

MODELOS DE PRODUCCIÓN EXCEDENTE APLICADOS A LOS RECURSOS CORVINA Y PESCADILLA

PROYECTO URU /92/003

Editores

Miguel Rey

Director Plan de Investigación Pesquera

Guillermo Arena

Asesor Plan de Investigación Pesquera



PROLOGO

Los trabajos presentados en esta publicación se encuentran establecidos en los objetivos inmediatos 2 y 3 del Proyecto, los cuales tienden a determinar los mecanismos de administración de los recursos corvina y pescadilla congruentes con los lineamientos de la política de uso eficiente y racional de los recursos pesqueros postulados por el Gobierno.

Estos trabajos presentan resultados establecidos en los puntos 2.3.1 (Captura máxima sostenible de corvina) y 3.2.2 (Captura máxima sostenible de pescadilla) del documento del proyecto.

Los valores estimados se obtuvieron a partir de diferentes modelos, y de un registro histórico importante por lo cual dichos valores podrán ser utilizados como punto de referencia para la administración racional de estos recursos.

CAPTURA MÁXIMA SOSTENIBLE DE LA CORVINA (*Micropogonias furnieri*) EXPLOTADA EN EL RÍO DE LA PLATA Y LA ZONA COMÚN DE PESCA (PERÍODO 1986-1997)

Guillermo Arena y Miguel Rey



Corvina (*Micropogonias furnieri*)

1. Introducción

La corvina (*Micropogonias furnieri*) es el más importante de los recursos costeros explotados por la flota costera uruguaya, con desembarques anuales del orden de las 20.000 a 30.000 toneladas, que siguen en importancia a los correspondientes a la merluza (pesca de altura). También es la especie costera con mayores desembarques en la República Argentina.

Diversos indicios sugieren que este recurso se encuentra sobrexplotado, o en todo caso sometido a sus niveles máximos de explotación.

El efectivo unitario de corvina capturado en el Río de la Plata y Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU) se distribuye fundamentalmente en aguas del Río de la Plata Exterior y su Frente Marítimo. También se localiza otra concentración relativamente importante de la especie frente a la costa atlántica uruguaya, que posiblemente corresponda a una población "riograndense" del sur del Brasil (Vazzoler, 1971), con fuerte incidencia de ejemplares de gran tamaño puesto que en esa zona están poco sometidos al esfuerzo de pesca (Ehrhardt et. al., 1977). El efectivo unitario explotado por la flota uruguaya no abarcaría en cambio, a niveles significativos, una posible población de la especie situada más al sur y fuera de la ZCPAU, en la zona denominada "El Rincón", al sur de la Provincia de Buenos Aires.

De acuerdo al Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo (firmado por la República Oriental del Uruguay y la República Argentina el 19 de noviembre de 1973), los volúmenes de captura por especie dentro de la Zona Común de Pesca se distribuirán entre ambos países "en forma equitativa, evaluada en base a criterios científicos y económicos" (Art. 74); y en el Art. 82 se establece que la Comisión Técnica Mixta del Río de la Plata y su Frente Marítimo (CTMFM), creada por el mencionado Tratado en su Art. 80, "fijará los volúmenes de captura por especie y los distribuirá entre las Partes, de conformidad a lo establecido en el Art. 74". A su vez, tales

volúmenes de captura deberán ser ajustados en forma periódica, ante posibles cambios en el estado de los recursos.

En tal sentido, el presente trabajo fue el aporte uruguayo dirigido a obtener un estimado actualizado de la Captura Máxima Sostenible de la corvina, en el ámbito del Grupo de Trabajo de Recursos Costeros de la CTMFM. Con algunos agregados, tanto su metodología como sus conclusiones fueron aprobadas también por los investigadores argentinos según consta en las Actas 4/98, 5/98 y 6/98 del citado Grupo de Trabajo.

2. Material y métodos

En el presente trabajo se busca evaluar la Captura Máxima Sostenible (CMS) de la corvina mediante los modelos de producción excedente propuestos por Schaefer (1954; 1957) y Fox (1970; 1974).

El modelo de Schaefer asume una relación lineal entre el esfuerzo estandarizado de pesca y los rendimientos correspondientes, de acuerdo con la ecuación:

$$cpue_j = cpue_0 + b * f_j \quad (1)$$

donde:

$cpue_j$ = rendimiento medio estandarizado durante el año “j”

$cpue_0$ = rendimiento al estado virgen del recurso (su valor es el del intercepto “a” de la regresión lineal de los puntos observados de rendimiento anual estandarizado, contra los esfuerzos estandarizados correspondientes)

b = pendiente de la regresión lineal

f_j = esfuerzo estandarizado correspondiente al año “j”.

Según este mismo modelo, la captura estimada para un año “j” será:

$$C_j = cpue_0 * f_j + b * (f_j)^2 \quad (2)$$

En cuanto a la Captura Máxima sostenible, se estimará según:

$$CMS = (cpue_0)^2 / 4 [b] \quad \text{o bien} \quad CMS = a^2 / 4 [b] \quad (3)$$

donde [b] es el valor absoluto de la pendiente.

El esfuerzo estandarizado que permitirá dicha captura será de:

$$f_{CMS} = cpue_0 / 2 [b] \quad \text{o bien} \quad f_{CMS} = a / 2 [b] \quad (4)$$

Por último, el rendimiento medio de la flota tipo, a los niveles de la CMS, se estimará como:

$$cpue_{CMS} = cpue_0 / 2 \quad \text{o bien} \quad cpue_{CMS} = a / 2 \quad (5)$$

En cuanto al modelo de Fox, en lugar de asumir una relación lineal entre esfuerzo estandarizado y rendimientos, supone una función de tipo exponencial:

$$cpue_j = cpue_0 * e^{b * f_j} \quad (6)$$

Linearizando logarítmicamente la ecuación anterior resulta que:

$$\ln cpue_j = \ln cpue_0 + b * f_j \quad (7)$$

En esta ecuación linearizada pueden calcularse el intercepto “a” y la pendiente “b” mediante regresión lineal del logaritmo natural del rendimiento contra el esfuerzo estandarizado, de modo que:

$$cpue_0 = e^a \quad (8)$$

Las restantes ecuaciones son:

$$C_j = cpue_0 * f_j * e^{(b * f_j)} \quad (9)$$

$$CMS = cpue_0 / [b] * e \quad (10)$$

$$f_{CMS} = 1 / [b] \quad (11)$$

$$cpue_{CMS} = cpue_0 / e \quad (12)$$

Tanto el modelo de Schaefer como el modelo de Fox, asumen los siguientes supuestos básicos:

- a) -Los datos manejados de captura y esfuerzo proceden de un único efectivo unitario, en este caso el correspondiente al Río de la Plata y su Frente Marítimo, que es el mayoritariamente explotado por las flotas costeras de Argentina y Uruguay.
- b) -Los rendimientos, en situaciones estabilizadas del esfuerzo de pesca, son función de la abundancia y densidad del recurso (función lineal según Schaefer o exponencial según Fox). En caso de no observar situaciones de equilibrio entre esfuerzo y rendimientos, cabe aplicar la modificación propuesta por Gulland (1969), según la cual se asocia el rendimiento de un año con el promedio del esfuerzo de pesca de ese mismo año y de algunos años previos (durante un período igual a la mitad de la “vida útil” del recurso).

c) -La abundancia del efectivo unitario considerado depende únicamente de las capturas totales que lo afectan, y no de cambios ambientales, variaciones en el reclutamiento, alteraciones del ciclo migratorio, etc.

d) -La densidad del recurso depende únicamente de su abundancia (no influyen cambios en las pautas de distribución, por ejemplo).

e) -Dicha densidad es la única o principal determinante de los rendimientos, los cuales se ven poco afectados por razones ajenas a la misma, tales como cambios en la estructura de la flota, en el poder de pesca de las unidades que la integran, su especie objetivo, su modalidad operativa o los caladeros más visitados, etc.

Tal como ocurre en la mayoría de los modelos utilizados en dinámica de poblaciones, raramente se cumplen la totalidad de los supuestos básicos. En el caso de los métodos aquí aplicados se producen factores tendentes a la sobrestimación de la CMS, pero asimismo otros aspectos llevan a su subestimación.

Factores de sobrestimación de la CMS

a) -En realidad pocas veces se dan situaciones estabilizadas del esfuerzo de pesca a lo largo del desarrollo de una pesquería. El incumplimiento de ese requisito hace que los rendimientos utilizados en el cálculo no hayan dispuesto aún del tiempo necesario para adecuarse a los niveles de explotación correlativos. Esto determina una subestimación de la pendiente cuando se asocia rendimiento con esfuerzo total estandarizado, puesto que un incremento del esfuerzo no se refleja de inmediato en una caída de los rendimientos hasta llevarlos a nuevos niveles de equilibrio, y una disminución brusca del mismo no da lugar a su rápida recuperación hasta alcanzar dicho nivel. Tal subestimación de la pendiente lleva a sobrestimar la CMS, lo cual resulta obvio atento a las ecuaciones (3) y (10), con las cuales se estima dicha magnitud según los modelos de Schaefer y de Fox respectivamente.

b) Ciertos recursos presentan una tendencia a concentrarse siempre dentro de márgenes más o menos constantes de densidad, independientemente de que la biomasa disminuya debido a mortalidad por pesca, sustituyendo una distribución amplia y relativamente homogénea por una distribución en “*patches*”. Esto también sobrestimaría la CMS, pues los rendimientos obtenidos por la flota mediante búsqueda del recurso no reflejarían el impacto real de la pesquería sobre la biomasa del mismo.

c) Puede ocurrir que, dentro del período analizado, se haya dado un incremento del poder de pesca de los buques seleccionados como “flota tipo” a fin de estandarizar los rendimientos y el esfuerzo de pesca. Dicho incremento puede deberse a la “puesta a nuevo” de la unidad en varadero, o bien a la incorporación de novedosas y más sofisticadas técnicas de pesca, equipos de detección de los recursos, mejora en la potencia de motor que permite utilizar redes de mayor porte, estrategias mancomunadas de concentración de la flota sobre los mejores caladeros a través de comunicaciones por

radio, etc. Incluso en una oportunidad se constató un notable aumento de los rendimientos en un buque al pasar a la actividad privada, luego de pertenecer a un organismo pesquero del Estado. Dicho aumento del poder de pesca, si se produce en los últimos años del período de referencia, tiende a disminuir la pendiente y en consecuencia a sobrestimar la CMS.

Factores de subestimación de la CMS

a) -Los rendimientos obtenidos no sólo reflejan la mayor o menor densidad y biomasa del recurso, sino que a niveles altos del esfuerzo de pesca se ven disminuidos por el espantamiento que produce la actividad de una flota numerosa, especialmente en aguas someras tal como ocurre en el caso de la pesca de corvina. Esto lleva a una subestimación del rendimiento ante altos niveles de esfuerzo, y a una recuperación inmediata al reducirse el mismo (mientras que un proceso de incremento de la biomasa debido a reclutamiento y crecimiento sería mucho más lento). A consecuencia de ello se exagera la pendiente que vincula rendimientos con esfuerzo estandarizado de pesca, lo cual subestima la CMS, según resulta de las ecuaciones (3) y (10) respectivamente.

b) -Otro factor de subestimación de la CMS es el envejecimiento y consecuente pérdida de eficiencia de los buques seleccionados como “flota tipo” a través de los años, lo cual reduce progresivamente los rendimientos a lo largo del período considerado, independientemente de una eventual disminución de la densidad y la biomasa. Salvo algunas excepciones, no consideradas al estandarizar el esfuerzo en el presente trabajo, los buques abocados a la pesca de la corvina han experimentado efectivamente un deterioro con el paso del tiempo, dentro del lapso 1986-1997.

c) -También puede ser causa de subestimación de la CMS un descenso “artificial” de los rendimientos, debido a un incremento en el contralor de las áreas protegidas donde normalmente se registran altas densidades del recurso. Probablemente este fenómeno tenga lugar en el caso de la corvina, en el período de referencia.

d) -Por último, los estimados de la CMS pueden ser inferiores a lo real cuando al aplicar los modelos se utiliza información subestimada de las capturas. Parece muy probable que los valores manejados en el caso de corvina no tengan en cuenta la totalidad de las capturas, fundamentalmente de aquellas que provienen de la pesca artesanal.

Los modelos de Schaefer y Fox utilizados deben basarse en datos sobre capturas totales del efectivo unitario de la especie en toda su área de distribución, así como relativos al esfuerzo estandarizado total producido por las diferentes pesquerías que operan sobre el recurso.

La estandarización del esfuerzo de pesca se llevó a cabo en base al rendimiento de una “flota tipo”, tal como sugieren diversos autores (Gulland, 1969; Cadima, 1978; García & Le Reste, 1981; Sparre *et al.*, 1989, etc.), mediante la ecuación:

$$\text{Esfuerzo estandarizado total} = \text{Captura total} / \text{rendimiento de la "flota tipo"} \quad (13)$$

Este método permite la estandarización del esfuerzo aún cuando el efectivo unitario de la especie sea capturado mediante diversas modalidades de pesca, tal como ocurre con la corvina del Río de la Plata y su Frente Marítimo, explotada fundamentalmente mediante arrastre de fondo en pareja pero también al arrastre de puertas y, a nivel artesanal, utilizando palangres o redes de enmalle.

El rendimiento medio anual de la “flota tipo”, necesario para la aplicación de (13), se estimó como:

$$cpue_{\text{tipo}} = \Sigma C_i / \Sigma f_i \quad (14)$$

donde:

C_i = captura anual efectuada por el buque seleccionado “i”

f_i = esfuerzo de pesca realizado por el buque seleccionado “i”, para obtener esa captura.

La selección de la “flota tipo” estuvo atenta a eliminar sesgos que atenten contra los supuestos básicos previamente enunciados. En tal sentido se buscó:

- 1) -Utilizar información sobre rendimientos anuales correspondiente a un período amplio (12 años en este caso, entre 1986 y 1997), tanto para obtener una pendiente de regresión confiable como para minimizar el impacto de posibles cambios azarosos en el reclutamiento o de variaciones ambientales que afecten la abundancia o la distribución del recurso.
- 2) -Que la “flota tipo” sea numerosa, y que opere dentro del mismo tipo de pesca, dirigido especialmente al recurso de referencia. En tal sentido se seleccionaron 12 unidades al arrastre en pareja, la modalidad más característicamente abocada a la captura de corvina.
- 3) -Que los buques integrantes de dicha “flota tipo” tengan al efectivo unitario analizado como especie objetivo, con capturas elevadas del mismo. Es por ello que se optó por utilizar información únicamente de aquellas unidades al arrastre en pareja con desembarques de corvina de 500 toneladas/año o más, durante al menos 5 años del período considerado, y donde esta especie representase no menos de un 40 % del desembarque total.
- 4) -Que los rendimientos anuales de los buques que integran la “flota tipo” estén basados en un número significativo de viajes al año, sin haber variado a lo largo del período su temporada de pesca. Para ello se seleccionaron unidades en pareja con más de 15 viajes/año y 50 días de pesca/año, repartidos a través del período de referencia según una pauta similar (fundamentalmente durante invierno y primavera-verano).

5) -Que las unidades de pesca a incluir como “flota tipo” hayan operado durante un número significativo de años del período que se analiza. En el presente estudio se eligieron “parejas” con no menos de 4 años de actividad dentro del lapso 1986-1997, con un promedio de 8.33 años para el conjunto de las 12 unidades seleccionadas.

6) -Que esa “flota tipo” sea homogénea en cuanto a sus características físicas, y que los buques que la integran no hayan efectuado cambios de las mismas dentro del período de referencia. En tal sentido las unidades seleccionadas estuvieron en un rango aproximado de entre 18 y 27 m de eslora total, 250 a 450 HP de potencia de motor principal, y 60 y 140 TRB. Estos valores corresponden al promedio de ambos buques integrantes de la pareja; y cabe destacar que su poder de pesca no se vio afectado por posibles diferencias entre las distintas unidades de tales aspectos mensurables, puesto que al relacionarlos con los respectivos rendimientos el coeficiente de correlación fue “no significativo”, con un valor de $r^2 = 0,023$ para el caso de la eslora, de $r^2 = 0,015$ para la potencia y $r^2 = 0,001$ para el tonelaje de registro bruto.

7) -Asimismo las unidades de pesca seleccionadas habrán de presentar similares rendimientos, incluyendo fluctuaciones y tendencias parecidas, a fin que que la inactividad de una o la incorporación a la pesquería de otra no alteren los rendimientos medios del total de la “flota tipo”. Este requisito se cumplió satisfactoriamente, como se verá más adelante al analizar los resultados.

8) -Que durante el lapso considerado, para las unidades de pesca integrantes de la “flota tipo” no se hayan registrado cambios significativos en la zona de pesca (Río de la Plata y su Frente Marítimo), en la modalidad operativa o en el poder de pesca. Este criterio de selección se cumplió parcialmente, puesto que si bien los caladeros y la modalidad pesquera se mantuvieron estables durante el período, parece probable que su poder de pesca se viera disminuído por envejecimiento a través de los años, lo cual derivaría en una subestimación de la CMS.

9) -Que las capturas tomadas en cuenta para la aplicación de los modelos sean capturas totales (tanto de Uruguay como de Argentina, mediante el conjunto de las modalidades de pesca utilizadas) en toda el área de distribución del efectivo unitario considerado.

Si bien los rendimientos utilizados para estandarizar el esfuerzo según la ecuación (13) pueden provenir de campañas de un buque de investigación (que sería en sí mismo la “flota tipo”), para la aplicación de estos modelos parece preferible utilizar datos de la flota pesquera. En efecto, en ese caso tales rendimientos están respaldados por un esfuerzo de pesca muchísimo mayor, y así por ejemplo en el presente trabajo se basan en una media de 34.414 horas estandar de arrastre al año, por parte de las 12 unidades consideradas como “flota tipo”; mientras que un buque de investigación que realizara 4 campañas anuales (una por cada estación, con una cobertura por campaña de 70 lances estandar de media hora dentro del área investigada), operaría apenas 140 horas al año, lo cual daría lugar a un incremento de las fuentes de error al disminuirse sustancialmente el tamaño de la muestra.

Otra ventaja de utilizar como “flota tipo” a los buques de la flota redica en que ellos realizan una cobertura simultánea y muy amplia de la zona de distribución de la especie, mientras que el B/I tiene una actividad esporádica (con una campaña de alrededor de 20 días cada tres meses, en el mejor de los casos) y va cubriendo los distintos sectores de pesca en forma sucesiva, no simultánea, lo cual implica el riesgo de que el recurso se desplace durante las operaciones (siendo en consecuencia doblemente evaluado, o quedando sin evaluar).

Por último, a efectos del interés práctico de los armadores pesqueros resulta importante conocer las fluctuaciones de los rendimientos comerciales, no los de un B/I que no opera en las mismas condiciones que los pesqueros de la flota.

3. Resultados y discusión

En la Tabla 1 se presentan los desembarques anuales de las 12 unidades en pareja seleccionadas como “flota tipo”, durante el lapso de referencia 1986-1997, de entre un total de 196 parejas de pesqueros uruguayos que operaron en ese período. Al pie de dicha Tabla se puede observar que esas 12 unidades aportaron anualmente entre un 34.48 % y un 65.28 % del desembarque total al arrastre de corvina en ese año, con una media de un 55.30 % para el conjunto del período, lo cual es un claro índice de su elevada representatividad

En la Figura 1 aparecen los rendimientos anuales (en Kg/hora) de esas 12 unidades de pesca, donde se observa una general similitud entre los mismos, con magnitudes parecidas, tendencia general decreciente, valores elevados para 1987 o 1988 y un pico algo menor para 1995. Esta coincidencia valida el cálculo de un rendimiento medio anual de la “flota tipo”. Los únicos rendimientos que resultan muy superiores a los restantes son los correspondientes a la pareja “Calon I- Calon II”, especialmente entre los años 1988-1992; pero de todas formas fueron incluidos en el conjunto (pese a que su tendencia decreciente es mayor que la de las restantes unidades, lo cual llevaría a subestimar la CMS) puesto que se trata de unidades especialmente adaptadas a la pesca en pareja de la corvina, que trabajaron en esa modalidad durante todo el período, y que incluso tienen dimensiones algo inferiores a las de las restantes embarcaciones consideradas.

En la Figura 2 se muestra que las 12 parejas integrantes de la “flota tipo” desarrollaron una actividad claramente dirigida a la corvina, con desembarques del recurso que normalmente representaron entre el 40% y el 90 % del desembarque total.

Las Figuras 3 a 7 reflejan una similitud en la modalidad operativa para todas las unidades de la “flota tipo” seleccionada, con la frecuente realización de entre 20 y 60 viajes/año (Figura 3); de 2 a 5 días de pesca por viaje (Figura 4); de 5 a 15 lances por viaje (Figura 5); de 2 a 4 lances por día de pesca (Figura 6); y con lances de entre 3 y 4 horas de duración (Figura 7). En todos los casos, los valores promedio para el conjunto de unidades consideradas se mantuvieron estables a lo largo de los años considerados 1986-1997.

Esta homogeneidad en los aspectos mencionados, entre las unidades de pesca y durante el período, permite asumir que los rendimientos medios de la “flota tipo” variaron debido a cambios en la biomasa y densidad del recurso, sin estar sesgados por alteraciones en la

modalidad operativa de la flota considerada, o por la mayor o menor actividad de alguno de los buques en ciertos años del período considerado.

En la Figura 8 se presenta el rendimiento medio anual de la “flota tipo”. Allí se observa una clara tendencia decreciente, con un máximo de 1.864 Kg/hora en 1988 y un mínimo de 733 Kg/hora en 1997. Si bien parece razonable que un recurso reduzca sus rendimientos a mediada que es explotado, una disminución a apenas un 39,32 % del rendimiento máximo al final del período parecería estar indicando que el recurso se encuentra sometido a niveles de sobrexplotación.

De todas formas, esta merma tan acusada en los rendimientos pudiera obedecer no sólo a reducción de la abundancia de la especie; sino también, como ya se ha dicho, a mayores niveles de espantamiento ante una creciente actividad de la flota, al envejecimiento y pérdida de eficiencia de los buques durante el período, y al incremento de los contralores respecto a la prohibición de operar en zonas con elevadas concentraciones de la especie.

Sea como sea, una reducción tan significativa de los rendimientos resulta muy grave desde el punto de vista de la rentabilidad de la pesquería, y pudiera hacer colapsar la actividad (aún cuando ello no implicara el colapso del recurso) por razones puramente económicas.

3.1 Modelo de Schaefer

En la Tabla 2 se presenta la planilla de cálculo destinada a establecer la CMS de corvina mediante el modelo de Schaefer. Allí figuran los desembarques anuales de la especie (en toneladas) efectuados por Argentina, Uruguay y Total; el rendimiento medio anual de la “flota tipo” (en Kg/hora), representado en la Figura 8 ya discutida; y el esfuerzo de pesca estandarizado (en miles de horas de arrastre), que se calculó como el cociente entre el desembarque total y el rendimiento medio de la flota tipo. Mediante una regresión lineal que relaciona los rendimientos con el esfuerzo de pesca estandarizado, se obtuvieron los rendimientos estimados; y al multiplicarlos por el correspondiente nivel de esfuerzo se calculó la captura estimada.

En la Tabla 2 y la Figura 9 se presentan los resultados de la regresión lineal. El intercepto de la misma (que corresponde al rendimiento en Kg/hora del recurso al estado vírgen) fue de:

$$a = cpue_0 = 1.835,3 ;$$

y la pendiente fue de:

$$b = -20,624,$$

con un coeficiente de correlación significativo de $r = -0,765$

En dicha figura se observa una muy rápida adecuación de los rendimientos al nivel de esfuerzo pesquero en ese año, lo cual pudiera hacer pensar que (además del natural ajuste de los mismos al esfuerzo de pesca, al tender hacia situaciones de equilibrio) tiene lugar una respuesta de escape del recurso frente a la actividad pesquera.

En efecto, entre los años 1986, 1987 y 1988 se produce una progresiva reducción del esfuerzo estandarizado de pesca, con un incremento del rendimiento correspondiente a ese año más rápido de lo previsible si esto se debiera únicamente a la recuperación de la abundancia y densidad del recurso causada por el ingreso de reclutas y el crecimiento en peso, fenómenos necesariamente lentos. Por el contrario, el rendimiento baja al incrementarse el esfuerzo desde el nivel de 1990 hasta el de 1991, o de 1995 a 1996, en forma más rápida de lo que pudiera explicarse debido a mortalidad por pesca. Los rendimientos mínimos se registran en 1996 y 1997, años de máximo esfuerzo de pesca estandarizado.

Es decir que, en el caso de la corvina durante el período de referencia, los datos observados indicarían que se cumple con el requisito de equilibrio, puesto que se observa una muy rápida respuesta de los rendimientos ante cambios en el esfuerzo de pesca. Esto hizo innecesario aplicar la modificación propuesta por Gulland, 1969. Pero, además, dicha respuesta pudiera estar incluso exagerada debido a una reducción de los rendimientos ante incrementos en la actividad pesquera de la flota.

De ser cierta esta hipótesis según la cual las fluctuaciones del rendimiento se deberían al escape de la corvina en aguas someras al incrementarse la actividad de la flota, además de estar originadas en cambios de la densidad ante situaciones estabilizadas del esfuerzo de pesca, esto produciría un sesgo al acentuar la pendiente que relaciona esfuerzo y rendimientos, con la consecuente subestimación de la CMS.

En la Figura 10 se han vinculado las capturas observadas y estimadas con el esfuerzo de pesca estandarizado. Allí se observa un buen ajuste entre ambos tipos de captura, con un valor de la CMS = 40.830 toneladas, guarismo que coincide con otros estimados efectuados en años previos, tal como se discutirá más adelante.

Según las ecuaciones (4) y (5), el esfuerzo de pesca correspondiente a la CMS es de $f_{CMS} = 44,49$ (en miles de horas de arrastre), y el rendimiento es de $cpue_{CMS} = 917,65$ Kg/h.

Cabe destacar que, tal como resulta de la Tabla 2, los desembarques efectuados en 1995 y 1996 fueron superiores a la CMS (49.824 toneladas y 47.793 toneladas, respectivamente); y que el esfuerzo de pesca durante los dos últimos años del período considerado fue superior al f_{CMS} (52,779 miles de horas de arrastre en 1996 y 51,078 en 1997), a niveles del esfuerzo donde la captura estimada es menor que la CMS (Figura 10). Tales situaciones negativas se vieron reflejadas en una disminución del rendimiento medio de la flota tipo, que en 1996 fue de 906 Kg/h (prácticamente igual al estimado de $cpue_{CMS} = 917,65$ Kg/h), pero que al año siguiente descendió a apenas 733 Kg/h. Todos estos indicadores, junto con la ya comentada merma de los rendimientos (que en 1997 fueron apenas un 39,32 % de los correspondientes a 1988), están indicando una severa situación de sobrepesca del recurso.

Esto implica que, en la situación actual de la especie, la CMS = 40.830 toneladas no resulta aconsejable como punto biológico de referencia.

En cambio, a efectos de la recuperación de la corvina a mediano plazo y para obtener mayor rentabilidad en la pesquería, parece mejor una Captura Óptima Permisible (COP) calculada como el producto de f_{CMS} (esfuerzo estandarizado que permite obtener la CMS en condiciones de equilibrio) por el rendimiento medio actual de la flota tipo (estimado como la media para los años 1996 y 1997, y expresado en toneladas/hora).

Según este cálculo, se obtendría una $COP = 44,49 * [(906 + 733) / 2] = 36.460$ toneladas al año.

De esta forma el recurso comenzará a recuperarse, incrementando sus rendimientos al tender a una nueva situación de equilibrio, con lo cual en años sucesivos el referido producto ($COP = f_{CMS} * cpue_j$) también se hará mayor manteniendo siempre los niveles del esfuerzo de pesca en el nivel de f_{CMS} , hasta que $cpue_j = cpue_{CMS}$, lo cual permitirá alcanzar la CMS.

3.2 Modelo de Fox

La Tabla 3 representa la planilla de cálculo destinada a establecer la CMS de corvina mediante el modelo de Fox. Allí figuran los desembarques anuales de la especie (en toneladas) realizados por Argentina, Uruguay y Total; el rendimiento medio anual de la “flota tipo” (expresado en Kg/hora); su logaritmo natural, y el esfuerzo de pesca estandarizado (en miles de horas de arrastre). Mediante una regresión lineal que relaciona los logaritmos de los rendimientos con el esfuerzo de pesca estandarizado, se estimaron los logaritmos teóricos correspondientes (ecuaciones 7 y 8); y a partir de éstos se pudieron calcular los rendimientos estimados, que al multiplicarse por el correspondiente nivel de esfuerzo permitieron obtener la captura en situaciones de equilibrio.

En la Tabla 3 y la Figura 11 se presentan los resultados de la regresión lineal según el modelo de Fox. El intercepto de la misma fue de:

$a = 7,5981$, de lo cual resulta que, según la ecuación (8), el rendimiento del recurso al estado vírgen fue de:

$cpue_0 = 1.994,4$ Kg/h, valor algo superior al obtenido por el modelo de Schaefer.

En cuanto a la pendiente, fue de:

$b = -0,0176$,

con un coeficiente de correlación significativo de $r = -0,7916$.

En la Figura 12 se presenta la relación de los rendimientos observados y estimados con el esfuerzo de pesca. Allí se observa un ajuste incluso mejor que en el caso del modelo de Schaefer. También, tal como en la Figura 9, se observa una rápida adecuación de los rendimientos al nivel de esfuerzo pesquero en ese año, con un flexible ajuste de los rendimientos al esfuerzo de pesca. Es por ello que se considera que el modelo se aplicó dentro de los necesarios requisitos de equilibrio, por lo cual no fue necesario recurrir a la modificación propuesta por Gulland (1969).

Pero dicho rápido ajuste pudiera deberse también a una respuesta de escape del recurso frente a la actividad pesquera, lo cual pudiera llevar a subestimaciones de la CMS.

En la Figura 13 se han vinculado las capturas observadas y estimadas con el esfuerzo de pesca estandarizado. Allí se observa un buen ajuste entre ambos tipos de captura, con un valor de CMS = 41687 toneladas, guarismo ligeramente superior al obtenido por el método de Schaefer, y que también coincide con otros estimados de la CMS efectuados en años previos.

Según las ecuaciones (11) y (12), el esfuerzo de pesca correspondiente a la CMS es de $f_{CMS} = 56,818$ miles de horas de pesca, y el rendimiento es de $cpue_{CMS} = 733,70$ Kg/h.

Tal como resulta de la Tabla 3, los desembarques efectuados en 1995 y 1996 fueron superiores a la CMS (49.824 toneladas y 47793 toneladas, respectivamente), lo cual se vio reflejado por una disminución del rendimiento medio de la flota tipo, que en 1997 fue de 733 Kg/h, guarismo igual al $cpue_{CMS} = 733,79$ Kg/h. Estos indicadores, junto con la ya comentada merma de los rendimientos, están indicando una situación de sobrepesca del recurso. De todas formas, a diferencia de lo que se observa mediante la aplicación del modelo de Schaefer, el esfuerzo de pesca aplicado durante el período no superó al f_{CMS} en ninguno de los años considerados, de modo que el modelo de Fox (además de proponer una CMS ligeramente más alta) no sugiere una situación tan preocupante como el anterior.

3.3 Comparación de los resultados obtenidos, respecto a bibliografía previa

Tal como queda expuesto, tanto el modelo de Schaefer como el de Fox estiman la CMS de corvina en el entorno de las 40,0 mil toneladas anuales. Esta cifra coincide en general con estimaciones aportadas por la bibliografía previa disponible, tal como resulta del siguiente cuadro:

Cuadro 1: Estimaciones de la CMS de corvina (en miles de toneladas/año), mediante los modelos de producción excedente desarrollados por Schaefer (1954, 1957) y por Fox (1970, 1974).

