



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**CONFRONTACIÓN DE MODELOS  
DE BIOMASA DINÁMICA:  
UNA APLICACIÓN A LA  
PESQUERÍA DEL HUACHINANGO**

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:  
**MAESTRO EN CIENCIAS**

PRESENTA:

**PABLO DEL MONTE LUNA**

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE  
CIENCIAS MARINAS  
**BIBLIOTECA**  
**I. P. N.**  
DONATIVO

# Índice

<b>Glosario</b>	1
<b>Relación de cuadros y figuras</b>	3
<b>Resumen</b>	4
<b>Abstract</b>	5
<b>1. Introducción</b>	6
1.1. Perspectiva histórica	7
1.1.1. Bases biológicas de la producción excedente y el rendimiento sostenible	10
1.1.2. Patrones históricos en la producción biológica	11
1.2. Modelos de biomasa dinámica	12
1.2.1. Puntos de referencia	16
1.3. Antecedentes	19
1.4. Justificación	20
1.4.1. El recurso	21
1.5. La especie	22
1.5.1. La pesquería	23
<b>2. Objetivo</b>	23
2.1. Objetivo general	23
2.2. Objetivos específicos	23
<b>3. Materiales y método</b>	24
3.1. Los datos	24
3.2. Algoritmos para resolver los modelos	25
3.2.1. Error de proceso	26
3.2.2. Error de observación	27
3.3. Método de ajuste	28

3.4. Cálculo de la incertidumbre	32
3.5. Selección del modelo	33
<b>4. Resultados</b>	<b>33</b>
4.1. Series históricas	33
4.2. Estimaciones	35
4.2.1. Biomasa y CPUE	35
4.2.2. Parámetros	36
4.3. Perfiles de verosimilitud	37
4.4. Selección del modelo	39
4.5. Puntos de referencia	40
<b>5. Análisis</b>	<b>41</b>
5.1. Los datos	42
5.1.1. Captura, esfuerzo y CPUE	42
5.2. Estimaciones	44
5.2.1. La incertidumbre	47
5.3. Selección del modelo	47
5.3.1. Error de proceso vs error de observación	48
5.4. Modelo vs modelo vs modelo	49
5.5. Puntos de referencia	52
5.5.1. El manejo de la pesquería	53
<b>6. Conclusiones</b>	<b>55</b>
<b>7. Recomendaciones</b>	<b>55</b>
<b>8. Sugerencias para trabajos futuros</b>	<b>56</b>
<b>9. Bibliografía</b>	<b>57</b>

## Glosario

**CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO.** Captura obtenida por una parte o toda una flota por cada unidad de esfuerzo aplicada. Este término es a menudo utilizado como medida de abundancia de un stock. También se le conoce como tasa de captura.

**CAPTURA.** Generalmente se refiere a la cantidad de peces extraídos y se expresa en términos de peso vivo o número de individuos.

**CAPTURABILIDAD.** Fracción de un stock que es removida por cada unidad de esfuerzo normalizado. Normalmente se denota como “ $q$ ”.

**ESFUERZO O ESFUERZO PESQUERO.** El término puede definirse con varios niveles de precisión. Puede simplemente ser el número total de botes que operan durante una temporada, o número de anzuelos por unidad de tiempo. Cuando se utilizan distintos tipos de artes de pesca o embarcaciones, la cantidad de esfuerzo aplicado por cada uno frecuentemente se normaliza de acuerdo a su PODER DE PESCA, antes de ser considerado como índice de esfuerzo total.

**$F_{0.1}$ .** Punto de referencia objetivo definido como la mortalidad por pesca a la cual la pendiente de una línea tangencial a la curva de la relación captura – mortalidad por pesca es el 10% de su valor en el origen.

**$F_{MAX}$ .** Punto de referencia límite definido como la mortalidad por pesca a la cual se obtiene la máxima captura dentro de la relación captura - mortalidad por pesca.

**INDICE DE ABUNDANCIA.** Medida relativa de la disponibilidad de un recurso. Se asume que es un estimado relativo del tamaño de la población de una año a otro.

**MODELO.** Expresión matemática que contiene variables que explican el comportamiento de un fenómeno (por ejemplo, los cambios en la abundancia de un stock). Un modelo DETERMINISTICO intenta describir el fenómeno en su totalidad, sin considerar ningún tipo de

error, mientras que un modelo ESTOCASTICO contiene términos de efectos inexplicables o azarosos.

**MORTALIDAD.** Se define como la tasa instantánea a la que los individuos mueren. La mortalidad total ( $Z$ ) se divide en MORTALIDAD POR PESCA ( $F$ ) y MORTALIDAD NATURAL ( $M$ ). Cuando ambos tipos de mortalidad se expresan como tasas instantáneas, la mortalidad total es simplemente la suma de ambas. La mortalidad por pesca se expresa como la cantidad relativa de peces que son capturados. La mortalidad natural incluye tanto las causas naturales (depredación o enfermedades) como las no naturales (contaminación, alteración del hábitat, etc.).

**PODER DE PESCA.** El poder relativo de pesca de dos diferentes embarcaciones o artes de pesca es el cociente entre las capturas que se obtendrían por cada unidad de esfuerzo aplicada simultáneamente al mismo stock.

**PRODUCCION EXCEDENTE.** Cantidad de biomasa que la población se incrementa en ausencia de pesca o la captura que puede ser extraída del stock, manteniendo la biomasa en un tamaño constante.

**MAXIMO RENDIMIENTO SOSTENIBLE.** Máxima captura anual promedio que puede ser extraída de un stock sin perjudicarlo.

**RENDIMIENTO.** A veces se considera como sinónimo de captura, sin embargo implica cierto grado de sustentabilidad, especialmente cuando se habla de rendimientos potenciales.

**STOCK.** En sentido estricto, es una población o una parte de ella, reproductivamente aislada. En la práctica, el término es aplicado a un grupo de peces que están sujetos a las mismas oportunidades de crecimiento y reproducción y a los mismos riesgos de mortalidad por pesca y natural.

**VEROSIMILITUD.** Procedimiento matemático basado en distribución de probabilidades utilizado para calcular los parámetros de un modelo y sus intervalos de confianza. La MAXIMA VEROSIMILITUD se utiliza para encontrar la combinación de los parámetros de un modelo que mejor se ajusten a los datos observados.

## **Resumen**

Se hace un ejercicio de comparación entre los modelos de biomasa dinámica de Schaefer y Fox, aplicándolos a datos de captura, esfuerzo y CPUE del huachinango (*Lutjanus peru*) procedentes de los avisos de arribo de la Oficina de Pesca de La Cruz de Huanacastle, principal puerto de desembarque de la especie en el estado de Nayarit, con la finalidad de encontrar el modelo que mejor se ajuste a las observaciones. Los modelos son resueltos mediante error de proceso y error de observación, dos de los métodos más comúnmente utilizados para estimar parámetros en los modelos cuantitativos para evaluar pesquerías. El proceso de ajuste se hizo mediante el método de máxima verosimilitud. El ajuste mediante error de proceso presentó una mayor flexibilidad ya que depende esencialmente del comportamiento de las series históricas, sin embargo admite cualquier tipo de combinación entre los parámetros que alimentan el modelo. El error de observación si bien limita de manera importante la solución de las ecuaciones para estimar la biomasa, su solución se restringe al dominio de los números positivos. Los modelos resueltos mediante error de proceso presentaron una mayor verosimilitud que los que se resolvieron con error de observación. Dentro de éstos se eligió el modelo de Schaefer con error de proceso. A pesar de que tuvo una verosimilitud menor que el modelo de Fox con el mismo tipo de error, demostró tener más coherencia con los datos observados y con las características del recurso. Los parámetros estimados fueron:  $K=7182$  t y  $q=0.02$ . Con base en este modelo se calcularon los principales puntos de referencia de la pesquería:  $MRS=341$  t;  $E_{MRS}=3591$  viajes;  $F_{0.1}=0.08$ . En virtud de que los avisos de arribo contienen registros de captura procedentes de lo que se cree es un stock distinto al que explota la flota ribereña en la región y registros de esfuerzo que combinan dos flotas con diferente poder de pesca, se sugiere que el manejo de la pesquería sea de tipo adaptativo alrededor del punto de referencia  $F_{0.1}$  más que sobre los puntos de referencia derivados del  $MRS$ .

## **Relación de cuadros.**

- Cuadro 1. Principales puntos de referencia derivados del modelo de biomasa dinámica de Schaefer.
- Cuadro 2. Datos de captura, esfuerzo y CPUE utilizados en el presente trabajo.
- Cuadro 3. Parámetros calculados mediante los modelos de Schaefer y Fox con error de proceso y error de observación.
- Cuadro 4. Comportamiento de los modelos de biomasa dinámica ajustados mediante error de proceso y error de observación bajo valores extremos de sus parámetros.
- Cuadro 5. Comparación del estado de la pesquería de huachinango de Bahía de Banderas en 1997 con los puntos de referencia calculados.

## **Relación de figuras.**

- Figura 1. Relación entre la biomasa y la producción excedente en condiciones de equilibrio.
- Figura 2. Diagrama de flujo del proceso de ajuste del modelo de biomasa dinámica de Schaefer.
- Figura 3. Series históricas de captura, esfuerzo y CPUE de la pesquería de huachinango en Bahía de Banderas, Nayarit.
- Figura 4. Estimaciones de biomasa y CPUE mediante los modelos de biomasa dinámica de Schaefer y Fox con error de proceso y error de observación.
- Figura 5. Perfiles de verosimilitud relativa de los parámetros calculados con los modelos de biomasa dinámica de Schaefer y Fox con error de proceso y error de observación.
- Figura 6. Perfiles de verosimilitud relativa de los puntos de referencia calculados con el modelo de Schaefer con error de proceso.
- Figura 7. Ajuste de las curvas de los modelos de Schaefer y Fox con error de proceso a los datos observados.

## *Confrontation of biomass dynamics models: an application to the Pacific red snapper.*

### **Abstract**

A confrontation between Schaefer and Fox biomass dynamics models is performed using catch, effort and CPUE data of the Pacific red snapper (*Lutjanus peru*) obtained from logbooks of the local fisheries office at La Cruz de Huanacastle, the main landing port of the state of Nayarit, in order to find the best fit. The models are fitted with process and observation error estimators, two of the most commonly used approaches to fit surplus production models to observed data and to estimate their parameters. The fitting process was made by the maximum likelihood method. The process error showed more flexibility because it depends essentially on the data behavior, nevertheless it can assume any combination between the parameters of the model. Observation error estimator restrains the solution of the estimated biomass equations but allows the results to be in the domain of the positive numbers. Models fitted with process error had higher likelihood than observation error. The Schaefer model with process uncertainty was chosen, in spite of its lower likelihood value compared with the Fox model fitted with the same estimator, and proved more congruity with the observed data and with the biological attributions of the specie. The estimated parameters were:  $K=7182$  t and  $q=0.02$ . Reference points model-based were computed:  $MRS=341$  t;  $E_{MRS}=\text{trips}$ ;  $F_{0.1}=0.08$ . Based on the fact that the logbooks may contain catch records from what is believed a different stock of the one that is exploited by the artisanal fleet and effort records that combine two fleets with distinct fishing power, an adaptive strategy established on the reference point  $F_{0.1}$  is recommended rather than on the reference points derived from  $MSY$ .



## 1. Introducción

La creciente demanda de productos y materias primas y las características actuales de la explotación de los recursos naturales han convertido los conceptos de evaluación y manejo en una vía necesaria para lograr el objetivo del desarrollo sustentable. Esta correspondencia ha generado por sí misma la creación y transformación de distintos métodos de análisis que contribuyen a cumplir dicho objetivo. Particularmente en lo que se refiere a la administración de los recursos pesqueros, sobresale el empleo de métodos cuantitativos que se consideran como un instrumento útil para lograr una pesca responsable.

Dentro de los métodos cuantitativos más comúnmente utilizados en la evaluación y manejo de recursos pesqueros se encuentran los modelos de biomasa dinámica. Este hecho se debe a que sus propiedades son relativamente sencillas, fáciles de explorar, los procedimientos de ajuste son simples y, desde el punto de vista de manejo, sus resultados son más fáciles de entender y presentar. Otra ventaja relevante es que no requieren de muchos datos como son tasas de captura, número de huevos y larvas, estimaciones de biomasa, etc., en comparación con otros enfoques más complejos (Prager, 1994).

Los modelos de biomasa dinámica, no obstante, han sido considerados menos eficientes que otros métodos como los que se basan en estructura por edades. La mayor parte de las veces, los investigadores dedicados a la evaluación de recursos prefieren utilizar modelos de captura por edad o análisis de población virtual que basarse en modelos de biomasa dinámica.

Con el tiempo, la reputación de los modelos de biomasa dinámica ha mejorado considerablemente. Una de las razones de su desprestigio es que son frecuentemente ineficaces para proporcionar estimaciones coherentes. Sin embargo, ésto generalmente no es debido a fallas en el modelo sino a los propios datos. Algunos autores inclusive han demostrado que los modelos de biomasa dinámica pueden ofrecer mejores estimaciones de los parámetros utilizados para el manejo de una pesquería que otras técnicas de análisis (Hilborn y Walters, 1992; Hilborn y Mangel, 1997; Prager, 1994).

En resumen, a pesar de que los modelos de biomasa dinámica continúan estando en la categoría de segunda clase en la jerarquía de los modelos, siguen siendo herramientas indispensables en la ciencia pesquera (Hilborn y Walters, 1992).

En virtud de la utilidad de este tipo de análisis en la evaluación y manejo de recursos pesqueros, surge la idea de comparar distintos tipos de modelos de biomasa dinámica, aplicándolos a datos de la pesquería del huachinango (*Lutjanus peru*), considerada como una pesquería de prioridad nacional, con el fin de determinar el desempeño de cada uno considerando su estructura, función, método de estimación y suposiciones y, según el modelo que mejor se ajuste a los datos y características del recurso, determinar el estado actual de la pesquería.

### **1.1. Perspectiva histórica**

Tanto las fluctuaciones en la abundancia de los recursos pesqueros como su evaluación y manejo han sido los temas más relevantes de los investigadores de la ciencia pesquera durante los últimos 100 años (Megrey y Wespestad, 1989).

Las colecciones de datos y los métodos de análisis fueron desarrolladas durante el siglo XIX para ofrecer información acerca de las causas de estas fluctuaciones, especialmente el impacto de la explotación (Smith, 1988). Muchos de los datos y métodos se idearon para responder preguntas específicas o resolver problemas puntuales, pero han sido subsecuentemente utilizados o adaptados a diversas situaciones.

Durante la segunda mitad del siglo XIX, se hicieron los primeros esfuerzos en examinar evidencias de sobrepesca. En el Mar del Norte, por ejemplo, se registraron disminuciones importantes tanto en la captura como en la talla promedio de los peces. En aquel tiempo, se pensaba que estas disminuciones obedecían a la forma en que operaba la pesquería; sin embargo, la postura científica prevaleciente era que los mares eran inagotables. Los datos disponibles apoyaban la creencia de que la actividad pesquera sólo tomaba pequeñas fracciones de la biomasa existente (Smith, 1988).

A fines del mismo siglo, a medida que se generaba más información, los investigadores por un lado demostraban que efectivamente la pesca era un factor determinante de la abundancia de los recursos y, por otro, desarrollaban los conceptos fundamentales de los modelos de evaluación pesquera.

Uno de los primeros pasos en la evaluación, fue definir los procesos que rigen los cambios en la abundancia de los recursos. A este respecto, Pearl (1930), quien años antes había modificado el planteamiento desarrollado por Verlhust en 1700 de representar el crecimiento de una población en el tiempo como una curva sigmoide o logística, propuso que dichos cambios son proporcionales a dos factores; (1) al tamaño absoluto de la población y (2), al área que no ha sido utilizada por el recurso. Sin embargo, el razonamiento de Pearl no explicaba cómo ocurrían tales ajustes en la población.

Russell (1931), sugirió que estos ajustes pueden ser expresados como tasas de cambio. Identificó cuatro factores que explicaban las fluctuaciones de una población de un tiempo ( $S_1$ ) a otro ( $S_2$ ): el cambio en peso de los organismos que crecían lo suficiente como para ser capturados –reclutamiento– ( $A$ ), el crecimiento en peso de éstos y otros organismos que se encontraban ya en la población explotable ( $G$ ), el decremento en peso debido a la mortalidad natural ( $M$ ) y el decremento en peso debido a la mortalidad por pesca ( $C$ ):

$$S_2 = S_1 + (A + G) - (M + C)$$

Si  $(A+G)$  y  $(M+C)$  son idénticos, el peso de la población en el tiempo dos ( $S_2$ ) será el mismo que en el tiempo uno ( $S_1$ ) y por consiguiente la población se mantendrá igual –en equilibrio–. De cualquier otra forma, la población cambiará de tamaño. Un punto importante que Russell subrayó, fue que estas tasas de cambio dependen entre sí y de otros factores distintos a los biológicos. Presumiblemente, el modelo de Russell puede considerarse como el precursor de los actuales modelos de biomasa dinámica.

Paralelamente, Hjort y sus colaboradores intentaban describir la naturaleza del crecimiento de las poblaciones y determinar los mecanismos biológicos que la controlan. En conjunto, desarrollaron una forma más práctica de tratar el problema de la sobrepesca.

