

Universidad del mar



Pertinencia del uso de una unidad estándar de esfuerzo pesquero, en un modelo de evaluación y estimación de la captura comercial no reportada, para *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900).

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de Maestro en Ciencias en Ecología Marina.

Presenta:

Biol. Mar. María Isabel Gallardo Berumen.

Director

M. en C. Pedro Cervantes Hernández

Puerto Ángel, Oaxaca, México a 3 de octubre de 2008

Puerto Ángel, Oaxaca, a 3 de octubre de 2008

**C. DR. EDGAR ROBLES ZAVALA,
JEFE DE LA DIVISIÓN DE POSTGRADO
DE LA UNIVERSIDAD DEL MAR
P R E S E N T E**


Después de haber analizado y evaluado la tesis "Pertinencia del uso de una unidad estándar de esfuerzo pesquero, en un modelo de evaluación y estimación de la captura comercial no reportada, para *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900).", que presenta la C. Biol. Mar. María Isabel Gallardo Berumen.

Por este conducto, le comunicamos que la tesis cumple con los requisitos académicos para que la citada tesista presente el correspondiente examen profesional.

Sin más por el momento, quedamos de Usted.

A t e n t a m e n t e

M. en C. Pedro Cervantes Hernández
Universidad del Mar
Director



M. en C. Alejandro Gómez Ponce
UNAM
Asesor

M. en C. Ma. del Carmen Alejo Plata
Universidad del Mar
Asesor

M. en C. Saúl J. Serrano Guzmán
Universidad del Mar
Revisor

M. en C. Martiniano Sebastián Ramos-Cruz
CRIP-SC
Revisor

RESUMEN.

Fueron obtenidos diferentes escenarios para describir el estado de explotación del camarón café *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900) en el Golfo de Tehuantepec (GT) entre 1991 y 2001, según el modelo de Schaefer (1954) empleando tres unidades de esfuerzo pesquero (UDEP): número de barcos (NB), número de viajes (NV) y días de viaje (DV); y adicionalmente, con la unidad de esfuerzo pesquero estándar (UE) que resultó de las UDEP. Con NB, la pesquería resultó sobre-explotada. Con NV y DV ésta se observó sub-explotada. Con UE la pesquería mostró niveles de explotación que no fueron consistentes con la situación histórica de la pesquería, razón por la que no se recomienda el uso de UE. EL NB fue la UDEP más confiable, porque presentó la mayor variabilidad en los registros con relación a NV y DV, que presentaron un rango más acotado. Dos modelos el espectral-normalizado y modelo virtual, se proponen para estimar "La Captura no Reportada" (Cnr y Cnrg, respectivamente). El primero considera la probabilidad aditiva del error de registro mensual de la captura total (de 1991 a 2002) para estimar a Cnr a partir de la captura total. El segundo modelo utiliza el número de camarones capturados por grupos de edad para estimar la Cnrg, con base en un análisis de población virtual (APV) y operaciones algebraicas entre la matriz de abundancia virtual y la matriz de mortalidad por pesca por grupos de edad (F). El primer modelo indicó que entre 1991 y 2001, 20,115 ton. (57 %) fueron reportadas y 15,114 ton. (43 %) fueron no reportadas, el total de extracción fue de 35,230 ton. El segundo modelo indicó que entre 1989 y 1998, $14,616 \times 10^4$ camarones (65 %) fueron reportados y $7,830 \times 10^4$ (35 %) fueron no reportados, el total de extracción fue de $22,446 \times 10^4$. El modelo virtual fue el más confiable para estimar a Cnr, porque se obtuvo un estimado de la integración de ésta por grupos de edad, siendo mayor para los grupos entre cuatro y nueve meses de edad. Los errores de registro y ocultamiento de la captura fueron considerados como Cnr.

Palabras clave: *F. californiensis*, esfuerzo estándar, captura no reportada, modelos, Golfo de Tehuantepec.

ABSTRACT.

Were obtained different scenes to describe the exploitation state of the brown shrimp *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900) in the Gulf of Tehuantepec (GT) between 1991 and 2001, according to Schaefer's model and using three units of fishing effort (UOFE): number of ships (NS), number of trips (NT) and days of trip (DT); and additional, with the a unit of fishing standard effort (US) that was obtained based on the UOFE. With NS, the fishery resulted overfished and with NT and DT this last was observed in a good exploitation state. With US, the fishery showed exploitation levels that are not consistent with the historical situation fishery, therefore, the use of US is not recommended. The NS was the most reliable UOFE, because it presented a greater variability in his records in relation to NT and DT, which, showed a rank limited in his records. Two models the spectral- standardized model and virtual model to estimate "the undereport catches" (Cnr and Cnrg, respectively) were proposed. First it estimating the probability additive of the errors record monthly in the total catch (from 1991 to 2002) to calculated to Cnr; whereas, the second model using the number of shrimp captured by age groups to calculated to Cnr, based on a virtual population analysis (VPA) and algebraic operations between the abundance matrix and the fishing mortality rate (F) matrix. The first model indicated that between 1991 and 2001, 20,115 ton (59 %) were reported and 15,114 ton (41 %) were under report, the total extraction was of 35,230 ton. The second model indicated that between 1989 and 1998, $14,616 \times 10^4$ numbers of shrimp (65 %) were reported and $7,830 \times 10^4$ (35 %) were under report, the total extraction was of $22,446 \times 10^4$. The virtual model was the most reliable to estimated the Cnr, because it estimated the fishing mortality rate in all age groups analyzed and based on previous, was observed that the Cnr was integrated in greater percentage by the age groups between four and nine months. The misreport records and under report catches were considered like Cnr.

Key words: *F. californiensis*, standard effort, Unreported catch, models, Gulf of Tehuantepec.

DEDICATORIA

A mi Padre Oscar Gallardo López, quien siempre me ha apoyado, me ha dado lo que le he pedido y más, sin pedir nada a cambio solamente verme feliz, te admiro mucho y eres mi ejemplo. Te amo

A mi madre Martha Berumen Galván, por los malos ratos que le hice pasar, por su paciencia, cariño, su apoyo incondicional, porque siempre estuvo ahí para cuidarme y darme lo mejor de si misma y que nunca me faltara nada por eso y muchas cosas más, Mamita te amo.

A mis hermanos Edgar y Oscar Gallardo Berumen, han sido mi ejemplo, mi admiración y orgullo. Los amo

A mis lindos sobrinos Margarita y Diego que me han llenado de bellos y hermosos momentos.

Son mi fortaleza y lo más hermoso que tengo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo de tesis fue posible mediante el convenio con el Instituto de Pesca (INP) a través del Centro Regional de Investigación Pesquera de Salina Cruz (CRIP-SC) a través del proyecto específico 21R0801.

A mi director, maestro y amigo M. en C. Pedro Cervantes Hernández, por creer en mi, darme su confianza, brindarme su tiempo, sus conocimientos, por enseñarme el gusto en los modelos pesqueros y sobre todo su amistad. Gracias Pedro por tus regaños, enojos y enseñarme a tenerme confianza.

Al M. en C. Saúl Serrano Guzmán por brindarme una beca del proyecto "Plan de Manejo de la Zona Huave", agradezco sus observaciones y aportaciones en este trabajo.

Al M. en C. Sebastián Ramos Cruz, M. en C. María del Carmen Alejo Plata y al M. en C. Alejandro Gómez Ponce por sus aportaciones a este trabajo.

A todos mis maestros de la licenciatura y maestría que me instruyeron en este ciclo que culmina con esta tesis.

A mis compañeros de la maestría (Ana María, Esther, Adahara, Ángel y André) pasamos buenos momentos en este ciclo.

A todas las personas que estuvieron conmigo en los buenos y malos momentos, gracias.

CONTENIDO

RESUMEN.....	iii
ABSTRACT.....	iv
DEDICATORIA.....	v
AGRADECIMIENTOS.....	vi
LISTADO DE FIGURAS.....	ix
LISTADO DE TABLAS.....	x
LISTA DE ABREVIATURAS.....	xi
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	4
2.1. Estandarización de las unidades de esfuerzo pesquero.....	4
2.2. Modelo de Producción excedente.....	5
2.3. Captura comercial no reportada.....	7
3. HIPÓTESIS.....	8
4. OBJETIVOS.....	9
4.1. General.....	9
4.2. Particulares.....	9
5. ÁREA DE ESTUDIO.....	9
6. MÉTODOS.....	11
6.1. Base de datos.....	11
6.2. Estandarización de las unidades de esfuerzo pesquero.....	11
6.2.1. Análisis discriminante.....	12
6.2.2. Modelo lineal generalizado.....	13
6.2.3. Pertinencia de la unidad estándar.....	13
6.3. Estimación de la captura no reportada.....	14
6.3.1. Modelo espectral-normalizado “estimación de la Cnr a partir de la captura total mensual (Ci)”.....	14
6.3.2. Modelo virtual “estimación de la Cnrg a partir de la captura total por grupos de edad (Cig)”.....	15
6.3.2.1. Supuestos del modelo virtual.....	16
7. RESULTADOS.....	17
7.1. Estandarización de las unidades de esfuerzo pesquero.....	17
7.1.1. Análisis discriminante.....	17
7.1.2. Modelo lineal generalizado.....	19
7.1.3. Pertinencia de la unidad estándar.....	21
7.2. Estimación de la captura no reportada.....	26
7.2.1. Modelo espectral-normalizado “estimación de la Cnr a partir de la captura total mensual (Ci)”.....	26
7.2.2. Modelo virtual “estimación de la Cnrg a partir de la captura total por grupos de edad (Cig)”.....	28
8. DISCUSIÓN.....	31

8.1. Estandarización de las unidades de esfuerzo pesquero.....	31
8.2. Estimación de la captura no reportada.....	37
8.2.1. Bondad y limitaciones de los modelos de la captura no reportada.....	39
8.2.2. Influencias de la variabilidad ambiental sobre la captura no reportada.....	41
9. CONCLUSIONES.....	44
9.1. Estandarización de las unidades de esfuerzo pesquero.....	44
9.2. Estimación de la captura no reportada.....	45
10. LITERATURA CITADA.....	45
APÉNDICE I.....	50

LISTADO DE FIGURAS.

Figura	Página
1 Zona 90 de pesca del Golfo de Tehuantepec. S-91 a S-95 son las subzonas. (1) Sistema Lagunar Huave, (2) Laguna Mar Muerto, (3) La joya-Buenavista, (4) Los Patos-Solo Dios, (5) Carretas-Pereyra y (6) Chantuto-Panzacola. Tomado de Cervantes-Hernández (2008).....	10
2 Grafico territorial de discriminación según la función 11 del AD. NV: número de viajes, NB: número de barcos, DV: numero de días de viaje.....	18
3 Unidad de esfuerzo pesquero estándar (UE), periodo de octubre 1991 a abril 2001. (//) temporadas 98-99 y 99-00, en las cuales se tienen registros mínimos de captura (Ci).....	20
4 Componentes de la UE (Fig. 3), periodo de octubre 1991 a abril 2001. (//) en el eje X: igual a la figura 3. En el eje Y los DV se extiende hasta 5.0.....	20
5 Graficas de cajas obtenidas del MLG para las componentes de la UE (Fig. 4), periodo de octubre 1991 a abril 2001.....	21
6 Modelo de Schaefer con UE. Periodo de octubre 1991 a abril 2001.....	22
7 Modelo de Schaefer con NB. Periodo de octubre 1991 a abril 2001.....	23
8 Modelo de Schaefer con NV. Periodo de octubre 1991 a abril 2001.....	24
9 Modelo de Schaefer con DV. Periodo de octubre 1991 a abril 2001.....	25
10 Modelo espectral-normalizado. El área gris representa la captura total mensual reportada (Ci), el área blanca entre Ci y la línea negra superior representa la captura no reportada (Cnr). Los espacios entre la variación interanual en el eje X, son temporadas de veda.....	26
11 Porcentaje acumulado de la captura reportada (Ci) y no reportada (Cnr) según el modelo espectral-normalizado, de octubre 1991 a septiembre 1996.....	27
12 Modelo virtual. El área gris representa la captura reportada por grupos de edad (Cig), el área blanca entre Cig y la línea negra continua (Cp), es Cnrg. La línea gris punteada es Nig. Los espacios entre la variación interanual en el eje X, son temporadas de veda.....	28
13 Porcentaje acumulado de la captura reportada (Cig) y no reportada por grupos de edad (Cnr), según el modelo virtual , entre 1989 y 1998.....	29
14 Tasa mensual de mortalidad por pesca (F), estimada para cada uno de los grupos de edad contenidos en la matriz Nig. (Tomado de Ramos-Cruz <i>et al.</i> , 2006).....	30
15 Porcentaje de los grupos de edad de camarón café, en la captura clasificada por categorías en el Golfo de Tehuantepec, de 1989 a 1998...	31
16 Modelación retrospectiva de 1981 a 1995. \hat{FR} y FR son respectivamente, la abundancia esperada y observada de reclutas. Tomado de Cervantes-Hernández (en rev.) ¹	42
17 Modelación retrospectiva de 1981 a 1995. \hat{DA} y DA son respectivamente, la abundancia esperada y observada de reproductores. Tomado de Cervantes-Hernández (en rev.) ¹	43
18 Modelación retrospectiva sin el efecto PIG, de 1981 a 1995. \hat{FR} y FR son respectivamente, la abundancia esperada y observada de reclutas. Tomado de Cervantes-Hernández (en rev.) ¹	43

- 19 Modelación retrospectiva sin el efecto PIG, de 1981 a 1995. $\hat{D}A$ y DA son respectivamente, la abundancia esperada y observada de reproductores. Tomado de Cervantes-Hernández (en rev.)¹..... 44

LISTADO DE TABLAS.

Tabla	Página
I Opciones para el MLG, según el índice que resulte con mayor poder discriminante en el AD.....	13
II Dimensiones generadas por el AD.....	17
III Carga canónica de los índices CPUE, q y C_i en D1.....	18
IV Validación del poder discriminante de los índices CPUE, q y C_i en D1.....	19
V Estimación de f_{opt} y C_{opt} de octubre 1991 a abril 2001, al aplicar el modelo de Schaefer (1954).....	21
VI Porcentaje de C_i y C_{nr} durante las temporadas de pesca, de octubre 1991 a septiembre 1996.....	27
VII Porcentaje de C_{ig} y C_{nrg} durante las temporadas de pesca, entre 1989 y 1998.....	29
VIII Porcentaje de los grupos de edad de camarón café en C_{ig} y C_{nrg} , entre 1989 y 1998.....	31

LISTA DE ABREVIACIONES.

ACP	Análisis de Componentes Principales
AD	Análisis Discriminante
<i>ADAPT-MHFS</i>	Modelo híbrido de estructura aditiva-modelo modificado por Haist Fournier Schwigert
APV	Análisis de Población Virtual
AW''	Clima sub-humedo
C _i	Captura en el tiempo i
CI	Función Canónica, I para DI
C _{ig}	Captura en el tiempo i, para el grupo de edad g
CII	Función Canónica II, para DI
C _{nr}	Captura no reportada, con el modelo espectral normalizado
C _{nrg}	Captura no reportada, con el modelo virtual
C _{opt}	Captura optima
C _p	El valor porcentual de la Fig sobre la Nig
CPUE	Captura Por Unidad de Esfuerzo
DI	Dimensión I
DII	Dimensión II
DV	Días de Viaje
F	Mortalidad por pesca
F _i	Esfuerzo pesquero
Fig	Mortalidad por pesca en el tiempo i para el grupo de edad g
f _{opt}	Esfuerzo optimo
GT	Golfo de Tehuantepec
I	Índice de falla
I _τ	Componente interanual constituida mensualmente por los errores
I _T	Componente interanual
I _{T(0,1)}	I _T se ajusto a una distribución normal
<i>IUU</i>	Captura ilegal, no reportada y no regulada (por su siglas en ingles)
M	Mortalidad natural
MLG	Modelo Lineal General
NB	Número de Barco
Nig	Abundancia en un tiempo I por grupo de edad
NV	Número Viajes
<i>p</i>	Nivel de probabilidad
P(I _τ)	Probabilidad de errores de registro mensual
PIG	Concentración de Clorofila a más feofitínas (mg ° m ⁻³).

Pm	Pacífico mexicano
Pp	Precipitación pluvial (mm).
PTO	Pacífico Tropical Oriental
R	Índice de correlación
R^2_{CC}	Coefficiente de correlación canónica
S/U	Sin unidad definida
S-Ci	Serie de tiempo
ton.	Toneladas
TSM	Temperatura superficial del mar (°C).
UDEP	Unidad de esfuerzo pesquero
UE	Unidad de esfuerzo pesquero Estándar
UE-Ci	Intersección de los ejes UE y Ci
\hat{FR}	Abundancia esperada de reclutas de <i>F. aztecus</i> (número de camarones * 10^6).
\hat{DA}	Abundancia esperada de reproductores de <i>F. aztecus</i> (número de camarones * 10^6).
$\hat{fi} : FR$	Coefficiente de asociación canónico que designa el efecto de DA sobre FR en términos de fi.
$\hat{fi} : DA$	Coefficiente de asociación canónico que designa el efecto de FR sobre DA en términos de fi.
π	Valor de pi = 3.14159265
σ	Desviación estándar
λ_G	Lambda Wilk General
λ_p	Lambda Wilk parcial

1. INTRODUCCIÓN

La pesquería de camarón en el Pacífico mexicano (Pm), incide sobre cuatro especies de interés comercial: camarón café *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900), camarón blanco *Litopenaeus vannamei* (Boon, 1931), camarón cristal *Farfantepenaeus brevisrostris* (Kingsley, 1878) y camarón azul *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson, 1871) (Cervantes-Hernández, 2008), que se desarrolla desde la zona del Alto Golfo de California, México (en el Delta del Río Colorado), hasta la frontera con Guatemala e incluye a la explotación ribereña de camarón en la etapa juvenil, en todos los sistemas lagunares del Pm.

Una evaluación pesquera, consiste en la descripción del estado de explotación que tiene una pesquería en un intervalo de tiempo (Cervantes-Hernández, 2008). La evaluación es preliminar si se consideran modelos globales como el de Schaefer (1954), Fox (1970) y Schnute (1977), los que se desarrollan sobre una base histórica de capturas y un tipo de esfuerzo pesquero (Chien-Hsiung, 2004).

Morales-Bojórquez *et al.* (2001) y el INP (2005), coinciden en que la(s) unidad(es) de esfuerzo pesquero (UDEP) comúnmente empleadas para realizar evaluaciones pesqueras en las poblaciones de camarón del Pm son: número de barcos (NB), número de viajes (NV) y número de días de viaje (DV). Para las pesquerías de camarón de alta mar del Golfo de Tehuantepec (GT), la evaluación del estado de explotación más reciente, se realizó con NB, considerando a todas las especies como una misma población explotada, según Cervantes-Hernández *et al.* (2006).

Diferentes autores sostienen un debate respecto a cuál UDEP es mejor para desarrollar los modelos en cuestión (Hilborn y Walters, 1992; Punt y Hilborn, 1996; Quinn y Deriso, 1999; Morales-Bojórquez *et al.*, 2001; Maunder 2003). Por otra parte, autores como Cubillos *et al.*, (1998); Yañez *et al.*, (1999); Gatica y Hernández, (2003); Ortiz de Urbina *et al.*, (2005), recomiendan usar solo una unidad de esfuerzo estándar (UE) para solucionar el debate anterior. Pielou (1984) define a la estandarización, como el proceso estadístico por el cual se crea una unidad estándar, que permite hacer compatibles o comparables, dos o más unidades diferentes.

Para la obtención de una UE a partir de diferentes UDEP, autores como (Gulland, 1956; Shimada y Schaefer, 1956; Beverton y Holt, 1957; Allen y Punsly, 1984; Hilborn y Walters, 1992; Quinn y Deriso, 1999), recomiendan el uso de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), debido a que está asociada a los

cambios en las características y composición de la flota (Hilborn y Walters, 1992).

En dinámica de poblaciones explotadas el principal objetivo que se persigue al aplicar el modelo de evaluación pesquera de Schaefer (1954), es modelar un escenario del estado de explotación del recurso con base en el esfuerzo óptimo (f_{opt}) que produce el máximo de capturas (C_{opt}), esto es, "El Rendimiento Máximo Sostenible" (RMS). El concepto de sustentabilidad incluido en el RMS, designa hasta que punto un recurso puede explotarse en el presente, sin dañar su disponibilidad en el futuro (Sparre y Venema, 1995).

