y presentó hacia inicios de la década de los noventa, una reducción, que en términos globales ha superado el 50%, esto aún cuando en los últimos años se ha observado una relativa estabilidad en las mortalidades por pesca y tasas de explotación que no han superado el 9,5%.

Lo anterior sugiere que el stock de centolla es particularmente sensible a tasas de explotación superiores al 10%, así como a importantes variaciones de la mortalidad por pesca, como las ocurridas entre los años 1987 y 1989.

#### b) Evolución de mortalidades por pesca global

Con el fin de disponer de una serie más continua de mortalidades por pesca, que permitan explicar algunos fenómenos asociados a la dinámica del stock de centolla en la XII Región, particularmente a la importante reducción del stock evidenciada entre 1988 y 1993, se presenta a continuación el resultado y variación de las mortalidades por pesca globales.

En este sentido, la evolución de las mortalidades por pesca global, determinadas de la linearización de las frecuencias de tallas de los desembarques entre 1979-1989, 1992-1994 y 1996 son informadas en la **Tabla 21** y **Figura 18**, de las cuales

destaca en general, una tendencia similar a lo observado en las mortalidades por pesca  $F_{cr}$  derivadas del modelo APCT.

En efecto, de la figura presentada se observa el gran crecimiento de la mortalidad por pesca registrada entre 1980 ( $F=0,26$ ) y 1984 ( $F=0,41$ ), período en el cual se logró el mayor nivel desembarcado con 2.700 toneladas. Posteriormente, al igual que lo observado de la variación de la mortalidad por pesca  $F_{cr}$ , la mortalidad por pesca global mostró una sostenida disminución, alcanzando el mínimo registro en 1988 con un  $F=0,21$ , y de magnitud significativamente equivalente al valor obtenido por el modelo APCT ( $F_{cr}=0,22$ ).

Finalmente, tal como lo mencionado anteriormente, el gran crecimiento de la mortalidad por pesca global entre 1988 ( $F=0,21$ ) y 1989 ( $F=0,40$ ), habría sido el factor determinante de la violenta reducción del stock de centolla registrada entre 1988 y 1993, recurso que aparentemente ya se encontraba desequilibrado como consecuencia del sostenido aumento que registró la mortalidad por pesca entre 1980 y 1984.

Del análisis anterior, se ve corroborado el hecho que el principal factor de reducción del stock de centolla entre los años 1988 y 1993, se debió al drástico aumento de la mortalidad por pesca, factor que junto a tasas de explotación superiores a un 10%, imposibilitaron una normal recuperación de los efectivos explotables.

### c) Producción proyectada de biomasa

La producción de biomasa proyectada hacia 1996-97 son presentada en la **Tabla 22**, de la cual destaca que de las 6,9 mil toneladas estimadas en 1994-1996, para el año 1996-1997, se prevé una producción somática de 2,2 mil toneladas, es decir y

pese a las condiciones en que se encuentra el stock, el crecimiento somático que podría experimentar este recurso ponderado por un factor de capturabilidad, equivale al desembarque promedio de una temporada de pesca, ésto siempre y cuando, se mantenga la estabilidad evidenciada en las mortalidades por pesca y se reduzca de manera importante la extracción de individuos bajo talla.

#### **4.7 Consideraciones finales.**

En relación a la dudosa naturaleza de los resultados obtenidos de la aplicación de los modelos "Cambio de razón" e "Índice de remoción", se debe destacar que por sobre el principal supuesto de que el stock de centolla constituye una población cerrada durante los 5 meses de duración de la temporada de pesca, se cree que los principales factores que determinaron estos resultados, obedecieron exclusivamente a la imposibilidad de conocer la magnitud del desembarque para las áreas evaluadas y suponer que las actuales condiciones de explotación en todas las áreas podrían ser similares.

En efecto, probablemente estos modelos pudieron dar cuenta de mejores resultados, si y sólo si, se hubieran conocido la magnitud de los desembarques efectivamente extraídos para las dos áreas analizadas, derivando con ello estimaciones poblacionales locales pero no regionales. En este sentido, si se realizara el monitoreo de las capturas para todas las zonas de pesca a nivel regional, y se midieran de éstas los indicadores pesqueros analizados, probablemente se obtendrían resultados más consistentes y acordes con el stock de centolla en la XII Región.

Lamentablemente, muchas de las limitantes asociadas al levantamiento de la información no pudieron ser aventuradas con antelación (p. ej. imposibilidad de



conocer la magnitud y fuente de procedencia de los desembarques), como también aquellos supuestos que en un principio fueron aceptados sin mayor discusión, determinando con ello que la aplicación de estos modelos se volvieran restrictivos para el objetivo propuesto.

Por otra parte y en relación a la información empleada en el modelo "Análisis de pseudo-cohortes a la talla (APCT)", se debe destacar en primer lugar, que si bien la naturaleza de esta data dió cuenta de distintos estados de la pesquería, asociados con la expansión de las áreas de pesca y la aplicación de ciertas medidas de conservación, las estructuras de tallas analizadas y resultantes del muestreo de los desembarques no acusaron de manera significativa la depletación de los caladeros de pesca, ésto debido a la natural rotación de las áreas de pesca y a la vigencia de una talla mínima legal de captura.

Como consecuencia de lo anterior, eliminando aquellos años cuyos bajos desembarques fueron determinados por problemas de mercado, y acogiendo la sugerencia de Jones (1984) relativa a minimizar el riesgo de no-equilibrio mediante el empleo de frecuencias de tallas promedios, sustentados en las evidencias de una invariable persistencia temporal en las composiciones de tallas de los desembarques de centolla antes informada, se desprende a partir de los resultados del modelo APCT, magnitudes poblacionales atendibles y de significativa mejor confiabilidad que los estimados por los métodos "Cambio de Razón" e "Índice de Remoción".

Se debe destacar, que si bien todo modelo analítico no calibrado tiende a resultados proporcionales con los desembarques, los criterios empleados en esta evaluación y la modalidad en la aplicación del APCT, permitió determinar tamaños poblacionales de centolla que responden de buena forma a la morfometría de las estructuras de

tallas analizadas, ésto de manera independiente a la magnitud de los desembarques.

Sin perjuicio de lo anterior, y considerando los antecedentes que demuestran las significativas diferencias de ciertos procesos biológicos de la centolla entre localidades, como por ejemplo: parámetros de crecimiento y mortalidad natural entre otros, se cree pertinente propiciar estudios complementarios de evaluación a niveles locales, en los cuales se esperaría que modelos tales como "Cambio de Razón" dieran mejores resultados, ésto siempre y cuando se realice un riguroso seguimiento de las capturas y de los desembarques por áreas de procedencia.

Finalmente, y en relación a las perspectivas futuras del stock y la pesquería, se debe tener presente que las actuales medidas de administración basadas en una talla mínima de 120 mm de cefalotórax, total prohibición de extracción de hembras, un período de veda de 7 meses (diciembre a junio de cada año), y una accidentada geografía, sugieren en teoría que este recurso sea poco vulnerable y tienda de manera natural, al repoblamiento de sectores depletados y a la recuperación de los efectivos poblacionales.

Sin embargo, si consideramos la pericia de los pescadores, la probable extracción ilegal ya sea de hembras o machos bajo talla o fuera de temporada, y el desconocimiento preciso de las magnitudes desembarcadas de manera ilícita, se podría entender las razones del actual estado de sobrepesca por crecimiento del stock y de la sistemática reducción de los efectivos que han sufrido los tradicionales caladeros de pesca, como consecuencia de un excesivo esfuerzo pesquero históricamente desarrollado sobre estos bancos.

## 5. CONCLUSIONES

En base a los resultados obtenidos de la ejecución del proyecto "Evaluación Indirecta del Stock de Centolla en la XII Región", se desprenden las siguientes conclusiones:

- ⇒ Los resultados obtenidos de las Pescas de Investigación, revelan significativas diferencias de rendimientos, proporciones de machos explotables y tallas promedios entre zonas de pesca, situación que sugiere se emplee sólo a nivel local, aquellos modelos de evaluación basados en variaciones de proporciones explotables y rendimientos de pesca.
- ⇒ Las estructuras de tallas obtenidas de las pescas de investigación, revelaron para hembras un importante grado de mortandad sobre los 120 mm de cefalotórax (probablemente por pesca ilegal), como también, sugieren el ingreso de individuos pre-reclutas a la pesquería entre los meses de diciembre y febrero de cada año.
- ⇒ El análisis realizado a partir de las relaciones somatométricas revelan, un significativo patrón alométrico en el peso, destacándose que para rangos superiores a los 120 mm de longitud cefalotorácica, para una misma talla el peso individual de machos es significativamente mayor al de las hembras.
- ⇒ El análisis mensual realizado sobre las estructuras de tallas de los desembarques indican, que en el mes de octubre se registró la máxima talla promedio con 136,7 mm de longitud cefalotorácica, lo cual generó la mínima incidencia de individuos bajo la talla mínima legal de extracción con un 8,5%, en tanto que la mínima talla

- promedio se registró en el mes de julio con 131,0 mm y una incidencia de machos bajo talla, cercana al 9%.
- ⇒ El análisis de mezclas distribucionales realizado sobre las estructuras de tallas de capturas entre los años 1984 -1987; y 1996, revelan que el stock vulnerado por la pesca se encontraría compuesto por un número entre 4 y 5 grupos etáreos.
- ⇒ El análisis del crecimiento de centolla revela la significativa similitud entre sexos, particularmente entre los 3 y 7 años de vida, y que los machos alcanzarían la talla comercial (120 mm) a una edad aproximada entre los 5 y 6 años.
- ⇒ Los parámetros de crecimiento estimados indican para machos un  $L_{\infty} = 175,4$  mm, un  $K = 0,215$  y un  $t_0 = 0,255$  años, en tanto que para hembras se estima un  $L_{\infty} = 167,3$  mm, un  $K = 0,214$  y un  $t_0 = -0,598$  años.
- ⇒ La estructura de tallas del desembarque de 1996, sugiere que ésta estuvo compuesta por 5 grupos de edad entre los 5 y 9 años, siendo el grupo de edad 7 el más representado de los desembarques.
- ⇒ La aplicación de los modelos analíticos talla y edad estructurado, empleados para la determinación de la mortalidad natural de centolla en la XII Región, arrojaron valores de  $M$  que superan de manera significativa el máximo plausible ( $M/K=2,5$ ), e impedirían alcanzar una edad máxima teórica de 14 años, sugiriéndose con ésto, que probablemente dichos estimados se encuentren perturbados por una actividad extractiva ilegal desarrollada sobre las hembras.
- ⇒ La aplicación de modelos bioanalógicos permiten sostener que el valor de mortalidad natural se encontraría en el dominio acotado por los valores de

$M=0,35$  y  $M=0,40$ , sugiriéndose que la esperanza de  $M$  quedaría determinada por el promedio de los límites antes señalados y estimada en  $M=0,38$ .

⇒ La aplicación de los modelos de evaluación "Cambio de razón" e "Índice de Remoción" no ofrecen la garantía de reflejar los actuales niveles de biomasa de centolla en la XII Región, sino por el contrario, presentan tales discrepancias de resultados que permiten concluir, conforme a los criterios empleados, que la aplicación de este tipo de metodologías para evaluar el stock regional de centolla, se hace impracticable si no se conocen las variaciones locales en los indicadores biológico-pesqueros para todas las áreas de extracción, y de éstas, las magnitudes capturadas y desembarcadas.

⇒ La evaluación del stock de centolla en la XII Región, realizada a través del modelo "Análisis de Pseudo-Cohortes a la Talla (APCT)", indican que la biomasa total en 1979 habría alcanzado niveles cercanos a las 13,5 +/- 1,3 mil toneladas, y que ésta experimentó un crecimiento sostenido hasta los años 1987-1989, período en el cual se registró el máximo valor estimado en 15,3 +/- 2,5 mil toneladas. Posteriormente, como consecuencia de las elevadas tasas de mortalidad por pesca entre 1988 y 1989, los niveles de biomasa disminuyeron drásticamente alcanzando un mínimo hacia los años más recientes (1994-1996) que habría llegado a las 6,9 +/- 0,5 mil toneladas.

⇒ El análisis del estado de explotación de centolla en base a la comparación de los puntos biológicos de referencia ( $F_{ref}$ ), obtenidos a partir de las curvas de rendimiento por recluta, indican que desde 1979 a la fecha el stock de centolla ha estado con claros síntomas de sobrepesca por crecimiento, por cuanto las mortalidades por pesca de los individuos completamente reclutados a la pesquería ( $F_{cr}$ ) se encontraron por sobre la mortalidad por pesca máxima ( $F_{máx}$ ).