Hjort *et al.*, (1933) publicaron un artículo titulado “Captura Optima”, en el cual describen la teoría de la pesca en equilibrio; remover de la población una captura tal que la población no cambiara de tamaño; es decir, pescar la cantidad a la cual la población se hubiera incrementado el año siguiente. Por lo tanto, la captura óptima podía ser obtenida cuando la población creciera más rápidamente a lo largo de su curva sigmoide de crecimiento, justo en el punto donde la pendiente fuera más pronunciada.

El modelo de Hjort ofrecía un enfoque radicalmente nuevo al problema de la sobrepesca: si la captura óptima puede obtenerse a niveles intermedios de la población, la sobrepesca podría presentarse si la población se encuentra en niveles más bajos, produciendo por consiguiente menores capturas.

El concepto de captura óptima se acopló bien a la idea que Michael Graham tenía acerca de la sobrepesca. Graham aplicó la teoría de Hjort para comparar la tasa a la cual distintas poblaciones de peces se habían recuperado durante la Primera Guerra Mundial al nivel que habían tenido antes de ser diezmadas por un aumento en el esfuerzo de pesca. Después, las capturas registraron valores que estaban por debajo de lo que la teoría de Hjort sugería. A partir de este hecho, Graham pudo deducir que las capturas debían incrementarse si se reducía la intensidad de la pesca.

Graham (1935) basado en los trabajos de Russell y Hjort, formuló el primer modelo pesquero cuantitativo en el que calculaba la captura óptima con respecto al esfuerzo de pesca y a las características biológicas del recurso. Entonces se presentaron dos nuevas incógnitas: (1) si bien el crecimiento de una población podía representarse mediante una curva sigmoide, esto no implicaba que el crecimiento combinado de varias poblaciones sujetas a distintas tasas de explotación siguiera el mismo comportamiento; y (2) la estimación de los parámetros del modelo.

Tiempo después, Schaefer (1954, 1957) retomó el concepto señalado por Graham y propuso que si se contaba con series históricas de captura y esfuerzo, manipulando los datos apropiadamente era posible solucionar el problema de la estimación de los parámetros del modelo logístico. De esta forma, Schaefer cambió el paradigma de Hjort en lo que ahora se conoce como producción excedente y máximo rendimiento sostenible (*MRS*), creando de su propuesta una de las herramientas más sencillas y más empleadas en la evaluación y manejo de los recursos pesqueros (Smith, 1988) (Fig.1).

A partir de entonces han habido diferentes modificaciones a la idea original de Schaefer. Entre las más importantes se encuentra la aportación de Fox, (1970) en la cual se asume un comportamiento asimétrico en la relación entre la captura y el esfuerzo en lugar de ser proporcional como lo expone Schaefer y, más recientemente, la de Hilborn y Walters (1992) quienes plantean los modelos en forma discreta en vez de diferencial, lo que hace su cálculo

más rápido y fácil. De hecho, esta última corrección es en nuestros días la forma más utilizada para aplicar los modelos de biomasa dinámica.

### **1.1.1. Bases biológicas de la producción excedente y el rendimiento sostenible**

La explotación sostenible de los recursos renovables depende de la existencia de un excedente reproductivo, determinado por el balance entre muertes, nacimientos y crecimiento somático. Este excedente varía espacial y temporalmente de acuerdo a los cambios del ambiente, incluso puede variar en ausencia de explotación (Rosenberg *et al.*, 1993).

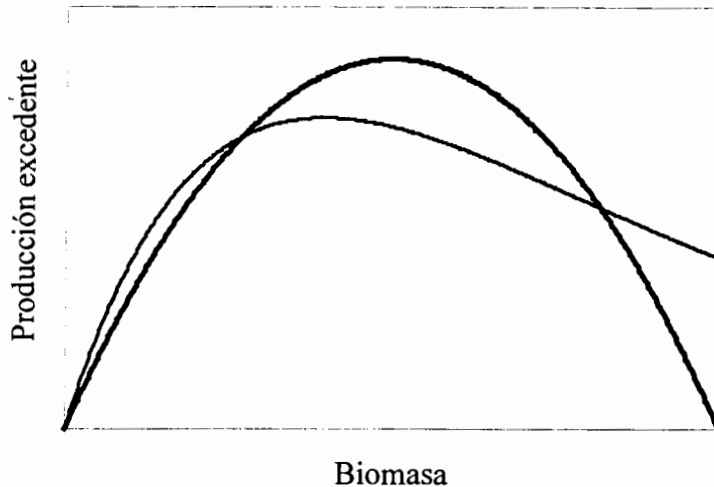
La base biológica de la sustentabilidad es la producción excedente. Todas las poblaciones naturales son capaces de un crecimiento en condiciones favorables. En este mismo sentido, si se considera exclusivamente el tamaño de la población, el excedente reproductivo dependerá del balance entre las muertes y nacimientos. Ahora bien, si se considera la biomasa total de la población como un determinante en la reproducción, entonces se tendrá que considerar el crecimiento somático de los individuos en las necesidades de la población (Hilborn y Walters, 1992).

La magnitud del rendimiento sostenible es determinada tanto por el excedente de cada individuo capaz de reproducirse como por el tamaño de toda la población.

Cuando se presenta un balance exacto entre la mortalidad y la producción por unidad de tiempo se dice que la población se encuentra en equilibrio, sin embargo en muy pocos casos se cumple esta condición. Por ello, se han desarrollado varios trabajos enfocados a elaborar procedimientos que calibran los datos de captura y CPUE para aproximarlos al equilibrio (Walter, 1975, 1978, 1986; Schnute, 1977).

La Figura 1 muestra la relación en equilibrio entre la biomasa y la producción excedente. La producción excedente se define como la captura más el cambio neto de la biomasa por unidad de tiempo, generalmente un año. Si la población se encuentra en equilibrio, entonces la producción excedente es igual a la captura. Si la población está creciendo, la producción excedente es la captura más el crecimiento neto de la población. Otra forma de ver la condición de equilibrio es en la relación entre la captura y el esfuerzo (Fig. 7)

Recientemente ha habido mucha controversia acerca de cuándo se da la máxima producción excedente, si ocurre a un nivel alto de la población o a cierto tamaño intermedio, como normalmente se asume en la teoría pesquera. Asimismo, una de las características más críticas de la explotación sustentable es la relación entre el tamaño de la población y el excedente reproductivo (Hilborn y Walters, 1992).



**Figura 1.** Relación teórica que asume el modelo de biomasa dinámica de Schaefer (línea gruesa) y el de Fox (línea delgada) entre la biomasa y la producción excedente.

Si una población no está creciendo, entonces para producir un excedente reproductivo, el tamaño de la población debe reducirse. La pregunta entonces es ¿cuánto más reducirlo con tal de hacer máximo el excedente reproductivo total? Este hecho es lo que incita a todos a determinar el máximo rendimiento sostenible y la estrategia de explotación óptima para poblaciones naturales (Hilborn et al., 1995).

### 1.1.2. Patrones históricos en la producción biológica

Las teorías más simples de explotación sustentable tratan la dinámica de poblaciones bajo un escenario estático. Estas teorías han pretendido explicar el cambio en la abundancia de las poblaciones como única consecuencia de la explotación.

Durante largo tiempo, la curva logística de crecimiento fue el concepto elemental para analizar poblaciones sujetas a explotación. Este modelo supone que la población es denso-

dependiente, es decir, que factores como la competencia por alimento y espacio controlan los cambios en la biomasa (King, 1995). Bajo este esquema, la producción excedente depende de dos parámetros: la tasa intrínseca de crecimiento de la población y de la capacidad de carga, que es el tamaño de la población en el que la tasa se vuelve cero. Si en verdad estos dos parámetros fueran constantes a través del tiempo, la única explicación para el decremento de las poblaciones sería una pesca intensa. Desgraciadamente, esta visión del mundo es incompatible con lo que se sabe de las variaciones naturales. Las poblaciones, incluso sin estar sujetas a explotación, fluctúan de forma importante (Baumgartner, *et al.*, 1992). Tales fluctuaciones implican que factores denso-independientes como las características físicas del ambiente, juegan un papel determinante en control de las poblaciones y que, por consiguiente, resulta difícil estimar la producción sostenible simplemente por examinar los aparentes impactos de la explotación histórica.

Estudios hechos a poblaciones no sujetas a aprovechamiento, muestran fluctuaciones naturales de gran escala, incrementando y disminuyendo su abundancia sin intervención del hombre. Algunos de los casos mejor documentados son para las poblaciones de peces en las que, nuevamente, la variabilidad y los cambios drásticos son la regla más que la excepción.

En la actualidad, ha sido ampliamente demostrado que el impacto del clima en las pesquerías, como fuente de variabilidad, explica cambios importantes en la abundancia de los peces (Hilborn, *et al.*, 1995).

## **1.2. Modelos de biomasa dinámica**

Los modelos de biomasa dinámica son comúnmente llamados modelos de producción global o modelos de producción excedente. Es preferible utilizar el término modelos de biomasa dinámica ya que puede considerarse la producción excedente o producción neta dentro del contexto de otros modelos que involucran estructura por edades; la característica distintiva de los modelos tradicionales de producción excedente (Schaefer y Fox) es que describen el estado y la productividad de una población en términos de la biomasa, más que del número de individuos por edad. Por lo tanto, el término modelos de biomasa dinámica se considera más apropiado (Hilborn y Walters, 1992; Hilborn y Mangel, 1997).

En los modelos de biomasa dinámica, el cambio en la biomasa de una población de un intervalo de tiempo a otro puede ser expresado como

$$\text{Biomasa del siguiente año} = \text{biomasa del año anterior} + \text{reclutamiento} + \text{crecimiento} - \text{mortalidad natural} - \text{mortalidad por pesca}$$

Si se ignora la emigración e inmigración, las dos fuentes que incrementan la población son el reclutamiento de nuevos individuos y la ganancia en peso de los individuos ya presentes en la población. En ausencia de pesca y combinando el reclutamiento y crecimiento en un solo término llamado producción, la ecuación anterior puede plantearse como

$$\text{Biomasa del siguiente año} = \text{biomasa del año anterior} + \text{producción} - \text{mortalidad natural}$$

Si la producción es mayor que la mortalidad natural, la población crecerá; si es menor que la mortalidad natural, la población disminuirá. El término producción excedente es generalmente usado para representar la diferencia entre la producción y la mortalidad natural. La producción excedente representa el incremento en la biomasa de la población en ausencia de pesca o la captura que puede obtenerse manteniendo la biomasa en un tamaño constante.

La mayor parte de las opiniones dentro de la biología pesquera sostienen que tanto a bajos como altos niveles de la población debe haber poca producción excedente ya que, por un lado, existirían pocos individuos en la población que puedan crecer y reproducirse y, por otro, habría un crecimiento lento, mortalidades más altas y limitaciones para el reclutamiento.

La producción excedente puede usarse con cualquier nivel de detalle en la representación de la dinámica de poblaciones, incluso para el caso de modelos de tipo simple aplicados a una sola área. Este modelo de tipo simple es el modelo de biomasa dinámica, que se representa como

$$\text{Biomasa actual} = \text{biomasa del año anterior} + \text{producción excedente} - \text{captura}$$

De esta manera puede describirse la producción como una función de la biomasa y obtener un modelo pesquero completo de dinámica de poblaciones.



Los modelos de biomasa dinámica son planteados como ecuaciones diferenciales e intentan predecir el resultado neto de los procesos mencionados que operan en intervalos de tiempo fijos, sin atender el detalle de los patrones de los eventos dentro del periodo ni de los procesos asociados a la estructura de las poblaciones.

El primer modelo de biomasa dinámica que se utilizó fue el modelo formulado por Schaefer (1954), basado en el planteamiento de Graham (1935). La representación matemática del modelo de Schaefer puede escribirse como

$$(1) \quad \frac{dB}{dt} = rB \left( 1 - \frac{B}{K} \right) - C$$

donde  $B$  es la biomasa de la población,  $r$  es la tasa intrínseca de crecimiento de la población,  $K$  es el parámetro que corresponde al tamaño de la población en equilibrio en ausencia de pesca, o capacidad de carga, y  $C$  la captura. Se asume que la captura es proporcional al tamaño de la población y al esfuerzo pesquero, y queda representada como:

$$(2) \quad C = qEB$$

donde  $B$  es la biomasa de la población,  $E$  es el esfuerzo pesquero y  $q$  es el coeficiente de proporcionalidad entre la biomasa y el índice relativo de abundancia;  $q$  también se conoce como coeficiente de capturabilidad.

La principal corrección que Schaefer hizo al modelo logístico de crecimiento fue relacionar directamente la producción excedente con el esfuerzo de pesca y la captura, junto con la suposición de que el cociente entre ambos (*I* o *captura por unidad de esfuerzo, CPUE*) es proporcional al tamaño de la población, o

$$(3) \quad I = C / E = qB$$

La característica primordial del modelo es la relación simétrica entre la producción excedente y la biomasa (Fig. 1); la producción es cero cuando la biomasa es cero y cuando la biomasa se encuentra en  $K$ . La producción excedente alcanza su punto máximo en  $K/2$ . Si la población deja de ser pescada y comienza en un nivel mayor que cero, la biomasa tenderá a crecer hasta

*K*. Si la biomasa inicial es muy cercana a cero y si no hay pesca, la tasa de crecimiento inicial será  $rB$ .

Naturalmente, la relación entre la captura y el esfuerzo también muestra un comportamiento simétrico, lo que conlleva a tres situaciones análogas: en ausencia de esfuerzo, no hay captura; con altos niveles de esfuerzo, la población será diezmada de tal manera que los individuos restantes no serán capaces de producir un excedente; y la captura máxima promedio se encuentra por lo tanto en un punto intermedio entre niveles muy bajos y muy altos del esfuerzo

Walters y Hilborn (1976) plantearon el modelo de Schaefer en forma de ecuación discreta o de diferencia

$$(4) \quad B_{t+1} = B_t + rB_t \left( 1 - \frac{B_t}{K} \right) - C_t$$

donde la  $B_t$  es la biomasa al tiempo  $t$ ,  $r$  y  $K$  tienen igual significado que en la forma diferencial y  $C_t$  es la captura al tiempo  $t$ , que se define como

$$(5) \quad C_t = qE_t B_t$$

donde  $q$  tiene el mismo significado definido anteriormente y  $E_t$  es el esfuerzo pesquero al tiempo  $t$ .

Una de las variaciones al modelo original de producción excedente más comúnmente utilizada es el método de Fox (1970) que supone que el decremento en la abundancia de la población como efecto de la intensidad de pesca es exponencial y no lineal como en el modelo de Schaefer, en tanto que la relación entre la producción excedente (captura) y la biomasa (esfuerzo) ya no es simétrica (Fig. 1). De acuerdo con esto, la ecuación en forma de diferencia del modelo de Fox queda expresada como

$$(6) \quad B_{t+1} = B_t + rB_t \left( 1 - \frac{\ln(B_t)}{\ln(K)} \right) - C_t$$

Los modelos de biomasa dinámica bajo este planteamiento son esencialmente idénticos a la forma diferencial, sin embargo, tienen el potencial de ser matemáticamente “caóticos” para valores altos de  $r$  ya que puede dar como resultado estimaciones negativas de biomasa, pero esto no tiene interés real para los fines de la evaluación y manejo.

Al igual que en otros métodos de evaluación, los modelos de biomasa dinámica asumen que: los datos a los que se les apliquen los modelos provienen de una sola población; que las tasas de emigración e inmigración se compensan por unidad de tiempo, o son despreciables en comparación a las tasas de crecimiento y mortalidad natural; que no existen componentes azarosos importantes que afecten a la población, como factores ambientales; que no se presentan retrasos en el tiempo en la producción de la biomasa (es decir, que la biomasa del tiempo actual dependa exclusivamente de la del tiempo anterior); que la estructura de edades o sexos no influye en la dinámica de la población (Hilborn y Walters, 1992); y que el coeficiente de capturabilidad no cambia durante periodo en el que se tienen los datos de la pesquería (Megrey y Wespestad, 1989).

Hasta este punto, la explicación de los modelos y sus planteamientos teóricos se ha hecho tomando a la población como referencia. A partir de aquí se utilizará el término stock para aludir ya sea a la población o a una fracción de ésta que se encuentra sujeta a explotación y cuyos elementos tienen las mismas oportunidades de crecimiento y reproducción y los mismos riesgos de mortalidad por pesca y natural.

### **1.2.1. Puntos de referencia**

Una vez estimado el estado del stock y de las variables que intervienen en su cálculo, deben ser comparados con valores de referencia para determinar si se encuentran por arriba o por debajo de ciertos niveles poblacionales. En el ámbito del manejo de recursos pesqueros, estos valores han sido denominados como puntos de referencia.

Un punto de referencia se define como un valor convencional, derivado de análisis técnicos, que representa el estado de una pesquería o población, y cuyas características se cree que son útiles para el manejo de un stock (Caddy y Mahon, 1995).

Los puntos de referencia comenzaron siendo un criterio conceptual que implica de manera general el objetivo de manejo de una pesquería. Para implementar el manejo de una pesquería debe ser posible convertir estos puntos de referencia conceptuales en puntos de referencia técnicos que pueden ser cuantificados sobre la base de las características biológicas de la pesquería; de hecho, la elección de cualquier punto de referencia que se derive de un modelo, implica que el fundamento matemático de dicho modelo refleja lo más fielmente posible la dinámica de la población.