Se ha mencionado que para desarrollar el modelo de Schaefer (1954) en cualquier versión, es necesario cumplir con alguno de los supuestos de que la pesquería se encuentre en equilibrio o no (Schnute, 1977; Hilborn y Walters, 1992; Quinn y Deriso, 1999). Debido a la aparente violación de estos supuestos y a la simplicidad del modelo, Maunder (2003) estableció que éste debería ser descartado como herramienta de evaluación pesquera. Sin embargo, Williams y Prager (2002) replantearon los supuestos del esquema del modelo de Schaefer (1954), e indicaron que las diferentes versiones del modelo han considerado conjuntamente el estado de equilibrio y no equilibrio; por lo que resulta innecesario, corroborar dichos supuestos antes de su aplicación. Chien-Hsiung (2004) confirmó lo antes expuesto, e indicó que el modelo es una de las herramientas más poderosas en el análisis y el manejo de las pesquerías; sin embargo, al igual que otros modelos enfocados a este propósito, es sensible a la calidad y cantidad de la información con la que se alimenta y adicionalmente, a la UDEP que se utilice, ya sea estandarizada o no.

Pitcher *et al.* (2002) señalaron que la estimación del total de las extracciones que se realizan en una pesquería, son esenciales para el mejor uso y manejo de los recursos marinos comerciales. Ye (2000) indicó que en el caso de las pesquerías de camarón a nivel mundial, la captura que se reporta es de dos tipos: a) arribos de desembarques comerciales y/o captura comercial clasificada por categorías y b) captura científica obtenida de cruceros de investigación (o de veda) y/o de monitoreos a cargo de dependencias gubernamentales.

De acuerdo con Ye (2000); Ainsworth y Pitcher (2005), el primer tipo presenta regularmente inconsistencias o errores en los reportes de arribo, debido al manejo y registro de la captura, estos errores ocasionan la pérdida de información, que en términos pesqueros, se conoce como "captura no reportada".

Bray (2000) considera que la pérdida de información de las capturas en diversas pesquerías a nivel mundial, se debe principalmente a la captura ilegal, no reportada y no regulada (*IUU*, por sus siglas en inglés). De acuerdo con el autor, "la captura ilegal" es la que se obtiene sin permiso o con permiso de pesca dentro y fuera de aguas territoriales (incluye la pesca furtiva). "La captura no reportada", se genera intencionalmente cuando se oculta un volumen de captura y/o cuando se comete un error de registro en el reporte de arribo. "La pesca no regulada" es aquella que se ejerce sobre especies sin regulación jurídica, en donde no existe un registro adecuado de las capturas obtenidas.

El segundo tipo de captura, abarca periodos cortos de tiempo y presenta el inconveniente de ser costosa, pero la calidad de la información que se obtiene es mejor; sin embargo, ésta no puede aplicarse de manera directa en la modelación pesquera, ya que la UDEP que se relaciona la captura obtenida, no refleja la tendencia real de la pesquería, pero es útil, para el monitoreo y la calibración de los datos del primer tipo (Morales-Bojórquez *et al.*, 2001).

Son escasos los estudios que se han realizado para evaluar del estado de explotación de las poblaciones de camarón del GT (Chávez y Arreguín-Sánchez, 1982; Cervantes-Hernández *et al.*, 2006), estos fueron realizados con el modelo de Schaefer (1954), analizando la captura comercial de todas las especies de camarón como una sola población (camarón blanco, café, azul y cristal). Para el caso de *F. californiensis* no se tiene conocimiento de este tipo de estudios, razón por la cual, el presente trabajo tiene como objetivo realizar dicha evaluación con base en diferentes UDEP (NB, NV y DV) y adicionalmente, con la UE que resulte de estandarizar las anteriores. Esto último, con el objeto de validar la pertinencia del uso de la UE en un modelo de evaluación.

Se proponen dos modelos para estimar la captura no reportada: el espectral-normalizado (Cnr) y el virtual (Cnr). Estos modelos representan la primera propuesta, para el caso de esta pesquería, en cuanto a la estimación de la fracción de las capturas que no se reportan. A nivel mundial, son pocos los modelos que se han desarrollado con este propósito en diferentes pesquerías de escama (pero no para camarón) y al igual que éstos últimos, las bases teóricas que desarrollaron para estimar la captura no reportada, son únicas para el caso que nos compete, suponiendo que ésta, se compone de errores de registro y ocultamiento intencional de las capturas, dichos errores se estimaron como un todo y no separadamente.

No se consideró la comparación entre los resultados de la evaluación del estado de explotación y las estimaciones de la captura no reportada, ya que éstos análisis pretenden objetivos diferentes.

2. ANTECEDENTES

De acuerdo con los objetivos que se persiguen, los antecedentes fueron organizados en tres temas: a) estandarización de las UDEP, b) producción excedente y c) captura comercial no reportada.

2. 1. Estandarización de las unidades de esfuerzo pesquero

Dos modelos son reconocidos mundialmente para obtener una UE. El primero es el modelo de Shimada y Schaefer (1956) y Beverton y Holt (1957), quienes a partir de factores de estandarización, comparan el promedio de la captura obtenida de una clase particular de embarcación i con otra clase estándar j . Esta técnica es limitada, ya que no existe claridad en el tratamiento de la información, debido a que puede existir más de una clasificación para una flota pesquera.

El modelo lineal general (MLG) de Nelder y Mead (en: Hilborn y Walters, 1992), es el más utilizado para la estandarización de las UDEP empleando a la CPUE (Punt *et al.*, 2000; Simpfendorfer *et al.*, 2000). El MLG permite el análisis de los efectos e interacciones entre los diferentes valores de la CPUE y genera diferentes escenarios de estandarización, ya que es posible modelar el error, empleando diferentes funciones de probabilidad de máxima verosimilitud (Mc Cullagh y Nelder, 1989; Gatica y Hernández, 2003).

Cabe mencionar que el MLG no ha sido aplicado en el caso de las pesquerías de camarón del Pm, los antecedentes de los que se tiene conocimiento, son específicamente para pesquerías de escama y son:

Ortega-García y Gómez-Muñoz (1992), normalizaron el esfuerzo pesquero de la flota atunera mexicana de cerco, para el periodo 1984-1986, usando la técnica de componentes principales (ACP), utilizando las características físicas de las embarcaciones: año de construcción, tonelaje neto y bruto, eslora, manga, puntal, capacidad de acarreo, potencial del motor y área de la red. Reportando que los tres primeros componentes explicaron el 85 % de la varianza total; sin embargo, únicamente el primero fue utilizado para calcular el poder de pesca de una embarcación tipo. Mencionan que la técnica tiene dos ventajas principales, evita el utilizar una sola característica y permite tener valores continuos del poder de pesca.

Cubillos *et al.* (1998) estandarizaron del esfuerzo de pesca, en viajes de pesca para la flota de cerco en Talcahuano, Zona Centro-sur de Chile (37° S-73° W). Las pesquerías analizadas de 1990 a 1997 fueron de la sardina común *Strangomera bentincki* y la anchoveta *Engraulis ringens*. Los autores emplearon una embarcación estándar, que compararon con otra (i) en el tiempo (t). Los resultados indicaron, que el poder de pesca para los tipos de embarcaciones

comparadas, resultaron similares, lo que permitió deducir que el mayor rendimiento nominal, depende exclusivamente del tamaño de la embarcación. Por otra parte, los cambios en los aspectos operacionales y tecnológicos de la flota, afectan el poder de pesca. Sin embargo, ésta información no estuvo registrada, ya que la mayoría de las embarcaciones caen en la categoría de lanchas artesanales, propiedad de pequeños armadores.

Entre 1987 y 1992 Yañez *et al.* (1999) usaron el MLG para estandarizar la CPUE de la anchoveta *Engraulis ringens* y sardina *Sardinops sagax* en el norte de Chile (18° 21' a 24° S). Se tomó en cuenta la categoría de embarcación, la zona de pesca, la estación del año, el año y la temperatura superficial de mar (TMS), esto último no se consideró para el segundo caso. Con base en lo anterior, se analizó para la anchoveta las interacción entre: año-estación, año-zona, estación-zona, zona-TSM, estación-año-zona, zona-TSM estación-año-zona, estación-año-TSM, estación-zona-TSM y año-zona-TSM; mientras que, para la sardina: estación-año, estación-zona, año-zona, y estación-año-zona. La variación de la CPUE se explicó en un 35 y 45 %, respectivamente, debido según los autores, al carácter aleatorio de la pesca. Desde mi punto de vista, consideró que los autores con emplearon un modelo en equilibrio en vez de considerar uno en no equilibrio, según el último señalamiento.

Gatica y Hernández (2003) revisaron los supuestos básicos asociados al uso de tasas de captura estandarizadas, como índices de abundancia relativa en pesquería, discutiendo las ventajas de los MLG como herramienta de estandarización, considerando las variaciones en la eficiencia de las embarcaciones producto de la incorporación de nuevas tecnologías y/o cambios en la composición de la flota. Analizaron la validez de la CPUE como índice de abundancia relativa en pesquerías multi-específica y en especies altamente migratorias. Observaron la utilidad de incorporar la CPUE como información auxiliar en la calibración de modelos de edad-crecimiento.

En 2003, Ortega-García *et al.* repitieron el ACP, esta vez, para estandarizar los días de pesca y analizar las fluctuaciones estacionales de la abundancia relativa de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico Oriental, usando los registros del diario de navegación de la flota atunera mexicana que operó durante 1984-1990.

2. 2. Modelo de producción excedente

Diversos autores en el Golfo de México (Solana-Sansores *et al.*, 1989; Gracia 1991, 1992; Solana-Sansores y Arreguín-Sánchez, 1993; Arreguín-Sánchez *et al.*, 1997 a, b; Cervantes-Hernández, 1999) han utilizado el modelo de Schaefer (1954) "versión en equilibrio", para obtener resultados preliminares

del estado histórico de explotación en diferentes pesquerías de camarón. En el Pm, dichos estudios corresponden a Morales-Bojórquez *et al.*, (2001) y Cervantes-Hernández *et al.*, (2006). En ambos golfos los modelos han permitido analizar y comprender los efectos de la variabilidad ambiental sobre los cambios en la producción de camarón, para mejorar modelos de uso y manejo pesquero.

Morales-Bojórquez *et al.* (2001), utilizaron los datos históricos anuales de las capturas totales y el esfuerzo de pesca (en número de barcos) en la pesquería de camarón café *Farfantepenaeus californiensis* de 1976 a 1998. Los datos fueron generados por una serie de arrastres en las bahías de Kino, Guaymas, en el Golfo de California, México. Con base en el modelo de biomasa dinámica de Fox (1970), se propusieron dos hipótesis: la primera proponen que la variación de la CPUE es generada por los errores de observación y la segunda, por la variabilidad ambiental o errores de proceso. Se reporta un fracaso en la aplicación del modelo utilizando la CPUE normalizada. Finalmente, se aceptó el modelo con error de proceso, los valores reportados para la capacidad de carga (K) fueron de 3,191 ton., con una tasa de crecimiento anual (r) de 4.06 anual y el coeficiente de capturabilidad (q) de 0.23×10^{-4} , se estimó la C_{opt} de 8,286 ton. y la f_{opt} de 1174 hrs de viajes.

Cervantes-Hernández *et al.* (2006), evaluaron la pesquería de camarón blanco, café, azul y cristal como una sola población explotada, utilizando los modelos de Schaefer (1954), Fox (1970) y Schnute (1977) en el GT, de 1960 a 2002. El modelo que mejor ajustó la variabilidad interanual de la captura fue el modelo de Schaefer (1954), con el que se obtuvo una f_{opt} de 151 barcos y una C_{opt} de 2,342 ton. ($r = 0.723$, $p < 0.05$). A pesar de que el modelo de Fox (1970) resultó estadísticamente más confiable que el anterior ($r = 0.806$ y $p < 0.05$), éste no fue tomado en cuenta, ya que la curva teórica se mostró sesgada con relación a la variabilidad interanual de la captura. Este mismo problema se observó al aplicar el modelo de Schnute (1977), el cual explicó a través del índice de falla (I), el 39.41 % del ajuste entre el modelo teórico y la variabilidad interanual de la captura.

Con base en el modelo de Schaefer (1954), los autores encontraron dos periodos de explotación, el primero ocurrió de 1960 a 1980, cuando el esfuerzo se mantuvo relativamente constante; mientras que, en el segundo periodo de 1981 a 2002 se registraron fluctuaciones entre 220 a 350 barcos. No se realizaron comparaciones con otras UDEP (por que la información no estuvo disponible), sin embargo, la evaluación de la pesquería con número de barcos, resultó similar a la evaluación reportada por Chávez y Arreguín-Sánchez (1982) para la misma pesquería en el GT de 1949 a 1881, ésta última utilizando el número de viajes en el modelo de Schaefer (1954).

Las evaluaciones obtenidas por Cervantes-Hernández *et al.* (2006) y Chávez y Arreguín-Sánchez (1982), sugieren que independientemente de la UDEP que se utilizó, el nivel óptimo de captura se alcanzó y superó a finales de los años setentas y principios de los ochentas, lo que muy probablemente provocó la disminución de las capturas de alta mar en el segundo período. Cervantes-Hernández *et al.* (2006), analizó por separado la pesca ribereña de camarón en los sistemas lagunares del GT de 1989 a 2000, La Joya-Buenavista, Los Patos-Solo Dios, Carretas-Pereyra, Chantuto-Panzacola, Mar Muerto excepto el sistema lagunar Huave, e indicó que la tasa de explotación en éstos sistemas resultó mayor a la obtenida en alta mar (0.89 y 0.69 mensual, respectivamente). Durante el segundo periodo, la combinación de ambas pesquerías, ha incrementado el nivel del esfuerzo pesquero sobre las poblaciones en alta mar a lo largo de la línea costera del GT, que las sitúan en un nivel crítico de explotación.

2.3. Captura comercial no reportada

Los trabajos referentes a la estimación de la captura no reportada son escasos, y nulos para las pesquerías de camarón a nivel mundial. Los trabajos de los que se tiene conocimiento, se han realizado exclusivamente para pesquerías de escama (Patterson 1998, Pitcher *et al.* 2002, Ainsworth y Pitcher 2005), particularmente en: bacalao (*Gadus morhua*) y abadejo (*Melanogrammus aeglefinus*) en el Mar del Norte, whiting (*Merlangius marlangus*) al oeste de Irlanda y el salmón (*Oncorhynchus tshawytscha*) de la Columbia Británica en Canadá.

Con base en registros históricos mensuales de capturas comerciales y muestreos biológicos de *Gadus morhua*, *Melanogrammus aeglefinus* y *Merlangius marlangus*, Patterson (1998) propone la estimación de la captura no reportada, utilizando el modelo híbrido de Estructura aditiva-Modelo modificado por Haist Fournier Schwigert (*ADAPT-MHFS* por sus siglas en inglés). Éste último, utiliza la estructura de tallas a la edad, obtenida de muestreos biológicos, para complementar los reportes de captura total mensual, que fueron posteriormente reconstruidos virtualmente por grupos de edad (calibrado con la distribución log-normal). De esta manera, el autor obtuvo estimaciones del tamaño de la población natural y el número total de cohortes según el método de Haist *et al.* (1993), así como la tasa de mortalidad natural (M). Para lograr lo anterior, la captura total mensual después de ser calibrada en el APV, fue re-muestreada 2000 veces utilizando el modelo de simulación Monte-Carlo. Los resultados sugieren, que la captura de *Gadus morhua* fue mal reportada desde 1991, mientras que para las otras especies, los registros se consideraron bien reportados.

De 1950 a 2000, Pitcher *et al.* (2002), utilizaron los reportes de desembarques de captura reportada (ton.) y captura de acompañamiento en dos zonas (Islandia y Marruecos), para Islandia utilizaron dos especies que fue el *Gadus morhua* y *Melanogrammus aeglefinus*; mientras que para Marruecos se dividió en demersales y pelágicos. Los autores estimaron la captura no reportada utilizando la información anterior y los reportes de observación de embarcaciones ilegales para obtener factores de ajuste (o de correlación) entre dicha información.

Se obtuvieron 16 factores de ajuste (combinaciones), que fueron utilizados como los datos de entrada para acotar un intervalo del análisis estadístico, el cual se simuló para n combinaciones utilizando el modelo de Monte Carlo, del cual para cada combinación de factores, se obtuvieron intervalos de confianza. Los resultados indicaron que en Islandia y Marruecos, se obtuvieron subestimaciones del 1 al 14 % para *Gadus morhua* y para *Melanogrammus aeglefinus* entre 1 y 28 %. Lo anterior, demuestra que existe un mal reporte de las capturas que es ocasionada por la falta de datos evidenciada con base en los factores de ajuste.

Basándose en estimaciones de la históricas de la pesquería y en estimaciones independientes de un mal reporte de *Oncorhynchus tshawytscha* y peces bentónicos (82 especies y entre ellos se encuentran los arenques y osmeridos) de Columbia Británica, Ainsworth y Pitcher (2005), proponen estimar la captura ilegal, no regulada y no reportada (*IUU* por sus siglas en ingles), utilizando capturas de embarcaciones, hojas de arribo que son reguladas y monitoreadas; basándose en esto, los autores proponen utilizar una rutina de Monte Carlo, que determina la captura que se ha ocultado, asociando la captura a un rango de error. Los autores obtuvieron que a partir de los años 1950 a 1980 se estimaron 10,000 y 20,000 ton. de captura no registrada para cada año, la *IUU* en los años 1980 a 1990 se incremento el ocultamiento de datos en 30,000 ton. por año, equivalente a un 18 % de los registros de embarcaciones. Los autores mencionan que la falta de registro de captura aun persiste, aunque a disminuido debido a un estricto monitoreo (8,000 ton./año o 16 % de desembarques). Es una metodología preliminar para futuras discusiones y subsanar el error.

3. HIPÓTESIS

- a) A pesar de que en la práctica, se reconocen diferencias de variabilidad en los registros correspondientes a: NB, NV y DV, algunos casos bibliográficos, recomiendan su estandarización. Por lo que se espera en este trabajo, demostrar si lo anterior es o no estadísticamente confiable y

adicionalmente, que la UE es inoperable, para desarrollar el modelo histórico de explotación en la pesquería de *F. californiensis*.

- b) Se sabe que la pérdida de información es inminente durante el uso y manejo de una pesquería. En la pesquería de camarón *F. californiensis* del GT, los datos históricos de la captura comercial por grupos de edad, han generado escenarios confiables de modelación en cuanto a la variación interanual de reclutas y reproductores, acoplados a cambios ambientales que han permitido sugerir estrategias de veda. Razón por la cual, se espera que este tipo de información, generé una mejor aproximación de la captura no reportada, en comparación con el uso de la captura total mensual, ya que los primeros ofrecen una mejor aproximación y reconstrucción de la abundancia de las cohortes naturales, debido al control técnico que se tiene al clasificar la captura en categorías comerciales.

4. OBJETIVOS

4.1. General

Validar el uso de una unidad de esfuerzo pesquero estándar (UE), para evaluar el estado de explotación y modelar la captura no reportada, en la pesquería de camarón café en el Golfo de Tehuantepec, México.

4.2. Particulares

- Evaluar la compatibilidad entre NB, NV y DV utilizando los índices: captura por unidad de esfuerzo (CUPE), captura mensual (C_i) y coeficiente de capturabilidad (q).
- Estandarizar las tres unidades de esfuerzo pesquero (UDEP) con base en el mejor índice que resulte del proceso anterior.
- Modelar un escenario del estado de explotación del camarón café, utilizando a la UE y validarla, mediante la comparación de los escenarios que se obtengan a partir de NB, NV y DV.
- Proponer y diseñar dos modelos para estimar la captura no reportada, empleando reportes históricos de captura total mensual y captura total mensual por grupos de edad.

5. ÁREA DE ESTUDIO

El Golfo de Tehuantepec (GT) se localiza en la zona tropical-oriental del Pacífico sur mexicano, entre las coordenadas ($95^{\circ} 11'$ y $92^{\circ} 24'$ O) y ($14^{\circ} 15'$ y $16^{\circ} 12'$ N) frente a las costas de Oaxaca y Chiapas, (Cervantes-Hernández, 2008). De acuerdo con Gamboa-Contreras y Tapia-García (1998), el GT se

encuentra delimitado al Este (E) por la desembocadura del Río Suchiate, Chiapas y al Oeste (O) por las Bahías de Huatulco, Oaxaca.

En el GT la captura industrial de camarón se realiza en el ambiente marino en la zona 90 de pesca, ubicada entre Punta Chipechua en Salina Cruz, Oaxaca ($16^{\circ} 10' N$ y $95^{\circ} 11' O$) y Puerto Chiapas, Chiapas ($14^{\circ} 15' N$ y $92^{\circ} 24' O$), ésta cubre un área total de 5, 988 km² de plataforma continental y está dividida en cinco sub-zonas (S-91 a la S-95) (Sepúlveda y Soto, 1991) (Figura 1). Las embarcaciones comerciales operan con redes de arrastre con una luz de malla de 57.15 mm y rangos de profundidades entre las cinco y 40 brazas (9.1 y 72.8 m) (INP, 2004).

