

**Instituto Politécnico Nacional**



**Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas CICIMAR**

**CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE  
CIENCIAS MARINAS**

**BIBLIOTECA**

**I.P.N.**

**DONATIVO**

**Programa de Doctorado en Ciencias Marinas**

**Dinámica de la pesquería de camarón café (*Penaeus californiensis*) en el litoral  
sonorense y su relación con algunos parámetros océano-atmosféricos**

Tesis que para optar por el grado de

**Doctor en Ciencias Marinas**

Presenta

Juana López Martínez

**La Paz, B.C.S., agosto del 2000**

	Página
Indice	i
Lista de tablas	iii
Lista de figuras	v
Resumen	xi
Abstract	xiii
I. Introducción	1
II. Antecedentes	6
II.1 Biología del camarón café	8
II.2. Desarrollo de la pesquería	17
II.3. Capturas	21
II.4. Hipótesis de trabajo	23
III. Objetivo	24
IV. Metodología y datos	25
IV.1. Fuentes de información	25
IV.2. Estimación del crecimiento anual	26
IV.3. Comparación interanual del crecimiento y la relación con las variables ambientales	29
IV.4. Asignación de edades	31
IV.5. Estimación de mortalidad, abundancia y reclutamiento	34
IV.6. Relación parentela-progenie	39
IV.7. Estructura del modelo	41

IV.8. Simulaciones	43
V. Resultados	46
V.1. Crecimiento	46
V.2. Clave edad-longitud	48
V. 3. Estructura de edades en las capturas	49
V.4. Mortalidad	50
V. 5. Abundancia	52
V. 6. Relación parentela-progenie	53
V. 7. El modelo estructurado por edad y las simulaciones	56
VI. Discusión	58
VI.1. Crecimiento	58
VI.2. Estructura por edades	63
VI.3. Mortalidad	67
VI.4. Reclutamiento	74
VI.5. El modelo y los escenarios de simulación	81
VII. Conclusiones	86
VIII. Recomendaciones	87
IX. Literatura citada	89
Tablas	121
Figuras	131
Anexo	161

## LISTA DE TABLAS

- Tabla I.** Parámetros de crecimiento del camarón café *F. californiensis* en Sonora obtenidos de los muestreos a bordo de las embarcaciones camaroneras ( $K_{fi}$  y  $L_{\infty fi}$ ) y de los muestreos en puerto ( $K_{pi}$  y  $L_{\infty pi}$ ), así como el porcentaje de sesgo para el periodo de 1989 a 1995 y el factor de corrección del sesgo del muestreo en puerto (A) . En todos los casos la significación estadística de la prueba  $\chi^2$  de bondad de ajuste entre crecimiento estimado con datos tomados a bordo y en puerto es  $p > 0.1$
- Tabla II.** Parámetros corregidos de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy para el camarón café *F. californiensis* en el litoral sonorense. 1978-1995.
- Tabla III.** Correlaciones semiparciales\* entre las variables ambientales y el índice de funcionamiento del crecimiento ( $\phi'$ ), en el camarón café *F. californiensis* en el litoral sonorense.
- Tabla IV.** Edad de primera madurez sexual ( $T_{m50\%}$ ), tasa de mortalidad natural (M), por pesca promedio (F), total (Z) y tasa de explotación (E) para el camarón café *F. californiensis* en el litoral sonorense.
- Tabla V.** Valores de los parámetros de crecimiento ( $K$  y  $L_{\infty}$ ) y de mortalidad natural (M) y por pesca (F) reportada para el camarón café *F. californiensis* y para diversas especies de camarones peneidos del Golfo de California y otras regiones del mundo.

**Tabla VI.** Comparación estadística entre los modelos parentela-progenie ajustados para camarón café *F. californiensis* en el litoral sonorense. En todos los casos el nivel de significación estadística  $p \leq 0.001$ .

**Tabla VII.** Parámetros poblacionales del camarón café *F. californiensis* en Sonora y los estimados en cada año que entraron al modelo estructurado por edades.

**Tabla VIII.** Selectividad específica de la edad incorporada en el modelo estructurado por edad, estimada del patrón de explotación por edades del camarón café *F. californiensis* en Sonora.

## LISTA DE FIGURAS

**Figura 1.** Localización del área de estudio y las zonas de pesca en el litoral sonorense.

**Figura 2.** Capturas y esfuerzo de camarón en el litoral Sonorense. 1939-1940 a 1998-1999.

**Figura 3.** Proporción de las capturas de camarón de alta mar registrado en Guaymas respecto al resto de los puertos de la región norte y centro del Golfo de California.

**Figura 4.** a) Capturas (T.M. de colas), esfuerzo (viajes) y b) Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de camarón café *F. californiensis* registrado en Guaymas, Sonora.

**Figura 5.** Estructura de tallas de camarón café *F. californiensis* a bordo de embarcaciones camaroneras y en puerto, en las plantas maquiladoras.

**Figura 6.** Variación interanual en el índice del funcionamiento del crecimiento  $\phi'$  (Phi') del camarón café *F. californiensis* y su relación con algunas variables ambientales en el litoral sonorense.

**Figura 7.** Variación interanual en el índice del funcionamiento del crecimiento ( $\phi'$ ), del camarón café *F. californiensis*, y su relación con la temperatura superficial del mar promedio mensual del periodo de mayo a febrero, en el litoral sonorense.

**Figura 8.** Desviación estándar (a) y coeficiente de variación (b) medio de la

talla con la edad en camarón café *F. californiensis* de Sonora. --

**Figura 9.** Capturas observadas por mes y la suma de las capturas por edad del camarón café *F. californiensis* en Sonora. Temporada 1978-1979.

**Figura 10.** Tipos de estructura de edades presentes en las capturas del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. a) temporada 1979-1980; b) temporada 1983-1984; c) temporada 1989-1990.

**Figura 11.** Patrones de explotación mensual del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. a) temporada 1979-1980; b) temporada 1983-1984; c) temporada 1989-1990.

**Figura 12.** Mortalidad promedio anual por pesca (F) y tasa de explotación (E) del camarón café *F. californiensis* en Sonora, estimada por el Análisis de población virtual convencional VPA y el Análisis de población virtual separable SVPA. 1978-1995.

**Figura 13.** Variabilidad interanual de la mortalidad natural (M), por pesca (F) total (Z) y tasa de explotación (E) del camarón café *F. californiensis* en Sonora. 1978-1995.

**Figura 14.** a) Patrón de explotación promedio específico de la edad y su desviación estándar. b) Mortalidad por pesca (F) específica a edad, entre las edades que componen la captura del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. Periodo 1978-1995.

**Figura 15.** a) Abundancia promedio por grupo de edad. Abundancia por edad (millones) del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. b)

Periodo 1978-1995 y c) 1981-1995.

**Figura 16.** Abundancia de reclutas (edad 3) y población desovante (edad 7+) del camarón café *F. californiensis* en Sonora. 1978-1995.

**Figura 17.** Gráficas de las anomalías de las series de tiempo del reclutamiento del camarón café *F. californiensis* en Sonora y del Nivel Medio del Mar y la temperatura superficial del mar (columna izquierda) y diagramas de dispersión entre las anomalías del reclutamiento y las anomalías de la temperatura superficial del mar, nivel medio del mar y la población desovante (edad 7+) (columna derecha). Periodo 1978-1995.

**Figura 18.** Ajuste de los modelos Parentela-Progenie de Ricker (izquierda) y Beverton y Holt (derecha) para el camarón café *F. californiensis* en Sonora.

**Figura 19.** Reclutamiento mensual observado y predicho para el camarón café *F. californiensis* en Sonora con los modelos tipo Ricker, tipo Beverton y Holt y ambiental ajustados.

**Figura 20.** Reclutamiento mensual observado y predicho para el camarón café *F. californiensis* en Sonora con los modelos Múltiple lineal (LM), Múltiple lineal con pesca (LMP) (arriba), y multiplicativo de 2 parábolas (MM2P) y 3 parábolas (MM3P) (abajo).

**Figura 21.** Reclutamiento anual observado para el camarón café *F. californiensis* en Sonora y el reclutamiento predicho por los modelos en base anual (arriba) y los modelos en base mensual Múltiple lineal

(LM), Múltiple lineal con pesca (LMP), multiplicativo de 2 parábolas (MM2P) y 3 parábolas (MM3P) (abajo).

**Figura 22.** Capturas anuales del camarón café *F. californiensis* en Sonora, observadas y estimadas mediante el modelo estructurado por edades al cual se le incorporó la relación parentela-progenie con el modelo MM3P (arriba) y el LM (abajo).

**Figura 23.** Abundancias de reclutas, adultos y total anuales del camarón café *F. californiensis* en Sonora, observadas y estimadas mediante el modelo estructurado por edades al cual se le incorporó la relación parentela-progenie con el modelo MM3P (arriba) y el modelo LM (abajo).

**Figura 24.** Biomosas de reclutas, adultos y total anuales del camarón café *F. californiensis* en Sonora, observadas y estimadas mediante el modelo estructurado por edades al cual se le incorporó la relación parentela-progenie con el modelo MM3P (arriba) y el modelo LM (abajo).

**Figura 25.** Pronóstico de capturas del camarón café *F. californiensis* en Sonora, para la temporada 1999-2000 estimadas mediante el modelo estructurado por edades no lineal (arriba) y el modelo lineal (abajo).

**Figura 26.** Capturas (A), abundancia de reclutas (B), biomasa de adultos (C) y biomasa explotable (D) anuales del camarón café *F. californiensis* en Sonora, estimadas al utilizar el modelo lineal (con la relación

parentela-progenie LM) para los diversos escenarios ambientales.

**Figura 27.** Capturas (A), abundancia de reclutas (B), biomasa de adultos (C) y biomasa explotable (D) anuales del camarón café *F. californiensis* en Sonora, estimadas al utilizar el modelo no lineal (al que se le incorporo la relación parentela-progenie MM3P) para los diversos escenarios ambientales.

**Figura 28.** Origen de las cohortes que contribuyen a la captura (cohorte de primavera) y al desove (cohorte de otoño-invierno), así como la estructura de edades (edad 3 a 9) en las capturas del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. CONDICIONES PROMEDIO.

**Figura 29.** Origen de las cohortes que contribuyen a la captura (cohorte de primavera) y al desove (cohorte de otoño-invierno), así como la estructura de edades (edad 3 a 9) en las capturas del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. CONDICIONES CALIDAS.

**Figura 30.** Anomalías anuales del coeficiente de mortalidad natural ( $M_{\text{Jensen}}$ ), mortalidad total (Z), tasa de crecimiento (K) y edad de primera madurez sexual ( $E_{50\%}$ ) del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. 1979-1994.

**Figura 31.** Relación entre la mortalidad total y la edad de primera madurez sexual del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. 1979-1994.

**Figura 32.** Relación entre el esfuerzo pesquero (viajes) y la mortalidad por pesca (F) del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México

estimada mediante los dos métodos secuenciales (VPA y SVPA).  
1979-1994.

**Figura 33.** Coeficiente de capturabilidad  $q$  del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México estimada por el SVPA y VPA y su relación con la temperatura superficial del mar. 1979-1994.

**Figura 34.** Anomalías de reclutamiento del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México estimada por el SVPA. 1981-1995.

**Figura 35.** Residuos de la captura predicha y del reclutamiento predicho del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México mediante el modelo no lineal.

## RESUMEN

En Sonora existe una pesquería de camarón de las más productivas de México, dirigida principalmente a dos especies: camarón café *Farfantepenaeus californiensis* y camarón azul *Litopenaeus stylirostris*; el primero aporta hasta el 70% de la captura de altamar. Esta pesquería tiene como rasgo característico, una alta variabilidad interanual en las capturas, que no ha sido totalmente explicada sólo por el esfuerzo pesquero. En este trabajo se evalúan las posibles causas de la variabilidad interanual de las capturas en la pesquería de camarón café en Sonora para el periodo de 1978 a 1995 y su relación con el forzamiento ambiental. Se utilizaron bases de datos de muestreos biológicos diarios, registros de captura y esfuerzo en viajes y datos de Temperatura Superficial del Mar, Nivel Medio del Mar, precipitación y surgencias del periodo de 1978 a 1995. Se efectuaron evaluaciones anuales de crecimiento, mortalidad, natural y por pesca y reclutamiento. Se evaluó la relación de cada uno de estos parámetros poblacionales clave con las variables ambientales mediante estimación no lineal. Estas relaciones sirvieron para integrar un modelo simulatorio estructurado por edades al cual se le incorporaron como variables independientes (predictores) la Temperatura Superficial del Mar, Nivel Medio del Mar y la mortalidad por pesca. Se encontró que existe una alta variabilidad interanual en el crecimiento, explicada en su mayor parte ( $R^2= 0.57$ ) por la temperatura. La captura estuvo integrada por organismos de 4 a 7 meses principalmente y la estructura de edades cambió interanualmente en respuesta al forzamiento ambiental, siendo más notorio este forzamiento en los años con eventos El Niño, años en los que las capturas se extienden en forma rentable toda la temporada. De igual manera se encontró una alta variabilidad en la mortalidad natural y por pesca y

se encontró que los organismos responden a la presión externa (bien sea ambiental o por pesca) mediante modificaciones en su edad de primera madurez sexual como un mecanismo compensatorio. La serie de reclutas mostró una fuerte caída a finales de los años 1970s, caída que por lo corto de la serie de tiempo con la que se cuenta, no se logró detectar cuando inició y una posterior estabilización durante 1980-1990, con oscilaciones quasi periódicas y una posterior fase de ascenso a principios de los 1990s. Se ajustó un modelo multiplicativo de tres variables (número de padres, Temperatura Superficial del Mar con retraso de tres meses y Nivel Medio del Mar con tres meses de adelanto) versus el reclutamiento (variable dependiente). Los escenarios de simulación mostraron que el modelo tiene potencial para ser utilizado como predictor de corto tiempo. Se sugiere que la población responde a variabilidad de corto plazo (interanual) en el crecimiento, en la mortalidad y en el reclutamiento y que posiblemente muestre una tendencia de largo plazo (tal vez interdecadal), pero que por lo corto de la serie, no se cuenta con elementos suficientes para poder determinar estos ciclos.

## ABSTRACT

The most productive shrimp fishery of Mexico is in Sonora, mainly harvesting two species; brown shrimp *Farfantepenaeus californiensis* and blue shrimp *Litopenaeus stylirostris*. The first accounts for 70% of the ocean capture. This fishery has as a characteristic a high interannual variability in the catch that has not been completely explained. In this work, I evaluated the possible causes of the interannual variability of the catch of brown shrimp in Sonora and their relationship with environmental stress from 1978 to 1995. Databases of daily biological samplings, capture, and effort were used along with data of sea surface temperature, mean sea level, precipitation, and upwelling for this period. Annual estimates of growth, natural and fishing mortality, and recruitment were made. The relationship between each one of these key population parameters with the environmental variables was evaluated by means of nonlinear estimate. These relationships were used to integrate a structured-by-ages model to which were incorporated as independent variables (predictors) the environmental variables and the fishing mortality. A high interannual variability exists in growth mainly as a function of temperature ( $R^2 = 0.57$ ). The catch was composed mostly of 4 to 7 month old organisms. A high interannual variability in the age structure exists because of environmental stress; this effect being more notorious in El Nino years, in which the maximum of capture extends over the whole season. There also was a high variability in the natural and fishing mortality. The organism responds to the external pressure (either environmental or fishing) by modifications in its age at sexual maturity as a compensatory mechanism. The series of recruits showed a strong decrease at the end

-- of the 1970s. The start of this decrease cannot be defined. There was a later stabilization during 1980 to 1990, with quasiperiodic oscillations and a later increase at the beginning of the 1990s. A multiplicative model of three variables was adjusted (number of parents, accumulated temperature at  $t-3$  time, and accumulated mean sea level at  $t+3$  time) versus recruitment (dependent variable). The simulation scenarios showed the model has potential to be used as predictor over the short term. We suggest the population respond to variability over the short term (interannual) in growth, in mortality, and recruitment. It possibly shows a tendency over the long term, but there was not data over a long enough time span to determine these cycles.

# I. INTRODUCCION

A nivel mundial, las pesquerías marinas han experimentado un dramático crecimiento desde la década de los años 1920s, estando la principal demanda centrada en recursos marinos costeros, muchos de los cuales no han mostrado incrementos sustanciales en sus capturas en correspondencia al incremento en el esfuerzo pesquero aplicado (Anónimo 1993, García y Newton 1994, Hoffman y Powell 1998). La necesidad de manejo de estos recursos es por lo tanto mayor que nunca. Sin embargo, el manejo de un recurso está determinado en gran parte, por el comportamiento y dinámica del propio recurso, especialmente por las fluctuaciones en su distribución y abundancia que de hecho se ven afectadas no sólo por la pesca, sino también por variaciones en el medioambiente (Boehlert 1997).

Históricamente se han desarrollado una serie de talleres con el objetivo de analizar el papel del medio ambiente en las fluctuaciones de los stocks pescables (Bakun *et al.* 1982, Sharp y Csirke 1983, Wooster 1983, Cury y Roy 1991, Greenland 1996, Boehlert y Schumacher 1997, Wooster 2000). Este hecho es debido a que el enfoque que tradicionalmente ha adoptado la ciencia pesquera, en el que la investigación y manejo se ha concentrado específicamente en cómo la pesquería ha impactado los stocks, suponiendo constancia en muchos parámetros clave de la misma dinámica de los recursos (Lluch-Belda 1976, Hilborn y Walters 1992), no ha podido responder a porque se han presentado disminuciones espectaculares, así como recobramientos igualmente espectaculares en las capturas de muchos recursos marinos tanto bentónicos, pelágicos y demersales (Cury 1991, Spencer y Collie 1997, Hoffman y Powell 1998).

El impacto de la variabilidad ambiental en la distribución y abundancia de los recursos marinos ha sido conocida por los pescadores por centurias y sólo en las últimas décadas ha sido descubierta o reconocida por la ciencia (Sharp *et al.* 1983, Bakun 1996) y categorizada en diferentes escalas espacio-temporales (Smith 1978). Movimientos pequeños de las poblaciones (por ejemplo: migraciones alimenticias, reproductivas, etc.) que cambian la disponibilidad, pueden estar relacionados con fluctuaciones de pequeña escala en el ambiente (McCleave *et al.* 1984, Lynn 1984, Mendelssohn y Cury 1987, Rose y Leggett 1988). En escala interanual, el éxito de la pesca puede ser atribuido a patrones de movimiento diferencial del organismo en respuesta a condiciones medioambientales (Sette 1960), sumergencia o emergencia de hábitat (Sharp 1978) o a disponibilidad alimenticia (Polovina 1996). En escala de tiempo mayor, pueden existir no sólo cambios climáticos (Beamish 1995, Everett *et al.* 1995) sino también cambios en escala de décadas en el océano que impactan la producción de todo el ecosistema (Aebischer *et al.* 1990, Ebbesmeyer *et al.* 1991, Polovina *et al.* 1994).

En el caso particular de los crustáceos se ha reconocido el papel que juega el medio ambiente en el éxito de la supervivencia larval (Farrell *et al.* 1991, Pineda 1994, Barans 1995, Criales y Lee 1995) y la relación estrecha entre ambiente y capturas (Barrett y Ralph 1977, Castello y Moller 1978, Hettler y Chester 1982, Da Silva 1986, Mendo y Tam 1993, Sheridan 1996). En los camarones peneidos, ha sido sugerido que la producción biológica puede ser influenciada por el efecto de parámetros climatológicos (lluvia, caudal de los ríos, perfil térmico anual o actividad solar entre otros), cuyas mediciones pueden ser indicadoras de la variación de otros parámetros tales como

producción primaria, fotoperiodicidad, salinidad, desplazamiento de frentes, corrientes marinas, etc. El principal problema para su estudio es la dificultad de encontrar series de datos, cuya extensión permita analizar la variabilidad a largo plazo (Del Valle-Lucero 1989).

El camarón es un recurso pesquero altamente cotizado a nivel nacional e internacional, que proporciona una fuente considerable de divisas y empleos para un sector muy importante de la población pesquera de México (Anónimo 1995). Actualmente en el Pacífico mexicano los estados de Sonora y Sinaloa aportan la mayor parte de la captura (75%), compuesta principalmente por camarón café *Farfantepenaeus californiensis* (aproximadamente 70-80% del total de las capturas) y azul *Litopenaeus stylirostris* (Rodríguez de la Cruz y Chávez Ortiz, 1994).

Es reconocido el hecho de que las pesquerías basadas en los crustáceos peneidos presentan una alta variabilidad interanual en las capturas (García y Le Restre 1987, García 1983, 1984, 1985, 1988, Mendo y Tam 1993, Sheridan 1996) y se han sugerido diversas causas de esa variación tales como: a) esfuerzo pesquero (Márquez Tiburcio 1976, Calderón y Burgueño 1993), b) variables ambientales tales como la temperatura, salinidad, aporte de nutrientes, etc. (Soto 1969, Mendo y Tam 1993, Sheridan 1996) y c) una combinación de ambas fuentes (Lluch 1977, Del Valle 1989, Gracia 1989, Solana y Arreguín-Sánchez 1993). Todos ellos pueden tener un efecto tanto en la distribución de los individuos (Del Valle 1989, Sánchez 1997, Valenzuela 1998) como en la producción de la biomasa (Lluch 1977, García 1988, Hannah 1993, Barans y Wener 1995, Criales y Lee 1995).

Si se considera que la captura es el producto de la aplicación del esfuerzo pesquero sobre una biomasa determinada, cualquier modificación en alguno de ellos puede originar variaciones en dichas capturas. En términos poblacionales, la biomasa es el resultado neto de los procesos que tienden a incrementar (crecimiento, reclutamiento, inmigración) ó a disminuir (mortalidad, emigraciones) su magnitud.

En camarones peneidos existen variaciones interanuales en crecimiento (Deering *et al.* 1995, Ponce *et al.* 1997, Villela *et al.* 1997, Ehrhardt 1996), mortalidad (Sierra Rodríguez y Reyna-Cabrera 1993, García 1996), reproducción (Penn y Caputi 1985, García y Le Restre 1987) y reclutamiento (Penn y Caputi 1985, Ehrhardt y Legault 1999), además de cambios en capturabilidad originados por ampliaciones o contracciones de hábitat (Hannah 1995, Valenzuela-Quiñones 1998), las cuales pudieran conjuntarse y por lo tanto dar como resultado la alta variabilidad interanual observada en las capturas. Una de las más notables características de las poblaciones de camarones en la que difieren de los efectivos de zonas templadas es su estacionalidad. Debido a lo corto de su ciclo de vida, la abundancia, talla media y otros parámetros de los efectivos de camarones varía grandemente de temporada a temporada. Si bien ciclos lunares en la muda, reproducción, migración, etc. pueden ser mas o menos diferenciados (García 1988), la estacionalidad de fenómenos clave tales como el desove, reclutamiento, estructura de edad de la población, capturabilidad, etc., no pueden ni deben ser negados y enmascarados por promediar convenientemente dentro de intervalos anuales (Penn y Caputi 1985, García 1988).

El crecimiento es muy estacional en áreas donde las temperaturas de invierno disminuyen por debajo de los 16 °C y camarones que nacen en diferentes épocas del

año tienen diferentes curvas de crecimiento (Klima 1980, citado en García y Le Reste 1987). La mortalidad por pesca es igualmente estacional, debido a que las tasas de captura y los rendimientos decrecen y por lo tanto la pesca se concentra en unos pocos meses, poco después del pico de reclutamiento. La mortalidad natural igualmente varía estacionalmente debido a cambios en la disponibilidad alimenticia y en la composición de depredadores. Bajo estas circunstancias, el concepto tradicional de equilibrio es difícil de comprender para los efectivos de camarones debido a que no hay equilibrio a un nivel estacional (García 1988).

A pesar de que se reconoce que para estos recursos de ciclo de vida cortos existe una gran variabilidad interanual en diversos parámetros poblacionales (García 1983, 1984, 1985, 1988, García y Le Reste 1987, Penn y Caputi 1985, Del Valle 1989, Mendo y Tam 1993, Sheridan 1996, Sánchez 1997, Valenzuela 1998), inducida en muchos casos por variaciones en uno o varios parámetros ambientales (Del Valle 1987, García y Le Reste 1987, García 1988), son escasos los trabajos existentes que intentan evaluar la variabilidad interanual en la dinámica poblacional del camarón, por lo que en esta tesis se evalúa el efecto que algunas variables ambientales ejercen sobre procesos poblacionales clave, además de incorporar dicha variabilidad en un modelo simulatorio, con la finalidad de evaluar la respuesta de la población ante el forzamiento ambiental y de esfuerzo de pesca ejercido.

## II. ANTECEDENTES

Los camarones peneidos son organismos que habitan los sistemas costeros de las zonas tropicales y subtropicales. Viven la mayor parte del tiempo en zonas influenciadas por deltas, estuarios o lagunas, sobre fondos fangosos o fango-arenosos, ricos en materia orgánica (García y Le Reste 1987, García 1988). Si se considera el ciclo biológico de los camarones, estos organismos están expuestos a ambientes muy cambiantes por lo que su fisiología se modifica a lo largo de su desarrollo, evolucionando en particular, sus facultades de osmoregulación. Esto es debido a que migran a lo largo de su ciclo de vida a través de diversos biotopos que, esencialmente están caracterizados por gradientes significativos de salinidad (García y Le Reste 1987). La puesta tiene lugar en el mar; las larvas y primeras postlarvas son planctónicas. Las postlarvas penetran a los estuarios y lagunas o se aproximan a la costa. Los camarones regresan al mar cuando alcanzan una talla aproximada de 10 cm. El ciclo termina en el mar.

La distribución vertical de las postlarvas de peneidos puede ser definida por la picnoclina sobre la que se concentran las postlarvas (Del Valle 1987, 1989, Criales y Lee 1995) y cuya influencia es alta para la supervivencia larval (Del Valle 1989, Rothlisberg *et al.* 1995). El mecanismo planteado como causal del ingreso de las postlarvas a la línea de costa o a los esteros involucra principalmente a la onda de marea (Rothlisberg *et al.* 1995), existiendo dos hipótesis al respecto: la de transporte pasivo, aprovechando la corriente; y la de transporte activo, mediante migraciones verticales (Forbes y Benfield 1986, Calderón-Pérez y Poli 1987, Rothlisberg *et al.* 1995, Horton *et al.* 1996).

Las postlarvas se acercan a la costa o penetran a los estuarios cuando la marea se eleva, la cuña salina (estrato de agua marina) se mueve hacia adentro por el fondo del estuario. Las postlarvas dejan el fondo en respuesta al aumento de salinidad y son llevadas estero arriba por el agua salina (el agua dulce fluye en dirección contraria), al disminuir la marea y retraerse la cuña salina, las postlarvas se asientan en el fondo en respuesta a la disminución de la salinidad (Wickins 1976).

La migración de los juveniles de los esteros o zonas litorales hacia alta mar se realiza aparentemente en respuesta a diversos mecanismos disparadores del comportamiento migratorio tales como salinidad (Lhomme 1992), o temperatura (Del Valle 1987, 1989). En este sentido la alta precipitación asociada con las tormentas tropicales puede reducir la salinidad y transportar a los organismos muy pequeños fuera de los esteros, funcionando como un mecanismo disparador del comportamiento de migración hacia el mar (Lhomme 1992), incrementando el potencial de mortalidad por depredación al estar más expuestos a depredadores sin haber desarrollado todas las habilidades de escape y defensa que tiene un organismo adulto.

Los camarones peneidos pueden presentar grandes diferencias en su distribución con respecto a las aguas salobres, así como a lo largo de un gradiente de profundidad (Kutkuhn 1966), con camarones altamente dependientes de los esteros, por ejemplo *Metapenaeus dalli* (Penn 1981), hasta camarones netamente marinos como *Plesiopenaeus edwardsianus* que completa todo su ciclo vital sobre fondos de 900 m de profundidad (Springer y Bullis 1956, García y Le Reste 1987).

## II.1 Biología del camarón café

En el caso particular del camarón café (también conocido como camarón pata amarilla o camarón pata colorada) *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes 1900), es una especie que depende poco de los esteros (menos del 25% de su ciclo vital o incluso puede no ingresar a los esteros y lagunas costeras, y mantenerse en zonas someras de la costa) y la posición relativa de los adultos es en aguas marinas a mayores profundidades (García y Le Reste 1987). Se distribuye desde Bahía de San Francisco, California, hasta Callao, Perú e Islas Galápagos, Ecuador, mostrando sus mayores concentraciones en la costa oriental del Golfo de California (Pérez-Farfante 1975).

Se localiza en estuarios y en mar abierto a profundidades desde 5 a 60 brazas de profundidad, o incluso a más, mostrando ampliaciones o contracciones de hábitat de acuerdo a las condiciones ambientales imperantes (Valenzuela-Quiñones 1998). La especie presenta hábitos nocturnos y se encuentra generalmente en substratos duros y aguas claras; no obstante, es posible registrarlo durante el día pero en áreas más profundas y en menor abundancia (García-Borbón *et al.* 1996).

Se ha reportado que el camarón café tiene preferencia por salinidades entre 10 a 35 partes por mil y temperaturas de 10 a 28 °C (García-Borbón *et al.* 1996), aunque también se han registrado óptimos de temperatura entre 25 a 30 °C (Arozamena 1976). También se ha reportado que la especie soporta grandes cambios tanto en salinidad como en temperatura (Barragán 1993). Presenta régimen alimenticio planctónico en estadio de larvas y postlarvas y en estadio adulto su dieta es la típica de un omnívoro e incluye gasterópodos, poliquetos, detritus, entre otros (Rosales 1976).

La talla de primera madurez sexual reportada va de 105 mm (Olguín 1967) a 133 mm de longitud total ( $L_t$ ) (Rodríguez de la Cruz 1981, Ehrhardt *et al.* 1985, citado en Méndez-Tenorio 1986). Son desovadores parciales en lo individual y en el ámbito de población presentan desoves masivos. Se ha planteado que en esta especie existe reproducción continua a lo largo del año, con dos períodos de reproducción masiva: mayo-julio y diciembre-febrero (Sepúlveda 1976, Barreiro 1986, Valverde 1986, Mendez-Tenorio 1986, Sierra-Rodríguez y Zárate-Becerra 1998).

Al respecto se ha sugerido que uno de los factores disparadores del inicio del desove es la temperatura (Ehrhardt *et al.* 1981, Garduño Argueta 1985), e igualmente ha sido planteado que la duración e intensidad del período reproductivo están grandemente asociadas a las condiciones ambientales prevalecientes, específicamente a la temperatura del agua (Anónimo 1982, Del Valle 1987, Del Valle 1989, Leal-Gaxiola 1999).

Las hembras ponen huevos demersales. De estos huevos eclosionan unas larvas en estadio nauplio, las cuales son planctónicas. El estadio larvario progresa a lo largo de 11 estadios sucesivos, pasando de uno a otro por medio de una muda: 5 nauplios, 3 protozoa y 3 mysis. La última mysis sufre una muda que la transforma en postlarva. Aunque sólo mide unos mm, la postlarva tiene ya la apariencia de un adulto pero con fórmula rostral incompleta (Anónimo 1982, Del Valle 1989).

La postlarva pasa por diversos estadios caracterizados cada uno por una fórmula rostral particular. Los primeros estadios postlarvarios (hasta 2 o 3 dientes subrostrales) son todavía planctónicos, pero los siguientes son semibentónicos. Los órganos sexuales externos (télico en hembras y petasma en machos) aún no están

diferenciados. Una vez completada su formación se dice que el camarón es subadulto (Anónimo 1982, Del Valle 1989).