Los puntos de referencia técnicos que han sido propuestos para la explotación racional de las pesquerías, en términos de su aplicación, han sido ubicados en dos categorías: *Puntos de Referencia Objetivo* (PRO) y *Puntos de Referencia Límite* (PRL). Tradicionalmente, un punto de referencia objetivo es aquel que se considera como indicador del estado del recurso y que es un objetivo deseable para el manejo. Los puntos de referencia objetivos requieren un seguimiento activo y un oportuno reajuste de las medidas de manejo. También requieren de la atención de los efectos que tienen una variedad de fuentes de incertidumbre en los estimados de estos valores y en el estado del stock (Caddy y Mahon, 1995).

Para poder proteger el recurso y la industria pesquera contra daños a largo plazo, es importante definir y acordar una “área crítica” que indique cuándo la continuidad en la producción del recurso está en peligro y dónde se requiere una intervención, como reducir el esfuerzo o la mortalidad por pesca. Los puntos de referencia que advierten cuándo dicha zona está por ser traspasada son conocidos como puntos de referencia límite (OSB, 1998).

Existen otros tipos de puntos de referencia que pueden ser incluidos como PRO o PRL, dependiendo de su propósito. Estos son los puntos de referencia biológicos (PRB). Al igual que los casos anteriores, son cantidades calculables que describen el estado de una población, tomando como base las características de la historia de vida de un stock y pueden ser referidos en función de la biomasa del stock o de la tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ). En el Cuadro 1, se resumen los puntos de referencia más comunes que pueden ser derivados de los modelos de biomasa dinámica.

El  $MRS$ , sus niveles equivalentes en biomasa ( $B_{MRS}$ ), esfuerzo ( $E_{MRS}$ ) y mortalidad por pesca ( $F_{MRS}$ ) fueron formulados inicialmente para el modelo simétrico de Schaefer, por lo tanto la correspondencia de estos puntos de referencia con otros planteamientos dependerá del modelo

de producción que se utilice (e.g. Fox, 1970). Sobre las equivalencias de los puntos de referencia existe considerable literatura (Hilborn y Walters, 1992; Polacheck *et al.*, 1993).

El punto de referencia  $F_{0.1}$  ha sido definido como la mortalidad por pesca en la cual la pendiente de una línea tangencial a la curva de producción es un décimo de su valor en el origen. Otra forma de calcular el  $F_{0.1}$  es multiplicar el parámetro  $r$  por 0.45 (Chen y Montgomery, 1998). Se ha comprobado que es conveniente utilizar el  $F_{0.1}$  como PRO ya que siempre se encuentra por debajo del  $F_{MRS}$  y por lo tanto serviría para no sobrepasar el PRL del MRS (OSB, 1998).

**Cuadro 1.** Principales puntos de referencia derivados del modelo de biomasa dinámica de Schaefer.

Punto de Referencia	Categoría	Fórmula
$MRS$	Límite	$rK/4$
$B_{MRS}$	Límite (PRB)	$K/2$
$E_{MRS}$	Límite	$r/2q$
$F_{MRS}$	Límite (PRB)	$0.50*r$
$F_{0.1}$	Objetivo (PRB)	$0.45*r$

$MRS$ =Máximo Rendimiento Sostenible,  $B_{MRS}$ =Biomasa en el  $MRS$ ,  $E_{MRS}$ =Esfuerzo para alcanzar el  $MRS$ ,  $F_{MRS}$ =Mortalidad por pesca en el  $MRS$ ,  $F_{0.1}$ =10% de la pendiente original en la relación  $F$  vs Captura, PRB=punto de referencia biológico,  $r$ =tasa intrínseca de crecimiento poblacional,  $K$ =capacidad de carga de la población,  $q$ =coeficiente de capturabilidad.

Utilizar modelos que suponen condiciones en equilibrio para calcular los puntos de referencia, implica que el rendimiento representado en la curva de producción puede obtenerse sólo cuando se aplica el esfuerzo correspondiente durante los años necesarios para alcanzar dicha condición. Sin embargo, es erróneo suponer que cierto nivel de esfuerzo o mortalidad por pesca mantenga indefinidamente un rendimiento sin tener en cuenta las condiciones ambientales (Getz *et al.*, 1987).

### 1.3. Antecedentes

El uso de los modelos de biomasa dinámica ha sido común a lo largo de la historia. Desde sus primeras aplicaciones en recursos pesqueros del Mar del Norte (Graham, 1935) se han convertido la herramienta principal para la evaluación de muchas pesquerías en el ámbito mundial, particularmente para los análisis realizados por agencias dedicadas a la pesquería de túnidos (Schaefer, 1954) (Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (ICCAT), para la Comisión Interamericana del Atún Tropical (IATTC), para agencias que explotan peces de pico y merluza, tal como la Comisión Internacional de Pesquerías del Atlántico Sureste (ICSEAF) y más recientemente, para la Comisión Internacional del Lenguado del Pacífico (IPHC) (Hilborn y Walters, 1992; Hilborn y Mangel, 1997; OSB, 1998).

En México, también ha sido común el uso de modelos de biomasa dinámica. Arreguín-Sánchez (1991), desarrolló un método basado en el modelo de Schaefer para estimar el tiempo de recuperación de distintas poblaciones sujetas a explotación (pulpo y mero en el Banco de Campeche y abulón amarillo en la península de Baja California). En Colima, Cruz - Romero *et al.* (1996) aplicaron los modelos de Schaefer y Fox a los datos de las principales familias que componen la captura comercial del Estado para calcular el potencial de producción de la actividad.

En 1998, El Instituto Nacional de la Pesca (INP) emitió una publicación donde se revisa el estado de salud de las principales pesquerías del País. Muchos de los análisis aplicados en estas evaluaciones se basan en modelos de biomasa dinámica (camarón, abulón y erizo entre otras) (INP, 1998).

Más recientemente Del Monte-Luna *et al.*,(1998), analizó el desempeño de los modelos de Schaefer y Fox en su forma lineal, aplicándolos a la pesquería de huachinango registrada en La Cruz de Huanacastle, Nayarit.

En lo que respecta a los procedimientos de estimación, Walters y Hilborn (1976), desarrollan el *error de observación* como una forma de resolver el modelo y calcular sus parámetros. Ludwig y Walters (1986) proponen el *error de proceso* como un algoritmo alternativo al error de observación (Polacheck et al., 1993)

El concepto de error de proceso se refiere a incorporar a un modelo la incertidumbre asociada a los sucesos naturales que hacen variar sus parámetros (tasas de mortalidad, natalidad, migración, cambios ambientales, etc.). El error de observación introduce la incertidumbre relacionada con la medición de las variables (Hilborn y Mangel, 1997).

A pesar de que hoy en día existen varios trabajos enfocados en los méritos de utilizar error de proceso o de observación, no existen resultados totalmente concluyentes. No obstante, algunos autores hacen comparaciones cualitativas entre ambos procedimientos (Hilborn y Walters, 1992; Prager, 1994; Punt y Hilborn, 1996; Hilborn y Mangel, 1997).

#### **1.4. Justificación**

El presente estudio se deriva de una investigación llevada a cabo por el Instituto Nacional de la Pesca (INP), con la cooperación de la Estación de Biología Marina y Pesquera de Nayarit, entre otros centros regionales, como aportación a un proyecto nacional cuyo objetivo es evaluar los recursos pesqueros prioritarios de México.

Desde 1997, La Estación de Biología comenzó a recabar datos estadísticos sobre la pesca ribereña en La Cruz de Huanacastle, el principal puerto de desembarque de huachinango en el Estado. En 1998, esta especie fue designada por el INP como un recurso de prioridad nacional. Para ese mismo año, se contaba ya con series históricas de captura y esfuerzo del recurso (1987-1997) y con algunos análisis sobre la composición de la captura comercial registrada en la región (Del Monte-Luna *et al.*, 1999). Sin embargo no existía una evaluación que involucrara explícitamente las características biológicas de la población o planteamientos cuantitativos para el manejo de la pesquería. Tampoco se contemplaba un ejercicio de comparación entre dos versiones de un mismo modelo en su forma dinámica, utilizando distintos algoritmos de solución y su relación con los métodos de ajuste.

En el presente trabajo se plantea una solución a estas incógnitas, se establece la relación entre la estructura y función de los modelos y con esta base se proponen algunas medidas tendientes al manejo de la pesquería.

La importancia de este análisis se concentra en dos puntos:

(1) En la literatura prácticamente no hay evidencia suficiente que indique el grado de eficiencia comparativa entre modelos de biomasa dinámica utilizando distintos procedimientos de estimación. Lograr establecerla mediante una confrontación entre diferentes planteamientos, permitiría obtener un mejor entendimiento no sólo de los modelos de biomasa dinámica sino de cualquier modelo de dinámica de poblaciones que se valga de estos métodos (Prager, 1994).

(2) La comparación entre los modelos, los métodos de ajuste y el cálculo de los puntos de referencia que de ellos se deriven, serán útiles para evaluar una pesquería de importancia nacional como es la de huachinango.

#### **1.4.1. El recurso**

En México, el huachinango no tiene problemas de demanda entre el público consumidor. El hecho de estar catalogado como una especie fina o de primera, permite que las capturas ofrecidas tengan demanda inmediata, reportando mejores ingresos al pescador y, por consiguiente, es hacia ella donde se dirige el esfuerzo pesquero.

A pesar de que el huachinango ocupa el lugar número 23 de 50 especies en cuanto a volumen de captura, es el 10° lugar según su valor comercial, precedido por recursos como el camarón, langosta y atún (SEMARNAP, 1997).

En el litoral del Pacífico, Nayarit es el cuarto estado más importante en cuanto a captura de huachinango, contribuyendo con un 11% a la producción pesquera del recurso (equivalente a 300 toneladas para 1997). De este porcentaje, la actividad pesquera en La Cruz de Huanacastle, determina el comportamiento de la captura en el Estado ya que aporta en promedio más del 50% (Del Monte-Luna, 1999)

Con respecto al valor económico, la captura de huachinango en Nayarit para 1997 significó un ingreso del orden de 8 millones de pesos, con una cotización de 28 pesos por kilogramo.

Debe hacerse la aclaración de que los datos de la serie histórica del anuario estadístico 1997, difieren marcadamente en algunos años cuando se comparan con los datos que se obtienen en



la entidad a partir de los avisos de arribo, que para fines de los análisis aquí presentados, serán los que se utilicen por considerar que tienen una menor desviación con respecto a la realidad.

### 1.5. La especie

Desde el punto de vista taxonómico, el huachinango (*Lutjanus peru*) pertenece al Orden Perciformes y dentro de éste a la Familia Lutjanidae, en la cual (Allen, 1994) incluye 17 géneros y 103 especies. Para el Pacífico mexicano, registra la presencia de 10 especies.

La especie fue descrita primeramente por Nichols y Murphy (1922) como *Neomaenis peru*, sin embargo ese mismo año la reclasificaron como *Lutjanus peru*, nombre que se utiliza hasta la fecha (Froese y Pauly, 1997).

En el Pacífico, el huachinango se distribuye a lo largo de las tres provincias zoogeográficas de la región centro-oriental mencionadas por Hendrickx (1995): Provincia de Cortés, desde Bahía Magdalena a Bahía de Banderas; Provincia Mexicana, hasta Bahía Tangola-Tangola y Provincia Panámica, hasta el límite sur del Pacífico Centro Oriental.

Los lutjánidos están estrechamente asociados a fondos de la plataforma continental, en los que se esconden y de los que usualmente obtienen su alimento, por lo cual se les incluye dentro de los peces demersales. Pueden habitar desde fondos blandos en aguas costeras hasta profundidades considerables, incluso algunas especies viven en estuarios, pero por lo general requieren la presencia de arrecifes o bajos de índole rocosa y/o coralina. Se ha observado que los lutjánidos se agregan en cardúmenes de varias decenas de individuos en áreas costeras rocosas en profundidades entre 50 y 90 m (Thompson y Munro, 1974).

Gran parte de los estudios hechos sobre el crecimiento de los lutjánidos, indican que son especies de vida larga con tasas lentas de crecimiento. Llegan a vivir hasta 20 años y alcanzan tallas máximas que se reportan de 63 cm (Espino-Bar *et al.*, 1997) a 91 cm (Rocha, 1991).

Con respecto a su actividad trófica, los lutjánidos se consideran peces depredadores que ocurren comúnmente en hábitats bentónicos a lo largo de los océanos tropicales y subtropicales del mundo, enfocando sus preferencias hacia peces y cangrejos y en menor proporción estomatópodos, langostas y cefalópodos (Acero y Garzón, 1985).

### **1.5.1. La Pesquería**

La captura del huachinango se efectúa a lo largo de la zona ribereña de Nayarit en una franja a partir de la costa que se extiende de 15 a 20 km aproximadamente.

A pesar de que la actividad se lleva a cabo durante todo el año, puede estar limitada por la temporada de perturbaciones tropicales (de septiembre a noviembre) y por la época de menor afluencia turística en la región (marzo, abril y diciembre).

Las embarcaciones utilizadas en la pesquería son las nombradas “menores”, en su mayoría construidas con fibra de vidrio con eslora de 5 a 8 m y motor fuera de borda de potencia variable que puede ir de 45 a 75 Hp, aunque el más común es de 55 Hp.

Los productores están organizados en sociedades cooperativas de producción pesquera, permisionarios y pescadores independientes. En 1997 y 1998, en La Cruz de Huanacastle se registraron 12 sociedades cooperativas y permisionarios y 40 pescadores independientes.

En la actividad de extracción intervienen distintos artes de pesca, pero los más comunes entre los pescadores de la región son el cordel y la red agallera.

## **2. Objetivo**

### **2.1. Objetivo general**

- Comparar el desempeño de los modelos de biomasa dinámica mediante distintos procesos de estimación y de acuerdo al mejor ajuste, evaluar la pesquería de huachinango en Bahía de Banderas, Nayarit.

### **2.2. Objetivos específicos**

- Confrontar los modelos de biomasa dinámica de Schaefer y Fox aplicados a los datos de captura, esfuerzo y CPUE de la pesquería del huachinango registrados en La Cruz de Huanacastle, Nayarit, utilizando distintos procedimientos de estimación, con el fin de

determinar el desempeño de cada uno de acuerdo a su estructura, función, método de ajuste y coherencia con las características del recurso.

- Con base en el resultado de la confrontación, calcular los principales puntos de referencia derivados del mejor ajuste y, sobre esta base, sugerir medidas de manejo para la pesquería.

### 3. Materiales y método

#### 3.1. Los datos

Los análisis realizados en el presente trabajo se basan en la información procedente de los avisos de arribo de la Oficina de Pesca de La Cruz de Huanacastle, Nayarit, durante el periodo 1987-1997. Los valores anuales de captura, esfuerzo y CPUE se muestran en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Valores de captura, esfuerzo y CPUE de huachinango en La Cruz de Huanacastle, Nayarit, para el periodo 1987-1997.

Año	Captura (toneladas)	Esfuerzo (viajes)	CPUE (kg/viaje)
1987	84	2718	22
1988	204	4370	41
1989	165	4742	25
1990	205	5049	29
1991	189	1551	109
1992	282	1832	143
1993	382	2985	135
1994	270	3982	63
1995	307	2469	111
1996	325	2804	112
1997	195	1408	145

Fuente: avisos de arribo de la Oficina de Pesca en La Cruz de Huanacastle, Nay.

Los datos anuales de captura y esfuerzo se obtuvieron sumando los valores mensuales de cada variable y son expresados en toneladas y viajes respectivamente, asumiendo que un aviso de arribo equivale a una unidad de esfuerzo (viaje).

Los valores anuales del índice de abundancia, se calcularon como el promedio anual del cociente entre la captura y el esfuerzo mensuales, cuyas unidades se expresan en kg/viaje. La razón de utilizar el promedio en lugar de la suma, obedece a que el cálculo del índice de abundancia no tiene un efecto aditivo como en los casos anteriores.

El ajuste de los modelos, la estimación de los parámetros y los puntos de referencia así como el cálculo de la incertidumbre, se realizó en el paquete comercial de computación Excel.

### 3.2. Algoritmos para resolver los modelos

Los modelos (3), (4) y (6) son presentados de tal manera que sus componentes (el índice relativo de abundancia y los cambios en la biomasa) son calculados sin error, es decir, de manera determinística. Se ha reconocido que al incorporar explícitamente la incertidumbre en los modelos, se obtienen estimaciones más eficientes de los parámetros (Hilborn y Mangel, 1997). En virtud de esto, se han desarrollado varias propuestas para plantear las ecuaciones de una forma estocástica, esto es, añadiendo términos de error. Los dos tipos de error más comúnmente utilizados son el error de proceso y el error de observación.