<u>Autores</u>	<u>Schaefer</u>	<u>Fox</u>
Ehrhardt, N. M. & G. Arena. 1977 (período 1965-1975)	10,3	10,1
Arena, G. 1984. (período 1975-1982)	40,0	40,0
Otero, H. O. & P. M. Ibáñez. 1986. (período 1979 - 1983)	41,0	42,4

Arena, G. 1990.	40,7	40,0
	(según Tacuarembó - Florida, período 1979-1984))	
	41,1	40,8
	(según Categoría 1, integrada por buques en pareja menores 50 TRB y 300 HP, período 1978-1983)	
	50,9	57,9
	(según Categoría 2, integrada por buques en pareja entre 50-150 TRB y 300-500 HP, período 1977-1984)	
Arena, G. & M. Rey. 1993 (período 1980-1992)	38,4	37,5

Cabe señalar que los bajos estimados obtenidos por Ehrhardt & Arena (1977) corresponden a un recurso altamente vulnerado por diversas razones (fundamentalmente la matanza de enorme cantidad de juveniles, como *by catch*, en la pesquería de pescadilla de red), y antes del cierre de esa pesquería y de la adopción de otra serie de medidas decisivas para la recuperación del recurso. En efecto, tal como se señala en Arena (1984) y en Arena (1990), a partir del inicio de los años ochenta se observa una notoria reducción de la pendiente resultante de relacionar rendimientos y esfuerzo estandarizado, a consecuencia de lo cual (teniendo en cuenta las ecuaciones 3 y 10) se registró un notorio aumento de los estimados de CMS.

En cuanto a los valores de 50,9 o 57,9 mil toneladas obtenidos por Arena (1990) a partir de la Categoría 2, cabe señalar el bajo ajuste obtenido ($r = -0,52$ y $r = -0,57$, para Schaefer y Fox respectivamente), de modo que serían poco confiables.

4. Conclusiones

-La “flota tipo” seleccionada cumple muy satisfactoriamente con la mayoría de los requisitos necesarios para que sus rendimientos reflejen fielmente cambios en la biomasa y la densidad del recurso, debidos a mortalidad por pesca. Desembarques anuales de corvina casi siempre superiores a las 500 toneladas; actividad claramente dirigida a dicho recurso, que representó entre el 40% y el 90% del desembarque total; similitud en la modalidad operativa, con niveles altos de esfuerzo de pesca (entre 20 y 60 viajes por año, y más de 50 días de pesca al año para cada unidad considerada); parecidas características en sus aspectos mensurables, en cuanto a eslora, tonelaje y potencia de motor; etc.

-Los desembarques de esta “flota tipo” fueron altamente representativos del desembarque total uruguayo de corvina, pues esas 12 unidades de pesca aportaron entre un 34,48 y un 65,28 de dicho total, con una media para el período 1986-1997 de 55,30 %.

-Las únicas fuentes de sesgo, que pudieran dar lugar a subestimados de la CMS, son el progresivo envejecimiento de esos buques integrantes de la “flota tipo” (con la consiguiente disminución de su poder de pesca), y el endurecimiento de las normas y controles legales en cuanto a operar en determinadas áreas con altos rendimientos de corvina.

-El elevadísimo número de horas de arrastre efectuadas anualmente por la “flota tipo” seleccionada (con un valor promedio, para el total del período, de 34.414 horas de arrastre como esfuerzo estandarizado) redundan en un excelente “tamaño de la muestra”, lo cual hace mucho más confiables sus resultados que en caso de haber aplicado los modelos de Schaefer y de Fox a partir de datos procedentes de un buque de investigación (con apenas unas 140 horas de arrastre anual, en el mejor de los casos).

-La amplitud del período considerado (1986-1997) hace que pierdan relevancia, como fuentes de sesgo, posibles cambios azarosos en aspectos ambientales, distribución de los recursos o intensidad anual del reclutamiento.

-Los rendimientos anuales de las unidades seleccionadas como “flota tipo” tienen magnitudes, fluctuaciones y tendencias coincidentes, lo cual valida el cálculo de un rendimiento medio anual para el total de la misma.

-El rendimiento medio anual de la “flota tipo” muestra una ágil respuesta ante cambios en el esfuerzo de pesca estandarizado, lo cual sugiere una rápida adecuación del recurso hacia situaciones de equilibrio, requerimiento básico en la aplicación de estos modelos. A consecuencia de ello se consideró innecesario aplicar la modificación propuesta por Gulland (1969) en caso de no observarse dichas situaciones de equilibrio.

-De todas formas, dada la sorprendente rapidez observada en la adecuación del rendimiento a los cambios en el esfuerzo de pesca, no cabe excluir la posibilidad de que los rendimientos no varían sólo debido a cambios en la abundancia y densidad del recurso, sino también debido a un “efecto espantamiento” ante una flota numerosa y muy activa, concentrada en determinada zona. De ser cierta esta hipótesis, se estaría produciendo un sesgo que daría lugar a sobrestimaciones de la CMS.

-El gráfico que indica los cambios del rendimiento medio anual de la “flota tipo” a través de los años, muestra una clara tendencia decreciente, con un rendimiento para 1997 de apenas el 39,32% del rendimiento medio anual máximo dentro del período de referencia 1986-1997, correspondiente a 1988.

-Aún cuando esa fuerte tendencia decreciente se debiera en parte a envejecimiento de la flota y aumento de los controles, parece claro que obedece fundamentalmente a una fuerte disminución en la abundancia y densidad del recurso de corvina, que sin duda se encontraría plenamente explotado o incluso sobrexplotado.

-La aplicación del modelo de Schaefer presenta un buen ajuste de la función lineal que asocia rendimientos con esfuerzo de pesca estandarizado, con un valor de $r = -0,765$, lo cual confiere confiabilidad a los resultados obtenidos.

-Según este modelo, el rendimiento al estado virgen habría sido de $cpue_0 = 1.835,3$ Kg/h; la CMS sería de 40.830 toneladas anuales, correspondiente a un esfuerzo de $f_{CMS} = 44,49$ miles de horas de arrastre, y con un rendimiento a ese nivel de $cpue_{CMS} = 917,65$ Kg/h.

-El hecho de que el valor de la $cpue_{CMS}$ sea igual a la mitad del correspondiente al $cpue_0$, sugeriría que la corvina es un recurso por lo menos “plenamente explotado”, atento al concepto resultante de la “Curva de Verlhust”.

-Esta probable sobreexplotación de la corvina parece verse también confirmada porque los desembarques en 1995 y 1996 superaron la CMS; el esfuerzo de pesca en 1996 y 1997 fue mayor que el f_{CMS} , y el rendimiento medio anual de la “flota tipo” durante 1997 fue menor al $cpue_{CMS}$.

-Atento a todos estos aspectos parecería preferible no aplicar el valor de CMS obtenido mediante el modelo de Schaefer, sino una COP = 36.460 toneladas anuales, valor resultante de multiplicar f_{CMS} por el promedio de rendimiento de la flota tipo durante los últimos años considerados (1996 y 1997). Esto permitiría una recuperación del recurso, a fin de poder alcanzar finalmente a extraer en forma sustentable la CMS; y también daría lugar a medianto plazo (tal vez en no más de 3 o 4 años) a una situación más rentable de la pesquería.

-Al aplicar el modelo de Fox se obtuvo un ajuste aún mejor que con el modelo de Schaefer, con $r = -0,7916$ y una mayor aproximación de la línea teórica estimada de rendimiento a los valores observados.

-De acuerdo al modelo de Fox, se obtuvieron valores de CMS = 41.687 toneladas anuales; magnitud que se obtendría mediante un esfuerzo de pesca de $f_{CMS} = 56,818$ miles de horas de arrastre, a lo cual correspondería un rendimiento de $cpue_{CMS} = 733,70$ Kg/h. Según este modelo, el rendimiento al estado virgen habría sido de $cpue_0 = 1994,4$ Kg/h.

-El hecho de que el valor de la $cpue_{CMS}$ sea apenas un 36,8% del correspondiente al $cpue_0$, sugeriría, atento al concepto resultante de la “Curva de Verlhust”, que la corvina aún no ha alcanzado sus niveles de máxima explotación, aunque se encuentre muy próxima a los mismos.

-Esta situación se vería refrendada porque el esfuerzo de pesca nunca llegó a alcanzar al valor de f_{CMS} ; y dado que el rendimiento observado siempre fue mayor que el $cpue_{CMS}$, excepto en 1997, último año del período de referencia, en el que fue prácticamente igual. En cambio debe señalarse que los desembarques durante 1995 y 1996 superaron al valor de CMS estimado mediante el modelo de Fox, lo cual augura una próxima disminución del recurso.

-Teniendo en cuenta todo lo expuesto, la situación actual de la corvina sería de sobrepesca en caso de aplicar el modelo de Schaefer, mientras que en caso de aplicar el modelo de Fox la especie estaría plenamente explotada, con probabilidades de próxima sobreexplotación.

-Los valores de CMS obtenido mediante el modelo de Fox son algo mayores que los calculados mediante el modelo de Schaefer, pero ambos coinciden con las estimaciones de unas 40.0 mil toneladas obtenidas por gran parte de los trabajos de investigación anteriores.

Bibliografía

- Arena, G. 1984. Manejo del recurso corvina blanca en el Uruguay. INAPE, Inf. Téc. N° 38, Montevideo (Uruguay): 28 pp.
- Arena, G. 1990. Evaluación de la captura máxima sostenible de la corvina blanca (*Micropogonias furnieri*) presente en el área operativa de la flota uruguaya, mediante modelos de producción excedente. Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar. Vol. 7, Sec. A: 25-35.
- Arena, G. & M. Rey. 1993. Captura máxima sostenible de corvina (*Micropogonias furnieri*) y pescadilla (*Cynoscion striatus*) mediante modelos de producción excedente, a partir de la flota uruguaya de arrastre en pareja. 1980-1992. Inf. Téc. INAPE, Proyecto de Investigación Pesquera (PIP): 14 pp.
- Cadima, E. L. 1978. Synthetic models. FAO Fis. Circ., 701: 61-77.
- Ehrhardt, N. M. & G. Arena. 1977. Dinámica de población de la corvina blanca (*Micropogon opercularis*) en el Río de la Plata y su frente oceánico. INAPE, Inf. Téc. N° 8, Montevideo (Uruguay): 45 pp.
- Ehrhardt, N. M., G. Arena, Z. Varela, A. Abella, E. Sánchez, C. Ríos & N. de Moratorio. 1977. Evaluación preliminar de los recursos demersales en el Área Común de Pesca Argentino-Uruguaya, 1975-1976. INAPE, Inf. Téc. N° 11: 175 pp.
- Fox, (Jr.) W.W. 1970. An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. Trans. Am. Fish. Soc., 99 (1): 80-88.
- Fox, (Jr.) W.W. 1974. An overview of production modelling. Collect. Vol. Sci. Pap., ICCAT (3): 142-156.
- García, S. & L. Le Reste. 1981. Life cycles, dynamics, exploitation and management of coastal penaeid shrimp stocks. FAO Fish. Tech. Pap. (203): 215pp.
- Gulland, J. A. 1969. Manual of methods for fish stock assessment. Part. 1. Fish population analysis. FAO Man. Fish. Sci., (4): 154pp.
- Otero, H. O. & P. M. Ibáñez. 1986. Abundancia relativa de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). Modelos de producción excedente. Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar., Vol. 1 (2): 341-349.

- Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. Bull. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 1(2):25-56.
- Schaefer, M.B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. Bull. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 2 (6):247-285.
- Sparre, P., E. Ursin & S. C. Venema. 1989. Introduccion to tropical fish stock assessment. Part. 1. Manual FAO Fish. Tech. Pap. N° 306/1, Rome: 337 pp.
- Vazzoler, A. E. A. de M. 1971. Diversificação fisiológica e morfológica de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1822), ao sul de Cabo Frío, Brasil. Bol. Inst. Oceanogr., Sao Paulo (Brasil), 20 (2)

Tabla 1: DESEMBARQUES DE CORVINA (TONELADAS) PARA LOS BUQUES AL ARRASTRE EN PAREJA QUE FUERON SELECCIONADOS COMO FL

AÑOS:	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
BUQUE									
Albamar-Copamar							1320,61	1916,54	1772,36
Almafuerte-Phoenix	657,61	1913,63	1992,87	1661,96	811,41	173,38	1712,91	1669,47	1601,30
Antares I-Espartaco	638,30	3186,80	2439,65	2248,50	590,51	47,02			
Besugo I-Besugo II	462,09	1847,15	2913,53	2327,99	1346,86	211,74	1106,27		
Calon I-Calon II	2450,30	2751,67	2518,58	2424,73	1812,32	203,32	4214,17	889,22	1673,87
Dartesa I-Dartesa II		15,17	416,52	2124,90	917,07	156,66	1627,59	1850,64	1179,36
Dartesa III-Dartesa IV	2151,37	2572,68	2217,29	1356,81	1415,40		1830,76	2131,43	1660,07
Floppy-La Paloma	1931,87	2440,80	1814,31	1736,94		73,92			1311,46
Florida-Tacuarembó	1792,22	839,75	1151,40	792,69			1393,03	1336,63	2110,16
Lavalleja-San Genaro						161,62	125,61	2342,97	1938,77
Oramva-San Rafael	114,73		334,94	1033,64	1078,60	19,99	1360,83	1298,24	1517,26
Peregrino I-Sta. María del Mar	1577,05	1696,74	323,71		568,18		475,33	1123,56	996,60
TOTAL ESTOS BUQUES	11775,54	17264,39	16122,80	15708,16	8540,35	1047,65	15167,11	14558,70	15761,17
TOTAL ANUAL AL ARRASTRE	23566,80	27286,70	25685,90	24063,70	17433,90	3038,00	30983,60	25270,30	27521,40
% ESTOS BUQUES	49,97	63,27	62,77	65,28	48,99	34,48	48,95	57,61	57,27

Tabla 2: CORVINA, CÁLCULO DE LA CAPTURA MÁXIMA SOSTENIBLE MEDIANTE EL MÉTODO DE SCHAEFER SEGÚN RENDIMIENTO MEDIO DE UNA FLOTA TIPO

AÑO	CAPTURAS (en Toneladas)			RENDIMIENTO DE LA FLOTA TIPO (Kg/h).	ESFUERZO ESTANDAR (en miles de horas)
	Argentina (*)	Uruguay (**)	Total		
1986	9300	24393	33693	1259	26,757
1987	8893	28173	37066	1514	24,483
1988	8600	25915	34515	1864	18,512
1989	4500	23993	28493	1339	21,280
1990	5296	17488	22784	1081	21,067
1991	3804	26510	30314	903	33,553
1992	8490	28271	36761	873	42,103
1993	7478	25804	33282	913	36,469
1994	11375	29012	40387	986	40,980
1995	20311	29513	49824	1135	43,912
1996	22048	25745	47793	906	52,779
1997	13705	23743	37448	733	51,078

* -Según información intercambiada en el ámbito de la CTMFM

** -Según Compendio Estadístico Pesquero del INAPE, 1975-1996, Cuadro 2.2

a = $cpue_0$ =

b =

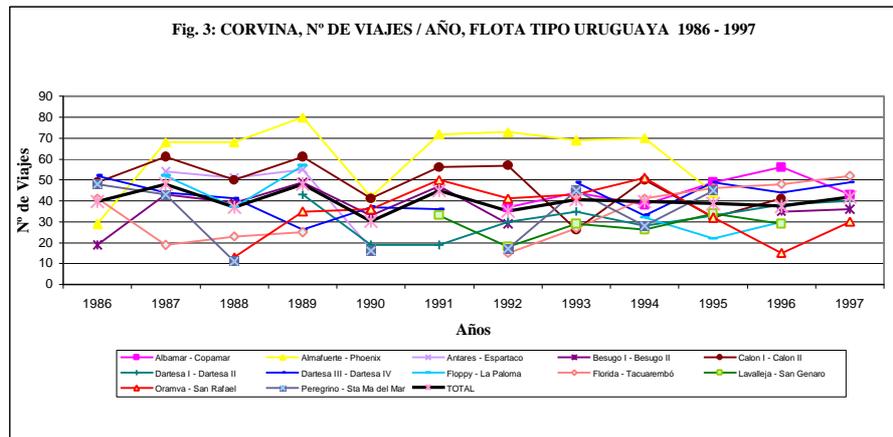
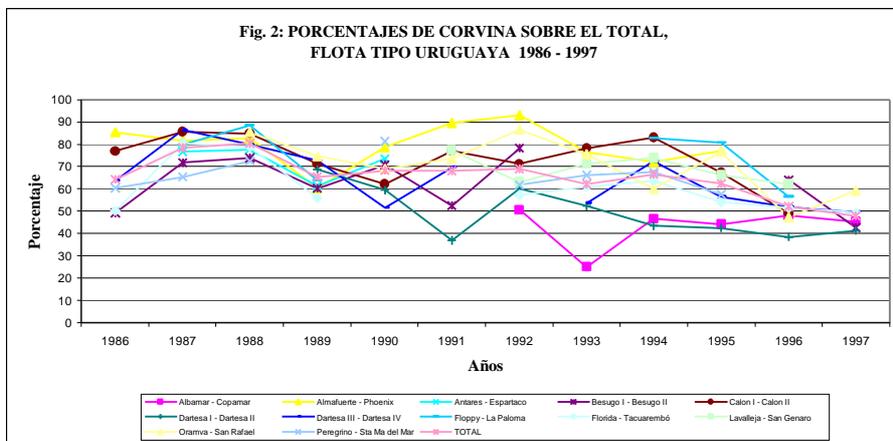
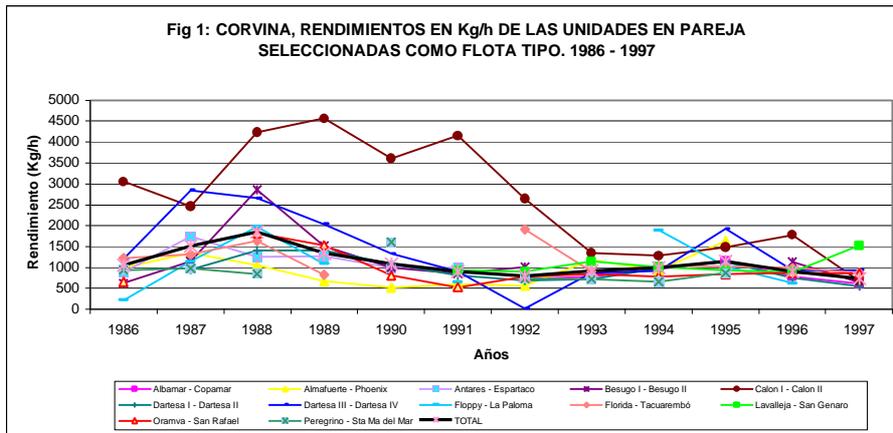
r =

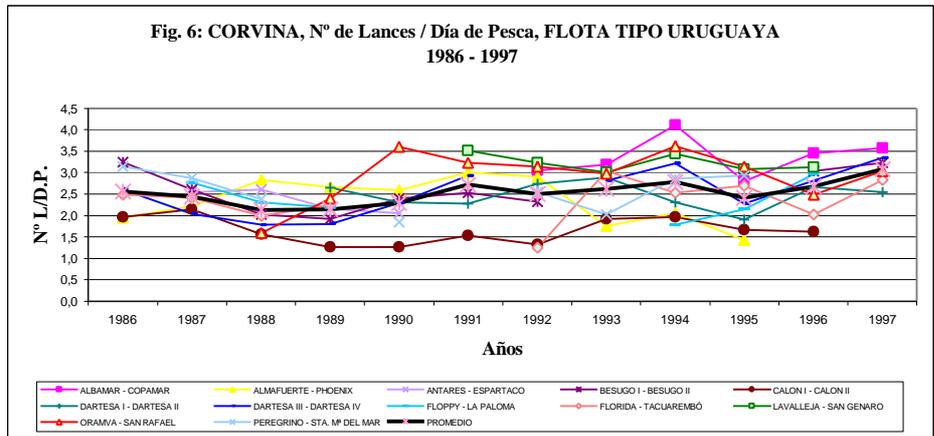
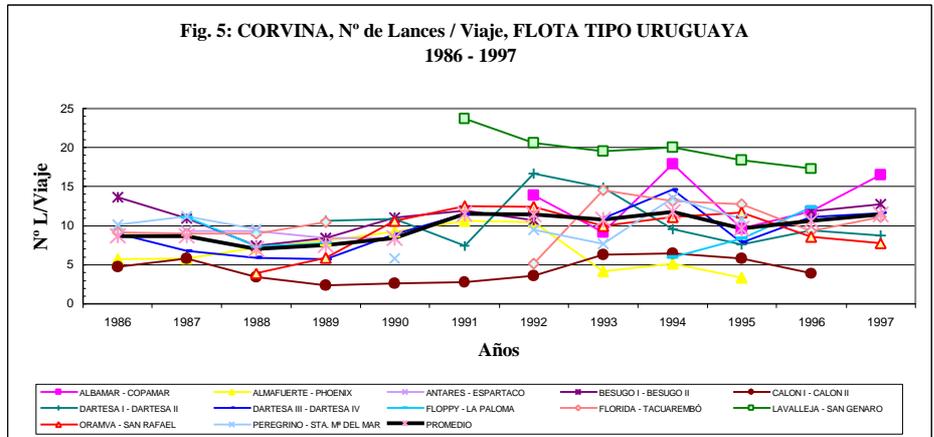
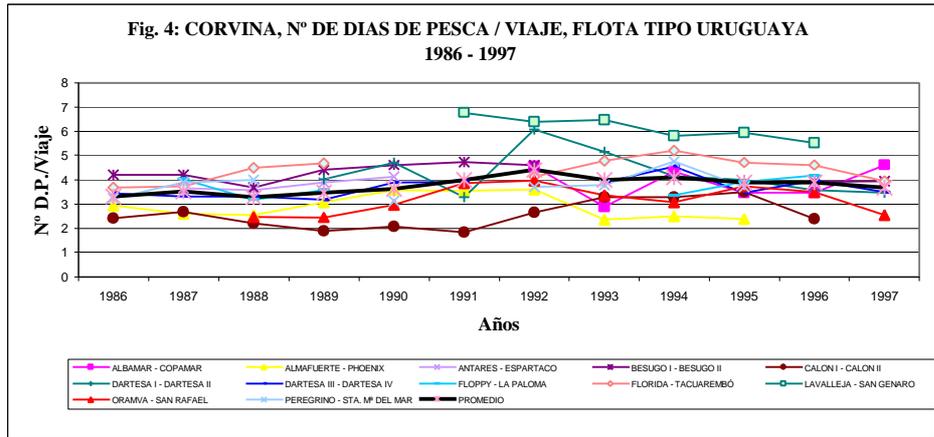
**CÁLCULO DE LA CAPTURA MÁXIMA SOSTENIBLE MEDIANTE EL MÉTODO DE FOX
RENDIMIENTO MEDIO DE UNA FLOTA TIPO**

CAPTURAS (en Toneladas)			RENDIMIENTO DE LA FLOTA TIPO (Kg/h)	Ln DEL RENDIMIENTO DE LA FLOTA TIPO	ESFUERZO ESTANDAR (en miles de horas)	ESTIMACIÓN DEL Ln CPUE	RENDIMIENTO ESTIMADO (Kg/h)	CAPTURA ESTIMADA (Kg/h)
Argentina (*)	Uruguay (**)	Total						
9300	24393	33693	1259	7,1383	26,757	7,1272	1245	
8893	28173	37066	1514	7,3225	24,483	7,1672	1296	
8600	25915	34515	1864	7,5307	18,512	7,2723	1440	
4500	23993	28493	1339	7,1996	21,280	7,2236	1371	
5296	17488	22784	1081	6,9861	21,067	7,2273	1377	
3804	26510	30314	903	6,8062	33,553	7,0076	1105	
8490	28271	36761	873	6,7721	42,103	6,8571	951	
7478	25804	33282	913	6,8163	36,469	6,9562	1050	
11375	29012	40387	986	6,8932	40,980	6,8768	970	
20311	29513	49824	1135	7,0341	43,912	6,8252	921	
22048	25745	47793	906	6,8085	52,779	6,6692	788	
13705	23743	37448	733	6,5973	51,078	6,6991	812	

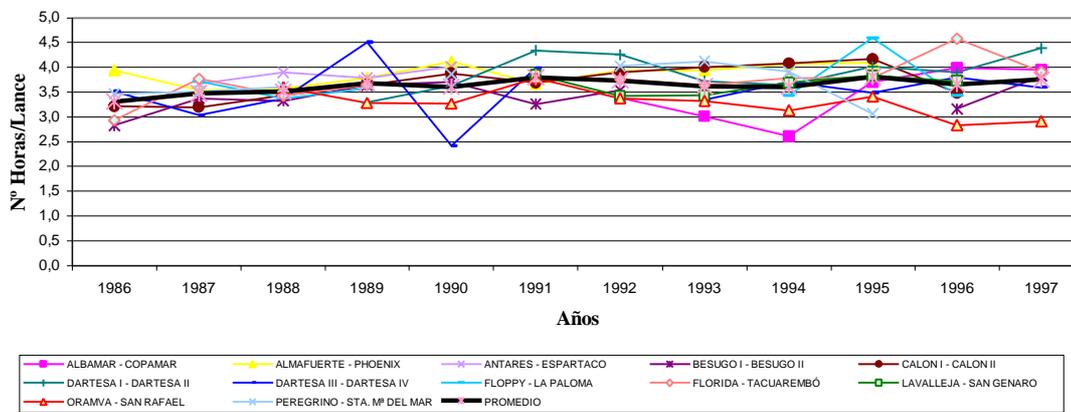
ampliada en el ámbito de la CTMFM
 Censo Pesquero del INAPE, 1975-1996, Cuadro 2.2.

a = 7,5981
 b = -0,0176
 r = -0,7916





**Fig 7: CORVINA, N° de Horas / Lance, FLOTA TIPO URUGUAYA
1986 - 1997**



**Fig 8: CORVINA, RENDIMIENTO MEDIO ANUAL EN Kg/h, DE LA FLOTA TIPO URUGUAYA
1986 - 1997**

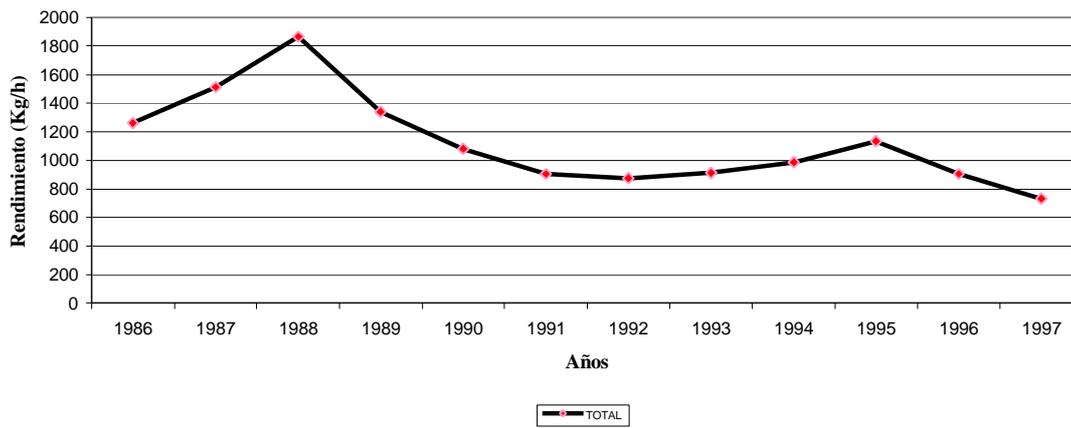


Fig. 9: CORVINA, RELACION ENTRE ESFUERZO Y RENDIMIENTO, SEGÚN SCHAFFER, PARA LA FLOTA TIPO URUGUAYA. 1986 - 1997

$a = cpue_o = 1835,3 \text{ Kg/h}$ $b = -20,624$ $r = -0,765$

$cpue_j = 1835,3 - 20,624 * f_j$

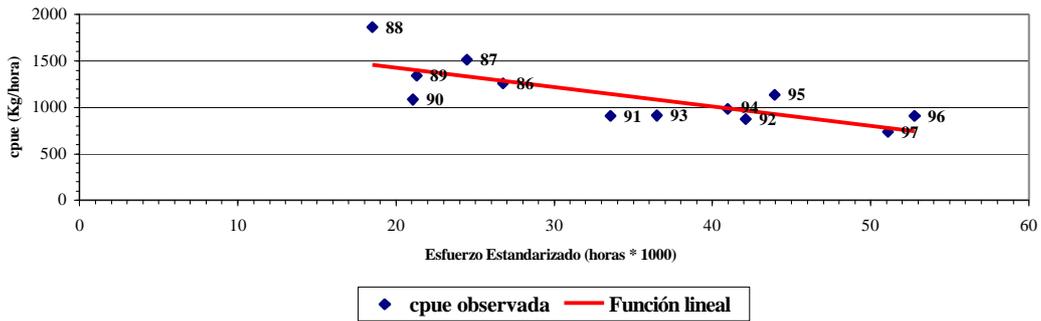
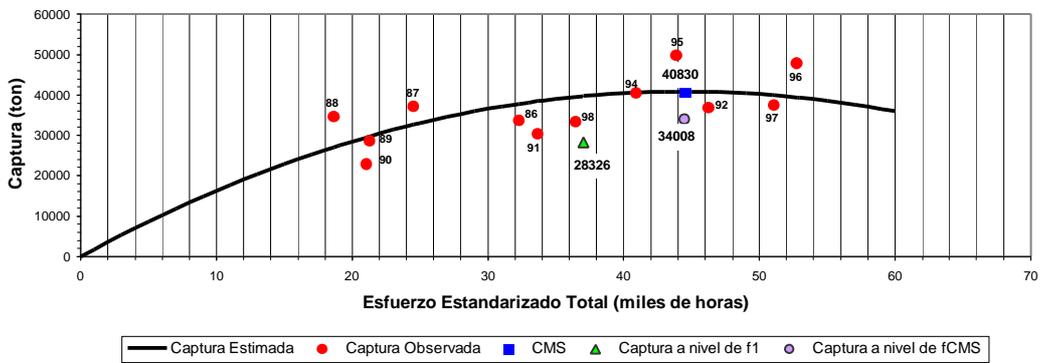
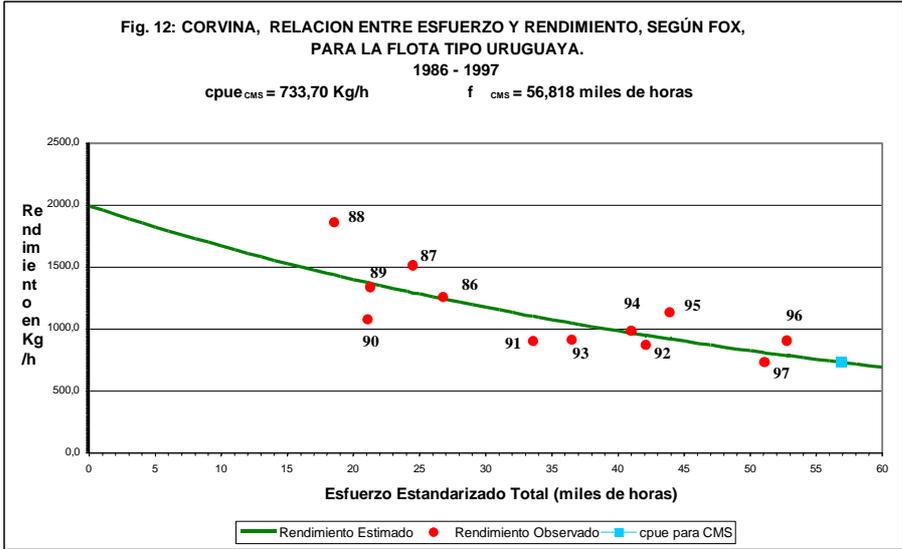
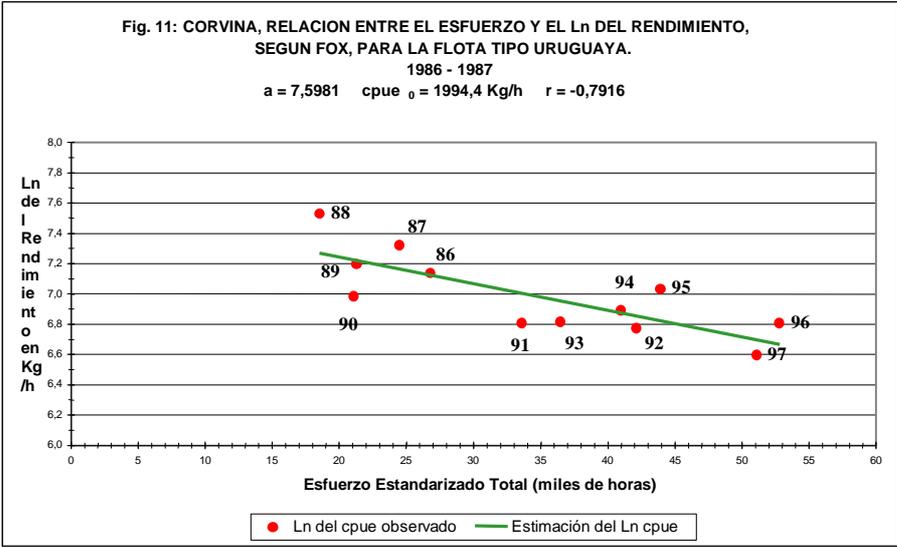