- 
- ⇒ El análisis realizado sobre la evolución de las mortalidades por pesca globales indican, que la biomasa de centolla en la XII Región sería particularmente sensible a fuertes gradientes de mortalidad por pesca y a tasas de explotación superiores al 10%.
  - ⇒ Como consecuencia de la sobrepesca, el stock de centolla experimentó entre 1979 y 1996, una reducción cercana al 50% de los efectivos explotables
  - ⇒ La producción de biomasa proyectada destaca que de las 6,9 mil toneladas estimadas en 1994-1996, para el año 1996-1997 se prevee una producción somática de 2,2 mil toneladas.
  - ⇒ Finalmente, en relación a las perspectivas futuras del stock y la pesquería, se considera que mientras se mantenga la probable extracción ilícita de este recurso (machos bajo talla mínima legal, capturas fuera de temporada y capturas de hembras), el stock persistirá en su estado de sobrepesca por crecimiento, con niveles de biomasa reducidos que probablemente impidan la recuperación de los caladeros de pesca tradicionales.

## 6. BIBLIOGRAFIA

- Alagaraja, K. 1984. Simple method for estimation of parameter for assessing exploited fish stocks. *Indian J. Fish.*, 31:177-208.
- Alverson, D. Y. M. Carney. 1975. A graphic review of growth and decay of population cohort. *J. Cons. Int. Explor. Mer* 36: 133-143.
- Beverton, R. And S. Holt, 1959. A review of the lifespans and mortality rates of fish in nature, and their relation to growth and other physiological characteristics. *In: CIBA Foundation, Colloquia on ageing. Vol 5. The lifespan of animals, Edited by G.E.W. Wolstenholme and M. O'Connor. London. Churchill, Vol 5:142-180.*
- Beverton, R. And S. Holt, 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fish Invest. Minist. Agr. Fish. Food G. B. (2 Sea Fish)*, 19:533 pp.
- Campodónico, I. y M.B. Hernández, 1983. Estado actual de la pesquería de centolla (*Lithodes antarcticus*) en la Región de Magallanes. Análisis de Pesquerías Chilenas. P. Arana (Ed), Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Católica de Valparaíso: 55:76 pp.
- Campodónico, Y, 1986. Condición reproductiva del recurso centolla (*Lithodes antarcticus*) y consideraciones sobre la utilización de hembras. La Pesquería de la centolla XII Región. Seminario CORFO-IFOP: 11 pp.

- Campodónico, Y. y J. López, 1987. Diagnóstico bio-pesquero de la centolla. XII Región -1987. II Estudio en poblaciones de hembras y crecimiento de juveniles en cautividad. Instituto de Fomento Pesquero: 75 pp.
- Canales, C., 1995. Evaluación de stock del recurso langostino amarillo III-IV Regiones. Informe Técnico. Subsecretaría de Pesca. 15 pp.
- Cushing, D. H. 1973. The dependence of recruitment on parent stock. J. Fish. Res. Board. Can., 30:1965-76
- Cochran, W.G. (1977). Sampling techniques. John Wiley and Sons, New York.
- Dawe, E.G., Hoenig, J.M., Xu, X., 1993. Change-in-ratio and index-removal methods for population assessment and their applications to Snow Crab (*Chionoecetes Opilio*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50:1467-1476.
- Guzmán L., 1986. Aspectos reproductivos de la centolla: fecundidad, madurez sexual y tasa operacional de sexos. La Pesquería de la centolla XII Región. Seminario CORFO-IFOP: 11 pp.
- Hernández, M. B., I. Campodónico, y P. Oyarzún., 1984. Investigaciones Biológico-pesqueras del recurso centolla (*Lithodes antarcticus*) realizadas entre 1979 y 1984 en la XII Región. Instituto de Fomento Pesquero: 138 pp.
- Jones, R. 1984. Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data (with notes on VPA and Cohort analysis). FAO Fish. Tech. Pap., (256): 118 pp.



- Mac Call, A.D. 1986. Virtual population analysis (VPA) equations for non homogeneous population, and a family of aproximations including improvements on Pope's cohort analysis. Can J. Fish Aquat. Sci., 43: 2406-2409.
- Macdonald, P. D. M. And Pitcher, T. J. ,1979. Age-groups from size - frequency data: A versatile and efficient method of analysing distribution mixtures. J. Fish. Res. Board Can. 36:987-1001
- Paulik, G.J., Robson, D.S. 1969. Statistical calculations for change-in-ratio estimators of population parameters. J. Wild. Manag. 33:1-27
- Pauly, D., 1980. A selection of simple methods for the assessment of tropical Fish stocks. FAO Fish Circ., (729):54 pp.
- Ricker, W.E. ,1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board Can. 191:382 pp.
- Rikhter, V. A. and V. N. Efanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. ICNAT Res. Doc., 76/VI/8:12 pp.
- Roa, R. and B. Ernst. 1996. Age structure, annual growth, and variance of size-at-age of the shrimp *Heterocarpus Reedi*. Mar. Ecol. Prog. Ser. Vol 137: 59-70, 1996.
- Roa, R. and R. Quiñones. On the relationship between specific production and animal body size. (En revisión)

- Roff, D. A., 1988. The evolution of migration and some life history parameters in marine fishes. *Environ. Biol. Fish.* Vol. 22-2:133-146 pp.
- Sanhueza, A., 1979. Centolla. *Lithodes antarctica* Jaquinot. Crustacea, Decapoda, Anomura, Lithididae. *En*. Estado actual de las principales pesquerías nacionales. Bases para un desarrollo pesquero. Public. CORFO-IFOP, Chile, 39 pp.
- Seber, G.A.F., 1982. The estimation of animal abundance and related parameters. 2nd. Ed., Macmillan, NY, 654 pp.
- SERNAPESCA. 1995. Anuarios estadísticos de pesca, Servicio Nacional de Pesca, Chile.
- Sparre, P., Ursin, E. and Venema, S.C., 1995. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. FAO Fish. Tech. Pap. 306/1
- Taylor, C. 1958. Temperature, Growth And Mortality - The Pacific Cockle. *J. Cons. CIEM*, 26:117-124.
- Thompson, W. And F. Bell. 1934. Biological statistics of the pacific halibut fishery. 2. Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. *Rap. Int. Fish. (Pacific Halibut) Comm.*, (8):49 Pp.
- Van Sickle, J., 1977. Mortality rates from size distributions. The application of a conservation law. *Oecología* 27:311-318.

Zuleta A. y C. Moreno, 1993. Informe Final Proyecto "Inves. Modelo de manejo pesquería recurso loco (Fase II)". Universidad Austral de Chile, Inf. Tec. Subsecretaría de Pesca: 41 pp.

# FIGURAS

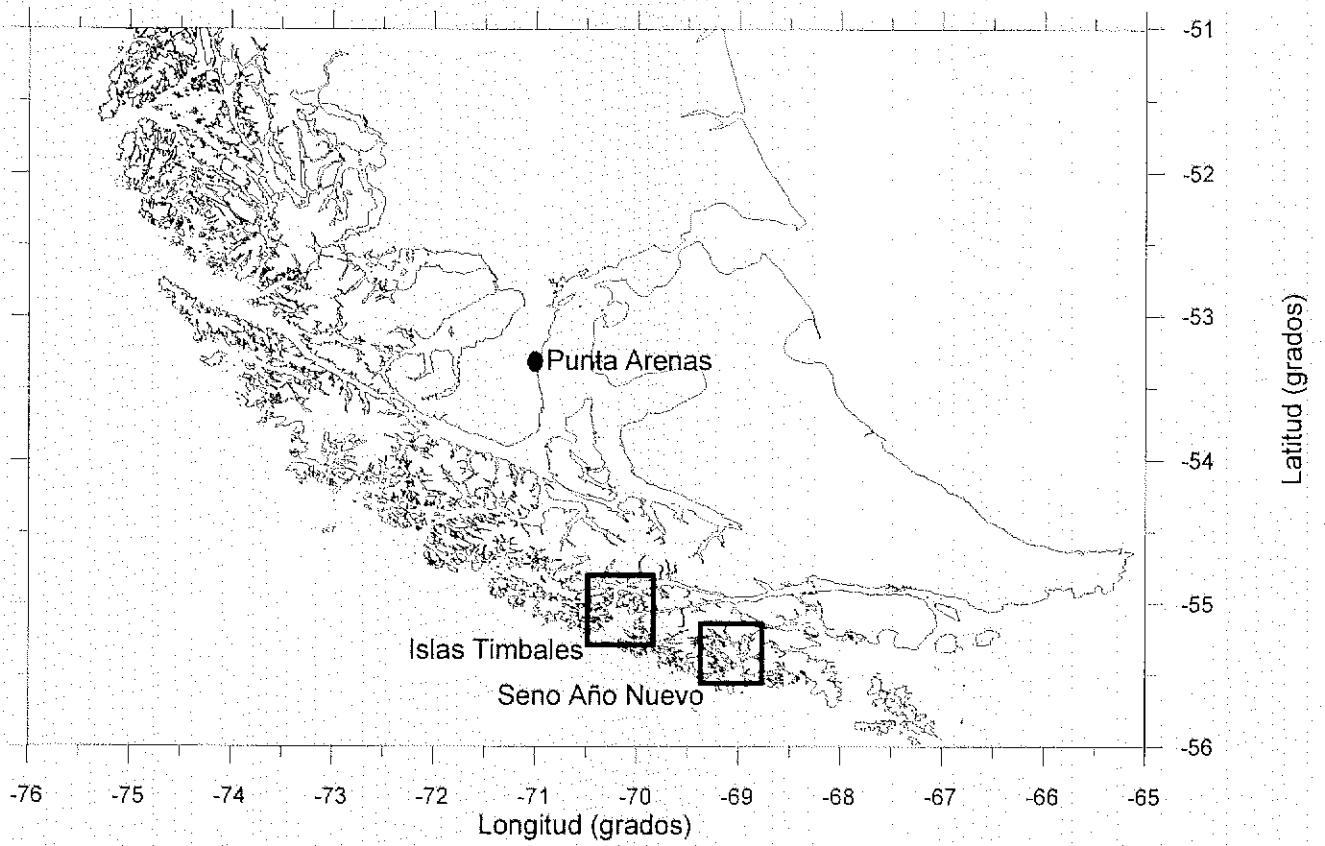


Figura 1. Areas de estudio y zonas evaluadas a través de pescas de investigación

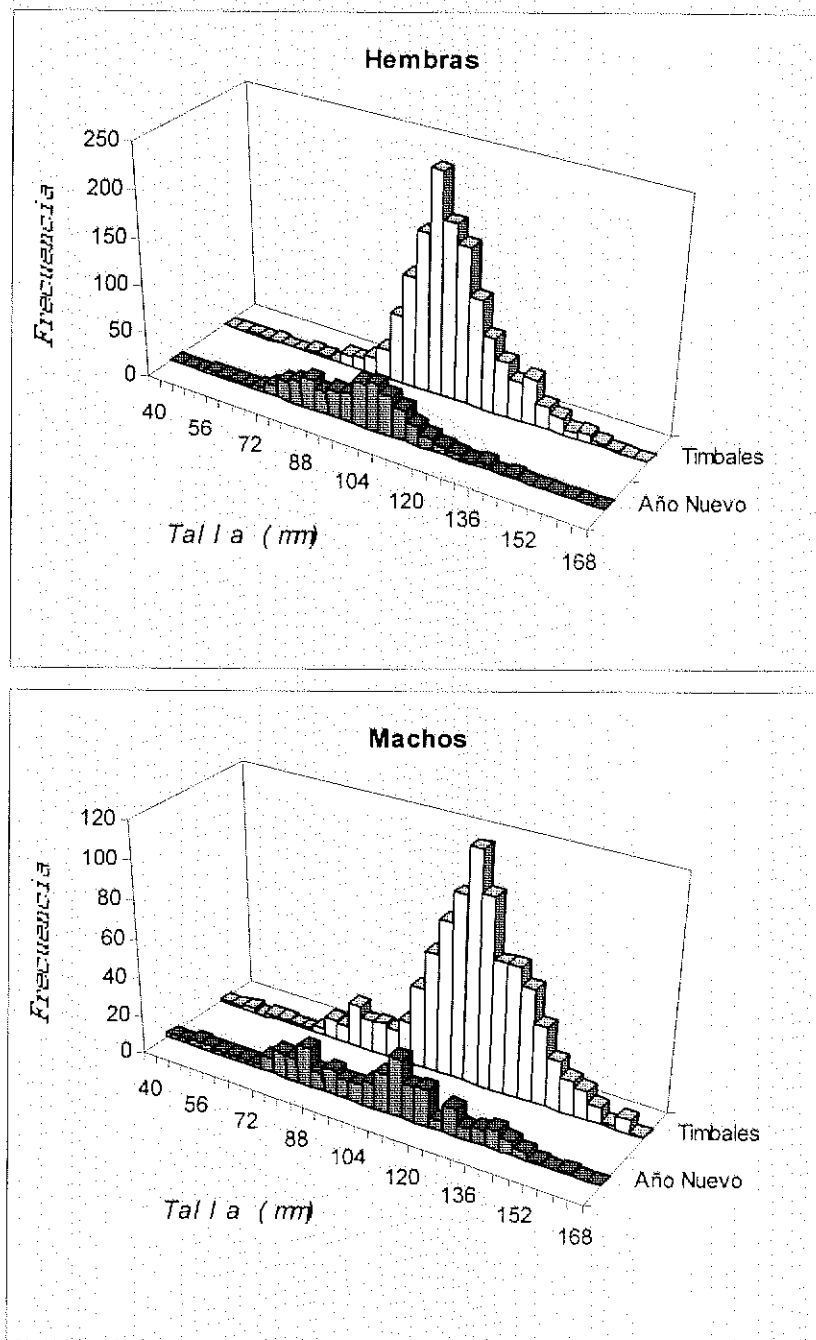


Figura 2. Estructuras de tallas de las capturas de centolla por sexo y zona de evaluación, obtenidas durante la primera pesca de investigación.