Añadiendo error de proceso al modelo de Schaefer éste queda expresado como:

$$(7) \quad \hat{B}_{t+1} = \left[ B_t + rB_t \left( 1 - \frac{B_t}{K} \right) - C_t \right] W_t$$

y agregando error de observación

$$(8) \quad I_t = (qBt)V_t$$

y el modelo de Fox:

$$(9) \quad \hat{B}_{t+1} = \left[ B_t + rB_t \left( 1 - \frac{\ln(B_t)}{\ln(K)} \right) - C_t \right] W_t$$

La incorporación del error de observación al modelo de Fox también se expresa mediante la ecuación (8).

donde  $\hat{B}_{t+1}$  es la biomasa estimada del año siguiente,  $W_t$  y  $V_t$  son el error de proceso y observación y se definen, respectivamente, como

$$(10) \quad W_t = \exp\left(Z_t \sigma_w - \frac{\sigma_w^2}{2}\right)$$

y

$$(11) \quad V_t = \exp\left(Z_t \sigma_v - \frac{\sigma_v^2}{2}\right)$$

donde  $Z$  es una variable aleatoria con distribución normal, media 0 y desviación estándar  $\sigma_w$  y  $\sigma_v$ , respectivamente. Sin embargo, se ha demostrado que en el manejo de pesquerías, es preferible asumir una distribución de tipo logarítmica – normal (Hilborn y Mangel, 1997) ya que este tipo de distribución estabiliza la varianza (Hilborn y Walters, 1992). En virtud de que es prácticamente imposible implicar ambos términos de error al mismo tiempo, deben tratarse por separado (Hilborn y Walters, 1992).

### 3.2.1. Error de proceso

La estimación mediante error de proceso se basa en dos suposiciones: (1) que las observaciones sean hechas sin error ( $V=0$ ), de manera que la relación  $I_t/q$  representa la biomasa real, y (2) que el error queda implícito en la ecuación de la biomasa, haciendo que su predicción dependa del índice de abundancia observado ( $I_t$ ). (ec. 3). Para el modelo de Schaefer, las ecuaciones que incorporan el error de proceso son:

$$(12) \quad \hat{B}_{t+1} = \left[ \frac{I_t}{q} + r \frac{I_t}{q} \left( 1 - \frac{I_t}{Kq} \right) - C_t \right] W_t$$

y para el modelo de Fox es

$$(13) \quad \hat{B}_{t+1} = \left[ \frac{I_t}{q} + r \frac{I_t}{q} \left( 1 - \frac{\ln(I_t/q)}{\ln(K)} \right) - C_t \right] W_t$$

A partir de (12) y (13), la ecuación que se utilizó para calcular el índice de abundancia estimado fue

$$(14) \quad \hat{I}_t = q\hat{B}_t$$

Los parámetros que se evaluaron de los modelos (12) y (13) son  $r$ ,  $K$  y  $q$ . Punt y Hilborn (1996), sin embargo, señalan que es común utilizar parámetros fijos, basados en comparaciones entre la misma especie en lugares diferentes o con especies similares, para hacer más sencillo y eficaz el proceso de estimación. En el presente trabajo, se utilizó como parámetro fijo la tasa intrínseca de crecimiento del huachinango en el estado de Colima, que corresponde a un valor de 0.19 (Espino-Barr, com. pers. INP), lo que reduce a dos el número de parámetros a estimar. El valor considerado de la tasa intrínseca de crecimiento es muy similar al obtenido en un estudio reciente realizado por el INP acerca del estado de salud del huachinango en los estados de Colima, norte de Jalisco y Nayarit (INP, 1999 en prensa).

### 3.2.2. Error de observación

En la estimación mediante error de observación, al contrario que el caso anterior, se asume que el modelo de la dinámica de la población no contiene error y que éste ocurre en la relación entre el índice de abundancia y la biomasa. El modelo de Schaefer con error de observación se plantea como

$$(15) \quad \hat{B}_{t+1} = \hat{B}_t + r\hat{B}_t \left( 1 - \frac{\hat{B}_t}{K} \right) - C_t$$

y el modelo de Fox

$$(16) \quad \hat{B}_{t+1} = \hat{B}_t + r\hat{B}_t \left( 1 - \frac{\ln(\hat{B}_t)}{\ln(K)} \right) - C_t$$

Al igual que en el error de proceso, el índice de abundancia estimado se calculó mediante la ecuación (14).

Este enfoque asume también que el stock no estuvo sujeto a explotación antes del comienzo de la serie histórica, lo que implica que la biomasa inicial es igual a la biomasa correspondiente a la capacidad de carga o  $\hat{B}_{t,0} = K$ . Los datos de CPUE, no obstante, muestran que la biomasa inicial pudo haber sido menor que  $K$  (Fig. 3) lo que significa, en el contexto de los modelos, que el recurso se pescaba antes de comenzar los registros. Por lo tanto, el cálculo de la biomasa inicial añade un parámetro más, denominado como nivel de agotamiento ( $na$ ), que representa la fracción de  $K$  que ha sido extraída del stock desde el comienzo de la pesquería hasta el primer registro. La fórmula que se utilizó para relacionar la biomasa inicial con el nivel de agotamiento es  $\hat{B}_{t,0} = K * na$ .

Ya que en el error de observación  $q$  no participa en el cálculo de la biomasa, se obtuvo analíticamente mediante la ecuación (17) propuesta por Punt (1988):

$$(17) \quad \hat{q} = \exp \left( \frac{1}{n} \sum_{t=1}^n [\ln(I_t) - \ln(\hat{B}_t)] \right)$$

Utilizando error de observación, los parámetros que se estimaron a partir de los modelos (15) y (16) son  $K$  y  $na$ . El parámetro  $r$  se fijó en 0.19.

Existen algunas diferencias operacionales cuando se compara el error de proceso con el error de observación. Primero, se cambia la ecuación que predice la biomasa, de manera que la biomasa estimada depende de  $I_t$  en lugar de  $\hat{I}_t$ . Segundo, no es necesario estimar la biomasa inicial. Tercero, con el error de proceso sólo pueden utilizarse observaciones consecutivas. Si se desconoce el índice de abundancia para periodos sucesivos, no es posible predecir  $I_{t+1}$  a partir de  $I_t$ . Adicionalmente, con este tipo de error no existe solución analítica para el parámetro  $q$ .

### 3.3. Método de ajuste

Una vez obtenido el índice de abundancia (14) mediante cualquiera de los dos algoritmos, se comparó con el índice observado para tener una medida del desempeño del modelo, es decir, del error, el cual se define como

$$(18) \quad e = \ln(I_t) - \ln(\hat{I}_t)$$

Ya que la ecuación (18) se expresa de la misma forma en el error de proceso y de observación, tanto  $W$  como  $V$  pueden representarse con el término  $e$ .

El uso de la función logarítmica en el cálculo del error obedece a que a veces se manejan números muy pequeños y por medio de la conversión, pueden quedar en magnitudes más grandes y comparables.

Con el propósito de hacer mínimo el término de error, el modelo tiene que ser ajustado mediante algún procedimiento numérico, para lo cual existen varios métodos. La mayoría de los estudios recientes mejor elaborados para ajustar modelos cuantitativos, se llevan a cabo mediante la *máxima verosimilitud*. La idea básica detrás de este concepto, es encontrar el valor de los parámetros que sean más consistentes con los datos observados (Tabachnick y Fidell, 1996).

Utilizando el criterio de la verosimilitud, se puede dar solución a la confrontación entre modelos distintos que traten de explicar el mismo fenómeno, utilizando los mismos datos. De igual forma, el método de máxima verosimilitud permite calcular la incertidumbre en la estimación de los parámetros mediante *perfiles de verosimilitud*, y probar distintas hipótesis acerca del valor de estos parámetros (Hilborn y Mangel, 1997).

Como se mencionó, debido a que el error puede tratarse de valores muy pequeños, se utiliza también el logaritmo de la verosimilitud, llamada verosimilitud logarítmica o *función de apoyo* (Hilborn y Mangel, 1997), que describe la distribución del error  $W$  y  $V$ . La función de verosimilitud logarítmica se define como:

$$(19) \quad L = -\frac{1}{2} \ln(2\pi) - \frac{1}{2} \ln(\sigma^2) - \left( \frac{[\ln(\hat{I}_t) - \ln(I_t)]^2}{2\sigma^2} \right)$$

cuya suma a lo largo de todos los años es

$$(20) \quad L = \exp \left( \sum_{t=1}^n \left( -\frac{1}{2} \ln(2\pi) - \frac{1}{2} \ln(\sigma^2) - \left( \frac{[\ln(\hat{I}_t) - \ln(I_t)]^2}{2\sigma^2} \right) \right) \right)$$



Es de esperarse que la magnitud de la verosimilitud logarítmica tanto individual como aditiva sea pequeña al igual que el error, lo que en este caso dificulta los cálculos que implica el proceso de ajuste. Para compensar el efecto de los logaritmos y optimizar el método de aproximaciones sucesivas que se usa para estimar los parámetros, se aplicó la función exponencial (20) a la suma de las verosimilitudes individuales (19), haciendo más apreciable la diferencia entre varias respuestas durante el proceso.

$$(21) \quad \sigma = \sqrt{\frac{1}{n} \prod_{t=1}^n (\ln(I_t) - \ln(\hat{I}_t))^2}$$

En las ecuaciones (19) y (20) aparece un nuevo término,  $\sigma$  (desviación estándar de  $W$  y  $V$ ), el cual se introduce como un parámetro adicional que vincula los parámetros con la función de verosimilitud y con el error. La función de verosimilitud indicada en la ecuación (18) queda enlazada con el modelo de modo tal que al hacerla máxima, la magnitud del término de error automáticamente disminuye. El valor para  $\sigma$  se obtuvo analíticamente mediante la ecuación (21)

De esta forma, se tiene todos los componentes necesarios para aplicar los modelos: los parámetros, los algoritmos de solución y el método de ajuste. En la Figura 2, se muestra en forma de diagrama de flujo, la relación entre estos componentes. Cabe aclarar que el diagrama representa el seguimiento y la relación de cada elemento utilizado para aplicar y ajustar el modelo y no el planteamiento teórico de las ecuaciones.

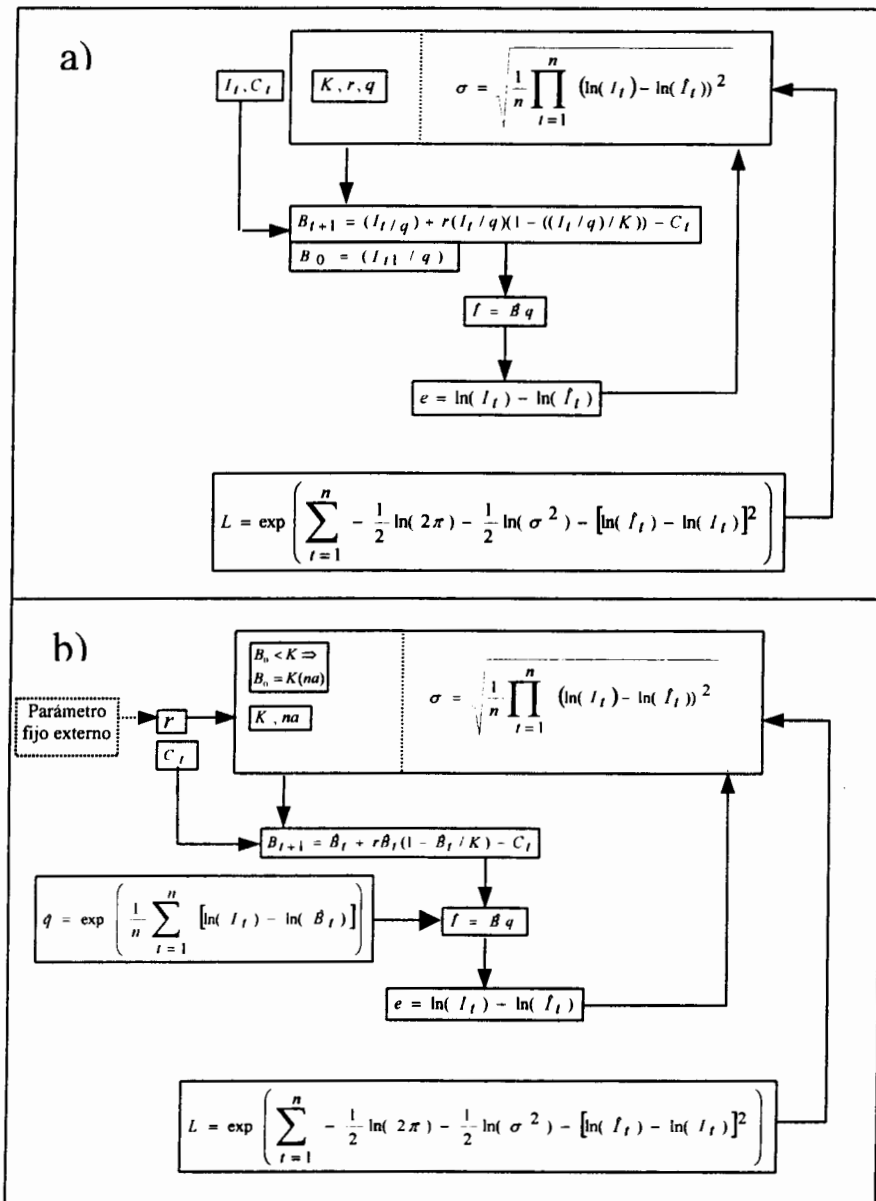
La rutina que se siguió para ajustar los modelos fue la siguiente:

---

#### Rutina 1

1. Introducir los datos de captura y CPUE en la hoja de cálculo
  2. Introducir valores "semilla" para los parámetros  $K$  y  $q$  ( $K$  y  $na$  en el caso de la solución mediante error de observación).
  3. En la estimación con error de observación, calcular el valor de la población inicial como  $K(na)$  (no es necesario para la estimación con error de proceso).
  4. Calcular el tamaño de la población para los años siguientes usando las ecuaciones (12) y (13) para el error de proceso, y las ecuaciones (15) y (16) para el error de observación.
-

5. En el caso del error de observación, calcular  $q$  mediante la ecuación (17)
6. Calcular el índice de biomasa utilizando la ecuación (14) (para ambos casos).
7. Determinar el error para cada año por medio de la ecuación (18).
8. Calcular la verosimilitud logarítmica de cada error usando la ecuación (19).
9. Sumar las verosimilitudes logarítmicas individuales aplicando la ecuación (20).
10. Agregar el término  $\sigma$  como nuevo parámetro a estimar, calculado mediante la ecuación (21).
11. Mediante algún método iterativo, hacer máximo el resultado de la ecuación (20) modificando los parámetros establecidos de acuerdo al algoritmo de solución.



**Figura 2.** Diagrama de flujo de la estructura del modelo de biomasa dinámica de Schaefer con error de proceso (a) y con error de observación (b), ajustado mediante el método de máxima verosimilitud.

### 3.4. Cálculo de la incertidumbre

Como se señaló con anterioridad la verosimilitud, además de utilizarse para ajustar los modelos, también sirve para tener una medida de la incertidumbre de los parámetros estimados y de las cantidades que de ellos se deriven.

Gracias a que la función de verosimilitud se basa en una distribución de probabilidad, es posible establecer una medida de la incertidumbre en el ajuste de los modelos: dentro de un rango de diferentes hipótesis acerca de algún parámetro aquel que hace máxima dicha función es el más probable y el resto de las hipótesis que se encuentren por arriba o por debajo tendrán un valor de verosimilitud menor y, por consiguiente, serán menos probables. Este parámetro también es conocido como *Estimado de Máxima Verosimilitud (EMV)* (Hilborn y Mangel, 1997),

El cálculo de la verosimilitud de distintas hipótesis acerca de un *EMV* en particular, o de un punto de referencia consiste en encontrar la verosimilitud correspondiente a través de los posibles valores del parámetro que sean distintos al *EMV*. Para llevar a cabo este procedimiento se aplicó la rutina que se indica a continuación:

---

#### Rutina 2

1. Introducir los límites superior e inferior, y el intervalo entre ellos, del parámetro deseado ( $K$  y  $q$  en el caso de error de proceso, y  $K$  y  $na$  en el error de observación).
  2. Fijar el parámetro en su límite inferior.
  3. Hacer máximo el valor de la función de verosimilitud calculando a través de todos los posibles valores del parámetro.
  4. Presentar el resultado de forma gráfica o tabular del valor del parámetro y su verosimilitud correspondiente.
  5. Incrementar el valor del parámetro conforme a los intervalos elegidos y repetir los pasos 3 y 4.
- 

De este modo se obtuvo un perfil de verosimilitud de los parámetros estimados, que es una representación gráfica de la verosimilitud asociada tanto al *EMV* como a los posibles valores que pueda presentar.

Debido a que las unidades de la verosimilitud pueden ser muy diferentes, se normalizaron considerando la máxima verosimilitud de cada parámetro como la unidad, de esta forma fue posible comparar los perfiles entre los modelos y dentro de los modelos.

Los puntos de referencia expresados en términos de mortalidad por pesca ( $F$ ) se obtuvieron considerando que ésta es proporcional al esfuerzo pesquero ( $E$ ) y al coeficiente de capturabilidad  $q$ :

$$(22) \quad F = Eq$$

### 3.5. Selección del modelo

Una vez aplicadas las rutinas, los modelos, bajos sus dos esquemas de solución, fueron sometidos a valores extremos de los parámetros  $r$  y  $K$  con el fin de conocer sus límites operativos observando el comportamiento de los términos de biomasa, producción,  $\sigma$  y verosimilitud. Las combinaciones o escenarios creados para cada tipo de error fueron: (1)  $r$  grande,  $K$  grande; (2)  $r$  pequeña,  $K$  pequeña, (3)  $r$  grande,  $K$  pequeña; y (4)  $r$  pequeña,  $K$  grande.