Fig. 10: CORVINA, RELACION ENTRE ESFUERZO Y CAPTURA SEGÚN SCHAEFFER PARA LA FLOTA TIPO URUGUAYA. 1986 - 1997

$CMS = 40830 \text{ toneladas}$ $cpue_{CMS} = 917,65 \text{ Kg/h}$ $f_{CMS} = 44490 \text{ miles de horas}$

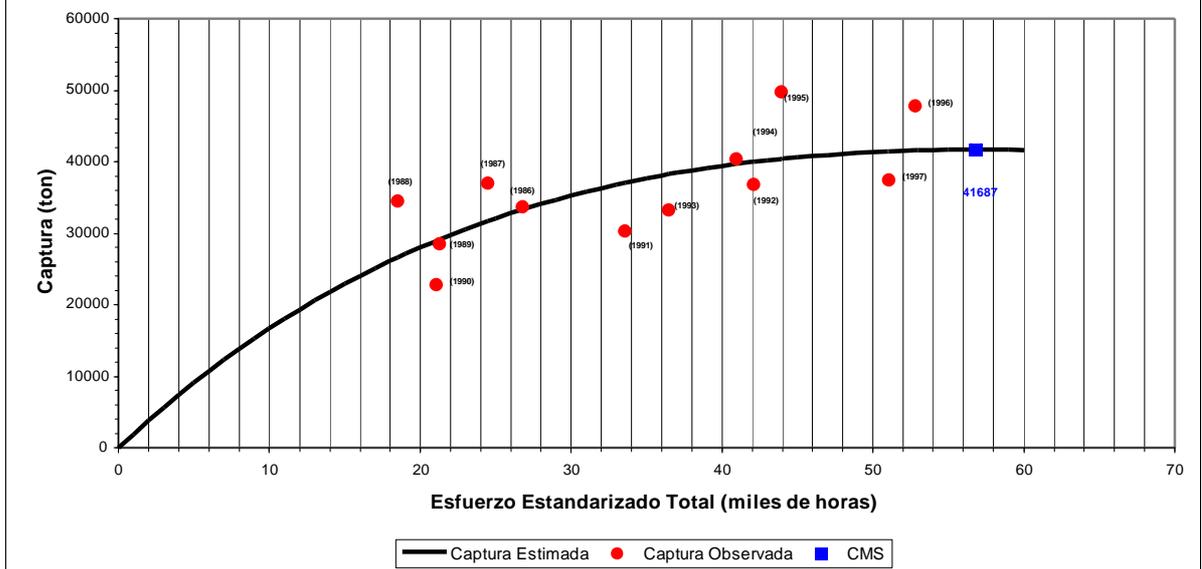




**Fig. 13: CORVINA, RELACION ENTRE ESFUERZO Y CAPTURA SEGÚN F₁
 PARA LA FLOTA TIPO URUGUAYA.
 1986 - 1997**

CMS = 41687 toneladas

f_{CMS} = 56818 miles de horas



MODELOS DE PRODUCCIÓN CAPTURA-MORTALIDAD PARA LA PESQUERÍA DE CORVINA *Micropogonias furnieri* (DESMAREST 1823) EN EL RÍO DE LA PLATA Y ZONA COMÚN DE PESCA ARGENTINO-URUGUAYA (1975-1986)

Oscar Pin & Omar Defeo

INDICE

1. INTRODUCCIÓN

- 1.1 El manejo precautorio y los modelos tradicionales de producción excedente
- 1.2 Los modelos de producción excedente basados en captura y mortalidad total
- 1.3 Propósito del estudio
 - 1.3.1 La pesquería de corvina en el Río de la Plata y la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay
 - 1.3.2 Planteo y definición del problema
 - 1.3.3 Objetivos de la investigación
- 1.4 Estrategia del análisis

2. ANTECEDENTES

- 2.1 Capturas históricas
- 2.2 Modelos de producción excedente tradicionales

3. MATERIALES Y MÉTODOS

- 3.1 Diseño del muestreo
- 3.2 Lance de pesca exploratoria
- 3.3 Estimación del área barrida
- 3.4 Estratificación por densidades
- 3.5 Crecimiento
- 3.6 Mortalidades
- 3.7 Teoría y aproximaciones al ajuste de modelos captura-mortalidad
 - 3.7.1 Modelo logístico
 - 3.7.2 Modelo exponencial

4. RESULTADOS

- 4.1 Estimación de mortalidad total
- 4.2 Ajuste de modelos captura-mortalidad
 - 4.2.1 Estimación de M
 - 4.2.2 Estimación de los PBR

5. DISCUSIÓN

- 5.1 Mortalidad
- 5.2 Modelos captura-mortalidad
 - 5.2.1 Valores de Z
 - 5.2.2 Efecto de diferentes valores de M
 - 5.2.3 Capturas históricas y análisis comparativo de PBR
 - 5.2.4 Marco de manejo

6. CONCLUSIONES

7. RECOMENDACIONES

8. BIBLIOGRAFIA

1. INTRODUCCIÓN

1.1 El manejo precautorio y los modelos tradicionales de producción excedente

La evidente sobreexplotación de los recursos pesqueros en todo el mundo ha originado la necesidad de buscar estrategias de manejo que minimicen la probabilidad de ocurrencia de dos hechos fundamentales (Mace, 1994): (a) que el rendimiento pesquero se presente a un nivel más bajo que el máximo sustentable o Captura Máxima Sostenible *CMS* (riesgo de la pesquería); y (b) que el stock caiga debajo de cierto nivel de biomasa (riesgo del stock). Una de las posibilidades para lograr estos objetivos es utilizar Puntos Biológicos de Referencia o *PBR* (*e.g.*, Captura Máxima Sostenible o *CMS*) y niveles de mortalidad por pesca (*e.g.*, F_{CMS} , $F_{0.1}$), dentro del contexto de manejo precautorio de pesquerías (FAO, 1993; Caddy & Mahon, 1995).

Los *PBR* clásicos como la *CMS*, estimados fundamentalmente a partir de modelos de captura-esfuerzo (Schaefer, 1954; Fox, 1970) y de rendimiento por recluta (Beverton & Holt, 1957), han sido ampliamente utilizados a efectos de observar el comportamiento de una pesquería en el largo plazo. El desarrollo teórico de los modelos de producción excedente parte de Graham (1935), quien originalmente relaciona la tasa instantánea de producción excedente con la biomasa actual de una población de peces. Schaefer (1954) complementa y aporta viabilidad práctica para la estimación de la producción excedente anual de una población de peces, relacionando la tasa de captura (*i.e.*, indicador de abundancia) con el esfuerzo pesquero total (f), medida que pretende ser directamente proporcional a la tasa de mortalidad por pesca (F) ejercida en la población. El objetivo original perseguido por la aplicación de los modelos de producción excedente es la determinación del nivel óptimo de esfuerzo de pesca en situaciones estabilizadas del mismo, es decir, aquel que produce la *CMS* sin afectar la productividad del stock en el largo plazo. Como resultado de la aplicación de estos modelos en su forma más simple, las estadísticas de captura y esfuerzo resultan una aproximación estándar para la evaluación de las pesquerías de la mayor parte de los países.

La información de la captura total anual es uno de los datos fácilmente disponibles en pesquerías, pero lo contrario ocurre con el esfuerzo pesquero f . Este debe

ser expresado en unidades estándar, considerando los diferentes tipos de embarcación, artes de pesca utilizados, y el grado de agregación de los recursos y la flota pesquera en funcionamiento. Todos estos hechos afectan el valor del coeficiente de capturabilidad (q), el cual relaciona a f y F a modo de coeficiente de proporcionalidad. Ha sido ampliamente documentado que q es sensible a factores comportamentales del recurso (e.g., relación inversa entre q y densidad de algunos stocks pelágicos), ambientales y tecnológicos (Caddy, 1979, Arreguín-Sánchez, 1996). Así, cambios progresivos y apenas detectables en q , debidos a un fuerte incremento en el poder de pesca de las embarcaciones, han ocasionado problemas en la estimación y estandarización del esfuerzo. La consecuencia directa de esto es que el supuesto básico de proporcionalidad esfuerzo-mortalidad por pesca no se cumple (Csirke & Caddy, 1983).

Existen además factores adicionales que impiden estimar en forma insesgada el esfuerzo pesquero:

- a) La falta de una adecuada calibración del poder de pesca de cada unidad pesquera, así como su variación impredecible en el tiempo.
- b) La existencia de gran cantidad de especies mezcladas y explotadas por una misma pesquería (no se puede determinar con exactitud el esfuerzo real aplicado a una especie en particular).
- c) La existencia de un stock pesquero compartido por más de un país, lo cual hace que los índices de abundancia o tasas de captura para la totalidad de la flota sean de difícil obtención. Este hecho no sería un problema si todos los países involucrados pescaran con la misma modalidad y utilizaran unidades de pesca homogéneas).
- d) El problema de la estandarización del esfuerzo cuando el recurso pesquero es capturado con diferentes tipos de pesca (arrastre de puertas, arrastre en pareja, palangre, enmalle, etc. como es el caso de la corvina).

1.2 Los modelos de producción excedente basados en captura y mortalidad total

Por los problemas antes mencionados, Caddy (1986) sugiere la posibilidad alternativa de usar modelos de producción excedente del tipo "captura-mortalidad total" (Csirke & Caddy, 1983; Caddy & Defeo, 1996), los cuales se basan en el uso de la captura C como variable dependiente y la tasa instantánea de mortalidad total Z como variable independiente. La creciente adquisición de series de tiempo prolongadas, tanto de capturas como de valores de Z , provee un atrayente campo para la aplicación de estos modelos "output-output" (*sensu* Caddy, 1986: tanto la captura como la mortalidad total son salidas de los subsistemas biológico y económico), lo cual ha suscitado recientes publicaciones destinadas a realizar una revisión de la veracidad de diferentes tipos de ajuste a los modelos captura-mortalidad (Caddy & Defeo, 1996). Estos modelos, si bien

han sido poco explorados en la literatura, presentan las siguientes ventajas comparativas con respecto a los de captura-esfuerzo (Caddy & Defeo, 1996):

- a) Reconocen cambios imperceptibles de q que sesgan la estimación del esfuerzo, minimizando así los problemas de estimación en la variable independiente, y en consecuencia los hacen más robustos con respecto a violaciones del supuesto de equilibrio.
- b) El análisis de datos basados en frecuencia de longitudes permite en la actualidad una rápida estimación de tasas de mortalidad a partir de curvas de captura-longitud convertidas, lo cual, unido a la fácil obtención de información sobre capturas, permite minimizar la incertidumbre asociada a los errores de medición y estimación de las variables que estructuran el modelo. Esto contrasta con la frecuente dificultad asociada con la estimación y estandarización del esfuerzo pesquero, variable independiente en los modelos de producción clásicos.
- c) Los valores medios anuales de tasas de mortalidad Z obtenidos de métodos basados en curvas de captura, u otros alternativos, representan el impacto de la pesca en el presente y pasado reciente en forma más cercana que las aproximaciones que emplean valores anuales de esfuerzo de pesca (Csirke & Caddy, 1983). La inversa de la mortalidad promedio para las clases de edad plenamente reclutadas ($1/Z$) es en sí un estimador simple del número de clases de edad anuales que sobreviven de la explotación en años anteriores y que de una u otra forma constituyen la captura actual. Esto en términos prácticos se traduce en un cierto grado de ajuste semi-automático de la mortalidad pasada en cada estimación individual anual de mortalidad (Caddy, 1986).
- d) Las bases de datos captura-mortalidad tienden a mostrar cierto grado de autocorrelación serial sin las fuertes oscilaciones desde la izquierda a la derecha de las curvas de rendimiento, características de muchos modelos de producción captura-esfuerzo, y por tanto con amplias desviaciones del equilibrio (Caddy & Defeo, 1996).
- e) Los modelos de producción excedente basados en captura-mortalidad proveen *PBR* alternativos a los derivados de modelos "captura-esfuerzo", tales como aquellos basados en el concepto de Máxima Producción Biológica (*MPB*). Este concepto fue originalmente propuesto por Caddy & Csirke (1983) y no ha recibido suficiente atención a pesar de su simplicidad. El razonamiento es el siguiente: se acepta que

cuando no existe mortalidad por pesca, la captura es cero; sin embargo, una cantidad importante de biomasa es capturada por depredadores naturales (que es considerada en los modelos tradicionales por M , que en todos los casos es de difícil estimación). Al incorporar esta biomasa al modelo se obtiene un máximo a la izquierda del punto de CMS , el cual corresponde al punto de MPB . A partir de esta nueva curva es posible definir PBR tales como las capturas a niveles de MPB (C_{MPB}) y las tasas correspondientes de mortalidad total y por pesca (Z_{MPB} y F_{MPB} , respectivamente). En primera instancia, estos PBR parecen ser más conservadores que sus análogos de rendimiento excedente (Caddy & Csirke, 1983) y por tanto resultan potencialmente útiles para formular estrategias aversas al riesgo (Caddy & Csirke, 1983; Caddy & Mahon, 1995; Caddy & Defeo, 1996) en un marco precautorio de manejo. Un aspecto clave en este contexto es introducir la incertidumbre en los PBR , derivada de varias fuentes de error en las estimaciones de los parámetros de los modelos (Caddy & Mahon, 1995; Hilborn & Peterman, 1996; Caddy & Defeo, 1996). Esto tiene importantes connotaciones a la hora de proponer pautas de manejo, ya que si no se incluye la variabilidad en las estimaciones de los parámetros, no se pueden cuantificar sus implicancias en el proceso de selección de la estrategia óptima de explotación.

1.3 Propósito del estudio

1.3.1 *La pesquería de corvina en el Río de la Plata y la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay*

El presente trabajo caracteriza la pesquería de la población platense de corvina *Micropogonias furnieri* mediante el uso de modelos de producción captura-mortalidad. A tales efectos, las concentraciones de corvina correspondientes al área del Río de la Plata y plataforma continental marítima contigua (consideradas dentro de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay, ZCPAU), son consideradas como una unidad geográfica y poblacional discreta a los efectos del análisis de su dinámica de poblaciones (Ehrhardt *et al.*, 1977; Arena, 1990). Esta unidad operativa se define como *población platense de corvina* a todos los efectos posteriores. El recurso pesquero constituido por la corvina platense está inserto en un sistema espacio-temporal de enorme complejidad, y no conocido en todas sus variables, tanto desde un punto de

vista de la dinámica poblacional (subsistema biótico) como del ambiente (subsistema abiótico) y de las diversas asociaciones humanas que se encuentran en relación a la pesquería (subsistema social). El subsistema biótico es el objetivo del presente estudio.

1.3.2 *Planteo y definición del problema*

La corvina blanca *Micropogonias furnieri* (Desmarest 1823) es una especie demersal costera y característicamente eurihalina que constituye una pesquería de extrema importancia para el Atlántico sudoccidental, y especialmente para el Uruguay. Las capturas uruguayas anuales de corvina blanca para los años 1994 y 1995 fueron respectivamente 29012 tm y 29513 tm, que representan el 24.03% y el 23.33% del total de las capturas desembarcadas por la flota pesquera uruguaya en los mismos años (INAPE, 1995). Porcentajes semejantes son registrados los últimos 10 años de la pesquería, de acuerdo a datos oficiales del INAPE.

La pesquería de la corvina en el Río de la Plata y su frente oceánico, tiene todas las características de un sistema de alta complejidad para la comprensión de las variables que lo determinan: (1) el Río de la Plata y su frente oceánico constituyen un cuerpo de agua de características dinámicas y fisico-químicas únicas en el mundo; (2) la especie objetivo tiene una muy extendida distribución geográfica, lo cual hace de difícil comprobación el supuesto de que la población o sub-población platense es cerrada y separada de la riograndense, con todas las consecuencias que eso significa para el estudio de la dinámica de poblaciones. Si bien pudiera existir una mínima fracción del recurso explotada por pesqueros brasileños de la zona riograndense, no existen datos de captura ni de la flota pesquera aplicada (asimismo la flota pesquera uruguaya pudiera estar explotando una fracción de la población riograndense); (3) el recurso platense es principalmente explotado por Uruguay y Argentina, *i.e.* con dos flotas de características, poder de pesca y modalidades de extracción diferentes, lo cual impone dificultades para su investigación y administración pesquera.

1.3.3 *Objetivos de la investigación*

Teniendo en cuenta los problemas identificados en el numeral anterior, se plantean los siguientes objetivos de investigación para ser aplicados estrictamente al stock platense de corvina *Micropogonias furnieri*:

(1) Estimación de la tasa instantánea de mortalidad total Z durante los años estudiados, sobre la base de la estimación de la estructura poblacional por edades de la corvina *Micropogonias furnieri* en el Río de la Plata y su frente oceánico (definido este último dentro de la ZCPAU).

(2) Incorporación de los resultados obtenidos en (1) a los modelos captura-mortalidad total, descritos por Csirke & Caddy (1983), Caddy & Csirke (1983) y Caddy & Defeo (1996).

(3) Estimación de incertidumbre en los PBR derivados de los modelos mencionados en (2), sobre la base a la aplicación de técnicas de remuestreo aleatorio intensivo (técnica de bootstrap).

(4) Propuesta de un esquema precautorio de manejo de la pesquería, considerando PBR hasta el momento no empleados para la pesquería de corvina en el Río de la Plata y su frente oceánico (definido dentro de la ZCPAU), tales como MPB y Z_{MPB} , los cuales resultarán de las curvas de producción biológica derivadas de los modelos mencionados en el numeral (2).

1.4 Estrategia del análisis

La estrategia de investigación a ser adoptada en el presente trabajo consiste en la realización de las siguientes etapas: (1) análisis de la evolución histórica de la pesquería de corvina en el Río de la Plata y ZCPAU durante el período 1985-1995; (2) revisión, selección, depuración y análisis de los datos derivados de los cruceros de investigación pesquera del INAPE sobre corvina para dicho período a efectos de estimar la mortalidad total Z sobre la base del análisis de la estructura de longitudes de la población; (3) aplicación de los modelos de producción captura-mortalidad para ambos sexos; (4) estimación de la incertidumbre asociada a los parámetros de manejo de la pesquería, derivados de los modelos antes mencionados; (5) comparación de las

estimaciones obtenidas de los principales parámetros poblacionales y de manejo (CMS , Z_{CMS} , F_{CMS}) con otras reportadas en la literatura para la especie; (6) propuesta de criterios de manejo del recurso en un contexto precautorio.

2. ANTECEDENTES

2.1 Capturas históricas

La corvina *Micropogonias furnieri* constituye una de las especies de la Familia Sciaenidae de principal importancia comercial en el Atlántico sudoccidental. Se llegó a un punto máximo de capturas declaradas de 64000 tm en la región costera de Brasil, Uruguay y Argentina en 1983 (Haimovici *et al.*, 1989; Schwingel & Castello, 1990). Haimovici & Gatto (1996) citaron para 1992 capturas para la población platense de corvina de 1032 tm en Argentina (SAGyP, 1994) y 28268 tm en Uruguay (INAPE, 1994); aunque probablemente la captura argentina estaba subestimada existiendo registros de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo Argentina-Uruguay con valores superiores (Tabla 1). La corvina es la segunda especie en importancia en cuanto a producción pesquera en el Uruguay (luego de la merluza *Merluccius hubbsi*); y la primera especie costera en cuanto a capturas totales por parte de la flota industrial pesquera. Los registros de capturas uruguayas durante los últimos años (INAPE, 1998) figuran en la Tabla 1.

Tabla 1. Capturas totales anuales de Uruguay y Argentina para el período 1975-1997. (Fuente: Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo Argentina-Uruguay). *NI* = no hay información al momento de la realización del presente trabajo.

<i>Año</i>	<i>Captura Uruguay (tm)</i>	<i>Captura Argentina (tm)</i>	<i>Año</i>	<i>Captura Uruguay (tm)</i>	<i>Captura Argentina (tm)</i>
1975	5594	---	1987	28173	8892
1976	9434	---	1988	25915	11345
1977	11921	---	1989	23993	6018
1978	13980	---	1990	17488	5295
1979	25828	---	1991	26510	3803
1980	31623	---	1992	28271	8490
1981	25913	---	1993	25804	7478
1982	26930	---	1994	29012	11375
1983	24843	---	1995	29513	20311
1984	24246	5311	1996	25745	<i>NI</i>
1985	19324	4064	1997	23743	<i>NI</i>
1986	24393	11005			

La Tabla 1 muestra un máximo histórico total de 49824 tm para 1995 y una captura promedio calculada entre 1984 y 1995 de 31373 tm (revisar). La estabilidad de las capturas en este entorno durante los años citados parecería demostrar la existencia de un posible “techo” o valor tope de captura para un esfuerzo pesquero a lo largo de 12 años. Desde 1994 en adelante, probablemente se han pescando entre 35000 tm y 40000 tm anuales, aún sin tener en cuenta una posible subdeclaración de las capturas. A partir de 1994 se habrían superado las 40000 tm anuales de desembarque entre ambos países, inclusive sin considerar los descartes.

Puesto que el recurso se encontraría sometido a sus probables niveles máximos de explotación, o incluso sobreexplotado, resulta necesario obtener nuevos ajustes de la *CMS* mediante la aplicación de modelos alternativos, que reflejen según otra estrategia los procesos que están operando sobre la población platense de corvina.

2.2 Modelos de producción excedente tradicionales

Ehrhardt & Arena (1977) aplicaron los modelos de producción excedente de Schaefer (1954) y Fox (1970), obteniendo respectivamente una captura máxima sostenible (*CMS*) de 10254 tm y 10056 tm. Posteriormente, Arena (1984) volvió a aplicar los mismos modelos sobre la base de un período histórico posterior, con

estimados de *CMS* del orden de las 40000 tm. Otero & Ibáñez (1986), utilizando datos de la flota argentina en el Río de la Plata y ZCPAU, aplicaron los modelos de producción excedente de Schaefer y Fox obteniendo para ambos resultados similares, con una *CMS* de aproximadamente 40000 tm. Arena (1990) aplicó los modelos de producción excedente de Schaefer y Fox para el período de 1977 a 1984 utilizando datos de la flota uruguaya en la ZCPAU, obteniendo una *CMS* de 40725 tm y 40048 tm respectivamente. Arena y Hertl (1983) y Arena (1990) establecieron como razonable la consideración de las poblaciones de corvina pertenecientes al Río de la Plata y ZCPAU como *efectivo unitario*, aspecto válido para la aplicación de los citados modelos. Arena & Rey (1993) aplicaron los modelos de producción excedente de Schaefer y Fox, obteniendo una *CMS* de 38400 tm y 37500 tm respectivamente, para datos de la flota uruguaya en el Río de la Plata y ZCPAU correspondientes al período 1980-1992.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Diseño del muestreo

Los datos sobre estructura poblacional utilizados en el presente trabajo provienen de los cruceros de investigación pesquera realizados por el Instituto Nacional de Pesca (Uruguay) por medio de el B/I “Cruz del Sur” (FAO 39) y el B/I “Aldebarán” (INAPE). Esos cruceros fueron de duración variable con mareas de 10 a 15 días de duración, realizándose lances de pesca de investigación según la modalidad de la flota pesquera comercial, en puntos prefijados en forma previa al crucero. Estos *lances de pesca exploratoria* tuvieron las siguientes características: (1) cubrieron el área de muestreo con la distribución histórica previsible de corvina dentro del Río de la Plata y su Frente Marítimo en aguas uruguayas y argentinas (ZCPAU), operando el barco dentro de las condiciones limitantes propias (no ingreso en aguas someras, velocidad de arrastre determinada, etc.); (2) fueron determinados en base a un muestreo aleatorio, seleccionando unidades de muestreo de 2 millas náuticas cuadradas para asignar un determinado número de lances; (3) la asignación espacial de las unidades de muestreo fue respetada durante todo el período 1985-1995, de manera tal de repetir la misma distribución todos los años.

Para la realización del presente análisis se utilizó la totalidad de los datos disponibles por el INAPE provenientes de las campañas de investigación uruguayas sobre la corvina en el Río de la Plata y su frente oceánico dentro de la ZCPAU. Los datos disponibles corresponden a los años 1985, 1986, 1987, 1988, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995. Entre los años 1985 y 1988 la unidad pesquera fue el B/I "Cruz del Sur", mientras que en el período 1991-1995 fue el B/I "Aldebarán". Los años 1989 y 1990 significaron una interrupción de los muestreos debido a que es el período correspondiente a la transición de una unidad pesquera a otra, durante el cual el INAPE no contó con muestreos de los recursos pesqueros. En la Tabla 2 se muestran los cruceros de investigación, la estación del año y el número de lances efectivos utilizados en el presente trabajo.

Tabla 2. Año, estación y número de lances efectivos correspondientes a los cruceros de investigación considerados (1985-1995).

<i>Año</i>	<i>Estación</i>	<i>Lances</i>
1985	Verano	73
1986	Verano	83
1987	Invierno	56
1988	Primavera	75
1991	Primavera	90
1992	Primavera	92
1993	Primavera	84
1994	Primavera	101
1995	Primavera	65

3.2 Lance de pesca exploratoria

En la Figura 1 se muestra la ubicación geográfica de los lances de pesca exploratorios en el Río de la Plata y su frente oceánico dentro de la ZCPAU, correspondientes al período 1985-1995.

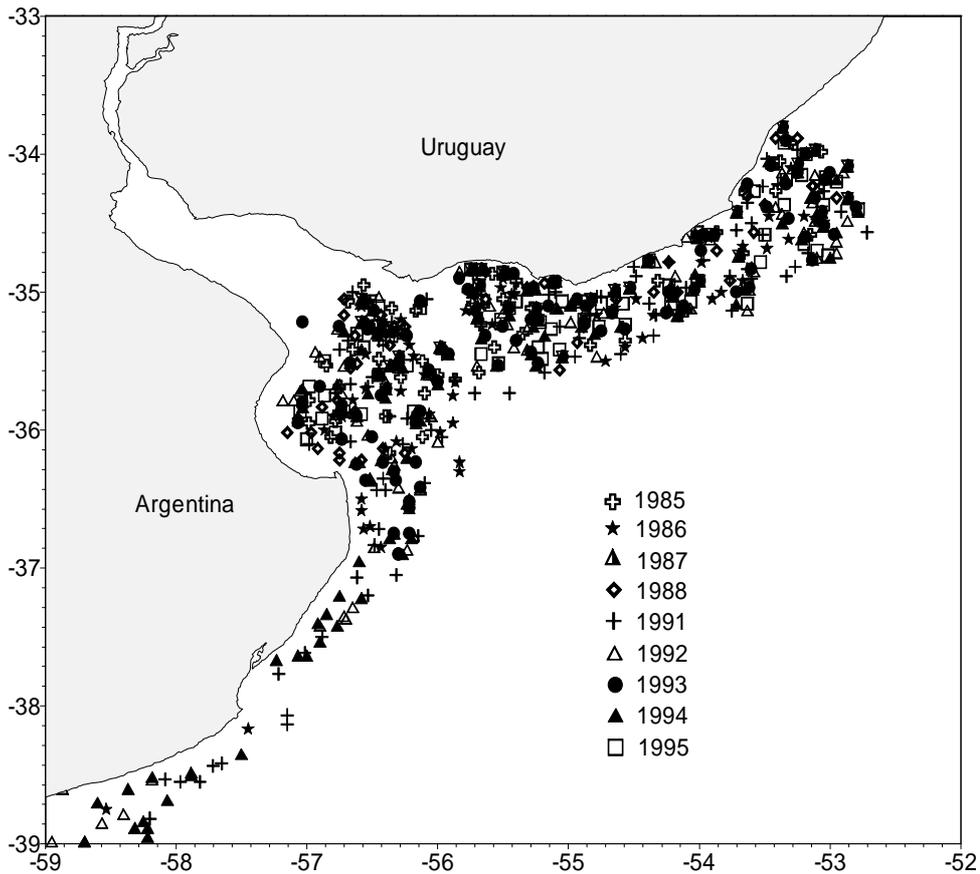


Figura 1. Ubicación geográfica de los lances de pesca exploratorios en el Río de la Plata y su frente oceánico dentro de la ZCPAU, correspondientes al período 1985-1995.

3.3 Estimación del área barrida

La distribución del recurso se determinó en base a los lances de pesca exploratoria, para cada año en forma independiente. La distribución de frecuencia de longitudes de cada lance fue considerada de la siguiente forma: (1) cuando se muestreó la totalidad de la captura de corvina obtenida en el lance de pesca exploratoria, se consideró la distribución de frecuencias por clase de longitud tal como se encontraba registrada; (2) cuando existió una submuestra realizada a bordo, se expandió la distribución de frecuencias por clase de longitud a la totalidad de la captura de la especie. Se calculó el área barrida o de arrastre (a') considerando la duración real del lance, la velocidad del barco y la abertura horizontal de la red (modificado de Sparre & Venema, 1995):

$$a' = D \cdot rs \cdot x / 1852 \quad (1)$$

donde:

D = distancia efectuada por el arrastre, definida como el producto de la velocidad de desplazamiento de la red sobre el fondo expresada en nudos y el tiempo de duración del arrastre;

rs = longitud de la relinga superior expresada en metros;

x = fracción de la longitud de la relinga superior que corresponde al ancho del sector barrido por la red de arrastre o “abertura de alas”.

En base a esta área se calculó la densidad por lance, la cual fue expresada en toneladas métricas/milla náutica cuadrada (tm.mn^{-2} : Sparre & Venema, 1995).

3.4 Estratificación por densidades

Para cada lance se estableció la ubicación geográfica y se calculó la densidad de corvina en tm.mn^{-2} , en el Río de la Plata y su frente oceánico dentro de la ZCPAU. Posteriormente se hizo una estratificación sistemática de las densidades observadas mediante el método de Kriging (Golden Software, 1996). Se calculó el área para cada estrato de densidad determinado, para cada año en forma independiente. Luego se realizó una postestratificación de los datos, ponderando la estructura por tallas de las muestras en base a la densidad pesquera del recurso. A tales efectos se procedió así: una vez obtenidos los estratos de igual densidad (tm.mn^{-2}) para cada año, se realizó el expandido de la estructura de tallas correspondientes a un determinado estrato por relación de proporcionalidad simple, a la totalidad del área calculada. Así las frecuencias por clase de longitud correspondientes al área barrida por la red (a'), fueron expandidas al área total (A_i) del estrato “ i ” correspondiente, para cada año en forma independiente. Sobre la base de las frecuencias por clase de longitud expandidas a cada post-estrato, se obtuvo la estructura por tallas de la población ponderada por densidad pesquera, durante esa campaña estacional de evaluación.