A lo largo de la línea costera, se localiza un gran número de marismas y sistemas lagunares (La Joya-Buenavista, Los Patos-Solo Dios, Carretas-Pereyra, Chantuto-Panzacola), de las que sobresalen por sus dimensiones el Sistema Lagunar Huave en Oaxaca y el Mar Muerto compartido por los estados de Oaxaca y Chiapas (Reyna-Cabrera y Ramos-Cruz, 1998) (Fig. 1), donde, se lleva a cabo la explotación ribereña de camarón en su etapa juvenil, principalmente sobre *L. vannamei* (Cervantes-Hernández *et al.*, 2006).

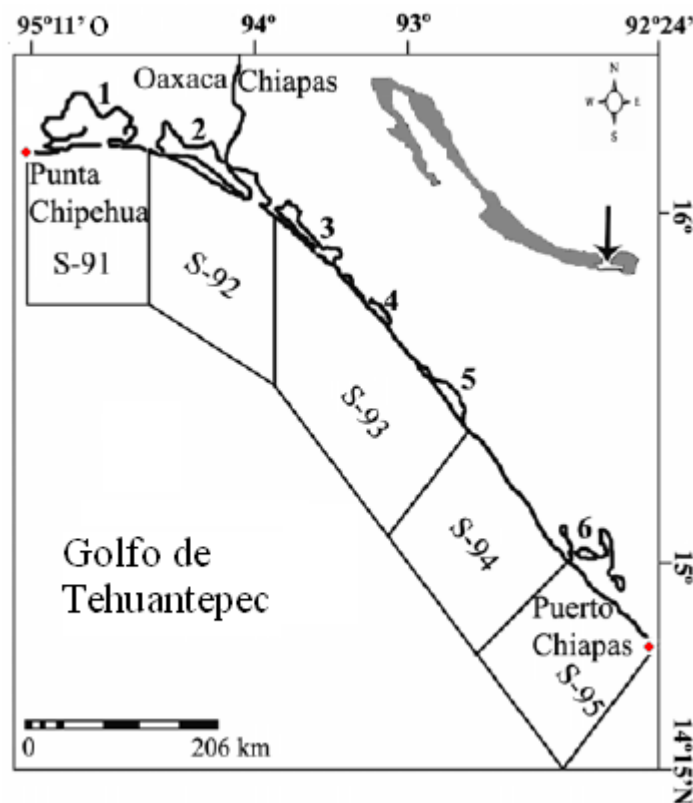


Figura 1. Zona 90 de pesca del Golfo de Tehuantepec. S-91 a S-95 son las subzonas. (1) Sistema Lagunar Huave, (2) Laguna Mar Muerto, (3) La joya-Buenavista, (4) Los Patos-Solo Dios, (5) Carretas-Pereyra y (6) Chantuto-Panzacola. Tomado de Cervantes-Hernández (2008).

El área comprendida dentro del GT presenta un clima sub-humedo con lluvias en verano (AW''), es una región altamente productiva y de gran complejidad biológica, debido a los altos niveles de precipitación pluvial durante

la temporada de lluvias (mayo a octubre) y a la presencia de una surgencia eólica durante la temporada de nortes (noviembre a febrero) coincidiendo con la temporada de captura de camarón de alta mar (Fernández-Álamo *et al.*, 2000). Cambios estacionales en la productividad primaria se han reportado con relación a los periodos de surgencia (Gallegos-García y Barberán-Falcón, 1998).

Durante la temporada de nortes, el GT actúa como una bomba de nutrientes, enriqueciendo las aguas adyacentes del PTO, mientras que, fuera de esta temporada, tiende a ser un ecosistema tropical con bajos valores de Clorofila *a* (Cl *a*) y productividad primaria (Lara-Lara *et al.*, 1998). La variación anual de la concentración de pigmentos (Clorofila *a* + feofitinas; $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$) en el GT, es de octubre y abril, con máximos de noviembre a enero ($> 0.3 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$) (Lluch-Cota *et al.*, 1997).

6. MÉTODOS

6.1. Bases de datos

Para la obtención de la UE, se emplearon los registros históricos del esfuerzo pesquero en NB, NV y DV, así como la captura mensual (Ci), obtenidos de la zona 90 de pesca del GT, entre octubre 1991 y abril 2001. Esta información fue proporcionada por el Instituto Nacional de la Pesca (INP) a través del Centro Regional de Investigación Pesquera (CRIP) de Salina Cruz, Oaxaca a la Universidad del Mar en Puerto Ángel (UMAR-PA), Oaxaca, México, mediante el proyecto específico CRIP-UMAR: 2IR0801.

Para modelar la captura no reportada, se utilizaron los registros de Ci y captura total mensual por grupos de edad (Cig), ésta última fue proporcionada de 1989 a 1998 por el M. en C. Pedro Cervantes Hernández (de la UMAR), quien estimó a partir de la captura clasificada en categorías comerciales (10-14, 15-20, 21-25, 26-30, 31-35, 36-40, 41-50, 51-60 y más de 60 abdo menes por libra). Para mayores detalles de la conversión remítase a Cervantes-Hernández (2008).

6.2. Estandarización de las unidades de esfuerzo pesquero

Se desarrolló el Modelo Lineal General (MLG) de Nelder y Mead (en: Hilborn y Walters, 1992), para estandarizar las UDEP (NB, NV y DV). Para ello, se utilizaron como índices de estandarización a la CPUE, la Ci y el q . Previo a la realización del MLG y para no considerar a la CPUE como el único índice para generar la estandarización según diversos autores (Cubillos *et al.*, 1998; Yañez *et al.*, 1999; Gatica y Hernández, 2003; Ortiz de Urbina *et al.*, 2005), se aplicó un análisis discriminante (AD), para identificar de entre los índices anteriores, el más confiable estadísticamente, para la realización del MLG y obtener la UE.

El AD se utilizó, con el objeto de corroborar inicialmente la compatibilidad entre los tres tipos de UDEP, según el poder discriminante asociado a los índices CPUE, C_i y q_j . El AD se trabajo bajo los siguientes supuestos:

- I. Si las UDEP resultan en una discriminación total, entonces no existe compatibilidad entre éstas, por lo tanto, no se procede a realizar el MLG y la evaluación del estado de explotación de la pesquería de *F. californiensis* se realizará con base en NB, NV y DV.
- II. Si las UDEP resultan parcialmente discriminadas o no discriminadas, entonces se supone que tienen un grado de compatibilidad, por lo cual, se procede a realizar el MLG usando el mejor índice que resulte del AD. De manera que, la evaluación del estado de explotación de la pesquería de *F. californiensis* se realizará con base en UE, NB, NV y DV.

6.2.1. Análisis discriminante

Es una técnica de análisis multivariado, cuyo objetivo es la clasificación de un grupo de variables dependientes Y_n (no métricas), considerando el poder discriminante de un grupo de variables independientes X_n (métricas) (Hair *et al.*, 1999). El modelo matemático es:

$$Y_1 + Y_2 = c_{11} * X_{11} + c_{12} * X_{12} \dots\dots\dots + c_{ij} * X_{ij} \quad (1)$$

donde c_{ij} es la j -enésima carga canónica correspondiente a la variable x_j contenida en la función discriminante i .

De acuerdo con la función 1, el modelo adaptado para el caso que nos compete es:

$$NB + NV + DV = CPUE_{ij} + C_i + q_{ij} \quad (2)$$

donde:

NB , es el número de barcos efectivos en una temporada de pesca (de septiembre a mayo)

NV , es el número de viajes. Un viaje es la jornada global de una embarcación, que puede durar entre 1 y 30 días de pesca o días de viaje.

DV , es el número de días de viaje o días efectivos de pesca, durante la jornada global medida en NV.

$CPUE_{ij}$, es la captura por unidad de esfuerzo del mes i , obtenida por el esfuerzo j .

C_i , la captura total del mes i .

q_{ij} , es el coeficiente de capturabilidad del mes i , asociado al esfuerzo j .

La $CPUE_{ij}$ se estimó con base la relación propuesta por Hilborn y Walters (1992):

$$CPUE_{ij} = \frac{Ci}{f_j} \quad (3)$$

donde f es el esfuerzo de tipo j .

El coeficiente q_{ij} se obtuvo a partir de la relación de Gulland (1983):

$$q_{ij} = \frac{CPUE_{ij}}{Ci} \quad (4)$$

El poder discriminante de cada uno de los índices (CPUE, Ci y q), se evaluó con base en los siguientes estadísticos: Lambda de Wilk parcial (λ_p) (mayor a un valor ≈ 0) y valor de p (< 0.05). Adicionalmente, el índice que resulte con el mayor poder discriminante, deberá presentar, cargas canónicas mayores a 0.70 en el sistema interno de funciones canónico del AD, según Hair *et al.* (1999).

El AD fue procesado con el programa STATISTCA 0.6.

6.2.2. Modelo lineal generalizado

Considerando al índice que resulte con mayor poder discriminante, la obtención de la UE, se realizó con base en el correspondiente MLG, según la tabla I.

Tabla I. Opciones para el MLG según el índice que resulte con mayor poder discriminante en el AD.

Índice significativo en el AD.	MLG a desarrollar.	p_{ij}
a) CPUE	$\ln(f) = \ln(f_{ij}) + \sum \sum CPUE_{ij} * p_{ij} + \varepsilon$	$P_{ij} = \frac{q_{ij}}{q_s}$
b) q	$\ln(f) = \ln(f_{ij}) + \sum \sum q_{ij} * p_{ij} + \varepsilon$	$P_{ij} = \frac{q_{ij}}{q_s}$
c) Ci	$\ln(f) = \ln(f_{ij}) + \sum \sum Ci_{ij} * p_{ij} + \varepsilon$	$P_{ij} = \frac{q_{ij}}{q_s}$

i es el mes, j el tipo de esfuerzo, ε es el error de estimación y s es la desviación estándar, p_{ij} es la probabilidad de q en el mes i con el esfuerzo j .

El MLG fue procesado mediante el programa STATISTCA 6.0.

6.2.3. Pertinencia de la unidad estándar

Se ejecutó el modelo de Schaefer (1954) "versión en equilibrio" con las siguientes UDEP: NB, NV, DV y UE. Este es:

$$CPUE = b_0 + (b_1 * fi) + \varepsilon$$

donde:

b_0 , es el intercepto.

b_1 , es la pendiente.

fi , el tipo de esfuerzo pesquero o UDEP.

El esfuerzo óptimo (f_{opt}) y la captura óptima (C_{opt}) se estimaron con base en las siguientes funciones, según Sparre y Venema (1995):

$$C_{opt} = -0.25 * \frac{b_1^2}{b_0} \quad (5)$$

$$f_{opt} = -0.5 * \frac{b_1}{b_0} \quad (6)$$

Los escenarios de modelación que resultaron, fueron comparados entre sí, para obtener una conclusión acerca de la validación del uso de la UE en el modelo de evaluación en cuestión.

El modelo de Schaefer (1954) fue procesado con los programas Excel 2003 y STATISTICA 6.0.

6.3. Estimación de la captura no reportada

Para estimar la captura no reportada en la pesquería de *F. californiensis*, fueron desarrollados dos modelos: el Espectral-Normalizado y el Virtual. En ambos casos, la "La captura no reportada" (C_{nr} y C_{nrg} , respectivamente) se consideró según Cervantes-Hernández (2008) en apego a Bray (2000). Esto es, se consideró compuesta por errores de registro y por ocultamiento intencional de captura, las cuales se estimaron como un todo y no separadamente.

Descripción y bases teóricas de ambos modelos:

6.3.1. Modelo espectral-normalizado "estimación de la C_{nr} a partir de la captura total mensual (C_i)"

Se emplearon los datos históricos de C_i (ton.) de *F. californiensis* de octubre 1991 a marzo 2001. Con base en esta información, se construyó una serie de tiempo (S- C_i), a la que se le aplicó el análisis espectral de Kendall (1984), para obtener una componente interanual (I_T), la cual está constituida mensualmente por los errores (I_t). El modelo supone que la I_t , al ser aleatoria para cada uno de los meses, la probabilidad del error de registro mensual $P(I_t)$, no puede estimarse puntualmente; sin embargo, debido a que cada I_t , es acumulativo en el tiempo, su cuantificación puede obtenerse a través de I_T .

De acuerdo con Pielou (1984), la componente interanual I_T se ajustó a una distribución normal $I_T(0,1)$ con base en la cual, se estimó $P(I_t)$ para cada uno de los meses analizados, para ello, se usó el promedio y la desviación estándar de I_T , en:

$$P(I_t) = \frac{1}{\sigma_{I_t} \cdot \sqrt{2 \cdot \pi}} \cdot \exp - 0.5 \left(\frac{I_t^2}{2 \cdot \sigma_{I_t}} \right) \quad (7)$$

donde:

$P(I_\tau)$ es la probabilidad de cometer un error de registro I_τ , en el mes τ .

σ_{I_τ} es la desviación estándar de la componente irregular interanual I_τ .

π es el valor de $Pi = 3.14159265$.

El valor de la Cnr , se estimó al aplicar a cada registro mensual de C_i , la probabilidad $P(I_\tau)$ correspondiente al mes i . La adición de Cnr y C_i , representa el valor de la captura total en ton., que debió reportarse en el mes i .

La probabilidad del error de registro mensual $P(I_\tau)$, se obtuvo con base en los siguientes supuestos asociados a las componentes espectrales, de las cuales se estimó a $P(I_\tau)$ con desviación estándar σ_{I_τ} . Estos son:

Primeramente se extraen las componentes del ciclo (C) y la tendencia (T) de los datos históricos de C_i . El proceso en términos de $I_{\tau ik}$ (i año, k mes) con $m = 12$ meses, es:

1.- Se ajustó una recta por mínimos cuadrados a las medias anuales de la captura (\bar{C}_i).

2.- Se estimaron las medias mensuales de captura para los diferentes años ($\bar{C}_{.k}$).

3.- Se aisló la componente T con base en la serie de medias mensuales corregida $\bar{C}'_{.k} = -\frac{b(k-1)}{m}$. Donde b es un coeficiente del modelo.

4.- Se cálculo la media global corregida $\bar{C}' = \frac{\bar{C}'_1 + \bar{C}'_2 + \dots + \bar{C}'_m}{m}$

5.- La componente T se estimó con $T_{ik} = \bar{C}'_{.k} - \bar{C}'$ y C con $C_{ik} = \bar{C}_i - \bar{C}_{.k}$.

6. Finalmente se estima el error de I_τ con la diferencia móvil de $T_{ik} - C_{ik}$

El modelo Espectral-Normalizado fue procesado con el programa STATISTCA 6.0.

6.3.2. Modelo virtual “estimación de la $Cnrg$ a partir de la captura total por grupos de edad (Cig)”

Para desarrollar este modelo, fueron empleados los datos históricos de la Cig de *F. californiensis* entre 1989 y 1998. Con base en esta información, se construyó una matriz de datos denominada Cig, cuyas dimensiones son: 120 renglones (r) o número total de cohortes y 14 columnas (q) o número total de grupos de edad (de entre tres y 16 meses). Las unidades de Cig son las reportadas por Cervantes-Hernández (2008) (número total de camarones x 10^4).

La matriz C_{ig} y las tasa de mortalidad natural (M) estimada por Ramos-Cruz *et al.* (2006) en la fase marina de *F. californiensis* del GT entre 1989 y 1998 ($M = 0.22$ mensual), se utilizaron para desarrollar el análisis de población virtual (APV) según Pope (1972), que se describe en el apéndice I.

Con base en lo anterior, fueron modeladas dos matrices de datos: a) la matriz de abundancia mensual por grupos de edad (N_{ig}) y la matriz de mortalidad por pesca mensual (F) por grupos de edad (Fig). La primera representa el número total aproximado de camarones, que debió haber existido por grupos de edad en la población natural de alta mar; mientras que la segunda, representa el valor aproximado de F , al cual estuvieron sometidos cada uno de los grupos de edad en N_{ig} . Ambas matrices poseen las mismas dimensiones que C_{ig} .

El modelo en cuestión, consideró la aplicación del valor porcentual de los Fig , sobre la abundancia en N_{ig} . Este último proceso, generó una tercera matriz (C_p), cuya información representa, el número total de camarones por grupos de edad, que fueron removidos mensualmente de la población natural, debido a la acción de pesca.

Para estimar el valor de la captura no reportada por grupos de edad, se aplicó la siguiente función:

$$C_{nrg} = C_{ig} - C_p \quad (8)$$

El modelo virtual fue procesado con el programa STATISTCA 6.0.

6.3.2.1. Supuestos del modelo virtual

- I. No se consideró la interacción de la población de *F. californiensis* con otras poblaciones naturales en el GT; sin embargo, el efecto de la tasa de mortalidad natural (M), incluye las muertes ocasionadas por la depredación, edad avanzada y las enfermedades (mortalidad denso-dependiente), además de las ocasionadas por la variabilidad ambiental (mortalidad denso-independiente).
- II. La variación interanual de la abundancia de las cohortes analizadas a la edad g , es de tipo exponencial negativo con $Z_{ig} = M + Fig$. Esto es:

$$N_{ig} = N_0 \cdot \exp^{-Z_{ig}} \quad (9)$$

- III. Las matrices C_{ig} y N_{ig} están asociadas en la siguiente función de calibrado:

$$C_{ig} = \frac{Fig}{Z_{ig}} \cdot N_0 \cdot \exp^{-Z_{ig}} \quad (10)$$

IV. El reclutamiento, M y el efecto de selectividad, fueron consideradas constantes durante el periodo de explotación.

Los resultados obtenidos por ambos modelos, no fueron comparados, debido a la diferencia que existe entre unidades.

Las estimaciones de la Cnr y $Cnrg$, se realizaron considerando las siguientes temporadas de pesca (siete para el espectral-normalizado y nueve para el modelo virtual), no se contó con registros de C_i y C_{ig} durante las temporadas de veda (seis para el espectral-normalizado y ocho para el modelo virtual). Sin embargo, éste último, generó estimaciones de $Cnrg$, como si se tratara de temporadas de pesca. Para mayor detalle acerca de las características pesqueras y biológicas de las temporadas de veda y pesca, recomendamos al lector consultar a Gallardo-Berumen (2005).

7. RESULTADOS

7.1 Estandarización de las unidades de esfuerzo pesquero

7.1.1. Análisis discriminante

Del AD fueron extraídas 2 dimensiones, que se especifican en la tabla II.

Tabla II. Dimensiones generadas por el AD.

	R^2_{cc}	λ_G	p
DI	0.68	0.54	0.00
DII	0.02	1.000	0.97

Dimensión I (DI), Dimensión II (DII), coeficiente de correlación canónica (R^2_{cc}), Lambda Wilk General (λ_G), nivel de probabilidad (p).

Como puede observarse, el primer sistema de funciones canónico (DI), explicó el 68 % de la varianza ($p < 0.05$), mientras que, el segundo (DII) el 2 % ($p > 0.05$). De manera que, se utilizó a la DI y con base en ésta, se obtuvo el siguiente sistema de funciones canónico:

$$\begin{aligned}
 CI &= 0.703 - 770.63 * q_i - 0.007 * CPUE_i + 7.24 * 10^{-5} * C_i \\
 CII &= -0.606 + 848.66 * q_i - 0.012 * CPUE_i + 6.79 * 10^{-5} * C_i
 \end{aligned}
 \tag{11}$$

donde:

CI , función canónica I de DI.

CII , función canónica II de DI.

q_i , coeficiente de capturabilidad del mes i .

$CPUE_i$, captura por unidad de esfuerzo del mes i .

C_i , wcaptura del mes i .

Las constantes son los coeficientes lineales canónicos estimados en cada una de las funciones CI y CII .

El grafico territorial que se generó al interactuar las funciones anteriores, se muestra en la figura 2.

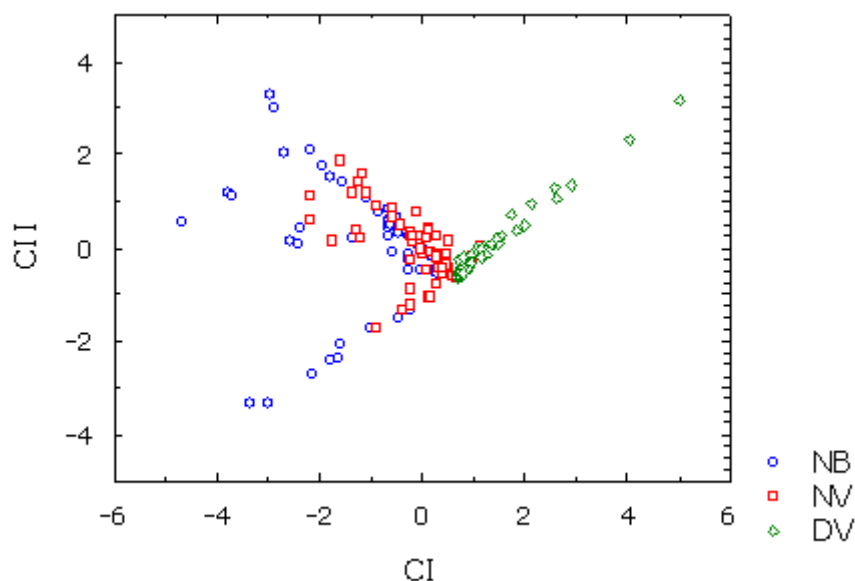


Figura 2. Grafico territorial de discriminación según la función 11 del AD. NV: número de viajes, NB: número de barcos, DV: numero de días de viaje.