Finalmente, se eligió el modelo con la mayor verosimilitud y que fuera más consistente con respecto a las características del recurso y de la pesquería. A partir del modelo seleccionado, se calcularon los puntos de referencia (Cuadro 1) y sus correspondientes perfiles de verosimilitud.

## 4. Resultados

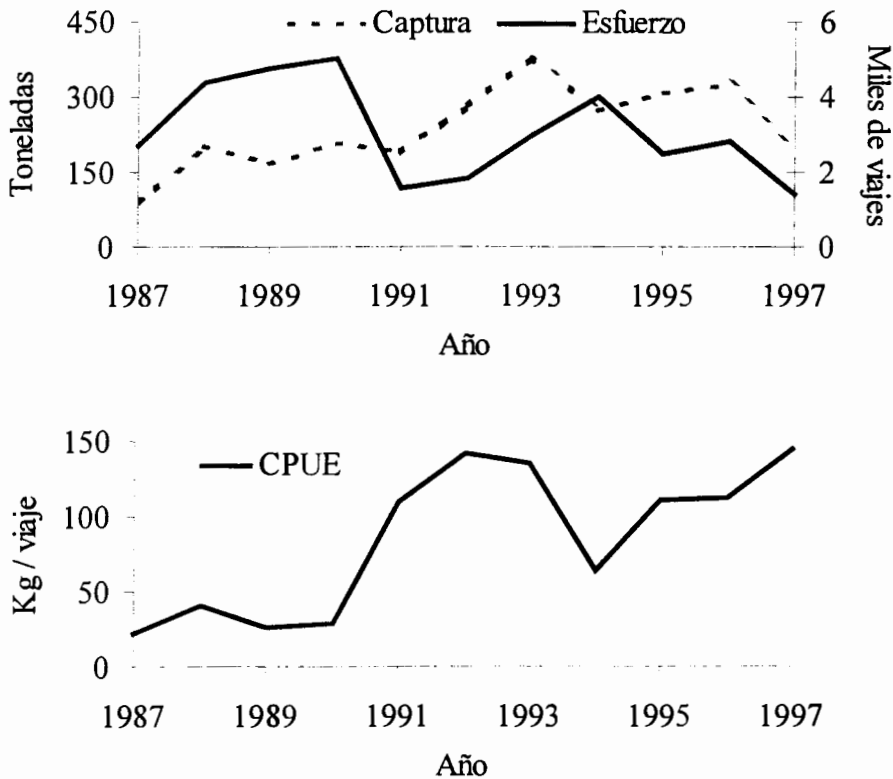
### 4.1. Series Históricas

Las series históricas de captura, esfuerzo y CPUE se presentan en la Figura 3. Las tendencias de la captura y el esfuerzo aplicado al huachinango por la flota ribereña, han mostrado cambios significativos y relativamente sincrónicos a lo largo del tiempo.

En la serie histórica de captura se observa un incremento a partir de 1991, manteniéndose la producción más o menos constante desde entonces, excepto en 1997, cuando la captura disminuye a magnitudes comparables a las del periodo previo a 1991.

Por otra parte, el esfuerzo pesquero también muestra un cambio considerable pero en sentido opuesto; a partir de 1990, hubo una reducción drástica en el esfuerzo que a pesar de haber aumentado en 1994, no volvieron a presentarse valores tan altos como en el primer periodo.

Concretamente, se puede dividir la historia de la pesquería en dos regímenes. El primero, de 1987 a 1991, caracterizado por niveles elevados de esfuerzo y bajas capturas; y el segundo, de 1991 a 1997, caracterizado por bajos niveles de esfuerzo y capturas altas.



**Figura 3.** Series históricas de captura y esfuerzo de la pesquería de huachinango en La Cruz de Huanacaxtle, Nayarit (Panel superior). Serie histórica de captura por unidad de esfuerzo (Panel inferior).

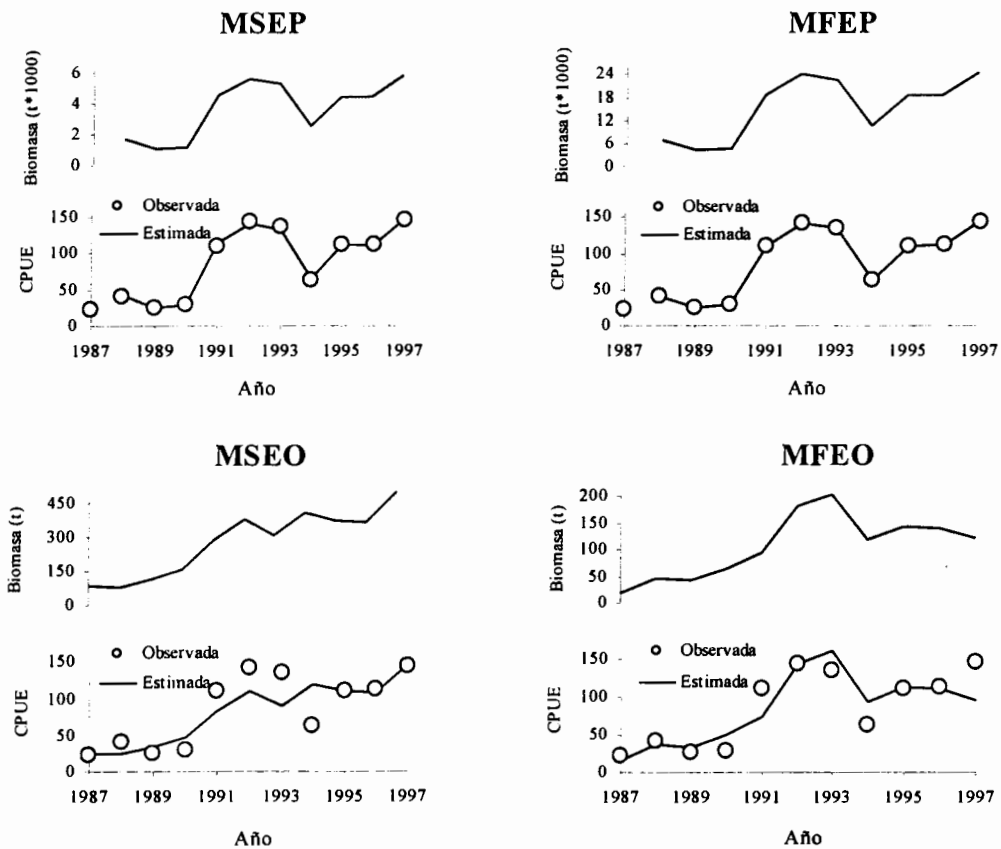
En el caso de la CPUE, es notable que los registros comienzan en un nivel bajo y, aunque con variaciones importantes de 1990 a 1994, hay una tendencia al incremento, presentándose en el

último año los valores más altos. En este caso es más complicado distinguir un cambio de régimen puesto que hay mucha variación entre los niveles de CPUE de 1987 a 1990 y de 1994 a 1997.

## 4.2. Estimaciones

### 4.2.1. Biomasa y CPUE

La biomasa y la CPUE calculadas por el modelo de Schaefer y el modelo de Fox mediante error de proceso y error de observación se presentan en la Figura 4. Dos rasgos se distinguen de las estimaciones de biomasa y CPUE: (1) la discrepancia en la dimensión de la biomasa calculada tanto dentro de los modelos, con los dos tipos de error, como entre las versiones del modelo; y (2) una mejor estimación de la CPUE por medio de error de proceso.



**Figura 4.** Estimaciones de biomasa y CPUE para la pesquería de huachinango, basadas en los datos de avisos de arribo de La Cruz de Huanacastle, Nayarit. MSEP=modelo de Schaefer con error de proceso, MFEP=modelo de Foz con error de proceso, MSEO=modelo de Schaefer con error de observación, MFEO=modelo de Fox con error de observación.

La magnitud de la biomasa calculada por el modelo de Schaefer con error de proceso (MSEP) es mayor en un orden de magnitud con respecto a la calculada tanto por el modelo de Schaefer (MSEO) como por el de Fox con error observación (MFEO), y casi cuatro veces menor que la del modelo de Fox con el mismo tipo de estimador (MFEP).

En general, la CPUE calculada con los dos modelos es relativamente aceptable, sin embargo, la estimación con error de proceso en ambos modelos es mucho más precisa en comparación a las estimaciones con error de observación.

#### 4.2.2. Parámetros

Al igual que en el cómputo de la biomasa y CPUE, los parámetros estimados por los dos modelos y sus algoritmos de solución muestran importantes diferencias. Por otro lado, la desproporción de la biomasa calculada entre y dentro de los modelos, naturalmente es consecuencia de la diferencia de las estimaciones del parámetro  $K$ . (Cuadro 3).

**Cuadro 3.** Parámetros calculados por el modelo de Schaefer y Fox mediante error de proceso y error de observación y verosimilitud de cada ajuste.

Parámetro/modelo	MSEP	MSEO	MFEP	MFEO
$K$	7182	280	44661	433
$r$	0.19*	2.8	0.19*	11.7
$q$	0.02	0.7	0.01	0.8
$\sigma$	0.017	0.2	0.003	0.3
$na$		0.09		0.04
$L$	4 E+11	0.9	1 E+19	0.1

$K$ =capacidad de carga de la población (t),  $r$ =tasa intrínseca de crecimiento poblacional,  $q$ =coeficiente de capturabilidad,  $\sigma$ =desviación estándar del error,  $na$ =nivel de agotamiento y  $L$ =verosimilitud. \*=parámetro fijo.

Un punto crucial durante el proceso de estimación fue la imposibilidad de ajustar los modelos con error de observación considerando fijo el parámetro  $r$ . El procedimiento de ajuste en los casos de MSEO y MFEO dio como resultado un error en el cálculo de la biomasa y consecuentemente una verosimilitud matemáticamente indeterminada. Para resolver este

problema, el parámetro  $r$ , en esos dos casos, se dejó libre (sujeto a estimación) y los modelos se sometieron nuevamente a las rutinas 1 y 2.

Al ajustar de nuevo MSEO y MFEO, el valor resultante del parámetro  $r$  en ambos modelos, si bien permitió correr el procedimiento sin errores, fue muy superior al valor fijado en MSEP y MFEP.

La correspondencia entre los parámetros estimados y los que tienen solución analítica, se aprecia en los altos valores del coeficiente de capturabilidad resultante de los ajustes con error de observación en comparación a los del error de proceso. El coeficiente  $q$  para MSEO y MFEO es casi dos ordenes de magnitud mayor que para MSEP y MFEP.

Con respecto a la verosimilitud de los ajustes, puede verse la superioridad de los algoritmos con error de proceso, que fue apreciablemente mayor que las estimaciones con error de observación. Esta preponderancia repercute instantáneamente en los valores del parámetro  $\sigma$ .

Si bien la verosimilitud de MFEP es mayor que la de MSEP y el parámetro  $q$  tiene un valor razonable comparado con otras estimaciones hechas para distintos recursos, el valor de  $K$ , y por ende la magnitud de los puntos de referencia que pudieran derivarse, son menos congruentes con las características de las series históricas de esta pesquería en comparación con los obtenidos con MSEP. Los parámetros estimados en el resto de los modelos muestran valores que son inconsistentes con los datos y las características de la especie.

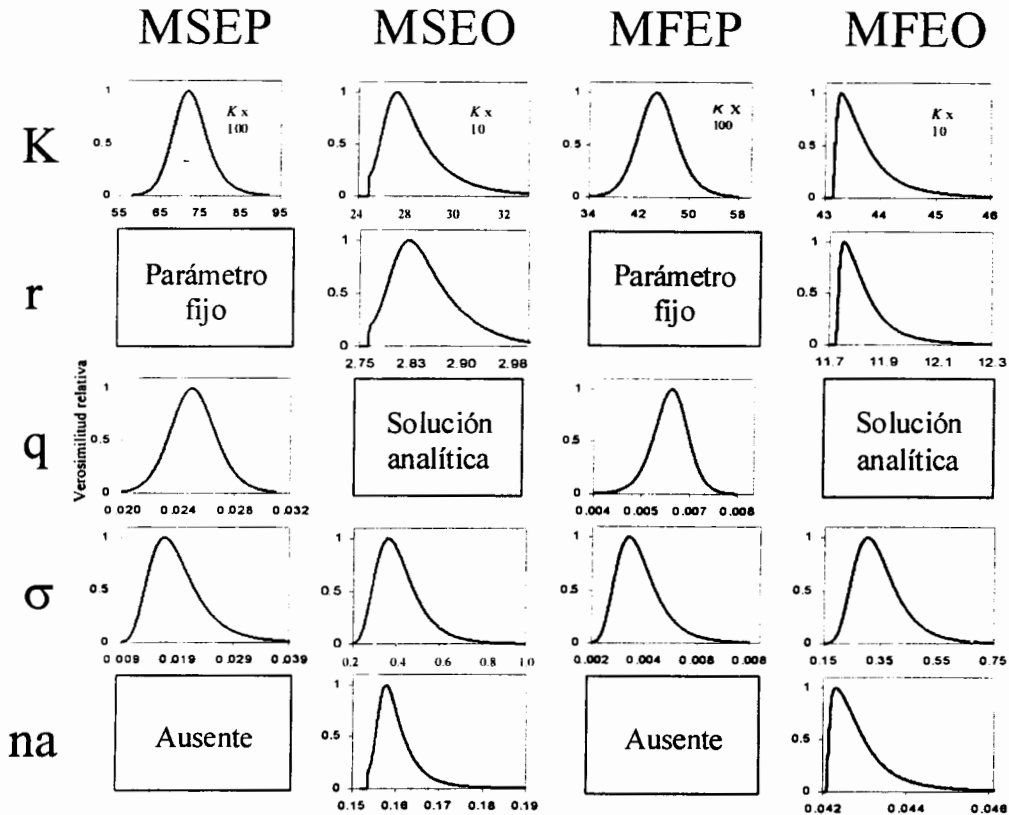
### 4.3. Perfiles de verosimilitud

En general, los perfiles de los parámetros estimados indican un buen desempeño del proceso de ajuste. La verosimilitud correspondiente a los intervalos seleccionados para los posibles valores de los parámetros, confirma toda vez que el valor del  $EMV$  resuelto por el proceso de estimación es el más coherente con los datos puesto que se encuentra en la cúspide del perfil (Fig. 5), inclusive en el caso del parámetro  $r$  para MSEO y MFEO.

Esto es especialmente cierto para los parámetros del MSEO y MFEO, cuyo cálculo está enteramente sujeto al proceso de estimación y no existe vínculo entre el modelo con algún valor real. En los perfiles de verosimilitud de dichos parámetros, se observa que los intervalos



del rango entre el valor superior e inferior son proporcionalmente más pequeños que en el resto de los casos, es decir, sus perfiles son más estrechos, lo que indica que hay una menor incertidumbre con respecto a sus valores estimados.



**Figura 5.** Perfiles de verosimilitud relativa de los parámetros estimados. MSEP=modelo de Schaefer con error de proceso, MSEO=modelo de Schaefer con error de observación, MFEP=modelo de Fox con error de proceso, MFEO=modelo de Fox con error de observación,  $K$ =capacidad de carga,  $r$ =tasa intrínseca de crecimiento poblacional,  $q$ =coeficiente de capturabilidad,  $\sigma$ =desviación estándar del error,  $na$ =nivel de agotamiento.

En el caso de los perfiles de verosimilitud del parámetro  $K$  estimado mediante MSEP y MFEP con relación al estimado por MSEO y MFEO, sucede lo contrario. El rango entre el valor mínimo y máximo es, por lo menos, cinco veces más amplio y por lo tanto, su estimación menos precisa.

#### 4.4. Selección del modelo

En el Cuadro 4, se resume el límite operativo de los modelos de biomasa dinámica asumiendo error de proceso y de observación. El ajuste encontrado en MSEP y MFEO corresponde al escenario (4) y en los casos MSEO y MFEO, los ajustes coinciden con el escenario (3).

**Cuadro 4.** Comportamiento de los términos de biomasa, producción,  $\sigma$  y verosimilitud de los modelos de biomasa dinámica bajo valores extremos de los parámetros  $r$  y  $K$ , ajustados mediante error de proceso y error de observación.