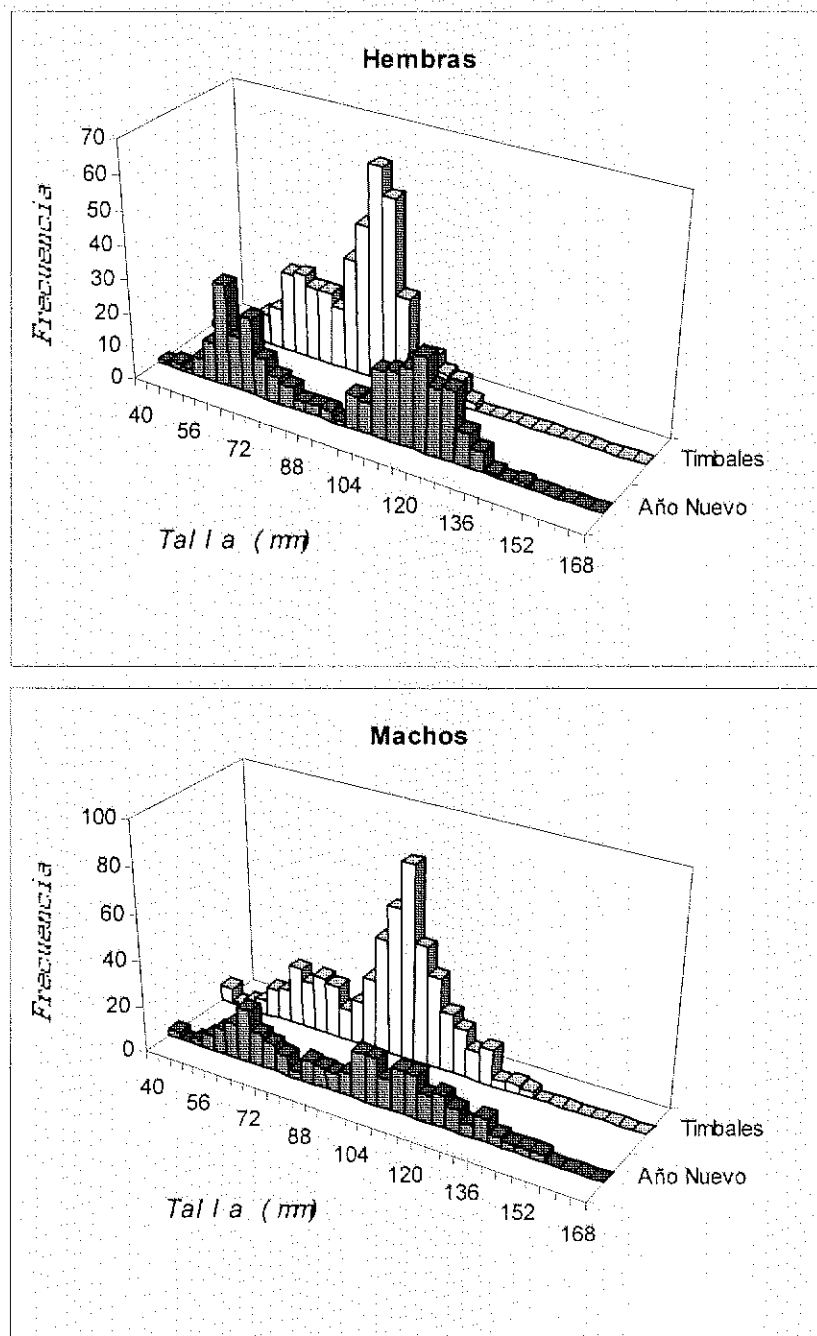


Figura 3. Estructuras de tallas de las capturas de centolla por sexo y zona de evaluación, obtenidas durante la segunda pesca de investigación

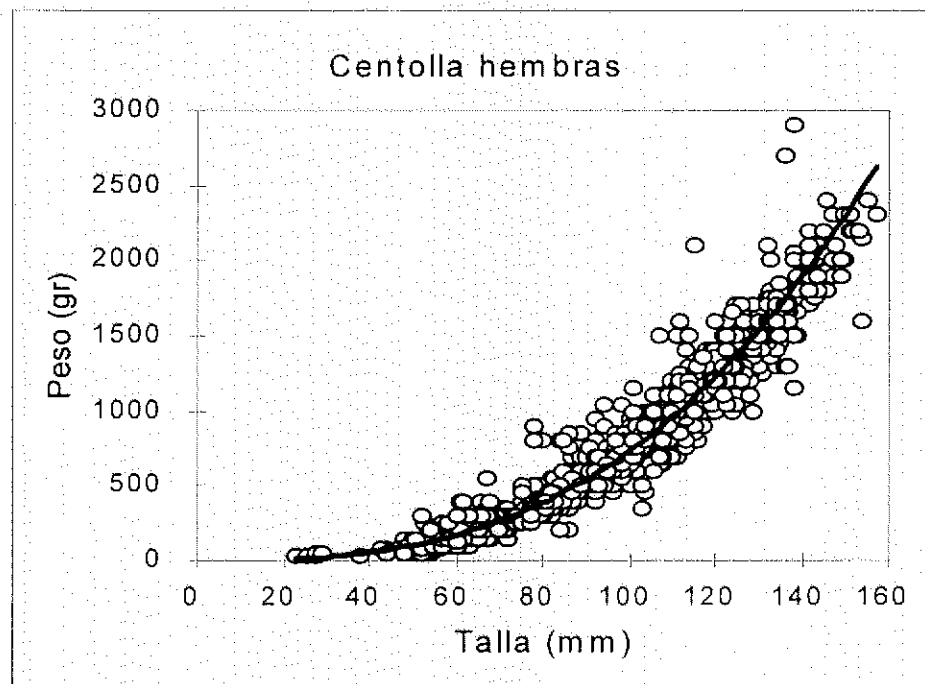
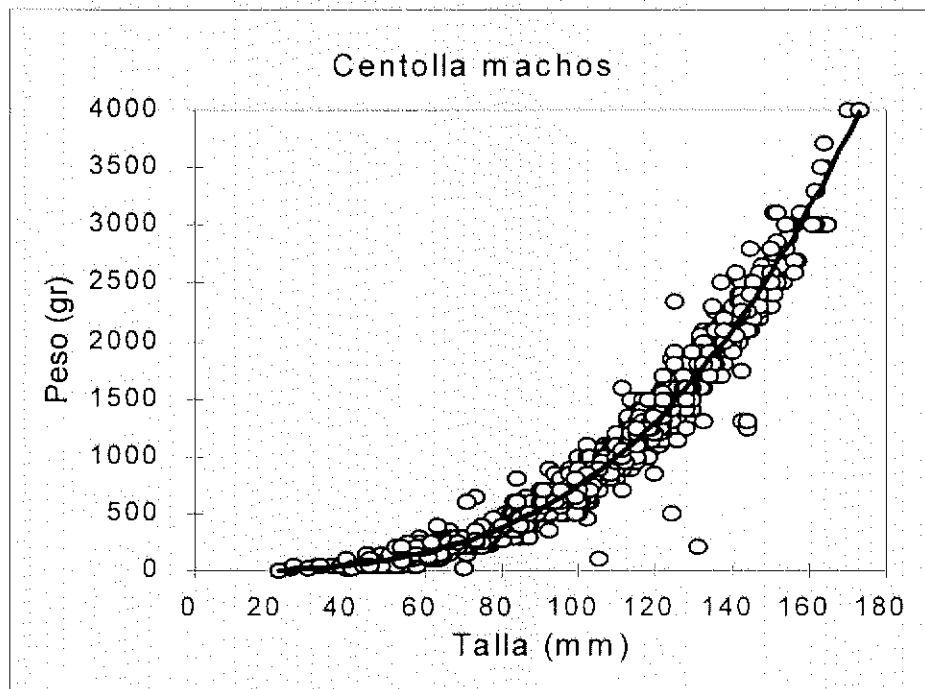


Figura 4. Datos observados y ajustados a la relación peso-talla de centolla en la XII Región.



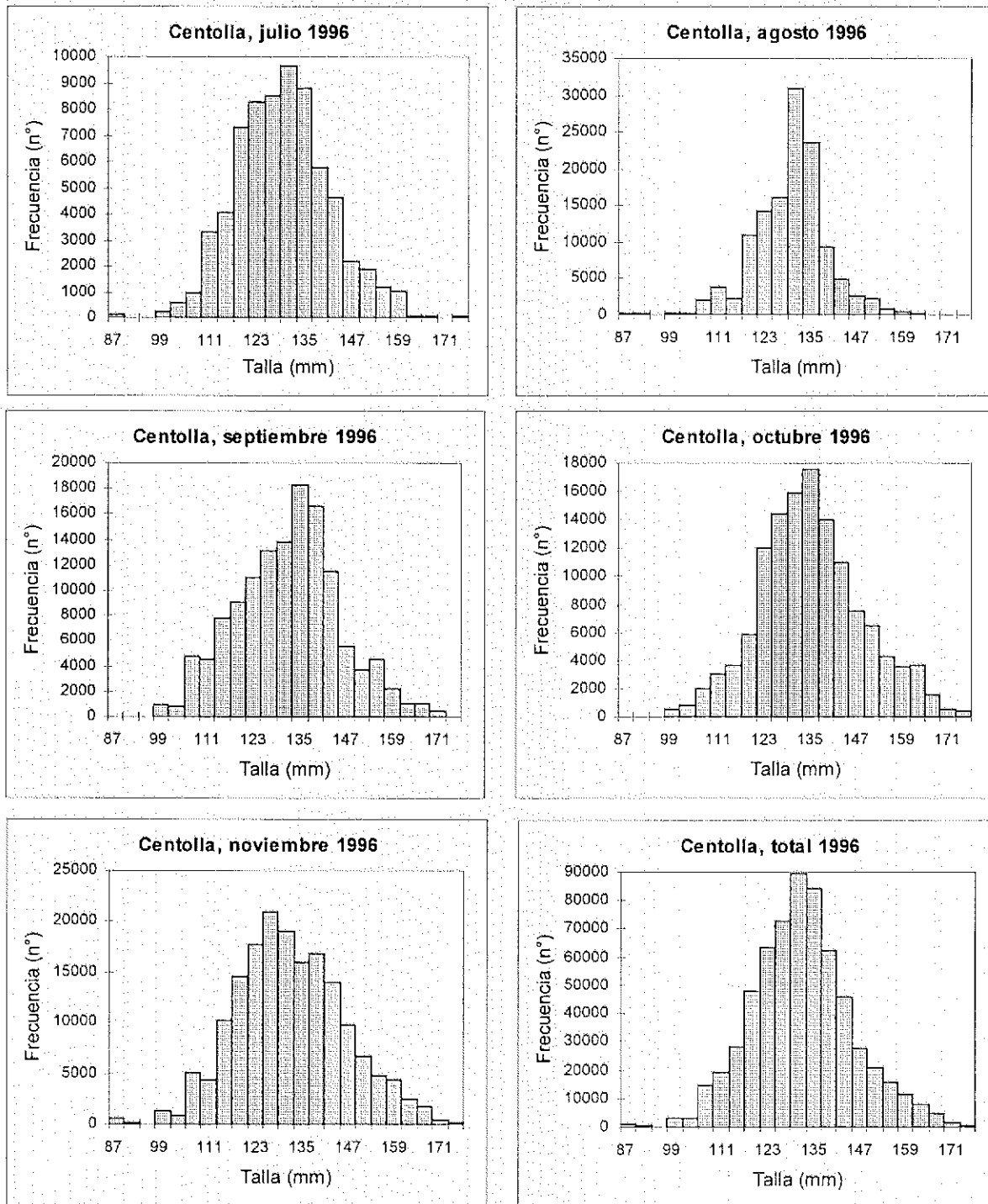


Figura 5. Frecuencias de tallas de los desembarques de centolla en la XII Región durante 1996.