Las postlarvas (de tallas de 7-10 mm) y juveniles de esta especie se han encontrado dentro de los esteros o lagunas costeras cuando las condiciones en salinidad dentro de los esteros son muy similares al medio marino y la temperatura es baja, básicamente durante octubre a marzo (Lecuanda 1974, Edwards 1978, Mair 1979, Watkins 1980, Del Valle 1989, Barragán 1993).

El mecanismo planteado como causal del acercamiento de las postlarvas a la línea de costa y/o su ingreso a los esteros, involucra a la onda de marea (Calderón-Pérez y Poli 1987), sugiriéndose la hipótesis de transporte pasivo, aprovechando la corriente (Del Valle *et al.* 1987) y la de transporte activo, mediante migraciones verticales (Calderón-Pérez y Poli 1987).

Poli (1983) sugiere que las postlarvas al aproximarse a Boca Chametla, Sinaloa durante el flujo de la marea, son introducidas al Estero Aguadulce y al invertirse la dirección de la corriente de marea, viajan con las parcelas de agua, que forman giros a los lados de la corriente de salida; y que al establecerse nuevamente el flujo, son introducidas a la boca del estuario.

Las variaciones en la abundancia de postlarvas durante la migración, están determinadas por la corriente de marea y por lo tanto la condición de la marea puede coadyuvar al éxito de los movimientos migratorios (Macías y Calderón 1979, Del Valle *et al.* 1987), contribuyendo por lo tanto al éxito en la supervivencia de la cohorte (Del Valle 1989), ya que la mortalidad total del estadio de postlarvas a juveniles se ha estimado entre 65 y 90% (Edwards 1977, Sepúlveda 1981). En Sinaloa, la abundancia

y composición específica de las postlarvas de camarones peneidos (azul y café) que llegan a la costa y en especial a la boca de los esteros, es el resultado de la combinación de procesos físicos y biológicos que en un período previo tienen lugar en la zona costera aledaña. La combinación de estas condiciones y el tamaño de las poblaciones desovantes determinan la magnitud del desove y la tasa de supervivencia de las postlarvas (Del Valle 1989).

En el Golfo de California se presentan eventos que ocurren en forma episódica, pero que afectan grandes regiones, tales como las tormentas y ciclones tropicales, los cuales de acuerdo a Merrefield y Winant (1989) pueden generar ondas internas atrapadas que viajan cientos de kilómetros paralelas a la costa siguiendo la picnoclina sobre la cual se concentran las larvas de peneidos (Del Valle 1987, 1989) y cuya influencia es alta para la supervivencia larval (Del Valle 1989), disminuyendo la profundidad de la termoclina hasta en 20 m, reflejándose en una elevación en el nivel medio del mar de hasta 10 cm.

Se han sugerido como mecanismos disparadores de la migración de los juveniles del camarón café de los esteros o zonas litorales hacia alta mar la salinidad (Lhomme 1992), y la temperatura (Del Valle 1987, 1989).

En términos predictivos de capturas de camarón café en alta mar, se ha planteado que cuando se intenta relacionar las capturas con la abundancia de una de las fases precedentes del ciclo vital, tales como huevos o estadios larvales, solo los subadultos migratorios pueden dar un índice de predicción útil a corto plazo (Callivet y Baxter 1973, citado en Del Valle 1989). El estado adulto se alcanza cuando el camarón es capaz de reproducirse.

De los estudios existentes de dinámica poblacional para esta especie se han obtenido las siguientes relaciones:

Fecundidad - longitud total (Rodríguez de la Cruz 1981):

$$F = 0.0388L_{Thembra}^{3.2070}$$

Crecimiento en longitud total (períodos mensuales) (Chávez y Rodríguez de la Cruz 1971)

$$L_t = 242 * (1 - e^{-0.1662(t-0.14)})$$

Crecimiento en longitud total (períodos mensuales) (Galicia 1976)

$$L_t = 238 * (1 - e^{-0.2358(t-0.75)})$$

Ambas ecuaciones muestran valores del coeficiente de crecimiento (K) muy diferentes. Igualmente Sepúlveda (1999) ajusta el modelo de Gompertz al crecimiento de camarón café no encontrando diferencias significativas a los valores de longitud media a edad estimadas mediante las curvas dadas por los dos autores anteriores.

Se ha planteado por diversos autores que el crecimiento en esta especie varía en función de la densidad de la población, contenido de materia orgánica del substrato y la temperatura ambiente, esta última mediante modificaciones en el ritmo metabólico, induciendo modificaciones en la ingesta de alimento y en el proceso de muda (Arozamena 1976, Edwards 1977, Del Valle 1987, Villarreal y Rivera 1993, Villarreal y Ocampo 1993, Del Valle y Martín 1995, Ocampo *et al.* 1999). Igualmente se ha

demostrado la estacionalidad en el crecimiento (Edwards 1978), similar a la reportada para otros peneidos (Pauly 1984).

Por otra parte, en los estudios de fecundidad se han obtenido valores cercanos a los 500,000 huevos por hembra. Estos valores tan altos han llevado a algunos investigadores a plantear que el número de padres necesario para asegurar la supervivencia de la siguiente generación es bajo y, en términos generales, las abundancias de los reproductores en las poblaciones de camarones peneidos se mantiene en niveles por arriba de estos niveles críticos (debido a la misma rentabilidad del recurso), por lo que para todos los fines prácticos, se podría suponer que el número de reproductores no sería nunca un factor limitante, excepto a densidades tan extraordinariamente bajas, que constituirían en sí un desastre ecológico (Lluch 1979 citado en Anónimo 1982).

Los estudios de mortalidad de camarón han sido abordados en su mayoría a partir de datos de captura y esfuerzo, partiendo de las siguientes premisas: que la declinación del número de individuos por unidad de esfuerzo representa la mortalidad de la población; que hay una generación principal que es la que está determinando la captura y en consecuencia los reclutamientos posteriores a esa generación son secundarios (Anónimo 1982). Los modelos más comunes usados para calcular la mortalidad parten del modelo de supervivencia  $N_t = N_0 e^{-Zt}$  donde  $Z$  es la tasa instantánea de mortalidad total, que a su vez es la suma de las mortalidades por pesca ( $F$ ) y natural ( $M$ ). Siguiendo estas metodologías, los valores de tasa instantánea de mortalidad natural ( $M$ ) reportada para camarón café oscilan entre  $1.2 \leq M \leq 3.8$  anual (Lluch 1974, Jacquemin 1976, Rodríguez de la Cruz 1974, 1976, Chávez 1979, Ross

1988), mientras que la tasa instantánea de mortalidad por pesca ( $F$ ) ha variado entre  $0.30 \leq F \leq 2.4$  anual (Anónimo 1982, Ross 1988, Sierra-Rodríguez y Reyna-Cabrera 1993). En particular Sepúlveda (1999) reporta los siguientes valores de mortalidad por pesca anual para el camarón café en la parte alta y baja del Golfo de California para varias temporadas:  $F_{90-91} = 0.31$  y  $0.39$ ,  $F_{91-92} = 0.20$  y  $0.30$ ,  $F_{93-94} = 0.53$ . Además, este mismo autor resalta el hecho de que la mortalidad natural anual supera a la mortalidad por pesca anual en más de 50%, lo cual también fue previamente reportado por diversos autores para otras especies de peneidos del Pacífico mexicano (Edwards *et al.* 1975, Lluch 1976, Sepúlveda 1976).

Se han observado variaciones interanuales considerables en la mortalidad natural y se han relacionado con la sensibilidad de las especies a las variaciones de las condiciones ambientales, afectando la mortalidad natural (Arozamena 1976, Castro y Sánchez 1976, Lluch 1976, 1977). Por otra parte, se han encontrado variaciones marcadas en las estimaciones de mortalidad por pesca, aun en temporadas consecutivas en las que los niveles de esfuerzo pesquero aplicado han sido muy similares y se ha planteado como posible explicación cambios en la capturabilidad o vulnerabilidad de la población explotable, que además se sabe que cambia estacionalmente, dependiendo del período reproductivo y ciclo lunar (Jacquemin 1976, Lluch 1977). Interanualmente, se sabe de procesos tales como eventos El Niño que originan modificaciones en la distribución batimétrica de las especies, afectando consecuentemente su disponibilidad (Del Valle 1989, White y Downton 1991, Valenzuela-Quiñones 1998). Además del efecto anteriormente descrito, en el litoral sonorenses se presentan incrementos en la

precipitación, lo cual en algunas especies de camarón favorecen el reclutamiento y el crecimiento (Lluch 1977).

La magnitud del reclutamiento ha sido estimada por dos procedimientos: muestreo directo de las poblaciones durante la veda y retrocálculo de la curva de captura por métodos simulatorios (Lluch 1974, Jacquemin 1976). Los resultados obtenidos por este segundo método muestran una considerable variabilidad en el reclutamiento anual de las generaciones más importantes, así como una estrecha relación entre esta magnitud y el éxito de la temporada de pesca (Lluch 1977), con niveles de reclutamiento muy variables, de 21 a 642 millones de individuos, duplicándose de una temporada a la siguiente (García 1976 citado en Anónimo 1982, Jacquemin 1976, Anónimo 1982, Ross 1988, Sepúlveda 1999).

Los modelos de parentela-progenie para las diversas especies de la pesquería de camarón del Pacífico Mexicano fueron evaluados por Lluch (1976) quien planteó que solamente a niveles anormalmente bajos se podría pensar en que el tamaño de la biomasa desovante podría ser un limitante para el reclutamiento y que el reclutamiento más parece estar afectado por la capacidad de porte del medio (Lluch 1976, Anónimo 1982). Por ello el reclutamiento en un año específico más parece estar determinado por el medio ambiente que por el nivel de reproductores. Se han intentado diversos ajustes para obtener una relación parentela-progenie en camarón café (Chávez 1979, Ehrhardt *et al.* 1981, Sepúlveda 1999); algunos de los más sobresalientes son: Ehrhardt *et al.* (1981) tomando como reproductores el número de individuos de fines de la temporada y como reclutas el número de individuos al inicio de la siguiente temporada, ajustaron el modelo de Ricker (1958) con la siguiente expresión:

$$R = 97.12371 * Se^{-0.610431 * S}$$

Este modelo predijo niveles de reproductores para el reclutamiento óptimo por debajo de la densidad que económicamente requiere la pesquería para continuar operando, concluyendo los autores además, que la validez de los modelos parentela-progenie está limitada a una aplicación correcta de las clases de edad en una población y resaltaron las dificultades de aplicar este tipo de modelos a especies que presentan reproducción y reclutamiento continuo, como es el caso del camarón café. Estos autores discutieron también la importancia de los cambios ecológicos en las condiciones de las lagunas y las aguas estuarinas en la definición del reclutamiento.

Sepúlveda (1999), utilizando el número de hembras desovadas de camarón café del área de Guaymas y Puerto Peñasco Sonora, aplicó el modelo de Ricker modificado por Rounsefell (1953) utilizando la información de las temporadas 74-75 a 83-84 y obtuvo los siguientes parámetros del modelo:

$$R = Pe^{0.990(1-P/16600)}$$

Las proyecciones de los reclutamientos obtenidas mediante este modelo señalaron una alta variabilidad interanual y los máximos reclutamientos de la especie durante 82-83, hecho que el autor explicó por la ocurrencia del Evento El Niño 82-84.

El stock de camarón café de Sonora ha sido evaluado mediante la aplicación de modelos de producción excedente de Schaefer y Fox para condiciones de equilibrio (Sepúlveda 1999) y de Fox para condiciones de no equilibrio (biomasa dinámica)

(Sierra-Rodríguez y Zárate-Becerra 1998, Morales *et al.* En prensa). En el área de Mazatlán este mismo camarón ha sido evaluado mediante modelos de simulación (Lluch 1979) y de biomasa dinámica (Díaz de León 1993), entre otros. Sin embargo, los modelos de producción excedente (salvo la versión de condiciones de no equilibrio) suponen condiciones de equilibrio y los modelos de simulación fueron contruidos como modelos estacionarios (valores promedios) debido a que los parámetros poblacionales clave (crecimiento, mortalidad, reclutamiento) que entraron en dichos modelos fueron tomados invariantes en el tiempo, hecho que posiblemente sea explicado por falta de series de tiempo lo suficientemente largas que permitieran caracterizar dicha variabilidad.

## **II. 2. Desarrollo de la pesquería:**

La pesca de camarón de alta mar en Sonora, junto con la de Sinaloa incorpora la mayor flota pesquera del Pacífico mexicano. Dio inició en Guaymas en la década de los años 1920s (Ferreira 1965). Durante los años 1930s operaron dentro del Golfo de California y en todo el Pacífico mexicano embarcaciones japonesas, las cuales ubicaron las principales áreas de pesca, mismas que esencialmente se mantienen en la actualidad (Magallón-Barajas 1987), salvo ligeras modificaciones (Fig. 1). Es en ese mismo período que se incorporaron a la pesquería 17 barcos sardineros de Baja California modificados a arrastreros, dando inicio a la pesquería de alta mar por la flota mexicana. Las embarcaciones que se usaron fueron barcos de 40-50 pies (15 m) de eslora con motor fuera de borda de 75-80 caballos de fuerza y una autonomía de 6 días

debido principalmente a la falta de un sistema de refrigeración adecuado, además de la poca capacidad de combustible (alrededor de 8000 lt) (Magallón-Barajas 1987, López Martínez *et al.* En prensa).

El tipo de pesca que se desarrolló desde los inicios de esta pesquería hasta la fecha fue basada en arrastres, cambiando en el tiempo las características de las redes y la potencia de los barcos. Las principales áreas de pesca eran las costas del sur de Sonora (Lobos, Tóbari, Yavaros) y capturaban principalmente el camarón azul, *L. stylirostris*, debido básicamente a la demanda del producto por el mercado estadounidense. Debido a la batimetría del litoral sonorense, donde existen áreas cuya plataforma continental es mínima, la pesca de arrastre siempre se ha efectuado a profundidades menores que las 50 brazas (López Martínez *et al.* En prensa).

Durante las décadas de 1930-1940 las embarcaciones operaron con una sola red trabajando por popa, con luz de malla en el cuerpo y alas de 4.12 cm y no fue sino hasta los años 1950s que se incorporaron dos redes, una por banda. Durante la década de los años 1950s se dieron dos hechos altamente significativos para el desarrollo de la pesquería: la instalación de 7 plantas maquiladoras de camarón en las ciudades de Guaymas y Puerto Peñasco y un gran impulso a la incorporación de barcos a la flota camaronera, llegando a alcanzar hasta 450 embarcaciones registradas en Guaymas durante 1975 (Magallón-Barajas 1987, López Martínez *et al.* En prensa). Estos dos hechos marcaron la pauta para el desarrollo acelerado de la pesquería que se observó posteriormente (Magallón-Barajas 1987).

Si bien el camarón café se pescaba desde los años 1920s, no es sino hasta los años 1970s que se inició en forma dirigida la captura de esta especie en respuesta a que el

mercado se diversificó, con la incorporación de Japón entre los principales compradores. Este hecho le permitió a los pescadores mexicanos diversificar sus capturas de solamente camarón azul en tallas grandes (categorías U-10, U-12 o sea 10, 12 camarones por libra en marquetas de 5 libras) a camarón café en tallas medianas (16-20 camarones por libra y marquetas de 2 kg) (López Martínez *et al.* En prensa). Este hecho hizo que las capturas se mantuvieran alrededor de las 5000 toneladas métricas de colas de camarón (Fig. 2) y actualmente el camarón café aporta el 70-80% de las capturas provenientes de alta mar. Los puertos de desembarque de camarón en Sonora son Guaymas, Puerto Peñasco, San Felipe, Santa Clara y Yavaros, siendo el Puerto de Guaymas donde se registra la mayor parte de las capturas (75%) (Fig. 3) (López Martínez *et al.* En prensa).

Inicialmente la pesquería de camarón se reguló mediante vedas geográficas y temporales, la primera de ellas establecida en 1939 (Rodríguez de La Cruz 1976). Las primeras tenían como objetivo mantener sitios como reservorios, los cuales sirvieran de "pool" al resto de las áreas de pesca. Dichos sitios fueron el Delta del Río Colorado, el Canal del Infiernillo y la laguna de Agiabampo (Magallón-Barajas 1987).

Las vedas temporales cumplían dos objetivos: las vedas de bahías y lagunas costeras tenían y siguen teniendo la función de proteger el crecimiento, básicamente debido al comportamiento biológico de las diversas especies de camarón, las cuales pasan una parte de su ciclo biológico en las lagunas costeras. Las vedas de alta mar tienen la función de proteger los períodos de reproducción masivo (proteger el reclutamiento) (Rodríguez de La Cruz 1976). El inicio y terminación de estas vedas han estado cambiando, siendo en 1987 de julio a septiembre y actualmente de abril a agosto-

septiembre, dependiendo de los resultados de muestreos biológicos efectuados en períodos de veda por el Instituto Nacional de la Pesca (López Martínez *et al.* En prensa).

Durante el período de 1960s a 1970s, se observó una reducción del tamaño de luz de malla, hecho que puso en peligro a los potenciales reproductores y reclutas. En respuesta a este hecho, se efectuaron análisis de selectividad de las artes (Lluch-Belda 1975), los que condujeron a que en 1977 se reglamentara el tamaño de luz de malla de las redes de 5.71 cm en el cuerpo de la red y alas y 4.4 cm en el copo (Magallón-Barajas 1987).

Dicha medida no fue suficiente y posteriormente alrededor de los años 1980s, entra en función la regulación del esfuerzo pesquero, limitando el incremento de la flota camaronera (E. Chávez Ortiz, com. personal, CICIMAR). Esta medida originó una carrera por aumentar el poder de pesca de los barcos, haciendo más eficientes las embarcaciones para la pesca mediante la incorporación de motores más potentes (200-250 caballos de fuerza), diversos tipos de redes como son la mixta, balón y la fantasma, sistemas de refrigeración, todos ellos dando una mayor autonomía a las embarcaciones, extendiendo por lo tanto la duración del viaje de pesca hasta 20 días (López Martínez *et al.* En prensa).

La administración de la pesquería de alta mar se sustenta en el mantenimiento adecuado del tamaño del stock reproductor, lo cual implica la explotación de la producción excedente, consecuencia de la reproducción, crecimiento y reclutamiento ocurrido durante el período de veda. El Instituto Nacional de la Pesca ha retomado el concepto de la producción excedente, basado en modelos dinámicos de biomasa,

adicionando los análisis de riesgo - incertidumbre en la toma de decisiones. También se ha tratado de considerar un esquema de “administración integral”, en este caso, las decisiones sobre la pesquería de camarón se toman entre las autoridades de la SEMARNAP, considerando los análisis técnicos y científicos del Instituto Nacional de la Pesca, el sector de pesca de ribera (principalmente pescadores de lagunas costeras y cuerpos de agua afines), el sector de pesca de alta mar (principalmente sector industrial) y los respectivos asesores científicos de los usuarios del recurso (Arenas-Fuentes y Díaz de León 1997).

### **II.3. Capturas**

Desde sus inicios, la pesquería de camarón café en Sonora (aún en su fase de desarrollo) ha presentado como rasgo característico una alta variabilidad en las capturas (Fig. 4 a), que no ha sido totalmente explicada por el esfuerzo pesquero (Morales-Bojórquez y López-Martínez 1999, López Martínez *et al.* En prensa). En López Martínez *et al.* (En prensa) se presentan las capturas del período de 1975 (año más antiguo con el que se cuenta con datos de captura desagregada por especie) a 1999, en donde se muestra una alta variabilidad interanual en las capturas, con valores mínimos en 1982-83 y 1990-91 y valores máximos en 1976-77 y 1997-98, mencionándose que dicha variabilidad no es enteramente explicada por el esfuerzo pesquero, el cual se ha mantenido relativamente estable a partir de su regulación (López Martínez *et al.* En prensa).

Por otra parte, la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en toneladas/barco/año para este mismo período, ha presentado oscilaciones cuasi-periódicas (Fig. 4 b),

contradiendo la disminución de la CPUE planteada por Rodríguez de la Cruz (1978), quien señala que esta pesquería está sobrecapitalizada, por lo cual existe un excedente de embarcaciones, que entra en operación dependiendo de la disponibilidad del recurso. Se ha sugerido que estas oscilaciones pudieran ser debidas a alguna variable ambiental tal como la temperatura del agua de mar (Del Valle 1989), o la precipitación (Castro Aguirre 1974, Lluch-Belda 1977) o una combinación de ambas.

De acuerdo al conocimiento existente de la pesquería y de la dinámica de la población de *F. californiensis*, es claro que la variabilidad observada en las capturas no es explicada satisfactoriamente por las variaciones en el esfuerzo de pesca; por ello, este trabajo pretende hacer un análisis detallado de la dinámica poblacional del camarón café en Sonora, así como de las causas potenciales de variación interanual en las capturas, integrando los resultados obtenidos mediante un modelo simulatorio que incorpore el efecto que puede ejercer la variación de algunas variables oceánicas y atmosféricas en los principales parámetros poblacionales clave determinantes de la abundancia y distribución del camarón café, así como la consideración del esfuerzo pesquero ejercido sobre este recurso. La finalidad de este trabajo es contribuir al entendimiento de la dinámica del recurso, con el fin de apoyar la administración de este tipo de organismos de ciclo de vida corta y abundancia poblacional tan fluctuante.

## **II.4. Hipótesis de trabajo**

En términos generales, la hipótesis de trabajo que surge como consecuencia de los análisis anteriores, es la siguiente:

**La variación interanual en el ambiente marino genera cambios en el ecosistema del litoral sonorense, los cuales afectan procesos poblacionales clave del camarón café *F. californiensis* tales como crecimiento, mortalidad y reclutamiento, hechos que finalmente se reflejan en una alta variabilidad en las capturas.**

### III. OBJETIVOS

#### **Objetivo principal:**

Determinar el estado actual de la pesquería de camarón café *F. californiensis*, en el litoral sonorense, así como las causas de la variabilidad en las capturas y su relación con algunas variables oceánicas y atmosféricas.

#### **Objetivos particulares:**

- Caracterizar la variación interanual del crecimiento, mortalidad y reclutamiento del camarón café, en el ecosistema del litoral sonorense y el efecto que algunas variables oceánicas y atmosféricas ejercen sobre dichos procesos clave.
- Evaluar la probable respuesta del recurso a la combinación de diferentes escenarios ambientales y de esfuerzo de pesca ejercido.

## IV. METODOLOGÍA Y DATOS

### IV.1. Fuentes de información

La información que se usó para el presente trabajo, provino de diversas fuentes:

1. Base de datos de muestreos biológicos de camarón café efectuados diariamente en puerto por personal de Instituto Nacional de la Pesca (CRIP Guaymas) en plantas que maquilan el camarón en Guaymas, Sonora, México (Fig. 1) en los meses de pesca (que van de septiembre a mayo). Dicha base consiste de 1,987 muestreos biológicos de 17 temporadas de pesca (1978-79 a 1994-95).
2. Base de datos de captura y esfuerzo (viajes de pesca) de camarón café registradas en Guaymas, Sonora consistentes en 85,898 registros correspondientes a las capturas de la flota de alta mar que operó en el litoral sonorense durante el período de 1978 a 1995.
3. Muestreos biológicos de camarón café efectuados a través de un proyecto financiado por la Comunidad Económica Europea a cargo del Dr. Ignacio del Valle Lucero<sup>†</sup> investigador de la Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Autónoma de Sinaloa a bordo de barcos de la flota comercial que opera en el litoral sonorense durante las temporadas de pesca de 1989 a 1995.
4. Base de datos de Nivel Medio del Mar (NMM) y Temperatura Superficial del Mar (TSM) promedio mensual registrada en la estación mareográfica de Guaymas, Sonora del Instituto de Geofísica de la Universidad Nacional Autónoma de México, del período de 1978 a 1995.

5. Base de datos de precipitación promedio mensual de la estación meteorológica de Empalme, Sonora, desde 1989 a 1995.
6. Surgencias estimadas mediante el índice de surgencias de Bakun proporcionadas por el Dr. Salvador Lluch Cota (Lluch-Cota 2000) del CIBNOR.

#### **IV.2. Estimación del crecimiento anual:**

Debido a que como parte de las operaciones de pesca el camarón, una vez descargado en cubierta, es sujeto a una selección por tamaños y posteriormente ya en las plantas a una segunda selección más fina; y con la finalidad de determinar el sesgo que podía inducir dicha selección en la estructura de tallas para la estimación del crecimiento, se efectuó un análisis exploratorio de la información proveniente de los muestreos biológicos efectuados en puerto, que es la serie de datos más larga con la que se cuenta. Para ello se tomó como referencia la estructura de tallas proveniente de los muestreos a bordo de la flota comercial durante 1989 a 1995, en los cuales se realizaba el muestreo antes de la selección por los pescadores, y se comparó con la estructura de tallas del mismo período obtenida en los muestreos en puerto.

Se determinó el crecimiento ajustando a una función de crecimiento estacionalizado de von Bertalanffy (Pauly *et al.* 1984) con ambas fuentes de información para el período en que se traslapan los muestreos (1989 a 1995). Esto se efectuó a través de los siguientes pasos:

1. Cálculo del patrón de selectividad, consistente en la probabilidad de captura para cada clase de talla en la parte ascendente de la curva de captura linealizada

convertida a tallas obtenido por proyectar hacia atrás la curva de captura de acuerdo con Pauly *et al.* (1984).

2. Las estructuras de tallas fueron corregidas del sesgo inducido por el efecto de la selectividad del arte.
3. Del análisis de la distribución de frecuencia de tallas corregidas se estimó el crecimiento, suponiendo que el camarón café sigue la cinética de von Bertalanffy (Pauly *et al.* 1984, García 1988). Para la estimación de los parámetros de crecimiento se utilizó el método Electronic Length Frequency Analysis, ELEFAN I (Pauly y David 1981, Pauly 1987). Dicho método permite ajustar los parámetros de crecimiento al modelo de crecimiento estacionalizado de von Bertalanffy (Pauly *et al.* 1984, Brey y Pauly 1986). Este modelo se consideró adecuado debido a que incorpora un término de estacionalidad en el crecimiento, la cual es característica de los organismos de ciclo de vida corto como el camarón (Pauly *et al.* 1984, García 1988). El modelo estacionalizado tiene la siguiente forma:

$$L_t = L_\infty \left( 1 - e^{-[K(t-t_0) + C(K/2\pi)\sin 2\pi(t-t_s)]} \right)$$

Donde:

$L_t$  = longitud al tiempo t

$L_\infty$  = longitud asintótica (cm)

K = coeficiente instantáneo de crecimiento (anual)

$t_0$  = tiempo hipotético al cual el organismo tiene longitud cero

$t_s$  = inicio de una oscilación de crecimiento sinusoidal con respecto a  $t=0$

$C$  = intensidad de la oscilación del crecimiento

Para iniciar las estimaciones, valores semilla de  $L_\infty$  fueron calculados mediante el método de Powell (1979) y Wetherall *et al.* (1987) y el valor de  $K$  mediante el método New Shepherd's Length Composition Analysis, NSLCA (Shepherd 1987, Pauly y Arreguín-Sánchez 1995). Para los cálculos de crecimiento se usó el software FAO ICLARM Stock Assessment Tools FISAT (Gayanilo *et al.* 1995).

4. Se obtuvo como factor de corrección del sesgo del muestreo en puerto ( $A$ ), el promedio de la diferencia porcentual entre los estimados de  $K_f$  y  $L_{\infty f}$  de muestreos a bordo de barcos y la  $K_p$  y  $L_{\infty p}$  de muestreos en puerto.

$$A = \frac{\sum_{i=1989}^{i=1995} \left( 100 - \frac{K_{p_i} * 100}{K_{f_i}} \right)}{n}$$

donde:

$A$  = factor de corrección

$i$  = año

$n$  = número total de años.

5. El mismo factor de corrección fue estimado para la longitud asintótica.

Con la finalidad de evaluar la variación interanual del crecimiento en el camarón café, *F. californiensis*, se efectuaron las determinaciones de los parámetros de crecimiento anuales de la ecuación estacionalizada de von Bertalanffy con los muestreos biológicos de camarón en puerto de 1978 a 1995. Una vez obtenidas las estimaciones anuales, se hizo el ajuste pertinente de acuerdo al factor de corrección previamente descrito, de tal manera que se tuvieron las estimaciones de crecimiento para el período de 1978 a 1995.

#### IV.3. Comparación interanual del crecimiento y la relación con las variables ambientales:

Debido a la covariación entre el coeficiente instantáneo de crecimiento  $K$  y la longitud asintótica  $L_{\infty}$ , se utilizó como criterio de comparación del crecimiento interanual el índice de funcionamiento del crecimiento,  $\phi'$ , propuesto por Pauly y Munro (1984)

$$\phi' = \log_{10} K + 2 \cdot \log_{10} L_{\infty}$$

Con la finalidad de resaltar las diferencias del promedio se obtuvieron las anomalías de la  $\phi'$  como

$$anom = \phi'_i - \left( \frac{\sum_{i=1}^{i=n} \phi'}{n} \right)$$

donde

$i$  = año

$\phi$  = índice de funcionamiento del crecimiento

$n$  = número total de años

Una vez caracterizada la variación interanual en el crecimiento y con la finalidad de explorar la relación que guardan algunas variables ambientales (temperatura superficial del mar, precipitación y surgencias) con el crecimiento, se efectuó un análisis exploratorio de relaciones entre cada una de ellas y  $\phi$ . Para ello, se evaluó la contribución única de cada variable independiente a la predicción de la variable dependiente y su significancia, mediante el coeficiente de correlación semiparcial de cada variable independiente respecto a la dependiente. Los coeficientes de correlación semiparcial son un indicador del % de varianza total tomando en cuenta únicamente la respectiva variable independiente (Daniel 1995).

En el caso de la TSM, ésta fue tomada como el promedio durante el período de mayo a febrero, de tal manera que la temperatura del año  $i$  se calculó como:

$$T_i = \frac{\sum_{m=mayo}^{m=febrero} t_m}{n}$$

Donde

$T_i$  = temperatura media del año  $i$

$t_m$  = temperatura media mensual del mes  $m$

$n$  = número total de meses

Este período fue considerado debido a que de acuerdo a las estimaciones de edad, la mayor parte de los organismos que se presentan en las capturas son originados en el mismo año durante el período de reproducción masiva que va de mayo a octubre (Barreiro 1986, Valverde 1986, Méndez-Tenorio 1986), por lo tanto, si se busca una relación de algún parámetro poblacional con una variable ambiental, debe limitarse al período que dicha variable ambiental pueda afectar a la cohorte (año biológico de la cohorte principal).

En el caso de las surgencias y la precipitación, éstas fueron consideradas sobre una base anual, por ser la información con la que se cuenta.