	Producción		Biomasa		Sigma		Verosimilitud	
<b>EP</b>	$r \gg$	$r \ll$	$r \gg$	$r \ll$	$r \gg$	$r \ll$	$r \gg$	$r \ll$
$K \gg$	$(-)\rightarrow K$	$\rightarrow 0$	$-K$	$(1/q)-C_i$	$\sigma > 1$	$1 > \sigma > 0$	$\rightarrow 0$	$L > 1$
$K \ll$	$(-)$	$\rightarrow 0$	$(-)$	$(1/q)-C_i$	$\sigma > 1$	$1 > \sigma > 0$	$\rightarrow 0$	$L > 1$
<b>EO</b>	$r \gg$	$R \ll$	$r \gg$	$r \ll$	$r \gg$	$r \ll$	$r \gg$	$r \ll$
$K \gg$	$+ \begin{matrix} B_i < K \\ (-) B_i > K \end{matrix}$	$0$	$\rightarrow K \begin{matrix} B_i < K \\ (-) B_i > K \end{matrix}$	$K$	$< 1 \begin{matrix} B_i < K \\ \infty B_i > K \end{matrix}$	$1 > \sigma > 0$	$\rightarrow 0 \begin{matrix} B_i < K \\ \infty B_i > K \end{matrix}$	$\rightarrow 0$
$K \ll$	$+ \begin{matrix} B_i < K \\ (-) B_i > K \end{matrix}$	$\rightarrow \pm 0$	$\rightarrow K \begin{matrix} B_i < K \\ (-) B_i > K \end{matrix}$	$\rightarrow K \begin{matrix} B_i < K \\ (-) B_i > K \end{matrix}$	$< 1 \begin{matrix} B_i < K \\ \infty B_i > K \end{matrix}$	$> 1 \begin{matrix} B_i < K \\ \infty B_i > K \end{matrix}$	$\rightarrow 0 \begin{matrix} B_i < K \\ \infty B_i > K \end{matrix}$	$\rightarrow 0 \begin{matrix} B_i < K \\ \infty B_i > K \end{matrix}$

EP=error de proceso, EO=error de observación,  $r$ =tasa intrínseca de crecimiento poblacional,  $K$ =capacidad de carga,  $\gg$ =muy grande,  $\ll$ =muy pequeño,  $\infty$ =indeterminado,  $\rightarrow$ =tiende a,  $(-)$ =término negativo,  $L$ =verosimilitud.

En el caso del error de proceso, no hay condicionantes para ajustar el modelo y todas las combinaciones entre  $r$  y  $K$  son posibles, aunque sólo bajo los escenarios (2) y (4) la verosimilitud es mayor que 1. En el error de observación, en cambio, la verosimilitud positiva es siempre menor que uno y está restringida a los valores de biomasa. El único escenario que no limita la solución es (4). La verosimilitud indeterminada siempre es concomitante con valores negativos de producción.

La selección del modelo se basó en tres criterios: (1) el valor de la verosimilitud del ajuste; (2) la coherencia entre el valor de los parámetros con los datos; y (3) la coherencia entre las suposiciones del modelo y las características del recurso. El modelo seleccionado fue MSEP.

#### 4.5. Puntos de referencia

Si se desean sugerir medidas tendientes al manejo de la pesquería, resulta conveniente equiparar el valor de los puntos de referencia derivados del modelo seleccionado con los últimos datos de captura, esfuerzo y mortalidad por pesca, ya que aquellos tendrán sentido sólo si son confrontados con el estado actual de la población (Getz *et al.*, 1987) (Cuadro 5).

Los valores de captura, esfuerzo y mortalidad por pesca están en promedio 50% debajo de cualquiera de sus puntos de referencia correspondientes. Sin considerar el nivel de biomasa en *MRS*, el esfuerzo aplicado en 1997 es el que más se aproxima al valor de su respectivo punto de referencia ( $E_{MRS}$ ) (con una diferencia de 37%). La diferencia en los demás es casi del 60%. La  $B_{MRS}$  es reducida apenas en un 5% por la captura observada en 1997 y 10% por la captura más alta registrada.

**Cuadro 5.** Puntos de referencia calculados con el MSEP en comparación con el estado de la pesquería de huachinango en 1997. La captura y biomasa están expresadas en toneladas, el esfuerzo en viajes.

Variable	Estado de la pesquería en 1997	Valor calculado del punto de referencia	Punto de referencia
Captura	195	341	$MRS$
		3591	$B_{MRS}$
Esfuerzo	1408	3805	$E_{MRS}$
		0.09	$F_{MRS}$
$F$	0.04	0.08	$F_{0.1}$

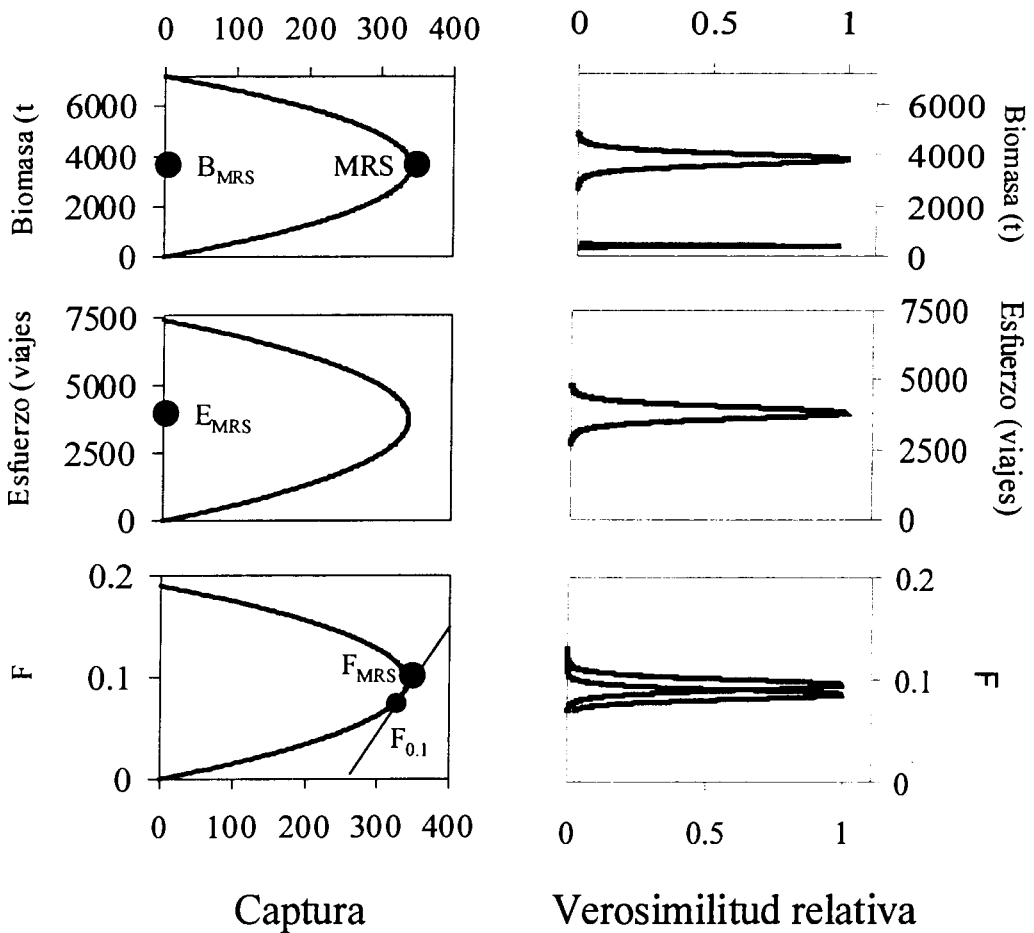
$MRS$ =Máximo Rendimiento Sostenible,  $B_{MRS}$ =Biomasa en el  $MRS$ ,  $E_{MRS}$ =Esfuerzo para alcanzar el  $MRS$ ,  $F_{MRS}$ =Mortalidad por pesca en el  $MRS$ ,  $F_{0.1}$ =10% de la pendiente original en la relación  $F$  vs captura.

Con relación a los perfiles de verosimilitud, éstos muestran una buena precisión del resultado de las estimaciones de los puntos de referencia (Fig. 6). Por ejemplo, para el  $MRS$  y el  $E_{MRS}$ , el rango en el que la verosimilitud es más significativa, digamos bajo el área visible, es de 150 toneladas y menos de 1000 viajes respectivamente. Y el rango de estos mismos puntos de

referencia con verosimilitudes mayores a 0.5 es de aproximadamente 40 toneladas y 500 viajes, lo que representa alrededor de 1/6 de sus valores originales.

### 5. Análisis

El presente trabajo giró alrededor de la correlación entre tres directrices: (1) la diferencia en las estimaciones de los modelos; (2) la selección del modelo; y (3) el manejo de la pesquería. Sin embargo deben tomarse en cuenta sistemáticamente, además de estos, otros elementos que servirán para establecer dichas relaciones.



**Figura 6.** Perfiles de verosimilitud relativa de los puntos de referencia calculados con el MSE. *MRS*=Máximo Rendimiento Sostenible,  $B_{MRS}$ =Biomasa en el *MRS*,  $E_{MRS}$ =Esfuerzo para alcanzar el *MRS*,  $F_{MRS}$ =Mortalidad por pesca en el *MRS*,  $F_{0.1}$ =10% de la pendiente original en la relación *F* vs Captura

Es necesario mencionar también que, en virtud de los pocos estudios realizados sobre los recursos pesqueros en la región, mucha de la información utilizada para apoyar los argumentos relacionados con las características históricas de esta pesquería, se obtuvo a través de comunicación verbal con los protagonistas de la actividad.

## **5.1. Los Datos**

El sistema de los avisos de arribo asume que los pescadores reportan la información de manera oportuna y completa. En la realidad, sin embargo, es una práctica habitual no registrar toda la captura, registrar más de la extraída o rezagar los reportes. Esto ha convertido los avisos de arribo en uno de los métodos menos directos para estimar captura y esfuerzo. Por ello, en la literatura es común encontrar advertencias acerca de su uso como fuente de información.

En los lugares donde se han hecho evaluaciones, muchas de éstas siguen dependiendo de la calidad y cantidad de los datos; y si éstos son escasos o inapropiados, convierten al manejo por medio de puntos de referencia en un hecho problemático, ya que cuando no se capta toda la información de las capturas hay una alta posibilidad de que se excedan los valores límite de mortalidad por pesca.

Con todo, dicha situación es transparente a la demanda de soluciones respecto al manejo de los recursos pesqueros. Bajo estas circunstancias, es decisiva la pertinencia de respuestas por parte de quienes están involucrados en la toma de decisiones, de tal suerte que se debe recurrir a cualquier fuente de información disponible, incluso si de antemano se sabe que contiene datos cuestionables. Es aquí donde se aprecia en su justa medida el empleo de los avisos de arribo.

### **5.1.1. Captura, esfuerzo y CPUE**

La pesca de huachinango en la Cruz de Huanacastle, es de carácter artesanal. La mayor parte de la captura proviene de sitios de pesca ubicados dentro de la Bahía de Banderas y zonas aledañas, cuya distancia a partir de la costa no supera los 20 km. Por otra parte, las operaciones de extracción se realizan a bordo de embarcaciones menores que pueden cargar hasta 800 kilogramos, aunque es raro que se cubran. De modo que, como en cualquier otra

pesquería ribereña, se obtienen capturas relativamente bajas y existe una capacidad de almacenamiento limitada. Estas condiciones posiblemente se ven reflejadas en el comportamiento de la captura y el esfuerzo durante el periodo 1987-1991, en el que se presentaron niveles de esfuerzo altos y capturas bajas.

En el puerto de La Cruz de Huanacastle, a partir de 1991, entró en operación un barco nodriza (Martín Estrada, com. pers. SSCP La Cruz de Huanacastle) que posee una mayor autonomía y capacidad de almacenamiento que las embarcaciones menores (12 toneladas), lo que puede considerarse como un cambio en la eficiencia de la flota. El papel que desempeña es acopiar y transportar las capturas de diversas embarcaciones de menor calado y cubrir las necesidades de los pescadores durante viajes prolongados. El producto, una vez desembarcado, es comercializado por medio de intermediarios, quienes se encargan de reportar la producción.

El lugar adonde dirige su esfuerzo este tipo de flota, es un banco situado a 100 km de La Cruz de Huanacastle, en Las Islas Marías, que comenzó a ser explotado recientemente. La flota permanece hasta 8 días y la pesca llega a ser del orden de 8 toneladas. Parte de esta captura es registrada por los intermediarios en la Oficina de Pesca regional en un solo aviso de arribo, lo que da como resultado una alta captura con un bajo esfuerzo.

La modificación en la eficiencia de la flota, puede estar relacionada con el cambio en el régimen de la pesquería a partir de 1991, caracterizado precisamente por presentar un aumento en las capturas y una disminución en el nivel del esfuerzo.

Dentro del mismo régimen, en 1994 se observa un descenso en el esfuerzo y un comportamiento antagónico de la captura. Estas fluctuaciones concuerdan con el ingreso a la flota de otros dos barcos nodriza con capacidad de porte de 5 toneladas. Ambas embarcaciones operan del mismo modo que la que se incorporó en 1991.

En el presente análisis, posiblemente el hecho de registrar en los avisos de arribo capturas distintas a las obtenidas no sea el problema fundamental, sino la medida del esfuerzo utilizada. Se está partiendo de la suposición de que un aviso equivale a un viaje de pesca, pero en verdad rara vez corresponden. En el caso de la flota ribereña esta apreciación puede ser válida porque la pesca con cordel o red agallera implica jornadas de 8 a 12 horas diarias y los reportes se hacen generalmente el mismo día del desembarque, de manera que el esfuerzo no

radica tanto en el tiempo que está trabajando el arte (que es constante) sino en el número de viajes que se hacen para conseguir el producto. Pero cuando se registra la actividad de los barcos nodriza como un solo viaje, en realidad está presentándose la captura de varias embarcaciones que operan en tiempo y espacio de forma distinta a las que conforman la flota ribereña, haciendo diariamente viajes más cortos y frecuentes hasta durante una semana.

Sobre esta base, el comportamiento de la CPUE quizá no indique que la biomasa esté creciendo, sino que está incorporándose captura procedente de un stock ajeno al que ejerce su esfuerzo la flota ribereña de la Cruz de Huanacastle o bien, que ambas flotas están explotando las partes accesibles de un solo stock. En cualquier caso, si se reporta un gran volumen de captura en un solo aviso de arribo, el resultado es una CPUE elevada.

La suposición de que la flota ribereña de La Cruz de Huanacastle ejerce su acción sobre un stock ajeno al que se explota en Las Islas Marías, se fundamenta en que los lutjánidos no realizan migraciones tan importantes como para mezclarse con los organismos procedentes de esa zona (Szedlmayer y Shipp, 1994) y en que las embarcaciones menores, por sí mismas, sólo pueden ejercer influencia sobre individuos de lugares cercanos y con artes de pesca similares.

En vista de que los avisos de arribo combinan registros de dos flotas con distinto poder de pesca, sobrevienen varias situaciones: (1) existe un efecto substancial en el resultado de los modelos que suponen capturabilidad constante; (2) en las evaluaciones que se valgan de datos obtenidos a partir de esta fuente, el esfuerzo está siendo subestimado y el recurso puede encontrarse más explotado de lo que se supone; (3) la CPUE resulta ser un mal indicador de la abundancia; y (4) es posible remediar el problema normalizando el esfuerzo, lo que implica un experimento que determine el poder relativo de pesca de cada flota; pero ya que esto se escapa de los objetivos del presente trabajo, solo queda hacer constar que el viaje como unidad de esfuerzo obtenido a partir de avisos de arribo es muy cuestionable.

## **5.2. Estimaciones**

Al observar el resultado de las estimaciones de biomasa y de los parámetros, la primera pregunta que surge es ¿por qué existen diferencias tan grandes en el resultado tanto de un mismo modelo resolviéndolo de distintas formas, como entre dos modelos similares? La

respuesta gira en torno al papel que juegan los parámetros dentro del modelo y éste, a su vez, en los procesos de estimación y ajuste.

La principal diferencia funcional entre el error de observación y de proceso es la forma en que se resuelve la biomasa. En el error de observación el cálculo es más autónomo, es decir, las operaciones están supeditadas a la ecuación más que a los datos y por lo tanto también están sujetas a los parámetros. Esto hace que el término de producción sea lo suficientemente sensible a la relación entre ellos como para que puedan obtenerse fácilmente estimaciones negativas de biomasa. En el error de proceso, si bien los parámetros tienen un peso importante, la estimación está determinada esencialmente por el comportamiento del índice observado, lo que permite usar rangos más amplios en el espacio  $r$ - $K$  sin comprometer la solución de la ecuación y del ajuste (Hilborn y Mangel, 1997), es decir, existe una mayor flexibilidad en el modelo. La flexibilidad que concede el error de proceso, puede verse en el comportamiento de la verosimilitud bajo los distintos escenarios (Cuadro 4).

Pero lo que se busca al aplicar la verosimilitud es que sea no sólo positiva sino que sea lo más grande posible. En el error de proceso, los escenarios que involucran una  $r$  grande cumplen con este requisito, los dos restantes tienen soluciones positivas pero menores que 1.

Cuando  $K$  es muy grande, la relación  $B/K$  tiende a cero; el modelo queda explicado principalmente por el índice y la captura, y como ésta es muy pequeña en comparación con la biomasa, el índice observado y el calculado son prácticamente iguales. Al sustituir el valor del error en la ecuación que define a  $\sigma$ , el numerador siempre será menor que el denominador ( $n=11$ ) y por lo tanto el resultado estará entre cero y uno. Cuando la función de verosimilitud logarítmica se alimenta con términos de error menores que uno, la solución es positiva, y al aplicar la función exponencial, ésta se vuelve mayor que uno (escenarios 2 y 4). En el momento en que los términos de error presenten valores negativos, la verosimilitud se vuelve menor que uno (escenarios 1 y 3).