3.5 Crecimiento

A efectos de transformar la estructura por tallas en composición por edades, para luego estimar la curva de captura y la tasa instantánea de mortalidad total Z de la población de corvina considerada, resultó necesario contar con una curva de crecimiento de la especie. A tales efectos, se realizó la revisión y estudio de las curvas de crecimiento disponibles para corvina (Tabla 5), calculándose el f' (*Phi prima*, Defeo *et al.*, 1992a y 1992b) para cada juego de valores L_{inf} y K , donde:

$$f' = 2 \cdot \log(L_{inf}) + \log(K) \quad (2)$$

Los parámetros de crecimiento utilizados como entrada para el cálculo de la tasa de mortalidad total (Z) fueron los correspondientes a las investigaciones de Cotrina & Lasta (1986) y Cotrina y Carozza (1996) para la población platense de corvina de ambos sexos conjuntamente, distribuida en el Río de la Plata y el área geográfica de la ZCPAU. En base a la clave largo-edad de Cotrina & Lasta (1986) se calcularon los parámetros de crecimiento correspondientes al período muestral de los años 1981, 1982 y 1983, que fueron utilizados para establecer las correspondientes curvas de captura según edades para el período 1985-1988. Los parámetros de crecimiento de Cotrina & Carozza (1996) correspondientes al año 1989 fueron utilizados para la transformación de la curva de pesca según edades para el período 1991-1995 (Tabla 3).

Tabla 3. Parámetros de crecimiento de la corvina *Micropogonias furnieri* calculados en base a Cotrina & Lasta (1986), y Cotrina & Carozza (1996).

<i>Autores</i>	<i>L_{inf} (cm)</i>	<i>K (año⁻¹)</i>	<i>t₀ (año)</i>
Cotrina & Lasta (1986)	45.36	0.277	-1.024
Cotrina & Carozza (1996)	45.39	0.290	-1.270

3.6 Mortalidades

La tasa instantánea de mortalidad total (Z) fue estimada en base a curvas de captura basadas en pseudocohortes, considerando los conceptos desarrollados sucesivamente por Baranov en 1918, Thompson & Bell en 1934, Fry en 1949, Beverton & Holt en 1957 (en Sparre & Venema, 1995). Estos autores parten de los supuestos de

un reclutamiento constante y de una población en equilibrio, generando un valor de Z constante para toda la población. Los valores anuales de Z fueron obtenidos utilizando la curva de captura linealizada con intervalos de tiempo constantes según Beverton & Holt en 1956, Chapman & Robson en 1960, Robson & Chapman en 1961 y Ricker en 1975 (en Sparre & Venema, 1995).

$$N_t = N_0 \cdot e^{(-Zt)} \quad (3)$$

N_t = número de individuos para una determinada edad (t);

N_0 = número teórico de individuos para la edad 0;

Z = coeficiente instantáneo de mortalidad total;

t = tiempo.

La ecuación anterior fue linealizada para calcular Z mediante la utilización de la regresión lineal simple de la siguiente manera: el logaritmo neperiano de la frecuencia de longitudes para una determinada clase de edad ($\ln N_t$) fue considerado como variable dependiente, y las clases de edad (t) como variable independiente; y la pendiente de la misma es igual al valor absoluto de la mortalidad total anual (Z).

En las Figuras 2 a 10 aparecen las curvas de captura linealizadas, basadas en la composición por tallas y transformadas a edades (según parámetros de Cotrina & Lasta, 1986 y Cotrina & Carozza, 1996), para cada año en forma independiente.

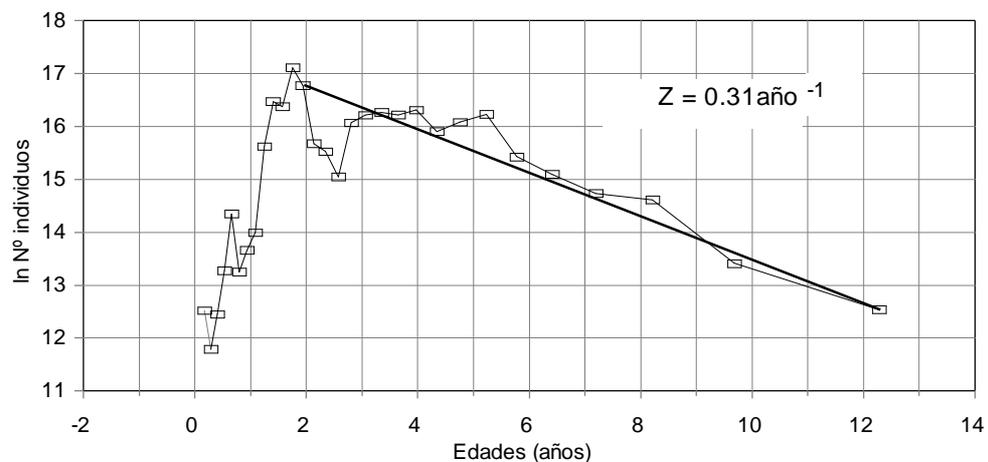


Figura 2. Curva de captura linealizada basada en la composición por tallas y transformada a edades para el año 1985.

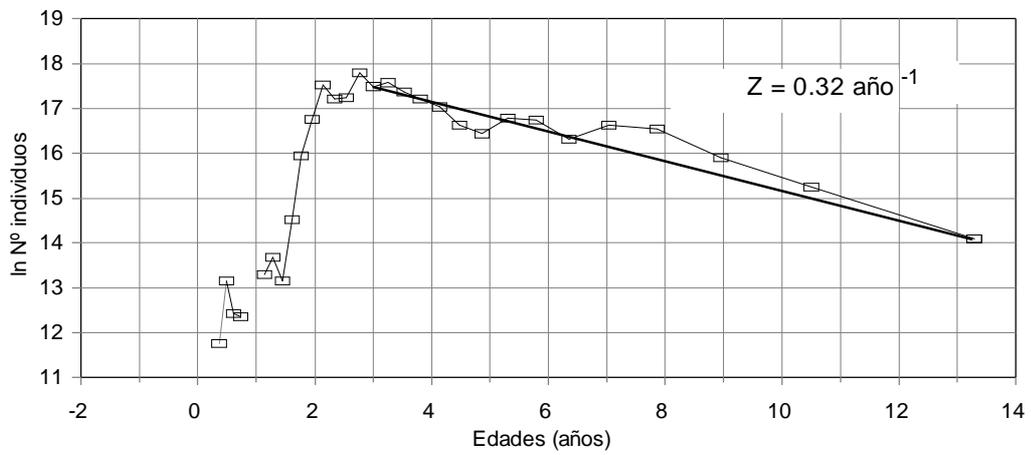


Figura 3. Curva de captura linealizada basada en la composición por tallas y transformada a edades para el año 1986.

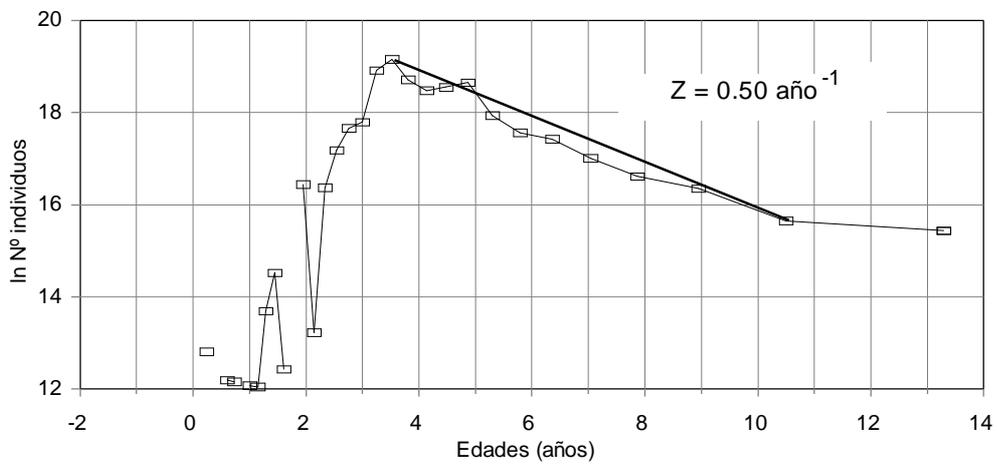


Figura 4. Curva de captura linealizada basada en la composición por tallas y transformada a edades para el año 1987.

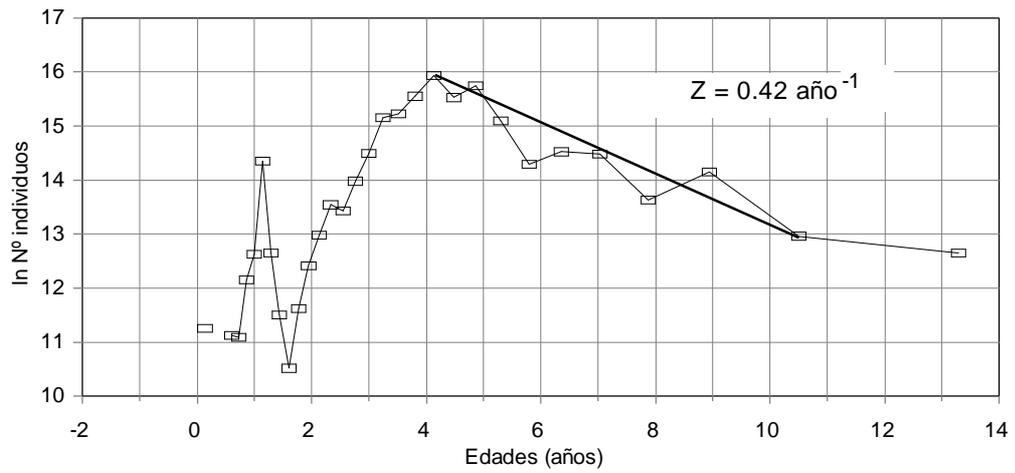


Figura 5. Curva de captura linealizada basada en la composición por tallas y transformada a edades para el año 1988.

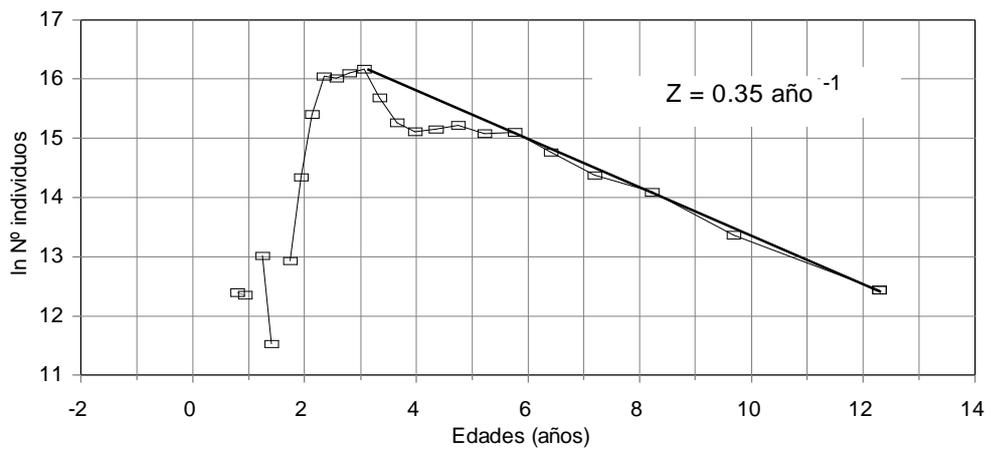


Figura 6. Curva de captura linealizada basada en la composición por tallas y transformada a edades para el año 1991.

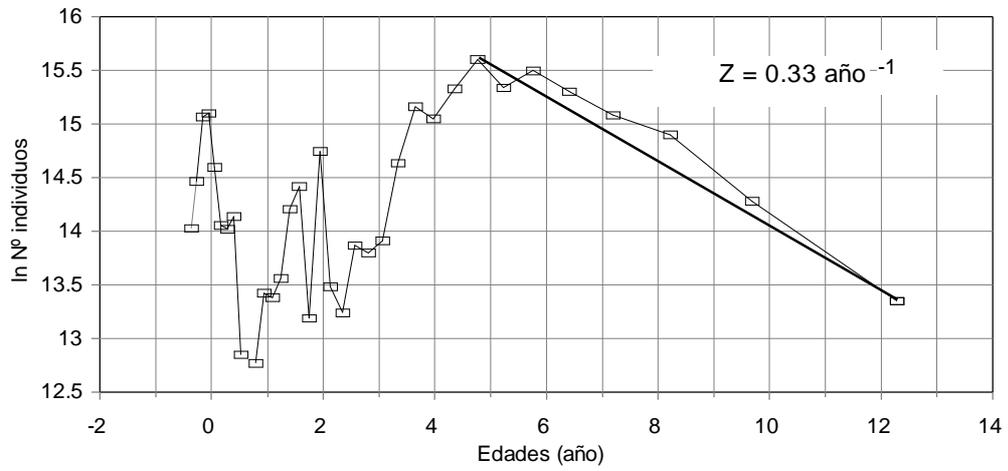


Figura 7. Curva de captura linealizada basada en la composición por tallas y transformada a edades para el año 1992.

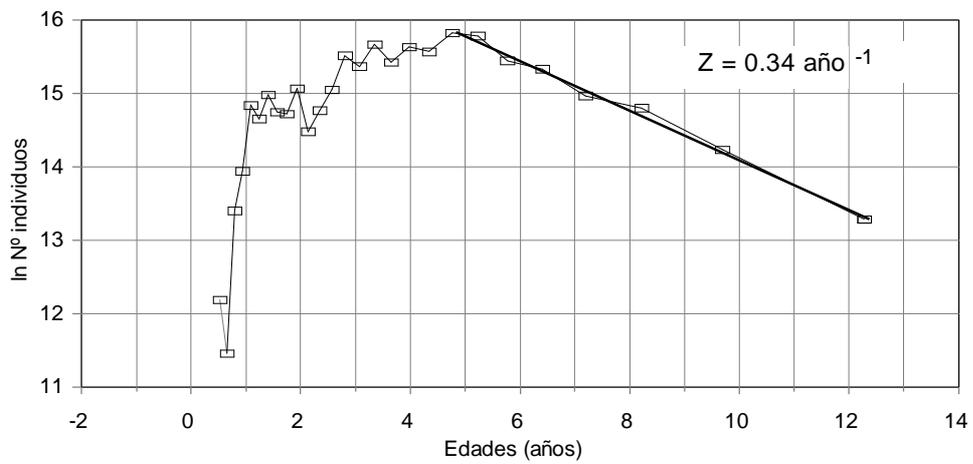


Figura 8. Curva de captura linealizada basada en la composición por tallas y transformada a edades para el año 1993.

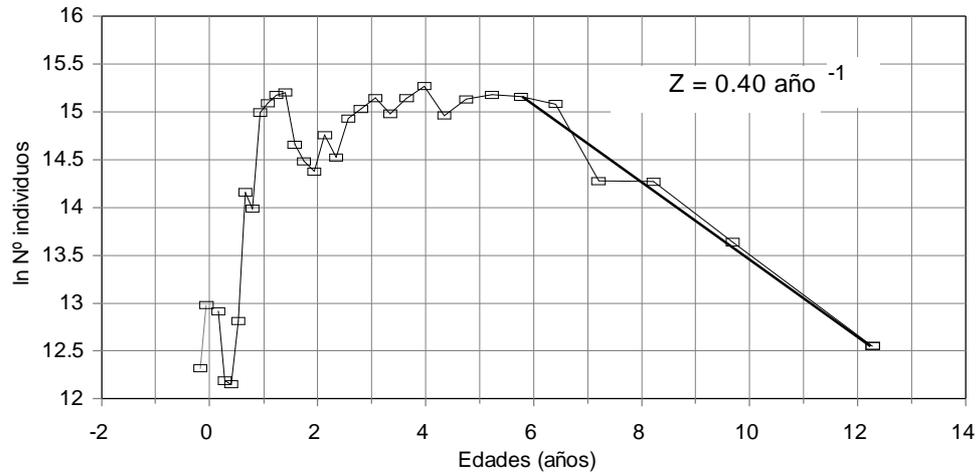


Figura 9. Curva de captura linealizada basada en la composición por tallas y transformada a edades para el año 1994.

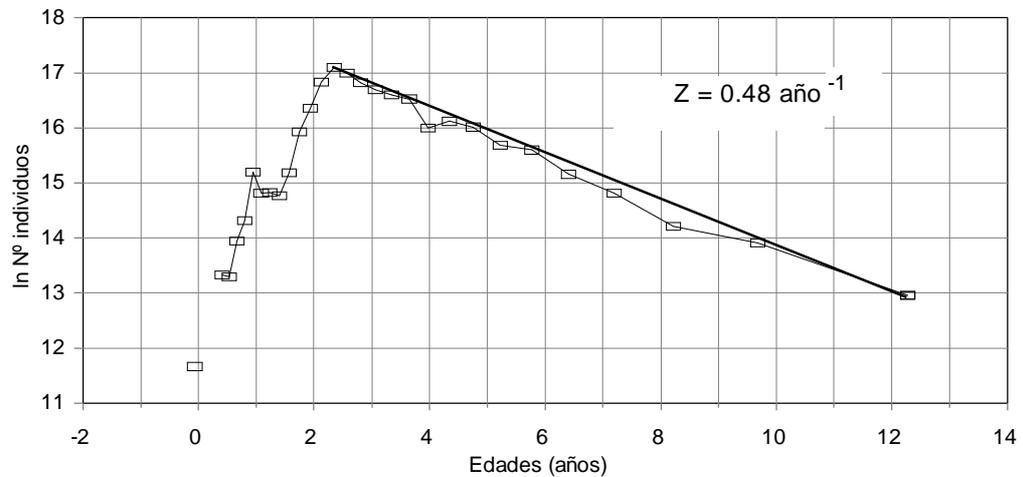


Figura 10. Curva de captura linealizada basada en la composición por tallas y transformada a edades para el año 1995.

3.7 Teoría y aproximaciones al ajuste de modelos captura-mortalidad

Los modelos captura-mortalidad se basan en el análisis conjunto de series de datos correspondientes a la captura comercial total (variable dependiente) en función de la tasa instantánea de mortalidad total Z (variable independiente) (Csrke & Caddy,

1983; Caddy & Defeo, 1996). Los modelos utilizados para su análisis en este trabajo corresponden al logístico, en sus versiones de ajuste directo y linealizado (Csirke & Caddy, 1983), así como el modelo exponencial de Fox (1970) modificado por Caddy & Defeo (1996) a un modelo definido por los mismos autores como de captura-mortalidad. Las ecuaciones básicas utilizadas en el presente trabajo fueron desarrolladas en Csirke & Caddy (1983); Caddy & Csirke (1983) y Caddy & Defeo (1996).

3.7.1 Modelo logístico

1) Ajuste directo

El modelo logístico de crecimiento de la población propuesto por Graham (1935) en condiciones de explotación pesquera, fue expresado por Csirke & Caddy (1983) en términos del valor en equilibrio de la tasa de mortalidad anual Z . En el análisis de una serie temporal prolongada, las capturas se relacionan con Z en base a la siguiente relación teórica:

$$C_i = a \cdot Z_i^2 + b \cdot Z_i + c_i \quad (4)$$

donde C_i es la captura correspondiente al año i , Z_i es la tasa instantánea de mortalidad total promedio en el año i , y a , b , c son parámetros.

Bajo los supuestos del modelo logístico, la ecuación (4) representa una parábola que intercepta la abscisa a la derecha del origen. Usando la resolución mediante la técnica de regresión múltiple, donde Z_i y Z_i^2 son las variables independientes, es posible estimar la curva que relaciona los valores anuales de captura con la mortalidad total. Dicho ajuste provee una estimación de la tasa instantánea de mortalidad natural M a través de la solución de esta ecuación para $Z = M$, siendo por lo tanto C_i y F iguales a cero (Csirke & Caddy, 1983). La mortalidad a niveles de CMS es obtenida como:

$$Z_{CMS} = -b/2 \cdot a \quad (5)$$

El nivel de mortalidad por pesca en CMS (F_{CMS}), está dado por la substracción de M a Z_{CMS} , mientras que los otros parámetros del modelo logístico se determinan a través de las siguientes ecuaciones (Csirke & Caddy, 1983; Caddy & Csirke, 1983):

$$r = 2 \cdot F_{CMS} \quad (6)$$

$$CMS = c \cdot b^2 / 4a \quad (7)$$

$$Binf = 4 \cdot CMS / r \quad (8)$$

donde r es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional y $Binf$ la biomasa virgen.

2) Aproximación lineal

Csirke & Caddy (1983) han sugerido una aproximación alternativa para el ajuste del modelo logístico, basada en el índice de abundancia U_i (en número) según la siguiente expresión:

$$U_i = C_i / (Z_i - M) \quad (9)$$

el cual es analizado en relación a $(Z_i - M)$, de tal manera que:

$$C_i / Z_i - M = a - b(Z_i - M) \quad (10)$$

En este caso el procedimiento de estimación de M fue iterativo, empleándose diferentes valores de M y seleccionándose aquel valor que proveyó el valor más alto de bondad de ajuste (coeficiente de determinación R^2) en la ecuación 10 (Caddy & Defeo, 1996). Una vez obtenido el mejor valor de M , los restantes PBR (es decir CMS , F_{CMS} , Z_{CMS} , C_{MPB} , Z_{MPB} , F_{MPB}) de esta versión linealizada del modelo logístico fueron obtenidos según Caddy & Csirke (1983). La captura en la máxima producción biológica C_{MPB} fue estimada como en Caddy & Csirke (1983):

$$C_{MPB} = CMS (1 - (M/r)^2) \quad (11)$$

La tasa de mortalidad por pesca F_{MPB} en la cual se maximiza la producción biológica (capturas más predación) bajo condiciones del modelo logístico, fue expresada como:

$$F_{MPB} = 0.5 (r - M) \quad (12)$$

y la correspondiente mortalidad total Z_{MPB} como:

$$Z_{MPB} = 0.5 (r + M) \quad (13)$$

o bien, en términos de F_{CMS} (Caddy & Defeo, 1996):

$$F_{MPB} = 0.5 M + F_{CMS} \quad (14)$$

3.7.2 Modelo exponencial

La versión exponencial del modelo logístico para datos de captura y esfuerzo (Fox, 1970) puede ser expresada como:

$$C_i = f_i \cdot U_{inf} e^{-b \cdot f_i} \quad (15)$$

donde la captura anual (C_i) y el esfuerzo (f_i) están relacionados en una forma exponencial, y U_{inf} es el índice de abundancia correspondiente al stock virgen. Caddy & Defeo (1996) transformaron el esfuerzo en tasas de mortalidad analíticas, llegando a la siguiente expresión:

$$C_i/Z_i - M = B_{inf} e^{-b'(Z_i - M)} \quad (16)$$

donde B_{inf} y b' pueden ser estimados por técnicas de regresión no lineal, usando procedimientos de minimización de errores para la estimación de parámetros. En este trabajo se empleó la versión linealizada del modelo, que se obtiene al tomar los logaritmos naturales de ambos miembros de la igualdad:

$$\ln (C_i/Z_i - M) = (\ln B_{inf} + b'M) - b'Z_i \quad (17)$$

Como en el caso de la aproximación logística, el modelo es ajustado para diferentes valores de M , seleccionando de acuerdo al que presente mayor bondad de

ajuste. Obtenido así el mejor valor de M , los demás PBR fueron calculados según Caddy & Defeo (1996).

Para este modelo los PBR de la curva de producción biológica (PB) fueron calculados ajustando esta curva y calculando Z_{MPB} como:

$$Z_{MPB} = -1/b'' \quad (18)$$

donde b'' es la pendiente de la curva de PB.

F_{MPB} se calculó como:

$$F_{MPB} = Z_{MPB} - M \quad (19)$$

C_{MPB} se calculó como:

$$C_{MPB} = F_{MPB} \cdot Binf \cdot e^{(b'' \cdot F_{MPB})} \quad (20)$$

4. RESULTADOS

4.1 Estimación de mortalidad total

En la Tabla 4 aparecen los valores anuales estimados de mortalidad total (Z) para ambos sexos combinados de corvina y estadísticos relacionados a la estimación de la curva de captura resultante del modelo exponencial decreciente (Sparre & Venema, 1995). La mortalidad total anual mayor correspondió al año 1987 ($Z = 0.50 \pm 0.03$ año⁻¹), seguida de 1995 ($Z = 0.48 \pm 0.01$ año⁻¹). La mortalidad total anual menor correspondió a 1985 ($Z = 0.31 \pm 0.06$ año⁻¹).

Tabla 4. Valores calculados del coeficiente instantáneo de mortalidad total anual (Z año⁻¹), y estadísticos asociados a la regresión de la curva de captura: *int.*= intercepto; *D.T.*= desvío típico; R^2 = coeficiente de determinación. Todas las regresiones y sus respectivos parámetros fueron altamente significativos ($p \ll 0.01$).

<i>Año</i>	<i>int.</i>	<i>D.T. int.</i>	<i>Z</i>	<i>D.T. Z</i>	R^2
1985	14.88	0.312	0.31	0.062	0.935
1986	18.36	0.275	0.32	0.025	0.918
1987	20.67	0.204	0.50	0.028	0.968
1988	17.41	0.388	0.42	0.063	0.852
1991	16.87	0.222	0.35	0.023	0.954
1992	17.46	0.091	0.33	0.017	0.990
1993	17.48	0.074	0.34	0.011	0.994
1994	17.46	0.186	0.40	0.035	0.971
1995	13.55	0.121	0.48	0.015	0.999

4.2 Ajuste de modelos captura-mortalidad

4.2.1 Estimación de M

Las Figuras 11 y 12 respectivamente muestran los sucesivos valores de M para maximización del criterio de bondad de ajuste (selección del máximo valor del coeficiente de determinación R^2 mayor) de los modelos logístico y exponencial: M fue maximizada en 0.26 año⁻¹ para el modelo logístico linealizado y en 0.28 año⁻¹ para el modelo exponencial linealizado. Se observó diferencia entre estas estimaciones con respecto al valor de M determinado en forma directa para el modelo logístico ($M = 0.16$ año⁻¹).

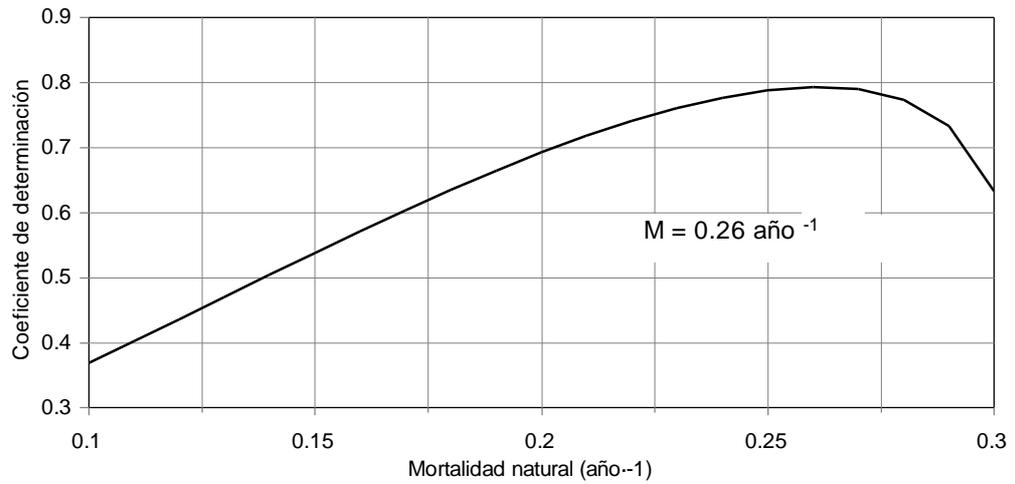


Figura 11. Valores de M para maximización del criterio de bondad de ajuste (modelo logístico linealizado).

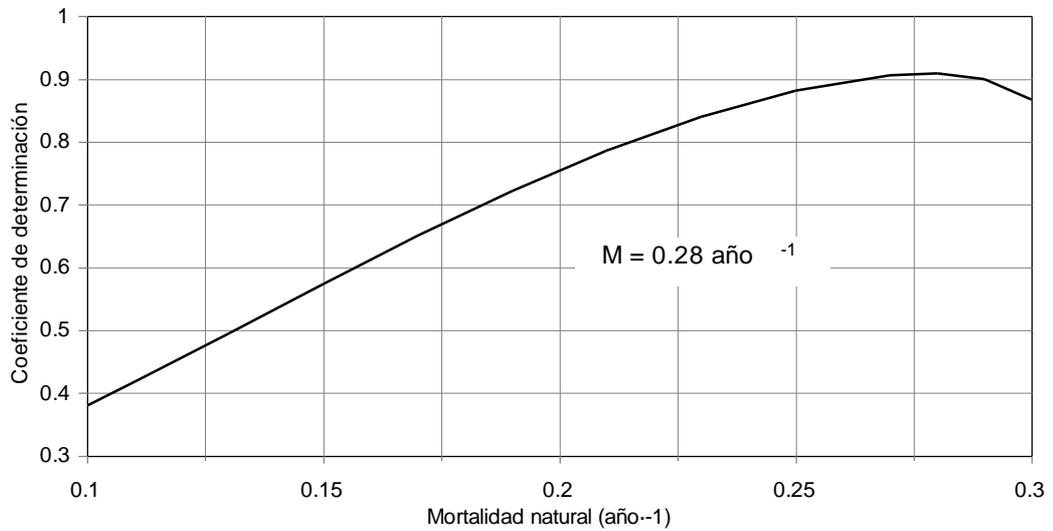


Figura 12. Valores de M para maximización del criterio de bondad de ajuste (modelo exponencial linealizado).

4.2.2 Estimación de los PBR

En la Figura 13 se muestran las curvas de producción captura-mortalidad correspondientes a los modelos logístico ($M = 0.26 \text{ año}^{-1}$) y exponencial ($M = 0.28 \text{ año}^{-1}$) obtenidos por “bootstrap”. Se indican también las posiciones aproximadas de los *PBR* calculados por ambos modelos. Los *PBR* basados en la curva de *MPB* fueron en todos los casos más conservadores que aquellos basados en el concepto de *CMS* (Tabla 4).

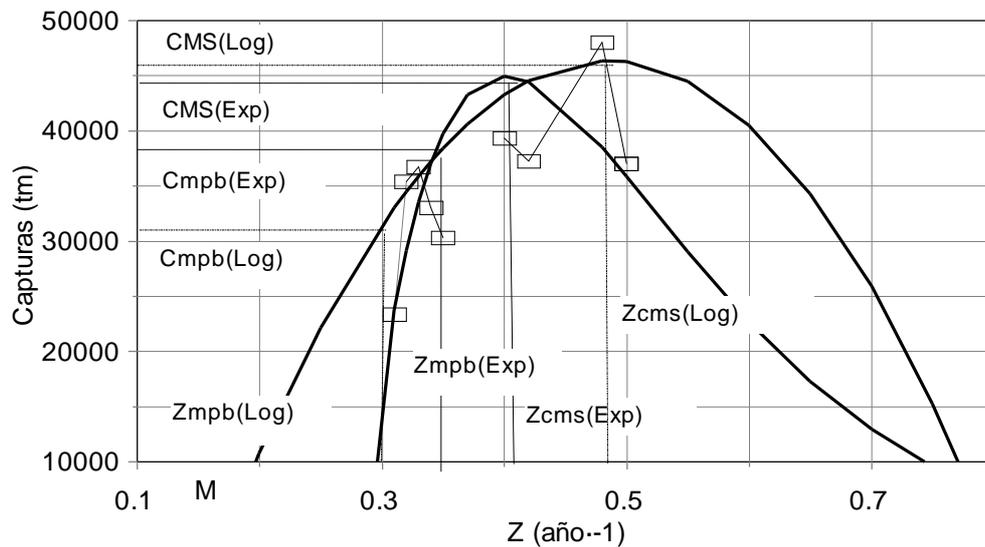


Figura 13. Curvas de producción *C-Z* para los modelos logístico ($M = 0.26 \text{ año}^{-1}$) y exponencial ($M = 0.28 \text{ año}^{-1}$) y *PBR* relacionados. Modelo logístico: (Log); Modelo exponencial: (Exp).