#### **IV.4. Asignación de edades:**

Para asignar edades a los organismos presentes en las capturas y poder efectuar los estimados de mortalidad y magnitud de reclutamiento anual, se elaboraron claves edad - longitud en términos de probabilidad para cada temporada. Para obtener una adecuada asignación de probabilidad, la información utilizada fue la estructura de tallas proveniente de los muestreos biológicos efectuados a bordo de las embarcaciones camaroneras para las temporadas de pesca 1989-1990 a 1994-1995. El procedimiento de asignación de edad se realizó como sigue:

1. Para cada distribución de frecuencia de tallas, se identificaron los componentes normales que eran claramente diferenciados, usando para ello los métodos de Bhattacharya (1967) y NORMSEP (Hasselblad y Tomlinson 1971), estimando la

- longitud total media y la desviación estándar, bajo el supuesto de que estos componentes normales corresponden a grupos de edad bien definidos.
2. La edad relativa correspondiente a la media de cada grupo se estimó a partir de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy.
  3. Se construyó un gráfico representando los cambios de la varianza con la edad relativa, y por interpolación o extrapolación de esta relación se obtuvieron las longitudes medias y las varianzas correspondientes para todas las edades mensuales presentes en un año.
  4. Se construyó la clave edad – longitud, representando las distribuciones de cada grupo de edad en términos de una normal estándar con el objeto de asignar las probabilidades relativas de que un individuo de longitud  $L$  pertenezca a una o varias edades.
  5. Finalmente la estructura por edades se obtuvo como  $L^T P = E$ , donde  $L^T$  es el vector transpuesto de frecuencia de longitudes,  $P$  es la matriz que representa la clave edad – longitud, y  $E$  es el vector de estructura por edades.
  6. Este procedimiento fue aplicado a todos los años ajustando la edad relativa (puntos) a cada año, de acuerdo a los parámetros de crecimiento específicos.

Expansión de la estructura de edades de las muestras a las capturas:

Una vez elaborada la clave edad - longitud anual de los muestreos a bordo de los barcos, se estimó la relación biométrica longitud abdominal - peso abdominal:

$$W_{abdominal} = aL_{abdominal}$$

Esta relación fue usada para calcular el peso medio para cada intervalo de tallas de la distribución promedio mensual, se obtuvo el peso de la muestra y con el peso de la captura de camarón café registrada en Guaymas (el principal puerto de arribo de Sonora), se calculó el factor de ampliación:

$$Fa_m = \frac{W_{captura_m}}{W_{muestra_m}}$$

Donde:

$W$  = peso

$f_i$  = frecuencia en la muestra de la longitud  $i$

$\bar{W}$  = peso medio a longitud  $i$

$m$  = mes

$Fa$  = factor de ampliación

$$W_{muestra_m} = \sum \bar{W}_i * f_{i,m}$$

Debido al sesgo en la estructura de tallas introducido por el muestreo en puerto, estas estructuras se consideraron poco representativas de la estructura de la población, debido a la total ausencia de tallas chicas y creando una sobreestimación de tallas grandes. Por ello, para la expansión de la estructura de tallas de la muestra a la captura se utilizó una estructura de tallas promedio para cada mes, resultante del promedio de las seis temporadas de los muestreos a bordo de las embarcaciones,

suponiendo que la proporción de tallas pequeñas con respecto a las tallas grandes dentro de la captura es estable entre temporadas de pesca. El efecto de este supuesto sobre la estimación de la estructura por edades, se minimiza al usar una clave edad-longitud en términos de probabilidad y los parámetros de crecimiento específicos para cada año, resultante en una estructura por edades específica en términos anuales.

Bajo la consideración previamente descrita, el factor de ampliación de cada mes se multiplicó por la frecuencia para cada intervalo de tallas  $f_l$  en el mes  $m$  y se obtuvo el número de organismos de la talla  $l$  presentes en la captura en cada mes ( $C_{l,m}$ ):

$$C_{l,m} = Fa_m * f_{l,m}$$

para posteriormente, con la clave edad - longitud de cada año, estimar el número de organismos por edad presentes en las capturas.

#### **IV.5. Estimación de mortalidad, abundancia y reclutamiento:**

La mortalidad natural ( $M$ ) para cada año  $i$  fue evaluada mediante tres métodos empíricos:

1.- la ecuación propuesta por Pauly (1980, 1987),

$$\ln M = -0.0152 - 0.279 * \ln L_{\infty} + 0.6543 * \ln K + 0.463 * \ln T_i$$

donde  $T_i$  es la temperatura media anual del hábitat, medida en °C;

2.- la fórmula de Rikhter y Efanov (1976):

$$M_{anual,i} = 1.521 / (Tm_{50\%,i}^{0.72}) - 0.155$$

donde  $Tm_{50\%}$  corresponde a la edad de primera madurez en el año  $i$ , obtenida a partir de la talla de primera madurez sexual en cada año  $i$  reportada por Leal-Gaxiola (1999), asignando la edad correspondiente a cada año de acuerdo al patrón de crecimiento anual;

3.- La ecuación empírica de Jensen (1996):

$$M_{anual,i} = 1.5 * K_i$$

donde  $K_i$  es el coeficiente instantáneo de crecimiento en el año  $i$ .

La estimación de mortalidad por pesca específica para cada edad ( $F_a$ ), mortalidad por pesca promedio ( $\bar{F}$ ) y abundancias por edad ( $N_a$ ) fueron estimadas mediante dos métodos: un Análisis de Población Virtual Separable (Pope 1977, 1979, Pope y Shepherd 1982, Shepherd y Stevens 1982) y un Análisis de Población Virtual convencional (Gulland 1965, Darby y Flatman 1994, Hilborn y Walters 1992). Ambos métodos fueron desarrollados sobre base mensual y se usaron los estimados de

mortalidad natural para cada año, suponiendo la  $M$  constante para todas las edades y dentro de cada año, además de suponer capturabilidad constante a lo largo del tiempo.

El método de Análisis de Población Virtual Separable se basa en un arreglo matricial de la razón de capturas a lo largo de las cohortes:

$$D_{m,a} = \text{Ln} \left( \frac{C_{m+1,a+1}}{C_{m,a}} \right)$$

Donde  $C$  es la captura en números,  $m$  y  $a$  son los índices de mes y edad, respectivamente. El modelo supone que la mortalidad por pesca a edad en cualquier año es el producto del efecto del mes  $m$ , y del patrón de explotación dependiente de la edad  $a$ .

La solución se encuentra al obtener una matriz de valores estimados  $\hat{D}_{m,a}$  cuya suma de residuos  $\hat{R}_{m,a}$  sea mínima, donde  $\hat{R}_{m,a} = \hat{D}_{m,a} - D_{m,a}$

La matriz  $\hat{D}_{m,a}$  puede escribirse en términos de tasas de mortalidad:

$$\hat{D}_{m,a} = \text{Ln} \left( \frac{F_{m+1,a+1} Z_{m,a} \left( 1 - e^{-z_{m+1,a+1}} \right) e^{-z_{m,a}}}{F_{m,a} Z_{m+1,a+1} \left( 1 - e^{-z_{m,a}} \right)} \right) \dots$$

y dados los valores de  $M$ , obtener los de  $\hat{F}_{m,a}$  y el número de individuos para cada edad,  $\hat{N}_{m,a}$ , a través de la ecuación de captura.

Una vez estimados los valores de  $\hat{F}_{m,a}$  y  $\hat{N}_{m,a}$ , se estimó la mortalidad por pesca promedio mensual ( $\bar{F}_m$ ) y anual ( $\bar{F}_i$ ):

$$\bar{F}_m = \frac{\sum_{a=3}^n N_{m,a} F_{m,a}}{\sum_{a=3}^n N_{m,a}} \quad \text{y} \quad \bar{F}_i = \frac{\sum_{m=1}^n \bar{F}_m}{n}$$

Posteriormente se obtuvieron los valores de la tasa de explotación para cada año:

$$E_i = \frac{\bar{F}_i}{\bar{F}_i + M_i}$$

Para fines comparativos, todos estos estimados a su vez fueron obtenidos mediante un Análisis de Población Secuencial convencional SPA (Gulland 1965, Megrey 1989) sobre una base mensual incorporando igualmente mortalidad natural y crecimiento variable para cada año. El método de Análisis de Población Secuencial es un método

que trabaja hacia atrás a través de una cohorte para estimar las abundancias históricas del stock y la mortalidad por pesca por mes y edad. Suponiendo mortalidad natural  $M$  y por pesca  $F$  continuas, el número de sobrevivientes en una cohorte en el mes  $m+1$  ( $N_{m+1}$ ) es dado en función del número en el inicio del mes  $m$  ( $N_m$ ) por:

$$N_{m+1} = N_m * e^{-(F+M)}$$

Y la captura  $C_m$  está dada por:

$$C_m = \frac{F}{F+M} (N_m - N_{m+1})$$

reescribiendo, sustituyendo y reacomodando las dos ecuaciones se obtiene finalmente

$$C_m = \left[ 1 - \frac{M}{\log(N_m) - \log(N_{m+1})} \right] * (N_m - N_{m+1})$$

La ecuación anterior es trascendental (sin solución directa) para  $N_m$  anterior. Tradicionalmente, los estimados de abundancia y mortalidad por pesca se obtienen partiendo de un valor semilla de  $F$  llamado  $F$  terminal. En este caso, la ecuación anterior está expresada en función de las abundancias y por lo tanto se soluciona dados la mortalidad natural  $M$ , la captura ( $C_m$ ) y un valor semilla de abundancia al tiempo  $m+1$  ( $N_{m+1}$ ) mediante el método iterativo de Newton - Raphson (Darby y Flatman 1994, Hilborn y Walters 1992). Este método soluciona la ecuación anterior

encontrando, a través de iteraciones, mejores valores de alguna variable  $x$  que puedan hacer

$$f(x) = 0$$

La ecuación iterativa para encontrar  $x$  es

$$x_{nuevo} = x_{anterior} - \frac{f(x)}{f'(x)}$$

Donde  $f'(x)$  es la derivada de  $f(x)$  con respecto a  $x$ . En este caso  $x$  es  $N_m$  y  $f(x)$  es la ecuación trascendental, transformada de tal manera, que todo quede del lado derecho y se iguale a cero;  $f'(x)$  es entonces:

$$f'(x) = -1 - \frac{(\ln(N_m) - \ln(N_{m+1}))M - \frac{N_m - N_{m+1}}{N_m} M}{(\ln(N_m) - \ln(N_{m+1}))^2}$$

Todos los cálculos fueron hechos mediante el software Fishlab (Darby y Flatman 1994).

#### IV.6. Relación parentela-progenie

Partiendo del supuesto de que la edad de reclutamiento  $t_r$  corresponde a la edad de primera captura  $t_c$  (Beverton y Holt 1957, Gulland 1983), se estimó la edad de reclutamiento a través de la curva logística de selectividad, como la edad a la cual

el 50% de los organismos pueden ser capturados por las redes de pesca. Dicha edad correspondió a organismos en edad 3-4 meses (dependiendo del año), por lo que se consideró como reclutas a los organismos en edad 3 meses.

De igual manera, de los estimados de Leal-Gaxiola (1999) de la talla de primera madurez sexual descritos anteriormente, se obtuvo la edad de primera madurez sexual  $T_{m50\%}$  promedio que correspondió a organismos de edad 7, por lo que se consideró población desovante a los organismos de 7 meses de edad y mayores (7+).

Con la finalidad de hacer un análisis exploratorio de la relación que guardan la abundancia de reproductores, la temperatura y el nivel medio del mar con los reclutas, se obtuvieron gráficos X-Y (diagramas de dispersión) y gráficos de serie de las anomalías de cada una de las variables ambientales y los reclutas.

Se ajustaron los modelos de stock-reclutamiento de Ricker (1954) y Beverton y Holt (1957) en base anual y posteriormente se trabajó con ajustes a modelos tanto lineales (a través de regresión lineal múltiple por pasos) como no lineales (mediante regresiones no lineales) en base mensual. A estas relaciones se incorporaron variables ambientales como son el Nivel Medio del Mar (NMM) y la Temperatura Superficial del agua de Mar (TSM). En el caso de los modelos lineales las variables fueron adicionadas una a una con la finalidad de determinar su significancia estadística. Con estas aproximaciones se determinaron los modelos que explicaron la mayor parte de la varianza en la magnitud del reclutamiento y fueron tomados como base para el desarrollo de un modelo para la pesquería.

#### IV.7. Estructura del modelo:

Con el fin de determinar la probable respuesta de la población frente a diversos escenarios de agentes perturbadores (forzamiento ambiental y pesca), los valores mensuales de los parámetros estimados (crecimiento, mortalidad, reclutamiento) así como su patrón de variabilidad interanual fueron incorporados en un modelo matricial estructurado por edades en base mensual. La estructura del modelo fue la siguiente:

La matriz de origen incorpora la dinámica propia de la población, incluyendo a las edades de 3 a 11 meses y un grupo 12+ que agrega individuos de 12 meses de edad y mayores.

El modelo estructurado por edades incorpora para la estimación del reclutamiento mensual, la ecuación del modelo de parentela-progenie que mejor ajuste estadístico mostró. Para la estimación de las abundancias a la edad  $a+1$  al mes  $m+1$  del año  $i$ , se aplicó la ecuación de extinción exponencial:

$$N_{a,m,i} = N_{a-1,m-1,i} * e^{-(M_{m,i} + \bar{F}_{m,i} * v_a)}$$

Donde:

$N_m$  = Número de organismos al mes  $m$

$a$  = edad

$M_m$  = tasa de mortalidad natural en base mensual

$\bar{F}_m$  = tasa de mortalidad por pesca promedio para el mes  $m$  (estimada del VPA separable)

$v_a$  = patrón de selectividad a la edad  $a$ , estimada del patrón de explotación de las muestras de observadores a bordo.

$i = \text{año}$

La abundancia de adultos al mes  $P_m$  del año  $i$  se estimó como la suma de las abundancias de organismos de edad 7 y mayores:

$$N_{P,m,i} = \sum_{a=7}^{a=12+} N_{a,m,i}$$

La biomasa a edad se estimó como el producto de la abundancia a edad  $a$  y el peso promedio a edad específico para el mes  $m$  del año  $i$ :

$$B_{a,m,i} = N_{a,m,i} * \bar{W}_{a,i}$$

donde :

$\bar{W}_a$  = peso promedio a edad  $a$

$N_a$  = número de organismos a edad  $a$

$B_a$  = biomasa a edad  $a$

Siendo la biomasa explotable ( $B_{exp}$ ) la suma de las biomásas a edades  $a$ .

$$B_{exp\ m,i} = \sum_{a=3}^{a=12+} B_{a,m,i}$$

Una vez obtenida la biomasa explotable, la captura en peso (rendimientos) para cada mes ( $Y_m$ ) fue estimada mediante la ecuación de captura de Baranov (Ricker, 1975),

$$Y_{m,i} = B_{exp\ m,i} * \bar{F}_{m,i}$$

Esta captura fue comparada con la captura observada para determinar el grado de ajuste.

#### IV.8. Simulaciones

Cuando se terminó de armar el modelo, se contaba ya con información de estructura de tallas y capturas del período de 1995 a 1998 que no entraron en los cálculos de los parámetros poblacionales, por lo que fueron utilizados para simular las capturas para ese período y comprobar el funcionamiento del modelo.

Para ello se estimó el crecimiento, la mortalidad natural y el reclutamiento, utilizando las ecuaciones de los modelos de crecimiento en relación con el ambiente, la ecuación empírica de Pauly para la estimación de la mortalidad natural y el modelo de la relación parentela-progenie, que incluye las variables ambientales significativas en relación con el reclutamiento, además de los datos de mortalidad por pesca promedio para cada mes  $\bar{F}_m$ , la temperatura superficial del mar TSM y el nivel medio del mar mensual NMM del período de 1995 a 1998. La captura estimada para este período es por lo tanto el resultado de la combinación de la dinámica de la población, el forzamiento ambiental y el efecto de la pesca.

Se evaluaron nueve escenarios diferentes considerando los cambios en la temperatura, tomando como referencia la temperatura del año de 1999 en un intervalo de  $T_{1999} - 2.0 \leq T_{SIM} \leq T_{1999} + 4.0$ , donde  $T_{SIM}$  representa la temperatura simulada, con incrementos de temperatura  $T = 0.5$  °C. Para la incorporación del valor del nivel medio del mar (NMM), se buscó algún predictor para estimar los valores probables para cada condición simulada.

Debido a que la mayor parte de la variación en el nivel medio del mar en el Golfo de California se debe a expansiones y contracciones térmicas (Merrefield y Winant 1989), existe una relación estrecha entre el nivel medio del mar con la temperatura, de tal manera que se obtuvo una ecuación que permitiera estimar el valor probable para condiciones sin El Niño y condiciones El Niño. Esto fue necesario debido a que durante el desarrollo de un evento El Niño la llegada de la onda Kelvin puede originar una relación diferente a la que se encuentre en condiciones normales, de tal manera que para condiciones bajo un evento El Niño, la ecuación estimada ( $R^2 = 0.78$ ) fue:

$$NMM = 0.0828 * T + 6.3453$$

Mientras que para condiciones sin El Niño, la ecuación utilizada ( $R^2 = 0.76$ ) fue:

$$NMM = 0.0795 * T + 6.1731$$

Para todos los escenarios anteriormente descritos, se usó el patrón de explotación y los valores de mortalidad por pesca de la temporada 1997-1998. Dichos valores de mortalidad por pesca promedio ( $\bar{F}_m$ ) para cada mes desde septiembre a mayo son los siguientes:  $F_S = 0.077$ ,  $F_O = 0.113$ ,  $F_N = 0.114$ ,  $F_D = 0.115$ ,  $F_E = 0.084$ ,  $F_F = 0.169$ ,  $F_M = 0.191$ ,  $F_A = 0.073$ ,  $F_M = 0.085$ .

Este patrón de mortalidad por pesca fue elegido debido a que es de la última temporada con la cual se cuenta con información de mortalidad por pesca estimada, además de que esta temporada no se utilizó en los cálculos de los parámetros poblacionales y las relaciones ambientales (para los cuales solamente se usó la información de 1978-1995) que alimentaron el modelo.

En cada escenario se determinó el efecto combinado de la mortalidad por pesca y el ambiente en las abundancias y las capturas del camarón café.

## V. RESULTADOS

La estructura de tallas obtenida a través de muestreos en puerto y a bordo de embarcaciones camaroneras mostró grandes diferencias, principalmente en las tallas pequeñas, las cuales están pobremente representadas en los muestreos en puerto (Fig. 5). Este resultado es debido a la selección por tamaños y especie de camarón que se efectúa a bordo de las embarcaciones por los mismos pescadores, de tal manera que el camarón llega a puerto previamente seleccionado y en muchos casos, las tallas chicas, que constituyen la llamada "pacotilla", no entran en el proceso de maquila y son vendidas en el mercado nacional, razón por la cual no son muestreadas. Esta ausencia de tallas pequeñas en la distribución de tallas puede originar un sesgo en los parámetros de crecimiento, pudiendo originar una subestimación en el coeficiente de crecimiento,  $K$ , como ha sido ya discutido por diversos autores para otros recursos (Berry y Benton 1969, Pauly 1984, García y Le Reste 1987, Defeo *et al.* 1992, Smith *et al.* 1997)

### V.1. Crecimiento:

Las estimaciones de los parámetros de crecimiento obtenidas de los muestreos a bordo de las embarcaciones camaroneras ( $K_{fi}$  y  $L_{\infty fi}$ ) y de los muestreos en puerto ( $K_{pi}$  y  $L_{\infty pi}$ ) mostraron diferencias significativas entre ellas estimadas a través de prueba  $\chi^2$  de bondad de ajuste ( $p > 0.1$ ), tanto para el coeficiente instantáneo de crecimiento ( $K$ , en una base anual) como para la longitud total asintótica ( $L_{\infty}$ , en centímetros) (Tabla I). Respecto a  $K$ , esta presentó una gran diferencia, siendo mayor la estimación a través de la estructura de tallas de los muestreos a bordo ( $K_{fi}$ ) en 30% en promedio ( $K_{fi} = 2.23$

$\pm 0.74$  y  $K_{pi} = 1.48 \pm 0.147$ ). Por otra parte la  $L_{\infty}$  obtenidā a través de los muestreos a bordo fue ligeramente menor (2%) que la obtenida por muestreos en puerto ( $L_{\infty fi} = 23.65 \pm 0.48$  y  $L_{\infty pi} = 24.11 \pm 0.6431$ ).

Una vez obtenido el factor de ajuste (A), se obtuvieron las estimaciones de crecimiento corregidas para el período de 1978 a 1994 (Tabla II). El crecimiento en el camarón café presentó variaciones interanuales marcadas, con valores del coeficiente de crecimiento en un intervalo de  $1.5 \leq K \leq 2.3$ , de la longitud asintótica de  $22.5 \leq L_{\infty} \leq 24.5$  y del índice de crecimiento de  $2.93 \leq \phi' \leq 3.08$ . La variación interanual en el crecimiento fue explorada con diversas variables ambientales: temperatura, precipitación media anual y surgencias (Fig. 6). La única relación estadísticamente significativa fue la de  $\phi'$  con la temperatura superficial del mar promedio del período de mayo a febrero ( $p < 0.05$ , Tabla III). Del diagrama de dispersión se observó una relación de tipo no lineal, y la forma de dicha relación entre la temperatura y el crecimiento fue determinada por medio de ajustes no lineales, probando diversas funciones. La función que explicó la mayor fracción de la varianza de los datos, fue la función normal (Fig. 7) que describe los cambios de  $\phi'$  como función de la temperatura ( $R^2=0.59$ ),

$$\phi' = 66.547 * \left[ \frac{1}{\sqrt{2 * \pi * 8.718^2}} \right] * e^{-\frac{(temp-25.154)^2}{2 * 8.718^2}}$$

Dada la poca variación de la  $L_{\infty}$ , es factible suponer que el valor de  $\phi'$  es fuertemente influenciado por los valores de  $K$ , por lo cual el mismo tipo de relación funcional entre  $K$  y  $T$  fue calculada ( $R^2=0.69$ ) como:

$$K = 17.97 * \left[ \frac{1}{\sqrt{2 * \pi * 3.55^2}} \right] * e^{-\frac{(temp-24.89)^2}{2 * 3.55^2}}$$

## V.2. Clave edad-longitud:

Para las 6 temporadas de datos a bordo se obtuvieron 129 grupos de edades relativas entre 1 a 14 meses. La desviación estándar ( $d.e._a$ ) de la longitud media asociada a la edad, mostró una distribución parabólica con los siguientes parámetros:

$$d.e._a = -0.0576 * a^2 + 0.7809 * a + 2.7307$$

Donde  $a$  = edad relativa. El valor de  $R^2 = 0.65$  (Fig. 8a). El coeficiente de variación ( $c.v._a$ ) se ajustó mejor a una función de tipo potencial:

$$c.v._a = 0.0778 * e^{-0.084*a}$$

con  $R^2 = 0.81$  (Fig. 8b).

Con las ecuaciones obtenidas a través de estas relaciones se elaboró la clave edad-longitud por año (Anexo I) y se estimó el número de organismos a edad presentes en las capturas para cada temporada. El grado de ajuste obtenido entre la captura observada por tallas y por edades una vez asignadas éstas para cada mes fue evaluado multiplicando el número de organismos a edad por el peso medio a edad obtenido de la ecuación de crecimiento en peso respectiva para cada año (Fig. 9). La relación longitud - peso utilizada fue la que se estimó con los datos de los muestreos a bordo:

Si bien existe un buen ajuste entre las capturas ya asignada la edad y las capturas observadas para la mayoría de los meses, se observó una subestimación para algunos meses (principalmente diciembre y febrero) en las tallas chicas (Fig. 9). Sin embargo, debido a que la contribución de estos meses al total de la captura es menor (10%), el efecto neto de la subestimación en la estructura de edades se considera poco significativo.

### **V. 3. Estructura de edades en las capturas:**

Se observó que la captura estuvo integrada por organismos de edades de 2 a 13 meses, si bien en algunas temporadas llegaron a presentarse organismos hasta de 18 meses siendo estos últimos los menos frecuentes; con las edades 4 a 7 aportando el 70% de la captura en número.

La estructura de edades presentes en la captura mostró una gran variabilidad interanual, distinguiéndose tres tipos de estructuras de edades:

- a) Reclutamiento pesquero durante los meses de octubre-noviembre, y capturas concentradas en edades 4 a 7, existiendo otro pulso de reclutamiento de mucho menor intensidad durante marzo. En el resto de los meses se observa reclutamiento continuo de mucha menor intensidad (Fig. 10 a).
- b) Reclutamiento pesquero continuo con al menos tres máximos en los meses de noviembre, marzo y mayo, pudiendo llegar a ser mayor el reclutamiento de marzo y mayo que el de noviembre (Fig. 10 b), capturas concentradas en edades 4 a 6.

c) Reclutamiento pesquero durante octubre a diciembre, con un segundo pulso de mucho menor intensidad durante mayo, en el resto de los meses casi no se observa reclutamiento. Capturas concentradas en edades 4 a 7 (Fig. 10 c).

Esta misma variación en la estructura por edades se refleja en las capturas mensuales, con tres patrones típicos (Fig. 11):

- a) Capturas concentradas en los meses de octubre, noviembre y diciembre.
- b) Capturas extendiéndose a todo lo largo de la temporada, con máximos en noviembre y diciembre.
- c) Capturas concentradas en los meses de octubre y noviembre. El resto del año no se registran capturas importantes.

#### **V.4. Mortalidad:**

Los valores de mortalidad natural estimados por los métodos empíricos de Pauly, de Jensen y de Rikhter y Efanov (Tabla IV) mostraron la misma tendencia interanual, si bien la ecuación de Rikhter y Efanov dio valores inferiores a los obtenidos por Pauly y Jensen (Fig. 12). Sin embargo, los valores obtenidos mediante las tres fórmulas se encuentran dentro de los valores de mortalidad natural reportados para diversos peneidos del mundo (Tabla V).

La mortalidad por pesca, abundancias y tasa de explotación estimada por los dos métodos utilizados (VPA y SVPA), difirieron en órdenes de magnitud, ya que mientras que con el SVPA se obtuvieron estimados máximos de  $F$  promedios anuales de 1, con el VPA los estimados de  $F$  fueron mayores a 1 en todos los años (Fig. 12). Los valores

obtenidos por el SVPA están más acordes a los valores previamente estimados mediante métodos secuenciales por otros autores para este recurso (Sierra-Rodríguez y Reyna-Cabrera 1993) y recursos similares en la región (García de Quevedo 1990). Esta discrepancia posiblemente sea debida a la incorporación del supuesto de separabilidad en el SVPA, que pondera la mortalidad por pesca de acuerdo a un patrón de selectividad y por lo tanto la  $F$  media resultante es menor (Megrey 1989), sin embargo, aun con estas discrepancias las tendencias en ambos métodos son las mismas. La tasa de explotación estimada por los dos métodos mostró valores de  $E$  por debajo del 0.5 y solamente durante 1986 y 1989, los valores estimados por el VPA son ligeramente superiores a dicho valor ( $E_{1986}=0.56$ ,  $E_{1989}= 0.52$ ). Para los posteriores cálculos y la incorporación de la mortalidad por pesca dentro del modelo estructurado por edades, se consideraron los valores estimados mediante el SVPA como los más acordes a la situación del recurso.

En términos interanuales, tanto la mortalidad por pesca ( $F$ ), la mortalidad total ( $Z$ ) y la tasa de explotación ( $E$ ) mostraron una alta variabilidad, con valores anuales de mortalidad por pesca de  $0.1 \leq F_i \leq 0.9$ , para la tasa de explotación  $0.01 \leq E_i \leq 0.3$  con tendencia ascendente desde 1978 a 1990 ( $F_{1990} = 0.9$  y  $E_{1990} = 0.3$ ) y una posterior disminución a  $F_{1994} = 0.15$  y  $E_{1994} = 0.1$  (Fig. 13).

Estos valores de  $F$  y  $E$  corresponden a organismos con edades de 4 a 9 meses principalmente (Fig. 14). Sin embargo, igualmente se observó una alta variabilidad interanual en el patrón de explotación de cada edad, registrándose una disminución (de 4 a 3 meses) en las edades sujetas a mayor mortalidad por pesca, siendo más

marcado este hecho durante las temporadas 1990-1991 y 1991-1992, temporadas en las que además se registraron los niveles de mortalidad por pesca más altos (Fig. 14).

## **V. 5. Abundancia:**

Las abundancias por edad mostraron una franca tendencia descendente durante el período de 1978 a 1980, con valores estimados durante 1979 de  $800 \leq N_a \leq 6600$  millones de individuos, dependiendo de la edad, mientras que durante 1980 se registraron valores de  $300 \leq N_a \leq 1300$  millones de individuos (Fig. 15 b). A partir de 1981, abundancias por edad se han mantenido por debajo de los 2500 millones, con una alta variabilidad interanual (Fig. 15 c)

Los estimados de la abundancia de reclutas (edad 3) y de la población desovante, o sea, organismos de 7 meses y mayores de acuerdo a la edad de primera madurez sexual promedio (Tabla IV) mostraron alta variabilidad interanual con una tendencia descendente desde 1978 a 1981, y a partir de entonces oscilaciones cuasi periódicas, con su valor máximo de reclutas y adultos (340 y 1044 millones de individuos respectivamente) en 1978 y su mínimo en 1990 (5 y 6 millones). Posterior a 1990 se observó una importante tendencia ascendente en ambos valores de abundancia (Fig. 16).

Del análisis exploratorio de la posible relación de las diversas variables ambientales y el nivel de población desovante con la abundancia de los reclutas, se observaron relaciones no lineales con la temperatura acumulada tres meses anteriores al desove para cada mes; y con el nivel medio del mar acumulado tres meses posteriores al desove (Fig. 17).

## V. 6. Relación parentela-progenie

Con la finalidad de describir las relaciones parentela-progenie mediante los modelos de Ricker (1954) y de Beverton y Holt (1957), se consideró a la clase anual a partir de abril del año  $i$  a marzo del año  $i+1$ , bajo el supuesto de que la cohorte principal se origina a partir de abril con lo cual se consideró años biológicos reales (Barreiro 1986), igualmente se partió del supuesto de una capturabilidad constante. El ajuste obtenido para ambos modelos fue alto ( $R^2_R = 0.69$  y  $R^2_{BH} = 0.72$ ) y los valores estimados de los parámetros son los siguientes:

Ricker:

$$R = 0.80 * P * e^{-0.000071 * P}$$

Beverton y Holt:

$$R = \frac{1}{0.000050 + \frac{1.6497}{P}}$$

Donde

$P$  = Adultos

$R$  = reclutas

respectivamente (Fig. 18). Es importante hacer notar que la forma de la relación está fuertemente definida por el dato de un año (1979) de los 17 analizados, y si se eliminan estos puntos, la varianza explicada por ambos es muy reducida:  $R^2_R = 0.14$  y  $R^2_{BH} = 0.20$ .

Bajo esta perspectiva, se optó por trabajar con relaciones en base mensual. Se probaron diversos modelos tanto lineales como no lineales que describieran la dinámica de la relación entre los reclutas y el stock reproductor. Los modelos empíricos que mostraron los mejores ajustes se presentan a continuación, la comparación estadística se resume en la tabla VI y los reclutamientos proyectados por cada uno se presentan en las figuras 19 y 20.