Sin embargo, la flexibilidad que concede el error de proceso tiene consecuencias importantes. El hecho de que la verosimilitud presente soluciones positivas es producto no solo de las combinaciones entre  $r$  y  $K$  sino también del valor del parámetro  $q$ . Si éste toma valores negativos cuando el resultado de la biomasa también es negativo, el índice calculado resulta positivo y la verosimilitud continua teniendo solución, pero un valor negativo de  $q$  es



biológicamente imposible. Debido a que el ajuste admite este tipo de situaciones, es posible cualquier arreglo entre  $r$  y  $K$ . Aunque el hecho de obtener estimaciones negativas de  $q$ , no siempre es indicativo de que el propio modelo haya fallado sino que los datos pueden ser poco informativos (Punt y Hilborn, 1996).

Mediante la estimación con error de observación, tres de cuatro combinaciones se encontraron determinadas por el cálculo de biomasa, excepto el escenario (4). Bajo los tres primeros escenarios, en el momento en que  $K$  es menor que la biomasa, la relación  $B/K$  se vuelve mayor que uno y el término de producción se vuelve negativo, aumentado  $rB$  veces. La biomasa resultante también es negativa y en consecuencia el índice estimado. La falla en el ajuste surge cuando se aplica la función logarítmica, que es irreal para números negativos, dejando sin solución a  $q$ ,  $\sigma$  y la función de verosimilitud.

Por esta misma razón, en el MSEO y MFEO hubo la necesidad de liberar el parámetro  $r$  de su valor fijo y ajustar nuevamente los modelos. El valor de  $r$  no era lo suficientemente grande como para hacer que la biomasa se recuperara de un año a otro partiendo de un nivel de  $K$  de 280 y 433 toneladas respectivamente.

En el escenario (4), la magnitud de la producción compensa el efecto de la biomasa y la relación  $B/K$  es menor que uno, de manera que la ecuación es positiva y la verosimilitud siempre tiene solución.

Contrariamente al error de proceso, en el caso del error de observación las limitaciones en el espacio  $r$ - $K$  son las que tienen ventaja operativa. El ajuste no permite parámetros negativos y el resultado estará únicamente en el dominio de los números positivos.

Comparando el modelo de Schaefer y Fox, además de las diferencias en los supuestos, existen diferencias operacionales. En el modelo de Fox, la función logarítmica en la relación  $B/K$  tiene un efecto amortiguador, esto es, si existe disparidad en la magnitud entre el numerador y el denominador, el término logarítmico tiende a nivelarla, por lo que es necesario que  $K$  sea lo suficientemente grande como para hacer que el cociente no siempre tienda a uno.

En resumen, existe un compromiso entre los algoritmos para resolver el modelo con la solución del ajuste. El error de proceso permite captar las principales señales del sistema,

porque depende básicamente de las observaciones, pero también permite que los parámetros adquieran cualquier arreglo, incluso con valores negativos. El error de observación trabaja de manera más independiente de los datos, pero su funcionalidad está limitada a la combinación de los parámetros.

### 5.2.1. Incertidumbre

Para establecer la forma en que se desempeñan los modelos, también hay que examinar la reciprocidad entre el método numérico empleado para el ajuste y la función de verosimilitud. En el proceso de aproximaciones sucesivas utilizado para ajustar modelos, se comienza con una primera aproximación a la solución del problema, que sirve para calcular una segunda y ésta a su vez participa en la solución de una tercera y así sucesivamente. El proceso genera una secuencia en la que se espera converja la solución del problema (Thomas, 1972).

Cuando se emplea el método de la verosimilitud, el proceso de aproximaciones sucesivas busca sobre una superficie de respuesta la combinación entre los parámetros que haga máxima la función, indistintamente si éstos reflejan los procesos biológicos implícitos (Hilborn y Mangel, 1997), de tal suerte que si existe discrepancia en el valor de la verosimilitud o en la forma de los perfiles, es porque se trata de una solución óptima, producto de un método numérico.

La kurtosis relativamente más negativa de los perfiles de verosimilitud de los parámetros en el MSEP y MFEO en comparación con los otros ajustes, es indicativo de una menor certidumbre acerca de la estimación, sin importar la magnitud de la verosimilitud. Si los perfiles de los parámetros del MSEP y MFEO son más estrechos es porque no existe sujeción alguna entre el modelo y los datos (todos los parámetros están sujetos a estimación) y el proceso de ajuste trabaja libremente, haciendo que la combinación entre los parámetros sea la óptima bajo esas circunstancias. En el MSEP y MFEP, el parámetro  $r$  si bien vincula el modelo con un proceso real, limitando el ajuste, disminuye la certidumbre de los parámetros estimados.

### 5.3. Selección del modelo

Como regla general, el mejor modelo es aquel que presenta la mayor verosimilitud. Sin embargo, a juzgar por el resultado del ajuste, el criterio de selección del modelo no debe

radicar solo en el resultado de juegos matemáticos, sino que es preciso valerse de otras consideraciones (Sharp, 1995), como el número de parámetros sujetos a estimación y la consistencia del modelo con los datos (Hilborn y Mangel, 1997). El MSEP fue el que mejor cumplió las condiciones.

### 5.3.1. Error de proceso vs error de observación

El uso del error de proceso como algoritmo de solución en la ecuación de biomasa, invariablemente dará como resultado mejores ajustes que el error de observación gracias a que la CPUE estimada depende totalmente de la observada y a que no existen reservas en la solución de las operaciones, lo que le confiere al modelo un carácter *ad hoc* bajo cualquier situación. Aún así el MSEP arrojó resultados comparativamente más razonables. En primera instancia esto parece ventajoso; siempre y cuando se cumpla lo mejor posible el trasfondo básico del concepto que es que la CPUE refleje la abundancia real del stock (ec. 3). En este caso sin embargo, la evidencia conduce a pensar lo contrario. Las inconveniencias que conlleva usar el viaje como unidad de esfuerzo le atribuyen toda la incertidumbre a la medición de la CPUE, propiedad que es inherente al concepto del error de observación (ec. 8). Lo que entonces podría esperarse sería que el MSEO o MFEO tuvieran un mejor ajuste. Desafortunadamente tampoco fue así. El comportamiento de los datos condiciona el ajuste de forma tal que los modelos se vuelven insensibles a los cambios de la CPUE y sus salidas carecen de sentido práctico.

A la luz de los hechos ¿debe elegirse un modelo del que anticipadamente se sabe la violación de sus supuestos elementales pero cuyas salidas son congruentes con las características de la especie y la pesquería? u optar por un modelo cuyos planteamientos sean cubiertos pero sus resultados no se apeguen a las observaciones. Como sentencia puede parecer paradójico pero para fines de manejo definitivamente no lo es. Es inconcebible sacrificar conveniencia por cumplimiento; de lo contrario no puede proceder el empleo de los resultados para emitir medida alguna tendiente a la administración del recurso.

Debido a que no es fácil seleccionar entre dos estimadores basados en modelos dinámicos, en la literatura se insiste en aplicar ambos tipos de error y conforme a los resultados, elegir aquel modelo que muestre más ventajas comparativas en lo que respecta a la historia de la pesquería

y conocimiento del recurso (Punt y Hilborn, 1996). El objetivo del presente análisis es justamente ese: confrontar modelos y aplicar el más adecuado.

#### 5.4. Modelo vs modelo vs modelo

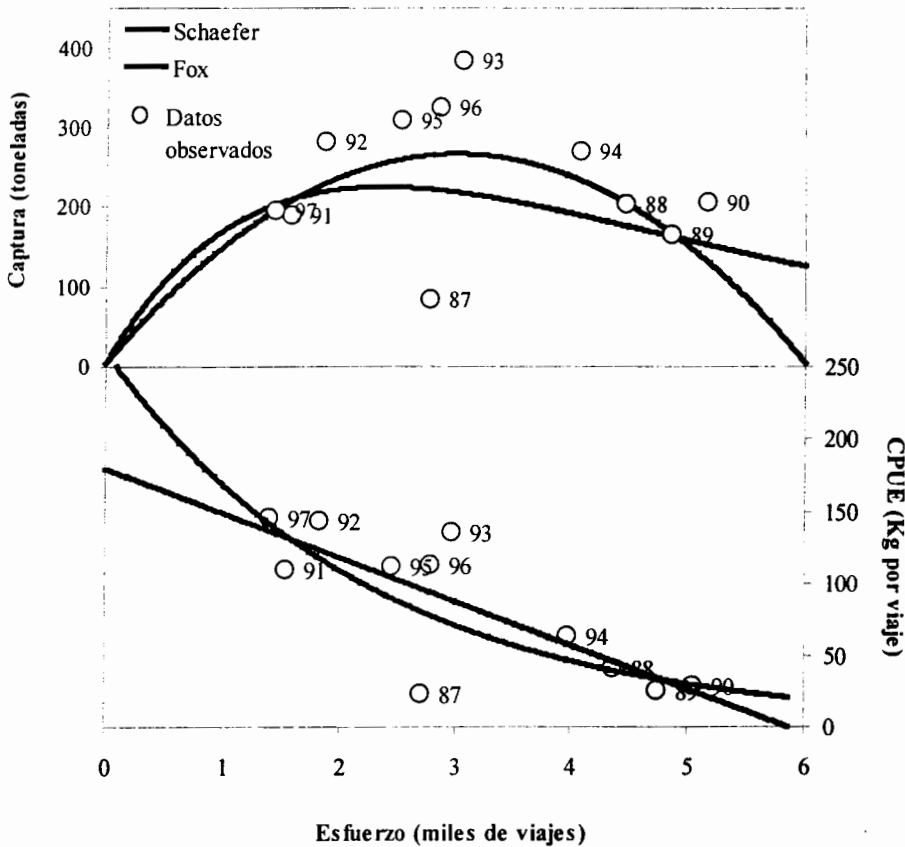
Respecto al número de parámetros sujetos a estimación, el MSEP y MFEP tienen más ventajas. Utilizando error de proceso, se estiman dos parámetros:  $K$  y  $q$ . En los modelos con error de observación se tienen tres:  $na$ ,  $K$  y  $r$ .

En cuanto a la consistencia del modelo con los datos, en las estimaciones mediante error de observación los parámetros estimados carecen de sentido (Cuadro 3.). Por un lado, el parámetro  $r$  adquiere valores tan grandes que no son concebibles ni siquiera en las poblaciones de crecimiento rápido, como las del camarón. Por otro lado, los valores de  $K$  en ambos casos son inconsistentes con los datos ya que en varios años la captura excede el valor de  $K$ . El valor de  $K$  obtenido por medio de MSEO es incluso menor que la captura máxima registrada, y el valor estimado de  $K$  por medio de MFEO es apenas 51 toneladas mayor. Esta disparidad es muy pequeña si se toma en cuenta el tamaño de las capturas anuales. Asimismo, en ambos casos, el valor de la verosimilitud es comparativamente menor que en el MSEP y MFEP.

La selección entonces se reduce a dos opciones: MSEP y MFEP. En ambos casos, el número de parámetros libres es el mismo y los valores de  $r$  y  $q$  son similares. La disparidad radica en la magnitud del parámetro  $K$  y su efecto en los puntos de referencia y en los supuestos de cada modelo.

En el MFEO el valor de  $K$  es casi de 45 mil toneladas, lo que implica que el  $MRS$  es del orden de 2100 toneladas, equivalentes a un esfuerzo de 16 mil viajes. De acuerdo con esto, la pesquería se encontraría a un 25% de su máximo rendimiento y para alcanzar los niveles óptimos de explotación sería necesario aumentar el esfuerzo en 10 mil viajes y la captura en 1700 toneladas con respecto a los valores máximos registrados. Bajo esta condición, es imposible revelar la forma de la relación entre la captura y el esfuerzo. El tipo apropiado de modelo de producción puede saberse sólo después de que el esfuerzo total para llegar al  $MRS$  ha sido excedido (Caddy y Mahon, 1995).

Comparativamente, la curva calculada por el MSEP representa mejor las observaciones de captura y esfuerzo, excepto en 1987 (Fig. 7). En este año, se registró la captura más baja de la serie obtenida con un esfuerzo relativamente alto, lo que resulta discordante bajo el contexto del modelo si se coteja por ejemplo con 1990, cuando se registró el máximo esfuerzo, con una captura que es más del doble de la de 1987, o con 1994 que muestra una mayor captura pero obtenida con un esfuerzo semejante. En teoría, una captura tan baja como la de 1987 debería relacionarse con un esfuerzo muy bajo o muy alto, o bien, si se habla en términos de esfuerzo, la captura debería ser por lo menos tres veces más grande.



**Figura 7.** (a) Ajuste del modelo de biomasa dinámica de Schaefer y Fox a los registrados datos de captura, esfuerzo y CPUE de huachinango en La Cruz de Huanacaxtle, Nayarit durante el periodo 1987-1997.

A pesar de esto, el ajuste del MSEP es más coherente que el de MFEP. Considerando el valor de los parámetros estimados, el  $MRS$  y el  $E_{MRS}$  tienen una dimensión comparable con los datos observados; el coeficiente  $q$  se encuentra dentro de un rango admisible con respecto a otras estimaciones (Hilborn y Walters, 1992); y el modelo se ajusta de tal forma que se logra descubrir la relación entre la captura y el esfuerzo (Fig. 7).

Lo que hasta el momento se ha expuesto, sirvió de base para descartar el MFEP. El criterio de la máxima verosimilitud quedó virtualmente en segundo plano.

Con la exclusión de la máxima verosimilitud como criterio único para elegir el mejor modelo, se demostró que no se trata solamente de ajustar un modelo mediante artificios matemáticos, sino también de encontrar el modelo cuyos planteamientos y suposiciones coincidan lo mejor posible con los procesos observados en la naturaleza.

En el caso de la pesquería de huachinango, y en general en cualquier pesquería, los pescadores dirigen su esfuerzo donde el recurso sea más abundante e interrumpen la actividad cuando las jornadas dejan de ser rentables (Hilborn y Walters, 1992). Por otra parte, el esfuerzo puede aumentar a medida que se logra más captura o en pos de la búsqueda de otros sitios de pesca. Por ello, la captura promedio obtenida en cada viaje puede ir creciendo, pero se necesitan cada vez más viajes para dar con los cardúmenes.

Si se ilustrara en una gráfica este tipo de relación entre la captura por unidad de esfuerzo y el esfuerzo, se obtendría una tendencia lineal con pendiente negativa, como la que asume el modelo de Schaefer (Fig. 7).

En el modelo de Schaefer, la relación lineal entre el índice de abundancia y el esfuerzo significa que la razón a la que se incrementa la captura por cada viaje es proporcionalmente menor al incremento de los viajes que se hacen para conseguirla, es decir, la captura puede aumentar en cada viaje siempre y cuando este aumento sea a un ritmo menor al que se incrementa el esfuerzo. Una situación así puede darse en los organismos que forman cardúmenes ya que es posible obtener capturas sostenidamente altas, incluso si se intensifica el esfuerzo (Hilborn y Walters, 1992).

En la Figura 7, puede verse que la recta ajustada por el modelo cruza ambos ejes; en la intersección con el eje  $y$ , se asume que en ausencia de esfuerzo, la CPUE adquiere su mayor valor y en la intersección con el eje  $x$ , con altos niveles de esfuerzo la CPUE se vuelve cero. De aquí se derivan dos situaciones improbables: en primer lugar, no es posible tener capturas altas por viaje sino se realiza ninguno, de modo que la línea tendría que partir por lo menos de un viaje; en segundo lugar, asumiendo que se cumple la ecuación (3), con un esfuerzo de 7600 viajes, el stock se extinguiría por completo, hecho que hasta el momento no ha podido comprobarse (Hilborn y Mangel, 1997).

Si los organismos presentasen una distribución distinta de la formación de cardúmenes, al azar por ejemplo, se necesitaría cada vez más esfuerzo para pescar a los individuos que se encuentran más alejados y dispersos. En este caso, la captura obtenida en cada viaje disminuiría drásticamente conforme aumenta el esfuerzo. El modelo de Fox supone una relación de tipo exponencial negativa, asintótica en el eje  $x$ , entre la CPUE y el esfuerzo, que puede interpretarse como una rápida disminución de la captura en cada viaje a medida que se realizan más viajes para extraerla, hasta un punto en el que por más viajes que se hagan, la captura será siempre baja. La ventaja comparativa del modelo de Fox es que no asume la extinción del recurso.

En lo que respecta a la perspectiva biológica (King, 1995) señala que el modelo de Schaefer es más adecuado para especies de vida larga, en las que el reclutamiento no presenta variaciones significativas de un año a otro y no constituye una porción importante de la biomasa, de tal suerte que la estructura de las edades en el stock no sufre alteraciones importantes por efecto de la explotación, menos aún si ésta se ejerce sólo sobre algunas clases de edad. En el caso del huachinango, la actividad extractiva incide preferentemente en individuos de 25 a 30 cm (talla sartenera).

El modelo de Fox en cambio, sugiere que hay efecto drástico en la biomasa cuando el stock es sometido a explotación. Situación que representaría mejor el comportamiento de especies de vida corta en las que el reclutamiento es generalmente grande y variable y compone una buena parte de la biomasa total. Bajo tales condiciones, la mortalidad ocasionada por la pesca tendrá repercusiones importantes en todo el stock, más aún si el grueso de éste es accesible a la flota.