Tabla 5. Estimación de los parámetros poblacionales y de manejo (*PBR*) basados en las técnicas de regresión (reg) y bootstrap (boot), e intervalos de confianza al 90% aproximados por percentiles. Los valores de *CMS* y *Binf* están dados en tm y los parámetros de crecimiento y mortalidad están dados en base anual.

<i>Parámetro</i>	<i>Logist. (dir.)</i>	<i>Logist.(lin.)</i>	<i>Expon.(lin.)</i>	<i>Logist.(lin.)</i> <i>M = 0.230</i>	<i>Expon.(lin.)</i> <i>M = 0.230</i>
M	0.160	0.260	0.280		
<i>Binf</i> (reg)	255525	612057	993738	432568	500303
<i>Binf</i> (boot)	255860	586200	1017720	330427	503721
<i>IC 90%</i>	197508- 318522	484389- 653810	805652- 1285508	268877- 390205	400558-639240
<i>r</i> (reg)	0.650	0.300	---	0.395	---
<i>r</i> (boot)	0.642	0.314	---	0.498	---
<i>IC 90%</i>	0.492-1.207	0.289-0.359	---	0.416-0.692	---
<i>F_{CMS}</i> (reg)	0.320	0.150	0.120	0.198	0.223
<i>F_{CMS}</i> (boot)	0.321	0.157	0.120	0.249	0.219
<i>IC 90%</i>	0.245-0.603	0.144-0.179	0.086-0.146	0.208-0.346	0.168-0.312
<i>Z_{CMS}</i> (reg)	0.480	0.410	0.400	0.428	0.453
<i>Z_{CMS}</i> (boot)	0.481	0.417	0.400	0.479	0.449
<i>IC 90%</i>	0.406-0.763	0.404-0.439	0.366-0.426	0.438-0.576	0.398-0.542
<i>CMS</i> (reg)	41444	46426	44748	42763	40958
<i>CMS</i> (boot)	41455	46609	44475	41984	40949
<i>IC 90%</i>	37336- 58730	38491- 51630	38920-49050	38028- 47312	37489-47327
<i>F_{MPB}</i> (reg)	0.244	0.022	0.066	0.083	0.177
<i>F_{MPB}</i> (boot)	0.241	0.030	0.064	0.134	0.104
<i>IC 90%</i>	0.166-0.523	0.014-0.049	0.030-0.090	0.093-0.231	0.053-0.197
<i>Z_{MPB}</i> (reg)	0.404	0.282	0.346	0.313	0.407
<i>Z_{MPB}</i> (boot)	0.401	0.290	0.344	0.364	0.334
<i>IC 90%</i>	0.326-0.683	0.274-0.309	0.310-0.370	0.323-0.461	0.283-0.427
<i>MPB</i> (reg)	64417	160085	200102	106976	92005
<i>MPB</i> (boot)	65699	155608	205219	89020	104787
<i>IC 90%</i>	60049- 75742	128617- 171298	161217- 275070	79385- 98925	91041-131713
<i>C_{MPB}</i> (reg)	38913	12334	38359	28297	39952
<i>C_{MPB}</i> (boot)	38776	15697	37944	32836	32529
<i>IC 90%</i>	32986- 57697	2012-20363	26999-42049	27407- 41920	24126-42518

La aplicación del “bootstrap” generó valores negativos en las estimaciones de *PBR* que no fueron considerados para el cálculo de los parámetros de la población (*Binf* y *r*) y los de manejo (*F_{CMS}*, *Z_{CMS}*, *CMS*). El uso de diferentes valores de *M* incidió

sustancialmente en este aspecto: el número de valores negativos aumentó a mayores valores de M . Por tanto, en el caso del modelo logístico con $M = 0.16 \text{ año}^{-1}$ no existieron valores negativos; con $M = 0.23 \text{ año}^{-1}$ fueron el 4.3 % (13 en 300 valores generados); y con $M = 0.26 \text{ año}^{-1}$ representaron el 89.6 % (269 en 300). En el caso del modelo exponencial, no ocurrieron valores negativos.

La biomasa virgen (B_{inf}) presentó un valor próximo a las 500000 tm (255525-1017720 tm). El valor inferior correspondió al modelo logístico (regresión y “bootstrap”) considerando M ajustada directamente (0.16 año^{-1}). El superior correspondió al modelo exponencial ($M = 0.28 \text{ año}^{-1}$) con 1017720 tm. Los modelos logístico y exponencial ($M = 0.23 \text{ año}^{-1}$) presentaron valores de aproximadamente 500000 tm.

La tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) presentó un valor próximo a 0.400 (0.300-0.650). El valor inferior correspondió al modelo logístico (regresión y “bootstrap”) considerando $M = 0.26 \text{ año}^{-1}$. El superior correspondió a $M = 0.16 \text{ año}^{-1}$. El r calculado con $M = 0.23 \text{ año}^{-1}$ es intermedio a los anteriores y próximo al valor medio entre extremos (0.48).

La F_{CMS} presentó un valor próximo a 0.250 año^{-1} (0.120-0.321 año^{-1}). El valor inferior correspondió al modelo exponencial (regresión y “bootstrap”) considerando $M = 0.28 \text{ año}^{-1}$. El superior correspondió al modelo logístico con $M = 0.16 \text{ año}^{-1}$. Considerando $M = 0.23 \text{ año}^{-1}$ el valor fue aproximado al medio entre extremos (0.220 año^{-1}). La Z_{CMS} presentó un valor próximo a 0.440 año^{-1} (0.400-0.481 año^{-1}), calculado por los modelos logístico y exponencial (ajuste por regresión y “bootstrap”) considerando distintos valores de M , demostrando una marcada consistencia de estimación.

La CMS presentó en todos los ajustes un valor cercano a 44000 tm (40949-46609 tm), calculado por los modelos logístico y exponencial (ajuste por regresión y bootstrap), demostrando una marcada consistencia de estimación. Los PBR basados en la curva de MPB , F_{MPB} , Z_{MPB} , y C_{MPB} , estuvieron correlacionados entre si. F_{MPB} presentó un valor medio de 0.14 año^{-1} (0.03-0.24 año^{-1}). Los valores de F_{MPB} para los modelos logístico y exponencial con $M = 0.23 \text{ año}^{-1}$ fueron próximos a 0.120 año^{-1} .

Z_{MPB} presentó un valor próximo a 0.350 año^{-1} ($0.290\text{-}0.400 \text{ año}^{-1}$). Los valores de F_{MPB} para los modelos logístico y exponencial con $M = 0.23 \text{ año}^{-1}$ fueron próximos a 0.350 año^{-1} . MPB presentó un valor próximo a 135000 tm ($65699\text{-}205219 \text{ tm}$). El valor de MPB para los modelos logístico y exponencial con $M = 0.23 \text{ año}^{-1}$ fue próximo a 97000 tm (próximo al valor intermedio a los extremos calculados para otras mortalidades). La C_{MPB} presentó un valor aproximado a 36000 tm ($32529\text{-}38776 \text{ tm}$), exceptuando los correspondientes al modelo logístico con $M = 0.26 \text{ año}^{-1}$, que fueron de 12334 y 15697 tm con ajuste por regresión y “bootstrap” respectivamente. Esta diferencia con respecto a los otros ajustes se produjo por el alto valor de M empleado. En el caso del “bootstrap” la inestabilidad producida en el modelo por el valor de M , cercano a los mínimos valores de Z , generó un alto número de valores negativos sin sentido. Los valores de C_{MPB} para los modelos logístico y exponencial con $M = 0.23 \text{ año}^{-1}$ fueron próximos a 32500 tm .

El análisis de sensibilidad considerando diferentes escenarios de M obtenidos en base a distintas aproximaciones de estimación, mostró cambios drásticos en las estimaciones de los PBR por “bootstrapping”. Este análisis demostró asimismo que los PBR derivados de la curva de producción MPB y sus parámetros relacionados resultaron más conservadores que los PBR derivados de CMS desde un punto de vista de manejo pesquero. Este hecho fue consistente para todos los escenarios de M . En las Figuras 14 a 19 se muestran los efectos de diferentes valores de mortalidad natural (M) en las funciones de distribución de CMS , F_{CMS} , Z_{CMS} , MPB , Z_{MPB} y C_{MPB} generadas por “bootstrap”.

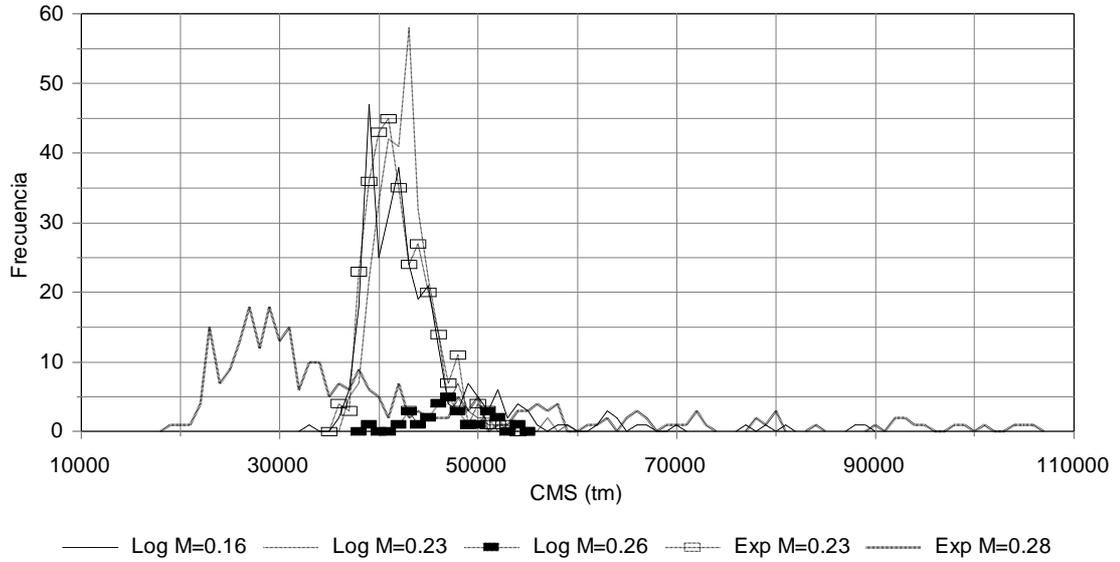


Figura 14. Distribuciones de frecuencia de CMS estimadas por bootstrap para los modelos logístico (Log) y exponencial (Exp), para diferentes valores de M . Las mortalidades están dadas en año^{-1} .

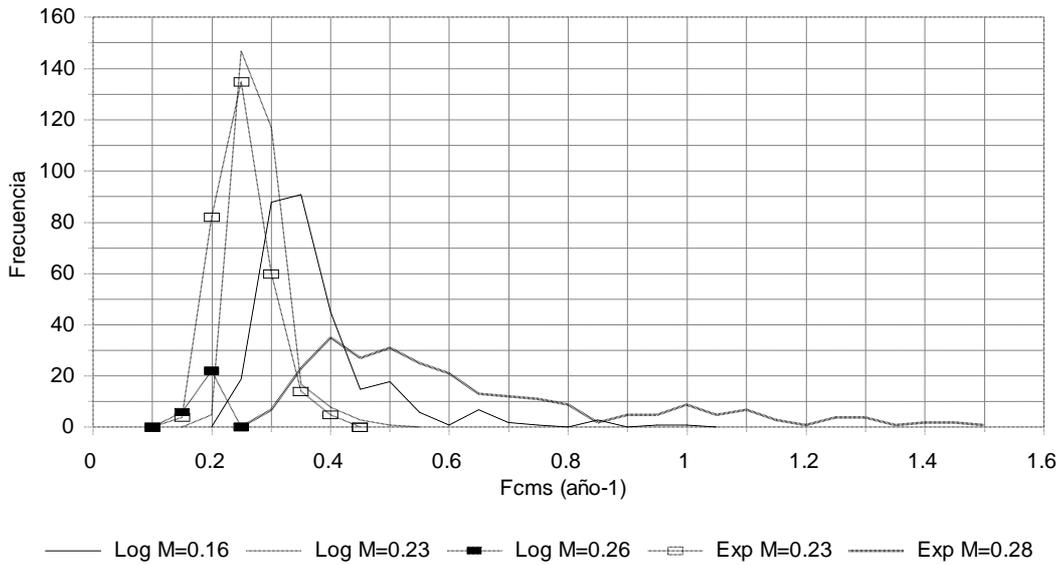


Figura 15. Distribuciones de frecuencia de F_{CMS} estimadas por bootstrap para los modelos logístico (Log) y exponencial (Exp), para diferentes valores de M . Las mortalidades están dadas en año^{-1} .

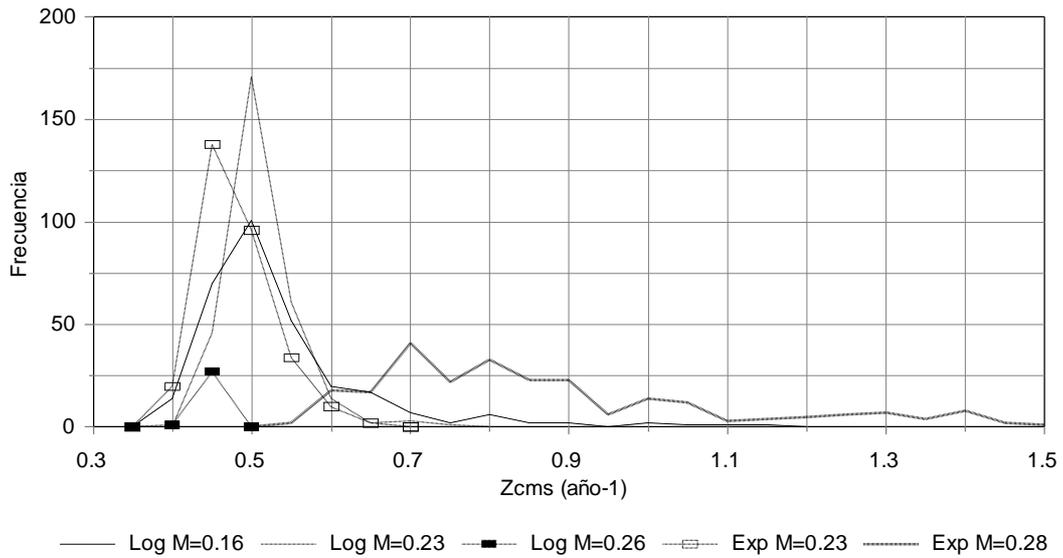


Figura 16. Distribuciones de frecuencia de Z_{CMS} estimadas por bootstrap para los modelos logístico (Log) y exponencial (Exp), para diferentes valores de M . Las mortalidades están dadas en año^{-1} .

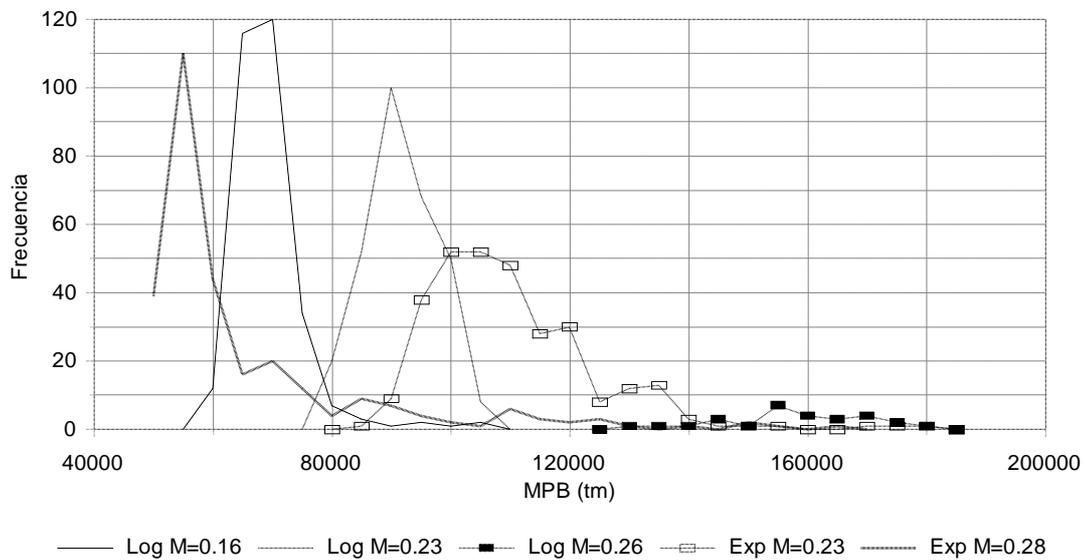


Figura 17. Distribuciones de frecuencia de MPB estimadas por bootstrap para los modelos logístico (Log) y exponencial (Exp), para diferentes valores de M . Las mortalidades están dadas en año^{-1} .

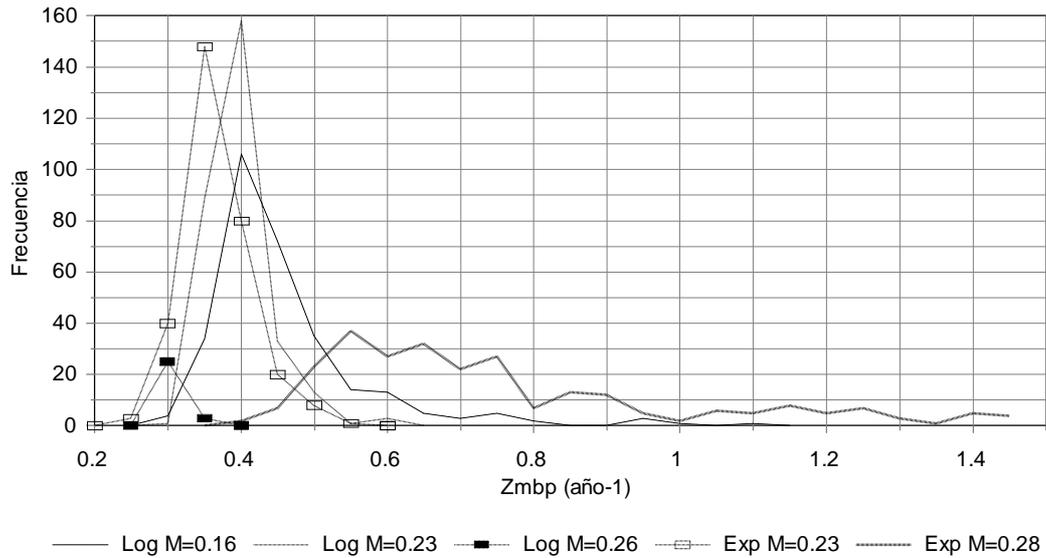


Figura 18. Distribuciones de frecuencia de Z_{MPB} estimadas por bootstrap para los modelos logístico (Log) y exponencial (Exp), para diferentes valores de M . Las mortalidades están dadas en año^{-1} .

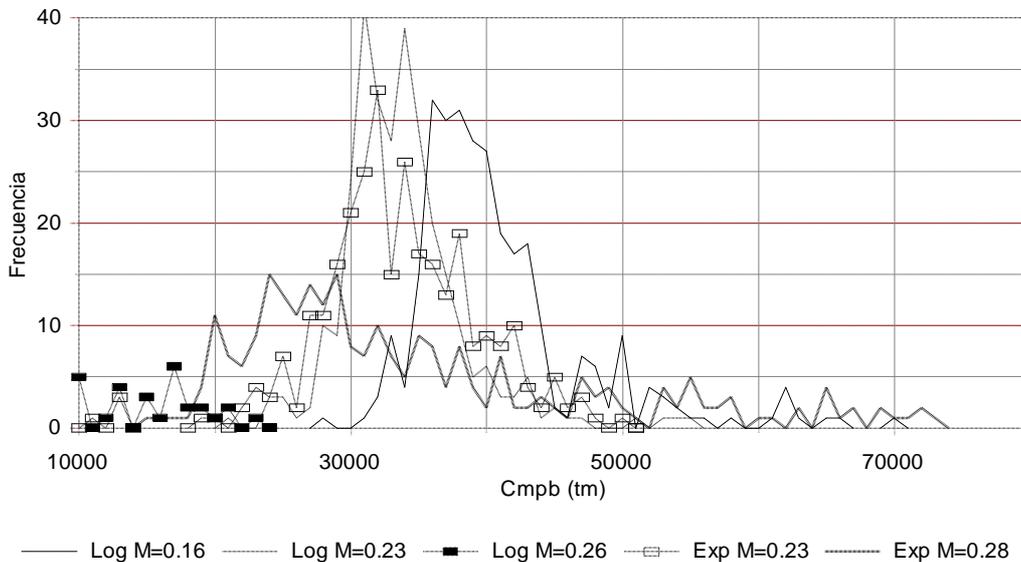


Figura 19. Distribuciones de frecuencia de C_{MPB} estimadas por bootstrap para los modelos logístico (Log) y exponencial (Exp), para diferentes valores de M . Las mortalidades están dadas en año^{-1} .

Considerando CMS (Figura 14) y MPB (Figura 17), los valores más conservadores correspondieron al modelo exponencial, con $M = 0.28 \text{ año}^{-1}$. Sin embargo, el uso de estos valores extremos de M produjo dos efectos claros (Figuras 14 a

19): (1) en el caso del modelo exponencial $M = 0.28 \text{ año}^{-1}$ se observó una alta inestabilidad en el modelo y una gran dispersión y platicurtosis en todos los *PBR*. (2) En el caso del modelo logístico con $M = 0.26 \text{ año}^{-1}$ se observó también inestabilidad, pero en forma de un alto porcentaje de valores negativos, sin sentido, de los *PBR*. En líneas generales, los *PBR* presentaron funciones de distribución más estrechas, leptocúrticas y tendientes a una distribución normal, considerando un valor de $M = 0.23 \text{ año}^{-1}$. Z_{MPB} y C_{MPB} presentaron los valores inferiores en el caso del ajuste del modelo logístico ($M = 0.26 \text{ año}^{-1}$).

5. DISCUSIÓN

5.1 Mortalidad

En este trabajo se documentan por primera vez variaciones de largo plazo en la tasa instantánea de mortalidad total Z para la población platense de corvina. No se observó un patrón temporal definido de mortalidad, pero sí un rango de variación que fluctuó entre 0.31 y 0.50 año^{-1} . No obstante lo anterior, el aumento de tallas de ejemplares inmaduros en el tiempo sería indicativo de un efecto de mortalidad de ejemplares jóvenes y peligro de ocurrencia de sobreexplotación en el reclutamiento (ver numeral 5.3).

Un aspecto clave en este sentido es tener una curva de crecimiento confiable para el stock platense. En este contexto, no fue posible la utilización de claves talla-edad o curvas de crecimiento específicas para la ZCPAU realizada por autores nacionales a la fecha de la presente investigación. El único antecedente válido consiste en la tesis de licenciatura de Verocai (1989), que realiza la determinación y conteo de anillos de crecimiento en cortes de otolitos de corvina para muestras de los años 1987 y 1989. En sus conclusiones establece que en el estado actual de su investigación, no se podría asegurar con toda seguridad que los anillos determinados correspondan exactamente con anillos anuales, aunque observaciones del mismo autor sugieren una periodicidad de formación anual (Verocai *com. pers.*). De todas formas se considera que las curvas empleadas en este trabajo son adecuadas, dado que se refieren al stock de corvina platense en estudio.

5.2 Modelos captura-mortalidad

5.2.1 Valores de Z

Los cálculos de mortalidad total Z están basados en una pseudocohorte, es decir, de los datos correspondientes a una sola campaña estacional anual, y no en el seguimiento *de una misma cohorte* a través de los años considerados. Esta situación que es teóricamente preferible, es metodológicamente impracticable con los datos disponibles sobre la pesquería estudiada. Este hecho puede generar sesgos pues asume que *todas las cohortes contaron originalmente con el mismo número de reclutas* (es decir que asume reclutamientos iguales para cada año), lo cual es una suposición probable pero de difícil o imposible comprobación real.

Existen otros sesgos posibles en el cálculo de Z , dado que la estructura por tallas de la población muestreada se basa en un muestreo que *no consideró los ejemplares más pequeños, o bien los muestreó con sesgo metodológico* (las “roncaderas” de distribución costera en aguas someras), debido a la obvia limitación operativa del barco de investigación utilizado. En realidad es infrecuente que un estudio de pesquería considere exhaustivamente toda el área de distribución de la población objetivo de estudio. Asimismo, existe la posibilidad de movimientos migratorios de ejemplares en el área, lo cual también significaría un sesgo en el cálculo de Z . Este hecho, aunque no está corroborado, es atendible desde el punto de vista teórico.

5.2.2 Efecto de diferentes valores de M

Los antecedentes de cálculo de M , corresponden a Ehrhardt & Arena (1977) que determinaron $M = 0.35 \text{ año}^{-1}$ (machos) y $M = 0.29 \text{ año}^{-1}$ (hembras) por el método de Paloheimo (1958); y Ehrhardt *et.al.* (1977) que asumiendo $M=Z$ determinaron en ejemplares mayores de 7 años, para ambos sexos, un valor de $M = 0.35 \text{ año}^{-1}$. Este valor difiere de las estimaciones del presente trabajo, debido probablemente a que en la actualidad el recurso se encuentra en un estado de plena explotación o cercano a sobrexplotación, lo cual ocasionaría un descenso de los valores de mortalidad natural M .

Este trabajo reporta por primera vez para la población platense de corvina, valores de mortalidad natural M calculados mediante modelos de captura-mortalidad $C-Z$. El rango de valores obtenidos fluctuó sensiblemente de acuerdo al procedimiento escogido. Esta fuerte variabilidad se tradujo en una fuerte variabilidad en las estimaciones de los PBR , lo cual tiene inmediatas implicaciones desde un punto de vista pesquero: la selección de un determinado valor de M generó valores de PBR que podrían ser empleados para dictaminar el estado de salud del recurso. En este contexto, una aproximación conservadora sería la selección de valores de M basados en el modelo logístico directo o bien el valor intermedio de $M = 0.23 \text{ año}^{-1}$. El análisis de sensibilidad realizado bajo amplias variaciones del valor de M demostró que los PBR derivados de la curva de producción MPB y sus parámetros relacionados resultaron más conservadores que los PBR derivados de CMS . Este hecho fue consistente para todos los escenarios de M y coincide con resultados obtenidos en otras investigaciones (Caddy & Defeo, 1996; Defeo & Seijo, 1999).

El valor de $M = 0.16 \text{ año}^{-1}$, determinado directamente para el modelo logístico, parece razonable considerando un valor de Z de aproximadamente 0.35 año^{-1} . Esto es significativo pues indicaría una situación de plena explotación ya que, en tal caso, M y F se aproximan en su valor absoluto. Este valor de M genera un estimado de biomasa infinita que se aproxima a las 255000 tm.

Las estimaciones de M en base a la maximización del R^2 ocasionaron inestabilidad en los modelos cuando fueron usadas como entradas a los mismos. Esto tuvo un efecto en cascada en los PBR . Por ejemplo, si bien los menores valores de C_{MPB} (12334 y 15697 tm calculados por regresión y bootstrap respectivamente) fueron obtenidos por el modelo logístico con $M = 0.26 \text{ año}^{-1}$, la inestabilidad del modelo (que generó un alto número de valores negativos de PBR por la proximidad del valor del M estimado al Z considerado) no lo hace recomendable como predictor robusto a efectos de manejo. También en el caso del modelo exponencial, el alto valor de M (0.28 año^{-1}) estimado por maximización del R^2 ocasionó inestabilidad en las simulaciones bootstrap, generando una amplísima dispersión en las estimaciones de los PBR (ver Figs. 14 a 19). Esto coincidió con lo observado recientemente por Defeo & Seijo (1999). En consecuencia, el ajuste de los modelos con $M = 0.23 \text{ año}^{-1}$ es considerado preferible para el manejo precautorio del recurso.

Para la población platense de la especie Ehrhardt & Arena (1977) y Ehrhardt *et al.* (1977) estimaron valores de $M = 0.36 \text{ año}^{-1}$ (1967, 1968, 1969 y 1975) por el método de Paloheimo (1958) (asumiendo $M=Z$, para ejemplares mayores de 7 años), que resultaron mayores a los calculados en este trabajo. En el estado actual de explotación del recurso, tasas de mortalidad tan altas no presentarían escenarios posibles para el modelaje planteado, y hubieran significado el colapso de la pesquería a breve plazo. Sin embargo (y más allá de las dificultades inherentes a estandarizar el esfuerzo de pesca), un valor de M comprendido entre 0.29 año^{-1} y 0.36 año^{-1} no parecería demasiado alto considerando un recurso pesquero poco explotado en el momento del cálculo citado; y en consecuencia con altos valores de M , y con valores de Z entre 0.73 año^{-1} y 0.92 año^{-1} (Ehrhardt & Arena, 1977).

La selección de los valores del menor valor absoluto de M no significa que necesariamente los *PBR* calculados sean también más conservadores: de aquí surge la necesidad del reconocimiento de las variables de performance (Pérez & Defeo, 1996; y Defeo & Seijo, 1999) para conducir un análisis de decisión para la elección de las mismas. La *CMS* y la Z_{CMS} han sido utilizadas en general como variables de performance en los análisis de decisión, aunque se demostraron inefectivas en proveer una aproximación precautoria para el manejo de las pesquerías (Defeo & Seijo, 1999). La estrategia propuesta por ambos autores significa el doble objetivo de maximizar la captura y minimizar la probabilidad de baja biomasa del efectivo pesquero, es decir un estudio de optimización de costos y beneficios (“trade-off”) entre objetivos. Caddy & Defeo (1996) y Defeo & Seijo (1999) proponen un análisis de riesgo alternativo que incluye las funciones de densidad de probabilidad de *CMS* y C_{MRE} (Captura en Máximo Rendimiento Económico) generados por “bootstrap” contra las tasas correspondientes de mortalidad total Z utilizadas como variables de control. Este análisis debe ser considerado en futuras investigaciones.

5.2.3 Capturas históricas y análisis comparativo de *PBR*

Ehrhardt & Arena (1977) aplicaron los modelos de producción excedente de Schaefer (1954) y Fox (1970), obteniendo respectivamente una captura máxima sostenible (*CMS*) de 10254 tm y 10056 tm. Arena (1984) aplicó los mismos modelos obteniendo valores cercanos a las 40000 tm. Otero & Ibáñez (1986), aplicando los

modelos de producción excedente de Schaefer y Fox, obtuvieron una *CMS* de aproximadamente 40000 tm, utilizando datos de la flota argentina en el Río de la Plata y ZCPAU. Arena (1990) obtuvo una *CMS* de 40725 tm y 40048 tm respectivamente para Schaefer y Fox, en el período de 1977 a 1984. Arena & Rey (1993) aplicaron los modelos de producción excedente de Schaefer y Fox, obteniendo una *CMS* de 38400 tm y 37500 tm respectivamente, para datos de la flota uruguaya en el Río de la Plata y ZCPAU, correspondientes al período 1980-1992.

Los diferentes *PBR* basados en *CMS* calculados por los distintos modelos y diferentes mortalidades naturales consideradas, demostraron una marcada consistencia en su valor absoluto. La *CMS* calculada en el presente trabajo según los modelos de Csirke & Caddy (1983) con ajuste directo y linealizado, y de Caddy & Defeo (1996), en comparación con los valores históricos de *CMS* anteriormente mencionados, sugieren que: (1) los valores de *CMS* calculados por Ehrhardt & Arena (1977) fueron subestimados probablemente a un cálculo erróneo del esfuerzo pesquero; (2) la *CMS* calculada por Otero & Ibáñez (1986), Arena (1990), Arena & Rey (1993) se aproxima a los valores medios 40000 tm de *CMS* obtenidos en este trabajo. Según Arena (1984; 1990) la *CMS* próxima a las 10000 tm pudiera ser considerada como adecuada, en aquel momento, debido al tremendo impacto pesquero que soportaba el recurso a causa de la pesquería de juveniles por parte de redes costeras y de playa para la extracción de la pescadilla de red. Luego de la prohibición de esa modalidad pesquera y de una serie de medidas de protección, la pendiente de disminución de los rendimientos se redujo en forma marcada, lo que dio lugar a valores de *CMS* mucho más elevados, del orden de aproximadamente 40000 tm.