### No lineal (base mensual)

1) Tipo Ricker:  $R_{t+3} = aP_t * e^{-B P t}$

2) Tipo Beverton y Holt:  $R_{t+3} = 1/[a+(b/P_t)]$

3) Modelo multiplicativo de dos parábolas (MM2P):

$$R_{t+3} = (a * P_t + b * P_t^2) * (c * T_{t-3} + d * T_{t-3}^2)$$

4) Modelo multiplicativo de tres parábolas (MM3P):

$$R_{t+3} = (a * P_t + b * P_t^2) * (c * T_{t-3} + d * T_{t-3}^2) * (f * NMM_{t+3} + g * NMM_{t+3}^2)$$

### Lineal (base mensual)

1) Ambiental (A):  $R_t = a * T_{t-3} - b * NMM_{t+3}$

2) Lineal múltiple (LM):  $R_{t+3} = a * P_t + b * T_{t-3} - c * NMM_{t+3}$

3) Lineal múltiple c/pesca (LMP):  $R_{t+3} = a * P_t + b * T_{t-3} - c * NMM_{t+3} - d * F$

Donde:

$P_t$  = Adultos al mes  $t$

$R_{t+3}$  = reclutas al mes  $t+3$

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

$T_{t-3}$  = temperatura acumulada del tiempo  $t-3$  al tiempo  $t$

$NMM_{t+3}$  = nivel medio del mar acumulado del tiempo  $t$  al tiempo  $t+3$

$F$  = mortalidad por pesca

$e$  = base de los logaritmos naturales

$a, b, c, d, f, g$  = parámetros de los modelos

Se observó que el modelo ambiental que incorpora exclusivamente las variables ambientales en forma lineal, por sí mismo explicó el 42% de la varianza de los reclutas. Por otra parte, los modelos tipo Ricker y Beverton y Holt en base mensual explicaron el 50% de la varianza del reclutamiento (Tabla VI). El mejor ajuste se obtuvo para un modelo multiplicativo de tres parábolas (MM3P) ( $R^2=0.74$ ) que describe cambios en el reclutamiento como una función del número de adultos, la temperatura y el nivel medio del mar. No obstante que algunos ajustes pueden considerarse adecuados, ninguno de ellos describe cien por ciento los reclutamientos observados.

Con fines comparativos respecto a las proyecciones de estos modelos en base mensual y en base anual, se sumaron los reclutamientos predichos para cada mes en cada año y se observó que cualquiera de los modelos que se trabajan en base mensual (aún los de tipo Ricker y Beverton & Holt) proyectan de manera más adecuada los reclutamientos observados (Fig. 21).

#### **V. 7. El modelo estructurado por edad y las simulaciones:**

Los valores anuales de los parámetros estimados (crecimiento, mortalidad, reclutamiento) así como su patrón de variabilidad interanual fueron incorporados en un

modelo matricial para probar diversos escenarios de forzamiento ambiental y esfuerzo de pesca y su efecto en las abundancias, las biomاسas, y finalmente en las capturas del camarón café en la pesquería de Sonora.

Los diversos parámetros y la forma como se incorporaron en cada año al modelo se resumen en la tabla VII, los valores de vulnerabilidad estimados se presentan en la tabla VIII. Las capturas proyectadas respecto a las observadas mostraron una subestimación a todo lo largo de la serie, siendo mayor en algunos años que en otros, pero en general la subestimación fue de 25% en el modelo que incorporó la relación parentela-progenie MM3P (que de aquí en adelante se le llamará modelo no lineal), mientras que en el modelo que incorporó la relación parentela-progenie LM (que de aquí en adelante se le llamará modelo lineal) subestimó la captura en algunos años y sobrestimó en otros (Fig.22). En la parte proyectada de los modelos que no entró en los análisis de la relación parentela-progenie, mortalidad y crecimiento (1995-1998), la proyección del modelo no lineal siguió mejor las capturas registradas que el modelo lineal, el cual sobrestima las capturas de la temporada 1995-1996 y 1996-1997, pero subestima las de la 1997-1998 y subestima las de la 1998-1999, sin embargo, resalta la misma tendencia en las capturas, solamente que desfasadas.

Por otra parte, las abundancias y las biomاسas predichas para 1995 a 1998 tanto de adultos, reclutas y totales por ambos modelos difieren marcadamente, ya que mientras el modelo no lineal predice una disminución consistente en todos ellos, el modelo lineal predice una ligera disminución en 1996, pero una posterior estabilización en las biomاسas (Fig. 23 y 24).

Ambos modelos difieren igualmente en los pronósticos de las capturas para 1999-2000, ya que mientras el modelo no lineal pronostica capturas similares a las de la temporada 1998-1999, el modelo lineal pronostica una ligera recuperación (Fig. 25).

Por otra parte, respecto a los pronósticos para cada uno de los escenarios de simulación (en los cuales se mantuvo fijo el valor de  $F$  anual y el patrón de explotación), mientras el modelo lineal muestra amplios cambios entre los diversos escenarios tanto para las capturas, biomasa de adultos, biomasa explotable y abundancia de reclutas, en todos ellos sobresalen las condiciones extremas (escenarios 5 y 9) en donde además se pronostican las más bajas capturas (Fig. 26). El modelo no lineal no mostró grandes cambios ni para las capturas, biomasa de adultos, biomasa explotable ni abundancia de reclutas (Fig. 27), la única condición que aparentemente muestra algo de efecto es la del escenario 5 que corresponde a las temperaturas y nivel medio del mar  $4^{\circ}\text{C}$  mayores respecto a 1999 (año en que se presentaron condiciones La Niña, con anomalías negativas de  $2^{\circ}\text{C}$ ), representando por lo tanto condiciones cálidas como las que se presentan durante eventos El Niño. Estas diferencias tan marcadas en ambos modelos son probablemente debidas a la función con la que fue estimado el reclutamiento en cada modelo, como será discutido con mayor detalle en la sección de Discusión.

## VI. DISCUSION

### VI.1. Crecimiento

La diferencia de los parámetros de crecimiento estimados mediante la estructura de tallas proveniente de los dos tipos de información (a bordo de las embarcaciones y en puerto) mostró la importancia del tipo de muestreo para las estimaciones de crecimiento. La ausencia de tallas pequeñas en el muestreo hecho en el puerto debido a la selección que se hace a bordo, originó que la pendiente de la curva de crecimiento fuera menor y por lo tanto el valor del coeficiente de crecimiento  $K$  se subestimó. Si se considera que éste es uno de los parámetros poblacionales más importantes que se usan en modelos analíticos con fines predictivos, entonces el sesgo introducido en los análisis poblacionales puede ser importante. El efecto de la ausencia de tamaños pequeños o grandes en estimaciones de crecimiento basadas en las distribuciones de frecuencia ha sido discutido por varios autores y son coincidentes con los resultados que aquí se reportan (Berry y Benton 1969, Pauly 1984, García y Le Reste 1987, Defeo *et al.* 1992, Smith *et al.* 1997).

Los resultados sugieren que la eficiencia en el crecimiento del camarón café *F. californiensis* es determinada por las variaciones interanuales en el ambiente marino, coincidiendo con lo previamente propuesto por Del Valle (1989) y Del Valle y Martin (1995) para esta misma especie, y por diversos autores para otras especies de camarones en otras regiones (Phares 1980, Klima 1981, Benfield *et al.* 1989, Staples y Heales 1991, Deering *et al.* 1995, Ponce *et al.* 1997, Villela *et al.* 1997).

Si bien del diagrama de dispersión entre el crecimiento con la precipitación y las surgencias sugiere una aparente relación en forma de domo, correspondiendo a las llamadas "ventanas medioambientales" propuestas por Cury y Roy (1989), no se logró determinar una relación estadísticamente significativa. Aún así, se considera que en la determinación de la forma y tasa a la que crecen los individuos de una población deben intervenir, además de las condiciones ambientales óptimas en una o varias variables ambientales, el aporte energético vía la alimentación (Pitcher y Hart 1982). El camarón café es un organismo omnívoro que se alimenta tanto de crustáceos, moluscos, como de detritus (Rosales 1976). En el litoral sonorense, el mantenimiento de la producción primaria (y su consiguiente incorporación a la cadena alimenticia) proviene principalmente de dos fuentes: aporte de nutrimentos hacia el sistema costero vía terrígenos o material litogénico durante el verano (vía la precipitación), y resuspensión de nutrimentos del fondo a las cadenas alimenticias vía biogénicos durante invierno - primavera (debido a las surgencias) (Thunell 1999). El incremento en la producción primaria fitoplanctónica debe necesariamente afectar a los organismos bentónicos como el camarón, aunque con algún retraso. No obstante lo anterior, la aproximación usada en el presente trabajo es lo suficientemente confiable para dar una idea de las probables relaciones existentes entre el crecimiento con la precipitación y las surgencias.

La variable que mostró la relación más alta con el crecimiento fue la temperatura promedio del período comprendido desde el inicio del desove masivo hasta que el camarón que va a ser explotado durante esa temporada se incorpora al stock pescable determinando la tasa a que el camarón café crece. La relación de la

temperatura promedio de este período y el crecimiento se explica por el hecho de que el crecimiento en camarones es mayor entre los 6-9 meses de edad (Rothlisberg 1998). Al considerar que la cohorte principal presente en las capturas (la cual explica hasta el 70% de las capturas en años promedio), se origina durante el pico reproductivo de mayo-julio, y que además las estimaciones de crecimiento se obtienen de la estructura de talla de la captura, esta cohorte tendrá aproximadamente 9 meses de edad durante el mes de febrero.

La temperatura superficial del mar óptima para el crecimiento del camarón café *F. californiensis* fue 24.5 a 25.5 °C. Valores de temperatura más bajos y mayores originan una disminución en el crecimiento. Si bien en este trabajo fueron utilizados datos de temperatura superficial del mar por no existir una serie de temperatura de fondo del mar en el Golfo de California, se parte del supuesto de una relación entre la temperatura de superficie y fondo (Merrefield y Winant 1989, Argote *et al.* 1995, Lavin *et al.* 1997). Por otra parte, de acuerdo a diversos autores (Anónimo 1982, Calderón-Pérez y Poli 1987, Del Valle 1987, 1989), los juveniles de camarón café se concentran en zonas someras cercanas a la costa, dentro de la capa mezclada, la cual alcanza una profundidad promedio anual de 30 m (Merrefield y Winant 1989, Argote *et al.* 1995, Lavin *et al.* 1997), donde los procesos de mezcla inducida por vientos mantienen las temperaturas entre el fondo y la superficie relativamente uniformes, razón por la cual, se considera que la temperatura de superficie es un buen indicativo de la temperatura de fondo a la que están sometidos los camarones, sobre todo en el periodo de definición de la tasa de crecimiento.

Esta relación entre el crecimiento y la temperatura superficial del mar sugiere que el camarón café *F. californiensis* responde con una forma del domo, correspondiendo a las llamadas "ventanas medioambientales" propuestas por Cury y Roy (1989), como previamente fue mencionado. Estos valores óptimos son coincidentes con los datos observados en el laboratorio para esta misma especie. Bajo temperaturas de 19 °C o menores, el camarón café mostró señales de aletargamiento y disminución en la ingestión de alimento. A temperaturas de 27 °C o mayores, hay aumento en el consumo de alimento, pero igualmente una mayor actividad debido a las condiciones de estrés a las cuales se ve sometido el organismo, originando un mayor costo energético para su mantenimiento y afectando por consiguiente la energía disponible para el crecimiento (Brett 1979). Esto se manifiesta también en mudas incompletas (Arozamena 1976, Villarreal y Rivera 1993, Villarreal y Ocampo 1993, Ocampo *et al.* 1999). De acuerdo con Fry (1971), la temperatura es un factor controlador del crecimiento debido a que controla la tasa a la que las reacciones metabólicas ocurren, hecho que es particularmente evidente en las especies de ciclo de vida corto como el camarón, el calamar (Longhurst y Pauly 1987) y el pulpo (Arreguín-Sánchez 1992).

En el caso de *F. californiensis*, los efectos de la temperatura sobre el crecimiento se hacen más obvios durante años en los que se presentan condiciones El Niño en el Golfo de California, ya que el crecimiento se vio favorecido durante eventos de intensidad moderada o débil (1986-87 y 1991-92), mientras que durante los eventos más intensos (El Niño 1982-1983), el efecto sobre el crecimiento es adverso. Este

comportamiento refleja la relación obtenida entre la temperatura y la eficiencia de crecimiento mostradas en la figura 7.

Estas variaciones interanuales en el crecimiento del camarón pueden tener grandes repercusiones en la población, cuya abundancia es dependiente en la supervivencia de reclutas, más que de la abundancia de los adultos. De acuerdo con Rothschild y Brunenmeister (1984), un nivel de reclutamiento dado puede ocurrir independientemente del tamaño del stock reproductor. Debido al ciclo de vida corto, el éxito de la reproducción depende de la supervivencia postlarval y juvenil en las áreas costeras (Hayes 1983, Turner y Boesch 1988). Por esta razón, se han desarrollado muchas investigaciones enfocándose en la fase postlarval como determinante para la magnitud del reclutamiento y el éxito de las cohortes.

Esta variación interanual en el crecimiento es particularmente importante para propósitos predictivos (Rothschild y Brunenmeister 1984). Se sabe que la abundancia y estructura de las postlarvas de camarón que llegan a la costa, y sobre todo a la boca de los estuarios, es el resultado de una combinación de procesos biológicos y físicos a un nivel hidrodinámico (Rothlisberg *et al.* 1995, Del Valle 1989). Las disminuciones en el funcionamiento del crecimiento pueden aumentar la exposición de las larvas y juveniles a la depredación, afectando por lo tanto la supervivencia y el reclutamiento (Cushing 1974, Ware 1975, Anderson 1988).

La práctica tradicional de los modelos predictivos usada en los recursos pesqueros es considerar los parámetros poblacionales importantes, como el crecimiento, mortalidad natural, y reclutamiento como promedios (modelos estacionarios) (Jayakody 1988, García 1989, García 1990, Tabash *et al.* 1996). Los resultados y

conclusiones que se obtienen de tales predicciones pueden ser poco realistas o pueden producir situaciones indeseables, generadas por acciones de manejo basadas en tales supuestos. La consideración de las fuentes de variación del crecimiento en modelos pesqueros puede ser excelente por lo que se refiere a la incertidumbre y el riesgo en las estimaciones de biomasa y las decisiones de manejo.

## **VI.2. Estructura por edades**

De los análisis de la desviación estándar respecto a la longitud media por edad, se observó una gran variación individual respecto al crecimiento medio, similar a como ha sido reportada para otras especies (Ricker 1969, Taylor y Venn 1978, Sainsbury 1980, Kirkwood y Somers 1984, Smith *et al.* 1997). Esta variabilidad entre los individuos ha sido asociada a factores genéticos (o como también se ha llamado, diferencias en el potencial de crecimiento intrínseco de los individuos) y medioambientales (Parma y Deriso 1990, Smith *et al.* 1997). Sainsbury (1980) plantea la existencia en general de dos tipos de distribuciones de longitud con la edad: poblaciones con un coeficiente de variación constante, esto es, la desviación estándar de la longitud incrementa en proporción directa con la talla; y poblaciones en las cuales, en tallas pequeñas, el coeficiente de variación es pequeño, se incrementa en tallas intermedias y posteriormente declina con la longitud.

En el caso de los resultados obtenidos para camarón café, se observó que la talla en las primeras edades es similar, posteriormente se incrementa la desviación estándar en edades intermedias y disminuye hacia las edades mayores, de tal manera que la

talla máxima o longitud asintótica permanece casi sin cambio, por lo que se infiere que está cambiando la tasa a la que crecen los individuos de una misma cohorte ( $K$ ), mas no la talla asintótica que alcanzan, la cual aparentemente es más definida por factores genéticos (Kirkwood y Somers 1984, Smith *et al.* 1997). Estos resultados son consistentes con la variación interanual observada en los valores de  $K$  y  $L_{\infty}$  estimados para el período de 1978-1995.

La consideración de una clave edad-longitud en términos de probabilidad aplicada a las 17 temporadas del análisis no implica el supuesto de un sistema de parámetros constantes, ya que el crecimiento anual fue estimado en cada temporada, de tal suerte que al multiplicar la estructura de tallas por la clave edad-longitud en probabilidad, permite asignar el número de individuos a edades correspondientes a cada año, lo que hace posible evaluar variaciones anuales en las estructura de edades de las capturas y de la población. El probable sesgo que pudiera introducirse en los estimados de las abundancias ( $N$ 's) y mortalidades por pesca ( $F$ 's) para cada edad debe ser de una magnitud pequeña, si se considera que los estimados de las  $N$ 's y  $F$ 's mediante diferentes métodos de análisis secuenciales de poblaciones muestran la misma tendencia, si bien no los mismos valores. Esto no es raro cuando se comparan los resultados de estimaciones mediante dos métodos que utilizan algoritmos diferentes (Anónimo 1988, Megrey 1989).

Los resultados de la asignación de edades a la captura mostraron una alta variabilidad interanual en la estructura por edades. En particular es claramente distinguible la diferencia en la estructura por edades entre los años en que se presenta un evento cálido (en el que se observa reclutamiento continuo de igual o

muy similar intensidad), o un evento frío (en el que el reclutamiento es muy estacional), del resto de los años (reclutamiento estacional, pero observándose reclutamiento en pequeña cantidad en los demás meses). Al buscar una explicación a los tipos de estructuras de edades para períodos diferentes presentes en las capturas, se obtuvieron los datos de porcentaje de hembras grávidas de camarón café durante los meses de pesca comercial (Leal-Gaxiola 1999). Desafortunadamente estos datos únicamente están disponibles para el período de pesca y solamente en algunos años para período de veda (Alcántara-Razo CIBNOR, S.C., no publicado).

Estos datos muestran que si bien existe reproducción continua en el camarón café (Olguín 1967, Barreiro 1986, Valverde 1986, Méndez-Tenorio 1986, Sierra-Rodríguez y Zárate-Becerra 1998), la duración e intensidad del período reproductivo están grandemente asociadas a las condiciones ambientales prevalecientes, específicamente a la temperatura del agua, (Anónimo 1982, Del Valle 1989, Leal-Gaxiola 1999). En general existen períodos de máxima reproducción que en condiciones de temperatura del mar promedio (entendiendo por condiciones promedio aquellos años en los que no se presenta un evento El Niño o La Niña en la región) se presentan durante los meses de abril a julio, con un segundo máximo de menor intensidad de septiembre a enero (Fig. 28), lo cual se refleja en dos cohortes más o menos diferenciadas dentro del año.

Sin embargo, cuando se presenta un evento cálido (El Niño), la reproducción es continua a lo largo del año, encontrando el porcentaje de hembras ovígeras mayor al 40% durante todo el año (Leal Gaxiola 1999) (Fig. 29). Estos resultados son

coincidentes con lo previamente planteado para otras especies de peneidos del mundo (Penn 1980, Crocos 1987, Crocos y van der Velde 1995).

Si hacemos un retrocálculo para determinar la fecha probable de nacimiento de los organismos que contribuyen principalmente a las capturas, encontramos que en condiciones de temperatura promedio estos organismos provienen principalmente del máximo reproductivo de abril-julio y son pescados durante los primeros meses de pesca (septiembre-noviembre), mientras que los organismos que contribuyen a mantener la biomasa de los reproductores para el siguiente período reproductivo provienen del período de septiembre-enero (Fig. 28), coincidiendo con lo planteado por Del Valle (1989).

Durante condiciones cálidas, al sostenerse la reproducción en un nivel alto durante todo el año, combinado con condiciones óptimas para el crecimiento, las cohortes se traslapan y la continuidad de los períodos reproductivos contribuyen a sostener las capturas a lo largo de la temporada, reflejándose en reclutamiento continuo (por ejemplo, temporada 1992-1993), hecho que finalmente se refleja en que durante años El Niño la pesca se mantiene en forma rentable durante toda la temporada (Fig. 29).

Sobre la base de todo lo anterior, se sugiere que si bien existe reproducción continua en el camarón café, en condiciones promedio existen dos cohortes importantes: una que contribuye a sostener las capturas (abril-julio) y otra a mantener al stock reproductor saludable (septiembre-enero) y en condiciones cálidas la intensidad en la reproducción es continua a lo largo del año. Esta variabilidad interanual en el período

reproductivo por si misma le confiere una alta variabilidad interanual al período de reclutamiento pesquero y por tanto al patrón de explotación del recurso.

### **VI.3. Mortalidad**

Los valores de mortalidad natural anuales estimados mediante los tres métodos empíricos (Pauly 1980, 1987, Rikhter y Efanov 1976 y Jensen 1996) se encuentran dentro del intervalo de valores reportados para esta especie en el Pacífico Mexicano ( $1.2 \leq M \leq 3.8$ ) por diversos autores (Lluch 1974, García 1976, Jacquemin 1976, Rodríguez de la Cruz 1976, Ross 1988, Sepúlveda 1999) y dentro del intervalo de variación de mortalidad natural estimado por métodos empíricos para peneidos de diferentes partes del mundo (Pauly 1987, Xucai *et al.* 1995, García 1996), y por experimentos de marca y recaptura (Penn 1981, Lucas 1975, Dredge 1990).

Los valores estimados mostraron una alta variabilidad interanual y si bien los obtenidos mediante la ecuación empírica de Rikhter y Efanov fueron más bajos que los estimados por los otros dos métodos, el patrón de variación fue el mismo, a pesar de que los supuestos para el cálculo mediante las tres ecuaciones son diferentes.

Este hecho por si mismo es interesante si se considera cuales son los datos utilizados por los tres métodos: madurez sexual (fecundidad) (Rikhter y Efanov), crecimiento (Jensen y Pauly) y temperatura superficial del mar (Pauly). De los análisis de crecimiento y su relación con datos ambientales se mostró que la variable ambiental que determinó principalmente el crecimiento fue la temperatura, afectando principalmente el coeficiente de crecimiento ( $K$ ). Por otra parte, diversos autores (y en este mismo trabajo) reportan el efecto de la temperatura sobre la extensión del

período reproductivo para *F. californiensis* (Anónimo 1982, Leal-Gaxiola 1999) y para otras especies del mundo (Klima 1995, García y Le Reste 1987), sugiriendo que la temperatura es altamente determinante para la dinámica de las poblaciones de camarón (Arozamena 1976, Edwards 1977, Del Valle 1987, 1989, Del Valle y Martín 1995, Ocampo *et al.* 1999).

Se sugiere que los resultados de la *M* obtenidos por los tres métodos empíricos muestran la relación existente entre la edad de primera madurez sexual, el crecimiento y la mortalidad natural, actuando conjuntamente a nivel de respuesta de la población ante un agente forzante que se manifiesta a través de la temperatura. Esta respuesta se presenta como un efecto compensatorio que tiende a optimizar el balance entre las pérdidas por mortalidad y las ganancias mediante el éxito de la reproducción y el crecimiento (Jensen 1981, 1996, 1997). Este hecho resulta más obvio si se analizan las anomalías de la mortalidad total (*Z*), tasa de crecimiento (*K*) y edad de primera madurez sexual ( $T_{m50\%}$ ) de la figura 30, la cual muestra una respuesta casi inmediata del camarón ante un incremento en la presión externa, bien sea a través de la mortalidad natural (temporadas 1981-1982, 1982-1983, 1985-1986, 1987-1988 y 1988-1989) o una combinación de la mortalidad natural y por pesca (temporadas 1990-1991 y 1991-1992), modificando la edad de primera madurez sexual ( $T_{m50\%}$ ), como se muestra al evaluar la relación de tipo lineal entre *Z* del año *i* y la  $T_{m50\%}$  del mismo año:

$$T_{m50\%i} = -1.3933 * Z_i + 11.234$$

(*R*= -0.54, Fig. 31) cuya significancia estadística es alta (*p*< 0.05).

La variabilidad interanual en la mortalidad natural del camarón café es alta si se considera el intervalo de valores anuales obtenidos (2.3-3.5, 1.8-2.5 y 2.3-3.1 con los métodos de Jensen, Rikhter y Efanov y Pauly respectivamente). Estos cambios interanuales reflejan la dinámica de la población, cambios en abundancias de depredadores y los efectos ambientales en la dinámica y pueden afectar las estimaciones de la abundancia poblacional y la tasa de mortalidad por pesca cuando no son consideradas en los modelos de evaluación de stock (Xucai *et al.* 1995).

El esfuerzo pesquero (en viajes) aplicado al recurso y la mortalidad por pesca anual estimada mediante VPA y SVPA, no mostraron ninguna relación aparente (pendientes no significativamente diferente de cero  $p > 0.1$ ) (Fig. 32), obteniéndose los mismos valores de mortalidad por pesca con 1200 que con 2400 viajes. Si se considera que la mortalidad por pesca ( $F$ ) es el resultado del esfuerzo pesquero aplicado y la capturabilidad y si la  $F$  es aparentemente independiente del nivel de esfuerzo que se le aplique al recurso (al menos en base anual), entonces lo que posiblemente esté cambiando interanualmente sea la capturabilidad del recurso. Si descomponemos la mortalidad por pesca como  $F = q * f$  (Ricker 1975, Gulland 1983) y despejamos para obtener la  $q$ , lo que obtenemos es una alta variación interanual, con una tendencia de largo plazo en el incremento de la  $q$ , la que muestra una relación aparente con la TSM promedio de la temporada (Fig. 33 a y b). Esta es una hipótesis de trabajo que deberá explorarse en un futuro mediante análisis de información independiente de la pesquería, para, en caso de ser cierta ésta hipótesis, sea incorporada esa información a los Análisis Secuenciales de Población.

Ha sido planteado por diversos investigadores (Hannah 1995, Arreguín-Sánchez 1996, Arreguín-Sánchez y Pitcher 1999) que cambios en el área ocupada por el stock originan cambios en la capturabilidad en diversos recursos pesqueros y que un supuesto de capturabilidad constante en camarones peneidos es difícil de sostener (Hannah 1995, Arreguín-Sánchez 1996, García 1996).

Si se considera la topografía del litoral sonorense, donde existen grandes áreas no arrastrables por la flota camaronera (Anónimo 1982, Calderón y Ness 1987) (Fig. 1), además de la extensión de la plataforma continental que en algunas regiones llega a ser muy estrecha para permitir efectuar operaciones de arrastre por la flota (zonas frente a Guaymas, aledañas a la Isla Tiburón, entre otras), es fácil comprender que con las limitaciones de acceso de la flota camaronera a esas áreas, se generen sitios que pueden servir como zonas de refugios naturales (entendiendo por refugio la definición de Caddy y Sharp en 1986 de "áreas con fondos rocosos no arrastrables"), de tal suerte que pudiera existir una porción del recurso que permanece inaccesible, tal como ya ha sido señalado en algunos recursos del Golfo de México (González-Cano 1991).

En cierta medida este concepto explicaría por que aún con los niveles altos de esfuerzo que se han aplicado a esta pesquería, no se han observado signos de sobrepesca, como ha ocurrido en otras pesquerías de camarones de diferentes partes del mundo (Gulland y Rothschild 1984).

Por otra parte, el Golfo de California se encuentra situado en una Zona de transición templado - tropical, hecho que origina que las condiciones prevalecientes en esta región sean tropicales en algunos años y en otros se presenten condiciones de zona

templada (Lluch-Belda *et al.* 1992, Pares *et al.* 1997, Sepúlveda 1999). Los organismos que ahí habitan necesariamente deben ser capaces de responder ante variaciones interanuales marcadas mediante ampliaciones o contracciones de su hábitat e incluso corrimientos latitudinales de dicho hábitat, modificando procesos reproductivos, como los previamente planteados. De hecho, éste proceso se ha registrado para el camarón café, tal como lo reporta en ésta área Valenzuela- Quiñones (1998) durante el período de 1991-1993, periodo en el que el camarón café se desplazo hacia mayor profundidad. Este proceso se genera, de acuerdo con estos autores, por el efecto de un evento El Niño en el área, lo cual disminuiría la vulnerabilidad de la especie a la pesca, sin embargo, queda por definir si el corrimiento hacia profundidad de la población es lo suficientemente extenso para originar que una parte de la población no sea accesible a la flota de pesca.

Ampliaciones de hábitat del recurso hacia áreas más profundas generan movimientos de los individuos desde las áreas de pesca tradicionales a estos sitios y causarían una sobrestimación de la mortalidad al utilizar procedimientos de estimación como el de la curva de captura linealizada. Dependiendo de la forma de estimación, el sobredimensionamiento de la mortalidad pudiera ser asignable a la mortalidad por pesca o a la mortalidad natural (González-Cano 1991, Hannah 1993), hecho que originaría un importante sesgo en cualquier predicción.

De igual manera, cuando se efectúan evaluaciones de abundancia y mortalidad por pesca vía los Análisis de Stock Estructurados por Edad (Análisis ASA por sus siglas en ingles), tales como los Análisis Secuenciales de Población, Análisis de Población Virtual y Análisis de Cohortes, la mayoría de éstos modelos supone que el stock

pescado es homogéneo (o sea, las edades son igualmente disponibles a la pesca) y totalmente disponible (disponibilidad igual a 1). Sin embargo, existen poblaciones en las que las cohortes están integradas de dos componentes, uno que es disponible a la pesca y otro que es no disponible a la pesca (Megrey 1989), tal como el caso de la langosta *Panulirus argus* (González-Cano 1991), debido a comportamiento migratorio o a que parte de la cohorte reside en habitats no alcanzados por el arte de pesca. El no considerar la fracción no disponible de la población, si es que existe, pudiera originar subestimaciones de las abundancias mediante los modelos ASA, razón por la cual se han propuesto diferentes modificaciones a dichos modelos, tales como la de Murphy (1965), MacCall (1986) y Fournier y Doonan (1987), cada una de ellas separando la fracción no disponible de la población y la fracción disponible (stock). Sin embargo, para la aplicación de este tipo de modificaciones a los modelos ASA se requiere haber cuantificado o por lo menos tener alguna idea de:

- Tamaño de áreas no accesibles
- Proporción de la población no disponible
- Variación del porcentaje de la población disponible en el tiempo.

De igual manera, la mortalidad por pesca estimada mediante modelos ASA en el caso de poblaciones con fracciones importantes de la población no disponibles, correspondería al coeficiente de mortalidad por pesca aparente ( $F'$ ) y no al coeficiente de mortalidad por pesca verdadero ( $F$ ), tal como fue definido por Beverton y Gulland (1958). De acuerdo a González-Cano (1991), en la presencia de refugios espaciales, las tasas de mortalidad por pesca van a seguir el orden  $F' > F$ .

Por todo lo anteriormente planteado, surge la necesidad de análisis más a detalle sobre cambios potenciales en la disponibilidad del camarón café, que a su vez afectarían la capturabilidad.

Si se revisa la tasa de explotación estimada por cualquiera de los dos métodos secuenciales, los valores de  $E$  se encuentran por debajo del 0.5 considerado como saludable para un recurso explotado (Gulland 1983, Hilborn y Walters 1992), aún con el método de VPA convencional (Fig. 12), el cual dio valores mucho más altos de  $F$  que los reportados para pesquerías de camarón altamente explotadas (Pauly 1987, García y Le Reste 1987). Por otra parte, las estimaciones obtenidas mediante el SVPA dan estimados más realistas, si bien los valores de  $F$ 's estimados por el VPA separable estuvieron en algunos años por debajo de las reportadas por Ross (1988) para esta misma especie y área. Esto posiblemente sea debido a que al considerar el supuesto de separabilidad en el SVPA, la mortalidad por pesca para cada edad y en cada mes es el producto de la selectividad del arte y el efecto del mes (Megrey 1989), mientras que el mencionado autor realizó los cálculos partiendo de la curva de captura ( $Z=M+F$ ), tomando la mortalidad por pesca como  $F= f*q$ .

Aun cuando los estimados de reclutamiento,  $F$ 's y  $N$ 's dados por los diferentes métodos son diferentes en magnitud, las tendencias mostradas por ambos son las mismas, hecho que muestra la confiabilidad de las tendencias interpretadas para el recurso y la pesquería.