Al final, el objetivo no es tanto escoger un modelo que sea bueno o malo sino decidir cuáles conveniencias son lo suficientemente buenas, o cuáles son las mejores de varias elecciones, para hacer estimaciones en virtud de cualquier información histórica disponible. En este sentido, el MSEP demostró ser la mejor alternativa.

## **5.5. Puntos de referencia**

La comparación entre los puntos de referencia y el estado actual de la pesquería, sugiere en primera instancia que la población es saludable. Los niveles de biomasa, captura, esfuerzo y

mortalidad por pesca se encuentran por debajo de los PRL e incluso por debajo de los PRO. Pero el hecho de que el análisis se basa en datos procedentes de avisos de arribo, provoca que los niveles óptimos de explotación puedan extralimitarse con facilidad. De modo que es necesario contar con una estrategia de manejo flexible, basada en un punto de referencia de índole conservadora, que pueda ir modificándose conforme se revelan sus errores y debilidades en el futuro.

### **5.5.1. El manejo de la pesquería**

Con la evidencia que hasta ahora se ha presentado, el MSEP puede servir como base para sugerir estrategias de manejo en torno a la pesquería de huachinango en la Bahía de Banderas. Sin embargo, antes de emitir cualquier propuesta, deben considerarse las principales fuentes de incertidumbre a las que se está sujeto y el modo en que pueden superarse, si lo que se busca es que la estrategia planteada rinda un efecto adecuado.

Primero, no existen antecedentes de evaluaciones previas sobre el recurso. Sin un punto de referencia distinto al que se obtuvo, basado en otro enfoque, resulta difícil validar los resultados. Segundo, los avisos de arribo, presumiblemente, contienen registros de esfuerzo y capturas procedentes de dos flotas con diferente poder de pesca que inciden sobre un stock distinto al que explota la flota ribereña de Bahía de Banderas, lo que se ve reflejado en el bajo valor de los estimados de los puntos de referencia con relación a los valores actuales de la pesquería. Con ello, la estimación del máximo rendimiento y sus equivalentes en esfuerzo y mortalidad por pesca podría resultar riesgosa. Afortunadamente, en la actualidad existen estrategias de manejo que permiten enfrentar problemas de esta índole y moderar sus consecuencias. Una de estas estrategias es el manejo adaptativo y el punto de referencia  $F_{0.1}$ .

El manejo adaptativo consiste en tomar una decisión inicial basada en el resultado de estimaciones hechas con modelos cuantitativos y después hacer el plan de variar la decisión de manera sistemática conforme se hace un seguimiento en el tiempo de las respuestas de la pesquería, de tal manera que eventualmente se encuentra la mejor alternativa, mientras se espera volver a definirla o modificarla a medida que se disponga de más información y que se vayan revelando sus errores y debilidades en el futuro (Walters, 1992). Las políticas de manejo adaptativo pueden ser las más adecuadas cuando las decisiones basadas en este diseño son tan informativas como cualquier otra decisión podría ser (Hilborn y Walters, 1992).



El punto de referencia  $F_{0.1}$  ha sido ampliamente utilizado por haber demostrado resultados favorables en diversas pesquerías a nivel nacional e internacional (Ehrhardt y Legault, 1996; OBS, 1998). Usando este criterio, se deja un margen de seguridad al PRO del MRS, por lo que es calificado como un objetivo deseable en el manejo (PRO). Utilizando este punto de referencia, se tiene una visión más moderada de lo que sugieren los otros puntos de referencia.

A pesar de que en este tipo de estrategias se ignora la propia eficiencia del modelo y se limita el sistema a un rango de acción estrecho (por ejemplo, limitando la captura cerca de lo que se asume que es el óptimo), muchas de las evaluaciones en las pesquerías se han hecho y se siguen haciendo bajo la política del diseño adaptativo.

En último caso, no debe juzgarse si vale la pena o no considerar alternativas que sacrifiquen el aprovechamiento de la pesquería en el corto plazo a favor de obtener más información y experiencia para el manejo en el largo plazo.

Por estas razones se considera conveniente que el manejo de la pesquería se haga sobre un diseño de tipo adaptativo alrededor del punto de referencia  $F_{0.1}$ .

En materia del manejo de una pesquería, las estimaciones de los niveles óptimos de explotación basadas en modelos de biomasa dinámica pueden ayudar a fijar límites. Disminuir o controlar el esfuerzo ha resultado ser una estrategia difícil de implementar. Sería más conveniente por ejemplo, tomar la captura correspondiente al  $F_{0.1}$  (338 toneladas) y fijarla como captura máxima permisible para la flota ribereña. Bajo este esquema, la flota podría permanecer operando de manera habitual mientras se lleva un registro detallado del volumen del producto en el puerto de desembarque sobre una base mensual durante un año. En caso de que el nivel de captura propuesto se rebasara sin que con ello disminuyeran las capturas, sería una señal de que la medida está surtiendo efecto. En caso contrario, se ajustaría el modelo con los nuevos datos y con base en el resultado, se volvería a calcular la mortalidad por pesca pero ahora como  $F_{0.2}$ . Si al cabo de un año la pesquería se recupera, mantener el mismo nivel, si no, se vuelve a ajustar el modelo, aumentando el nivel de  $F$  al 0.3 y así sucesivamente, hasta encontrar el nivel óptimo sin crear situaciones de contingencia.

Finalmente, no hay que perder de vista que tanto la evaluación como el manejo de los recursos pesqueros, son procesos dinámicos que deben adaptarse a las condiciones cambiantes

y a los nuevos conocimientos. No es posible que pueda conocerse lo suficiente de algún recurso como para establecer un régimen de manejo que sea 100% efectivo (Prager, 1994) de manera que una falla en la implementación de la estrategia sugerida, no se consideraría error en ningún momento.

## 6. Conclusiones

- Comparativamente, el modelo de Schaefer con error de proceso tuvo mejor desempeño que con error de observación y que el modelo de Fox con ambos tipos de error. Esto fue debido a que el error de proceso permite más flexibilidad en la solución de los procesos de estimación y a que los supuestos del modelo son más consistentes con las características del recurso.
- En virtud de la calidad de la información y de la escasez de evaluaciones previas, se recomienda un manejo adaptativo en torno al punto de referencia  $F_{0.1}$ .
- El estado actual de la pesquería de huachinango en Bahía de Banderas, Nayarit se encuentra por debajo del punto de referencia  $F_{0.1}$ . Sin embargo, hay que ser cautos con el empleo de esta información para fines de manejo, ya que los datos en los que se basa la evaluación, posiblemente combinan la captura de dos stocks distintos y el esfuerzo de flotas con distinto poder de pesca.

## 7. Recomendaciones.

- Dado que los avisos de arribo combinan información de distinta procedencia y características, se recomienda (1) separar las capturas conforme a la asociación que las registra (sociedad cooperativa, permisionario o pescador independiente) y, sobre la base de un análisis estadístico, separar aquellas asociaciones que reporten las mayores capturas durante los períodos en los que entraron en operación los barcos nodriza. La evaluación y el manejo serán más sencillos a medida que las unidades espaciales sean más independientes entre sí (Hilborn y Walters, 1992); y (2) normalizar el esfuerzo conforme a las características de las diferentes flotas que intervengan en la actividad, para que con ello aumente la efectividad de la CPUE como indicador de la abundancia.

- En los casos donde se presente una situación en la que los avisos de arribo contengan capturas que provengan de sitios distantes, obtenidas con artes de pesca distintos a los utilizados por la flota artesanal, sugerir a las autoridades correspondientes que se declare el origen de la captura y particularidades del esfuerzo en los espacios que les corresponden del formato usual de los avisos de arribo.
- Con el fin de presentar la incertidumbre relacionada a las estimaciones de los parámetros en términos directamente aplicables a la toma de decisiones, se recomienda transformar los perfiles de verosimilitud en perfiles de probabilidad, así como también calcular los intervalos de confianza de los puntos de referencia.
- Aplicar otros enfoques a medida que se genere más información y comparar los resultados con los del presente trabajo para poder sugerir mejores y más completas estrategias de manejo.

## **8. Sugerencias para trabajos futuros**

- Lograr normalizar el esfuerzo pesquero obtenido a partir de avisos de arribo con el fin de que se refleje lo mejor posible el grado de explotación al que se está sometiendo un recurso, permitirá un mejor desempeño de los modelos que utilicen estos datos así como también una menor incertidumbre en las medidas de manejo que se sugieran sobre esta base.
- Si el objetivo es evaluar y emitir propuestas de manejo de una pesquería tomando como base modelos de producción excedente, es recomendable ajustar los datos de captura, esfuerzo y CPUE mediante error de proceso y error de observación y sobre la base de los resultados, elegir aquel modelo que mejor se apegue a las características de la pesquería y del recurso, aún si todas sus suposiciones y planteamientos no son estrictamente satisfechos.

## 9. Bibliografía

- ACERO, A. y J. Garzón. 1985. Los Pargos (Pisces: Perciformes: Lutjanidae) del Caribe Colombiano. *Actualidades Biológicas*, 14(53): 89-99.
- ALLEN, G., R. and D., R. Robertson. 1994. Fishers of the Tropical Eastern Pacific. University of Hawaii Press. Honolulu. 332pp.
- ARREGUÍN - SÁNCHEZ., F. 1991. Time Recovery for Exploited Fish Populaions Based on Surplus Yield Models. *Fishbyte* 9(2):39-41.
- BAUMGARTNER, T., A. Soutar and V. Ferreira-Bartrina. 1992. History of Pacific Sardine and Anchovy Populations. *CalCOFI Rep.*, 33: 24-40.
- BEVERTON, R. J. and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Her Majesty's Stationer Office. London*. 533pp.
- CADDY, J. F., Mahon, R. 1995. Reference Points for Fisheries Managment. FAO Fisheries Technical Paper. N° 347. Rome, FAO. 83pp.
- CRUZ – ROMERO, M., E. Espino y A. García. 1996. Potencial de la pesca ribereña del estado de Colima, México, en 1989. *Ciencia Pesquera*, 12:30-34.
- CHEN, Y. and S. Montgomery. 1998. Modeling the dynamics of eastern rock lobster, *Jassus verreaux*, stock in New South Wales, Australia. *Fish. Bull.*, 97:25-38.
- DEL MONTE-LUNA, P., G. Guzmán-Jiménez, R. Moncayo-Estrada y S. Sánchez-González. 1998. Estimación del máximo rendimiento sostenible y el esfuerzo óptimo para el huachinango (*Lutjanus peru*) en La Cruz de Huanacaxtle, Nayarit. *Ciencia Pesquera* (en prensa).
- DEL MONTE-LUNA, P., R. Moncayo-Estrada y S. Sánchez-González. 1999. Determinación de la especie objetivo de la captura comercial registrada en La Cruz de Huanacaxtle, Nayarit, durante el periodo 1987-1997. *Ciencia Pesquera* (en prensa).

- EHRHARDT, N. M. and C. M. Legault. 1996. Impact of variability in numbers and size at first recruitment on the F0.1 reference point in the US red snapper fisheries of the Gulf of Mexico, 337-349, *In*: F. Arreguín-Sánchez, J.L. Munro, M.C. Balgos and D. Pauly (eds.) Biology, fisheries and culture of tropical groupers and snappers. *ICLARM Conf. Proc.* 48, 449pp.
- FOX, W. W. 1970. An exponential surplus production yield model for optimizng exploited fish ppulations. *Transactions of the American Fisheries Society*, 99 (1): 80-88.
- FROESE R., and D. Pauly (eds.). 1997. FishBase 97: concepts, design and ata sources. ICLARM, Manila, Philippines.
- GETZ, M. W., R. C. Francis and G.L. Schwartzman. 1987. On managing Variable Marine Fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 1370-1375.
- GRAHAM, M. 1935. Modern Theory of exploiting a fishery, an application to North Sea Trawling. *J. Cons. Int Explor. Mer*, 10: 264-274
- HENDRICKX, M., E. 1995. Estomatopodos. 335-382, *In*: W. Fischer, F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K., E. Carpenter y V., H. Niem (eds) Guía FAO para la Identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico contro – oriental, Vol. 1. Plantas e Invertebrados. FAO, Roma, Italia. 646pp.
- HILBORN, R., and C. J. Walters. 1992. Quantitative Fish Stock Assessment. Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall. New York. 569pp.
- HILBORN, R., and M. Mangel. 1997. The ecological detective. Confronting models with data. Princeton University Press. Princeton, New Jersey. 315pp.
- HILBORN, R., C. J. Walters and D. Ludwig. 1995. Sustainable Exploitation of Renewable Resources. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 26: 45-67.
- HJORT, J., Jahan, G. and Ottestad, P. 1933. The Optimum Catch. Essays on Population. *Hvalrad. Skr. Nr.* 7:92-127.

- INSTITUTO NACIONAL DE LA PESCA (INP). 1998. Sustentabilidad y Pesca Responsable en México. Evaluación y Manejo. SEMARNAP. Resumen ejecutivo.
- KING, M. 1995. Fisheries biology, assessment and management. Fishing News Books. Oxford, England. 341pp.
- MEGREY, B. and V. G. Wespestad. 1988. A review of biological assumptions underlying fishery assessments models *In*: W. S. Wooster (ed.) Fishery Science and Management. Objectives and Limitations N° 28. NOAA/NMFS, Northwest and Alaska Fish. Cent., Seattle, WA, USA. 31-69,
- NELSON, J., R. 1994. Fishes of the World. John Wiley & Sons Inc. New York. 523pp.
- OCEAN STUDIES BOARD (OSB). 1998. Improving Fish Stocks Assessment. National Academy Press. Washington, D.C.176pp.
- PEARL, 1930. The biology of population growth. Knopf, New York. 330pp.
- POLACHEK, T., R. Hilborn and A.E. Punt. 1993. Fitting surplus production models: comparing methods and measuring uncertainty. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 2597-2607.
- PRAGER, H. M. 1994. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus production model. *Fish. Bull.*, 92: 374-389.
- PUNT, A. E., and R. Hilborn. 1996. Biomass Dynamic Models. User's manual. FAO Computerized Information Series (Fisheries). N°. 10. Rome, FAO. 62pp.
- ROCHA, O., A., V. M. Gómez. 1993. Validación del uso de otolitos para determinar la edad del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* (Perciformes: Lutjanidae), en la Bahía de la Paz y aguas adyacentes, B.C.S., México. *Ciencias Marinas*, 19(3): 321-331.
- ROSENBERG, A. A., M. J. Fogarty, M.P. Sissenwine, J.R. Beddington and J.G. Shepherd. 1993. Achieving Sustainable Use of Renewable Resources. *Science*, 252: 828-829.

- RUSSELL, E. S. 1931. Some theoretical considerations on the "overfishing problem". *J. Cons. Int Explor. Mer*, 6:3-27.
- SCHAEFER, M. B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. *Bull. Inter-Amer. Trop. Tuna Commission*, 1: 27-56.
- SCHAEFER, M. B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the Eastern Tropical Pacific. *Bull. Inter-Amer. Trop. Tuna Commission*, 2: 245-285.
- SCHNUTE, 1977. Improved estimates from the Schaefer production model: theoretical considerations. *J. Fish. Res. Board Can.*, 34: 583-603.
- SEMARNAP. 1997. Anuario Estadístico de Pesca. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. México. 241pp.
- SHARP, D., G. 1995. It's about time: new beginnings and old good ideas in fisheries science. *Fish. Oceanogr.* 4(4): 324-341.
- SMITH, T. D. 1988. Stock Assessment methods: the first fifty years. In: J.A. Gulland (ed.), *Fish Population Dynamics. Implications for Management*, 1-33. John Wiley & Sons. Great Britain. 421pp.
- SZEDLMAYER, T. S. and R. L. Shipp. 1994. Movement and growth of red snapper *Lutjanus campechanus*, from an artificial reef area in the Northeastern Gulf of Mexico. *Bull. Mar. Sci.*, 55(2-3): 887-896.
- TABACHNICK, G., B. and L. S. Fidell. 1996. *Using Multivariate Statistics*. Harper Collins College Publishers. USA. 880pp.
- THOMAS, B., G. 1972. *Calculus and Analytic Geometry*. Addison-Wesley Publishing Co. USA. 818 pp.

- THOMPSON, R. and J., L. Munro. 1983. The biology, ecology and bionomics of the snappers, Lutjanidae. 94-109, *In: J., L. Munro (ed) Caribbean Coral Reef Fishery Resources. ICLARM Studies and Reviews 7. International Center for Living Aquatic Resource*, Mana, Manila, Philippines. 276pp.
- WALTER, G. G. 1975. Graphical methods for estimating parameters in simple models of fisheries. *J. Fish. Res. Board Can.*, 32: 2163-2168.
- WALTER, G. G. 1978. A surplus yield model incorporating recruitment and applied to a stock atlantic mackarel (*Scomber scombrus*). *J. Fish. Res. Board Can.*, 35: 229-234.
- WALTER, G. G. 1986. A robust approach to the equilibrium yield curves. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1332-1339.
- WALTERS, J., C. 1992. Perspectives on adaptive policy design in fisheries management. *In: S. K. Jain and L. W. Botsford (eds), Applied Population Biology*, 249-262. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- WALTERS, J., C. and R. Hilborn. 1976. Adaptive Control Fishing Systems. *J. Fish. Res. Board Can.*, 33: 145-159.