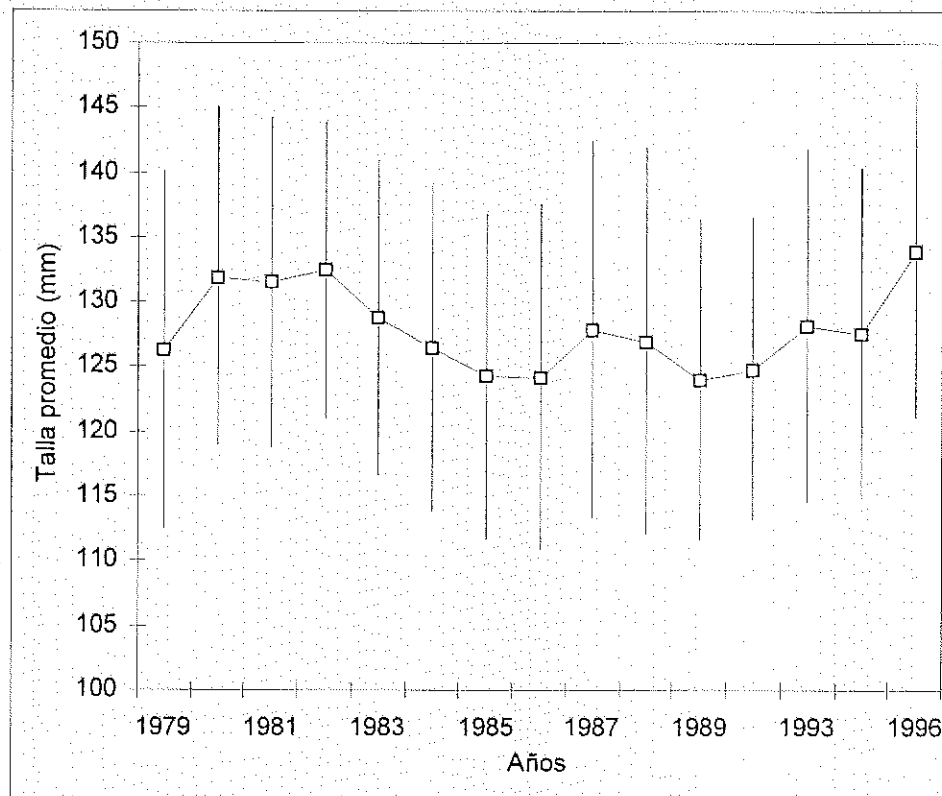


Figura 6. Evolución de la talla promedio de los desembarques de centolla entre 1979 y 1996

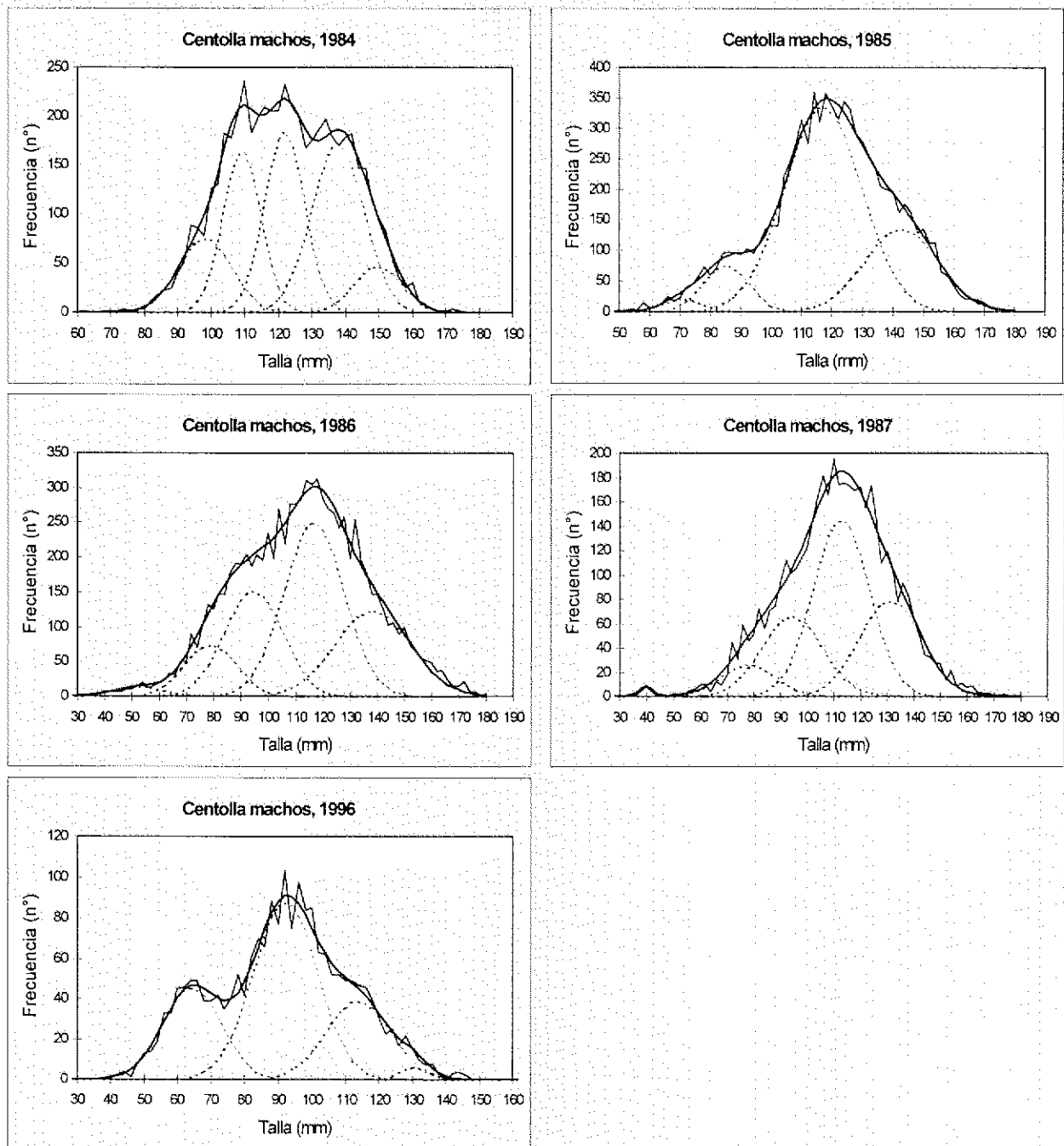


Figura 7. Mezclas distribucionales obtenidas del muestreo de tallas de las capturas de centolla machos en la XII Región, entre los años 1984-1987 y 1996.

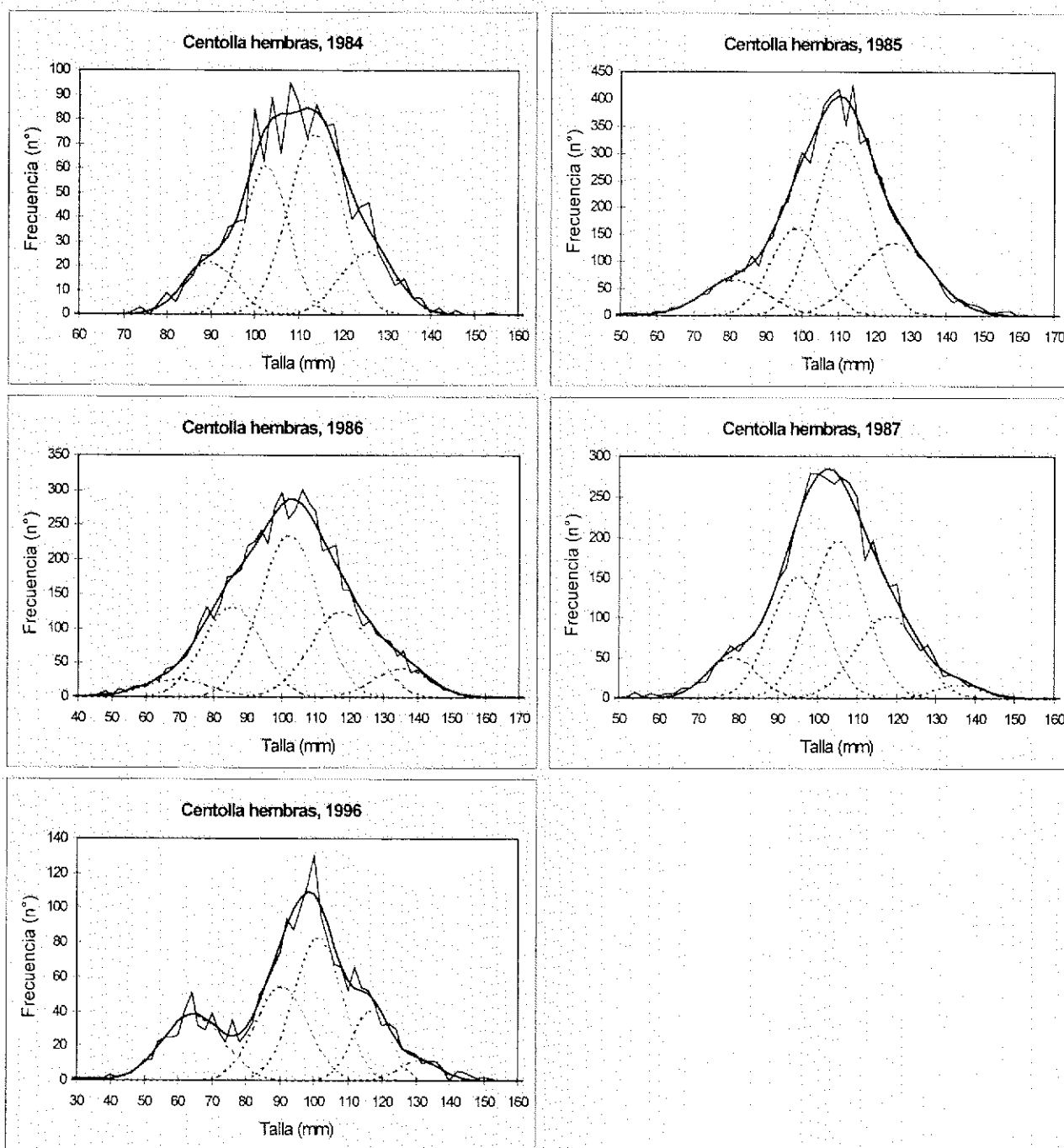


Figura 8. Mezclas distribucionales obtenidas del muestreo de tallas de las capturas de centolla hembras en la XII Región, entre los años 1984-1987 y 1996.

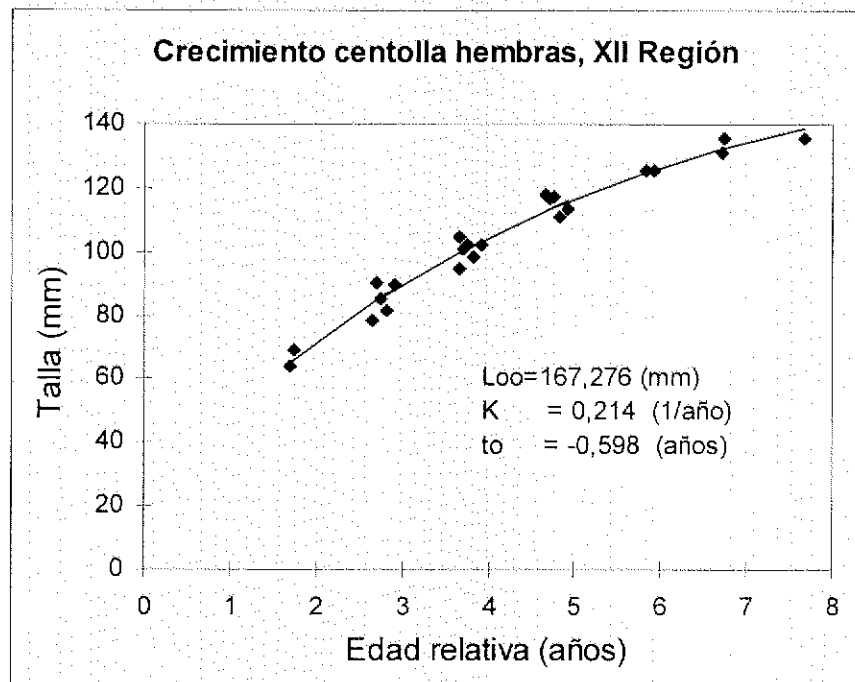
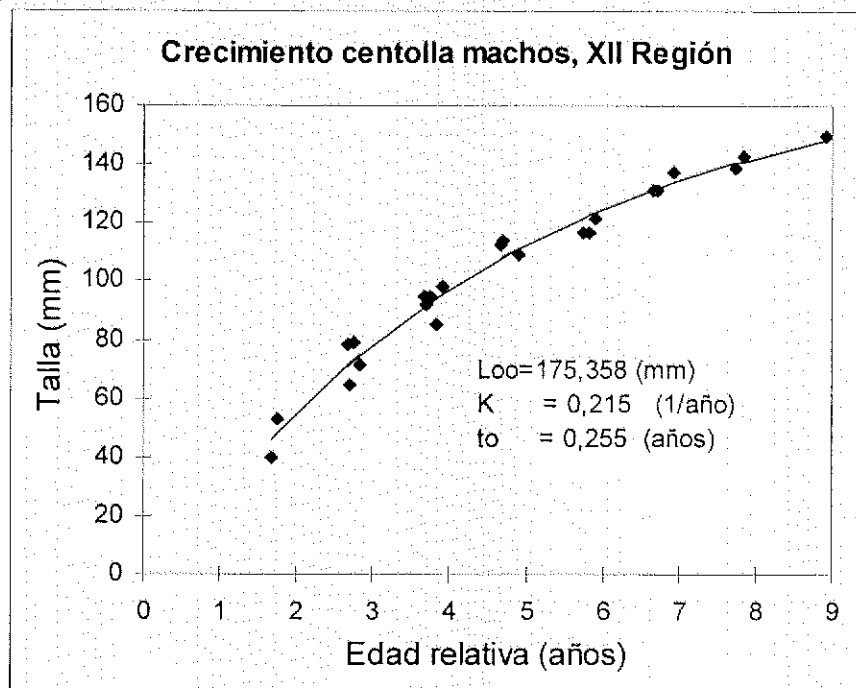


Figura 9. Modelo de crecimiento talla-edad ajustado al recurso centolla en la XII Región.