#### **VI.4. Reclutamiento**

Los análisis efectuados para la estimación de la relación entre la población desovante y los reclutas parten del supuesto de una capturabilidad constante. Los resultados de las estimaciones de población desovante y reclutas son por demás interesantes, debido a que muestran una fuerte tendencia descendente de 1978 a 1980, manteniéndose posteriormente en niveles muy bajos, con oscilaciones cuasi periódicas, llegando a los valores mínimos en 1990-1991. Posteriormente se presentó una recuperación del recurso. Si se toman solamente las anomalías de reclutamiento del período de 1981 a 1995 (posterior a la caída en los niveles de biomasa), se observa que los incrementos ocurrieron en los años 1983, 1986 y 1991-1995 que, con excepción del año 1986, en todos los demás se presentó un evento El Niño; además, se observa que los incrementos mayores se presentaron durante El Niño 1991-1995, evento que de acuerdo a Glantz (1996) se puede considerar el más largo de la centuria, aunque no el más intenso. Este hecho sugiere la posibilidad de que los diversos eventos El Niño afecten de distinta forma al recurso, dependiendo de la intensidad, su duración y del mes de inicio de las anomalías.

El evento de 1991-1995, al ser gradual y sostenido, originó incrementos en el crecimiento individual y posiblemente mantuvo la reproducción a un nivel más alto con respecto a años previos, hechos que combinados reflejan incrementos en los reclutamientos, permitiendo que la población se recuperara. Durante el evento de 1982-1983 el incremento fue muy ligero, e incluso solamente se registraron anomalías positivas durante la primera mitad del año de 1983 y posteriormente se

presentaron anomalías negativas, las cuales se sostuvieron hasta mediados de 1985 (Fig. 34). Por otra parte durante el evento de 1987, si bien se observó una ligera recuperación en la tendencia descendente, no se reflejó en anomalías positivas en el reclutamiento (debido a que el evento fue de muy corta duración), aunque si en el crecimiento individual. Durante 1988 por otra parte, se presentó uno de los eventos La Niña más intensos, que se vio reflejado en disminuciones en el crecimiento individual y disminuciones en la cantidad de hembras ovígeras (Leal-Gaxiola 1999); sin embargo se observa un incremento en el reclutamiento que si bien no llegó a anomalías positivas, si se mantuvo dentro de los niveles promedio. Si se considera que para que se obtengan reclutamientos exitosos es necesario no solamente una producción alta de huevos, sino además una alta supervivencia en las fases tempranas de vida (Anderson 1988), es posible que la respuesta a esta aparente incongruencia de los efectos de los diversos eventos El Niño se encuentre en una combinación entre la reproducción, la supervivencia larval y la distribución fuera del área de afectación del esfuerzo o vulnerabilidad. La relación encontrada entre el nivel medio del mar y el reclutamiento, sugiere una respuesta en forma de domo tipo función gama, con valores altos de reclutamiento correspondiente a bajo nivel medio del mar (Fig. 17), y reclutamientos bajos cuando se presenta un nivel medio del mar alto. Los hallazgos mostrados por Criales y Lee (1995) sobre la distribución vertical de las postlarvas de camarones Peneidos, Sicyónidos y Sergéstidos y que también fueron planteados por Del Valle (1989), muestran que los organismos se distribuyen siguiendo la termoclina, donde posiblemente permanecen hasta la llegada de la onda de marea. La onda de marea es superficial y viaja cientos de kilómetros paralela a la

costa (Marinone y Lavin 1997) y las corrientes generadas sobre las ondas causan convergencia sobre el hundimiento de la onda y una divergencia sobre la cresta. En la convergencia las partículas con flotabilidad positiva se acumulan debido a que por su flotabilidad no pueden seguir el movimiento hacia abajo del agua. En estos sitios las larvas se acumulan (debido a que por su propia estructura corporal no les permite mantenerse por mucho tiempo en el fondo y tienden a flotar). Cuando las ondas internas avanzan hacia la orilla, la corriente en superficie transporta el material atrapado hacia la costa, ya que cuando las ondas internas rompen fuera de la costa, se propagan hacia la orilla como elevaciones de marea. En esta etapa existen dos hipótesis planteadas, la de transporte pasivo aprovechando la corriente y la de transporte activo mediante migraciones verticales explotando las corrientes favorables siguiendo un gradiente de salinidad (Calderón-Perez y Poli 1987, Rothlisberg *et al.* 1995, Horton *et al.* 1996). Sea cual sea el mecanismo, finalmente un abatimiento en la profundidad de la termoclina induciría fallas en el reclutamiento al no llegar el efecto de la onda de marea hasta la profundidad del sitio donde se localizan las postlarvas.

Cuando se presentan eventos el Niño en el Golfo de California se han registrado incrementos en el nivel medio del mar de hasta 10 cm y hundimientos en la termoclina de hasta 20 m (Merrefield y Winant 1989) debido a la entrada de la onda Kelvin generada por el transporte de agua superficial ecuatorial, este proceso podría causar fallas en el transporte larvario hacia sitios favorables para la crianza de las postlarvas (bien sea hacia áreas someras de la costa o hacia los esteros) y explicaría la relación inversa observada entre el nivel medio del mar y el reclutamiento.

Por otra parte, se observa igualmente una relación entre la temperatura y el reclutamiento en forma de domo semejante a una función delta con una alta variabilidad, que en algunos períodos es aparentemente directa y en otros es inversa. Este comportamiento sugiere óptimos en las temperaturas combinados con óptimos en el nivel medio del mar (análogos a las ventanas ambientales óptimas planteadas para peces pelágicos por Cury y Roy (1989)). Ambas variables son determinantes para el éxito del reclutamiento, pudiendo afectar a la población mediante distintos mecanismos (incrementos o disminuciones en reproducción, crecimiento, mortalidad, supervivencia).

Los tiempos de retraso aplicados en las variables tienen fundamento biológico. En el caso particular de la temperatura estos tiempos tienen que ver con el efecto de esta variable en el período que tardan los huevos en madurar y ser liberados (Olguín 1967), mientras que el retraso en el nivel medio del mar tiene que ver con el período desde que son liberados los huevos hasta que llegan a reclutas (efectos en la supervivencia). Estos tiempos de retraso fueron los que se incluyeron en los diversos modelos de parentela-progenie de camarón que fueron probados.

En cuanto a los modelos parentela-progenie, si bien el porcentaje de varianza explicado por los modelos de Ricker y Beverton y Holt en base anual fue alto ( $R^2 = 0.69$  y  $0.72$  respectivamente), este ajuste solamente depende de dos años de los 17 analizados (1979 y 1980), los cuales definen la forma de la curva. El ajuste a los modelos tipo Ricker y Beverton y Holt en base anual tiene el inconveniente de que no explican adecuadamente los procesos biológicos cuando son aplicados a organismos de ciclo de vida corto con reproducción continua y en mares tropicales

ha sido cuestionada su aplicación por diversos autores (García 1996, Ehrhardt y Legault 1999).

Bajo esta perspectiva, el trabajar con relaciones tanto lineales como no lineales en base mensual, tiene varias ventajas: no se pierde la variabilidad mensual y estacional observada en los datos; permite un arreglo entre la parentela y la progenie directo, independientemente de la duración de los períodos de reproducción y de su contribución en el tiempo. Al incrementar la longitud de la serie se pueden obtener relaciones más robustas y patrones mejor definidos que pueden asociarse a otros procesos.

La alta variabilidad de la relación entre el número de padres e hijos mostrada en el camarón café es típica de los camarones peneidos (Pauly 1982, García 1983, 1988, 1996, Gracia 1991, Caputi 1993, Penn *et al.* 1995) e incluso ha llevado a algunos autores a plantear la no existencia de una relación parentela-progenie como tal (Neal 1975, Bakun y Parrish 1981, García 1983).

De las diversas relaciones obtenidas en este trabajo para el camarón café, resaltan los siguientes hechos:

Los modelos tipo Ricker y Beverton y Holt en base mensual explican casi la misma varianza que el modelo ambiental que incorpora solo los datos de nivel medio del mar y temperatura con los respectivos retrasos ( $R^2_R = 0.5$ ,  $R^2_{BH} = 0.5$  y  $R^2_A = 0.42$ ). Sin embargo, los modelos de Ricker y de Beverton-Holt no lograron seguir la alta varianza de los reclutamientos observados durante el período de 1978 a 1981, ni los incrementos de 1985, 1988 y 1992-93, mientras que el modelo ambiental si bien

siguió bien la variación interanual del reclutamiento de 1981 a 1995, subestimó en gran medida los reclutamientos observados para 1978-1980.

Al incorporar al modelo ambiental, además de los datos ambientales, la abundancia del stock parental, la varianza explicada se incrementa en un 27% ( $R^2_{LM} = 0.69$ ), y la incorporación de la mortalidad por pesca afectó muy poco el ajuste ( $R^2_{LMP} = 0.72$ ). Si bien la varianza explicada por ambos modelos es alta (básicamente debido a que predicen mejor la variación interanual del período de 1981-1995), las proyecciones de reclutamiento de ambos modelos presentan el mismo problema de no seguir bien la alta varianza mostrada por la población en el período de 1978-1980. Los únicos modelos que lograron predecir la alta varianza en el reclutamiento observada durante el período de 1978-1981 fueron los ajustes no lineales ( $R^2_{MM2P} = 0.70$  y  $R^2_{MM3P} = 0.74$ ). Sin embargo, estos modelos muestran el problema inverso, no logran seguir bien la variación interanual mostrada en los años 1982, 1985, 1988 y 1992-1993. Llama la atención que estos años precisamente son años en los que algún evento ambiental de escala interanual se presentó (1982 y 1992 años El Niño, 1988 año La Niña).

Para la selección de los modelos que mejor ajuste presentaron, no se consideró el lineal múltiple con pesca, debido a que la incorporación del efecto de la pesca en la ecuación sólo mejoró en 3% la varianza explicada por el resto de los predictores (temperatura, número de padres y nivel medio del mar), además de que su incorporación en las estimaciones puede generar un problema de covarianza.

De los dos modelos que mejor ajuste dieron, el modelo lineal múltiple LM y el modelo multiplicativo de tres parábolas MM3P, ambos considerando los mismos datos de

entrada (temperatura, número de padres y nivel medio del mar), retrasos idénticos y en los cuales cambia únicamente la forma de la función que consideran, se tiene que el LM explica mejor las variaciones interanuales en el reclutamiento debidas a eventos ambientales de larga escala espacial (El Niño, la Niña) y el MM3P explica mejor las altas variaciones del período de 1978-1981.

En términos biológicos, estas discrepancias reflejan una relación parentela progenie altamente dinámica. Otros investigadores han planteado relaciones diferentes para diversos períodos en función de la capacidad de carga del sistema, que normalmente la consideran definida principalmente por alguna variable ambiental, tal como descarga de ríos, precipitación, etc. (Lluch-Belda 1977, Parrack 1981, Penn y Caputi 1985). Si bien ésta es una aproximación razonable, si la población de camarón café está mostrando los efectos de un cambio a nivel planetario en el ambiente en una escala de décadas, que fue registrado entre 1976 y 1977 (Beamish 1995), y que pudo observarse en muchas series de datos, tanto oceánicos como atmosféricos en el Pacífico Norte (Graham 1994, citado en Lluch-Belda *et al.* 1999), similar al que han mostrado diversas poblaciones marinas en el Pacífico Norte (Venrick *et al.* 1987, Francis y Sibley 1991, Beamish y Boullion 1993, Hollowed y Wooster 1994, Roemmich y McGowan 1995, Hare y Francis 1995, Anderson 1997, Mantua *et al.* 1997), la relación parentela – progenie que se obtuviera para el período de descenso, sería diferente a la que se obtuviera para el período de 1981-1991, y necesariamente diferente a la que se obtuviera para la fase de ascenso la cual, de existir, aún no alcanza su máximo. Variaciones decadales en el reclutamiento de camarones han sido previamente reportadas para sistemas como el Golfo de México

(Ehrhardt 1996, Ehrhardt y Legault 1999) y Kuwait y Arabia Saudita (Morgan y García 1982, García 1983). En el Pacífico Mexicano cambios decadales en las capturas de camarón han sido previamente planteados (Anónimo 1991), si bien no se han sugerido a nivel de reclutamiento ni en el camarón café en particular.

Aparentemente en el periodo de 1981 a 1995 dominaron los procesos denso-independientes en la definición del tamaño del reclutamiento y de ahí el mejor ajuste dado por el modelo ambiental para esos años. Pero, para el periodo de 1978-1981 los procesos denso-dependientes debieron jugar un papel importante en la definición del reclutamiento, razón por la cual el modelo MM3P que incorpora la densidad-dependencia mediante una parábola (análogo al comportamiento de una de las curvas del modelo de Ricker) multiplicado por variables ambientales, pudo seguir mejor los reclutamientos observados.

## **VI.5. El modelo y los escenarios de simulación**

De los dos modelos de simulación que se desarrollaron, los cuales solamente variaron en la forma de la relación parentela-progenie, el modelo simulatorio que incorporó la relación MM3P, o sea el modelo no lineal, mostró ser más exacto, si bien no preciso, ya que subestimó las capturas entre el 20-25% a todo lo largo del periodo simulado, mientras que el modelo lineal fue menos preciso y menos exacto, ya que para algunos periodos subestimó y en otros sobrestimó las capturas observadas. La subestimación en las capturas proviene principalmente de que se subestimó el reclutamiento por la relación parentela-progenie utilizada, como se explicó

anteriormente, ya que no describe totalmente los cambios interanuales, tal como lo muestra la figura 35, al comparar los residuos de las capturas predichas con los residuos de los reclutamientos predichos mediante el modelo no lineal. Otras fuentes potenciales menores sin embargo pudieran ser:

- Las edades pequeñas (1 y 2 meses), que si bien entraron en los cálculos del SVPA, no entraron en la estimación de la relación parentela-progenie debido a que su porcentaje en las capturas es bajo (1% en meses de pesca intensos y 15-35% durante febrero y marzo, meses con poca pesca). La no incorporación de estas edades dentro de los estimados de la relación parentela-progenie a su vez fue debida a que estas tallas no están totalmente reclutadas a la pesquería.
- Error en el peso registrado de la pacotilla.
- Suponer una mortalidad natural constante con la edad.
- Posible subestimación de las abundancias ( $N$ ) en el mar cuando se inicia la emigración hacia áreas profundas (no accesibles a la pesca).

La captura predicha por el modelo no lineal durante el período 1995-1998 (período que no fue considerado en los cálculos de crecimiento, mortalidad y reclutamiento), fue muy similar a las capturas observadas, pronosticando bajas capturas aún para el período 1998-1999, hecho que de acuerdo a personal del INP, se presentó (García Juárez, com. personal CRIP Guaymas), mientras que el modelo lineal sobrestimó las capturas del período de 1995-1998, si bien mostró la misma forma, aunque desfasada. Para 1998-1999 pronosticó incremento en las capturas, lo cual no fue observado.

En términos de abundancia y biomasa de reclutas y adultos, ambos modelos mostraron un incremento durante el período de 1992-1994, pero mientras que el modelo no lineal mostró posteriormente caídas sostenidas en abundancias y biomasa, el modelo múltiple lineal mostró una estabilización tanto en abundancias como en biomasa, con una ligera tendencia decreciente de la biomasa de los reclutas para el último año simulado. Para todos los escenarios que se manejaron se mantuvo fijo el nivel de mortalidad por pesca, similar al patrón de explotación estimado para la temporada 1995. Esta selección se basó en que de acuerdo a Rodríguez de la Cruz (1976), la pesquería se encuentra sobrecapitalizada y las variaciones en la captura definen el ingreso o no de más barcos a la pesca, de tal manera que las variaciones en la intensidad de las operaciones de pesca puede suponerse como mínima.

La misma discrepancia de las capturas predichas y observadas del modelo lineal se observa si disminuye la temperatura  $0.5^{\circ}\text{C}$  respecto a la temperatura de 1998-1999 a lo largo de todo el año, si bien las abundancias de los reclutas disminuirían. De acuerdo a este modelo, las mayores capturas se obtendrían con disminuciones en la temperatura en cada mes de entre  $0.5$  y  $1^{\circ}\text{C}$  con respecto a la temperatura de 1999, y los valores más bajos se obtendrían con incrementos en temperatura de  $4^{\circ}\text{C}$ , así como disminuciones de más de  $2^{\circ}\text{C}$ . De igual manera las mayores biomasa de adultos y explotable se obtendrían con disminuciones de  $0.5^{\circ}\text{C}$  en la temperatura.

Estos mismos escenarios en el modelo no lineal casi no muestran variación entre los diversos escenarios, variando solamente en condiciones extremas (incrementos en las temperaturas de  $4^{\circ}\text{C}$ ). Esta poca sensibilidad del modelo a las variaciones en el

ambiente posiblemente sea debida a la deficiencia en la relación parentela-progenie para seguir las variaciones interanuales (tales como las inducidas durante eventos tipo El Niño o La Niña).

Aún con las fallas anteriormente comentadas, se considera que la utilización de este tipo de modelos estructurados por edad en base mensual en la evaluación de recursos tales como el camarón, muestran grandes ventajas respecto a modelos tales como los de biomasa dinámica y rendimiento por recluta entre otros, ya que permiten evitar los supuestos de los modelos estacionarios que son difíciles de cubrir en organismos de ciclo de vida corto, donde la variabilidad ambiental induce una fuerte variación estacional, interanual e incluso posiblemente de larga escala, en las estructuras de las poblaciones. El conocimiento de estos procesos y su incorporación a modelos que consideran la estructura de las poblaciones, permitirá una mejor representación del comportamiento de los recursos y su pesquería, que necesariamente tendrá como consecuencia mayor certeza en las decisiones de manejo.

Por los resultados presentados a lo largo de la tesis, mostrando:

- variaciones interanuales en crecimiento inducidas por temperatura del mar
- variaciones interanuales en mortalidad natural y por pesca posiblemente debidas a modificaciones en capturabilidad y ambiente
- variaciones interanuales en reproducción inducidas por temperatura del mar
- variaciones interanuales en reclutamiento debidas a temperatura y nivel medio del mar

- variaciones en la estructura de edades inducidas por modificaciones en el patrón de reproducción,

se puede decir que la hipótesis originalmente planteada, tiene un soporte suficiente para afirmar que existen cambios interanuales en el ambiente marino que generan cambios en el ecosistema del litoral sonorense, que afectan el crecimiento, la mortalidad y el reclutamiento, induciendo cambios en la población del camarón café y en las capturas. Adicionalmente se plantea como una hipótesis a explorarse en un futuro, que la población de camarón café está mostrando los efectos de un cambio en el ambiente en escala de década o mayor, como lo han mostrado diversas poblaciones marinas en el Pacífico Norte y algunas otras especies de camarón a nivel mundial.

## VII. CONCLUSIONES

- Se encontró una alta variabilidad interanual en el crecimiento del camarón café *F. californiensis* explicada en su mayor parte ( $R^2= 0.57$ ) por la temperatura superficial del mar.
- Existe alta variabilidad interanual en la mortalidad natural y por pesca. Se sugiere como mecanismo compensatorio de las pérdidas poblacionales la modificación en la edad de primera madurez sexual.
- Se encontró una alta variabilidad interanual en el reclutamiento, mostrando una fase de caída entre 1978-1981 y una fase de estabilización, con variaciones quasiperiódicas y una posterior fase de incremento de 1991 a 1995.
- Existe una relación aparente entre la temperatura del mar, el nivel medio del mar, la biomasa desovante y la magnitud del reclutamiento.
- Al considerar las variaciones en el crecimiento, en la mortalidad, reclutamiento y reproducción (tanto en talla de primera madurez sexual como en período reproductivo), se infiere que el camarón café muestra respuestas a la variabilidad ambiental en escala interanual mediante modificaciones en el crecimiento, la mortalidad, el reclutamiento y la reproducción, y en escala decadal a través del reclutamiento.

## VIII. RECOMENDACIONES

- La fuente de sesgo potencial existente en los muestreos en puerto, puede ser eliminada mediante un muestreo biológico más representativo de la estructura de tallas real de la población. Esto necesariamente implica muestreos a bordo de las embarcaciones camaroneras, o, si debido a problemas presupuestales no se pudiera mantener un programa de observadores a bordo, mediante el seguimiento de al menos un viaje de pesca al mes, desde que inicia el viaje, hasta que es descargado y el camarón es maquilado, con la finalidad de obtener un factor de ajuste mensual.
- La discrepancia observada en las estimaciones de reclutamiento mediante el modelo LM y MM3P posiblemente pueda ser corregida con la incorporación de cada una de las variables mediante una función más acorde a la forma que muestra el diagrama de dispersión respectivo (nivel medio del mar mediante una función parecida a una gamma y la temperatura posiblemente mediante una función tipo delta). Las interrogantes al respecto de la relación parentela-progenie por si mismas abren líneas de investigación alrededor del recurso que deberán ser abordadas en un futuro.
- Se sugiere, una vez estimada nuevamente la relación parentela-progenie, incorporar la nueva relación al modelo simulatorio para optimizar su funcionamiento.
- Es recomendable iniciar estudios más a fondo tendientes a evaluar variaciones estacionales e interanuales en el coeficiente de capturabilidad (explorando posibles ampliaciones o contracciones de hábitat de la población, inducidas por

factores ambientales), e incorporar esas variaciones en las estimaciones de abundancias y mortalidad por pesca.

## IX. LITERATURA CITADA

1. Aebischer, N.J., Coulson, J.C. y Colebrook, J.M. 1990. Parallel long term trend across four marine trophic levels and weather. *Nature*. 347: 753-755.
2. Anderson, J.J. 1997. Decadal climate cycles and declining Columbia River salmon. pp. *In*: Knudsen E.(Ed.) *Proceedings of the Sustainable Fisheries Conference*, Victoria B.C. Canada. Special publication of the American Fisheries Society.
3. Anderson, J.T. 1988. A review of size dependent survival during pre-recruit stages of fishes in relation to recruitment. *J. Northw. Atl. Fish Sci.* 8: 55-66.
4. Anónimo, 1982. La pesquería de camarón del Pacífico (diagnosis monográfica de los conocimientos existentes). Secretaria de Pesca, CICIMAR, DGINP, CICTUS, UAS. Cocoyoc, Morelos 26 de mayo de 1982.
5. Anónimo, 1988. Report of the Workshop on methods of fish stock assessment. Reykjavik, Dinamarca 6-12 julio de 1988. ICES.
6. Anónimo, 1991. Alternativas para la ordenación de la pesquería de camarón del Pacífico. Resultados del Taller de consulta sobre las alternativas para la ordenación de la pesquería del camarón del Pacífico. Secretaria de Pesca, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., Asociación Mexicana de Biólogos Pesqueros, Universidad Autónoma de Sinaloa y Exportadores Asociados. La Paz, B.C.S. 11-15 de febrero. 15 p.
7. Anónimo, 1993. Review of the state of world marine fishery resources. *FAO Fisheries Tech. Pap.*, 335:136 p.

8. Anónimo, 1995. Indicadores de la producción pesquera. Dirección General de Estadística e Informática, SEMARNAP. 20 p.
9. Arenas-Fuentes, P. y Díaz de León, A. 1997. How to achieve sustainable fisheries development in a developing country: the case of Mexico. pp 586-592. *In*: Hancock D.A., D.C. Smith, A. Grant y J.P. Beumer (Eds.). Developing and sustaining world fisheries resources. The state of Science and management. Second world fisheries congress Proc. CSIRO Australia.
10. Argote, M.L., Amador, A., Lavin, M.F. y Hunter J.R. 1995. Tidal dissipation and stratification in the Gulf of California, *J. of Geophysical Res.* 100(16): 103-116.
11. Arozamena, M. 1976. Influencia de la salinidad y corrientes en la motilidad del camarón. pp 24-28. *In*: Castro-Aguirre, J.L. (ed.). Memorias del Simposio sobre biología y dinámica poblacional de camarones. INP. 8-13 de agosto Guaymas, Sonora, México. Vol. I: 535 p.
12. Arreguín-Sánchez, F. 1994. Trends in monthly recruitment/spawning stock ratio ( $R/SSr$ ): the brown shrimp *Penaeus aztecus* from the North West Gulf of Mexico. *In*: Workshop on stock-recruitment relationship in Australian Crustacean Fisheries. Joondoburri Conference Centre, June 1-3.
13. Arreguín-Sánchez, F. 1996. Catchability: a key parameter for fish stock assessment. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 6:1-22.
14. Arreguín-Sánchez, F. y Pitcher, T. 1999. Catchability estimates and their application to the grouper (*Epinephelus morio*) fishery of the Campeche Bank, Mexico. *Fish. Bull.* 97: 746-757.

15. Bakun, A. 1973. Coastal upwelling indices, west coast of North America, 1946-71. NOAA technical report.
16. Bakun, A. 1996. Patterns in the oceans: ocean processes and marine population dynamics. Cal. Sea Grant Coll. Prog. 323 p.
17. Bakun, A. y Parrish, R. 1981. Environmental inputs to fishery population models for eastern boundary current. *In*: Report and supporting documentation of the workshop on the environmental variations on the survival of larval pelagic fisheries IOC Workshop Rep. Ser. 28: 67-104.
18. Bakun, A., Beyer, J., Pauly, D., Pope, J.G. y Sharp, G.D. 1982. Ocean sciences in relation to living resources; a report. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1059-1070.
19. Barans, C. y Wenner, E. 1995. Mechanisms of transport of decapod crustaceans trough estuarine inlets. South Carolina Sea Grant Project Rep. R-CO-1.
20. Barragán, A.J.A. 1993. Variación espacial y temporal en la abundancia de postlarvas de *Penaeus* en relación a algunos parámetros ambientales en la zona litoral cercana a la desembocadura del Río Presidio, Sinaloa, México. Tesis Prof. UAG. 66 p.
21. Barreiro-Güemez, M.T. 1986. Estudio sobre la madurez y desove de *Penaeus californiensis* y *Penaeus vannamei* (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) en la costa sur de Sinaloa. Mem. Intercambio académico sobre investigaciones en el Mar de Cortés. Hermosillo, Son. México.
22. Barrett, B. y Ralph, E.J. 1977. Environmental conditions relative to shrimp production in costal Louisiana along with shrimp catch data for the Gulf of México. Tech. Bull. 26. Dpto. Wildlife Fisheries.

23. Beamish, R. J. y Bouillon, D.R. 1993: Pacific salmon production trends in relation to climate. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 1002-1016.
24. Beamish, R.J. (ed). 1995. Climate change and northern fish populations. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 121, 739 p.
25. Benfield, M.C., Bosschieter, J. R. y Forbes, A.T. 1989. Growth and emigration of *Penaeus indicus* H. Milne-Edwards (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) in the St. Lucia estuary, south Africa. *Fish. Bull.* 88: 21-28.
26. Berry, R.J. y Benton, R.C. 1969. Discarding practices in the Gulf of Mexico shrimp fishery. *FAO Fish. Rep.*, 57 (3): 983-999.
27. Beverton, R.J. y Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations, U.K. *Minist. Agric. Fish. Invest. (ser.2)* 19: 553 p.
28. Beverton, R.J.H. y J.A. Gulland 1958. Mortality estimation in partially fished stocks. *International Comission for the Northwest Atlantic Fisheries.* 1: 51-66 p.
29. Bhattacharya, C.G. 1967. A simple method of resolution of a distribution with gaussian components. *Biometrics*, 23 (1): 115-135 pp.
30. Boehlert, G. 1997. Changing oceans and changing fisheries: An introduction to the Workshop. *In: Changing oceans and changing fisheries: environmental data for fisheries research and management. Proceedings of a workshop held 16-18 july 1996. Pacific Grove, Cal.* 1-6 pp. Boehlert G.W. y J.D. Schumacher (eds).
31. Boehlert, W.G. y Schumacher, J.D. 1997. Changing ocean and changing fisheries: environmental data for fisheries research and management. *Proceeding in a Workshop. 16-18 julio 1996. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-239.* 152 p.

32. Brett, J.R. 1979. Environmental factors and growth. *In*: W.S. Hoar, D.J. Randall y J.R. Brett (eds), Fish physiology. Vol. 8: 599-675 pp. Bioenergetics and growth, Academic Press, New York.
33. Brey, T. y Pauly, D. 1986. Electronic Length Frequency Analysis: A revised and expanded User's guide to ELEFAN 0, 1 y 2, No. 149, p.76. Institut fur Meereskunde and Christian-Albrechts-Universitat Kiel.
34. Caddy, J.F. y Sharp, G.D. 1986. An ecological framework for marine fishery investigations. FAO Fish. Tech. Pap. 283:152 p.
35. Calderón, R. G. y Ness, G.E. 1987. Atlas/memoria del levantamiento geofísico de la zona económica exclusiva y margen continental oeste de México. Gravedad, magnetismo y batimetría. Dir. Gral. De Oceanogr. Naval. Sria de Marina. SMPO8710. 73 p.
36. Calderón-Aguilera, L.E y Burgueño-Aburto, J.C. 1993. Análisis y evaluación de la situación actual de la pesquería de camarón (*Penaeus* spp) en el Golfo de California. Informe Técnico. Comunicaciones académicas, Serie Ecología CICESE 21 pp CIECT9307.
37. Calderón-Pérez, J.A. y Poli, C.R. 1987. A physical approach to the postlarval *Penaeus* immigration mechanism in a Mexican coastal lagoon (Crustacea: Decapoda: Penaeidae). An. Inst. Cienc. Del Mar y Limnol. UNAM. 14(1): 147-156.
38. Caputi, N. 1993. Aspects of spawner-recruitment relationship with particular reference to crustacean stocks; a review. Aus. J. Mar. Freshwater Res. 44: 589-607.

39. Castello, J.P. y Moller, O.O. 1978. On the relationship between rainfall and shrimp production in the estuary of the Patos Lagoon (Río Grande, Brasil). CDU-595.384. 34 (285).
40. Castillo, R. R., Aldana, L., Herrera, J. M. y Rodríguez, A. 1998. El Niño 1997 y sus efectos en los recursos pesqueros en el área de Paita. Instituto del Mar del Perú. <http://www.concytec.gob.pe/investigación7biologia7riben/ribtr41.htm>.
41. Castro, G.R. y Arreguín-Sánchez, F. 1997. Mortality and stock assessment of the brown shrimp, *Penaeus aztecus* (Crustacea: Penaeidae), in the northwest Gulf of Mexico. Biol. Trop. 45(3): 1075-1083.
42. Castro-Aguirre, J.L. 1974. Efecto de la temperatura y precipitación pluvial sobre la producción camaronera. In: Memorias del simposium sobre Biología y Dinámica poblacional de camarones. S.I.C.7 Subsria. de Pesca. I.N.P. (eds). Guaymas, Son. Ago. 8-13. 1: 58-73.
43. Castro-Aguirre, J.L. y Sánchez, R.M. 1976. Notas preliminares del comportamiento y dinámica poblacional de *Penaeus stylirostris* Stimpson 1971, en los sistemas lagunares del centro de Sinaloa. MEM. Simp. Biología y Dinámica Poblacional de camarones Guaymas, México 2: 213-254.
44. Chávez, O. E. y Rodríguez de la Cruz, M.C. 1971. Estudio sobre el crecimiento del camarón café (*Penaeus californiensis* Holmes) del Golfo de California. Rev. Soc. Mex. Hist. Nat. 32: 111-127.
45. Chávez, O.E. 1973. Estudio sobre la tasa de crecimiento del camarón blanco (*Penaeus vannamei* Boone), de la región sur del Golfo de California. Ciencia Mex. XXVIII (2): 79-85.