De acuerdo con la figura 2, DV se encontró totalmente discriminado con respecto a NB y NV (100 %). De 44 NB, 31 se agruparon en barcos y 13 en NV (52 % de NB fue discriminado). De 65 NV, 40 se agruparon en viajes y 25 se traslaparon con NB (el 67 % de NV fue discriminado).

Lo anterior sugiere, que NB y NV aparentemente son compatibles, ya que aproximadamente el 50 % de éstos se observaron no discriminados. DV resultó no compatible con éstas últimas, debido a que se observó discriminado al 100 % (Fig. 2).

De acuerdo con los resultados descritos en las tablas III y IV, se concluye que el índice q , es responsable de los porcentajes de discriminación obtenidos en la figura 2. Al respecto, q mostró la carga canónica más alta en ambas funciones canónicas (Tabla III) y su poder discriminante en CI resultó estadísticamente significativo, ya que obtuvo el valor más bajo de λ_p con $p < 0.05$ (Tabla IV).

Tabla III. Carga canónica de los índices CPUE, q y C_i en D1.

	CI	CII
CPUE	-0.46	-0.42
q	-0.81	0.45
C_i	0.00	0.00

Función canónica I (CI), función canónica II (CII).

Tabla IV. Validación del poder discriminante de los índices CPUE, q y Ci en D1.

	λ_p	p
CPUE	0.89	0.00
q	0.80	0.00
Ci	0.85	0.00

Lambda Wilk parcial (λ_p), nivel de probabilidad (p).

A pesar de que la CPUE y Ci, fueron estadísticamente significativos de acuerdo con la tabla IV, éstos no fueron tomados en cuenta, ya que sus respectivas cargas canónicas en CI y CII resultaron menores a 0.70 (Tabla III).

Considerando que DV resultó totalmente discriminada con respecto a NV y NB, y que ésta últimas resultaron no discriminadas, se aplicó el supuesto número II asociado al AD (Pag. 12), por lo que se procedió a realizar la estandarización de las UDEP, utilizando el MLG (b) contenido en la tabla I (Pag. 13).

7.1.2. Modelo lineal generalizado

De acuerdo con la discriminación observada en la figura 2, el MLG en términos de q (Tabla I, inciso b), generó la UE descrita en la figura 3 y sus respectivas componentes (Fig. 4), las cuales fueron consientes con los resultados descritos en la figura 2. A pesar de lo anterior, las componentes resultaron con una diferencia significativamente en cuanto a la varianza de registro ($F = 7.73, p < 0.05$) (Fig. 5), pero no así con respecto al valor promedio de registro según el MLG y el AD. Lo anterior se observó al comparar las figuras 2 y 5, en está última, el NB resultó con la varianza más alta de registro, seguido por el NV y finalmente los DV; mientras que en la figura 2, la discriminación observada es más consistente con el patrón de las medias observadas en la figura 5. Lo anterior demuestra que el MLG generó la UE considerando únicamente la media de registro y aparentemente, no se tomó en cuenta la diferencia entre las varianzas de registro, por lo tanto, esta incompatibilidad de estimadores, sugiere que la UE fue obtenida forzadamente, lo que sugiere, que estadísticamente ninguna de las UDEP son compatibles entre si (Fig. 5).

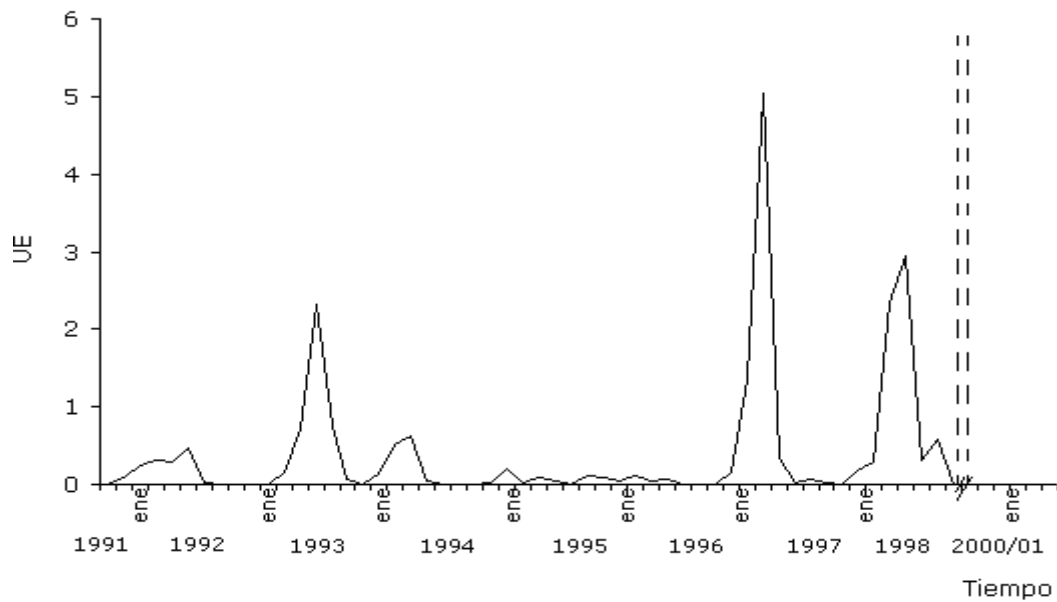


Figura 3. Unidad de esfuerzo pesquero estándar (UE), periodo de octubre 1991 a abril 2001. (//) temporadas 98-99 y 99-00, en las cuales se tienen registros mínimos de captura (Ci).

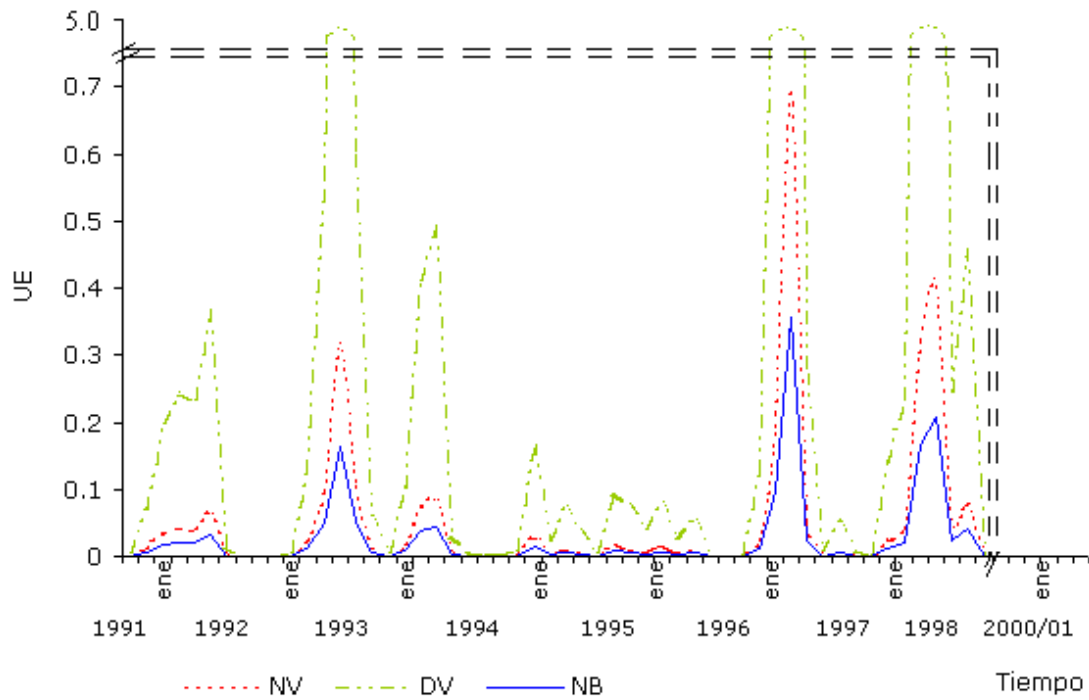


Figura 4. Componentes de la UE (Fig. 3), periodo de octubre 1991 a abril 2001. (//) en el eje X: igual a la figura 3. En el eje Y los DV se extiende hasta 5.0.

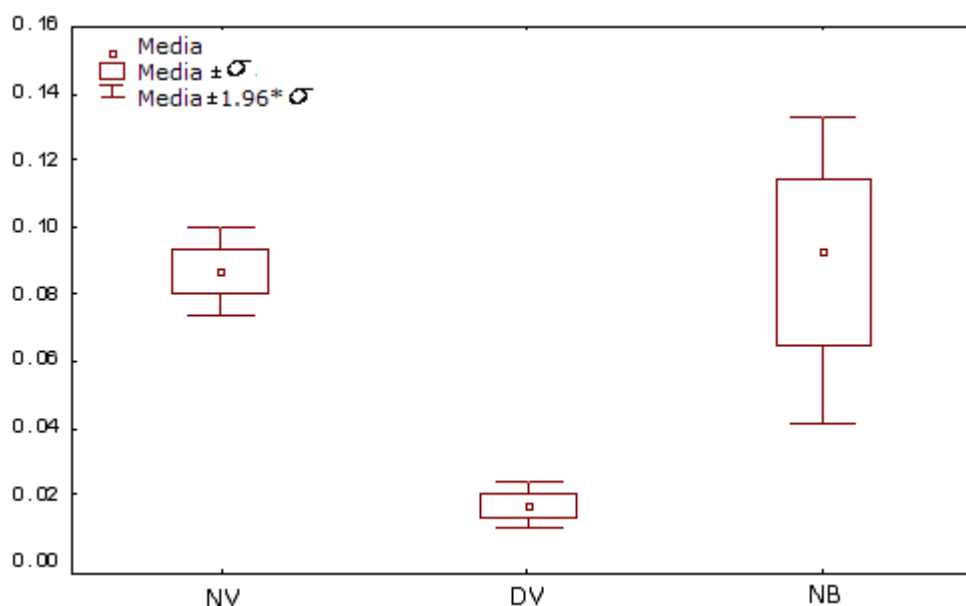


Figura 5. Graficas de cajas, obtenidas del MLG, para las componentes de la UE (Fig. 4), durante el periodo de octubre 1991 a abril 2001.

De acuerdo con lo anterior, el proceso de estandarización descrito resultó estadísticamente no confiable, sin embargo y atendiendo a los resultados obtenidos con base en el AD y el MLG, el proceso de estandarización se llevo a cabo, a recomendación de la literatura consultada. Por lo tanto, se prosiguió con uso de la UE para desarrollar la evaluación de la pesquería de camarón café (*F. californiensis*), con base en Schaefer (1954).

7.1.3. Pertinencia de la unidad estándar

Utilizando las diferentes UDEP, los resultados obtenidos con base en el modelo Schaefer (1954) se proporciona en la tabla V. Como puede observarse, ninguna de las UDEP resultó compatible en términos de f_{opt} . Por otra parte, en términos de C_{opt} , NV y DV resultaron en estimaciones similares, mientras que, NB resultó con una diferencia de ± 298 y 456 ton., con respecto a los anteriores. La UE resultó sub-estimada en ambos casos y obviamente sin una unidad definida (S/U) para f_{opt} y C_{opt} (Tabla V).

Tabla V. Estimación de f_{opt} y C_{opt} de octubre 1991 a abril 2001 al aplicar el modelo de Schaefer (1954).

Estimador	UE	NB	NV	DV
f_{opt}	1.1 (S/U)	83	269	2,496
C_{opt}	201 (S/U)	973 ton.	1,429 ton.	1,271 ton.
b_0	341.67	23.45	10.62	1.03
b_1	-145.16	-0.14	-0.02	-0.0002
p	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05

Los resultados gráficos que se obtuvieron para la evaluación se describen en las figuras 6 a 9.

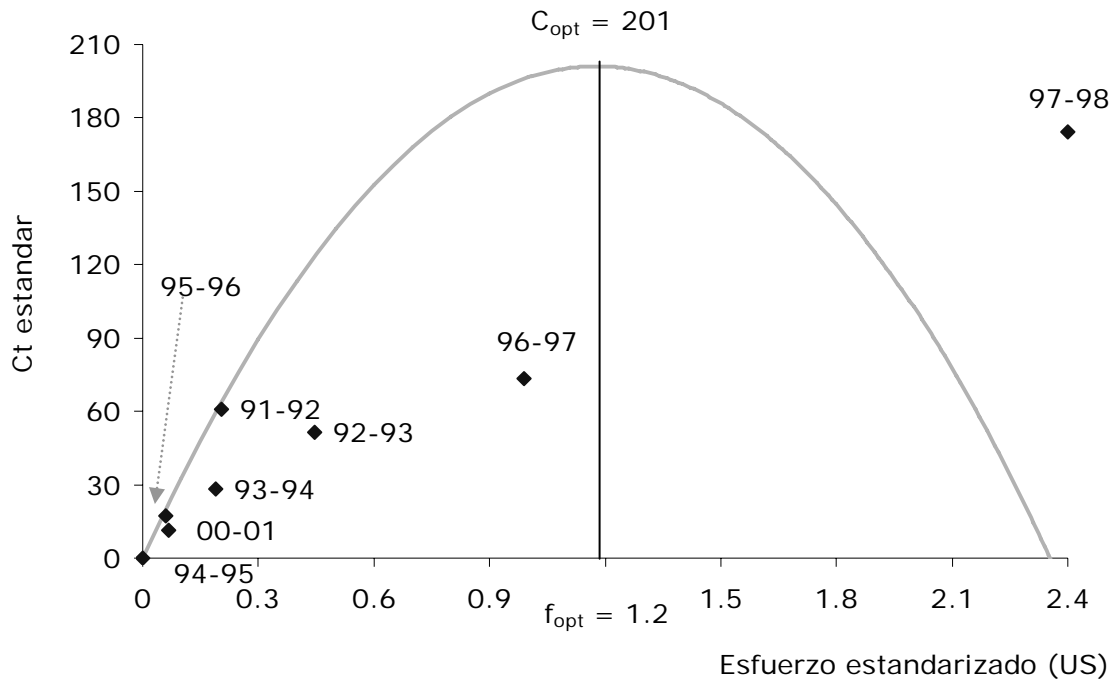


Figura 6. Modelo de Schaefer con UE. Periodo de octubre 1991 a abril 2001.

La figura 6 indicó que el 100 % de la variación interanual de la Ci estándar por temporadas de pesca (la cual esta representada con diamantes) se observó en la zona de bajo riesgo del modelo, muy cercana al origen de los ejes UE-Ci, indicando así, que la pesquería fue explotada aparentemente con una baja presión de pesca y como puede observarse, fue nula o casi nula durante las temporadas 94-95, 95-96 y 00-01, respectivamente, lo que implica suponer, que se trata de una pesquería en desarrollo (o virgen), que se observó en un estado aceptable de explotación. La mayor actividad de pesca se desarrolló en un intervalo de unidades estándar de Ci entre 0 y 80. Los resultados del modelo, sugieren que es posible incrementar la UE por arriba del valor óptimo ($f_{opt} = 1.2$), ya que durante la temporada de pesca 97-98, a un valor de 1 UE, se obtuvieron 80 unidades estándar de Ci (Fig. 6), muy por de bajo del valor de C_{opt} estimada de 201 (Tabla V).

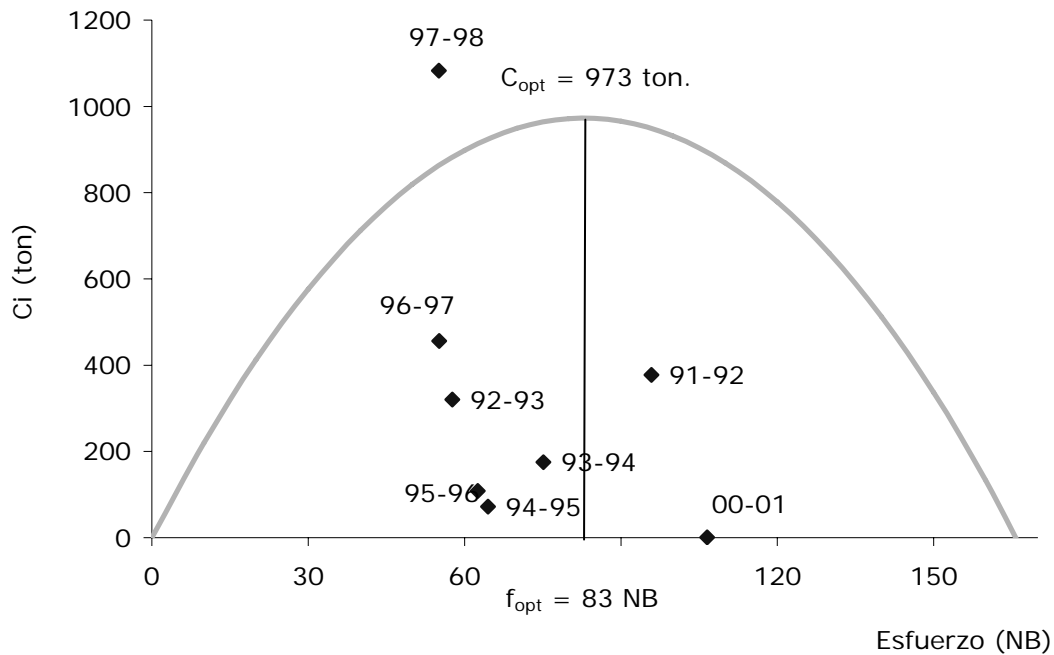


Figura 7. Modelo de Schaefer con NB. Periodo de octubre 1991 a abril 2001.

La figura 7, indicó que el 75 % de la variación interanual de la Ci por temporadas de pesca (diamantes azules), se observó en la zona de bajo riesgo del modelo, sugiriendo en primera instancia un estado aceptable de explotación durante los años especificados para este caso. Sin embargo, las temporadas 91-92 y 00-01 fueron observadas en la zona de alto riesgo con incrementos de 96 y 107 NB, respectivamente. Sin embargo, los niveles de Ci fueron similares a los observados en años anteriores.

La temporada 91-92, siguió un retroceso en el NB de 93-94 a 97-98, lo cual se considera prudente, sin embargo, en la última temporada 00-01, se observó un descenso y un cambio de posición, que no se observó con el modelo de la figura 6. Considerando ambas secciones de la curva, la pesquería se encontró finalmente con un corrimiento hacia la parte de sobre-explotación del modelo.

Los niveles de captura extraídos se encontraron entre 179 y 500 ton., entre los 55 y 107 NB, sin embargo, en este caso, la temporada de pesca 97-98 (1,100 ton.), superó el valor de C_{opt} estimada en 973 ton. (Tabla V). En el modelo con la UE, dicha temporada fue observada en la zona de bajo riesgo por debajo de C_{opt} (Fig. 6). El modelo indicó que no es posible el incremento de NB (por arriba de 110), ya que como se observó en las temporadas 91-92 y 00-01, las Ci supero el intervalo de explotación que se consideró sustentable.

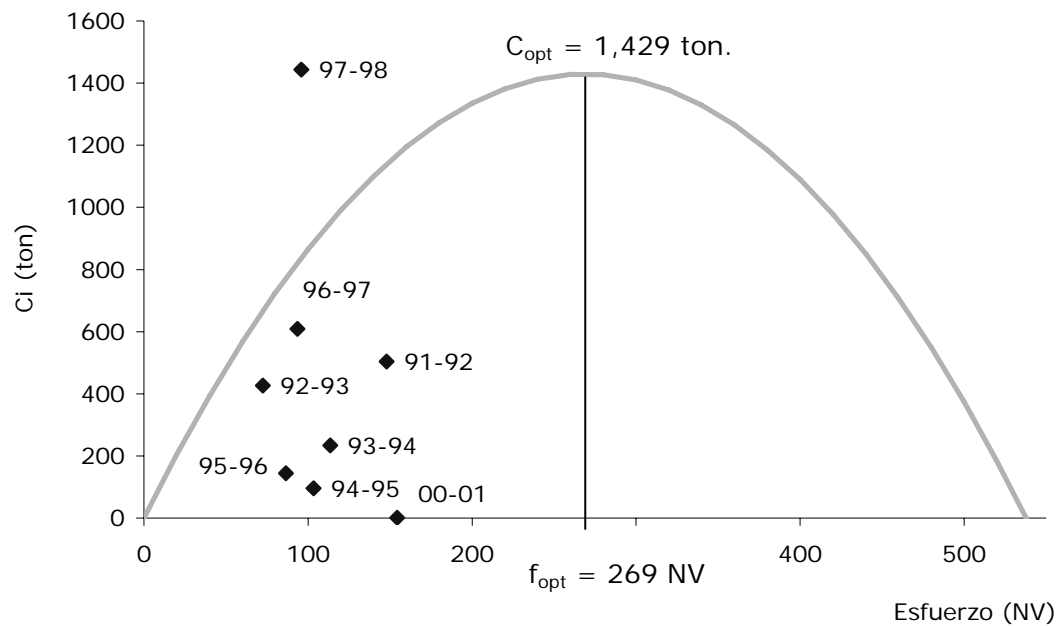


Figura 8. Modelo de Schaefer con NV. Periodo de octubre 1991 a abril 2001.