Existe una captura máxima histórica de 49824 tm correspondiente al año 1995; y la población platense de corvina viene soportando una captura promedio de 31373 tm entre 1984 y 1995. La estabilidad de las capturas en este entorno parecería demostrar la existencia de un posible “techo” o valor tope de captura para un esfuerzo pesquero estabilizado a lo largo de 12 años. Este hecho parecería validar los resultados obtenidos en base a los *PBR* calculados.

5.2.4 Marco de manejo

Se ha establecido que los modelos de pesquerías tradicionales asumen condiciones de equilibrio que raramente existen en la realidad. El concepto de *CMS* no constituye un buen objetivo para el manejo de una pesquería a largo plazo (Pérez & Defeo, 1996), a pesar de que sea el punto de advertencia más popular en el mundo para el control de pesquerías. Los modelos de producción pesquera *C-Z* tendrían la enorme utilidad de desarrollar puntos de referencia con fines de manejo precautorio (Caddy & Defeo, 1996). Estos modelos significan una nueva aproximación alternativa al manejo de pesquerías. Todo modelo resulta discutible puesto que se basa en supuestos que muy raramente se cumplen en la realidad. El modelo de captura-mortalidad asume “a priori” los siguientes aspectos:

- a) La estructura poblacional a partir de la cual se calcula Z , responde únicamente a mortalidad, sin incidencia de las migraciones. En este sentido, raramente una campaña de evaluación cubre la totalidad del área de distribución del recurso, donde pueden concentrarse determinadas tallas y edades.
- b) Se asume que todas las clases de edad colectadas en las campañas fueron igualmente vulnerables al arte de pesca. Esto no siempre es cierto, debido al fenómeno de la selectividad, pero asimismo porque en ciertas especies los juveniles se encuentran por encima de la relinga superior del arte de arrastre o tienen un comportamiento de fuga diferente, y en consecuencia distinto coeficiente de capturabilidad.
- c) La mortalidad natural se mantiene constante durante todo el período y para todas las clases de edad.

En este caso en particular existieron problemas concretos en la aplicación del modelo, tales como:

- a) La estructura en número de individuos por tallas, utilizada en el cálculo de Z , corresponde a una única campaña estacional anual de prospección pesquera.

- b) El cálculo de Z se llevó a cabo en base a pseudocohortes, en vez de mediante el seguimiento de cada cohorte a través del tiempo. Este procedimiento resulta correcto sólo a condición de asumir reclutamientos constantes en cada año.
- c) Se aplicó para varios años diferentes una única clave largo-edad, cuando lo ideal hubiese sido utilizar la clave correspondiente a cada año.
- d) Esta clave de largo-edad está referida al conjunto de machos y hembras, pese a que las curvas de crecimiento son diferentes para uno y otro sexo a partir de la edad de explotación (aproximadamente 3.5 años).

De acuerdo a los resultados obtenidos, los PBR podrían ser ordenados de la siguiente manera:

$$F_{MPB} < F_{CMS}$$

$$Z_{MPB} < Z_{CMS}$$

$$C_{MPB} < CMS$$

Generalizando, los diferentes modelos C - Z y PBR podrían ordenarse desde el más conservador en la forma:

Modelo C - Z exponencial > Modelo C - Z logístico

PBR basados en MPB > PBR basados en CMS

Las conclusiones anteriores indican inequívocamente que los PBR basados en MPB constituyen PBR objetivos (*sensu* Caddy & Mahon, 1995), mientras que aquellos basados en la CMS debieran considerarse PBR límites (ver Caddy & Mahon, 1995). En este contexto, la utilización del modelo C - Z exponencial de Caddy & Defeo (1996) y el cálculo de PBR basados en el concepto de MPB significa una administración menos riesgosa para la pesquería de corvina platense, que aquella basada en el concepto de CMS utilizado en la actualidad. Estos PBR debieran ser considerados como los “límites superiores de explotación” (Defeo & Seijo, 1999). Esta administración sin embargo debe estar condicionada a la determinación ajustada de los PBR objetivo y su correspondiente incertidumbre (Perez & Defeo, 1996).

6. CONCLUSIONES

1) Los modelos de producción pesquera *C-Z* logístico (Csirke & Caddy, 1983) y exponencial (Caddy & Defeo, 1996) demostraron ser una aproximación alternativa válida a los “modelos de producción” tradicionales, y ser adecuados para la estimación de diversos *PBR*. La biomasa virgen (*B_{inf}*) presentó un valor próximo a las 500000 tm (255525-1017720 tm). La tasa intrínseca de crecimiento poblacional (*r*) presentó un valor próximo a 0.400. La *F_{CMS}* presentó un valor próximo a 0.250 año⁻¹ (0.120-0.321 año⁻¹), y la *Z_{CMS}* fue cercana a *Z_{CMS}* = 0.440 año⁻¹ (extremos 0.400-0.481 año⁻¹). La *CMS* presentó un valor absoluto cercano a *CMS* = 44000 tm (extremos 40949-46609 tm). La *F_{MPB}* presentó un valor próximo a 0.14 año⁻¹ (0.03-0.24 año⁻¹) y la *Z_{MPB}* fue cercana a 0.35 año⁻¹ (0.290-0.401 año⁻¹). La *MPB* presentó un valor próximo a 135000 tm (65699-205219 tm), y la *C_{MPB}* fue cercana a 36000 tm (32529-38776 tm).

2) Los modelos de producción pesquera *C-Z* demostraron una gran sensibilidad a los valores de *M* utilizados para el cálculo de los *PBR*. La variación del valor absoluto de los estimados *B_{inf}*, *F_{CMS}*, *Z_{CMS}*, *F_{MPB}*, *Z_{MPB}* y *C_{MPB}* se debió a diferentes valores de *M* considerados como entrada. Asimismo, los modelos *C-Z* fueron más inestables con valores altos de *M*, obteniéndose en las simulaciones de bootstrap valores negativos, sin sentido, en diversos *PBR*, o bien una enorme dispersión de sus funciones de distribución. A efectos de un manejo precautorio se sugiere adoptar un valor de *M* = 0.23 año⁻¹, intermedio entre todos los generados, en conjunción con la aplicación del modelo exponencial de Caddy & Defeo (1996).

3) Los *PBR* críticos (*CMS*, *Z_{CMS}*, *C_{MPB}*) para el manejo del recurso calculados por diferentes modelos (logístico y exponencial) y ajustes (directo, regresión y “bootstrap”) presentaron una alta consistencia y similitud en sus valores absolutos. Los diferentes *PBR* calculados pueden ser ordenados de menor a mayor en la siguiente forma:

$$F_{MPB} < F_{CMS}$$

$$Z_{MPB} < Z_{CMS}$$

$$C_{MPB} < CMS$$

Generalizando, los diferentes modelos *C-Z* y *PBR* podrían ordenarse desde el más conservador en la forma:

Modelo C-Z exponencial > Modelo C-Z logístico

PBR basados en *MPB* > *PBR* basados en *CMS*

Por lo anterior, los *PBR* derivados del concepto de *MPB* calculados con el modelo exponencial de Caddy & Defeo (1996) fueron más conservadores para el recurso corvina platense con respecto a aquellos basados en *CMS*. En consecuencia, a efectos de manejo los primeros podrían ser considerados *PBR objetivo*, mientras que los últimos serían *PBR límites*. Esto significa que a efectos del manejo del recurso se sugiere adoptar un criterio precautorio y en consecuencia utilizar como *PBR* aquellos derivados de *MPB*, o sea, C_{MPB} y Z_{MPB} , generados con $M = 0.23 \text{ año}^{-1}$ como indicativo de la mortalidad natural de corvina.

Tomando en cuenta las estimaciones de los *PBR objetivo* $C_{MPB} = 32529 \text{ tm}$ y $Z_{MPB} = 0.334 \text{ año}^{-1}$ derivadas del modelo exponencial con un valor de $M = 0.23 \text{ año}^{-1}$, se puede concluir que el stock pesquero de corvina platense se encuentra en un estado de plena explotación o bien de incipiente sobreexplotación. Esto implica que el stock pesquero requiere de medidas inmediatas de protección (reducción del esfuerzo pesquero). Esto se ve reforzado por los conceptos mencionados en el numeral 4 de esta sección, referidos al aumento sistemático en la captura de ejemplares inmaduros capturados (menores de 32 cm) desde 1992 a 1995.

7. RECOMENDACIONES

- 1) Los resultados anteriores tienen una enorme importancia en cuanto a las consecuencias para la administración pesquera de la corvina del Río de la Plata y toda la ZCPAU, la cual debería ser orientada hacia una base de manejo considerando los *PBR objetivos* basados en *MPB* y derivados de los modelos C-Z, además de otras aproximaciones posibles por los modelos de producción tradicionales.
- 2) Teniendo en cuenta que las capturas actuales conjuntas de Uruguay y Argentina son superiores a estos *PBR*, se sugiere que la corvina platense se encuentra en un estado de incipiente sobreexplotación pesquera. Se recomienda por lo tanto disminuir el esfuerzo pesquero aplicado a la pesquería de corvina stock platense.

- 3) La tendencia riesgosa al incremento de las capturas sugieren la necesidad de obtener series temporales de datos de la pesquería de corvina platense más prolongadas a efectos de validar los resultados obtenidos en este trabajo. La continuación de la serie de datos 1985-1995 significaría un intervalo temporal que valide las actuales estimaciones de los *PBR*.
- 4) Por último debe reconocerse que se debe analizar en profundidad del supuesto de la existencia de un stock unitario de corvina en la ZCPAU, el cual es crítico para las condiciones asumidas para el cálculo de diversos *PBR* en el modelaje de la población platense como recurso pesquero. El análisis desarrollado en este trabajo, relacionado a la aplicación de los modelos captura-mortalidad, es estático y asume equilibrio poblacional. Si bien se ha comprobado que las estimaciones derivadas de los modelos captura-mortalidad son más robustas que aquellas obtenidas de los modelos de producción captura-esfuerzo en cuanto a desviaciones del equilibrio, se sugiere desarrollar un modelo dinámico que tome en cuenta la evolución de las capturas y mortalidades en el tiempo.
- 5) Se sugiere realizar un análisis de sensibilidad y aplicación de estrategias de manejo de minimización de riesgo utilizando la teoría de decisión. Para este propósito se sugiere aplicar el criterio de Maximax, Maximin y Minimax utilizados para evaluar decisiones de manejo alternativo bajo condiciones de incertidumbre, utilizados previamente por Defeo & Seijo (1999). Alternativamente, se sugiere desarrollar un análisis de riesgo en base a probabilidades matemáticas (análisis bayesiano) o bien sin dichas probabilidades (ver Seijo *et al.*, 1997), a efectos de considerar las variaciones en los *PBR* resultantes de diferentes estados de la naturaleza y/o variaciones en los parámetros de entrada a los modelos.
- 6) Se sugiere la aplicación de análisis alternativos en base al concepto de máximo rendimiento económico (*MRE*) como aproximación bio-económica para el manejo de la pesquería corvina (con la estimación correspondiente de Z_{MRE}). La consideración de datos económicos en relación al modelaje bajo una concepción biológica, permitiría el cálculo de incertidumbre y la selección de las mejores

estrategias de manejo en ambos campos, para la administración más adecuada de la pesquería (Defeo & Seijo, 1999).

8. BIBLIOGRAFIA

Arena, G.J. 1984. Manejo del recurso corvina blanca en el Uruguay. Inf.Téc.INAPE, Montevideo (Uruguay), 28 pp.

Arena, G.J. 1990. Evaluación de la captura máxima sostenible de la corvina blanca (*Micropogonias furnieri*) presente en el área operativa de la flota uruguaya, mediante modelos de producción excedente. *Publ.Com.Téc.Mix.Fr.Mar.* 7 (Secc. A): 25-35.

Arena, G.J. & E. Hertl. 1983. Aspectos referentes al ciclo reproductor de la corvina blanca (*Micropogon opercularis*) del sub-área platense. Inf. Téc. INAPE, Montevideo (Uruguay), 24 pp.

Arena, G.J. & M.A. Rey. 1993. Captura máxima sostenible de corvina (*Micropogonias furnieri*) y pescadilla (*Cynoscion striatus*) mediante modelos de producción excedente, a partir de la flota uruguaya de arrastre en pareja. 1980-1992 Inf.Téc.INAPE. Proyecto de Investigación Pesquera (PIP): 14 pp.

Arreguín-Sánchez, F. 1996. Catchability: a key parameter for fish stock assessment. *Rev.Fish Biol.Fish.* 6: 221-242.

Beverton, R.J.H. & S.J. Holt. 1956. A review of methods for estimating mortality rates in exploited fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling. *Rapp. P.-V. Réun. Cons.Int.Explor.Mer*, 140: 67-83.

Beverton, R.J.H. & S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food G.B.* (2 Sea Fish.), 19: 533 pp.

Bromley, W.D. 1991. Testing for common versus private property: comment. *J.Environ.Econ.Manag.* 21: 92-96.

Caddy, J.F. 1979. Long-term trends and evidence for production cycles in the Bay of Fundy scallop fishery. En: Thomas, H.J. (ed.), Population assessments of shellfish stocks. *Rapp. P.-V. Réun. Cons.Int.Explor.Mer*: 97-108.

Caddy, J.F. 1986. Stock assessment in data-limited situations-the experience in tropical fisheries and its possible relevance to evaluation of invertebrate resources. En: G.S. Jamieson & N. Bourne (ed.), North Pacific Workshop on Stock Assessment and Management of Invertebrates. *Can.Spec.Publ.Fish.Aquat.Sci.*, 92: 379-392.

Caddy, J.F. & J. Csirke. 1983. Approximations to sustainable yield for exploited and unexploited stocks. *Oceanogr.Trop.*, 18 (1): 3-15.

Caddy, J.F. & O. Defeo. 1996. Fitting the exponential and logistic surplus yield models with mortality data: some explorations and new perspectives. *Fish.Res.*, 25: 39-62.

Caddy, J.F. & R. Mahon. 1995. Reference points for fishery management. FAO Fisheries Technical Paper N° 347. 83 pp.

Castello, J.P. 1986. Distribución, crecimiento y maduración sexual de la corvina juvenil (*Micropogonias furnieri*) en el estuario de la "Lagoa dos Patos", Brasil. *Physis*, 44(106): 21-36.

Chao, L.N. 1978. Family Sciaenidae. En: Fisher, W. (Editor). FAO species identification sheets for fisheries purposes. Western Central Atlantic (Fishing Area 31). Rome (Italy), FAO v.6.

Chapman, D.G. & D.S. Robson. 1960. The analysis of a catch curve. *Biometrics*, 16: 354-368.

Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo. 1998. Documentos básicos. 54 pp.

Cotrina, C.P. & C. Lasta. 1986. Estudio preliminar de la determinación de edad en la corvina (*Micropogonias furnieri*). *Publ.Com.Téc.Mix.Fr.Mar.*, 1: 311-318.

Cotrina, C. & C. Carozza. 1996. Edad y crecimiento de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del sector costero de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Res. VII COLACMAR Congresso Latino-Americano Ciencias do Mar: 210-212.

Cousseau, M.B, C. Cotrina, H. Cordo & G. Burgos. 1986. Análisis de datos biológicos de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) obtenidos en dos campañas del año 1983. *Publ.Com.Téc.Mix.Fr.Mar.*, 1: 319-332.

Csirke, J. & J.F. Caddy. 1983. Production modelling using mortality estimates. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.*, 40: 43-51.

Cushing, D.H. 1975. Ecología marina y pesquerías. Ed.Acribia, Zaragoza (España), 252 pp.

Defeo, O., F. Arreguín-Sánchez & J. Sánchez. 1992a. Growth study of the yellow clam *Mesodesma mactroides*: a comparative analysis of three length-based methods. *Sci.Mar.*, 56: 53-59.

Defeo, O., E. Ortiz & J.C. Castilla. 1992b. Growth, mortality and recruitment of the yellow clam *Mesodesma mactroides* on Uruguayan beaches. *Mar.Biol.* 114, 429-437.

Defeo, O. & J.C. Seijo. 1999. Yield-mortality models: a precautionary bioeconomic approach. *Fish.Res.*, 40: 7-16.

Efron, B. 1982. The Jackknife, the Bootstrap and other resampling plans. Society for Industrial and Applied Mathematics, Philadelphia, PA (U.S.A.).

Ehrhardt, N.M., G.J. Arena, A.J. Abella, C.A. Ríos, N. Bregonis & M.A. Rey. 1977. Evaluación preliminar de los recursos demersales en el Área Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Inf.Téc. INAPE N°13, Montevideo (Uruguay), 186 pp.

Ehrhardt, N.M. & G.J. Arena. 1977. Dinámica de población de la corvina blanca (*Micropogon opercularis*) en el Río de la Plata y su frente oceánico. Inf.Téc.INAPE N°8, Montevideo (Uruguay), 45 pp.

FAO. 1993. Reference points for fishery management: their potential application to straddling and highly migratory resources. Fish.Circ. 864 (Doc. FIRM/C864). FAO, Rome (Italy): 52 pp.

FAO. 1994. Review of the State of World Marine Fishery Resources. FAO Fish.Tech.Pap. FAO, Rome (Italy): 335 pp.

Figueroa, D.E. & J.M.D. Astarloa. 1991. Análisis de los caracteres morfométricos y merísticos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) entre los 33°S y 40°S (Pisces, Sciaenidae). *Atlântica*, Rio Grande (Brasil), 13: 75-86.

Fox, W.W. 1970. An exponential surplus yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans.Am.Fish.Soc.*, 99: 80-88.

Fry, F.E.J. 1949. Statistics of a lake trout fishery. *Biometrics*, 5: 27-67.

Garcia, S.M. 1994. The precautionary approach to fisheries with reference to straddling fish stocks and highly migratory fish stocks. FAO Fish.Circ.N° 871. FAO, Rome (Italy): 23 pp.

Golden Software. 1996. SURFER 6.0. California, U.S.A.

Graham, M. 1935. Modern theory of exploiting a fishery and application to North Sea trawling. *J.Cons.Int.Explor.Mer*, 10: 264-274.

Haimovici, M. & R. Gatto. 1996. Variaciones estacionales en la estructura poblacional del efectivo pesquero de corvina blanca *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) en el extremo sur de Brasil. *Atlântica*, Rio Grande (Brasil), 18: 179-203.

Haimovici, M., S.D. Pereira & P.C. Vieira. 1989. La pesca demersal en el sur de Brasil en el período 1975-1985. *Publ.Com.Téc.Mix.Fr.Mar.*, 5: 151-163.

Hilborn, R. & R. Peterman. 1996. The development of scientific advice with incomplete information in the context of the precautionary approach. En: Precautionary approach to Fisheries. Part 2: Scientific papers. FAO Fish Tech. Pap. (350/2): 77-101.

Hilborn, R. & C.J. Walters 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman & Hall, London, New York. 570 pp.

IBAMA. 1993. Relatório da III Reunião do Grupo Permanente de Estudos sobre Peixes Demersais (GPE), Itajaí, 1-5 abril 1991. Série Estudos de Pesca, Coleção Meio Ambiente IBAMA. 93 pp.

INAPE. 1994. Boletín Comercial Enero-Diciembre 1993: Compendio Estadístico Pesquero 1975-1993. Min.Gan.Agric.y Pesca, Instituto Nacional de Pesca, La imprenta Imp., Montevideo (Uruguay). 67 pp.

INAPE. 1995. Boletín Comercial Enero-Diciembre 1994: Compendio Estadístico Pesquero 1975-1994. Min.Gan.Agric.y Pesca, Instituto Nacional de Pesca, La imprenta Imp., Montevideo (Uruguay). 61 pp.

INAPE. 1995. Boletín Comercial Enero-Diciembre 1995; Compendio Estadístico Pesquero 1975-1995. La Imprenta Imp., Montevideo (Uruguay). 64 pp.

INAPE. 1997. Publicación del Decreto 149/97: Ajustase y actualízase la reglamentación referente a la explotación y dominio sobre riquezas del mar. M.G.A.P., Montevideo (Uruguay). 16 pp.

INAPE. 1998. Informe Sectorial Pesquero 1997. Min.Gan.Agric.y Pesca, Instituto Nacional de Pesca, La imprenta Imp., Montevideo (Uruguay). 47 pp.

Isaac, V.J. 1988. Synopsis of biological data on the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823). FAO Fisheries Synopsis N° 150. 35 pp.

Isaac, V.J. 1990. The accuracy of some length-based methods for fish population studies. ICLARM Tech. Rep.27. 81 pp.

Kizner, Z.I. 1990. Bootstrap estimation of the confidence intervals of stock and TAC assessments with the use of dynamic surplus production models. NAFO SCR Doc. 90/108, 6 pp.

Macchi, G.J. 1997. Reproducción de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del sector rioplatense. Su relación con los gradientes horizontales de salinidad. *Rev.Invest.Des.Pesq.* N°11: 73-94.

Macchi, G.J., M.E. Acha & C.A. Lasta. 1996. Desove y fecundidad de la corvina rubia *Micropogonias furnieri* Desmarest, 1823 del estuario del Río de la Plata, Argentina. *Bol.Inst.Esp.Oceanogr.* 12: 99-113.

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

Maggioni, R. 1992. Estudio genético-populacional da corvina *Micropogonias furnieri* entre Macaé e Chuí. Tese de Mestrado, Universidade do Rio Grande, Brasil, 70 pp.

Maggioni, R., A.N. Pereira, B. Jerez, L.F. Martins, M.B. Conceicao & J.A. Levy. 1994. Estudio preliminar de la estructura genética de la corvina *Micropogonias furnieri* entre Rio Grande (Brasil) y El Rincón (Argentina). *Publ.Com.Téc.Mix.Fr.Mar.*, 15: 127-132.

Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. 1997. Decreto 149/997. 16 pp.

Nion, H. 1985. Análisis de la investigación pesquera en el Uruguay. En: Evaluación y perspectivas del complejo pesquero uruguayo. Ser.Invest.Centro Interdisc.Estudios sobre el Uruguay (CIEDUR), 22: 1262 pp.

Otero, H.O. & P.M. Ibáñez. 1986. Abundancia relativa de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). Modelos de producción excedente. *Publ. Com. Téc. Mix. Fr. Mar.*, 1(2): 341-349.

- Paloheimo, J.E.** 1958. A method for estimating natural and fishing mortalities. *J.Fish: Res. Board Can.* 15: 749-758.
- Pauly, D.** 1983. Algunos métodos simples para la evaluación de recursos pesqueros tropicales. FAO Doc.Téc.Pesca, (234). FAO, Rome (Italy): 49 pp.
- Pauly, D.** 1984. Length-converted catch curves. A powerful tool for fisheries research in the tropics. (Part II). ICLARM Fishbyte, 2(1): 17-19.
- Pauly, D.** 1984. Length-converted catch curves. A powerful tool for fisheries research in the tropics. (Part III: conclusion). ICLARM Fishbyte, 2(3): 9-10.
- Phan, I.D. & A.E.A. Vazzoler de M.** 1976. Serological and biochemical studies on populations of *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) and *Macrodon ancylodon* (Block & Schneider, 1801) between Cabo Frío (23°S) and Chui (33°44'S), Brasil. *Rev.Trav.Inst.Peches marit.*, 40(3-4): 681-682.
- Pérez, E. & O. Defeo.** 1996. Estimación de riesgo e incertidumbre en modelos de producción captura-mortalidad. *Biol.Pesq.(Chile)* 25: 3-15, 1996.
- Puig, P. & C. Mesones.** 1998. Determinación y caracterización de áreas de desove de corvina. Res.XIII Simp.Cient.-Téc.*Com.Téc.Mix.Fr.Mar.* pág.29.
- Reis, E.G. & J.P. Castello.** 1996. Growth parameters of white croaker (*Micropogonias furnieri*) derived from length composition. *Atlântica*, Rio Grande (Brasil), 18: 101-122.
- Ricker, W.E.** 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull.Fish.Res.Board Can.*, (191): 382 pp.
- Robson, D.S. & D.G. Chapman.** 1961. Catch curves and mortality rates. *Trans.Am.Fish.Soc.*, 90: 181-189.
- SAGyP.** 1994. Flota pesquera argentina, capturas marítimas totales 1993. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Dirección Nacional de Pesca y Acuicultura, s/n.

Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bull. Inter-Amer.Trop.Tuna Comm.(I-ATTC)/Bol. CIAT*, 1(2): 27-56.

Schwingel, P.R. & Castello, J.P. 1990. Validación de la edad y crecimiento de la corvina (*Micropogonias furnieri*) en el sur de Brasil. *Publ.Com.Téc.Mix.Fr.Mar.*, 7, Sec.A: 19-24.

Seijo, J.C. 1986. Comprehensive simulation model of a tropical demersal fishery: red grouper (*Epinephelus morio*) of the Yucatan Continental Shelf. Ph.D. Dissertation. Michigan State University. 210 pp.

Seijo, J.C., O. Defeo & S. Salas. 1997. Bioeconomía Pesquera. Teoría, Modelación y Manejo. FAO Fish.Tech.Pap.368. FAO, Rome (Italy): 176 pp.

Sparre, P. & S.C. Venema. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte 1. Manual. FAO Doc.Téc.de Pesca N° 306.1 Rev.1. FAO, Rome (Italy): 440 pp.

Suzuki, H., A.E.A. Vazzoler de M. & V.N. Phan. 1983. Estudio electroforético de proteínas de musculo esquelético de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) da costa SE-S do Brasil. 1. Consideracoes técnicas. *Bol.Inst.Oceanogr.*, Sao Paulo (Brasil), 32: 153-165.

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

Valentini, H., G. Servo & L. de Castro. 1991. Evolução de pesca das principais especies demersais da costa sudeste do Brasil pela frota de arrasteiros de parrelha baseada em São Paulo de 1968 a 1987. *Atlântica*, Rio Grande (Brasil), 13: 87-96.

Vazzoler, A.E.A. de M. 1963. Deslocamentos sazonais de corvina relacionados com as massas de agua. Contribuições Inst.oceanogr.Univ.Sao Paulo, sér. Oceanogr.biol., (5):1-3.

Vazzoler, A.E.A. de M. 1971. Diversificação fisiológica e morfológica de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1822) ao sul de Cabo Frio, Brasil. *Bol. Inst.Oceanogr.*, São Paulo (Brasil), 20: 1-70.

Vazzoler, A.E.A. de M. 1991. Síntese de conhecimentos sobre a biologia da corvina, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), da costa do Brasil. *Atlântica*, Rio Grande (Brasil), 13: 55-74.

Vazzoler, A.E.A. de M., V.N. Phan & W.M. Pardo. 1976. *Micropogon furnieri*: estudos eletroforéticos dos padrões de hemoglobina da população 1 (Cabo Frio-Torres). En: Reunião Anual da SBPC, 18, Brasília/DF, 1976. Resumos Cienc.Cult., Sao Paulo, Suplemento, 28(7): 225.

Vazzoler, A.E.A. de M., V.N. Phan, W.M. Demasi, H. Suzuki & V. Gomes. 1985. *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823): estudo quali-quantitativo da variação ontogenética do padrão eletroforético de proteínas gerais do cristalino. *Bol.Inst.Oceanogr.*, Sao Paulo (Brasil), 33: 121-137.

Vazzoler, A.E.A. de M. & V.N. Phan. 1989. Padrões eletroforéticos de proteínas gerais de cristalino de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) da costa sudeste-sul do Brasil: estudo populacional. *Bol.Inst.Oceanogr.*, Sao Paulo (Brasil), 37: 21-28.

Verocai, J.E. 1989. Determinación de la edad de la corvina blanca (*Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) en base a otolitos. Tesis de Licenciatura. Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad Mayor de la República (Uruguay). 111 pp.

Weiss, B. 1981. Ictioplancton del estuario da Lagoa dos Patos, Brasil. Tese de Doutorado. Universidad Nacional de La Plata (Argentina). 164 pp.

CAPTURA MÁXIMA SOSTENIBLE DE PESCADILLA

Guillermo Arena y Milagros Gamarra

1. Introducción

La pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) es un pez demersal de la clase Osteichthyes, orden Perciformes, familia Scianidae, que ocupa el tercer lugar en los desembarques de la República Oriental del Uruguay después de la merluza (*Merluccius hubbsi*) y la corvina (*Micropogonias furnieri*) y, precedido por la corvina, resulta el segundo en orden de importancia respecto a la pesca al arrastre costera.

En el manejo pesquero resulta de interés prioritario la determinación de la Captura Máxima Sostenible (CMS), es decir la captura máxima anual que puede obtenerse de esa especie a través del tiempo en forma sostenida, sin agotar el recurso. Tal conocimiento permite un adecuado dimensionamiento de la flota que tiene a esa especie como objetivo, y resulta útil para establecer cupos de captura totales y por país cuando se trata de un recurso compartido. Es por ello que en el ámbito de la Comisión Técnico Mixta del Frente Marítimo (Comisión binacional creada en el ámbito del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo, que suscribieran los Gobiernos de la República Argentina y la República Oriental del Uruguay el 19 de noviembre de 1973) se considera de sumo interés establecer dicha CMS, a efectos de un manejo integrado de la especie.

2. Material y métodos

2.1 Ecuaciones a ser utilizadas

A efectos de determinar la CMS de pescadilla, los autores del presente trabajo utilizaron los Modelos de Producción Excedente desarrollados por Schaefer (1954, 1957) y Fox (1970, 1974), dado que aún no se dispone de la información necesaria para la aplicación de modelos basados en capturas y tasa instantánea de mortalidad total (Caddy & Csirke, 1983), o bien de Análisis de Población Virtual (VPA).

Los métodos que se utilizaron en el presente trabajo consisten en modelos holísticos, poco sofisticados, pero que por eso mismo en general tienen una buena capacidad predictiva.

Estos modelos se basan en información sobre capturas totales de la especie en toda el área de distribución del efectivo unitario explotado, así como en el esfuerzo estandarizado total producido por las diferentes pesquerías que operan sobre el recurso. Los datos corresponden al período 1986-1996.

El tema de la estandarización del esfuerzo de pesca resulta complejo. Básicamente puede llevarse a cabo mediante dos procedimientos:

a) Ponderación del esfuerzo por alguna característica mensurable del buque.

La ponderación del esfuerzo por alguna magnitud característica de la embarcación asociada a su poder de pesca (potencia de motor, tonelaje, etc) parece un método poco conveniente pues no siempre dichos valores están *directamente* vinculados a dicha variable. Así por ejemplo la potencia de motor influye en el caso de la pesca al arrastre (aún cuando pocas veces sea directamente proporcional al poder de pesca del buque); pero no cuando se opera con palangres o redes de enmalle. Además existen aspectos no mensurables (por ejemplo la pericia del Patrón de Pesca o los tripulantes) que sí son determinantes.

b) Ponderación del esfuerzo por el poder de pesca relativo del buque.

La estandarización del esfuerzo también puede efectuarse ponderando el esfuerzo por el poder de pesca relativo de cada unidad pesquera, expresado por la relación entre sus rendimientos y los rendimientos de un buque (o un conjunto homogéneo de buques) considerado como unidad patrón, y al cual denominaremos *flota tipo*.

Es decir que, según este procedimiento, el poder de pesca relativo (ρ_a) de una unidad “a” podrá estimarse como:

$$\rho_a = \overline{CPUE}_a / \overline{CPUE}_t \quad (1)$$

donde el numerador es el rendimiento medio anual del buque “a” de referencia para esa especie, y el denominador es el rendimiento medio anual de la flota tipo “t”.