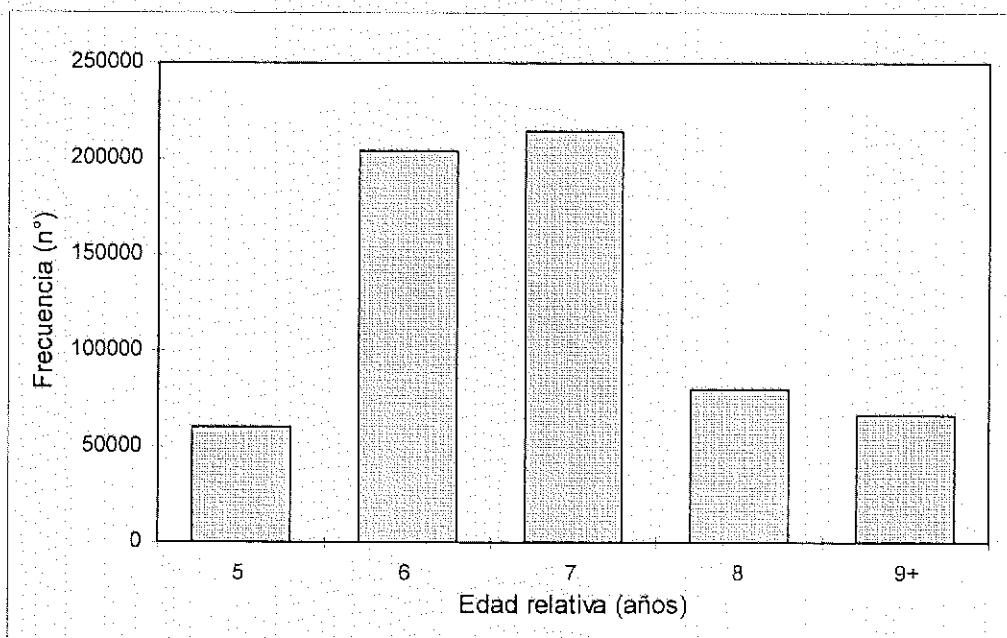
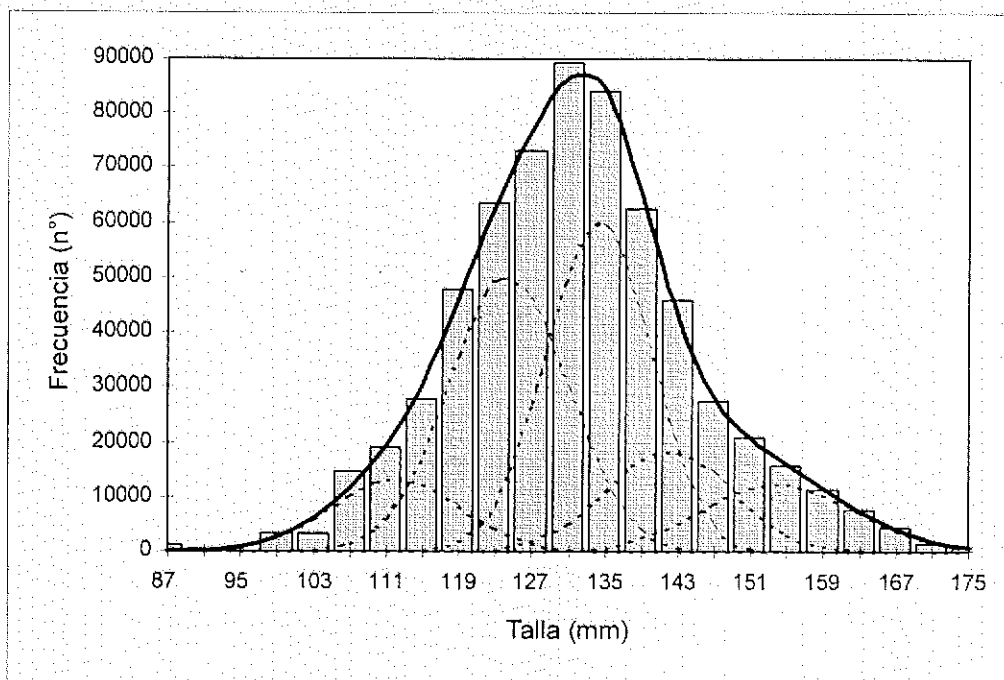


Figura 10. Descomposición modal-etérea determinada de la estructura de tallas de los desembarques de centolla 1996.

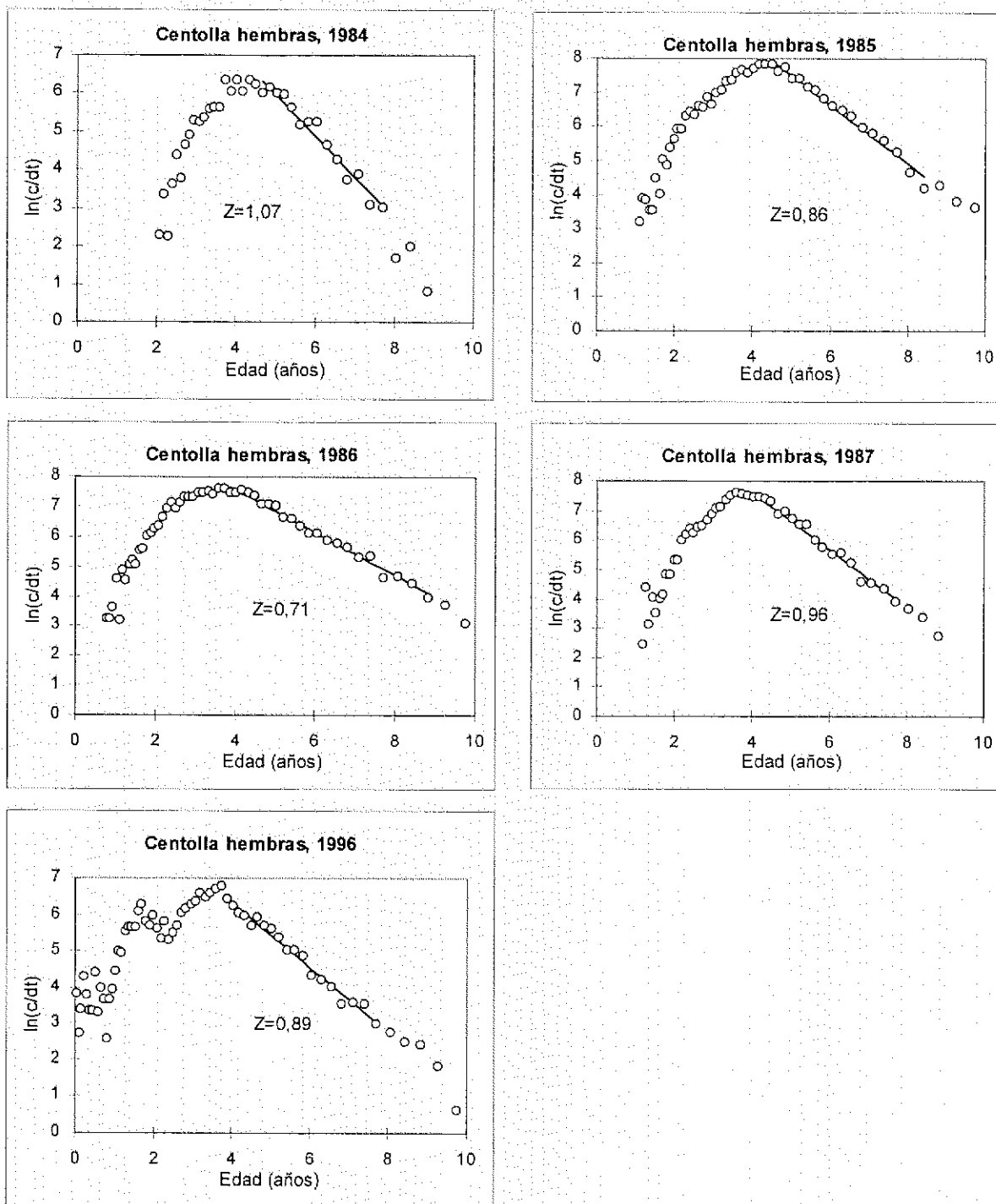


Figura 11. Linealización de las frecuencias de tallas de las capturas y estimación de las mortalidades totales de centolla hembras, entre los años 1984-1986 y 1996.

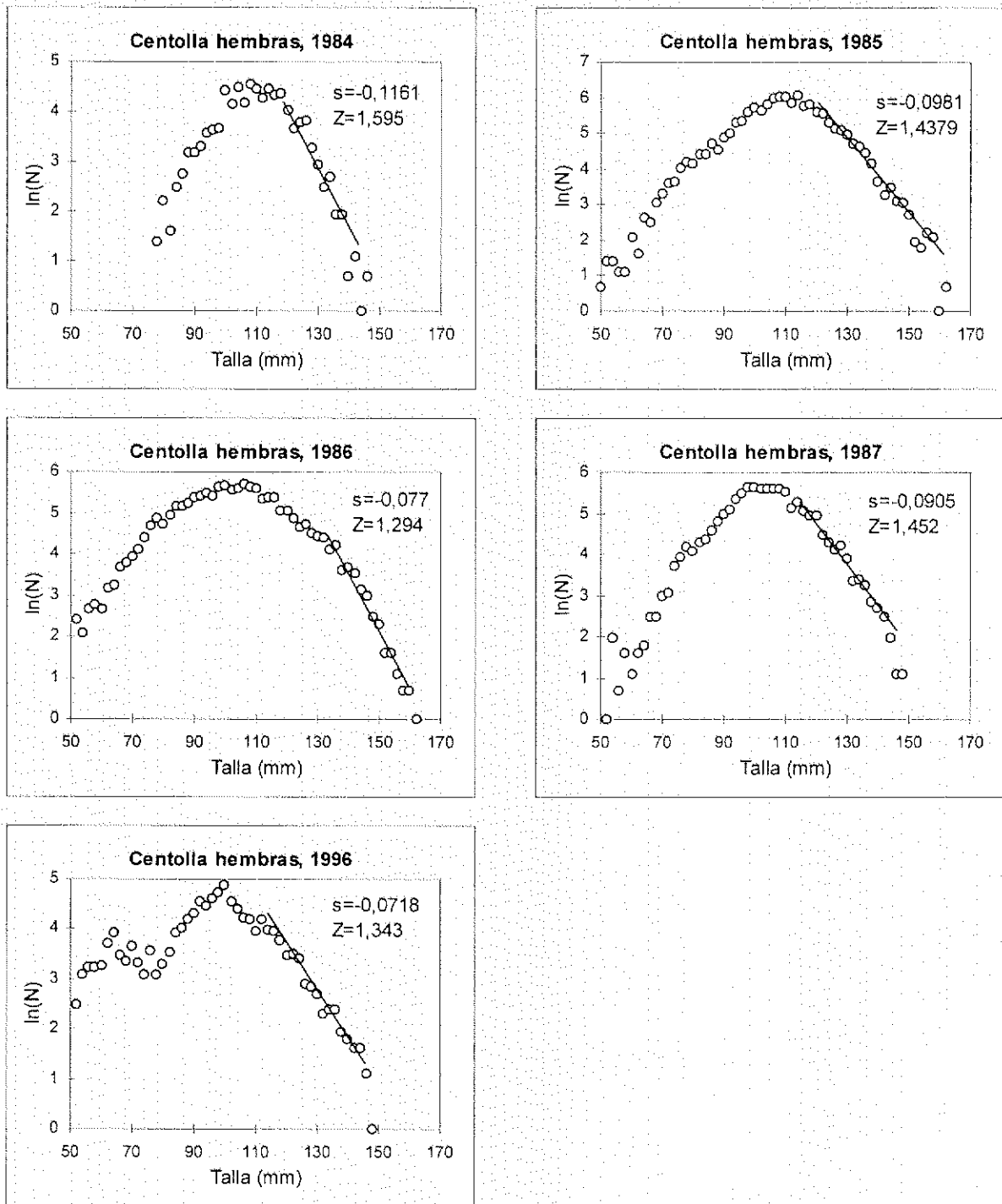


Figura 12. Estimación de pendientes ( $s$ ) y mortalidades totales de centolla hembras entre los años 1984-1987 y 1996, obtenidas a través de la aplicación del modelo de Van Sickle (1977)