En la figura 8, se observa que el 100 % de la variación interanual de la Ci por temporadas de pesca (diamantes), esta en la zona de bajo riesgo del modelo, dando evidencia que le pesquería se encontró en un estado aceptable de explotación. A diferencia del modelo con UE (Fig. 6), los niveles de la captura extraída reflejan una actividad de pesca con extracciones entre 103 y 600 ton., entre 96 y 176 NV, nótese la aparente alineación de las temporadas de pesca 92-93, 95-96 y 96-97, las cuales ocurren a un valor similar de NV (99); mientras que, las temporadas 93-94 y 94-95 a 102 NV y las temporadas 91-92 y 00-01 a 175 NV. Lo anterior explica en parte, la poca variabilidad observada en la figura 5 para NV. En el modelo se asume, que dentro del intervalo propuesto, es posible el aumento del NV por arriba de f_{opt} (269 NV) (Tabla V)

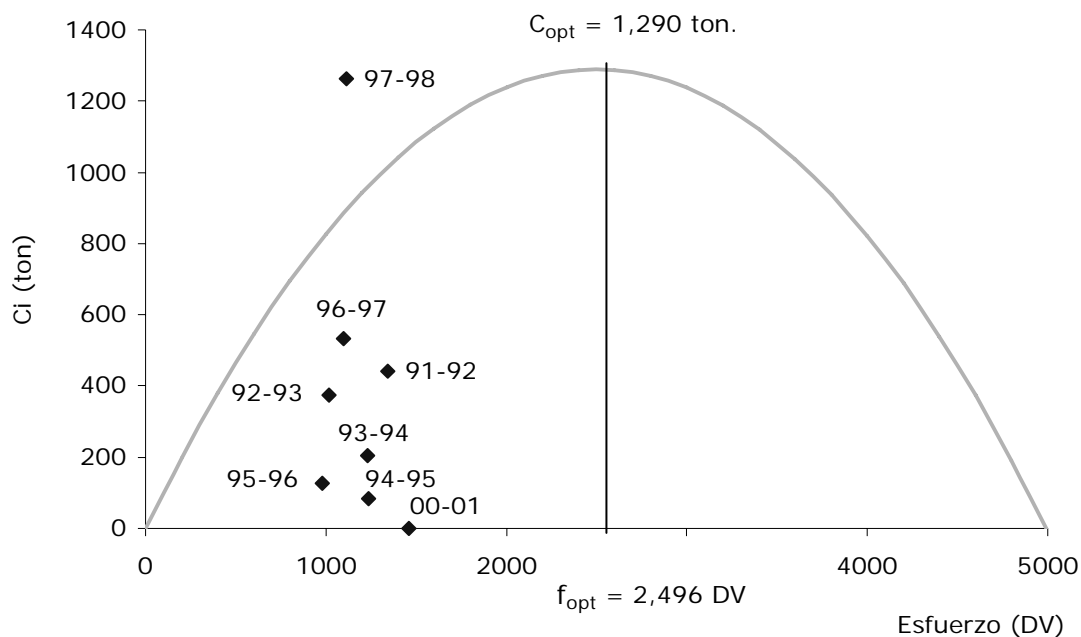


Figura 9. Modelo de Schaefer con DV. Periodo de octubre 1991 a abril 2001.

La figura 9, indicó que el 100 % de la variación interanual de la Ci por temporadas de pesca (diamantes), se observó en la zona de bajo riesgo del modelo, indicando con esto que le pesquería se encontró en un estado aceptable de explotación. Los niveles de captura extraída reflejaron una actividad de pesca similar a las visualizadas con NV y NB (Figs. 7 y 8), pero dentro de un intervalo más estrecho de esfuerzo, entre 980 y 1,460 DV. La alineación de las temporadas de pesca 92-93, 95-96, 96-97, 97-98 a un mismo valor (DV \approx 980) y 91-92, 93-94 y 94-95 (1,235 \approx DV), resultó más clara, que la observada en NV (Fig. 8). Lo anterior confirma que DV posee menor variabilidad con relación al NV, razón por la cual estos resultados fueron confinados a un intervalo más estrecho de UDEP, con valores repetitivos de DV, que se asocian a la variación interanual de la Ci. En el modelo se supone, que dentro del intervalo propuesto, es posible el aumento de DV cerca o por arriba de f_{opt} (2, 496 DV) (Tabla V).

Los resultados descritos en las figuras 7, 8 y 9, sugieren que el modelo de Schaefer (1954) resultó en escenarios distintos de explotación debido principalmente a la varianza de registro observada en las UDEP (Fig. 5) y en el valor de f_{opt} (Tabla V). El escenario generado con la UE, no reflejó en absoluto la situación histórica de la pesquería, debido a que ésta fue obtenida sin considerar la variación entre las UDEP, razón por la cual, f_{opt} y C_{opt} resultaron subestimados. Las figuras 5 y 7, indicaron que el NB al presentar la mayor variabilidad de registro, ofrece mayores garantías para realizar la evaluación de la pesquería de *F. californiensis* en el GT, con relación a las otras UDEP que presentaron una menor variabilidad de registro y en las cuales se obtuvo un estado aceptable de explotación.

7.2. Estimación de la captura no reportada

7.2.1. Modelo espectral-normalizado "estimación de la Cnr a partir de la captura total mensual (Ci)"

Como puede observarse en la figura 10, las estimaciones de Cnr fueron obtenidas a intervalos de tiempo, en las temporadas de pesca (septiembre a mayo 91-92, 92-93, 93-94, 94-95, 95-96, 96-97 y 97-98). La Ci en cada una de las temporadas de pesca resultó inferior con relación a Cnr, entre octubre 1991 y julio 1998. La variación interanual de ambos tipos de captura fue consistente en cada una de las temporadas, así como las fechas en las cuales se registraron los máximos. Los coeficientes de variación para ambos tipos de captura se estimaron e 1.166 % y 1.594 %, respectivamente.

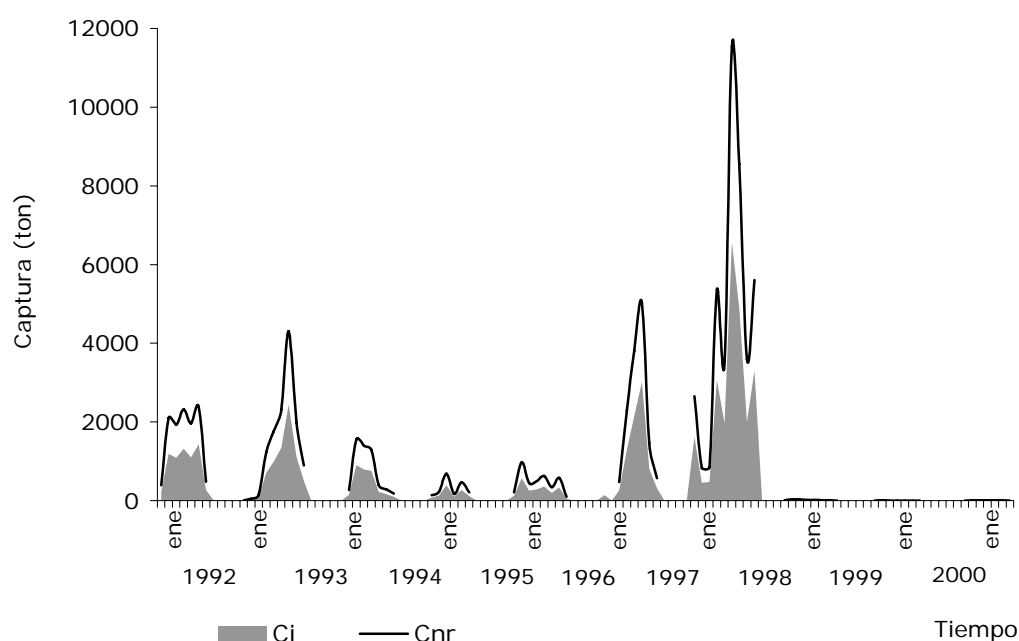


Figura 10. Modelo espectral-normalizado. El área gris representa a la captura total mensual reportada (Ci), el área blanca entre Ci y la línea negra superior representa a la captura no reportada (Cnr). Los espacios entre la variación interanual en el eje X, son temporadas de veda.

Es importante resaltar que en las temporadas de pesca 96-97 y 97-98, se observaron los valores más altos de Ci y Cnr (Fig. 10), sin embargo y de acuerdo con la literatura existente (Hernández-Carballo y Macías, 1996; Cervantes-Hernández *et al.*, 2006), dichos registros se consideran excesivos en comparación con el intervalo de Ci registrado para el GT en (4,500 y 6,000 ton.). De la misma manera, los mínimos observados entre julio 1998 y abril 2001 (Fig. 10), no fueron consistentes con lo reportado en la literatura, debido a que su registro fue extremadamente bajo. De manera que, a partir de la temporada 96-97, suponemos que se cometieron errores graves en los reportes de arriba, por lo cual y a partir de ésta última fecha, las estimaciones de la Cnr no son confiables.

A pesar de lo antes señalado, los máximos de estas series se observaron consistentemente a finales y principios de cada año, con una amplitud de ascenso que va de noviembre y marzo durante las temporadas de pesca. A pesar de que los mínimos no fueron estimados, la oscilación de ambas series sugieren que éstos debieron ocurrir en verano, dentro de las temporadas de veda (mayo-agosto 1992, junio-agosto 1993, 1994, 1995, 1996 y 1997) (Fig. 10). Entre octubre 1991 y septiembre 1996 (rango confiable), el efecto de correlación entre Ci y Cnr fue directamente proporcional con $r = 0.99$ y $p < 0.05$, esto es, la Cnr fue mayor durante los intervalos en los cuales ascendió la Ci.

Los porcentajes estimados de Ci y Cnr durante las temporadas de pesca (septiembre a mayo 91-92, 92-93, 93-94, 94-95, 95-96), se resumen en la tabla VI.

Tabla VI. Porcentaje de Ci y Cnr durante las temporadas de pesca de octubre 1991 a septiembre 1996.

Temporadas de pesca	% de Ci	% de Cnr
91-92	18.76	14.03
92-93	20.45	15.50
93-94	8.70	6.49
94-95	3.05	2.29
95-96	6.13	4.60

El porcentaje acumulado considerando a las cinco temporadas entre 1991 y 1996, fue de 57 % para Ci y 43 % para Cnr en el GT (Fig. 11).

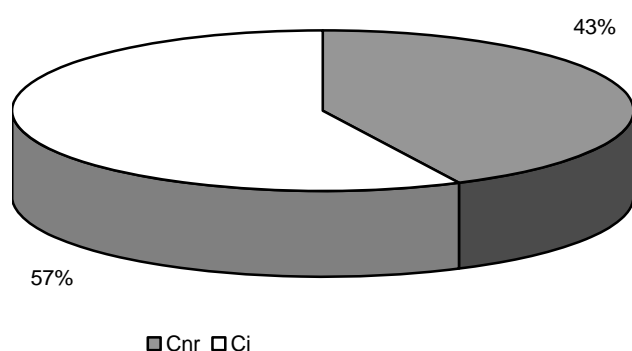


Figura 11. Porcentaje acumulado de la captura reportada (Ci) y no reportada (Cnr), según el modelo espectral-normalizado, de octubre 1991 a septiembre 1996.

De acuerdo con la información reportada de Ci (Fig. 10 y Tabla VI), se tiene que en el GT, entre octubre 1991 y septiembre 1996, fueron extraídas y reportadas 20,115 ton. de Ci (57 %), 15,114 ton. no fueron reportados (43 %), dando un total de extracción de 35,230 ton. (100 %), aproximadamente (Fig. 11).

7.2.2. Modelo virtual "estimación de la Cnrg a partir de la captura total por grupos de edad (Cig)"

De este modelo, fueron extraídas las series de tiempo de Nig, Cig y Cnrg, mediante la adición mensual de los grupos de edad entre los 3 y 16 meses de *F. californiensis* de 1989 a 1998 (Fig. 12). La serie Ntg no presentó interrupciones con respecto a las temporadas de veda (junio-agosto 1990, junio-agosto 1992, 1993, 1994, 1995, 1996 y 1997), ya que ésta se obtuvo de una reconstrucción virtual con $F = M$, por lo que las cohortes fueron reconstruida a plenitud.

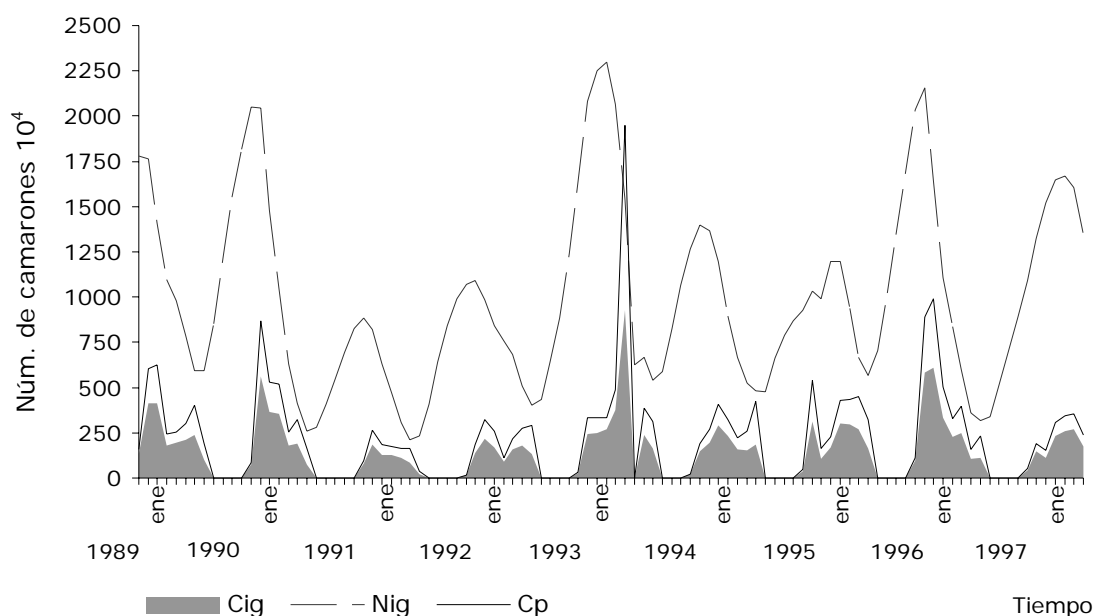


Figura 12. Modelo virtual. El área gris representa la captura reportada por grupos de edad (Cig), el área blanca entre Cig y la línea negra continua (Cp), es Cnrg. La línea gris punteada es Nig. Los espacios entre la variación interanual en el eje X, son temporadas de veda.

En cada una de las temporadas de pesca la Cig resultó inferior con relación a Cnrg (septiembre-mayo 90-91, 91-92, 92-93, 93-94, 94-95, 95-96 y 96-97). Entre 1989 y 1998, la variación interanual de ambos tipos de captura fue consistente en cada una de las temporadas, así como las fechas en las cuales se registraron los máximos de la captura total por grupos de edad (entre finales y principio de año). Los coeficientes de variación para ambos tipos de captura se estimaron en 1.166 % y 1.594 %, respectivamente.

Los máximos de las series Ci y Cnrg en el modelo espectral-normalizado (Fig. 10), fueron consistentes (pero no comparables en magnitud) con el modelo virtual (Fig. 12); y al igual que en el primer modelo, los mínimos no fueron estimados durante las temporadas de pesca. Sin embargo, se utilizó la oscilación de Nig, como apoyo, para demostrar que éstos ocurrieron durante el verano, durante las temporadas de veda (Fig. 12).

Entre 1989 y 1998, el efecto de correlación entre Cig y Cnrg fue directamente proporcional con $r = 0.88$ y $p < 0.05$; mientras que, entre Nig y Cp el efecto fue de $r = 0.95$ y $p < 0.05$.

Los porcentajes estimados de Cig y Cnrg en cada una de las temporadas de pesca, se resume en la tabla VII.

Tabla VII. Porcentaje de Cig y Cnrg durante las temporadas de pesca entre 1989 y 1998.

Temporadas de pesca	% de Cig	% de Cnrg
89-90	8.39	4.01
90-91	7.99	4.23
91-92	3.26	1.57
92-93	4.92	2.59
93-94	11.12	7.47
94-95	6.22	3.22
95-96	7.39	4.23
96-97	10.31	5.79
97-98	5.51	1.79

El porcentaje acumulado, considerando a las nueve temporadas entre 1989 y 1998, fue de 65 % para Cig y 35 % para Cnrg en el GT (Fig. 13).

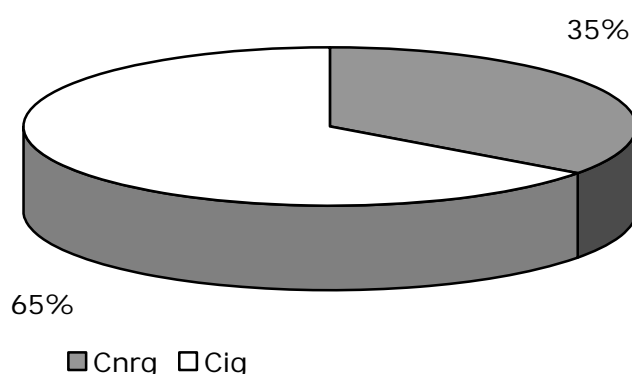


Figura 13. Porcentaje acumulado de la captura reportada (Cig) y no reportada por grupos de edad (Cnrg) según el modelo virtual , entre 1989 y 1998.

De acuerdo con la información reportada de Cig (Fig. 12 y Tabla VII), se tiene que en el GT, entre 1989 y 1998, fueron extraídos y reportados $14,616 \times 10^4$ organismos (65 %) y $7,830 \times 10^4$ organismos no fueron reportados (35 %), dando un total de extracción de $22,446 \times 10^4$ organismos, aproximadamente (Fig. 13).

A partir de la matriz Fig, se estimó la tasa de mortalidad por pesca (F) para cada grupo de edad, las cuales fueron utilizadas para identificar a los grupos de edad que fueron sobre-explotados y sub-explotados en la población natural, durante las 9 temporadas de pesca (Fig. 14).

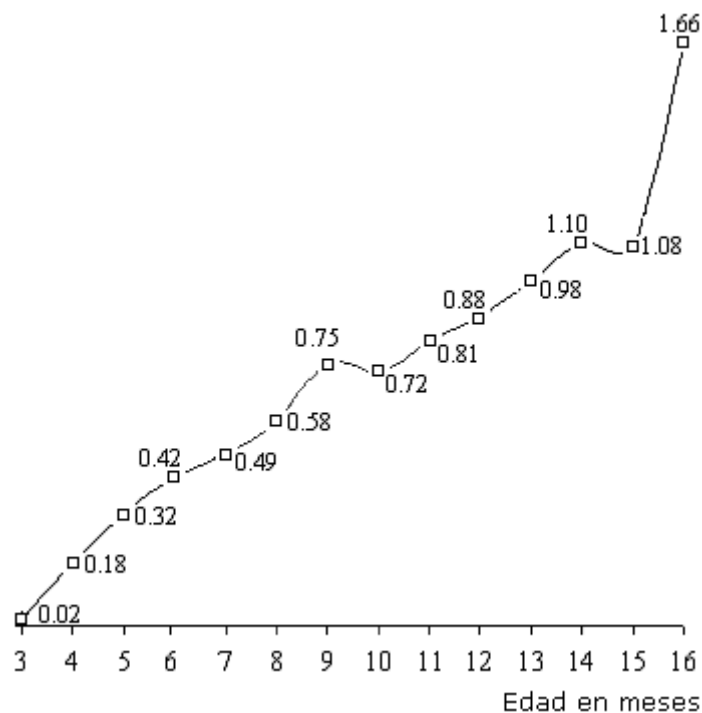


Figura. 14. Tasa mensual de mortalidad por pesca (F) estimada para cada uno de los grupos de edad contenidos en la matriz Ntg. (Tomado de Ramos-Cruz *et al.* 2006).