46. Chávez, O.E. 1979. Diagnósis de la pesquería de camarón del Golfo de Tehuantepec, Pacífico Sur de México. An. Centro Cienc. Del Mar y Limnol. 6(2): 7-14.
47. Criales, M.M. y Lee, N.T. 1995. Larval distribution and transport of penaeoid shrimps during the presence of the Tortugas Gyre in may-june 1991. Fish. Bull. 93: 471-482.
48. Crocos, P.J. 1987. Reproductive dynamics of the tiger prawn *Penaeus esculentus* and a comparison with *Penaeus semisulcatus* in the northwestern Gulf of Carpentaria, Australia. Aust. J. Marine and Freshwater Res. 34: 91-102.
49. Crocos, P.J. y van der Velde, T.D. 1995. Seasonal, spatial and interannual variability in the reproductive dynamics of the grooved tiger prawn *Penaeus semisulcatus* in Albatros Bay, Gulf of Carpentaria, Australia: the concept of effective spawning. Marine Biology 122: 557-570.
50. Cury, P. 1991. Une approche théorique de l'impact de l'environnement sur la pêche. P. 368-376. In: Pêcheries ouest-africaines. Variabilité, instabilité et changement. Cury P. y C. Roy (eds.). ORSTOM Editions. Paris, Francia 525 p.
51. Cury, P. y Roy, C. 1989. Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 670-680.
52. Cury, P. y Roy, C. 1991. Pêcheries Ouest-Africaines. Variabilité, instabilité et changement. ORSTOM, ISPM, CNROP, CRODT, CROA y FRUB. 525 p.
53. Cury, P., Roy, C., Mendelsshon, R., Bakun, A., Husby, D.M. y Parrish, R.H. 1995. Moderate is better: nonlinear climatic affects on Californian Anchovy. In Climate

- change and the Northern fish populations, R.J. Beamish, ed. Can Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 121: 417-424.
54. Cushing, D. H. 1974. The possible density-dependence of larval mortality and adult mortality in fishes. P. 103-111 *In: The early life history of fish.* J.H.S. Blaxter (ed.). Springer-Verlag, Berlin. Heidelberg, New York.
55. Da Silva. 1986. River runoff and shrimp abundance in a tropical coastal ecosystem. The example of the Safala Bank (Central Mozambique). NATO ASI Series Vol. 67.
56. Daniels, S. Wilks. 1995. Statistical methods in the atmospheric sciences. An introduction. Academic Press Inc. 467 p.
57. Darby, C. D., y Flatman, S. 1994. Virtual Population Analysis: version 3.1 (Windows/Dos) user guide. Info. Tech. Ser., MAFF Direct. Fish. Res., Lowestoft, (1): 85p.
58. Deering, M.J., Fielder, D.R. y Hewitt, D. R. 1995. Effects of temperature on growth and protein assimilation in juvenile leader prawn *Penaeus monodon*. J. World Aquacult. Soc. 26 (4): 465-468.
59. Defeo, O., Arreguín-Sánchez, F. y Sánchez-Chávez, J.A. 1992. Growth analysis of the yellow clam (*Mesodesma Mactroides*): a comparative analysis of the application of three length based methods. Scientia Marina. Spain.
60. Del Valle, L.I. y Martin P. 1995. Intreannual variation in the catch and mean length of penaeid shrimp in the lagoons and coastal waters of Sinaloa, NW Mexico, and their possible link with environmental factors. ICES 199: 370-378.
61. Del Valle, L.I. 1987. Variabilidad climática y los niveles de rendimiento estuarino y costero de camarón en la región de Mazatlán, Sinaloa. 69-84 pp. *In: Los Recursos*

del mar y la investigación. Tomo I. Secretaria de Pesca. Instituto Nacional de la Pesca. XXV Aniversario.

62. Del Valle, L.I. 1989. Estrategia de producción y explotación en una laguna costera de México. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña, España. 265 p.
63. Del Valle, L.I., Lozano, G. A., Rodríguez, D. G., Partida, G., Montoya, T., Galaviz, H., López-Martínez, J., Siu-Quevedo, E., Aguilar, L. y González, M. 1987. Estudio para la determinación de la migración y abundancia de postlarvas y juveniles de camarón en el área de Palmillas, Mpio. de Escuinapa, Sinaloa. Secretaria de Pesca, Universidad autónoma de Sinaloa. Contrato EP-25-003-7. 240 p.
64. Díaz-de-León, C.A.J. 1993. Exploitation and management of the Sinaloa shrimp fishery, Mexico. Tesis doctoral, Faculty of Science of the University of London, British. 318 p.
65. Dredge, M.C.L. 1990. Movement, growth and natural mortality rate of the red spot king prawn *Penaeus longistylus*. Kubo, from the Great Barrier Reef lagoon. Aust. J. Mar. Freshwat. Res. 41:399-410.
66. Ebbesmeyer, C.C., Cayan, D.R., McLain, D.R., Nichols, F.H., Peterson, D.H. y Redmond, R.T. 1991. 1976 step in the Pacific Climate: forty parameter changes between 1968-1875 and 1977-1984. pp. 115-126 *In*: Proceedings of the 9th Annual Pacific Climate (PACLIM) Workshop, 1991. Asilomar, Cal. J.L. Betancourt and V.L. eds. Tech. Rep. Interagency Ecol. Studies Prog. Sacramento-San Joaquin Estuary. CL/PACLIM01ATR/91-26, Calif. Dept Water Resources, Sacramento.

67. Edwards, R.R. C. 1977. Field experiments of growth and mortality of *Penaeus vannamei* in Mexican coastal lagoon complex. *Estuarine Coastal Mar. Sci.* 5: 107-121.
68. Edwards, R.R. C. 1978. The fishery and fisheries biology of Penaeid shrimp on the Pacific coast of Mexico. *Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 145-180.
69. Edwards, R.R.C., Menz, A., Núñez, A. y Silva. 1975. The ecology and population dynamics of penaeid shrimp in a Mexican coastal lagoon. *Proc. Of the Conf. Ciencia Pesquera.* UABC, México.
70. Ehrhardt, N.M. 1996. Evaluación de las pesquerías industriales de camarones del género *Penaeus* del Océano Pacífico y Mar Caribe de Nicaragua. *Memorias del Taller Internacional sobre Evaluación de Pesquerías de crustáceos tropicales.* RSMAS Univ. De Miami, EPOMEX. Campeche, México 29-31 de agosto.
71. Ehrhardt, N.M. y Legault, C. M. 1999. Pink shrimp *Farfantepenaeus durorarum*, recruitment variability as an indicator of Florida Bay Dynamics. *Estuaries.* 22 (2B): 471-483.
72. Ehrhardt, N.M., Jacquemin, P.M. y Rodríguez de la Cruz, C. 1981. The Pacific shrimp fishery of Mexico. *FAO. Fish Report*, Key West, Florida.
73. Everett, J.T., Okemwa, E., Regier, H.A., Troadec, J.P., Krovnin, A. y Lluch-Belda, D. 1995. Fisheries. *In: The IPCC Second Assessment Report, Vol. 2: Scientific-Technical Analyses of Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change* (Watson, R.T., M.C. Zinyowera y R.H. Moss (eds). Cambridge Univ. Press.

74. Farrell, T., Bracher, M. D. y Roughgarden, J. 1991. Cross-shelf transport causes recruitment to intertidal populations in Central California. *Limnol. and Oceanog.* 36(2): 279-288
75. Ferreira, H. 1965. Notas sobre la historia de la pesquería comercial de camarón en el Pacífico de México. *Trab. Div. Dir. Gral. Pesca, México*, 10 (99): 1-14.
76. Flores-Palomino, M. 1985. El Niño phenomena and its socio-economic consequences. *Pesca* 46(3-4): 16 p.
77. Forbes, A.T. y Benfield, M. 1986. Tidal behaviour of postlarval penaeid shrimp (CRUSTACEANA: DECAPODA: PENAEIDAE) in a southeast African estuary. *J. of Experimental marine biology and ecology* 102: 23-34 p.
78. Fournier, D.A. y Doonan, I.J. 1987. A length based stock assessment method utilizing a generalized delay-diference model. *Can. Jour. Of Fish and Aquat., Sci.* 44:422-437.
79. Francis, R.C.C. y Sibley, T. 1991. Climate change and fisheries: what are the real issues?. *Northw. Env. J.* 7: 295-307.
80. Fry, F. E. J. 1971. The effect of environmental factors on the physiology of fish. *In: W.S. Hoar and D.J. Randall (eds), Fish Physiology Vol. 6. Academic Press, New York*, pp.1-98.
81. Galicia, X. R. 1976. Contribución al conocimiento de la biología pesquera de dos especies de camarón: *Penaeus stylirostris* y *P. californiensis* del Norte del Golfo de California. Tesis Prof. IPN.
82. García de Quevedo, R. 1990. Determinación de algunos parámetros poblacionales y producción máxima sostenible del camarón azul (*Penaeus stylirostris* Stimpson,

- 1881) en el Alto Golfo de California. Universidad Autónoma de Baja California. Tesis Prof. 59 p.
83. García, S. 1983. The stock-recruitment relationship in penaeid shrimps: reality or artefacts and misinterpretations, *Oceanogr. Trop.* 18: 25-48.
84. García, S. 1984. Environmental aspects of penaeid shrimp biology and dynamics. *In*: Gulland J.A. y Rotshchild B.J. (eds). *Penaeid shrimps-their biology and management*, pp. 268-271. Fishing New Books, Farnham, UK.
85. García, S. 1985. Reproduction, stock assessment models and population parameters in exploited penaeid shrimp populations. *In*: Rothlisberg P.C., Hill B.J. y Staples D.J. (eds). *Second Australian National Praw Seminar*. Pp. 139-158. NPS2, Cleveland, Queensland, Australia.
86. García, S. 1988. Tropical penaeid prawns. p. 219-249. *In*: Gulland J.A. (ed). *Fish populations dynamics (second edition)*. John Wiley & Sons, Ltd.
87. García, S. 1990. The management of coastal penaeid shrimp fisheries. *In*: Caddy J.F. (ed), *Scientific approaches to assessment and management of shellfish resources*. Wiley, Chichester.
88. García, S. M. 1996. Stock-recruitment relationship and precautionary approach to management of tropical shrimp fisheries. *Mar. Fresh. Res.* 47:43-58.
89. García, S. y Le Reste, L. 1987. Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenación de las poblaciones de camarones peneidos costeros. FAO documento técnico de pesca. No. 203. 180 p.
90. García, S.M. y Newton, C.H. 1994. Responsible fisheries: An overview of FAO policy developments (1945-1994). *Marine Pollution Bull.* 29:528-536.

91. García-Borbón, J. A., Balart, E. F., De Jesús Gallo, J. y Loreto-Campos, P. A. 1996. Pesquería de camarón. 187-205 pp. *In*: Casas Valdez M. y G. Ponce (Eds.). Estudio del potencial pesquero y acuícola de Baja California Sur. Vol. 1. Secretaria del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Gobierno del Estado de Baja California Sur. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Universidad Autónoma de Baja California Sur. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Centro Regional de Investigación Pesquera La Paz. Centro de Estudios Tecnológicos del Mar. 150 pp.
92. Garduño-Argüeta, M. 1985. Análisis de los muestreos de camarón de altamar realizados en las costas de Sinaloa y nortes de Nayarit, en el periodo de mayo a agosto de 1985. Boletín informativo Agosto 1985. C.R.I.P. Mazatlán, Sin. INP.
93. Gayanilo Jr., F.C., Sparre, P. y Pauly, D. 1995. The FAO ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT) user's guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries), Roma 8: 186 p.
94. Glantz, H.M. 1996. Currents of change. El Niño's impact on climate and society. Cambridge University Press. 194 p.
95. González-Cano, J. 1991. Migration and refuge in the assessment and management of the spiny lobster *Panulirus argus* in the Mexican Caribbean. Tesis doctoral. Imperial College Londres Inglaterra 448 p.
96. Gracia, A. 1989. Relationship between environmental factors and white shrimp abundance in the southwestern Gulf of México. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Auton. México, 16(1):171-182

97. Gracia, A. 1991. Spawning Stock-Recruitment relationship of white shrimp in the southwestern Gulf of Mexico. *Trans. of the Amer. Fish. Soc.* 120:519-527.
98. Greenland, D. 1996. Variability and stability of climatic oceanic regimes in the Pacific Northwest. Proceeding of Workshop on Pacific Northwest Regional Ecosystem Research Study. G. Mc Murray (ed.). Oregon Dpto. of Environmental Quality. Decision Analysis Series. 83 p.
99. Gulland, J.A. 1965. Estimation of mortality rate. Annex to Arctic Fishery Working Group Report (meeting in Hamburg, January 1965). International Council for the Exploration of the Sea, C.M. 1965, Documento 3 (mimeo), Copenhagen.
100. Gulland, J.A. 1983. Fish stock assessment: a manual for basic methods. John Wiley and Sons, N.Y. 223 p.
101. Gulland, J.A. y Rothschild, B. J. (Eds.) 1984. Workshop Report. Penaeid shrimp. Their biology and management. Fishing News Books. U.S. 299 p.
102. Hannah, R.W. 1993. Influence of environmental variation and spawning stock levels on recruitment of ocean shrimp (*Pandalus jordani*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:612-622.
103. Hannah, W.R. 1995. Variation in geographic stock area, catchability and natural mortality of the ocean shrimp (*Pandalus jordani*): some new evidence for a trophic interaction with Pacific hake (*Merluccius productus*). *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1018-1029.
104. Hare, S.R. y Francis, R. C. 1995. Climate change and salmon production in the Northeast Pacific Ocean. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 121: 357-372.

105. Hasselblad, V. y Tomlinson, P.K. 1971. NORMSEP Normal distribution separator. *In: Computer programs for fish stock assessment compiled by N.J. Abramson.* FAO Fish. Tech. Pap. , 101: 11(1)2.1.
106. Hayes, L.M. 1983. Variation in the abundance of crab and shrimp with some hypotheses on its relationship to environmental causes. p. 86-101. *In: From year to year. Interannual variability of the environment and fisheries of the Gulf of Alaska and the Eastern Bering Sea.* W.S. Wooster (ed). 208 p.
107. Hendrickx, M. E. 1986. Distribución y abundancia de los camarones Penaeoidea (Crustacea: Decapoda ) colectados en las campañas SIPCO (Sur de Sinaloa, México) a bordo del B/O El Puma. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Auton. México.* 13: 345-368.
108. Hettler, W.F. y Chester, A.J. 1982. The relationship of winter temperature and spring landings of pink shrimp. *Fish. Bull.* 80(4): 60-64.
109. Hilborn, R. y Walters, C.J. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: choice, dynamics and uncertainty.* Chapman and Hall, New York. 570 p.
110. Hofmann, E.E. y Powell, T.M. 1998. Environmental variability effects on marine fisheries: four case histories. *Ecological Applications* 8(1): 523-532.
111. Hollowed, A.B. y Wooster, W.S. 1994. Variability of winter ocean conditions and strong year classes of Northeast Pacific groundfish. *ICES mar. Sci. Symp.* 195: 433-444.
112. Horton, W.R., Shaw, R.F., Joseph, C. y Benfield, M. C. 1996. Coastal ocean-estuarine physical forcing as a brown shrimp (*Penaeus aztecus*) recruitment enhancement mechanism. *In: Taller internacional de Evaluación de Pesquerías de*

- crustáceos tropicales. Universidad Autónoma de Campeche, Campeche, México 29-31 de agosto.
113. Jacquemin, P.P. 1976. Estimación de algunos parámetros poblacionales de tres especies de camarón del Pacífico Mexicano. Mem. Simp. Biol. Din. Pobl. De camarones. SIC/Subsecretaria de Pesca Guaymas, Son. 11:169-187.
114. Jayakody, D.S. 1988. Population dynamics of indish shrimp (*Penaeus indicus*, Milne Edwards) on the West Coast of Sri Lanka. Asian Fish. Sci. 1: 135-146.
115. Jensen, A.L. 1981. Population regulation in lake whitefish *Voregonus clupeaformis* (Mitchill). J. Fish. Biol. 19: 557-573.
116. Jensen, A.L. 1997. Origin of relation between K and Linf and synthesis of relations among life history parameters. Ca. J. Fis. Aquat. Sci. 54: 987-989.
117. Jensen, A.L. 1996. Beverton and Holt life history invariant result from optimal trade-off of reproduction and survival. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 820-822.
118. Jones, R. 1984. Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data (with notes on VPA and cohort analysis). FAO Fish. Tech. Pap., (256): 118 pp. FAO. Rome.
119. Kirkwood, G.P. y Somers, I. F. 1984. Growth of two species of tiger prawn, *Penaeus esculentus* and *P. semisulcatus* in the Western Gulf of Carpentaria. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 35: 703-712.
120. Klima, F.E. 1981. Proceedings of the International Shrimp Releasing Marking and Recruitment Whorkshop, 25-29 noviembre 1978, Salmiya Kuwait. Kuwuit Bull. Mar. Sci. 2: 185-207.

121. Klima, F.E. 1995. Approaches to research and management of U.S. fisheries for penaeid shrimp in the Gulf of Mexico. 87-113 pp. *In*: Caddy F.J. (ed). Marine invertebrate fisheries. Their assessment and management. Wiley Intersc. Pub. 305 p.
122. Kutkuhn, J.H. 1966. Dynamics of a penaeid shrimp population and management implication. *Fish. Bull.* 65(2): 313-318.
123. Lavin, M.F., Beier, E. y Badan, A. 1997. Estructura hidrgráfica y circulación del Golfo de California: escalas estacional e interanual. 141-171 *In*: Contribuciones a la oceanografía física en México. M. Lavin (Ed.). Unión Geofísica Mexicana. 280 p.
124. Leal-Gaxiola, A. 1999. Análisis de la variabilidad interanual en el patrón reproductivo y talla de primera madurez sexual del camarón café *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900) en el litoral sonorense. Tesis Prof. UAS. 105 p.
125. Lecuanda, J. 1974. Efectos de temperatura y salinidad en el incremento de talla y peso de camarones del género *Penaeus* bajo condiciones controladas de laboratorio. UABC. Esc. Sup. de Ciencias Marinas 53 p.
126. Lhomme, F. 1992. Recruitment of postlarvae of the shrimp *Penaeus subtilis* (Pérez Farfante, 1967) in two estuaries of French Guiana. *In*: Third colloquium of National Program on the determinants of recruitment: Paris, Francia. *Inst. Oceanogr.* 68(1-2): 169-178.
127. Lluch-Belda, D. 1974. La pesquería de camarón de altamar en el noroeste: un análisis biológico-pesquero. *Inst. Nal. de la Pesca, México:SC/9*, 76 p.
128. Lluch-Belda, D. 1975. Selectividad de las redes de arrastre camaroneras en el Pacífico mexicano. *SIC/INP/SC:6*.

129. Lluch-Belda, D. 1976. Aplicación de modelos poblacionales a la pesquería de camarón: Una evaluación resumida. pp. 127-166. *In*: Castro-Aguirre, J.L. (ed.). Memorias del Simposio sobre biología y dinámica poblacional de camarones. INP. 8-13 de agosto Guaymas, Sonora, México. Vol. I: 535 p.
130. Lluch-Belda, D. 1977. Diagnóstico, modelo y régimen óptimo de la pesquería de camarón de altamar del Noroeste de México. Instituto Politécnico Nacional. Tesis de doctorado. 430 p.
131. Lluch-Belda, D., Hernandez, S., Lluch, D.B. y Salinas. C. 1992. La variación oceánica interanual en el marco del cambio global. *Ciencia* 43: 139-144.
132. Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, S. E., Lluch-Cota, D.B. y Hernández-Vázquez, S. 1999. La variabilidad oceánica interanual y su impacto sobre las pesquerías. *Rev. Soc. Mex. Hist. Nat.* 49: 219-227.
133. Lluch-Cota, S. E. 2000. Propuesta de bases para un sistema de información ambiental para la pesquería de sardina del Golfo de California. Tesis de Doctorado. CIBNOR. La Paz, B.C.S. 72 p.
134. Longurst, A.R. y Pauly, D. 1987. *Ecology of tropical oceans*. Academic Press Inc. New York. 407 p.
135. López-Martínez J., Morales-Bojorques, E., Paredes-Mallón, F., Lluch-Belda, D. y Cervantes, C. En prensa. La pesquería de camarón de alta mar en Sonora. *In*: D. Lluch-Belda, J. Elorduy-Garay, S.E. Lluch-Cota y G. Ponce-Díaz (eds.). *Centros de Actividad Biológica del Pacífico Mexicano*. CIBNOR-CICIMAR-CONACYT.
136. Lucas, C. 1975. A method for estimating mortality rates from tag recoveries when fishing is not constant. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.*, 26: 75-79.

137. Lynn, R. 1984. Measuring physical-oceanographic features relevant to the migration of fishes. pp. 471-486. *In*: McCleave, J.D., G.P. Arnold, J.J. Dodson y W.H. Neill, Eds. Mechanisms of migration in fishes. Plenum Press, New York. 574 p.
138. MacCall, A.D. 1986. Virtual population analysis (VPA) equation for nonhomogeneous populations and a family of approximations including improvements on Pope's cohort analysis. *Can. Jour. Of Fish and Aquat., Sci.* 43:2406-2409.
139. Macías, R.E. y Calderón, P.A. 1979. Talla de inmigración de postlarvas de camarón al sistema lagunas Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. *Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 6(2): 99-106 p.
140. Magallón-Barajas, F. (1987). The Pacific shrimp fishery of Mexico. *Calif. Coop. Fish. Invest. Rep.* 28: 43-52.
141. Mair, J. M. 1979. The identification of postlarvae of species of *Penaeus* (Crustacena Decapoda) from the Pacific coast of Mexico. *J. Zool. Lond.* 188: 347-351.
142. Mantua, J., Steven, N., Hare, R., Zhang, Yuan, Wallace, J.M. y Francis, R. C. 1997. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78: 1069-1079.
143. Marinone, S.G. y Lavin, M. 1997. Mareas y corrientes residuales en el Golfo de California. pp. 113-140. *In*: Contribuciones a la oceanografía física en México. M. Lavin (Ed.). Unión Geofísica Mexicana. 280 p.
144. Marquez-Tiburcio, M.A. 1976. Captura y esfuerzo en pesquerías de camarón de aguas interiores (bahía Guásimas y Lobos, Sonora). pp 47-54. *In*: Castro-Aguirre,

- J.L. (ed.). Memorias del Simposio sobre biología y dinámica poblacional de camarones. INP. 8-13 de agosto Guaymas, Sonora, México. Vol. I: 535 p.
145. McCleave, J.D., Arnold, G.P., Dodson, J.J. y Neill, W.H. (Eds.). 1984. Mechanisms of migration in fishes. Plenum Press, N.Y. 574 p.
146. Megrey, B.A. 1989. Review and composition of age-structured stock assessment models from theoretical and applied point of view. American Fisheries Society Symposium 6: 8-48.
147. Mendelsohn, R. y Cury, P. 1987. Fluctuations of a fortnightly abundance index of the Ivoirian coastal pelagic species and associated environmental conditions. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 408-421.
148. Méndez-Tenorio, F. J. 1986. Aspectos relativos a la madurez gonádica en camarón de altamar en las costas de Sonora y Baja California. pp 230-244. In: Castro-Aguirre, J.L. (ed.). Memorias del Simposio sobre biología y dinámica poblacional de camarones. INP. 8-13 de agosto Guaymas, Sonora, México. Vol. I: 535 p.
149. Mendo, J. y Tam, J. 1993. Multiple environmental states affecting Penaeid shrimp production in Peru. Naga, the ICLARM quarterly april-july pp 44-46.
150. Merrefield, M.A. y Winant, C.D. 1989. Shelf circulation in the Gulf of California: A description on the variability. J. Geophys. Res. 94 (c12): 18133-18160.
151. Morales-Bojórquez E., López-Martínez, J. y Hernández-Vázquez, S. En prensa. Dynamic catch-effort model for the brown shrimp (*Farfantepenaeus californiensis*) from the Gulf of California, Mexico. Ciencias Marinas.

152. Morales-Bojórquez, E. y López-Martínez, J. 1999. Brown shrimp. *In*: CalCOFI. Review of some fisheries from 1998. California Cooperative Fisheries Investigation Reports. 40: 28 p.
153. Morgan, G.R. y García, S. 1982. The relationship between stock and recruitment in the shrimp stock of Kuwait and Saudi Arabia. *Oceanogr. Trop.*, 17: 133-137.
154. Murphy, G.I. 1965. A solution of the catch equation. *Jour. Of Fish Res. Borad of Canada*. 22: 191-202.
155. Neal, R.A. 1975. The Gulf of Mexico research and fishery on penaeid prawns. *In*: Young P. (Ed.) First Australian National Prawn Seminar, Maroochydore Q., 22-27 de noviembre de 1973. Gobierno Australiano.
156. Ocampo, L., Villarreal, H., Vargas, M., Portillo, G. y Magallon, F. 1999. Effect of dissolved oxygen and temperature on growth, survival and body composition of juvenile *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes). *Aquaculture Res*. 30: 1-5.
157. Olguin-Palacios, M. 1967. Estudio de la biología del Camarón café *Penaeus californiensis* HOLMES. *FAO Fish. Rep.* 57 (2): 331-356. FRm/R57.2.
158. Pares-Sierra, A., López, M. y Pavia, E. G. 1997. Oceanografía física del Océano Pacífico Nororiental. *In*: M.F. Lavin (ed). *Contribuciones a la oceanografía física en México*. Monog. 3. UGM. P. 1-24.
159. Parma, A. y Deriso R. 1990. Dynamics of age and size composition in a population subject to size-selective mortality: effect of phenotypic variability in growth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 274-289.
160. Parrack, M.L. 1981. Some aspects of brown shrimp exploitation in the northern Gulf of Mexico. Artículo presentado en el Workshop on the Scientific basis for the

management of Penaeid shrimp, Key West, Fl., 18-24 de noviembre (mimeografiado).

161. Pauly, D. y Munro, J.L. 1984. Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *Fishbyte* 2(1): 21.
162. Pauly, D. 1980. On the interrelation between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons CIEM*, 39(2): 175-192.
163. Pauly, D. 1982. A method to estimate the stock-recruitment relationship of shrimps. *Trans. of the Amer. Fish. Soc.* 111:13-20.
164. Pauly, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. ICLARM. 70 p.
165. Pauly, D. 1987. A review of the ELEFAN system for the analysis of length-frequency data in fish and aquatic invertebrates. *ICLARM Conf. Proc.* 13: 7-34.
166. Pauly, D. y Arreguín-Sánchez, F. 1995. Improving Shepherd's length composition analysis (SLCA) Method for Growth parameter estimations. *NAGA ICLARM Q.* 18(4): 31-33
167. Pauly, D. y David, N. 1981. ELEFAN I. a BASIC program for the objective extraction of growth parameters from length frequency data. *Meeresforsch.* 28(4): 205-211.
168. Pauly, D., Ingles, J. y Neal, R. 1984. Application to shrimp stocks of objective methods for the estimation of growth, mortality and recruitment-related parameters from length-frequency data (ELEFAN I and II). pp 220-234. En : J. Gulland y B.

- Rothschild (eds). Penaeid shrimps, their biology and management. Fish. New Books. 310 p.
169. Penn, J. W. 1981. A review of mark-recapture and recruitment studies on Australian penaeid shrimp. Kuwait Bull. Mar. Sci. 2: 227-247 p.
170. Penn, J.W. 1980. Spawning and fecundity of the Western king prawn *Penaeus latisulcatus*, in western Australian waters. Aust. J. Marine and Freshwater Res. 31: 21-35.
171. Penn, J.W. y Caputi, N. 1985. Stock-recruitment relationship for the tiger prawn, *Penaeus esculentus*, fishery in Exmouth Gulf, Western Australia, and their implications for management. pp 167-173. In: Second Australian National Prawn Seminar. Rothlisberg P.C., B.J. Hill y D.J. Staples (ed).
172. Penn, J.W., Caputi, N. y Hall, G. 1995. Stock-recruitment relationship for the tiger prawn (*Penaeus esculentus*) stocks in Western Australia. ICES Mar. Sci. Symp. 199: 320-333.
173. Pérez-Farfante, I. 1975. Illustrated key to penaeoid shrimp of commerce in the Americas. Tech. Rep. NMFS 64. U.S.A. 32 p.
174. Phares, P.L. 1980. Temperature-associated growth of white shrimp in Louisiana. Southeast Fisheries Center, U.S. National Marine Fisheries Service. NOAA. Tech. Memo. NMFS-SEFC-56.
175. Pineda, J. 1994. Internal tidal bores in the near shore: water fronts, seaward gravity, currents, and the on shore transport of neustonic larvae. Journal of Mar. Res. 52: 427-458.

176. Pitcher, J.T. y Hart, P.J.B. 1982. Fisheries ecology. Billing & Sons Ltd, Worcester. Gran Bretaña 414 p.
177. Poli, C.R. 1983. Patrón de migración de las postlarvas de *Penaeus* sp. en la boca del Río Baluarte, Sinaloa, México. Tesis doctoral, U.N.A.M., C.C.H., I.C.M.L. 110 p.
178. Polovina, J.J. 1996. Decadal variation in the transpacific migration of northern bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) coherent with climate-induced change in prey abundance. Fisheries Oceanography. 5: 114-119.
179. Polovina, J.J., Mitchum, G.T., Graham, N.E., Craig, M.P., DeMartini, E.E. y Flint, E.N. 1994. Physical and biological consequences of a climate event in the central North Pacific. Fisheries Oceanography. 3:15-21
180. Ponce-Palafox, J., Martínez-Palacios, C.A. y Ross, L.G. 1997. The effects of salinity and temperature on the growth and survival rates of juvenile white shrimp *Penaeus vannamei*, Boone 1931. Aquaculture 157: 107-115.
181. Pope, J.G. 1979. Population dynamics and management: current status and future trends. Invest. Pesq. 43: 199-221.
182. Pope, J.G. 1977. Estimation of fishing mortality, its precision and implications for the management of fisheries. pp. 63-76. In: Fisheries mathematics. J.H. Steele (Ed). Academic Press, London, New York.
183. Pope, J.G. y Shepherd, J.G. 1982. A simple method for the consistent interpretation of catch at age data. J. Cons. Int. Explor. Mer, 40: 176-184.
184. Powell, D.G. 1979. Estimation of mortality and growth parameters from the length frequency of a catch. Rapp. P. V. Reun. CIEM, 175:167-169.