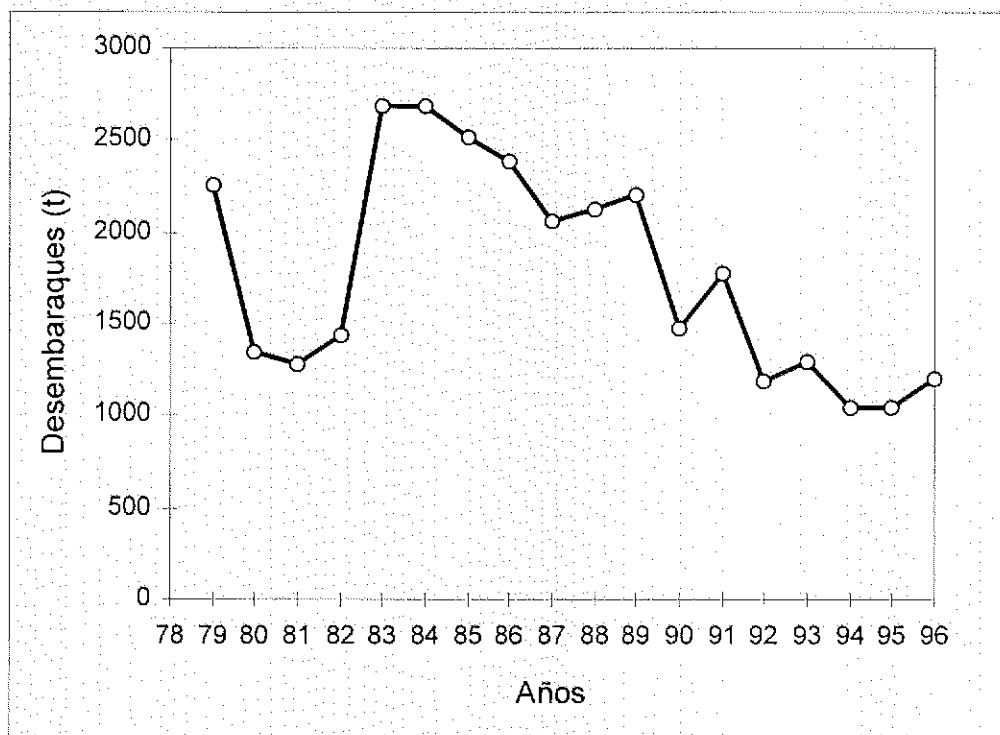


Figura 13. Evolución de los desembarques de centolla en la XII Región, entre 1979 y 1996.

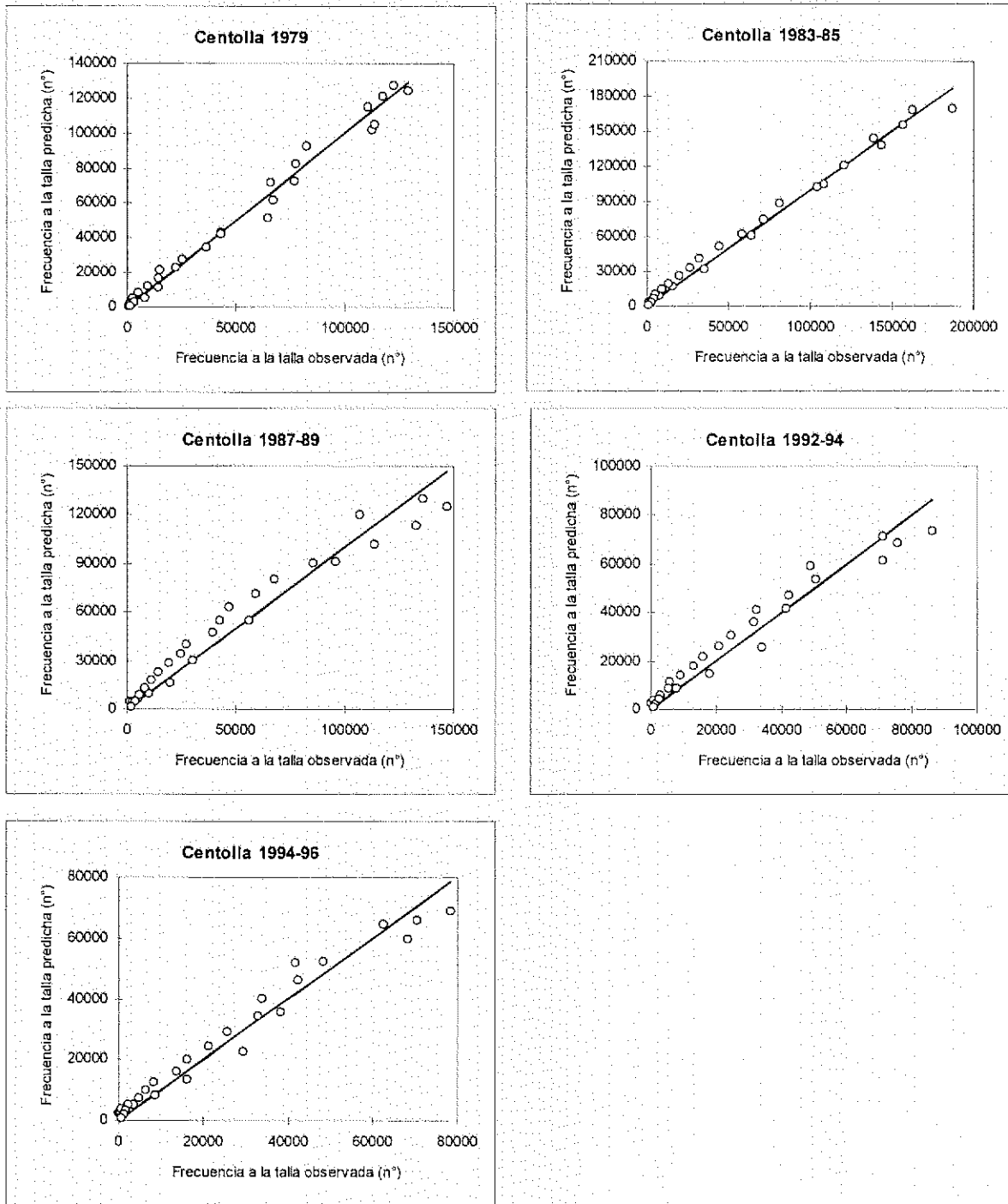


Figura 14. Diagramas de dispersión de los desembarques a la talla observados y predichos por el modelo APCT, entre el grupo de años 1979, 1983-84, 1987-89, 1992-94, y 1994-96.

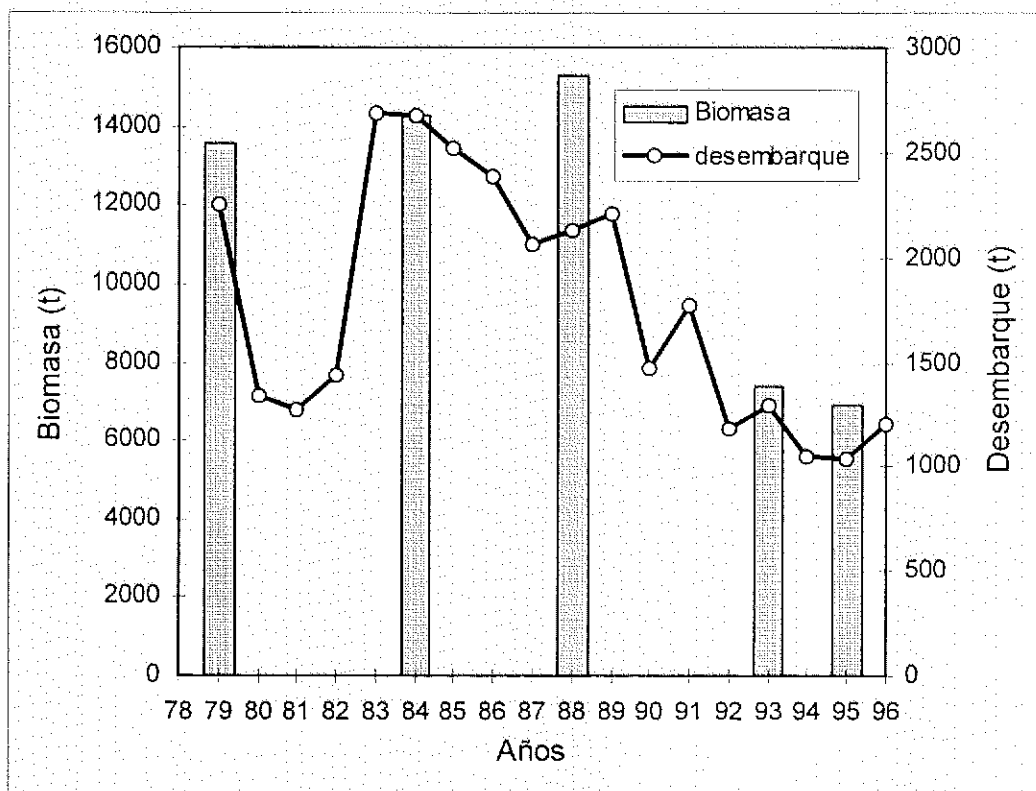


Figura 15. Evolución de los desembarques y biomasa de centolla en la XII Región, entre los años 1979 y 1996.

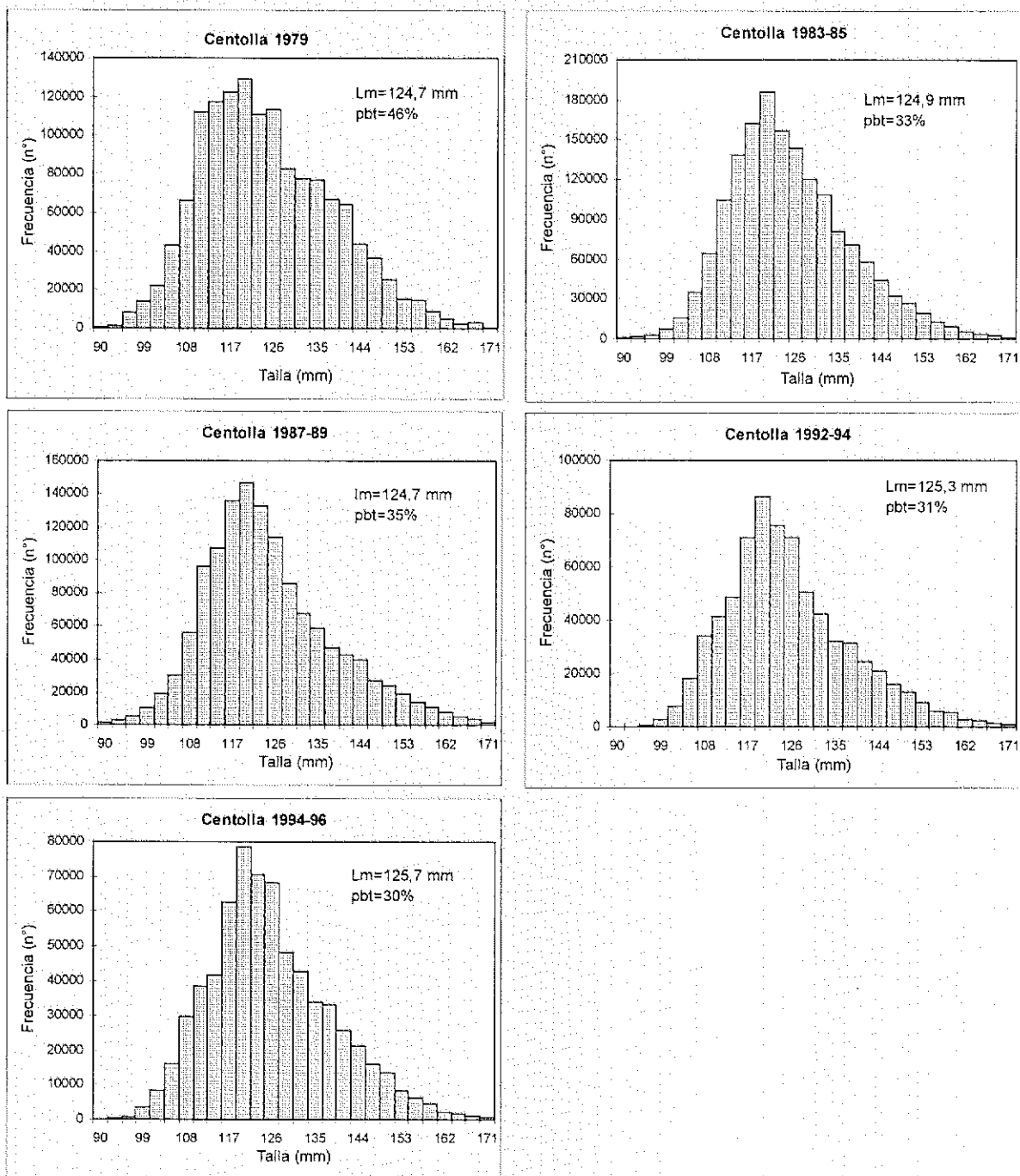


Figura 16. Frecuencias de tallas de los desembarques de centolla empleadas en el modelo APCT, entre los años 1979, 1983-85, 1987-89, 1992-94 y 1994-96.