La figura 14, sugiere que entre 1989 y 1998, la población de camarón café evidenció una tasa de mortalidad por pesca (F), mayor a la tasa de mortalidad natural (M) a partir de los cinco meses de edad ($F_5 = 0.32$ y $M = 0.22$ mensual según Ramos-Cruz *et al.* 2006). Los grupos de edad más afectados por la pesca se registraron entre 9 y 16 meses de edad. La edad de reclutamiento de *F. californiensis* se encontró a los cuatro meses de edad con $F_4 = 0.18$ mensual. Esta edad es consistente con diversos autores (Chávez, 1974; López-Rasgado, 2003; García-Jiménez, 2004; INP, 2004; Cervantes-Hernández, 2008). Lo anterior sugiere, que durante las temporadas de pesca, la edad de reclutamiento fue explotada moderadamente con relación a los demás grupos de edad. El grupo de tres meses registró un valor de $F_3 = 0.02$ mensual, lo que sugiere, que este grupo no fue explotado por la pesca industrial, o que en el ambiente marino, ésta edad se encontraba parcialmente reclutado a la pesquería.

Adicionalmente, el análisis de la matriz Fig por grupos de edad, indicó que las edades entre los 10 y 16 meses fueron sobre-explotadas en la población natural (entre 0.72 y 1.66 mensual), mientras que, las edades entre los cinco y nueve meses, fueron sub-explotadas (entre 0.32 y 0.75 mensual) (Figura 14).

Con base en lo anterior y de acuerdo con la figuras 14 y 15, se sugiere que en el GT entre 1989 y 1998, la Cig y la Cnrg estuvieron constituidas mayoritariamente por los grupos de edad entre los cinco y nueve meses (con una pequeña fracción del grupo de cuatro meses), según los porcentajes descritos en la tabla VIII.

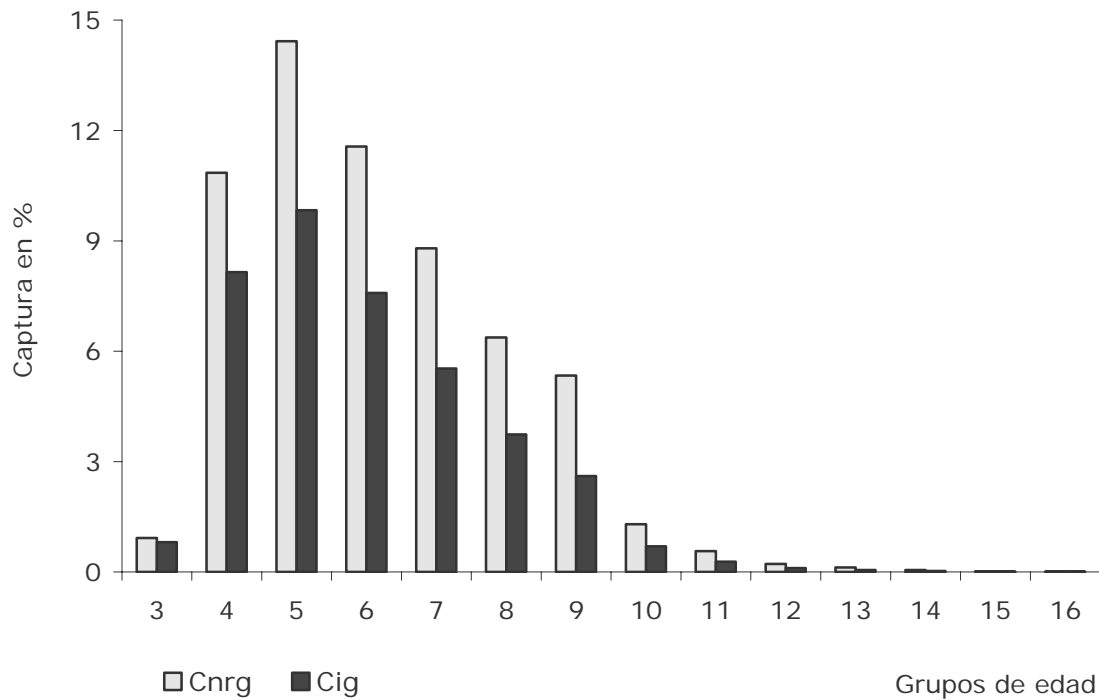


Figura 15. Porcentaje de los grupos de edad de camarón café, en la captura clasificada por categorías en el Golfo de Tehuantepec, de 1989 a 1998.

Tabla VIII. Porcentaje de los grupos de edad de camarón café en Cig y Cnrg entre 1989 y 1998.

Grupos de edad	% de Cig	% de Cnrg
3	0.809	0.918
4	8.147	10.854
5	9.832	14.429
6	7.583	11.563
7	5.532	8.802
8	3.737	6.373
9	2.612	5.338
10	0.697	1.298
11	0.282	0.563
12	0.108	0.221
13	0.056	0.120
14	0.024	0.056
15	0.007	0.016
16	0.012	0.013

8. DISCUSIÓN

8.1. Estandarización de las unidades de esfuerzo pesquero

En la sección introductoria, se mencionó que diferentes autores sostienen un debate respecto a cuál UDEP es mejor para desarrollar los modelos de evaluación en diferentes pesquerías a nivel mundial; mientras que otros, recomiendan el uso de una UE de esfuerzo para solucionar este conflicto.

En el caso de organismos donde es difícil estimar la edad con exactitud (como en los camarones peneidos), los modelos con fines de conservación y aprovechamiento son difíciles de obtener (Watson *et al.*, 1996). Ye (2000), indicó que la mayoría de las pesquerías de camarón a nivel mundial, no cuentan

con buenos registros de cohortes y tallas de captura-edad, por está razón, frecuentemente, la CPUE se utiliza para desarrollar modelos de evaluación.

En el caso de las pesquerías de escama de alta mar en Chile, diversos autores (Cubillos *et al.*, 1998; Yáñez *et al.*, 1999; Gatica y Hernández, 2003; Ortiz de Urbina *et al.*, 2005) sostienen que la CPUE es el índice pesquero más confiable que debe utilizarse, si se pretende estandarizar diferentes UDEP o diferencias en el poder de pesca. Los autores justifican este hecho, con base en lo estipulado por (Shimada y Schaefer, 1956; Beverton y Holt, 1957; Sunden *et al.*, 1981), quienes indicaron que dependiendo de la calidad y cantidad de la información con que se cuente, la CPUE es capaz de reflejar la compatibilidad entre las diferentes características de la flota de pesca, en función de la variación ambiental.

Desde mi particular punto de vista y considerando la experiencia que he obtenido en el análisis de bases de datos de camarón y escama comercial ribereña y de alta mar, considero que lo expuesto por Ye (2000), es aplicable al caso chileno y a las pesquerías de camarón mexicanas, debido a que se trabaja con registros comerciales, por tanto, muy probablemente, la CPUE en ambos casos, quizá no sea tan confiable como lo señalan los autores del párrafo anterior, ya que para el caso chileno, los autores no dan indicios de que la UE sea recomendable y haya sido utilizada para hacer evaluaciones en dichas pesqueras.

La recomendación de que la CPUE es el mejor índice pesquero para estandarizar UDEP, no es consistente con Hilborn y Walters (1992); Punsly y Nakano (1992), quienes señalaron, que para comprender la relación entre la CPUE y la variación interanual de la abundancia del recurso, se debe considerar la distribución espacial de la CPUE con respecto a la abundancia. Sin embargo, lo anterior no es tomado en cuenta en ninguno de los trabajos de estandarización reportados en la literatura chilena.

Por otra parte y de acuerdo con Yáñez *et al.*, (1999); Quinn y Deriso, (1999), la CPUE no siempre refleja la fluctuación real de la abundancia del recurso, debido a que ésta depende del poder de pesca de las diferentes embarcaciones y por ende, el efecto de la CPUE sobre la compatibilidad de las UDEP, puede ser errónea.

La revisión bibliográfica referente al debate que se suscita alrededor de la CPUE, sugiere que para obtener una UE de esfuerzo pesquero con base en ésta última, se recomienda el uso del MLG como la herramienta común. Sin embargo, más allá de esta recomendación técnica, resalta como objetivo prioritario, la validación o pertinencia del uso de una UE en diversos modelos de

evaluación pesquera, que en el caso chileno (Cubillos *et al.*, 1998; Yañez *et al.*, 1999; Gatica y Hernández, 2003; Ortiz de Urbina *et al.*, 2005), se pasa por alto.

Por esta razón, en el presente trabajo, no se propuso un nuevo modelo para estandarizar las UDEP (NB, NV y DV), sino que de acuerdo con la bibliografía, se aplicó el MLG para obtener una UE y a diferencia del párrafo anterior, ésta última fue validada estadísticamente y con base en el modelo de Schaefer (1954), comparando los diferentes escenarios de evaluación octubre 1991 y abril 2001.

Debido a la falta de información de las características del poder de pesca de los diferentes tipos de embarcaciones que operan en el GT, se propuso como herramienta exploratoria previa al MLG, un AD, con el objeto verificar la existencia de compatibilidad entre las diferentes UDEP (NB, NV y DV). Este análisis, se realizó a diferencia de lo estipulado en la literatura, utilizando a los siguientes índices: CPUE, q y C_i . Lo anterior se llevo a cabo para aumentar los grados de libertad en el AD y para evitar el uso exclusivo de la CPUE, como el único índice para estandarizar.

Ye (2000), indicó que para estandarizar diferentes UDEP, es necesario que la CPUE sea normalizada con respecto a una embarcación tipo, sin embargo, Allen y Punsly (1984), señalaron que si ésta es normalizada, la CPUE se supondrá constante durante todo el periodo en estudio y aislada de los efectos señalados por Hilborn y Walters, (1992); Punsly y Nakano, (1992).

El índice q , al igual que la tasa de mortalidad natural (M), requieren para su estimación de una serie de análisis altamente específicos, ya que ambos presentan diferentes componentes dentro de su estructura (Vetter, 1988). De acuerdo con Gulland (1971), las componentes de q son: disponibilidad, accesibilidad y vulnerabilidad al arte de pesca, las dos primeras están controladas por la variabilidad ambiental, mientras que la segunda, por las características y/o poder de pesca de las embarcaciones. Debido a lo anterior, q comparte los mismos conflictos teóricos que la CPUE en cuanto a su normalización (Ye, 2000; Hilborn y Walters, 1992; Punsly y Nakano, 1992).

Atendiendo a las recomendaciones anteriores, la CPUE y q no fueron estandarizadas, por lo que se consideraron las unidades originales, para conservar la variación interanual de ambos índices y de esta manera, analizar en términos del poder discriminante, sus efectos sobre la compatibilidad de las UDEP; en vez de considerar, primeramente, la normalización seguida de una estandarización, lo que de acuerdo con Cervantes-Hernández (2005), no es correcto estadísticamente.

En el AD, q obtuvo una serie garantías significativas (poder discriminante), que la respaldan estadísticamente como el mejor índice para analizar la compatibilidad entre las UDEP en la pesquería de *F. californiensis*. Sin embargo, cabe destacar, que el AD metodológicamente, no es capaz de generar una UE, ya que su objetivo es la clasificación. Debido a lo anterior, se utilizó el MLG (para estimar a la UE), el cual a su vez, carece de las herramientas para identificar y garantizar estadísticamente, el índice con el cual se deba trabajar; esto es, en el MLG se realiza la estandarización con base en el índice que se le indique.

En los trabajos de (Cubillos *et al.*, 1998; Yañez *et al.*, 1999; Gatica y Hernández, 2003; Ortiz de Urbina *et al.*, 2005), la CPUE fue utilizada en el MLG para generar a la UE, sin embargo, no se demostró, que la CPUE fuese estadísticamente confiable para realizar dicho proceso, lo que en este trabajo quedó demostrado con base en el AD.

A pesar de que q fue el mejor índice para realizar el proceso de estandarización entre las UDEP, el MLG no garantizó que la UE fuese estadísticamente confiable, debido a la inconsistencia que se observó entre la varianza y la media del registro de sus componentes.

Considerando lo anterior, se obtuvieron diferentes escenarios, para simular en términos UE, NB, NV y DV el estado de explotación de *F. californiensis* en el GT de octubre 1991 a abril 2001. Éstos son:

- a) Con UE, la pesquería se encontró en un estado de baja presión pesquera, lo que implica suponer, que se trata de una pesquería en desarrollo (o virgen), con un estado aceptable de explotación.
- b) Con NB, la pesquería se encontró tendiente a la sobre-explotación, sobre todo en las temporadas de pesca 91-92, 97-98 y 00-01.
- c) Con NV, la pesquería se encontró en un estado aceptable de explotación.
- d) Con DV, la pesquería se encontró en un estado aceptable de explotación.

Se obtuvieron resultados de evaluación similares con NV y DV, sin embargo, éstos no fueron comparables en términos de f_{opt} , ya que los valores obtenidos en cada caso, resultaron diferentes en varios ordenes de magnitud. Resultados semejantes fueron reportados por Altran y Loesch (1995), quienes señalaron que el principal problema que se tiene al estandarizar NV y DV radica en la duración del viaje, ya que dependiendo de la disminución del rendimiento

durante la temporada de pesca, un viaje puede variar entre 3 y 20 días, aunque no se tenga captura durante los días que dura un viaje.

NB resultó con la varianza más alta con respecto a NV y DV. Estos resultados sugieren, que NB ofrece las mayores garantías estadísticas de modelación, que garantizan, que estos registros puedan asociarse a la variabilidad interanual de la Ci; en vez de que ésta sea asociada a intervalos acotados de NV y DV, dentro de los cuales se observaron valores repetitivos o con menor variabilidad de registro. Esto es, para generar un escenario de modelación del estado de explotación del camarón café en el GT, es necesario un alto grado de variación entre las unidades que se pretenden asociar en el modelo de Schaefer (1954), (captura y esfuerzo); de lo contrario, el modelo resultará ineficaz debido a la diferencia de varianza entre las variables involucradas.

Debido a que los escenarios de evaluación obtenidos con NB, NV y DV, difieren del generado con la UE, se sugiere que esta última, se encuentra fuera del contexto real reportado por diversos autores para la pesquería de camarón café en el GT (Gallardo-Berumen, 2005; Ramos-Cruz *et al.*, 2006; Cervantes-Hernández *et al.*, 2006; Cervantes-Hernández, 2008) y dado que no se cuentan con simulaciones similares en términos de UE en otras especies de camarón del GT, se sugiere que la UE, no es pertinente para ser utilizada en un modelo de evaluación pesquera.

Cervantes-Hernández *et al.* (2006), señalaron que el NB ha generado evaluaciones confiables en las poblaciones naturales de camarón del GT. Altran y Loesch (1995) y Morales-Bojorquez *et al.* (2001) indicaron que el NB y NV, son respectivamente, las UDEP más confiables para realizar evaluaciones en las pesquerías de camarón en la región norte del Pacífico mexicano (Pm). Como se puede observar, en las regiones norte y sur del Pm, las propuestas son distintas, sin embargo, en el caso de los últimos trabajos mencionados, no se tiene conocimiento de que se haya realizado un análisis estadístico, para sustentar lo expuesto. En esta tesis, se pudo evidenciar, que entre las UDEP (NB y NV), se observarán promedios de registros parecidos, pero no así en la varianza de registro; razón por la cual, lo antes señalado es consistente con Cervantes-Hernández *et al.* (2006) en lo que a NB se refiere. Lo anterior confirma que NB es la mejor UDEP para realizar modelos de evaluación pesquera en el caso de los pendidos del GT.

Utilizando la UDEP en NB, Cervantes-Hernández *et al.* (2006), evaluaron el estado de explotación de la pesquería de camarón del GT de 1960 a 2000, con base en el modelo de Schaefer (1954), integrando las capturas totales

anuales de camarón blanco, café, azul y cristal como si fuera una sola población explotada. A un valor de f_{opt} de 151 barcos y 2,342 ton. para la C_{opt} ($r = 0.723$, $p < 0.05$), los autores señalaron que entre 1960 y 1980 (primer periodo), las capturas totales se observaron por debajo del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS), indicando que la pesquería de camarón se reportó con un estado aceptable de explotación. Mientras que, de 1981 a 2002 (segundo periodo), el RMS fue superado y las capturas totales descendieron de 2,500 en 1981 a 500 ton. 2002, evidenciando un estado reciente de sobreexplotación.

A pesar de que los resultados obtenidos por Cervantes-Hernández *et al.* (2006) no pueden ser comparados con la evaluación obtenida con base en NB, para *F. californiensis*, f_{opt} resultó muy próxima al valor estimado en este trabajo (83 NB), lo cual se justifica, ya que los autores citados, mencionan que la captura unificada tuvo proporciones mayores de camarón café, que de las otras especies durante el segundo periodo, por lo que se supone, que el escenario de evaluación obtenido con NB, sigue aproximadamente el patrón descrito por estos autores, esto es, con una tendencia a la sobre-explotación.

El INP (2000), reportó que entre 1983 y 1993, la explotación histórica de camarón en el GT obtuvo mayores capturas totales de camarón blanco (2,000-3,500 ton.), que de camarón café (500-1,000 ton.). Al respecto, Gallardo-Berumen (2005) y Ramos-Cruz *et al.* (2006), reportaron un cambio en el comportamiento de las capturas totales de ambas especies entre las temporadas 95-96 y 96-97, incrementándose para el camarón café y disminuyendo para el camarón blanco. Este cambio en la tendencia de las capturas de ambas especies, se observó en todos los escenarios de evaluación en NB, NV y DV (excepto con la UE), sin embargo, con NB, este incremento hacia camarón café fue más notorio, en comparación con los obtenidos con NV y DV. Lo anterior es consistente con el INP (2004), quien reportó que a partir de 1996, las capturas de camarón del GT, estuvieron constituidas en un 57 % por camarón café, 37 % por camarón blanco y 6 % por camarón azul y cristal.

Datos más recientes, demuestran que debido a la afectación histórica que ha tenido el camarón blanco, la pesquería de camarón café a partir de la temporada 96-97, registró incrementos en la captura total y por ende aumentos en el esfuerzo de pesca. Al respecto, en la temporada de pesca 03-04, se registró un total de 945 ton. de camarón entero desembarcado, de las cuales el 50 % fue camarón café, el 38 % camarón blanco y el 12 % otras especies (INP, 2004). La captura total de camarón entre septiembre 2006 y febrero 2007 se reportó en 429.4 ton. (INP, 2007), 515.6 ton. inferior a la obtenida en 2004, la proporción de especie que la componían fue la siguiente: 40.8 % para camarón café, 10.3 % para camarón blanco y el 8.4 % otras especies. Estos últimos

reportes, confirman en parte que el resultado de la evaluación observa con NB en la pesquería del camarón café (tendiente a la sobre-explotación), es correcto en la evaluación obtenida para este escenario, el cual no pudo observarse con NV y DV.

El uso de la UE en un modelo de evaluación pesquera resultó infructuoso en términos pesqueros; mientras que, en términos estadísticos, ésta resultó no confiable. Adicionalmente, el modelo de Schaefer (1954)(Fig. 7 a 9), logró demostrar, al igual que la variabilidad del registro (Fig. 5), la razón por la que NB, NV y DV no son compatibles, más allá de tan sólo considerar los resultados de la fusión AD-MLG.

8.2. Estimación de la captura no reportada

Conocer el total de las extracciones que se realizan en una pesquería, son importantes para generar modelos más acordes a la realidad del uso y manejo de los recursos marinos comerciales (Pitcher *et al.*, 2002). Desafortunadamente, lo anterior es casi imposible de estimar para la mayoría de las pesquerías a nivel mundial, ya que una fracción de las capturas frecuentemente no se reportada y en algunos casos, el registro no es obligatorio para ciertas especies (Pauly y Pitcher, 2000).

Los únicos trabajos de los que se tiene conocimiento para modelar la captura no reportada, se han realizado exclusivamente en pesquerías de escama (Patterson, 1998; Pitcher *et al.*, 2002; Ainsworth y Pitcher, 2005), particularmente en: bacalao (*Gadus morhua*) y abadejo (*Melanogrammus aeglefinus*) en el Mar del Norte, whiting (*Merlangius marlangus*) al oeste de Irlanda y el salmón (*Oncorhynchus tshawytscha*) de la Columbia Británica, Canadá.

En el trabajo que aquí se aborda se estructuraron dos modelos para estimar de manera independientemente, la captura no reportada para la pesquería de camarón café (*F. californiensis*) del GT. Dichos modelos representan la primera propuesta para este fin, en el caso de una pesquería de camarón a nivel nacional e internacional.

Los modelos: espectral-normalizado y virtual, se desarrollaron utilizando la captura total mensual y la captura total mensual por grupos de edad, respectivamente. El primero se desarrolló con base en la estimación de la probabilidad de cometer un error de registro, considerando que éste fue aleatorio en cada uno de los meses, pero acumulativo en el tiempo; para el segundo caso, se realizaron operaciones algebraicas entre las estimaciones de la abundancia virtual y la mortalidad por pesca por grupos edad, obtenidas de un modelo preestablecido, el APV.