185. Ricker, W.E. 1954. Stock and recruitment. Jour. Fish. Res. Board of Can. 11: 559-623.
186. Ricker, W.E. 1958. Handbook of computations for biological statistics of fish populations. Fish. Res. Board. Of Canada Bull. 119. 300 p.
187. Ricker, W.E. 1969. Effects of size selective mortality and sampling bias on estimate of growth, mortality, production and yield. J. Fish. Res. Board Can. 26: 479-541.
188. Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish population. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 191: 382 p.
189. Rikhter, V.A. y Efanov, V.N. 1976. On one of the approaches to estimation of the natural mortality of fish population ICNAF. Res. Doc. 76/VI/8:12 p.
190. Rodríguez de la Cruz, M.C. 1976. Fundamentos y consideraciones para definir la temporada de veda en alta mar, para el camarón del Pacífico Mexicano durante 1978. Departamento de Pesca. Instituto Nacional de la Pesca, México. 17 p.
191. Rodríguez de la Cruz, M.C. 1978. Estado actual de la pesquería del camarón en el Pacífico Mexicano. Ciencia pesquera 1(1): 53-60.
192. Rodríguez de la Cruz, M.C. 1981. Aspectos pesqueros del camarón de alta mar en el Pacífico Mexicano. Cienc. Pesq. 1(2): 1-19.
193. Rodríguez de la Cruz, M.C. y Chávez-Ortiz, E. 1994. La Pesquería de camarón en altamar. Pacífico de México. Documento editado como conmemoración del aniversario del INP. Secretaria de Pesca. pp 11-37.
194. Roemmich, D. y McGowan, J. 1995. Climatic warming and the decline of zooplankton in the California Current. Science 267: 1324-1326.

195. Rosales-Juárez, F. 1976. Alimento y alimentación de algunas especies del genero *Penaeus*. pp 251-274. *In: Castro-Aguirre, J.L. (ed.). Memorias del Simposio sobre biología y dinámica poblacional de camarones. INP. 8-13 de agosto Guaymas, Sonora, México. Vol. I: 535 p.*
196. Rose, G.A. y Leggent, W.C. 1988. Atmosphere-ocean coupling and Atlantic cod migrations: Effects of wind-forced variations in sea temperatures and currents on nearshore distributions and catch rates of *Gadus morhua*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1234-1243.
197. Ross-Terrazas, M.A. 1988. Evaluación poblacional de dos especies de camarón que sostienen la pesquería de altamar en el norte y centro del Golfo de California. Tesis Prof. Univ. Aut. De B.C.S. 70 p.
198. Rothlisberg, C.P. 1998. Aspects of penaeid biology and ecology of relevance to aquaculture: a review. *Aquaculture* 164: 49-65.
199. Rothlisberg, P.C., Church, J.A y Fandry, C.B. 1995. A mechanism for near-shore concentration and estuarine recruitment of post-larval *Penaeus plebejus* Hess (Decapoda, Peneidae). *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 40(2): 115-138.
200. Rothschild, B.J. y Brunenmeister, S.L. 1984. The dynamic and management of shrimp of the northern Gulf of Mexico. *In: Penaeid shrimp- their biology and management. Gulland J.A. y R.J. Rothschild (eds). Fishing New Books.*
201. Rounsefell, G.A. 1953. *Fishery science:its methods and applications.* John Wiley and Sons. New York 444 p.
202. Sainsbury, K.J. 1980. Effect of individual variability on the von Bertalanffy growth equation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 241-247.

203. Sánchez, A.J. 1997. Habitat preference of *Penaeus duorarum* Burkenroad (Crustacea: Decapoda) in a tropical coastal lagoon, Southwest Gulf of Mexico. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 217(1):107-117.
204. Sepúlveda, M.A. 1976. Crecimiento y mortalidad de camarón blanco (*Penaeus vannamei* Boone) en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sin. Tesis Prof. Esc. Nac. Ciencias Biológicas. México. 160 p.
205. Sepúlveda, M.A. 1981. Estimación de la mortalidad natural y por pesca del camarón blanco (*Penaeus vannamei*) en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sin. Durante la temporada 76-77, *Ciencia Pesquera INP Secretaria de Pesca* 1(1): 71-90.
206. Sepúlveda, M.A. 1999. Dinámica poblacional de los peneidos comerciales en el Alto, Centro Golfo de California, Topolobampo y costa occidental de la Baja California en el litoral del Pacífico Mexicano. Tesis de doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. 147 p.
207. Sette, O.E. 1960. The long term historical record of meteorological, oceanographic and biological data. *Calif. Coop. Oceanic Fisheries Inv. Rep.* 7: 181-194.
208. Sharp, G.D. 1978. Behavioral and physiological properties of tuna and their effects on the vulnerability to fishing gear. pp. 397-449. *In: The physiological ecology of tunas*, G.D. Sharp y A.E. Dizon (eds). Academic Press, San Francisco.
209. Sharp, G.D. y Csirke, J. 1983. Proceedings of the expert consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources, San José, Costa Rica, 18-29 Abril 1983. *FAO Fisheries Rep.* 291 (en tres volúmenes)

210. Sharp, G.D., Csirke, J. y García, S. 1983. Modelling fisheries: What was the question? *In: Proceedings of the expert consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources, San José, Costa Rica, 18-29.* FAO Fish. Rep. 291(3): 1177-1224.
211. Shepherd, J.G. 1987. A weakly parametric method for estimating growth parameters from length composition data, p.113-119. *In: D. Pauly y G.R. Morgan (eds). Length-based methods in fisheries research. ICLARM Conf. Proc. 13, 468 p.*
212. Shepherd, J.G. y Stevens, S.M. 1982. Separable VPA: User's guide. *Int. Rep., MAFF Direct. Fish. Res., Lowestoft (8): 13 p.*
213. Sheridan, P. 1996. Forecasting the fishery for pink shrimp, *Penaeus duorarum*, on the Tortugas Grounds, Florida. *Fish. Bull. 94: 743-755.*
214. Sierra-Rodríguez, P. y Reyna-Cabrera, I. E. 1993. Análisis de la pesquería del camarón en el Golfo de Tehuantepec (con énfasis en la veda del camarón de lagunas costeras). Informe técnico interno. Centro Regional de Investigación Pesquera, Salina Cruz, Oaxaca. 40 p.
215. Sierra-Rodríguez, P. y Zárate-Becerra, E. 1998. Inicio de la veda de camarón en aguas marinas del Pacífico Mexicano en 1998. Dictamen técnico. Instituto Nacional de la Pesca, SEMARNAP. 57 p.
216. Smith, B.E., Williams, F.M. y Fisher, C. R. 1997. Effects of intrapopulation variability on von Bertalanffy growth parameters estimates from equal mark-recapture intervals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54(9): 2025-2032.*
217. Smith, P.E. 1978. Biological effects of ocean variability: time and space scales of biological response. *Rapp. P-V Reun. Cons. Int. Explor. Mer.173:112-127.*

218. Solana-Sansores, R. y Arreguín-Sánchez F. 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.
219. Soto, L. R. 1969. Mecanismo hidrológico del sistema lagunar Huizache-Caimanero y su influencia sobre la producción camaronera. Tesis Prof. Univ. Aut. de B. Calif. Ensenada, B.C. 69 p.
220. Spencer, P.A. y Collie, J.S. 1997. Patterns of population variability in marine fish stocks. *Fish. Oceanogr.* 6(3): 188-204.
221. Springer, S. y Bullis, Jr H.R. 1956. Collection by the Oregon in the Gulf of Mexico. *Spec. Sci. Rep. USFWS (Fish.)* 196: 134 p.
222. Staples, D. J. y Heales, D.S. 1991. Temperature and salinity optima for growth and survival of juvenile banana prawns *Penaeus mergiensis*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 54: 251-274.
223. Tabash, B.F. y Palacios, A.V. 1996. Stock assessment of two penaeid prawn species, *Penaeus occidentalis* and *Penaeus stylirostris* (Decapoda: Penaeidae), in Nicoya Gulf, Costa Rica. *Biol. Trop.* 44 (2): 595-602.
224. Taylor, A.C. y Venn, T.J. 1978. Growth of the queen scallop, *Chlamys opercularis*, from Clyde Sea area. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 58: 687-700.
225. Thunell, R. C. 1999. Seasonal and annual variability in particle fluxes in the gulf of California: a response to climate forcing. *Deep Sea Res.* 45: 2059-2083.
226. Turner, D.F. y Boesch, R.E. 1988. Aquatic animal production and wetland relationship: insights gleaned following wetland loss or gain. pp. 25-39. *In: The*

- ecology and management of wetlands. Vol. I. Ecology of Wetlands. Hook D.D., W.H. McKee, H.K. Smith, J. Gregory, V.G. Brunell, M.R. Hook, R.E. Sojka, S. Gilbert, R. Banks, L.H. Stolzy, C. Brooks, T.C. Matthews y T.H. Shear (ed). Portland, OR: Timber Press.
227. Valenzuela-Quiñones, W. 1998. Variación y composición específica de las capturas de camarón en el noroeste del Pacífico mexicano: temporadas de pesca del 1989-90 a 1994-95. Tesis M.C. CICESE. 47 p.
228. Valverde, P.F. 1986. Distribución batimétrica de desove y reclutamiento del camarón azul (*Penaeus stylirostris*) y camarón café (*P. californiensis*) en el Golfo de California durante la temporada 1985-86. *In*: Memorias del primer intercambio académico sobre investigaciones en el Mar de Cortes. Hermosillo, Sonora. pp 340-345.
229. Venrick, E.L., McGowan, J.A., Cayan, D. y Hayward, T.L. 1987. Climate and chlorophyll a: long-term trends in the Central North Pacific Ocean. *Science* 238: 70-72.
230. Villarreal, C.H. y Ocampo, L. 1993. Effect of size and temperature on the oxygen consumption of the brown shrimp *Penaeus californiensis* (Holmes, 1900). *Comp. Biochem. Physiol.* 106A (1): 97-101.
231. Villarreal, C.H. y Rivera, J. 1993. Effect of temperature and salinity on the oxygen consumption of laboratory produced *Penaeus californiensis* postlarvae. *Comp. Biochem. Physiol.* 106A (1): 103-107.

232. Villela, M.J., Costa, P.A.S. y Valentin, J.L. 1997. Growth and mortality of juvenile red-spotted shrimp (*Penaeus brasiliensis* Latreille, 1817) in the Araruama lagoon, Río de Janeiro. Rev. Bras. Biol. 57 (3): 487-499.
233. Ware, D.M. 1975. Relation between egg size, growth and natural mortality of larval fish. J. Fish. Res. Board Can. 32: 2503-2512.
234. Watkins, J.L. 1980. The immigration of postlarval *Penaeus* shrimp into a lagoon system on the Pacific coast of Mexico. Tesis de doctorado. Universidad de Liverpool, U.K.
235. Wetherall, J.A., Polovina, J.J. y Ralston, S. 1987. Estimating growth and mortality in steady-state fish stocks from length-frequency data. ICLARM Conf. Proc. (13): 53-74.
236. White, M.E. y Downton, M.W. 1991. The shrimp fishery in the Gulf of México: relation to climatic variability and global atmospheric patterns. pp. 459-490. In: Teleconnections linking worldwide climate anomalies. Glantz M.H. R.W. Katz y N. Nicholls (eds). Cambridge Univ. Press. Gran Bretaña 535 p.
237. Wooster, S.W. 2000. Beyond El Niño: a Conference on Pacific climate variability and marine ecosystem impacts, from the tropics to the arctic. 23-16 de mayo, La Jolla California, U.S.A. 98 p.
238. Wooster, W.S. 1983. From year to year: Interannual variability of environmental and fisheries of the Gulf of Alaska and the Eastern Bering Sea. Washington Sea Grant Program, Seattle. 208 p.

239. Xucai, Xu, Hussain, M.A., Mohammed, A., Al-ghunaim, A. Ws. y Al-Yamani, F.

1995. Temporal variability in natural mortality of green tiger prawns, *Penaeus*

*semisulcatus*, in Kuwait waters. J. Shellfish Res. 14(2): 337-340.

**TABLAS**

**Tabla I. Parámetros de crecimiento del camarón café *F. californiensis* en Sonora obtenidos de los muestreos a bordo de las embarcaciones camaroneras ( $K_{fi}$  y  $L_{\infty fi}$ ) y de los muestreos en puerto ( $K_{pi}$  y  $L_{\infty pi}$ ), así como el porcentaje de sesgo para el periodo de 1989 a 1995 y el factor de corrección del sesgo del muestreo en puerto (A) . En todos los casos la significación estadística de la prueba  $\chi^2$  de bondad de ajuste entre crecimiento estimado con datos tomados a bordo y en puerto es  $p > 0.1$**

Temporada	A bordo de embarcaciones		En puerto		Corrección	
	$K_{fi}$ (1/año)	$L_{\infty fi}$ (total, cm)	$K_{pi}$ (1/año)	$L_{\infty pi}$ (total, cm)	$K_i$ (%)	$L_{\infty i}$ (%)
1989-1990	1.60	24.3	1.20	23.6	25	-3
1990-1991	1.55	23.6	1.50	24.7	3	-5
1991-1992	1.80	23.1	1.50	24.7	17	-7
1992-1993	3.30	24.1	1.60	24.7	52	-2
1993-1994	3.00	23.6	1.60	23.4	47	-1
1994-1995	2.15	23.3	1.50	23.6	30	-1
<b>A</b>					28.9	-2

**Tabla II. Parámetros corregidos de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy para el camarón café *F. californiensis* en el litoral sonoreense. 1978-1995.**

Año	$K$ (año <sup>-1</sup> )	$L_{\infty}$ (cm LT)	$C$	$W_p$	$\Phi'$	$T_{\text{mayo-febrero}}$ (°C)
1978	1.67	24.3	0.33	0.18	2.97	26.8
1979	1.67	24.1	0.53	0.98	2.97	27.0
1980	1.67	23.3	0.4	0.05	2.93	27.1
1981	1.80	25.0	0.15	0.90	3.03	25.9
1982	2.06	23.3	0.78	0.98	2.99	26.9
1983	1.80	24.3	0.38	0.9	2.99	27.3
1984	1.93	23.3	0.33	0.15	3.00	25.9
1985	2.06	23.4	0.30	0.10	3.03	26.2
1986	1.55	23.6	0.30	0.10	3.04	24.5
1987	2.32	24.7	0.30	0.20	3.08	24.5
1988	1.93	24.0	0.15	0.90	3.03	24.3
1989	1.55	23.6	0.60	0.90	3.02	25.6
1990	1.93	24.7	0.25	0.85	3.05	25.6
1991	1.93	24.7	0.60	0.85	3.05	25.8
1992	2.06	23.3	0.13	0.25	3.08	26.2
1993	2.06	23.4	0.68	0.85	3.03	24.6
1994	1.93	23.6	0.68	0.80	3.01	24.0

$K$  = coeficiente de crecimiento,  $L_{\infty}$  = longitud asintótica,  $C$  y  $W_p$ , parámetros que representan el crecimiento oscilatorio y  $\Phi'$  el índice de crecimiento, así como la temperatura media de mayo a febrero.

**Tabla III. Correlaciones semiparciales\* entre las variables ambientales  $\bar{y}$  el índice de funcionamiento del crecimiento ( $\phi$ ), en el camarón café *F. californiënsis* en el litoral sonorense.**

<b>Variable</b>	<b>Correlaciones semiparciales</b>	<b>Nivel de significación (p)</b>
T	-0.527	0.0318
PP	0.230	0.3135
IS	0.023	0.9170

T = temperatura promedio de mayo a febrero.

PP= precipitación anual

IS= surgencias

\* Daniels 1995.

**Tabla IV. Edad de primera madurez sexual ( $T_{m50\%}$ ), tasa de mortalidad natural ( $M$ ), por pesca promedio ( $F$ ), total ( $Z$ ) y tasa de explotación ( $E$ ) para el camarón café *F. californiensis* en el litoral sonorense.**

Temporada	$T_{m50\%}$ mes	$M$ (1/año)			$F$ (1/año)	$Z$ (1/año)	$E$ (1/año)
		Rikhter y Efanov	Pauly	Jensen			
78-79	***	***	2.59	2.5	0.05	2.44	0.02
79-80	7.17	2.04	2.59	2.5	0.06	2.65	0.02
80-81	7.48	1.98	2.62	2.5	0.12	2.74	0.04
81-82	6.96	2.09	2.68	2.7	0.19	2.86	0.06
82-83	7.06	2.07	2.98	3.1	0.26	3.24	0.08
83-84	7.49	1.98	2.73	2.7	0.24	2.97	0.08
84-85	7.46	1.98	2.82	2.9	0.18	3.00	0.06
85-86	6.51	2.20	2.96	3.1	0.12	3.08	0.04
86-87	7.54	1.97	2.33	2.3	0.53	2.86	0.19
87-88	5.65	2.46	3.05	3.5	0.52	3.57	0.14
88-89	5.74	2.42	2.75	2.9	0.18	2.93	0.06
89-90	8.46	1.80	2.41	2.3	0.50	2.91	0.17
90-91	6.09	2.32	2.72	2.9	0.92	3.64	0.25
91-92	7.06	2.07	2.70	2.9	0.80	3.50	0.23
92-93	6.23	2.28	2.83	3.1	0.37	3.20	0.12
93-94	7.2	2.04	2.83	3.1	0.21	3.04	0.07
94-95	***	***	2.72	2.9	0.37	3.09	0.12

\*\*\* Información no disponible

**Tabla V. Valores de los parámetros de crecimiento (K y  $L_{\infty}$ ) y de mortalidad natural (M) y por pesca (F) reportada para el camarón café *F. californiensis* y para diversas especies de camarones peneidos del Golfo de California y otras regiones del mundo.**

Especie	K (1/año)	$L_{\infty}$ (total, cm)	M (1/año)	F (1/año)	Localidad	Fuente
<i>F. californiensis</i>	1.99	24.2			Sonora Sur	Rodríguez de la Cruz y Chávez, 1971.
	1.62	23.9			Sonora Nte.	Galicia, 1976
			1.20	2.04	Sinaloa	Rodríguez de la Cruz, 1974
			1.32		Sinaloa	Lluch, 1974
			2.16	0.57	Sonora	Ross, 1988
			a 2.28			
	2.16	24.2	3.83	0.81	G. de Tehuantepec	Chávez, 1979
				a 3.28		
		1.08	0.30	Sonora Sur	Anónimo 1982	
2.16	243	6.36	1.92	G. de Tehuantepec	Sierra-Rodríguez y Reyna-Cabrera 1993	
		3.00	1.15	G. de Tehuantepec	Cruz y Reyna-Cabrera, 1976	
<i>L. stylirostris</i>	2.14	24.5	1.56		Sonora Sur	Rodríguez de la Cruz, 1974
	2.76	24.6	3.30	0.73	Sonora Nte.	García de Quevedo, 1990
<i>L. vannamei</i>	3.19	20.0			Sinaloa	Chávez, 1973
			2.52		Sinaloa	Lluch, 1974
			1.44	1.92	Sinaloa	Jacquemin, 1976
	2.52	24.2			Sinaloa	Castro y Sánchez, 1976
		1.36	0.64	Sinaloa	Sepúlveda, 1981	
<i>P. setiferus</i>	1.55	19.2	2.03	4.68	Golfo de México	Pauly <i>et al.</i> , 1984
<i>P. aztecus</i>			4.98	0.50	Golfo de México	Castro y Arreguín-Sánchez, 1997
			a 7.12			
<i>P. duorarum</i>	1.45	17.6	2.40	4.67	Golfo de México	Pauly <i>et al.</i> , 1984
<i>Metapenaeus affinis</i>	1.20	17.5	2.29	3.00	India	Pauly <i>et al.</i> , 1984
<i>P. kerathurus</i>	0.80	21.0	1.39	0.57	Cadiz, España	Pauly <i>et al.</i> , 1984

**Tabla VI. Comparación estadística entre los modelos parentela-progenie ajustados para camarón café *F. californiensis* en el litoral sonorense. En todos los casos el nivel de significación estadística  $p \leq 0.001$ .**

Modelo	Forma del modelo	R <sup>2</sup>
<b>No Lineales</b>		
Tipo Ricker	$R_{t+3} = 0.7014 * P_t * e^{-0.00048 P_t}$	0.50
Tipo Beverton y Holt	$R_{t+3} = 1 / [0.00087 + (1.39253 / P_t)]$	0.50
Multiplicativo de dos parábolas (MM2P)	$R_{t+3} = (0.8190 * P_t + 0.00037 * P_t^2) * (0.00349 * T_{t-3} + 0.00009 * T_{t-3}^2)$	0.70
Multiplicativo de tres parábolas (MM3P)	$R_{t+3} = (0.6617 * P_t + 0.00377 * P_t^2) * (0.000356 * T_{t-3} + 0.000008 * T_{t-3}^2) * (3.24789 * NMM_{t+3} + 0.10880 * NMM_{t+3}^2)$	0.74
<b>Lineales</b>		
Ambiental (A)	$R_t = 1.07 * T_{t-3} - 0.93 * NMM_{t+3}$	0.42
Lineal múltiple (LM)	$R_{t+3} = 0.718 * P_t + 0.310 * T_{t-3} - 0.15 * NMM_{t+3}$	0.69
Lineal múltiple con pesca (LMP)	$R_{t+3} = 0.655 * P_t + 0.356 * T_{t-3} - 0.21 * NMM_{t+3} - 0.21 * F$	0.72

Donde:

$P_t$  = Adultos al mes  $t$

$R_{t+3}$  = reclutas al mes  $t+3$

$T_{t-3}$  = temperatura acumulada del tiempo  $t-3$  al tiempo  $t$

$NMM_{t+3}$  = nivel medio del mar acumulado del tiempo  $t$  al tiempo  $t+3$

$F$  = mortalidad por pesca

$e$  = base de los logaritmos naturales

**Tabla VII. Parámetros poblacionales del camarón café *F. californiensis* en Sonora y los estimados en cada año que entraron al modelo estructurado por edades.**

Parámetro	Forma	Ecuación para simular de 1995 en adelante	Variables Independientes (predictores)
Crecimiento en peso	Variable cada año de 1978 a 1995	1, 2, 3 y 4	Temperatura promedio de mayo a febrero
Mortalidad natural	Variable para cada año	Ec. empírica de Pauly	Temperatura y crecimiento
Reclutamiento	Variable para cada mes	5 y 6, dependiendo del modelo	Número de adultos, Temperatura acumulada de 3 meses, Nivel medio del mar acumulado de 3 meses
Mortalidad por Pesca	Variable cada mes	Patrón de explotación y F's de 1995	_____
Selectividad	Variable para cada edad, constante entre años y meses	Patrón de la tabla VIII	_____

1)

$$\phi' = 66.547 * \left[ \frac{1}{.2 * \pi * 8.718^2} \right] * e^{\frac{(temp-25.154)^2}{2 * 8.718^2}}$$

2)

$$K = 17.97 * \left[ \frac{1}{2 * \pi * 3.55^2} \right] * e^{\frac{(temp-24.89)^2}{2*3.55^2}}$$

3)

$$\phi' = \log K + 2 \log L_{\infty}$$

4)

$$Wabd_i = 0.00002 * Labd^{2.974}$$

5)

Modelo múltiple de tres parábolas MM3P:

$$R_{t+3} = (a * P_t + b * P_t^2) * (c * T_{3-} + d * T_{3-}^2) * (f * NMM_3 + g * NMM_3^2)$$

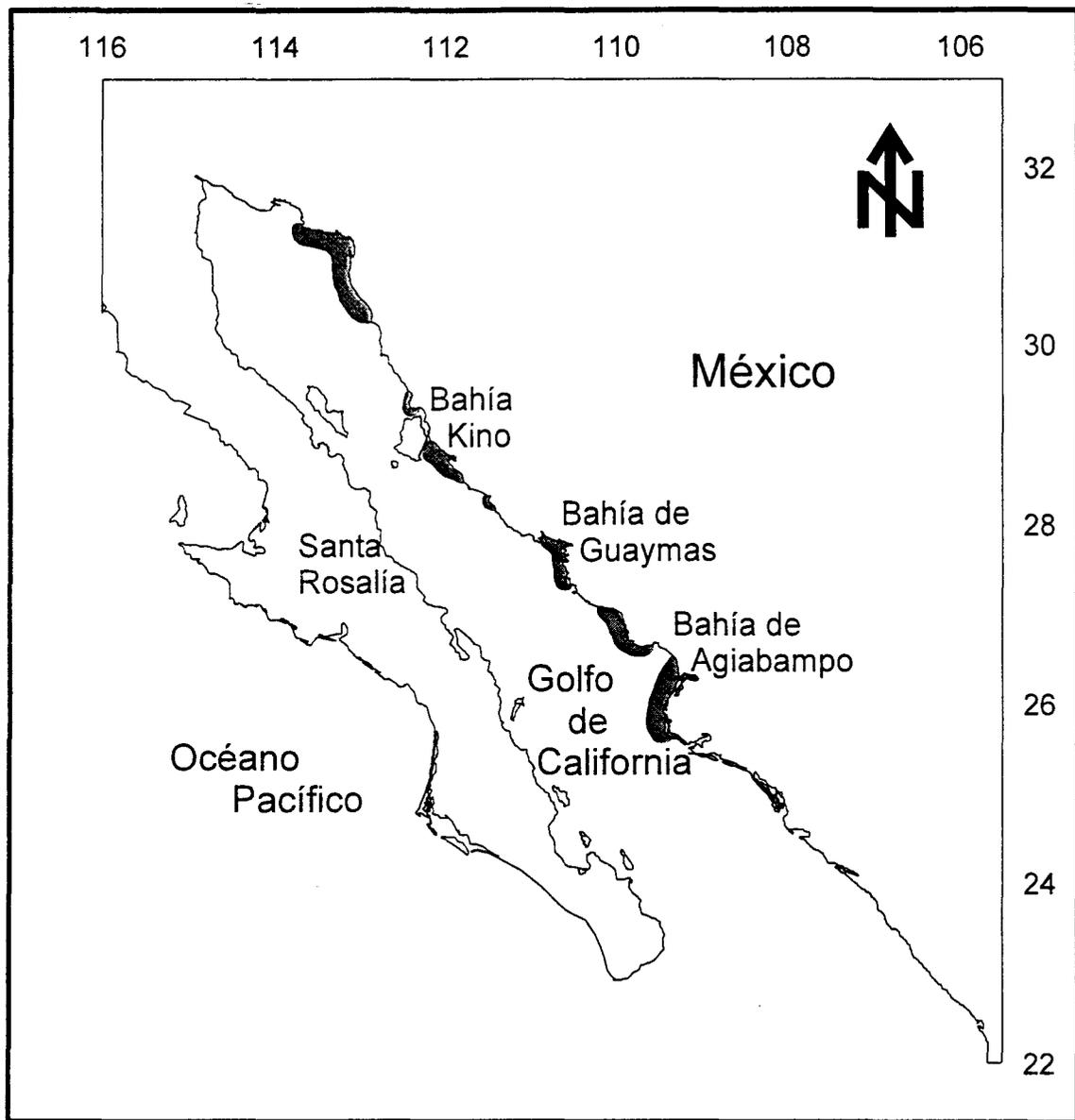
6)

$$\text{Múltiple Lineal ML: } R_{t+3} = a * P_t + b * T_{3-} - c * NMM_3$$

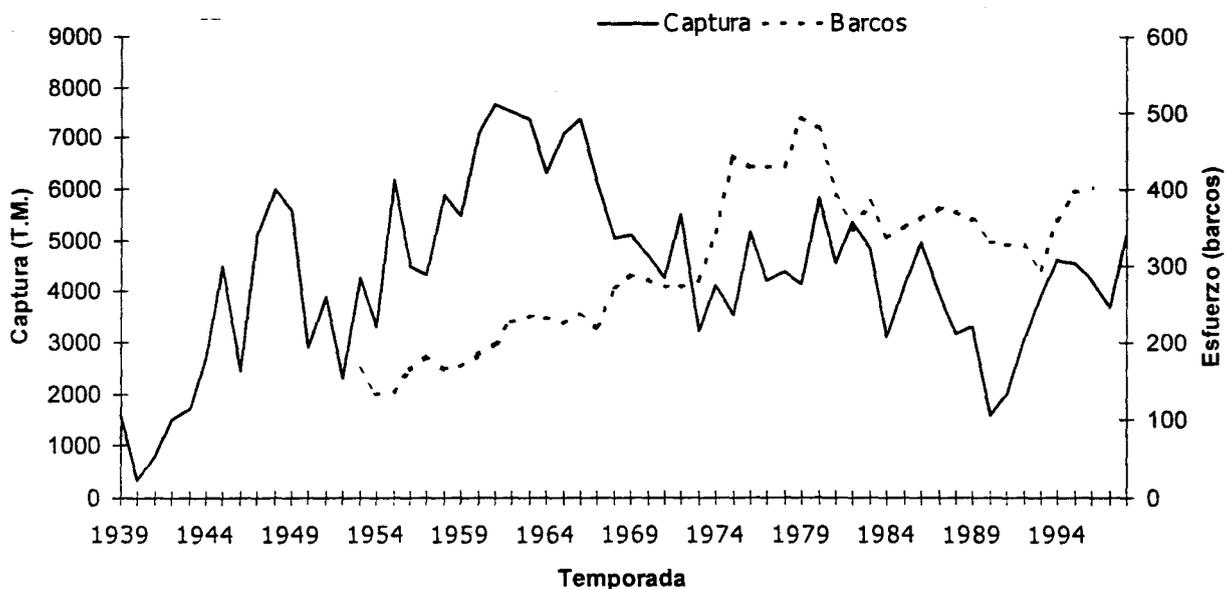
**Tabla VIII. Selectividad específica de la edad incorporada en el modelo estructurado por edad, estimada del patrón de explotación por edades del camarón café *F. californiensis* en Sonora.**

Edad	Selectividad
3	0.01
4	0.08
5	0.23
6	0.48
7	0.69
8	0.80
9	0.87
10	0.96
11	0.98
12+	1.00

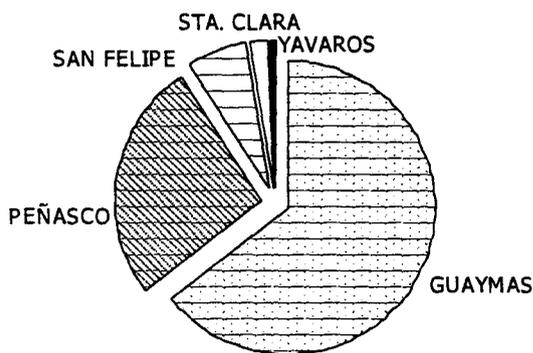
# FIGURAS



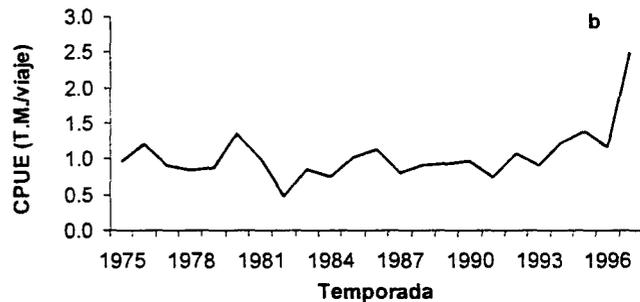
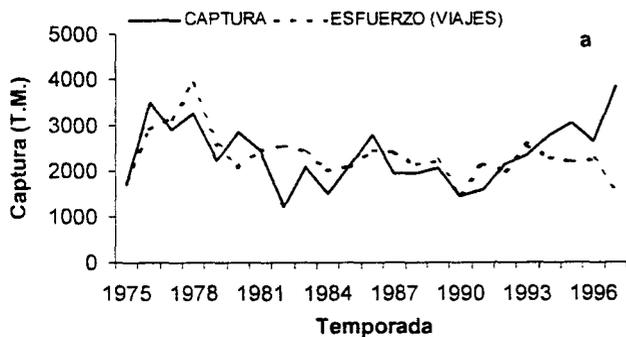
**Figura 1.** Localización del área de estudio y las zonas de pesca en el litoral sonorense.