El esfuerzo de pesca estandarizado (f_{stand}) de dicha unidad “a” será:

$$f_{\text{stand}} = f_a * \rho_a \quad (2)$$

donde f_a es el esfuerzo de pesca efectuado por la unidad “a”.

Atento a lo recomendado por diversos autores (Gulland, 1969; García & Le Reste, 1981; Sparre *et al.*, 1989, etc.) se utilizó este último procedimiento, estandarizando el esfuerzo de pesca mediante el poder de pesca relativo mediante las siguientes ecuaciones:

$$\overline{CPUE}_t = \Sigma \text{captura}_t / \Sigma \text{esfuerzo}_t \quad (3)$$

donde \overline{CPUE}_t corresponde al rendimiento medio de los buques que integran la *flota tipo* (“t”) seleccionada, y todos los restantes elementos de la ecuación se refieren también a dichos buques.

$$\text{Esfuerzo estandarizado total} = C_T / \overline{CPUE}_t \quad (4)$$

donde C_T es la “Captura total” correspondiente a la captura del efectivo unitario que se analiza, realizada por todos los buques de cualquier país que operan mediante cualquier modalidad de pesca sobre el recurso en el área y período de referencia.

Este segundo método de estandarizar el esfuerzo de pesca total aplicado sobre el recurso tiene considerables ventajas sobre el método anterior, especialmente porque permite estimar dicha magnitud incluso cuando la especie de referencia es explotada a través de diversos artes y modalidades de pesca, para las cuales los aspectos mensurables del buque resultan de dispar relevancia. Tal es el caso de la pescadilla, prioritariamente explotada mediante redes de arrastre de fondo de puertas, pero también mediante arrastre en pareja y, en forma artesanal pero significativa, con redes de enmalle y palangres.

Una vez estandarizado el esfuerzo de pesca total, para aplicar el modelo de Schaefer (1954, 1957), y asumiendo que se dan situaciones estabilizadas del esfuerzo pesquero, se utilizarán las siguientes ecuaciones:

$$CPUE_{ti} = \overline{CPUE}_0 + b * f_i \quad (5)$$

donde \overline{CPUE}_{ti} corresponde al rendimiento de la *flota tipo* “t” durante un año dado “i”, y donde “b” es la pendiente (con valor negativo) de la regresión lineal de los puntos observados de rendimiento contra esfuerzo estandarizado.

$$C_i = \overline{CPUE}_0 * f_i + b * (f_i)^2 \quad (6)$$

$$CMS = -a^2 / 4 * |b| \quad (7)$$

donde “a” es el intercepto de la mencionada regresión lineal.

$$f_{CMS} = a / 2 * |b| \quad (8)$$

donde f_{CMS} es el esfuerzo de pesca estandarizado correspondiente a la **Captura Máxima Sostenible**.

$$CPUE_{CMS} = a / 2 \quad (9)$$

donde $CPUE_{CMS}$ es el rendimiento medio anual estandarizado correspondiente a la **Captura Máxima Sostenible**.

En cuanto al Modelo de Fox, utilizando las definiciones anteriores y también asumiendo situaciones estabilizadas del esfuerzo de pesca, las ecuaciones a aplicar serán las siguientes:

$$\overline{CPUE}_{ti} = \overline{CPUE}_0 * e^{b * f_i} \quad (10)$$

$$C_i = CPUE_0 * f_i * e^{b * f_i} \quad (11)$$

Linearizando logarítmicamente la ecuación (8) se obtiene que:

$$\ln \overline{CPUE}_{ti} = \ln CPUE_0 + b * f_i \quad (12)$$

$$CPUE_0 = e^a \quad (13)$$

$$CMS = CPUE_0 / |b| * e \quad (14)$$

$$f_{CMS} = 1 / |b| \quad (15)$$

$$CPUE_{CMS} = CPUE_0 / e \quad (16)$$

2.2 Requerimientos básicos para la aplicación de los modelos

La correcta aplicación de estos modelos de producción excedente presupone que los cambios en los rendimientos reflejen fundamentalmente variaciones en la biomasa y densidad del recurso debidas a la explotación pesquera (es decir asociadas al esfuerzo de pesca estandarizado), y no a otros aspectos que pueden hacer cambiar los rendimientos tales como variaciones de la abundancia o densidad debido a causas ambientales, alteraciones en el reclutamiento anual o en el comportamiento del recurso, modificaciones en el número o nivel de agregación de los buques, poder de pesca o modalidad operativa de la flota abocada a la captura de la especie, etc., aspectos éstos analizados en Arena, 1990. En consecuencia se prevén los siguientes requerimientos:

a) Que el análisis esté referido a un efectivo unitario de la especie estudiada. Desde el punto de vista pesquero, un efectivo unitario es el conjunto de individuos de una especie (integrado por una o varias poblaciones) que son explotados por una determinada pesquería. Esto hace que las capturas efectuadas sobre una o varias poblaciones del efectivo unitario (en cualquier zona de su área de distribución) afecten los rendimientos medios anuales de esa pesquería.

Una población puede ser definida como el conjunto de individuos de esa especie, que habitualmente a lo largo de su vida se mezclan e interfecundan.

b) Contar con información confiable y completa sobre captura, esfuerzo y rendimientos pesqueros (en Kg/h para el caso del arrastre) del efectivo unitario de referencia a lo largo de un lapso prolongado. Con ello se reduce la incidencia de fluctuaciones azarosas en cuanto a aspectos ambientales o de reclutamiento.

En el presente trabajo se analizan datos de 1986 a 1996, es decir un período de 11 años, lo cual parece suficiente en tal sentido.

c) Los datos de esfuerzo y rendimiento deben provenir de buques abocados a una pesquería que tenga importantes desembarques de la especie, y que la misma sea especie objetivo.

d) Los buques seleccionados para integrar la *flota tipo* considerada a efectos de estandarizar el esfuerzo habrán de tener desembarques importantes del recurso de referencia; y no debieran haber cambiado, dentro del lapso considerado, su especie objetivo, su poder de pesca, su modalidad operativa ni sus caladeros, lo cual alteraría los rendimientos por causas ajenas a variaciones en la biomasa o densidad del recurso.

e) Tales buques serán homogéneos en cuanto a sus aspectos mensurables, modalidad operativa y rendimientos.

f) Los desembarques totales de esa *flota tipo* deberán ser significativos respecto al desembarque total del efectivo unitario analizado.

En consecuencia, a efectos de identificar los buques a ser utilizados como *flota tipo* se establecerá en primer lugar el tipo de pesca más característico e importante en la captura de esa especie; luego, dentro de esa modalidad, se seleccionarán los buques de acuerdo a lo establecido en los literales d) a f). Se destaca que los valores adoptados para la selección deben estar basados en un buen conocimiento de la realidad, y ser tan relevantes como sea posible en la medida en que no reduzcan demasiado el número de buques a ser utilizado como *flota tipo*.

3. Resultados y discusión

3.1 Identificación del efectivo unitario de pescadilla explotado por la flota uruguaya

A lo largo de múltiples campañas de evaluación del recurso dentro del Río de la Plata y la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya, las pautas de distribución de las concentraciones de pescadilla (Figura 1) sugieren fuertemente que el efectivo unitario allí explotado corresponde a una única población, que se distribuye fundamentalmente en aguas del Río de la Plata exterior y en su Frente Oceánico ; mientras que apenas si resultarían explotadas en esta zona otras posibles poblaciones de la especie: una que se encuentra presente frente a las costas del Estado de Río Grande, y otra al sur de la Provincia de Buenos Aires en la zona denominada “El Rincón”. Gran parte de estas conclusiones se ven refrendadas por el trabajo de Diaz de Astarloa & Bolasina (1992), basadas en el análisis de aspectos métricos y merísticos.

Es decir que los desembarques efectuados por las flotas uruguaya y argentina dentro del Río de la Plata y de la Zona Común de Pesca (incluyendo aquellos efectuados por los buques merluceros en aguas más profundas) corresponderían básicamente a un único efectivo unitario que allí tiene su área de distribución, por lo cual resulta lícita la aplicación del modelo.



Figura 1. *Cynoscion guatucupa* “Pescadilla”

3.2 Selección de la pesquería

Tal como se indicó en el numeral 2.2, literal c), el esfuerzo pesquero fue estandarizado mediante la utilización de una *flota tipo* que debe estar compuesta por buques que integren una pesquería característicamente abocada a la captura de la especie de estudio.

La pescadilla es capturada en volúmenes modestos mediante pesca artesanal, fundamentalmente al enmalle; pero más del 90% de los desembarques de la especie corresponden a la pesca al arrastre de fondo. Dentro de dicha modalidad existen tres tipos diferentes: arrastre de puertas “de altura”, arrastre de puertas “costero” y arrastre “en pareja”.

En la Figura 2 se han representado los desembarques de pescadilla correspondientes a cada uno de estos tipos de pesca al arrastre de fondo. Allí se observa que el arrastre “de altura” tiene muy escasa incidencia sobre el recurso (lo cual hace irrelevante, a efectos de los resultados, la poco probable posibilidad de que esta pescadilla perteneciera a otro efectivo unitario); y además de todas formas debiera ser excluido puesto que su especie objetivo es la merluza, no la pescadilla. El arrastre de puertas “costero” aportó mayores desembarques de pescadilla durante los años 1986-88, pero fue superado por la pesca en pareja a partir de entonces, en forma creciente. Sin embargo en las Figuras 3 y 4 se observa que mientras que la pesca de puertas costera incidió fundamentalmente sobre la pescadilla, en el caso de la pesca en pareja la principal especie objetivo fue la corvina. Por tal motivo se seleccionó como pesquería de referencia a la pesca de puertas.

En la Figura 5 se indican los desembarques de pescadilla resultantes de la pesca al arrastre de puertas respecto al desembarque total de la especie, apreciándose que esta modalidad representó promedialmente durante el período 1986-1996 un 34.04 % del desembarque total de la especie a través del período (Tabla 1).

3.3 Selección de la flota tipo

Una vez definida la modalidad de pesca a ser considerada (arrastre de fondo de puertas), se llevó a cabo una depuración de los buques que operan en la misma analizando la información disponible. En tal sentido, sobre la base de un estudio de los desembarques anuales de la especie, su importancia porcentual en el desembarque total, sus rendimientos en Kg/hora y la modalidad operativa utilizada, se adoptaron los siguientes criterios:

- Desembarques anuales de pescadilla de 100 toneladas anuales o más, al menos durante 5 años del período de referencia, para cada una de dichas unidades de arrastre de puertas costera.

- Que los desembarques de pescadilla representaran no menos de un 15 % del desembarque total de la unidad de pesca considerada.
- Que dicha unidad de pesca hubiera efectuado anualmente por lo menos 10 viajes con 40 o más días de pesca en al menos 5 años dentro del período de referencia.
- Que los rendimientos y modalidad operativa de los buques así seleccionados sean similares.
- Que sus aspectos mensurables sean también parecidos, o que en todo caso que posibles diferencias no afecten su poder de pesca.

Además, para los buques así seleccionados se excluyeron aquellos datos anuales de captura, esfuerzo y rendimiento, en los cuales fueron poco significativos el porcentaje de pescadilla, el número de viajes o el número de días de pesca. Únicamente en el caso de que el rendimiento siguiera la tendencia de los años considerados válidos, dichos datos fueron tomados en cuenta.

De un total de 67 embarcaciones (Tabla 2) que entre 1986 y 1996 desembarcaron más de 10 Ton/año de pescadilla operando al arrastre de puertas costero, en una primera instancia se seleccionaron 11 por tener desembarques anuales de 100 toneladas o más del recurso, durante al menos 5 años del período de referencia. La nómina y los desembarques de dichos buques figura en la Tabla 3.

Al aplicar los otros criterios de depuración, estas 11 embarcaciones se redujeron a sólo 4, para las cuales en la Tabla 4 se presentan las capturas en toneladas, el esfuerzo en horas de arrastre y el rendimiento en Kg/hora. Los rendimientos anuales de cada una de estas embarcaciones, y el rendimiento medio anual de la *flota tipo* así seleccionada calculado según la ecuación (3) se presentan en la Figura 6. En dicha figura se observa una razonable homogeneidad de los valores y tendencias de los rendimientos de los cuatro buques seleccionados, por lo cual el valor promedio de la *flota tipo* parece ser representativo.

Tales rendimientos medios presentan una tendencia general decreciente, con 490,54 Kg/h en 1986 y un valor de 317,87 Kg/h en 1996 (primero y último de los años considerados), es decir con una preocupante reducción de un 35.2 % para el total del período, lo cual en breve tiempo pudiera hacer poco rentable esta pesquería si la tendencia continúa. Los valores mínimos se observan sin embargo en 1989 y especialmente en 1990, como resultado coherente de lo que ocurre en tres de las cuatro embarcaciones, años en los cuales la pescadilla experimentó el impacto de valores muy elevados de esfuerzo pesquero estandarizado (Tabla 5).

En las Figuras 7 a 11 se analiza la similitud en la modalidad operativa de los distintos buques seleccionados como *flota tipo* dirigida a estandarizar el esfuerzo de pesca con el fin de estimar la CMS del recurso. Los porcentajes de pescadilla respecto al total de la captura anual de cada buque estuvieron fundamentalmente entre el 5 % y el 25 % (Figura 7); el número de viajes/año fue elevado, centrándose entre 5 y 25 viajes/año (Figura 8), con consistencia para las 4 unidades consideradas en su modalidad operativa. En cuanto a días de pesca/viaje (Figura 9), número de lances/día de pesca (Figura 10) y número de horas/ lance (Figura 11), también se observa similitud entre los valores y tendencias de los cuatro buques seleccionados. Esto indicaría que los cuatro buques de referencia pueden ser considerados como una adecuada “unidad estandar” para estandarizar el esfuerzo de pesca.

El análisis relativo a que las características mensurables de los buques seleccionados deben ser similares se llevó a cabo a partir de la Figura 12, de la cual resulta que dicho requerimiento se ve satisfecho, con potencias entre 600 y 680 HP, tonelajes de registro bruto entre 180,16 y 265,91 TRB, y esloras entre 27,15 y 32,90 metros.

En cuanto al requerimiento de que los buques integrantes de la *flota tipo* tengan parecidos o los mismos caladeros, y que éstos no hayan variado a través del período de referencia, el tema fue analizado en la Figura 13. De la misma resulta que a través de los años se operó en forma consistente en los cuadrángulos estadísticos 344d, 354a, 354b, 355b y 343c (Figura 14), en ese orden de importancia. Es decir que la principal zona operativa, durante el período de referencia, fueron las aguas costeras entre Piriápolis y La Paloma.

A consecuencia de todo lo expuesto, los 4 buques seleccionados como *flota tipo* cubren satisfactoriamente el período de referencia 1986-1996. Como ventaja adicional corresponde señalar que los desembarques de esos únicos cuatro buques representan nada menos que un 38.5 % de los desembarques totales de la especie por parte de la pesca al arrastre de puertas costera durante el período de referencia (Tabla 1 y Figura 15).

3.4 Aplicación del modelo de Schaefer (1954, 1957)

Mediante las ecuaciones (5) y (6) se estimaron, a partir del modelo de Schaefer, los rendimientos (Figura 16) y las capturas (Figura 17) teóricos correspondientes a distintos niveles del esfuerzo estandarizado; en tanto las ecuaciones (7), (8) y (9) permitieron calcular la Captura Máxima Sostenible de pescadilla, el nivel de esfuerzo estandarizado total necesario para obtenerla, y los rendimientos en dicha situación.

En la mencionada Figura 16, basada en la Tabla 5, se observa:

- Una distribución de los valores observados razonablemente ajustada a la línea teórica obtenida por mínimos cuadrados ($r = -0,6379$);
- que el rendimiento al estado vírgen tendría un valor estimado de $CPUE_0$ igual a 600,13 Kg/h,
- y que la estimación del rendimiento correspondiente a la CMS sería de $CPUE_{CMS}$ igual a 300,07 Kg/h, es decir prácticamente la mitad del valor anterior.

Esto último parece validar los resultados, puesto que es coherente con el concepto resultante de la curva de Verhulst (1838), según el cual la máxima tasa de crecimiento poblacional se obtiene cuando la biomasa equivale a la mitad de la biomasa vírgen (y en consecuencia cuando $CPUE_{CMS} = \frac{1}{2} CPUE_0$).

En cambio cabe también señalar que el valor de $r = -0,6379$ resulta significativo pero no muy elevado, lo cual pudiera deberse a que la pesquería al arrastre costero de puertas considerada no está específicamente dirigida a la captura de pescadilla. En realidad este recurso no es "especie objetivo" de ninguna pesquería, contrariamente a lo que ocurre con la corvina, hacia la cual está claramente orientada la pesca de arrastre en pareja.

En un intento de mejorar el valor de "r" se buscó asociar el valor de rendimiento correspondiente a un cierto año con el esfuerzo medio de ese año y de los años precedentes (método de los promedios móviles, propuesto por Gulland, 1969), pero en ese caso el ajuste

tuvo valores aún menores. Da la clara impresión, en efecto, de que el rendimiento del recurso se ve inmediatamente afectado por el esfuerzo de pesca.

En cuanto a la Figura 17, en la misma también se observa un buen ajuste de los puntos observados a la curva teórica, dentro de un amplio rango de esfuerzo estándar; con un valor de CMS = 21.513 toneladas, correspondiente a un esfuerzo de pesca estandarizado total equivalente a 71.695 horas de arrastre.

Resulta de interés señalar que las capturas reales sobrepasaron ligeramente al estimado de CMS en los tres últimos años del período de referencia, lo cual estaría indicando que la pescadilla se encuentra, cuando menos, sometida a los niveles máximos de explotación sustentable. Es más: desde el punto de vista de la rentabilidad de la pesquería parece absurdo mantener los actuales niveles del esfuerzo pesquero estandarizado, pues por ejemplo reduciendo en 1/3 dicho nivel de esfuerzo (y en consecuencia los costos operativos), desde 71.695 horas a 47.797 horas, la captura disminuiría 2.390 toneladas (desde 21.513 a 19.123), es decir apenas un 11.11 % menos del valor original.

3.5 Aplicación del modelo de Fox (1970, 1974)

A partir del modelo de Fox y mediante las ecuaciones (12), (10) y (11) se estimaron los valores teóricos del logaritmo natural de los rendimientos (Figura 18), los rendimientos (Figura 19) y las capturas (Figura 20), correspondientes a distintos niveles del esfuerzo estandarizado. Las ecuaciones (13), (14), (15) y (16) permitieron calcular el rendimiento al estado virgen de la pescadilla, su Captura Máxima Sostenible, el nivel de esfuerzo estandarizado total necesario para obtenerla, y los rendimientos en dicha situación.

En la Figura 18, basada en la Tabla 6, se observa una distribución de los valores observados razonablemente ajustada a la línea teórica obtenida por mínimos cuadrados ($r = 0,63914$), con un grado de ajuste muy similar al obtenido por el modelo de Schaefer. Este valor resulta significativo pero no muy elevado posiblemente por los mismos motivos ya expuestos. Al igual que en el caso del modelo de Schaefer no pudo mejorarse aplicando el método de "promedios móviles" sugerido por Gulland (1969).

En la Figura 19 se pone de manifiesto que el rendimiento al estado vírgen tendría un valor estimado de $CPUE_0 = 600,60 \text{ Kg/h}$, valor también casi idéntico al obtenido por el modelo anterior; en tanto que la estimación del rendimiento medio anual correspondiente a la CMS sería de $CPUE_{CMS} = 243,02 \text{ Kg/h}$, apenas un 36,8 % del valor anterior; lo cual, según el concepto resultante de la curva de Verhulst, 1938, sugeriría que el recurso se encuentra sometido a sobrexplotación.

En cuanto a la Figura 20, en la misma también se observa un adecuado ajuste de los puntos observados a la curva teórica, dentro de un amplio rango de esfuerzo estándar; con un valor de CMS = 21.166 toneladas, casi idéntico al obtenido según el modelo de Schaefer, correspondiente a un esfuerzo de pesca estandarizado total equivalente a 87.095 horas de arrastre.

La estimación obtenida en el presente trabajo, a partir de datos del período 1986-96, mediante el modelo de Schaefer (CMS = 21.513 toneladas), resulta substancialmente inferior a las 28.000 toneladas aproximadamente estimadas por Arena & Puig (1989) sobre información del período 1980-87; pero en cambio supera en algo los estimados obtenidos en otros trabajos efectuados sobre información de los años 1980-92 (Arena & Rey, 1994; Arena, 1994), que fueron del orden de las 17 a 20 mil toneladas.

Para el modelo de Fox, en el presente trabajo y sobre la base del mismo período 1986-96, se obtuvo un valor muy similar al estimado mediante el modelo de Schaefer (CMS = 21.166 toneladas), respecto al cual caben las mismas consideraciones relativas a estimados previos.

Salvo respecto a la primera de las estimaciones indicadas, los valores de CMS del recurso han sido superadas por las capturas reales, de modo que la especie estaría sujeta a niveles de sobrexplotación.

4. Conclusiones

- La información disponible indica que en aguas del Río de la Plata exterior y en la Zona Común de Pesca se distribuye un único efectivo unitario de pescadilla; mientras que apenas si resultarían explotadas en esta zona otras posibles poblaciones de la especie.

- La pesca costera al arrastre de fondo con puertas resulta la más característica respecto a la explotación de pescadilla, entre las diversas pesquerías que capturan dicha especie.

En efecto, si bien los desembarques del recurso debidos a esta modalidad son superados por parte de la flota al arrastre costero en pareja a partir de 1989, la pesca en pareja tiene como objetivo a la corvina, no a la pescadilla; mientras que ésta es dominante respecto a corvina en el arrastre de puertas. Además, los desembarques de pescadilla mediante arrastre de puertas representaron un 34.04 % de los desembarques totales de la especie a lo largo del período. Es por ello que se seleccionaron, para utilizarlos como *flota tipo*, a buques que operan en esa modalidad.

- Sobre un total de 67 buques que entre 1986 y 1996 desembarcaron más de 10 Ton/año de pescadilla operando al arrastre de puertas costero, fueron seleccionados como *flota tipo* únicamente cuatro de ellos, debido a la importancia de sus desembarques de pescadilla, a la intensidad y continuidad de su esfuerzo de pesca, a la homogeneidad de sus características mensurables y de modalidad operativa, así como a la similitud en sus rendimientos del recurso expresados en Kg/hora.

Debe señalarse que los desembarques de esos únicos cuatro buques representan nada menos que un 38.5 % de los desembarques totales de la especie por parte de la pesca costera al arrastre de puertas durante el período de referencia, lo cual los hace altamente representativos en la captura del recurso.

- Para la pescadilla, los rendimientos medios estandarizados de la *flota tipo* denotan una tendencia general decreciente, con una reducción de un 35.2 % para

el total del período, lo cual en breve tiempo pudiera hacer poco rentable esta pesquería si la tendencia continúa.

- Al aplicar el modelo de Schaefer se obtuvo un ajuste significativo (aunque no muy elevado) entre los valores de rendimiento y de esfuerzo estandarizado, con un $r = -0,6379$; y algo prácticamente idéntico ocurrió con el modelo de Fox, al relacionar dicho esfuerzo con el logaritmo natural de los rendimientos ($r = 0,63914$). Dichos ajustes no pudieron mejorarse aplicando el método de los "promedios móviles" del esfuerzo pesquero propuesto por Gulland, 1969, puesto que el rendimiento del recurso parece verse inmediatamente afectado por el esfuerzo de pesca.

- Asimismo parece razonable que los valores de r obtenidos no sean muy elevados, puesto que la pescadilla no es especie objetivo de ninguna pesquería, ni siquiera de la pesca costera al arrastre de puertas, que es la más característica en tal sentido.

- Atento al concepto resultante de la "curva de Verhulst" (1838), la utilización del modelo de Schaefer parece ser de todas maneras adecuada, dado que el rendimiento al estado vírgen sería prácticamente el doble del rendimiento correspondiente a la CMS. En cambio en el caso del modelo de Fox parecería haber indicaciones de un recurso sobreexplotado, pues se observa que el valor de $CPUE_{CMS}$ no alcanza a la mitad del correspondiente al de $CPUE_0$, sino que es apenas un 36,8 % del mismo.

- Estos valores de CMS, en torno a las 21.000 toneladas anuales (a partir de datos del período 1986-96), resultan substancialmente inferiores a las 28.000 toneladas aproximadamente estimadas por Arena & Puig, 1989 sobre información del período 1980-87; pero en cambio superan los guarismos obtenidos en otros trabajos efectuados sobre información de los años 1980-92 (Arena & Rey, 1994; Arena, 1994), que fueron del orden de las 17 a 18 mil toneladas.

- Los valores obtenidos como CMS de pescadilla fueron muy similares mediante la aplicación de cualquiera de los dos métodos utilizados: 21.513 toneladas anuales según el modelo de Schaefer, y 21.166 toneladas anuales de acuerdo a Fox.

- En ambos casos tales guarismos han sido sobrepasados en los últimos tres años del período de referencia, lo cual estaría indicando que la pescadilla se encuentra, cuando menos, sometida a los niveles máximos de explotación sustentable, mientras que desde el punto de vista de la rentabilidad de la pesquería parece absurdo mantener los actuales niveles del esfuerzo pesquero.

- Por tal motivo se enfatiza la urgente necesidad de fijar (a ser posible en forma conjunta con la Argentina, en el ámbito binacional de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo) una Captura Óptima Permisible de pescadilla, repartida en cupos por país.

Esta medida resulta aún más prioritaria por cuanto se están adoptando medidas muy restrictivas para la captura de corvina, lo cual volcará el esfuerzo pesquero hacia la pescadilla como especie substituta.

5. Bibliografía

- Arena, G. 1990. Evaluación de la Captura Máxima Sostenible de la corvina blanca (*Micropogonias furnieri*) presente en el área operativa de la flota uruguaya, mediante modelos de producción excedente. Com. Téc. Mix. del Frent. Mar., Vol 7, Sec. A:25-35.
- Arena, G. 1994. Captura máxima sostenible de la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) mediante modelos de producción excedente, a partir de la flota uruguaya de arrastre de puertas, 1980-92. Plan de Invest. Pesq. (PIP), Inf. Semest. Obj. 2 y 3: 11-19.
- Arena, G. & P. Puig. 1989. Estimación de la captura máxima sostenible de la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en la zona operativa de la flota uruguaya, mediante modelos de producción excedente. Res. VI Sim. Cient. Com. Téc. Mix. Frent. Mar., Montevideo, 1989.
- Arena, G. & M. Rey. 1994. Captura máxima sostenible de corvina (*Micropogonias furnieri*) y pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) mediante modelos de producción excedente a partir de la flota uruguaya de arrastre en pareja, 1980-92. Plan de Invest. Pesq. (PIP), Inf. Semest. Obj. 2 y 3: 2-10.
- Caddy, J. F. & J. Csirke. 1983. Approximations to sustainable yield for exploited and unexploited stocks. *Océanogr. Trop.*, a8(1):3-15
- Diaz de Artaloea, J. M. & S.N. Bolasina. 1992. Análisis estadístico de los caracteres morfométricos y merísticos de la pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*) en el área comprendida entre 34° y 39°30'S. Com. Téc. Mix. Frent. Mar., II(A): 57-62.
- Fox, (Jr.) W.W. 1970. An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 99 (1): 80-88.
- Fox, (Jr.) W.W. 1974. An overview of production modelling. *Collect. Vol. Sci. Pap., ICCAT* (3):142-156.
- García, S. & L. Le Reste. 1981. Life cycles, dynamics, exploitation and management of coastal penaeid shrimp stocks. *FAO Fish. Tech. Pap.* (203): 215 p.
- Gulland, J. A. 1961. Fishing and the stocks of fish at Iceland. *Min. Agr. Fish. Food (U. K.). Fish. Invest. Ser. II*, 23 (4):1-52.
- Gulland, J. A. 1969. Manual of methods for fish stock assessment. Part. 1. Fish population analysis. *FAO Man. Fish. Sci.*, (4): 154 pp.

- Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. *Bull. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, 1(2):25-56.
- Schaefer, M.B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Bull. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, 2(6):247-285.
- Sparre, P., E. Ursin & S. C. Venema. 1989. Introduction to tropical fish stock assessment. Part. 1. Manual FAO Fish. Tech. Pap. N° 306/1, Rome: 337 p.
- Verhulst, P. F. 1838. Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement. *Corresp. Math. Phys.* 10: 113-121.