Los modelos propuestos, son completamente diferentes en cuanto a las bases teóricas y los datos de entrada que fueron utilizados en cada caso. El modelo espectral-normalizado es de tipo "Holístico" y no contempla dentro de su estructura otros atributos poblacionales (reclutamiento, mortalidad, periodos de reproducción y estructuras de tallas a la edad), excepto los registros de la captura total mensual. El modelo virtual es de tipo "analítico" y contempla dentro del APV todos los atributos poblacionales antes señalados.

Debido a estas diferencias y de acuerdo con Schnute (1977), Hilborn y Walters (1992), Quinn y Deriso (1999), un modelo "Holístico" como la versión en equilibrio del modelo de Schaefer (1954), funciona para describir de manera preliminar el objetivo de estudio, de manera que, el modelo espectral-normalizado genera una estimación preliminar de la captura no reportada, considerando únicamente las bases teóricas de la descomposición espectral de Kendall (1984). Un modelo "Analítico" como la versión en no equilibrio del modelo de Schaefer (1954) (modelos de biomasa dinámica), funcionan como herramienta comprobatoria del primero y adicionalmente, estiman los atributos poblacionales relacionados con el objeto de interés.

Por lo anterior, las estimaciones de la captura no reportada obtenidas del APV se consideraron mayormente confiables a las generadas con base en el modelo espectral-normalizado. En el caso del modelo virtual, las matrices de abundancia virtual y de mortalidad por pesca por grupos de edad, que fueron empleadas en este trabajo, así como la tasa de mortalidad natural, son las mismas que fueron utilizadas por diferentes autores (Gallardo-Berumen, 2005; Sánchez-Meraz, 2005; Ramos-Cruz *et al.*, 2006; Cervantes-Hernández, 2008) para describir la variación interanual de reclutas y reproductores de *L. californiensis*, acoplados a cambios ambientales y para sugerir estrategias de veda para camarón café en el GT; lo anterior, confiere hasta cierto punto una confiabilidad a las estimaciones de la captura no reportada obtenidas con base en el modelo virtual.

Cervantes-Hernández (2008), indicó que en todos los antecedentes señalados, las tendencias resultaron en una estimación confiable, sin embargo, no así en magnitud, debido a los errores de registro contenidos en la captura comercial clasificada por categorías, pero que finalmente pudieron subsanarse en todos estos casos, utilizando el APV, con base en el cual se realizó la reconstrucción plena del total de las cohortes naturales de camarón.

8.2.1. Bondad y limitaciones de los modelos de captura no reportada

El modelo virtual tiene su base en el APV y comparte características teóricas con el modelo de Patterson (1998) para el caso de escama. Para estimar a la captura no reportada, ambos modelos requieren de la estructura de tallas a la edad, la reconstrucción de las cohortes que conforman a la población natural y la tasa de mortalidad natural. Sin embargo, ambos modelos difieren en cuanto a la manera de utilizar dicha información. En el primer caso, esta última información es la base para que el modelo virtual genere la estimación de la captura no reportada, mientras que en el segundo caso, el modelo de Patterson (1998) genera la información antes descrita y con base en ésta, se obtienen las estimaciones en cuestión.

Para la estimación de la captura no reportada, el modelo de Patterson (1998) utilizó una estructura de tallas a la edad obtenida de muestreos biológicos (con distribución normal), que complementaron a los reportes de captura total mensual (calibrado con distribución log-normal) y con base en éstos últimos se modeló el tamaño de la población natural, el número total de cohortes según Haist *et al.* (1993) y la tasa de mortalidad natural. Para lograr lo anterior, la captura total mensual calibrada fue re-muestreada 2,000 veces utilizando el modelo de simulación Monte-Carlo.

En el modelo virtual no se utilizaron muestreos biológicos para realizar la calibración, ya que para este caso en particular, lo anterior no se consideró pertinente. A este respecto, Gallardo-Berumen (2005) y Cervantes-Hernández (2008) señalaron que en el GT, los muestreos biológicos con los que se monitorea la pesquería de camarón café, generalmente no son representativos de la población natural, ya que éstos se realizan únicamente durante las temporadas de veda (mayo/junio a agosto); mientras que, la captura comercial clasificada por categorías (que representa al mayor porcentaje de la población), se obtiene y se registra durante las temporadas de pesca (septiembre a mayo). Debido a lo anterior, Cervantes-Hernández (2008) recomienda que la estructura de tallas a la edad en caso de los peneidos, deba ser estimada directamente de la captura comercial clasificada por categorías y no de un muestreo biológico, debido a la cantidad de organismos recolectados y debido a la dificultad que se tiene para estimar la edad en este tipo de organismos. Lo anterior marca una gran diferencia entre el modelo virtual y el de Patterson (1998), ya que en éste último, el problema de la obtención de tallas a la edad, no es tan marcado.

La estimación de la edad del camarón café, forma parte esencial del modelo virtual, sin embargo, éste apartado no forma parte de los objetivos de

este trabajo, ya que la propuesta para dicha estimación corresponde a Cervantes-Hernández (2008). Sin embargo, para dejar en claro de que un muestro biológico no es esencial para la estimación de la captura no reportada en el modelo virtual y que ésta no puede derivarse a partir de éste último, se muestra de manera resumida, el procedimiento por el que el autor consigue aproximar la edad en los camarones peneidos:

1.- Bajo el supuesto de que los registros del peso de los abdómenes dentro de cada una de las categorías se distribuye normalmente $Z(0, 1)$, se estimó la probabilidad del peso de cada abdomen $P(a)$, usando el promedio y la desviación estándar que resultó en cada una de las categorías.

2.- Para cada categoría, la división del peso total entre su correspondiente sumatoria de $P(a)$, generó un factor de conversión. Este factor fue multiplicado por $P(a)$ y dividido entre la frecuencia de cada abdomen, para obtener el número total de camarones capturados por unidad de peso abdominal.

3.- Para obtener una estimación aproximada de la edad de los camarones de camarón café capturados por unidad de peso abdominal, en cada una de las categorías, se emplearon las constantes del crecimiento en talla y peso reportados de la especie en cuestión.

Para el caso que compete a esta tesis, el número total de cohortes (120) y los grupos de edad (entre tres y 16 meses) generados mediante el proceso anterior, fueron proporcionados por Cervantes-Hernández (2008) para la realización del APV y de acuerdo con este autor, ambas estimaciones, son representativas de los eventos de reclutamiento y de reproducción que ocurren en el GT durante las temporadas de veda y pesca. Razón por la cual, las estimaciones obtenidas para la captura no reportada, son consistentes con los patrones interanuales de variación de la abundancia reportados por este autor.

Para aproximar el tamaño de la población natural, en el modelo virtual no se utilizó las simulaciones Monte-Carlo, ya que el APV es en sí un modelo de simulación para re-muestrear la captura comercial clasificada por categorías. El APV con base en el análisis de cohortes de Pope (1972), generó la reconstrucción de la población natural de camarón a una tasa constante de mortalidad natural; mientras que el modelo de Patterson (1998), obtiene ésta última a partir de la simulación Monte-Carlo, una vez que fueron calibrados los registros biológicos e históricos.

A diferencia del modelo virtual, el modelo de Patterson (1998) no consideró el efecto la mortalidad por pesca por grupos edad para generar la

estimación de la captura no reportada, sino que la estimó a partir de ésta última, de manera que, para el modelo virtual, la F por grupos de edad, es la base fundamental para saber la conformación de la captura no reportada, lo cual no fue considerado por Patterson y en vez de esto, el autor la estimó como un todo. De manera que, el modelo virtual posee una ventaja sobre éste último, ya que se puede saber si se cometió un error de registro o no se reportó un determinado grupo de edad. Esto es, i un conjunto de estimaciones de F indican que fueron extraídos mayormente de la población natural, ciertos grupos de edad y éstos no se reflejan en los registros de la captura comercial clasificada por categorías, entonces se puede concluir que existe una inconsistencia entre el modelo y los registros reportados, por tanto, no se efectuó un registro adecuado de capturas.

La variabilidad de la tasa F por grupos de edad, resultó consistente con Cervantes-Hernández (2008), quien señaló los que camarones entre los 12 (F = 0.88 mensual) y 16 meses (F = 1.66 mensual) fueron sobre-explotados (con abundancia mínima), mientras que las edades entre los cuatro y 11 meses, resultaron sub-explotados en la población natural. Razón por la cual, éstas últimas fueron más evidentes en la composición de la captura no reportada

8.2.2. Influencia de la variabilidad ambiental sobre la captura no reportada

Cervantes-Hernández (en rev)¹, generó un modelo retrospectivo para predecir la abundancia de reclutas (FR) y reproductores (DA) de camarón café *Farfantepenaeus aztecus* (Ives 1891) del Golfo de México (función 12), este autor indicó que la inserción o no de una variable ambiental en dicho modelo, genera una sobre-estimación o una sub-estimación en la magnitud natural de la abundancia (sin considerar a la Cnrg) , conservando la tendencia obtenida del APV. En el caso del modelo virtual para *F. californiensis*, la Cnrg puede utilizarse para generar un nuevo APV y a partir de éste, obtener una nueva estimación de los índices FR y DA según Cervantes-Hernández (2008), dichas estimaciones incluyen en la predicción de la abundancia natural Ntg a la Cnrg.

Los índices FR y DA de *F. californiensis* pueden ser analizados según Cervantes-Hernández (en rev)¹, obteniendo el mismo efecto descrito por éste último, ello implica, la generación de dos escenarios de modelación, en los cuales indirectamente a través de los índices FR y DA, la Cnrg podría fluctuar por arriba o por debajo de la magnitud estimada en la figura 12. Esto puede corroborarse de acuerdo con Cervantes-Hernández (en rev)¹, quien aplicó un

¹ Cervantes-Hernández P. rev. Modelación de la fluctuaciones de la abundancia del camarón café *Farfanteoenaues aztecus* (Ives 1891). Tesis de Doctorado, Postgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. México, 69p

modelo canónico para obtener predicciones de la abundancia de reclutas y de reproductores de *F. aztecus* con apoyo del APV, el cual es:

$$\begin{aligned}\hat{FR} &= -0.5143(fi: DA) + 0.5799Pp + 0.6545TSM - 0.4008PIG \\ \hat{DA} &= 0.6404(fi: FR) - 0.3808Pp - 0.6410TSM + 0.6082PIG\end{aligned}\quad (12)$$

donde:

\hat{FR} , es la abundancia esperada de reclutas de *F. aztecus* (número de camarones * 10⁶).

\hat{DA} , es la abundancia esperada de reproductores de *F. aztecus* (número de camarones * 10⁶).

$(fi:FR)$, es el coeficiente de asociación canónico que designa el efecto de DA sobre FR en términos de fi.

$(fi:DA)$, es el coeficiente de asociación canónico que designa el efecto de FR sobre DA en términos de fi.

fi, es el esfuerzo de pesca (número de viajes).

Pp, es la precipitación pluvial (mm).

TSM, es la temperatura superficial del mar (°C).

PIG, es la concentración de Clorofila *a* más feofitinas (mg · m⁻³).

0.6404, -0.3808, -0.6410 y 0.6082 son las cargas canónicas estimadas para fi, Pp, TSM y PIG en la primera raíz canónica.

-0.5143, 0.5799, 0.6545 y -0.4008 son las cargas canónicas estimadas para fi, Pp, TSM y PIG en la segunda raíz canónica.

Al desarrollar (12), las correspondientes predicciones, fueron los siguientes:

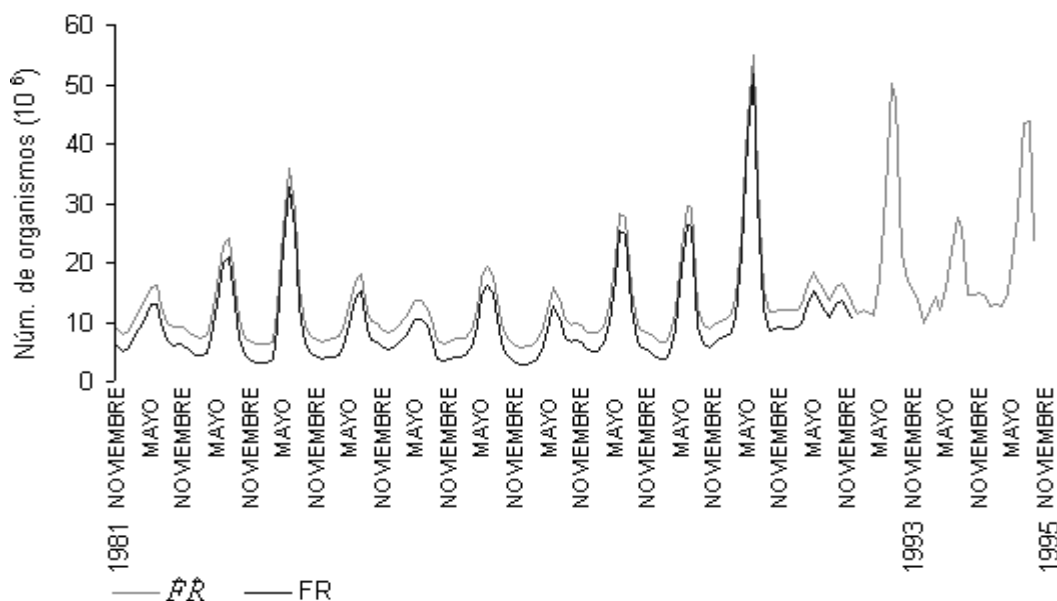


Figura 16. Modelación retrospectiva de 1981 a 1995. \hat{FR} y FR son respectivamente, la abundancia esperada y observada de reclutas. Tomado de Cervantes-Hernández (en rev.)¹.

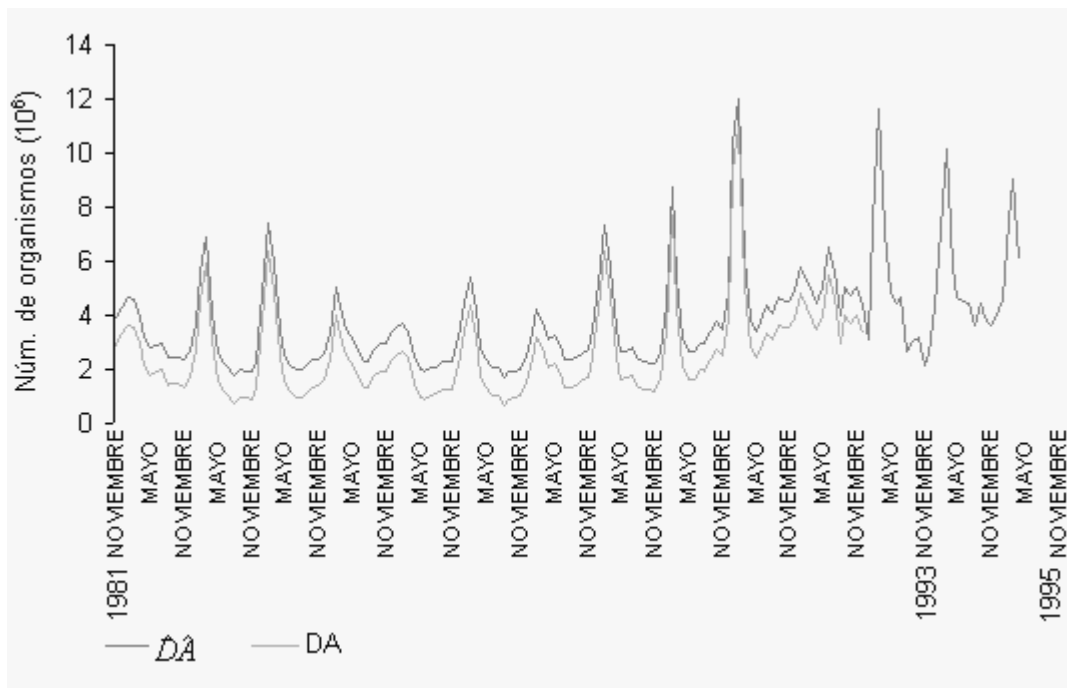


Figura 17. Modelación retrospectiva de 1981 a 1995. $\hat{D}\hat{A}$ y DA son respectivamente, la abundancia esperada y observada de reproductores. Tomado de Cervantes-Hernández (en rev.)¹.

A la función 12, le fue retirado el efecto del PIG y las series de abundancia se modificaron de la siguiente manera:

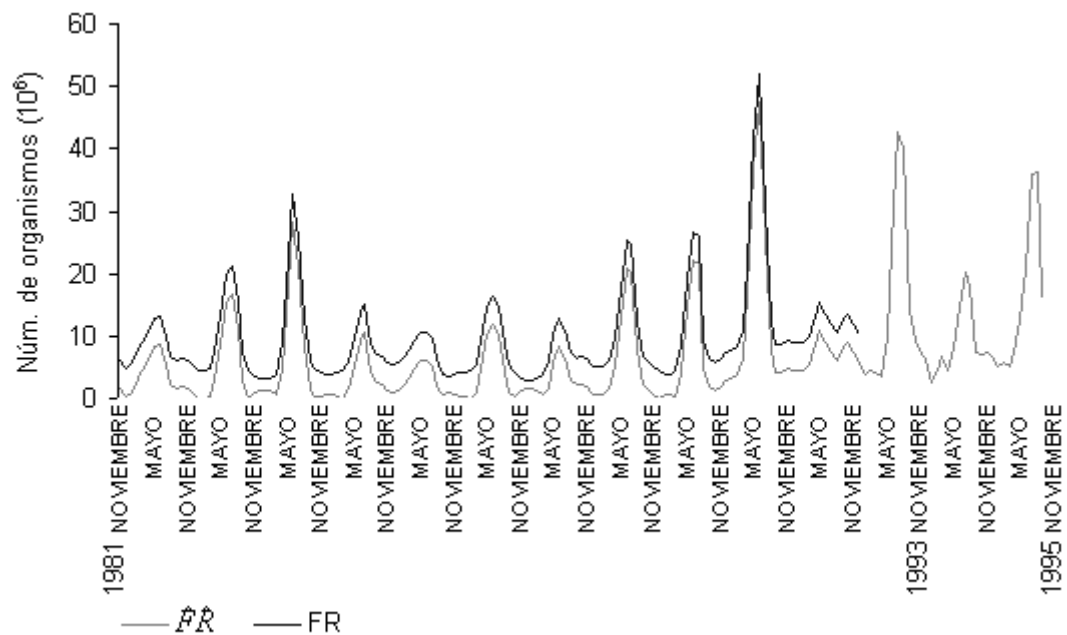


Figura 18. Modelación retrospectiva sin el efecto PIG de 1981 a 1995. $\hat{R}\hat{R}$ y FR son respectivamente, la abundancia esperada y observada de reclutas. Tomado de Cervantes-Hernández (en rev.)¹.

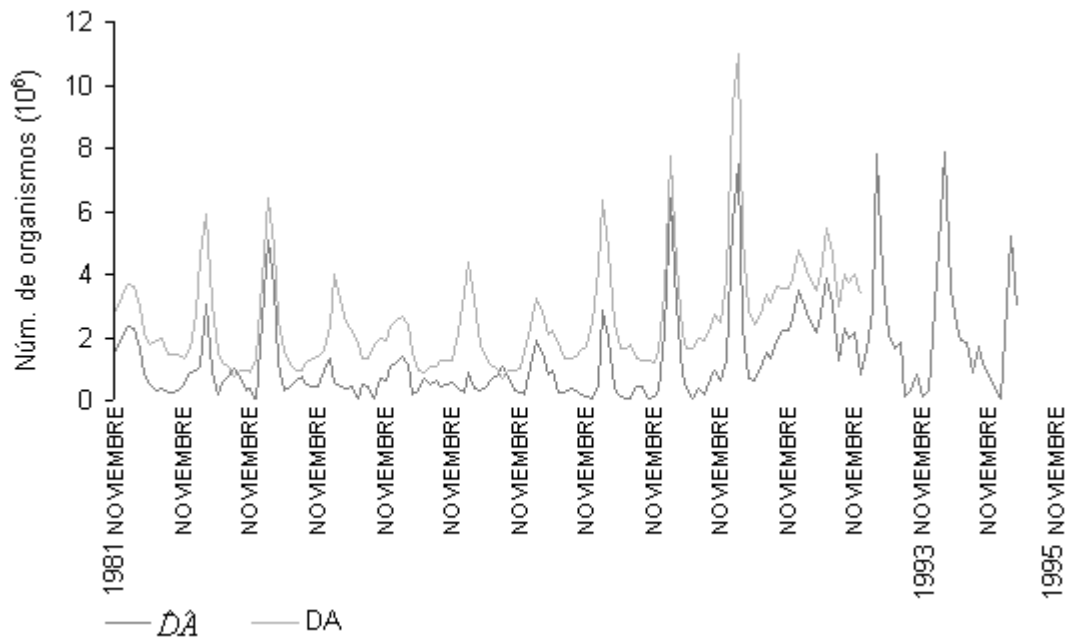


Figura 19. Modelación retrospectiva sin el efecto PIG de 1981 a 1995. $\hat{D}\hat{A}$ y DA son respectivamente, la abundancia esperada y observada de reproductores. Tomado de Cervantes-Hernández (en rev.)¹.