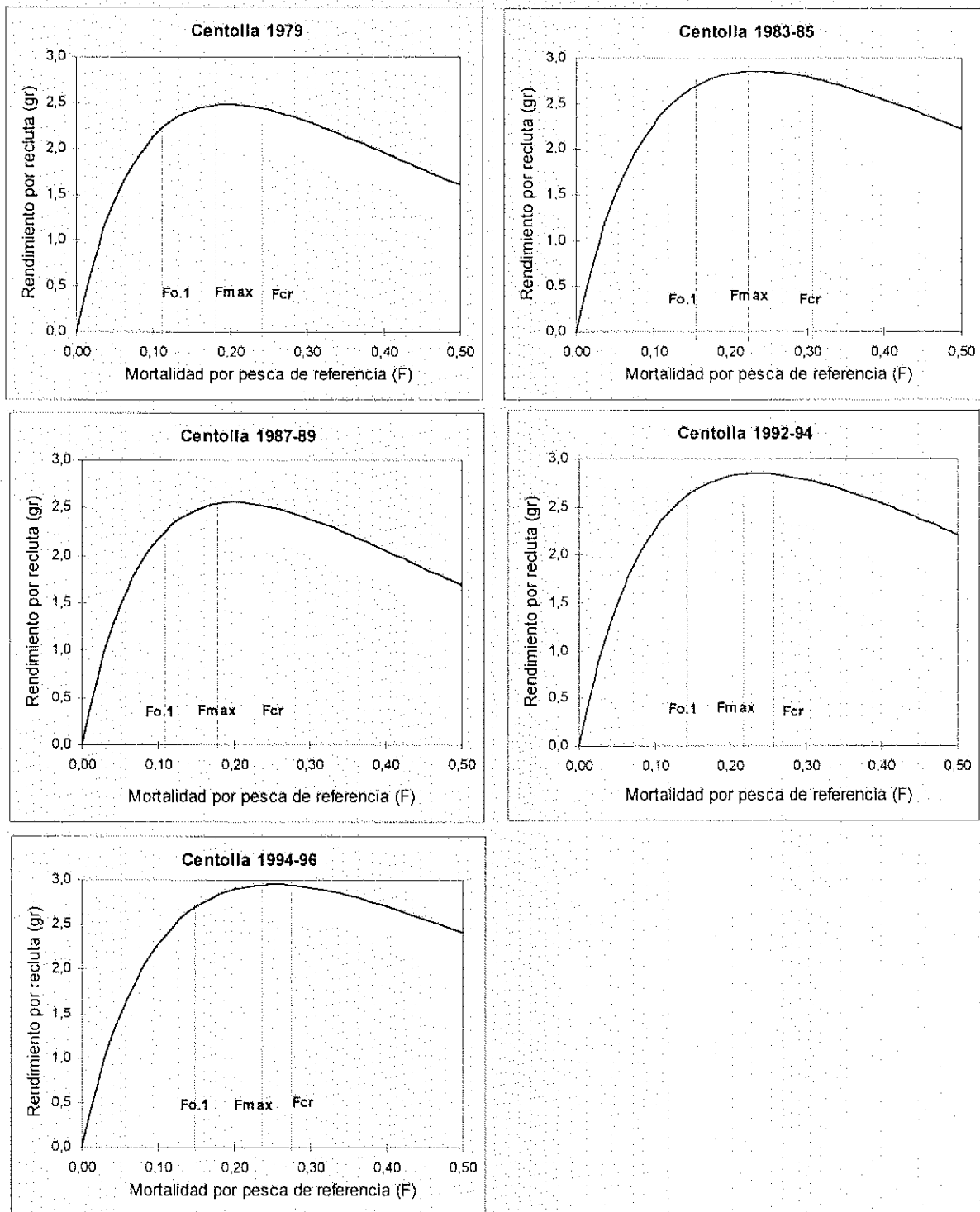


Figura 17. Curvas de rendimiento por recluta estimadas para centolla entre los años 1979, 1983-85, 1987-89, 1992-94 y 1994-96.

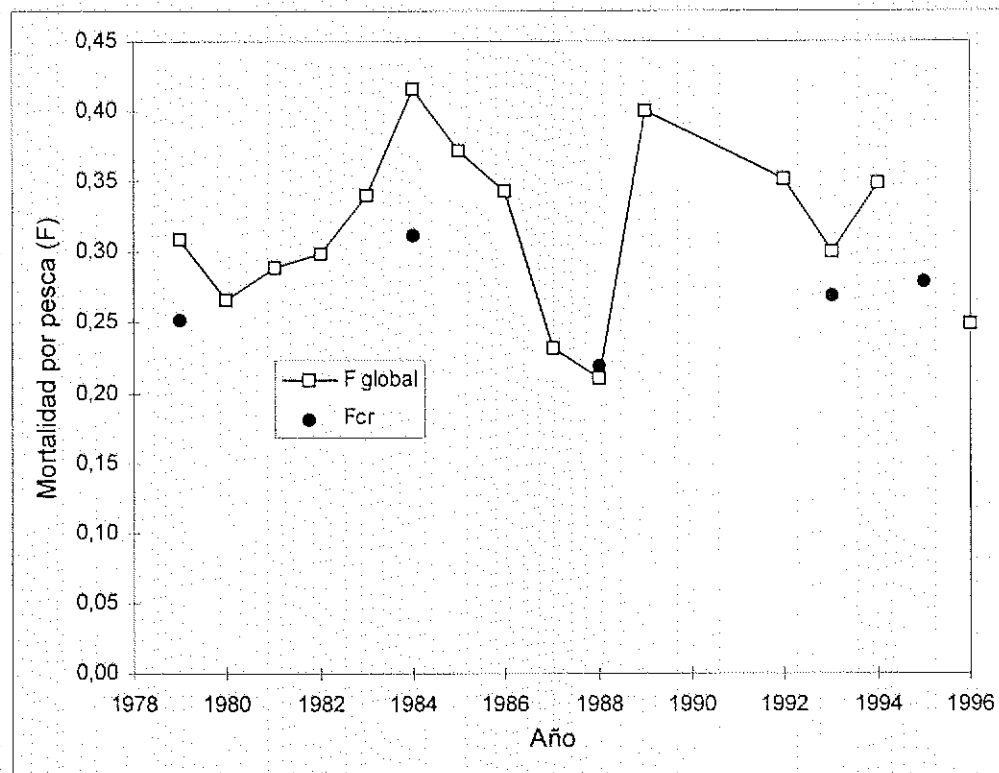


Figura 18. Evolución de la mortalidad por pesca global y de los grupos completamente reclutados a la pesquería de centolla, entre los años 1979 y 1996.

# TABLAS

**Tabla 1.**

Principales indicadores pesqueros recolectados por área, durante la primera pesca de investigación de centolla en la XII Región.

Zona de pesca	número de individuos	Peso total (kg)	Peso prom. (kg)	Trampas caladas/día	n° días operación	Total trampas caladas	CPUE (n°/trampa)	Desviación CPUE
<b>Seno Año Nuevo</b>								
machos totales	271	274,29	1,01	150	7	1.050	0,258	0,06391
machos comerciales	63	132,85	2,11	150	7	1.050	0,060	0,00885
hembras totales	429	314,17	0,73	150	7	1.050	0,409	0,09423
Total	700	588,45	0,84	150	7	1.050	0,667	0,14835
<b>Islas Timbales</b>								
machos totales	931	1.245,25	1,34	150	10	1.500	0,621	0,05481
machos comerciales	445	787,67	1,77	150	10	1.500	0,297	0,02718
hembras totales	1.456	1.533,51	1,05	150	10	1.500	0,971	0,07699
Total	2.387	2.778,76	1,16	150	10	1.500	1,591	0,11045

**Tabla 2.**

Proporciones de machos totales y comerciales de centolla estimados de la primera pesca de investigación, XII Región.

Zona de pesca	Seno Año Nuevo		Islas Timbales	
	Proporción	Desv. st.	Proporción	Desv. st.
machos totales	0,3871	0,0184	0,3900	0,0100
machos comerciales	0,2325	0,0257	0,4780	0,0131

**Tabla 3.**

Principales indicadores pesqueros recolectados por área, durante la segunda pesca de investigación de centolla en la XII Región.

Zona de pesca	número de individuos	Peso total (kg)	Peso prom. (kg)	Trampas caladas/día	n° días operación	Total trampas caladas	CPUE (n°/trampa)	Desviación CPUE
<b>Seno Año Nuevo</b>								
machos totales	298	238,1	0,80	15	9	1,35	0,22	0,1255
machos comerciales	58	105,6	1,8	15	9	1,35	0,043	0,0235
hembras totales	30	206,23	0,69	15	9	1,35	0,223	0,13
Total	599	444,37	0,74	15	9	1,35	0,444	0,233
<b>Islas Timbales</b>								
machos totales	583	373,65	0,64	15	8	1,20	0,486	0,22
machos comerciales	29	40,65	1,4	15	8	1,20	0,024	0,01
hembras totales	405	200,05	0,49	15	8	1,20	0,338	0,18
Total	988	573,70	0,58	15	8	1,20	0,823	0,257



**Tabla 4.**

Proporciones de machos totales y comerciales de centolla estimados de la segunda pesca de investigación, XII Región.

Zona de pesca	Seno Año Nuevo		Islas Timbales	
	Proporción	Desv. st.	Proporción	Desv. st.
machos totales	0,4975	0,0204	0,5901	0,0157
machos comerciales	0,1946	0,0230	0,0497	0,0108

**Tabla 5.**

Tallas promedios y extremas obtenidas durante las pescas de investigación de centolla en la XII Región.

Primera pesca de investigación	Seno Año Nuevo		Islas Timbales	
	hembras	machos	hembras	machos
Talla min (mm)	43,00	22,00	48,00	40,00
Talla max (mm)	144,00	157,00	157,00	173,00
Talla prom (mm)	96,23	102,03	110,78	117,82
Desv. st (mm)	16,35	24,59	13,65	18,28
Segunda pesca de investigación	Seno Año Nuevo		Islas Timbales	
	hembras	machos	hembras	machos
Talla min (mm)	23,00	25,00	28,00	26,00
Talla max (mm)	145,00	170,00	120,00	136,00
Talla prom (mm)	93,55	94,00	83,70	90,91
Desv. st (mm)	28,38	27,37	15,33	19,25

**Tabla 6.**

Resultados estadísticos de la relación talla-peso ajustada para centolla machos, según zona prospectada durante las pescas de investigación, XII Región.

**Seno Año Nuevo**

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
R <sup>2</sup> ajustado	0,9364
Error típico	0,2461
Observaciones	569

**ANÁLISIS DE VARIANZA**

	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>F</i>
Regresión	1	506,9	8370,3
Residuos	567	34,3	
Total	568	541,2	

	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>
Intercepción	-7,7148	0,1547	-8,0188	-7,4109
Variable X 1	3,1104	0,0340	3,0436	3,1772

**Islas Timbales**

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
R <sup>2</sup> ajustado	0,9472
Error típico	0,1725
Observaciones	1514

**ANÁLISIS DE VARIANZA**

	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>F</i>
Regresión	1	807,8	27144,1
Residuos	1512	45,0	
Total	1513	852,8	

	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>
Intercepción	-7,2861	0,0854	-7,4536	-7,1186
Variable X 1	3,0205	0,0183	2,9845	3,0564

**Tabla 7.**

Resultados estadísticos de la relación talla-peso ajustada para centolla hembras, según zona prospectada durante las pescas de investigación, XII Región.