TABLA 1
 DESEMBARQUES DE PESCADILLA (en toneladas) DURANTE EL PERIODO 1986-1996

ANO	TOTAL	PUERTAS	FLOTA TIPC	% PUERTAS'	%FLOTA TIPO**
1986	12894	6981.54	1333.77	54.15	19.10
1987	10703	5639.01	1984.98	52.69	35.20
1988	6847	3842.27	1059.77	56.12	27.58
1989	11000	3532.82	1181.93	32.12	33.46
1990	5700	2247.38	806.19	39.43	35.87
1991	7575	2980.38	1484.10	39.34	49.80
1992	8786	2992.41	1507.36	34.06	50.37
1993	6962	791.45	508.07	11.37	64.19
1994	10323	2581.83	1179.80	25.01	45.70
1995	13417	2767.68	1917.35	20.63	69.28
1996	12654	1205.32	972.87	9.53	80.71
TOTAL	106861	35562.09	13936.19	34.04	46.48

(*) en relación al desembarque total

(**) en relación al desembarque de puertas

TABLA 2
 BUQUES AL ARRASTRE DE PUERTA COSTERO QUE CAPTURARON PESCADILLA (mas de 10 tn/año) DURANTE EL PERIODO 1986-1996

BUQUE/AÑO	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Agustín Argimón		x								x	
Aldebarán						x				x	
Antares I	x										
Arboaleden II						x	x	x	x		
Arpón I		x	x	x	x						
Astra 1	x	x		x		x					
Astra 2	x	x	x	x		x					
Astra 3	x	x	x	x							
Astra 4	x	x	x	x							
Astra 5	x	x		x		x					
Astra 6	x	x		x		x					
Atenea	x										
Besugo I	x										
Besugo II	x										
Cangrejo	x			x		x					
Carmen I	x	x	x								
Carmen II	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
Cruz del Sur		x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Cupesca I	x	x	x	x							
Cupesca III	x	x	x	x		x					
Dartesa I	x	x	x			x			x		
Dartesa II		x	x								
Dartesa IV									x		
Delfín C		x									
Don Paco	x	x	x		x	x					
Dorila											x
Dos de mayo			x		x						
El Celta	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Esol	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Espartaco										x	
Expreso Óptimo II											x
Floppy I											x
Frigersen I				x	x		x				
Hechicero I											x
Impesur	x		x								
Impesur II	x	x	x								
Impesur III	x	x	x	x	x						
Insignia I	x	x	x	x	x	x	x				x
Laura Adriana					x						
Lavalleja	x	x	x	x	x						
Mandrake I			x	x	x	x	x		x	x	x
María Laura I		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Nathán Cumming									x		
Nurymar	x	x	x	x	x	x	x		x	x	
Odín I		x	x	x	x	x	x		x	x	x
Oramva	x	x	x								
Pato	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Peregrino I	x	x	x							x	
Pintamar	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Polarborg II											x
Progreso					x						
Promopez I	x	x	x	x	x	x	x			x	
Promopez II	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
Reina del mar	x	x	x	x							
Rocha		x	x			x					
San Genaro		x		x			x		x		
San Rafael	x	x									
Sta. Ma. del Mar	x								x		
Tacuarembó		x									
Torreblanca	x	x	x								
Urupez I	x	x	x	x							
Urupez II	x	x	x	x		x			x		x
Vicente Barreiro									x	x	x
Victoria 3										x	
Vigilante I	x										
Zodiaco	x	x		x	x						
Zurry I			x								
TOTAL	39	41	37	31	21	25	16	8	18	17	14

TABLA 3
DESEMBARQUES DE PESCADILLA PARA LOS BUQUES DE ARRASTRE DE PUERTAS QUE SUPERARON LAS 100 TONELADAS DE LA ESPECIE
AL MENOS EN 5 AÑOS DURANTE EL PERIODO 1986-1996

BUQUE/ANO	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	TOTAL
El Celta	470.22	330.19	165.52	160.39	34.72	132.93	70.02	26.19	194.60	137.84		1722.62
Esol	82.86	606.47	184.28	107.17	264.08	589.05	467.70	450.20	229.13	193.34	10.61	3184.88
Insignia I	105.51	277.27	19.31	272.28	143.32	206.05	401.42	5.12			11.20	1441.48
La Cruz del Sur					27.19	544.01	275.11	52.04	127.23	44.68		1070.26
Lavalleja	533.64	150.74	159.60	123.52	133.40							1100.89
Mandrake I			81.79	122.70	279.92	4.53	140.59	0.94	160.66	87.09	101.33	979.55
María Laura I	499.644	697.35	288.26	260.57	264.61	622.16	613.76	47.33	950.67	1579.63	951.06	6775.06
Odin I		17.18	10.00	58.73	29.39	182.93	143.22		23.92	117.37		582.73
Pato	645.76	403.89	567.92	541.91	134.18	66.84	24.48	5.42		144.38		2534.79
Pintamar	146.87	123.26	240.60	103.11	345.66		125.61	10.65	17.17			1112.92
Promopes I	203.80	33.99	167.94	121.32	184.09	124.96	57.69		3.63	34.63		932.03
TOTAL ESTOS BUQUES	2688.29	2640.33	1885.21	1871.71	1840.56	2473.46	2319.59	597.89	1706.99	2338.96	1074.20	21437.20
TOTAL ANUAL AL ARRASTRE	11836.73	10467.04	8240.67	10947.81	5649.12	7527.94	8716.28	6892.32	10087.33	12405.36	12511.62	105282.22
% ESTOS BUQUES	22.71	25.23	22.88	17.10	32.58	32.86	26.61	8.67	16.92	18.85	8.59	20.36

TABLA 4
DESEMBARQUES (en toneladas), ESFUERZO (en horas) y RENDIMIENTO (en Kg/h) DE PESCADILLA PARA LOS BUQUES DE LA FLOTA TIPO
DURANTE EL PERIODO 1986-1996

DESEMBARQUES	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	TOTAL
Esol	82.86	606.47	184.28	107.17	264.08	589.05	467.70	450.20	229.13	193.34		3174.27
Insignia I	105.51	277.27		272.28	143.32	206.05	401.42					1405.85
María Laura I	499.64	697.35	288.26	260.57	264.61	622.16	613.76		950.67	1579.63	951.06	6727.72
Pato	645.76	403.89	567.92	541.91	134.18	66.84	24.48	5.42				2390.41
TOTAL	1333.78	1984.98	1040.45	1181.93	806.19	1484.10	1507.36	455.62	1179.80	1772.98	951.06	13698.24

ESFUERZO	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	TOTAL
Esol	257	637	459	304	831	924	940	1147	566	392		6457
Insignia I	338	752		1191	1030	459	1086					4856
María Laura I	764	894	866	853	1715	1648	899		2265	3476	2992	16372
Pato	1360	754	1295	2021	901	804	483	117				7735
TOTAL	2719	3037	2620	4369	4477	3835	3408	1264	2831	3868	2992	35420

RENDIMIENTO	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	TOTAL
Esol	322.42	952.07	401.47	352.52	317.78	637.50	497.55	392.50	404.82	493.22		4771.86
Insignia I	312.14	368.72		228.62	139.15	448.91	369.63					1867.16
María Laura I	653.98	780.03	332.86	305.47	154.29	377.52	682.72		419.72	454.44	317.87	4478.91
Pato	474.83	535.67	438.55	268.14	148.92	83.14	50.68	46.35				2046.27
TOTAL	1763.38	2636.48	1172.88	1154.75	760.14	1547.07	1600.58	438.85	824.54	947.66	317.87	13164.19

TABLA 5
PESCADILLA : ESTIMACIÓN DEL ESFUERZO DE PESCA ESTANDARIZADO SEGÚN EL METODO DE SCHAEFER (1954/57)

ANO	CAPTURAS (en Toneladas)			RENDIMIENTO DE LA FLOTA TIPO (Kg/h).	ESFUERZO ESTANDAR (en miles de horas)	RENDIMIENTO ESTIMADO (Kg/h)	CAPTURA ESTIMADA (tn)
	Argentina (*)	Uruguay (**)	TOTAL				
1986	8100	12894	20994	490.54	42.798	421.01	18018.22
1987	5500	10703	16203	653.60	24.790	496.37	12305.33
1988	7300	6847	14147	397.12	35.624	451.03	16067.59
1989	6900	11000	17900	270.53	66.166	323.20	21385.23
1990	6719	5700	12419	180.07	68.968	311.48	21482.02
1991	3885	7575	11460	386.99	29.613	476.19	14101.49
1992	7913	8786	16705	442.30	37.768	442.06	16695.84
1993	4120	6962	11082	360.46	30.744	471.46	14494.50
1994	12403	10323	22726	416.74	54.533	371.89	20280.41
1995	13947	13417	27364	458.37	59.698	350.27	20910.82
1996	13211	12654	25865	317.87	81.370	259.57	21121.41

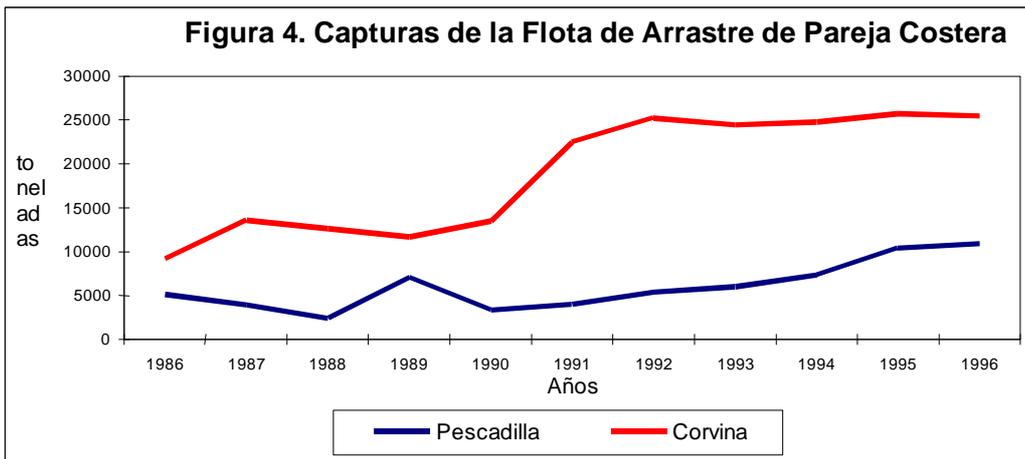
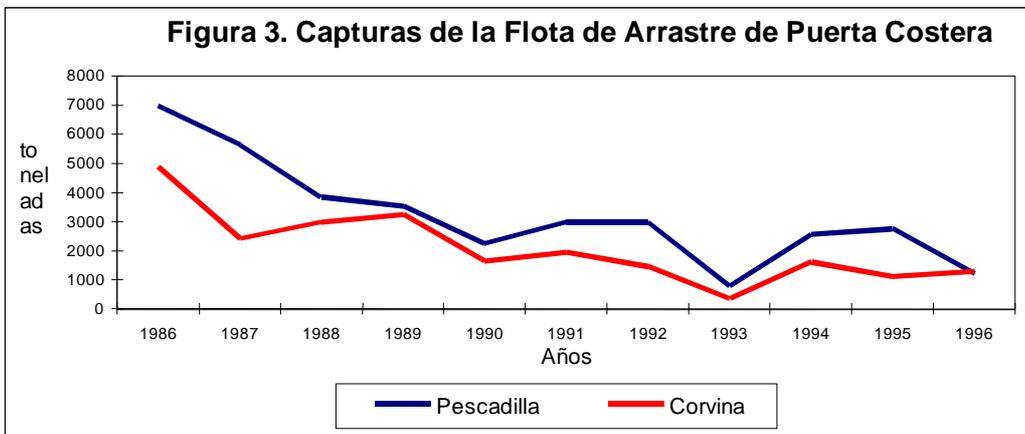
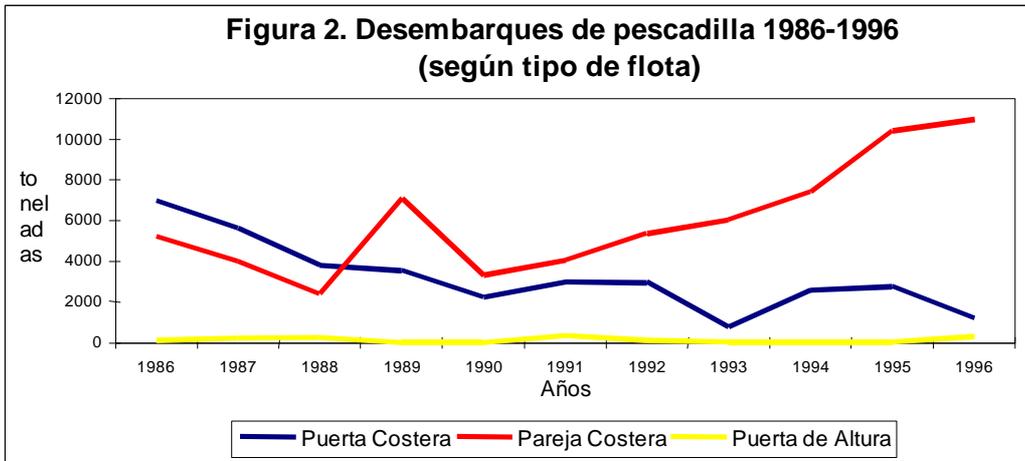
a 600.13
b -4.1853
r 0.6379
CPUEo 600.13
CMS 21513.15
fcms 71.69498
CPUEcms 300.065

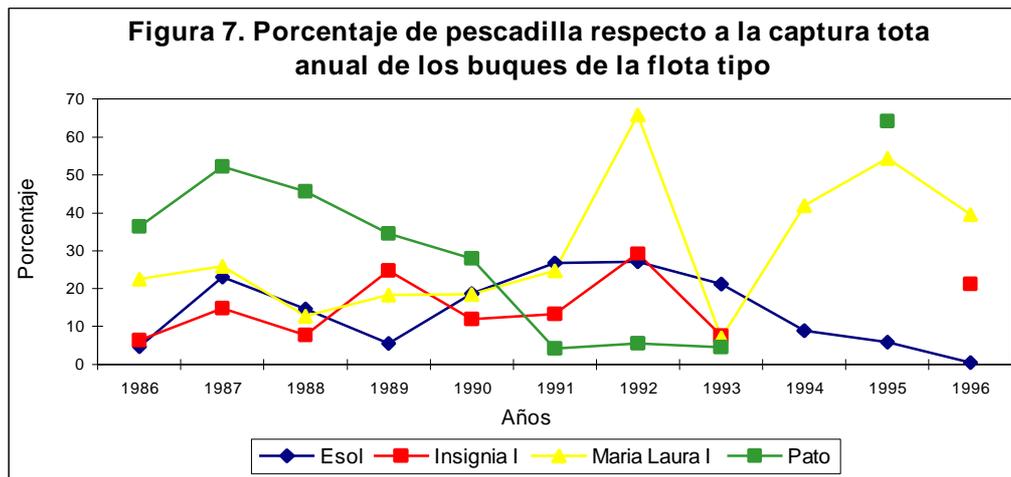
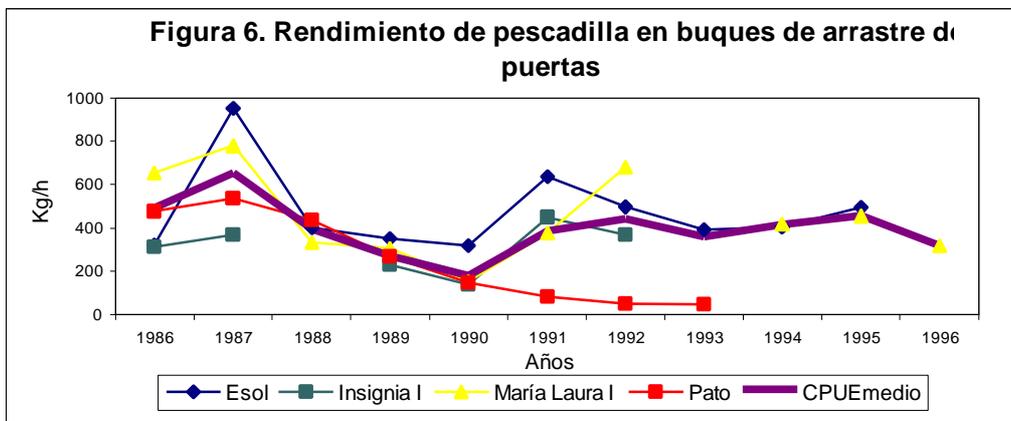
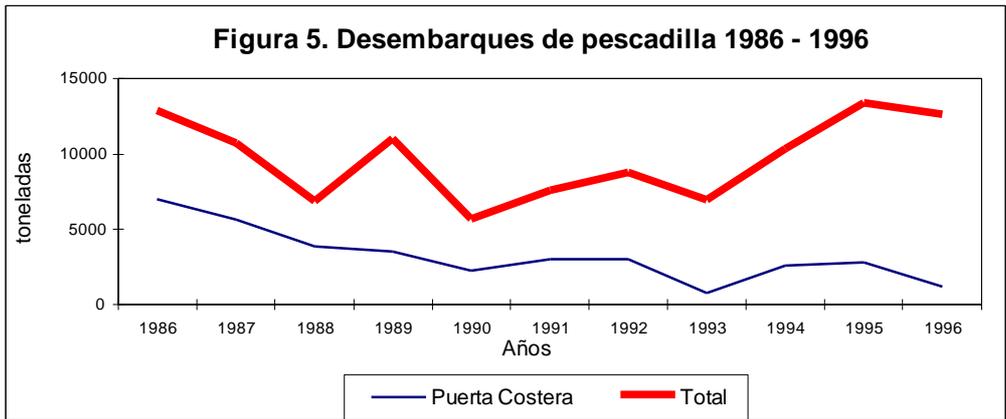
(*) Según información intercambiada en el ámbito de la CTMFM
(**) Según Compendio Estadístico Pesquero del INAPE, 1975-1996, Cuadro 2.2

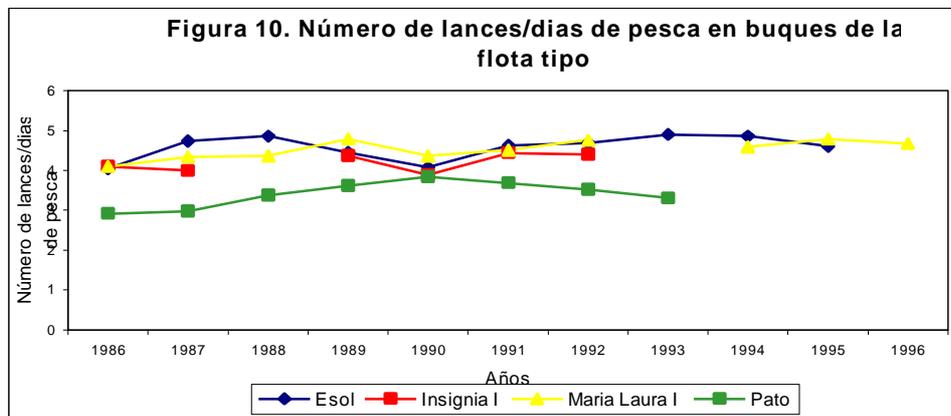
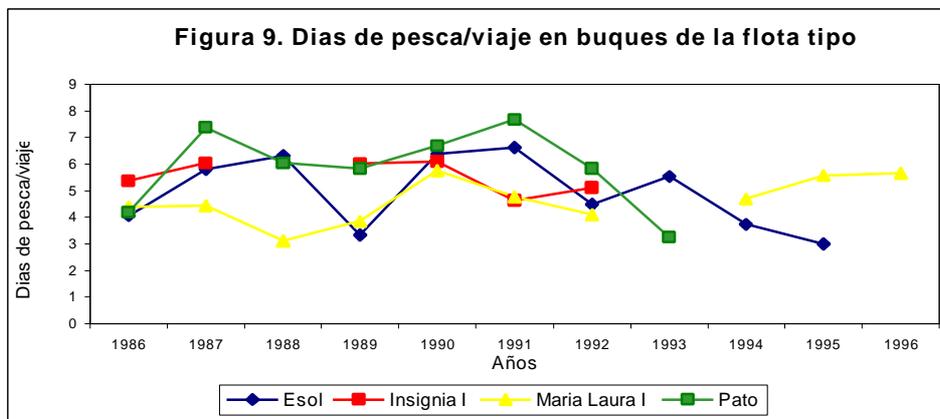
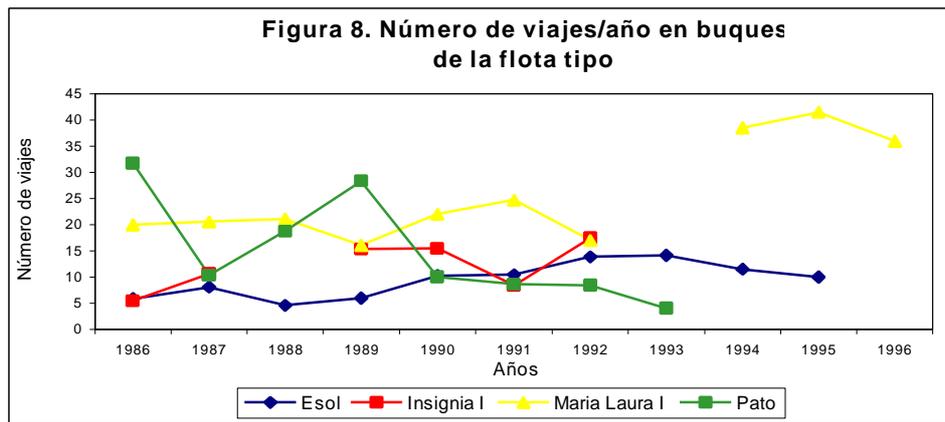
TABLA 6
PESCADILLA : ESTIMACIÓN DEL ESFUERZO DE PESCA ESTANDARIZADO SEGÚN EL METODO DE FOX (1970/74)

ANO	RENDIMIENTO DE LA FLOTA TIPO (Kg/h).	Ln DEL RENDIMIENTO DE LA FLOTA TIPO (Kg/h).	ESFUERZO ESTANDAR (en miles de horas)	ESTIMACIÓN DEL Ln CPUE (Kg/h)	RENDIMIENTO ESTIMADO (Kg/h)	CAPTURA ESTIMADA (tn)
1986	490.54	6.1955	42.798	6.0018	404	17.296
1987	653.60	6.4825	24.790	6.2085	497	12.320
1988	397.12	5.9842	35.624	6.0841	439	15.633
1989	270.53	5.6004	66.166	5.7334	309	20.448
1990	180.07	5.1933	68.968	5.7013	299	20.638
1991	386.99	5.9584	29.613	6.1531	470	13.924
1992	442.30	6.0920	37.768	6.0595	428	16.171
1993	360.46	5.8874	30.744	6.1402	464	14.269
1994	416.74	6.0325	54.533	5.8670	353	19.261
1995	458.37	6.1277	59.698	5.8077	333	19.871
1996	317.87	5.7616	81.370	5.5589	260	21.118

a 6.49314
b 0.01148
r -0.63914
e 2.71828
CPUEo 660.60
CMS 21165.91
fcms 87.095
CPUEcms 243.02







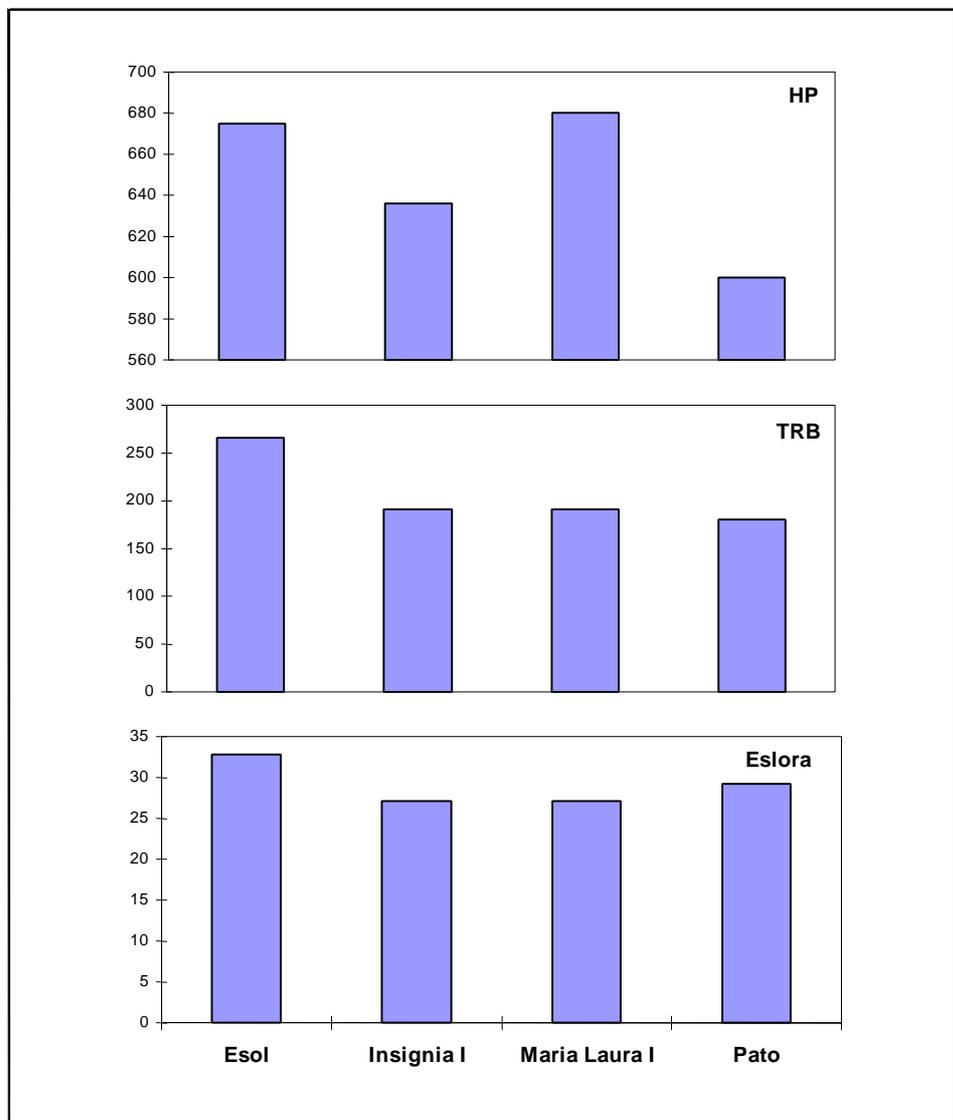
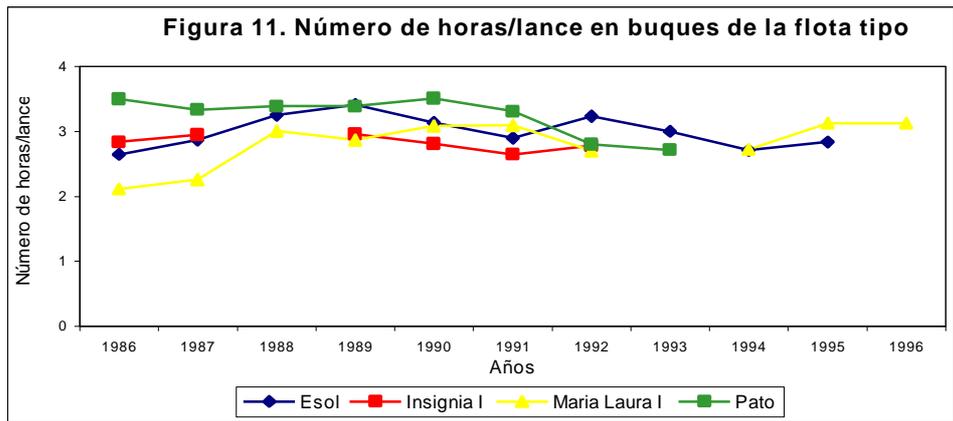


Figura 12: Aspectos mensurables de los buques de la flota tipo

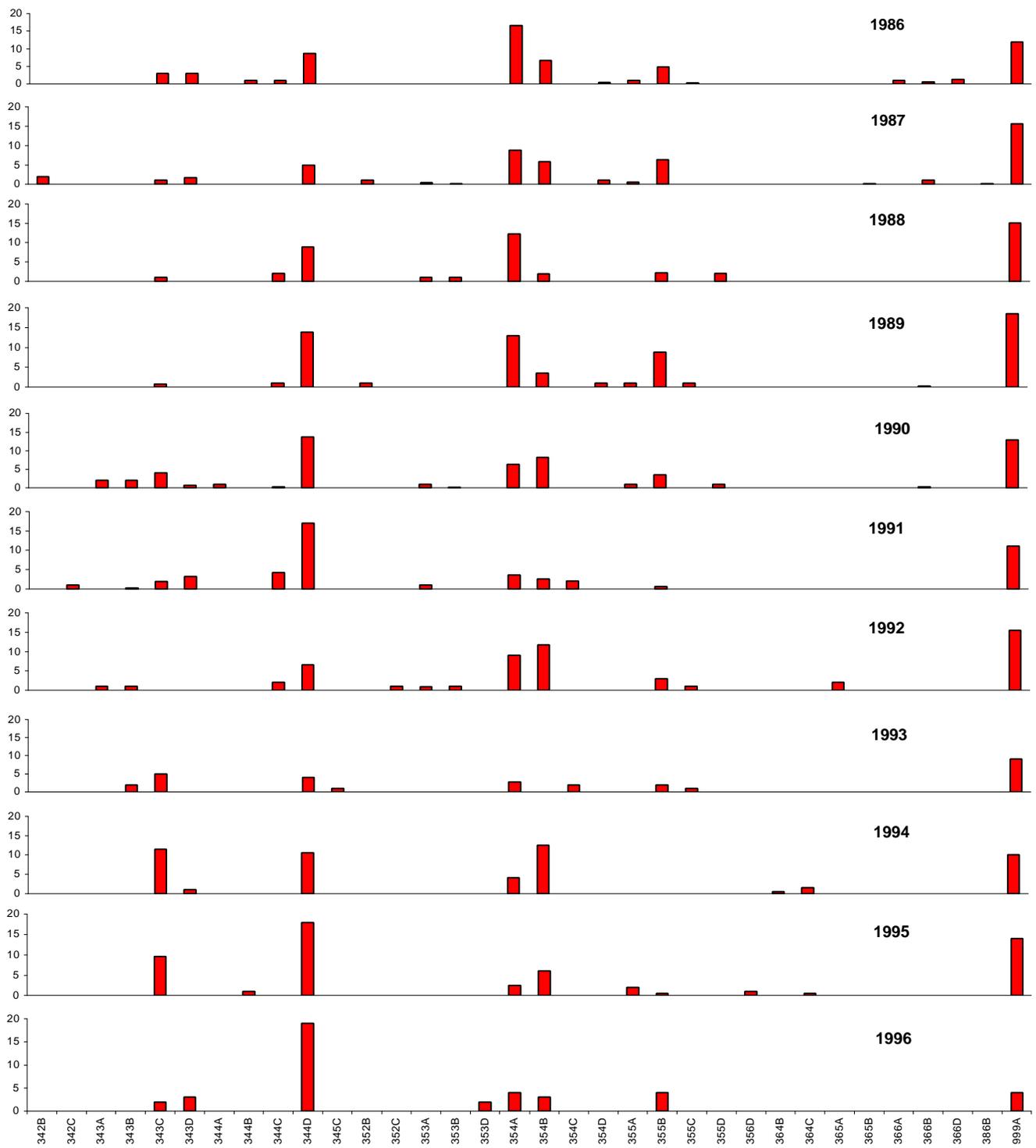


Figura 13: Número de viajes por cuadrángulo estadístico, efectuados por los buques integrantes de la flota tipo

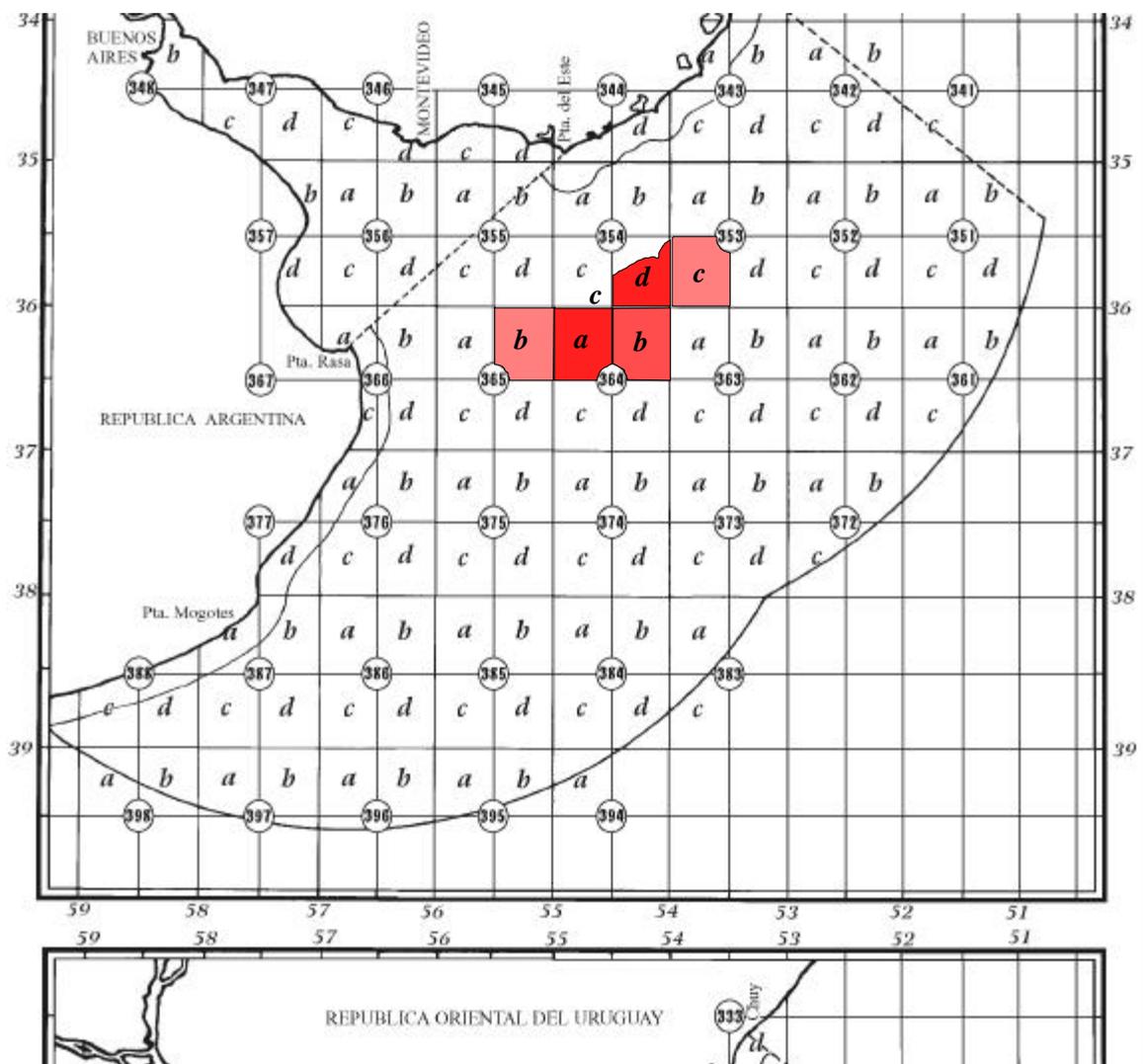


Figura 14. - Principales cuadrángulos estadísticos visitados por la flota tipo