Cervantes-Hernández (en rev.)¹, concluyo que el modelo desarrollado sin el efecto del PIG generó estimaciones de la abundancia $\hat{F}\hat{R}$ y $\hat{D}\hat{A}$, sub-estimadas con relación al modelo en presencia del PIG. Lo anterior sugiere, que la presencia y no del PIG en los modelos de predicción, tiene como consecuencia un efecto en el número de camarones predichos (magnitud), pero no así, en las fechas de ocurrencia, ni en los efectos de correlación que se obtuvieron con respecto a las demás variables.

La aplicación de la Cnrg para desarrollar nuevos modelos de evaluación en pesquerías, puede ocasionar modificaciones en el valor estimado de este último, debido a la inserción de otros factores (ambientales y pesqueros) no incluidos en el AVP. Sin embargo, la estimación de la Cnrg desarrollada en este trabajo, se considera un punto de partida, para mejorar la estimación de la abundancia de los índices FR y DA y con ello, corregir el cálculos de la Cnrg. Lo anterior aplica también al modelo espectral-normalizado, siempre y cuando se considere una modelo de correlación entre éste y otros factores, no incluidos en la estimación probabilística.

9. CONCLUSIONES

9.1. Estandarización de las unidades de esfuerzo pesquero

- El AD indico que las UDEP no son compatibles entre si, que DV se encontró totalmente discriminado con respecto a NB y NV, mientras estas ultimas podrían ser semejantes.
- La variable q es responsable de realizar la discriminación de las UDEP.

- El MLG generó la UE forzada debido a que el modelo solo considera la media de registro y no la varianza, lo que sugiere que las UDEP estadísticamente no son compatibles.
- Utilizar la unidad estándar en el modelo de evaluación de Schaefer (1954) no fue útil para este propósito, debido a que, la para f_{opt} y C_{opt} resulto sub-estimada y sin una unidad definida.
- Aplicando el modelo de Schaefer (1954) con las UDEP se encontró:
 - Con UE, la pesquería se encontró en un estado de baja presión pesquera, lo que implica suponer, que se trata de una pesquería en desarrollo (o virgen), con un estado aceptable de explotación.
 - Con NB, la pesquería se encontró tendiente a la sobre-explotación, sobre todo en las temporadas de pesca 91-92, 97-98 y 00-01.
 - Con NV y DV, la pesquería se encontró en un estado aceptable de explotación.
- La unidad de NB presenta mayores garantías estadísticas para realizar evaluaciones del estado de explotación de camarón café en el GT.

9.2. Estimación de la captura no reportada

- El primer modelo espectral normalizado fue una metodología simple utilizando información de Ci en toneladas, el modelo registró un 43 % (15,114 ton.) de captura no reportada.
- El modelo sugiere que la Cnr fue mayor durante los intervalos en los cuales ascendió la Ci.
- El segundo modelo es un APV, la metodología es sencilla, utiliza capturas por grupos de edad (número de organismos) y tiene una ventaja con respecto al primer modelo, se puede saber que grupos de edad están siendo explotados.
- El modelo de APV mostró un 35 % ($7,830 \times 10^4$ organismos) de captura no reportada que esta compuesta principalmente de los grupos de edad de 5 a 9 meses.
- De las dos metodologías para la captura no reportada, la que dio mejores resultados fue el Modelo de APV, aunque no se puede dejar a un lado el Modelo Espectral Normalizado.

10. LITERATURA CITADA

Ainsworth, C.H., and T.J. Pitcher. 2005. Estimating illegal unreported and unregulated catch in British Columbia's marine fisheries. Fisheries Research 75: 40-55.

- Allen, R. and R. Punsly. 1984. Catch rates as indices of abundance of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean. Bulletin Inter-American Tropical Tuna Commission 18:301-379.
- Altran, S.M., and J.G. Loesch. 1995. An analysis of weekly fluctuations in catchability coefficients. Fishery Bulletin 93:562-567.
- Arreguín-Sánchez, F., L. Schultz-Ruíz, J. Sánchez, y T. Alarcón. 1997a. Las pesquerías de camarón de altamar: Explotación, dinámica y evaluación. Análisis y Diagnostico de los Recursos Pesqueros del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche EPOMEX 7:145-172.
- Arreguín-Sánchez, F., L. Schultz-Ruíz, J. Sánchez, y T. Alarcón. 1997b. Estado actual y perspectivas de las pesquerías de camarón. Análisis y diagnostico de los recursos pesqueros del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche EPOMEX 7:185-203.
- Beverton, R.J., and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fishery Investigations. Series II, 19:1-533.
- Bray, K. 2000. A global review of illegal, un reported and un regulated (IUU) fishing Expert consultation on illegal unreported and unregulated fishing. FAO: IUU/2000/6, 53pp
- Cervantes-Hernández, P. 1999. Relaciones stock–reclutamiento del camarón *Farfantepenaeus duorarum* en el Banco de Campeche. Tesis de Maestría, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Autónoma de México.
- Cervantes-Hernández, P. 2005. La normalidad estadística y la biología, una relación tortuosa. Ciencia y Mar IX (26): 33-38.
- Cervantes-Hernández, P., S. Ramos-Cruz, y A. Gracia-Gasca. 2006. Evaluación del estado de la pesquería de camarón en el Golfo de Tehuantepec. Hidrobiológica 16 (3):233-239.
- Cervantes-Hernández, P. 2008. Method to obtain indices of abundance in the population of brown shrimp from the Gulf of Tehuantepec, Oaxaca, México. Revista Biología Marina y Oceanografía 43(1):111-119.
- Chávez, E.A. 1974. Estudio preliminar la época de entrada de postlarvas de camarón a las Lagunas Oriental y Occidental en el Sistema Lagunar Huave, Oaxaca. Informe Definitivo. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México.
- Chávez, E. A. y F. Arreguín- Sánchez. 1982. Evaluación y diagnostico de la pesquería de camarón del Golfo de Tehuantepec. Informe Definitivo. Centro de Investigación y Estudio Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Merida, México.
- Chien-Hsiung, W. 2004. Improvement of the Shaefer model and its application. In: 17th Meeting of the starding committee on tuna and billfish. p 11. Institute of Oceanography National Taiwan University Tapei, Taiwan.
- Cubillos, S.L., M. Canales, A. Hernández, D. Bucarey, L. Vilugrón, y L. Miranda. 1998. Poder de pesca, esfuerzo de pesca y cambios estacionales e interanuales en la abundancia relativa de *Strangomera bentincki* y *Engraulis ringens* en el área frente a Talcahuano, Chile (1990-97). Investigaciones marinas, Valparaíso 26:3-14.
- Fernández-Álamo, M.A., L. Sanvicente-Añorve, and G. Alameda-De-La-Mora. 2000. Copepod assemblages in the Gulf of Tehuantepec, México. Crustaceana 73(9):1139-1153.
- Fox, W. 1970. An Exponential yield model for optimizing exploited fish populations. Transactions of the American Fisheries Society. 99:80-88.

- Gallardo-Berumen, M.I. 2005. Análisis del sistema de vedas sobre la explotación del recurso camarón en el Golfo de Tehuantepec. Tesis de licenciatura en Biología Marina, Universidad del Mar-Puerto Ángel, Oaxaca. México.
- Gallegos-García, A., y J. Barberán-Falcon. 1998. Surgencia eólica. En: M. Tapia-García (Ed.), El Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos, pp. 27-34. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México.
- Gamboa-Contreras, A. J. y M. Tapia-García. 1998. Invertebrados Bentónicos de la Plataforma Continental Interna. En: Tapia-García (Ed.) el Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos, pp. 103-128. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa México.
- García-Jiménez, M. A. 2004. Variación estacional del reclutamiento de camarón en la Pampona (Playa Bernal) en la Laguna Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México. Tesis de licenciatura (Biología Marina), UMAR-Puerto Ángel, Oaxaca. México.
- Gatica, C., y A. Hernández. 2003. Tasas de captura estandarizadas como índice de abundancia relativa en pesquerías: enfoque por Modelos Lineales Generalizados. *Investigaciones marinas, Valparaíso* 31(2): 107-115.
- Gracia, A. 1991. Spawning stock-recruitment relationship of white shrimp in the southwestern Gulf of Mexico. *Transactions of the American Fisheries Society* 120:519-527.
- Gracia, A. 1992. Explotación y manejo del recurso camarón. *Ciencia y Desarrollo* 18: 82-95.
- Gulland, J. A. 1956. On the fishing effort in English demersal trawl fisheries. *Fishery Investigations. Series II*, 20 (5):1-41.
- Gulland, J.A. 1971. Fish stock assessment. A manual for basic methods. John Wiley and Sons, New York.
- Hair, F., J. Anderson, L. Tatham, and C. Black. 1999. *Multivariate data analysis*. Prentice Hall, New Jersey.
- Haist, V., Fournier, D.A., and Schweigert J.F. 1993. Estimation of density-dependent natural mortality in British Columbia Herring stocks through SSPA and its impact on sustainable harvesting strategies. *In: S.J. Smith, J.J. Hunt and Rivard (Eds.). Rick Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management*, pp 269-282. Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Science.
- Hernández-Carballo, A., y E. Macías. 1996. La pesquería de camarón en aguas protegidas Pacífico México. En: Instituto Nacional de la Pesca (Eds) *Pesquerías Relevantes de México XXX Aniversario del INP. Tomo I.* pp 65-94. Centro Nacional de la Pesca. México.
- Hilborn, R., and C. Walters. 1992. *Quantitative fisheries stock assessment*. Chapman and Hall, New York.
- Instituto Nacional de la Pesca (INP). 2000. *Sustentabilidad y pesca responsable en México evaluación y manejo. Informe Definitivo*, 691 pp. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México.
- Instituto Nacional de la Pesca (INP). 2004. *Inicio de las temporadas de veda 2004 para la pesquería de camarón del Océano Pacífico Mexicano. Informe Definitivo*, 32-33 pp. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México.
- Instituto Nacional de la Pesca (INP). 2005. *Plan de Manejo para la pesquería en el litoral del Océano Pacífico Mexicano.* pp. 9-10. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México.
- Instituto Nacional de la Pesca (INP). 2007. *Resultados de los muestreos de las poblaciones de camarón, durante la veda del 2007 en el litoral del*

- pacífico. Informe Definitivo, 25-26 pp. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México.
- Kendall, M.G. 1984. Time Serie. New York, Oxford University Press.
- Lara-Lara, J.R., E.G. Robles-Jerero, M.C. Bazán-Guzmán, y E. Millán-Nulez. 1998. Productividad del fitoplancton. En: M. Tapia-García (Ed.), El Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos, pp. 51-58. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México.
- Lluch-Cota, S.E., S. Álvarez-Borrego, E.M. Santamaría-del Ángel, F.E. Muller-Karger, y S. Hernández-Vázquez. 1997. El Golfo de Tehuantepec y áreas adyacentes: variación espacio temporal de pigmentos fotosintéticos derivados de satélite. *Ciencias Marinas* 23 (3):329-340.
- López-Rasgado, F. 2003. Evaluación de la eficiencia de la Red Renfro en el muestreo de camarón mediante experimentos de remoción en encierros en la Laguna Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México. Tesis de licenciatura (Biología marina), UMAR-Puerto Ángel, Oaxaca. México.
- Maunder, M.N. 2003. Is it time to discard the Schaefer model from the stock assessment scientist's toolbox? *Fisheries Research* 61:145-149.
- Mc Cullagh P., and J.A. Nelder. 1989. Generalized linear models. Chapman and Hill, New York.
- Morales-Bojórquez, E., J. López-Martinez, and S. Hernandez-Vázquez. 2001. Dynamic Match-Effort Model For Browns *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes) Forms Gulf of California. México. *Ciencias marina* 27 (1)105-124.
- Ortega-García, S., and V. Gómez-Muñoz. 1992. Standardization of fishing effort using principal component analysis of vessel characteristics: the Mexican tuna purse-seiners. *Scientia Marina*, 56 (I):17-20.
- Ortega-García, S., D. Llich-Belda, and P. Arenas-Fuentes. 2003. Spatial seasonal and annual fluctuation in relative abundance of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean during 1984-1990 based on fisheries CPUE analysis. *Bulletin of the Marine Science*. 71 (3): 613-628.
- Ortiz de Urbina, J.M., J.M. de la Serna, E. Rodríguez, E. Alot, and P. Rioja. 2005. Preliminary standardized bluefin tuna catch rates from Spanish artisanal fisheries in the Straits of Gibraltar. *Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 58 (2):527-534.
- Pauly, D., and T.J. Pitcher. (Eds) 2000. Methods for evaluating the Impacts fisheries on Marine Ecosystems. *Fisheries Centre Research Reports* 8(2): 196p.
- Pereiro, J. 1982. Dinámica de poblaciones marinas sometidas a explotación. Informe Técnico. España.
- Patterson, K.R. 1998 Assessing fish stocks when catches are misreported: model, simulation tests and application to cod haddock and whiting in the ICES area. *ICES Journal of Marine Sciences*. 55:878-891
- Pielou, E. 1984. The interpretation of ecological data. John Wiley y Sons, New York.
- Pitcher, J., R. Watson, R. Forrest, H. Pór Valtýsson and S. Guénette. 2002. Estimating, illegal and unreported catches from marine ecosystems: a basis for change. *Fish and Fisheries* 3:317-339
- Pope, J. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *International commercial Northwest Atlantic Fish Research Bulletin* 9:65-74.

- Punsly, R.G., and H. Nakano. 1992. Análisis of variante and standarization of longluine hook rates of biyeges (*Tunnus Obesus*) and yellowfin (*Tunnus albacares*) in the eastern Pacific ocean during 1975-1987 Bulletin Inter-American Tropical Tuna Commission. 20: 165-184.
- Punt, A.E., and R. Hilborn. 1996. Biomass dynamic models. Computerizad Information Series. 62pp. Food and Agricultura Organization of the United Nations. Biodyn, Roma.
- Punt, A.E., T.I. Walker, B.L. Taylor, and F. Pribac. 2000. Standardization of catch and effort data in a spatially-structured shark fishery. Fisheries Research 45:129-145.
- Quinn, T.J. and R.B. Deriso. 1999. Quatitative Fish Dynamics. Oxford University Press. Nueva York.
- Ramos-Cruz, S., B. Sánchez-Meraz, F. Carrasco-Ayuso y P. Cervantes-Hernández. 2006. Estimación de la tasa de mortalidad natural de *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes 1900) y *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931) en la zona costera del Golfo de Tehuantepec, México. Revista de Biología Marina y Oceanografía 41(2):221-229.
- Reyna-Cabrera, I., y S. Ramos-Cruz. 1998. La pesquería de camarón de alta mar. En: Tapia-García M. (Ed) El Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos. 163-178. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa México.
- Sánchez-Meraz, B. 2005. Respuestas del reclutamiento del camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*, Holmes, 1900) a la variación interanual de la temperatura superficial del mar en el golfo de Tehuantepec, Oaxaca. Tesis de Maestría en Ciencias (Ecología Marina), Universidad del Mar. México, Oaxaca.
- Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Bulletin Inter-American Tropical Tuna Commission 1(2):27-56.
- Schnute, J. 1977. Improved estimates from the Schaefer production model: theoretical considetations. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 34:583-603
- Sepúlveda, M.A., y G.L.A. Soto. 1991. Relación de la precipitación pluvial y la temperatura atmosférica sobre la producción camaronera del Golfo de Tehuantepec. VII Congreso Nacional de Oceanografía, Mazatlan, Sinaloa, México. Tomo II: 665-677
- Shimada, B.M., and M.B. Schaefer. 1956. A study of changes in fishing effort, abundance, and yield for yellowfin and skipjack tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. Bulletin Inter-American Tropical Tuna Commission 1:351-421.
- Simpfendorfer, C.A., K. Donohue, and G.H. Norm. 2000. Stock assessment and risk analysis for the whiskery shark (*Furgaleus macki* (Whitly)) in southwestern Australia. Fisheries Research 47:1-17.
- Solana-Sansores, R., F. Arreguín-Sánchez, R. Castro, y M. Medellín. 1989. Exploración de técnicas multivariadas para uso en el estudio de la dinámica poblacional de especies sujetas a Explotación pesquera: el caso del camarón café (*Penaeus aztecus* I. 1891) del noroeste del Golfo de México. Biología Oceanográfica Venezuela. 28(2):245-252.
- Solana-Sansores, R., y F. Arreguín-Sánchez. 1993. Cambios estacionales de la abundancia del camarón café (*Penaeus aztecus*) de la zona noroccidental del Golfo de México y su relación con parámetros ambientales. Ciencias Marinas. 19(2):155-168.

- Sparre, P., and S.C. Venema. 1995. Introduction to tropical fish stock assessment. Doc. Tec. Pesca. No 306. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
- Sunden, P.N., M. Blackburn, and F. Williams. 1981. Tunas and their environment in the Pacific Ocean: a review. Oceanographic Marine Biological Annual Revue Ocean. 19:443-512.
- Vetter, E.F. 1988. Estimation of natural mortality in fish stocks: a review. Fishery Bulletin 86(1):25-43.
- Watson, R.A., C.T. Turnbull and J Derbyshire. 1996. Identifying tropical penaeid recruitment patterns. Mar. Freshwater Research. 47:77-85.
- Williams, E.H., and M.H. Prager. 2002. Comparison of equilibrium and non-equilibrium estimators for the generalized production model. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 59:1533-1552.
- Yáñez, R.E., F. Espíndola, P. Fréon, M. Barbieri e I. Guerrero. 1999. Estandarización de tasas de captura de pesquerías pelágicas de la zona norte de Chile durante 1987-92. Investigaciones marinas Valparaíso 27:53-63.
- Ye, Y. 2000. Is recruitment related to spawning stock in penaeid shrimp fisheries?. Journal of Marine Science 57:1103-1109.

APÉNDICE I

Análisis de la Población Virtual (APV)

Es un modelo de retro-cálculo (Pereiro, 1982). En este caso, el APV se utilizó para calcular la abundancia histórica por grupos de edad, que debió haber existido en el mar en la población natural (matriz Z_{APV}), utilizando la matriz de capturas (X_{APV}), obtenida de la captura comercial de camarón café clasificada por categorías. La tasa de mortalidad por pesca por grupos de edad (matriz F_{APV}), es otro de los resultados que se obtienen de este modelo e indica la fracción extraída por la pesca de un total Z_{APV} .

El APV, tiene su fundamento en la ecuación general de captura y en las relaciones virtuales de abundancia (N_{i-1}) y mortalidad por pesca (F_{i-1}) descritas por Pope (1972), esto es:

$$\frac{dC}{di} = F * N_0 * \text{Exp}^{-(Z)i}$$

donde: Z y F, son los coeficientes de mortalidad total y por pesca respectivamente.

Integrando para un intervalo de tiempo (i) cuyos límites son [0, i] correspondientes a los momentos en los cuales la captura es C = 0 y C = C_i para N₀ y N_i, tenemos que:

$$\int_{C=0}^{C_i} C_i = \int_{i=0}^i F * N_0 * \exp^{-Zi} di$$

Por tanto

$$C_i = F * N_0 * \int_{i=0}^i \exp^{-Zi} di$$

La integración final evaluada en el intervalo de tiempo (i[0, i]), resulta en la ecuación general de captura, cuya expresión simplificada es:

$$C_i = \frac{F_i}{F_i + M_i} * N_i * (1 - \text{Exp}^{-(F_i + M_i)})$$

Donde: C_i , es el número de organismos capturados durante un período de tiempo (i). N_i , es el número de organismos existentes en la población al tiempo (i). M_i y F_i , son los coeficientes de mortalidad natural y por pesca terminal, respectivamente.

La relación que describe la abundancia de una cohorte al inicio del intervalo (i), se obtiene al despejar N_i de la ecuación general de captura, por tanto:

$$N_i = \frac{F_i + M_i}{F_i * (1 - \text{Exp}^{-(F_i + M_i)})} * C_i$$

F_i esta dada por:

$$F_i = \ln \frac{C_i}{C_{i-1}} - M_i$$

La abundancia que inicia en el intervalo N_{i-1} y los anteriores a éste, se calculan usando la primera ecuación de Pope (1972):

$$N_{i-1} = N_i * \text{Exp}^{(M_{i-1})} + C_{i-1} * \text{Exp}^{\left(\frac{M_{i-1}}{2}\right)}$$

Donde: M_{i-1} es la mortalidad natural en el intervalo N_{i-1} , similar a M_i .

Finalmente, la tasa de mortalidad por pesca para el intervalo N_{i-1} y los anteriores a éste, se calculan usando la segunda ecuación de Pope (1972):

$$F_{i-1} = \ln \left(\frac{N_{i-1}}{N_i} \right) - M_{i-1}$$