**Seno Año Nuevo**

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
R <sup>2</sup> ajustado	0,9207
Error típico	0,2180
Observaciones	730

**ANÁLISIS DE VARIANZA**

	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>F</i>
Regresión	1	402,4	8470,5
Residuos	728	34,6	
Total	729	437,0	

	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>
Intercepción	-6,4876	0,1394	-6,7613	-6,2140
Variable X 1	2,8312	0,0308	2,7708	2,8916

**Islas Timbales**

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
R <sup>2</sup> ajustado	0,9037
Error típico	0,1724
Observaciones	1861

**ANÁLISIS DE VARIANZA**

	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>F</i>
Regresión	1	518,8	17463,7
Residuos	1859	55,2	
Total	1860	574,1	

	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>
Intercepción	-6,2456	0,0981	-6,4379	-6,0533
Variable X 1	2,7925	0,0211	2,7511	2,8340

**Tabla 8.**

Resultados estadísticos de la relación talla-peso ajustada para centolla machos y hembras totales durante las pescas de investigación, XII Región.

**Machos**

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
R <sup>2</sup> ajustado	0,9448
Error típico	0,1957
Observaciones	2083

**ANÁLISIS DE VARIANZA**

	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>F</i>
Regresión	1	1365,2	35641,9
Residuos	2081	79,7	
Total	2082	1444,9	

	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>
Intercepción	-7,4701	0,0750	-7,6171	-7,3230
Variable X 1	3,0591	0,0162	3,0273	3,0908

**Hembras**

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
R <sup>2</sup> ajustado	0,9154
Error típico	0,1885
Observaciones	2591

**ANÁLISIS DE VARIANZA**

	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>F</i>
Regresión	1	995,3	28017,8
Residuos	2589	92,0	
Total	2590	1087,3	

	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>
Intercepción	-6,4849	0,0782	-6,6383	-6,3315
Variable X 1	2,8404	0,0170	2,8071	2,8737

**Tabla 9.**

Evolución mensual de las tallas promedios y extremas obtenidas del muestreo de los desembarques de centolla en la XII Región 1996, y proporción de machos bajo la talla mínima legal de extracción.

Mes	julio	agosto	septiembre	octubre	noviembre	Total
Talla prom (mm)	131,06	131,34	133,45	136,77	133,55	133,29
Talla max (mm)	177,00	170,00	174,00	177,00	175,00	177,00
Talla min (mm)	87,00	87,00	100,00	100,00	87,00	87,00
Desv. st	11,85	9,46	13,41	13,56	14,16	12,32
n° de datos	1.086	2.697	1.207	2.093	816	7.899
% bajo 120 mm	15,6%	8,9%	15,8%	8,5%	14,8%	11,4%

**Tabla 10.**

Proporciones, desviaciones estándar y tallas modales obtenidas del análisis de mezclas distribucionales de las frecuencias de tallas de las capturas de centolla machos XII Región, entre los años 1984-1987 y 1996.

Año	Parámetro	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5
1984	porporción	13,8%	21,6%	25,6%	31,3%	7,7%
	Desv. st.	7,880	5,621	5,932	7,793	7,000
	Talla modal	98,145	109,074	121,737	137,642	149,838
1985	porporción	2,0%	8,4%	64,9%	24,6%	
	Desv. st.	6,318	7,389	12,636	11,994	
	Talla modal	71,078	85,137	116,920	142,871	
1986	porporción	1,8%	10,2%	23,3%	39,9%	24,8%
	Desv. st.	9,612	9,412	10,546	10,975	13,785
	Talla modal	52,817	79,032	94,617	116,658	138,481
1987	porporción	0,6%	7,6%	21,6%	44,0%	26,3%
	Desv. st.	2,473	10,048	11,408	10,529	11,627
	Talla modal	39,746	78,264	94,517	112,734	131,233
1996	porporción	24,5%	51,2%	22,7%	1,7%	
	Desv. st.	8,721	9,512	9,452	4,320	
	Talla modal	64,314	91,997	113,860	131,030	

**Tabla 11.**

Proporciones, desviaciones estándar y tallas modales obtenidas del análisis de mezclas distribucionales de las frecuencias de tallas de las capturas de centolla hembras XII Región, entre los años 1984-1987 y 1996.

Año	Parámetro	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5
1984	porporción	12,1%	29,4%	42,9%	15,5%	
	Desv. st.	5,801	5,012	6,021	6,297	
	Talla modal	89,828	102,497	113,645	125,844	
1985	porporción	10,9%	20,5%	44,0%	24,6%	
	Desv. st.	9,123	7,034	7,586	10,201	
	Talla modal	81,642	98,347	111,020	125,830	
1986	porporción	5,2%	22,9%	41,4%	23,2%	7,3%
	Desv. st.	9,839	8,541	8,666	9,179	8,310
	Talla modal	69,354	85,409	102,279	117,588	135,577
1987	porporción	8,7%	28,6%	37,5%	22,3%	2,8%
	Desv. st.	6,238	6,923	7,038	7,927	6,134
	Talla modal	78,521	95,014	105,072	117,892	135,897
1996	porporción	21,0%	25,3%	35,6%	13,7%	4,4%
	Desv. st.	8,953	7,602	6,989	5,466	6,254
	Talla modal	64,338	90,410	101,058	116,832	131,090

**Tabla 12.**

Tallas observadas, edades asignadas y tallas predichas por el modelo de crecimiento de centolla machos en la XII Región.

Nº	Mes (años)	Talla modal (mm)	Edad base (años)	Edad Total (años)	Talla estimada (mm)
1	0,667	39,746	1	1,667	45,968
2	0,750	52,817	1	1,750	48,269
3	0,708	64,314	2	2,708	71,966
4	0,833	71,078	2	2,833	74,720
5	0,667	78,264	2	2,667	71,041
6	0,750	79,032	2	2,750	72,897
7	0,833	85,137	3	3,833	94,222
8	0,708	91,997	3	3,708	92,002
9	0,667	94,517	3	3,667	91,256
10	0,750	94,617	3	3,750	92,753
11	0,917	98,145	3	3,917	95,666
12	0,917	109,074	4	4,917	111,109
13	0,667	112,734	4	4,667	107,554
14	0,708	113,860	4	4,708	108,155
15	0,750	116,658	5	5,750	121,666
16	0,833	116,920	5	5,833	122,621
17	0,917	121,737	5	5,917	123,559
18	0,708	131,030	6	6,708	131,677
19	0,667	131,233	6	6,667	131,287
20	0,917	137,642	6	6,917	133,597
21	0,750	138,481	7	7,750	140,459
22	0,833	142,871	7	7,833	141,080
23	0,917	149,838	8	8,917	148,214

**Tabla 13.**

Tallas observadas, edad asignadas y tallas predichas por el modelo de crecimiento de centolla hembras en la XII Región.

N°	Mes (años)	Talla modal (mm)	Edad base (años)	Edad Total (años)	Talla estimada (mm)
1	0,708	64,338	1	1,708	65,138
2	0,750	69,354	1	1,750	66,051
3	0,667	78,521	2	2,667	84,079
4	0,833	81,642	2	2,833	86,994
5	0,750	85,409	2	2,750	85,550
6	0,917	89,828	2	2,917	88,413
7	0,708	90,410	2	2,708	84,812
8	0,667	95,014	3	3,667	100,105
9	0,833	98,347	3	3,833	102,458
10	0,708	101,058	3	3,708	100,696
11	0,750	102,279	3	3,750	101,292
12	0,917	102,497	3	3,917	103,603
13	0,667	105,072	3	3,667	100,105
14	0,833	111,020	4	4,833	114,943
15	0,917	113,645	4	4,917	115,868
16	0,708	116,832	4	4,708	113,521
17	0,750	117,588	4	4,750	114,002
18	0,667	117,892	4	4,667	113,043
19	0,833	125,830	5	5,833	125,024
20	0,917	125,844	5	5,917	125,770
21	0,708	131,090	6	6,708	132,235
22	0,750	135,577	6	6,750	132,549
23	0,667	135,897	7	7,667	138,733



**Tabla 14.**

Parámetros de crecimiento sus desviaciones estándar estimados para centolla en la XII Región.

Machos	Loo(mm)	K (1/año)	to (años)
Estimado	175,358	0,215	0,255
Desv. st.	12,047	0,038	0,234
Hembras	Loo(mm)	K (1/año)	to (años)
Estimado	167,276	0,214	-0,598
Desv. st.	12,768	0,045	0,351

**Tabla 15**

Tallas, proporciones, desviaciones estándar y número de individuos por clases de edad, estimadas del desembarque de centolla machos durante 1996 en la XII Región.

Edad (años)	5	6	7	8	9+
Talla (mm)	112,136	124,367	134,231	142,188	154,207
Proporción	9,67%	32,66%	34,23%	12,87%	10,57%
Desv. st	7,138	6,484	5,694	6,902	8,353
N° individuos	60.538	204.454	214.281	80.579	66.151

**Tabla 18.**

Valor de los parámetros del vector de selectividad, mortalidad por pesca de los grupos de tallas completamente reclutados y varianza del modelo APCT aplicado al recurso centolla en la XII Región.

Año de la evaluación		Parámetros patrón selectividad			Mortalidad por pesca (For)	Varianza del modelo
		b0	b1	b2		
1979	Valor parámetro	5,2758	0,2793	0,9884	0,2516	31.562.479
	Desviación std.	1,7298	0,3980	0,3708	0,0076	
1983-85	Valor parámetro	4,6548	0,0563	1,4299	0,3123	37.793.255
	Desviación std.	0,0176	0,0012	0,0056	0,0064	
1987-89	Valor parámetro	3,7969	0,0162	1,8122	0,2200	109.664.425
	Desviación std.	0,0120	0,0003	0,0050	0,0037	
1992-94	Valor parámetro	3,8850	0,0223	1,6635	0,2697	36.303.783
	Desviación std.	0,0156	0,0005	0,0064	0,0061	
1994-96	Valor parámetro	3,8291	0,0221	1,6434	0,2791	23.331.385
	Desviación std.	0,4067	0,0144	0,1784	0,1753	

**Tabla 19**

Desembarques promedios, biomasa y abundancia de centolla en la XII Región, estimadas de la aplicación del modelo APCT

Año de la evaluación	Biomasa (t)	Abundancia (n°)	Desembarque promedio (t)
1979	13.553	11.107.556	2.255
error (+/-)	1.306	1.220.795	
1983-85	14.267	12.000.617	2.630
error (+/-)	1.705	107.955	
1987-89	15.307	12.246.520	2.136
error (+/-)	2.504	100.483	
1992-94	7.388	6.053.268	1.175
error (+/-)	458	64.606	
1994-96	6.900	5.670.764	1.125
error (+/-)	491	67.422	

**Tabla 20**

Mortalidades por pesca de referencia y tasas de explotación estimadas para el stock de centolla en la XII Región.

Año de la evaluación	Tasa de explot. (u)	Mortalidad por pesca (Fcr)	Mortalidad por pesca (Fo.1)	Mortalidad por pesca (Fmáx)
1979	9,83%	0,2516	0,135	0,195
1983-85	10,58%	0,3123	0,165	0,235
1987-89	8,52%	0,2200	0,141	0,195
1992-94	9,36%	0,2697	0,162	0,235
1994-96	9,45%	0,2791	0,170	0,245

**Tabla 21.**

Evolución de la mortalidad total y por pesca global estimadas para centolla en la XII Región, entre 1979 y 1996.

Año	Modelo ajustado $y = \ln(c/dt); x = t(L)$	Mortalidad total (Z)	Mortalidad por pesca (F)	Coef. de determinación
1979	$y = -0,6795x + 11,615$	0,6795	0,3095	R2 = 0,9893
1980	$y = -0,6370x + 11,915$	0,6370	0,2670	R2 = 0,9774
1981	$y = -0,6595x + 13,216$	0,6595	0,2895	R2 = 0,9960
1982	$y = -0,6686x + 12,619$	0,6686	0,2986	R2 = 0,9931
1983	$y = -0,7097x + 12,575$	0,7097	0,3397	R2 = 0,9936
1984	$y = -0,7863x + 12,785$	0,7863	0,4163	R2 = 0,9979
1985	$y = -0,7412x + 12,625$	0,7412	0,3712	R2 = 0,9956
1986	$y = -0,7127x + 11,792$	0,7127	0,3427	R2 = 0,9633
1987	$y = -0,6015x + 11,522$	0,6015	0,2315	R2 = 0,9837
1988	$y = -0,5804x + 11,684$	0,5804	0,2104	R2 = 0,9872
1989	$y = -0,7700x + 12,559$	0,7700	0,4000	R2 = 0,9848
1992	$y = -0,7224x + 12,058$	0,7224	0,3524	R2 = 0,9598
1993	$y = -0,6700x + 11,868$	0,6700	0,3000	R2 = 0,9937
1994	$y = -0,7189x + 12,608$	0,7189	0,3489	R2 = 0,9950
1996	$y = -0,6188x + 16,268$	0,6188	0,2488	R2 = 0,9460

**Tabla 22.**

Producción biomásica de centolla en la XII Región,  
proyectada para 1997.

	Límite inferior	Estimador central	Límite superior
Biomasa 1996 (t)	6.409	6.900	7.391
Producción 1997 (t)	2.087	2.246	2.406