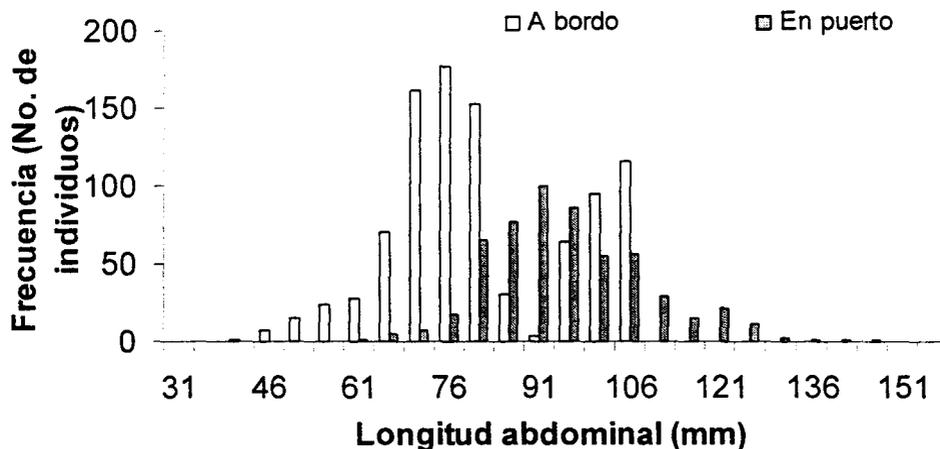
**Figura 2.** Capturas y esfuerzo de camarón en el litoral Sonorense. 1939-1940 a 1998-1999



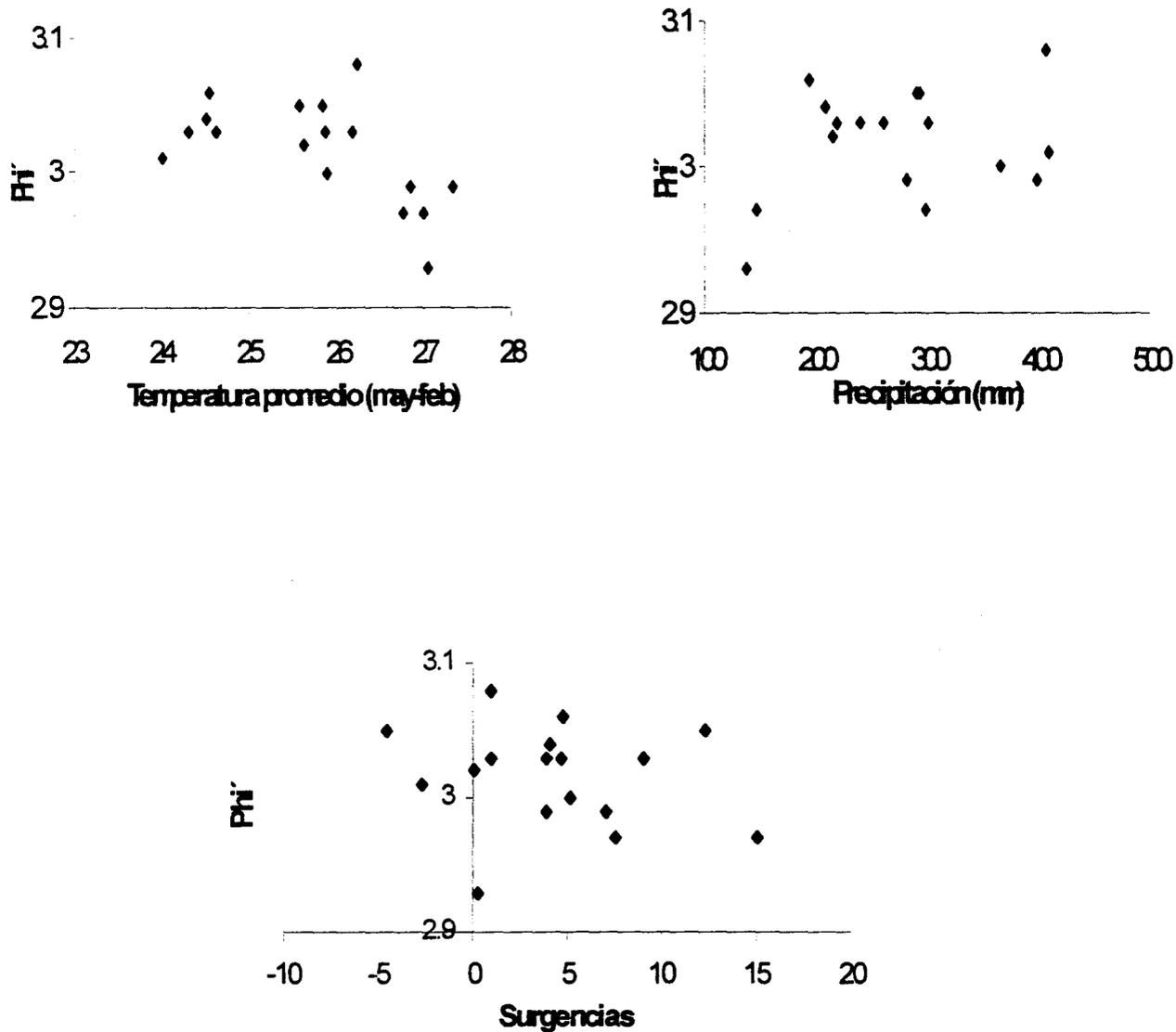
**Figura 3.** Proporción de las capturas de camarón de alta mar registrado en Guaymas respecto al resto de los puertos de la región norte y centro del Golfo de California.



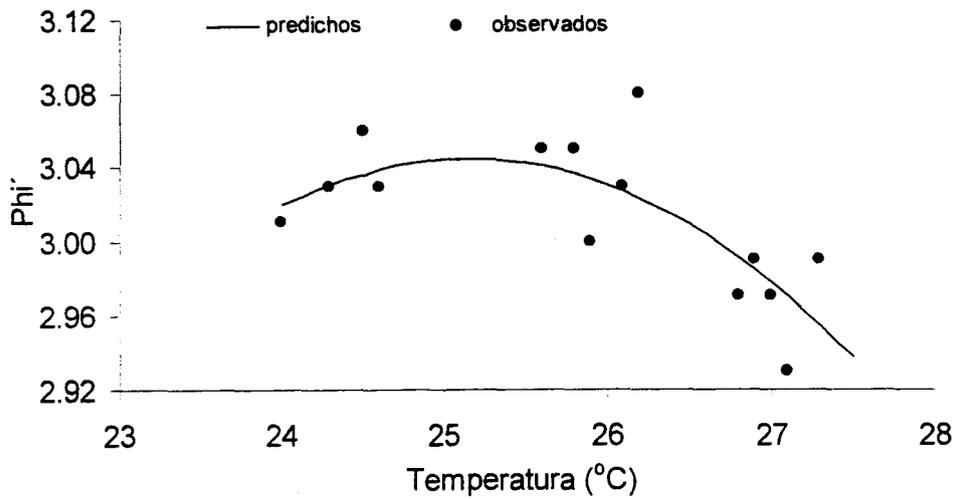
**Figura 4.** a) Capturas (T.M. de colas), esfuerzo (viajes) y b) Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de camarón café *F. californiensis* registrado en Guaymas, Sonora.



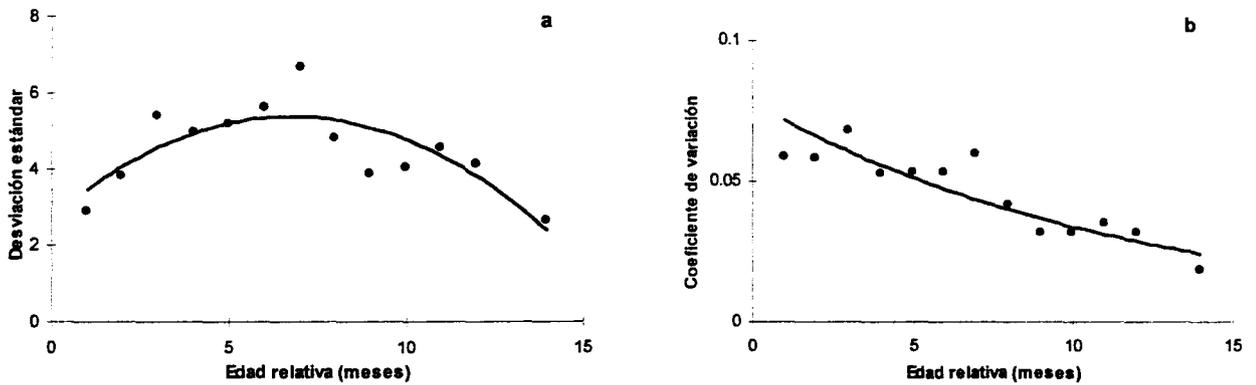
**Figura 5.** Estructura de tallas de camarón café *F. californiensis* □ a bordo de embarcaciones camaroneras y ■ en puerto, en las plantas maquiladoras.



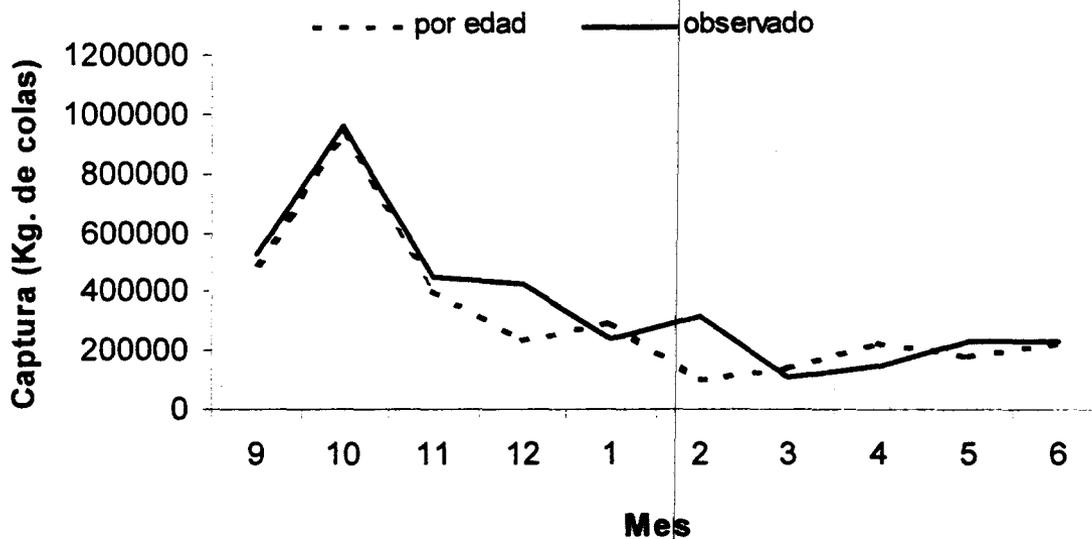
**Figura 6.** Variación interanual en el índice del funcionamiento del crecimiento  $\phi'$  ( $\Phi'$ ) del camarón café *F. californiensis* y su relación con algunas variables ambientales en el litoral sonoreense.



**Figura 7.** Variación interanual en el índice del funcionamiento del crecimiento ( $\phi'$ ), del camarón café *F. californiensis*, y su relación con la temperatura superficial del mar promedio mensual del periodo de mayo a febrero, en el litoral sonorense.



**Figura 8.** Desviación estándar (a) y coeficiente de variación (b) medio de la talla con la edad en camarón café *F. californiensis* de Sonora.



**Figura 9.** Capturas observadas por mes y la suma de las capturas por edad del camarón café *F. californiensis* en Sonora. Temporada 1978-1979.

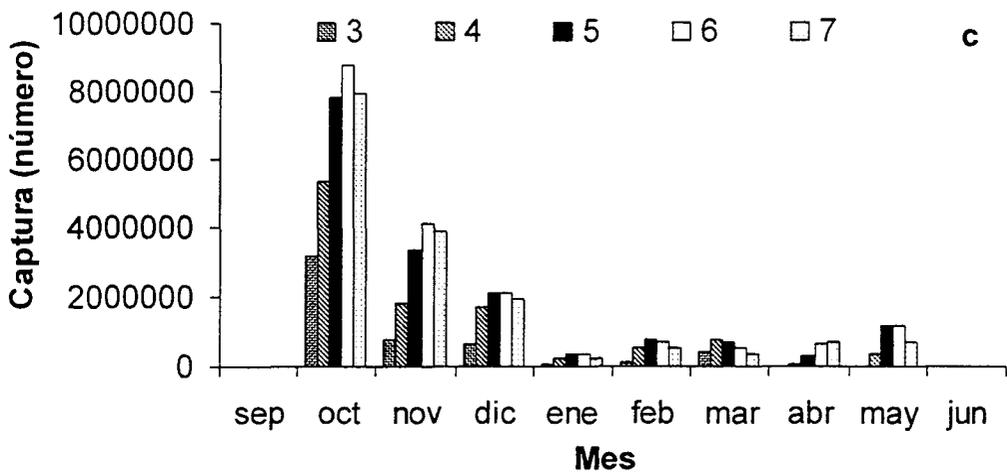
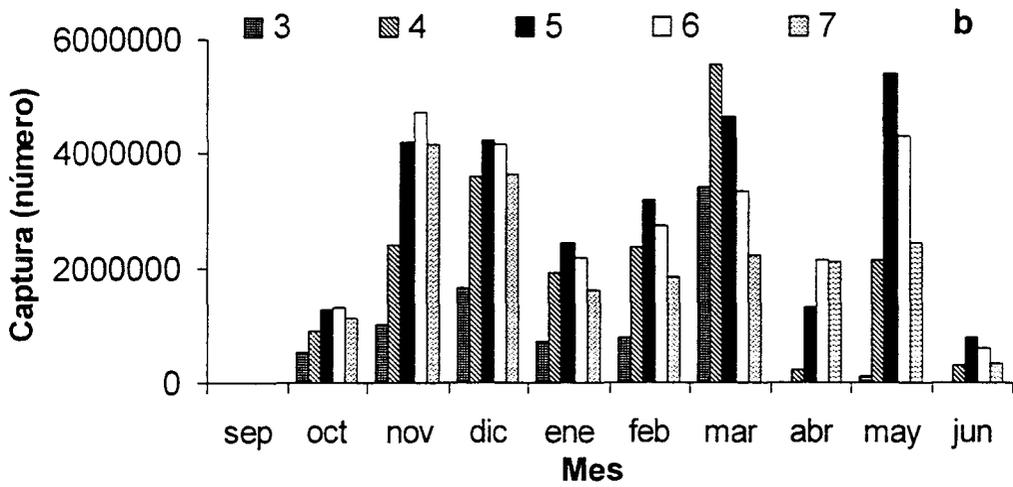
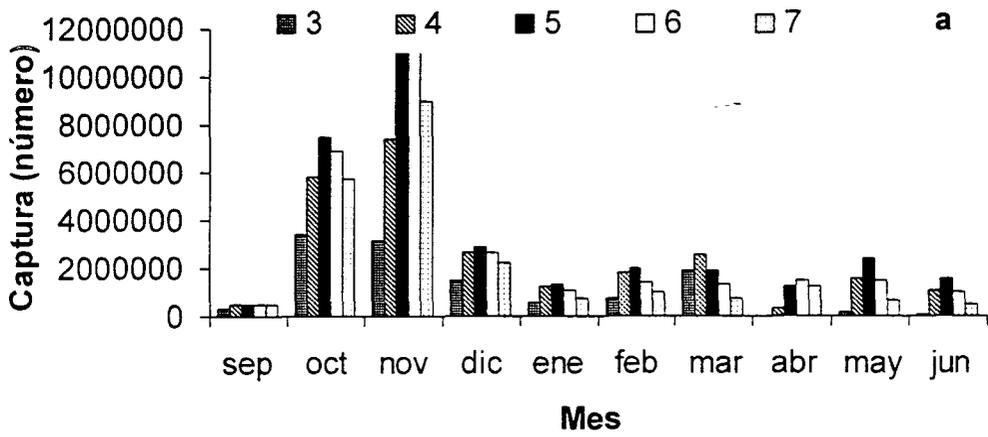
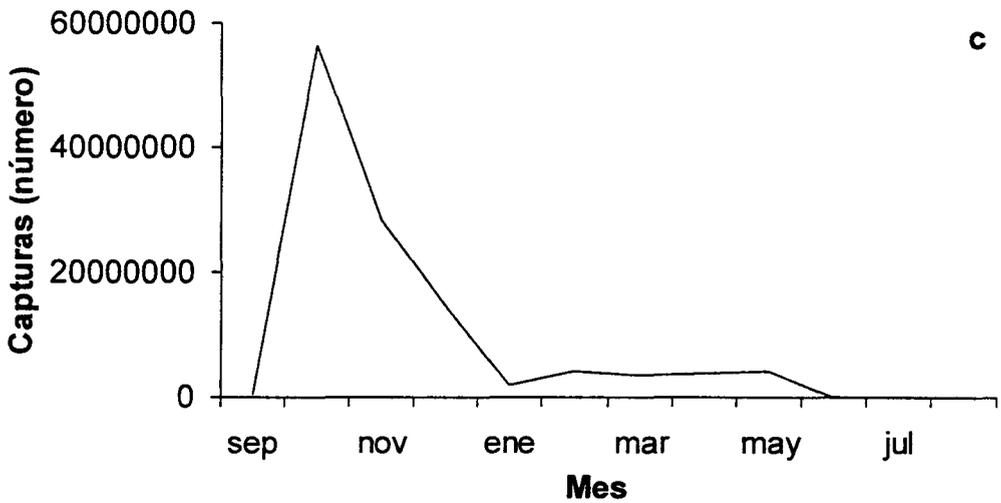
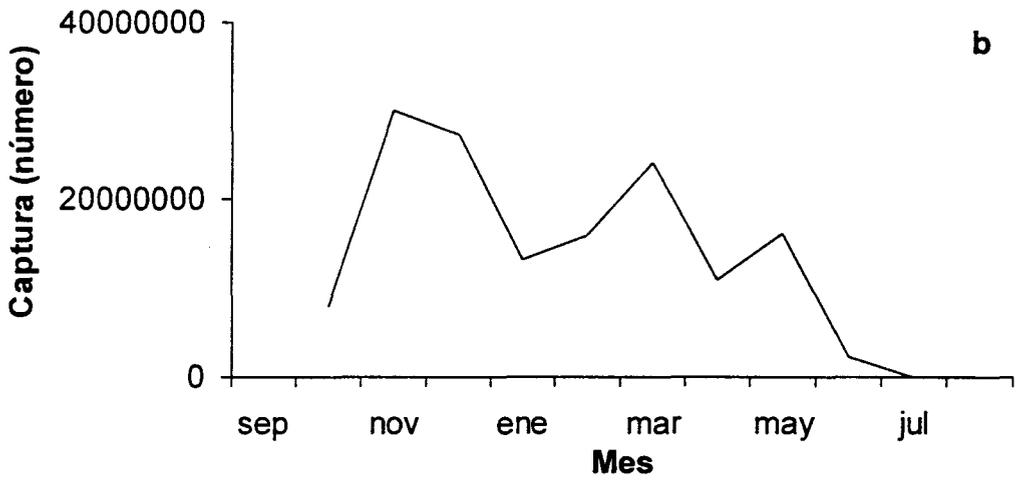
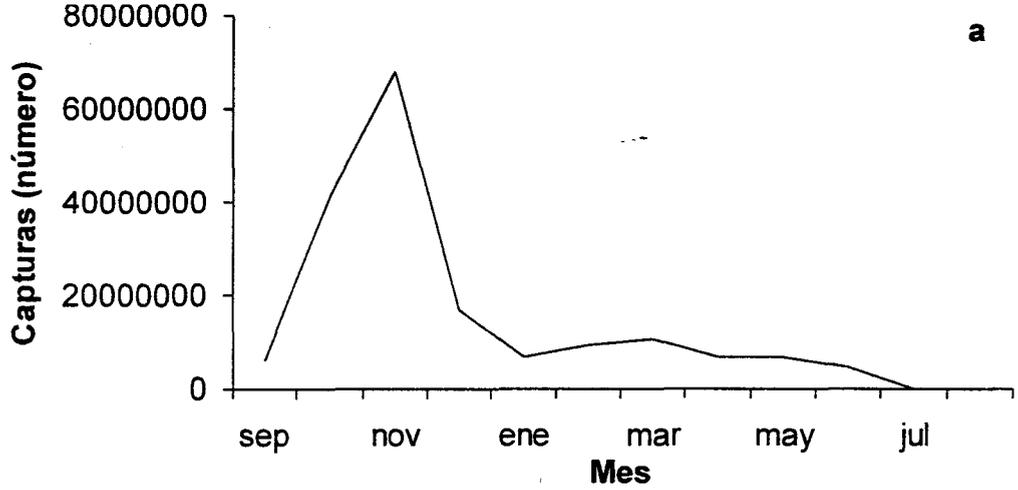
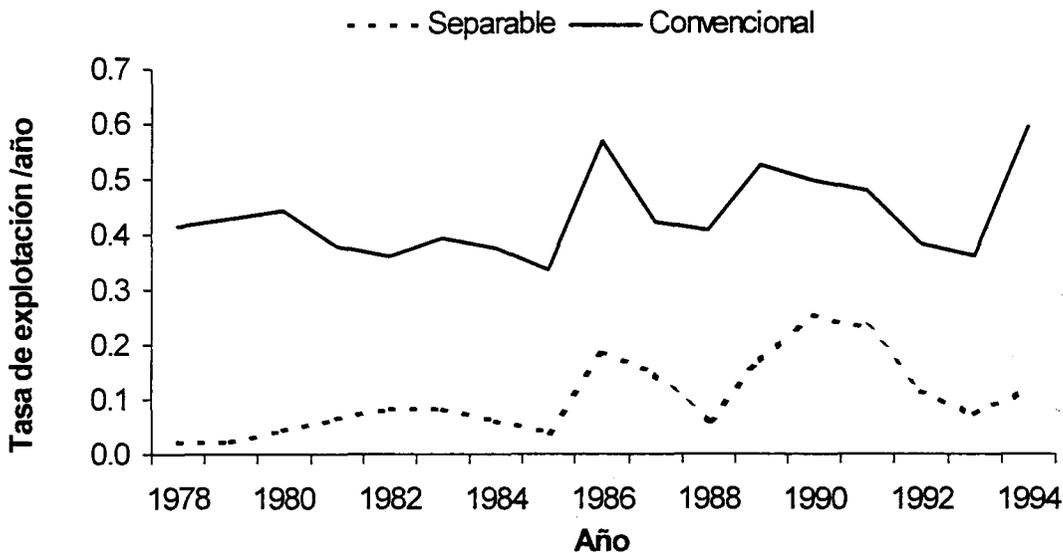
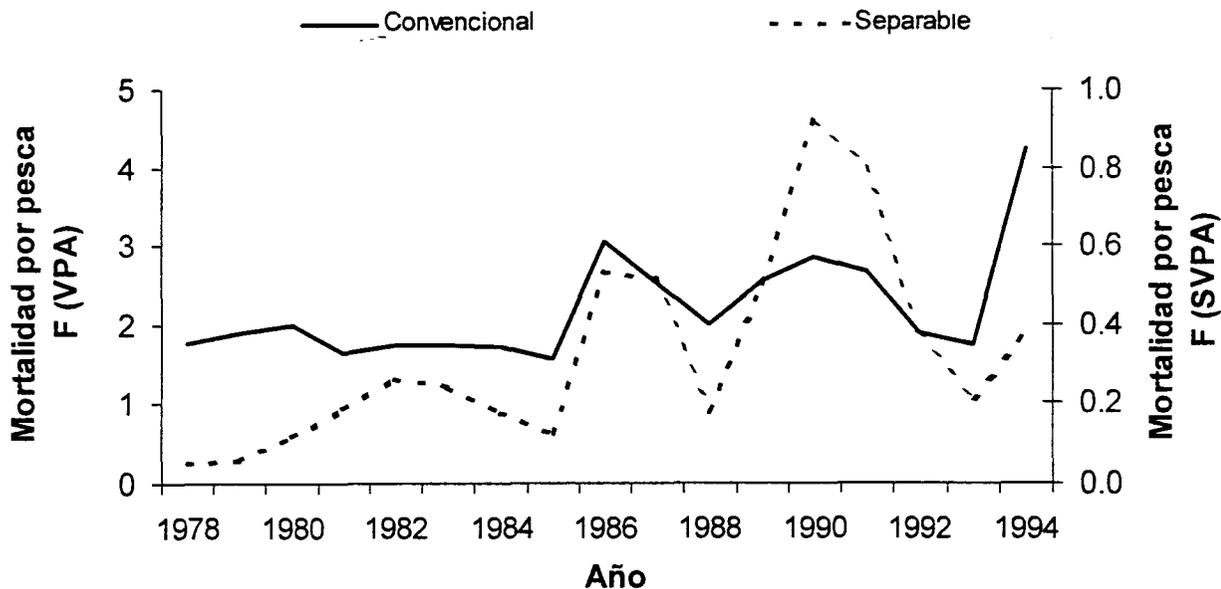


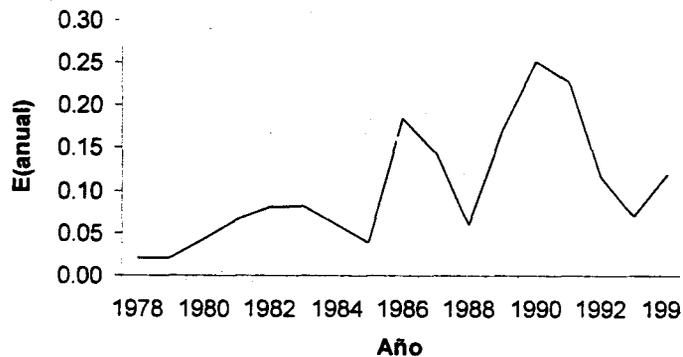
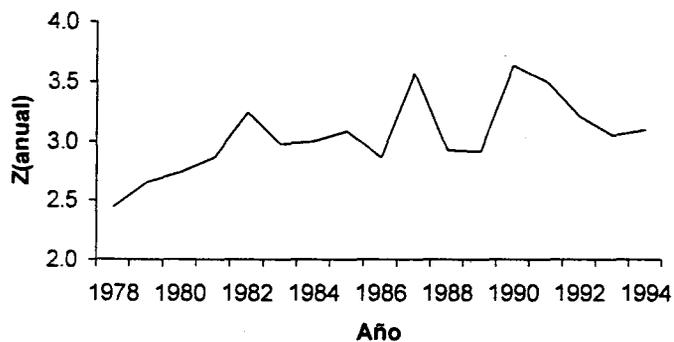
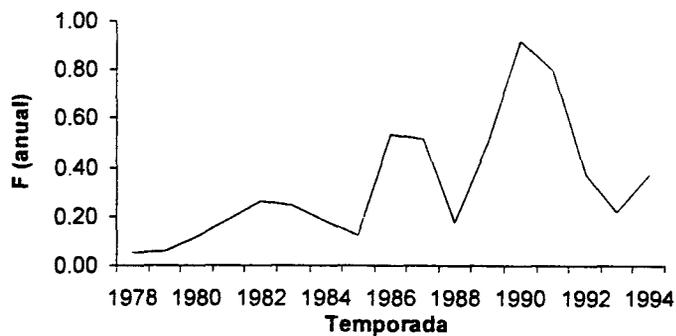
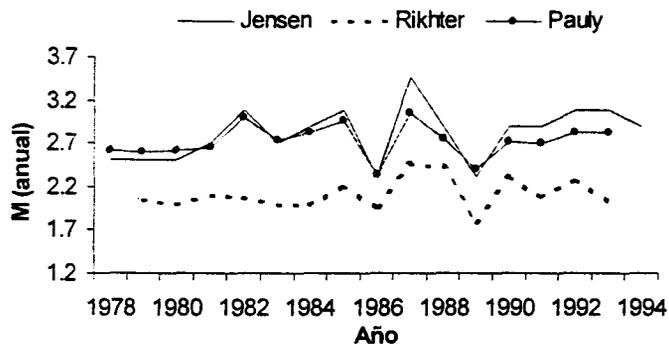
Figura 10. Tipos de estructura de edades presentes en las capturas del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. a) temporada 1979-1980; b) temporada 1983-1984; c) temporada 1989-1990.



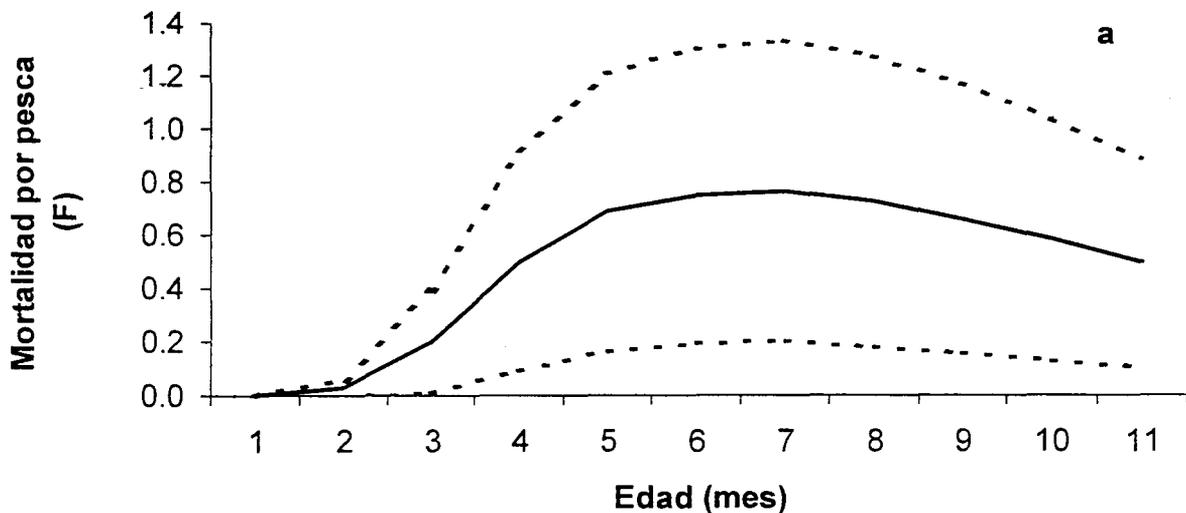
**Figura 11.** Patrones de explotación mensual del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. a) temporada 1979-1980; b) temporada 1983-1984; c) temporada 1989-1990.



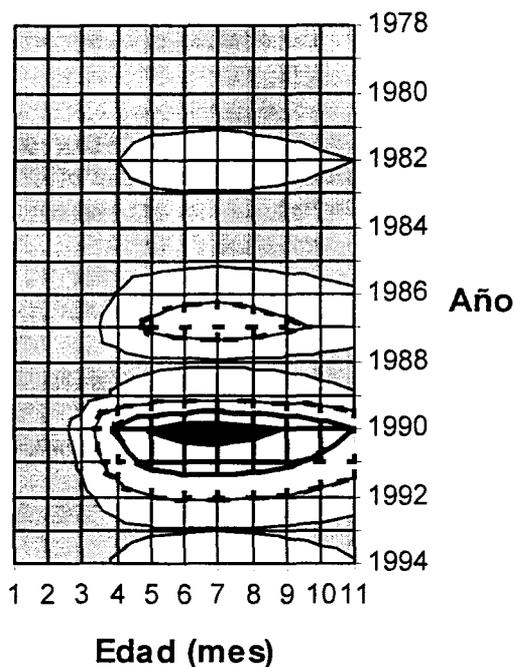
**Figura 12.** Mortalidad promedio anual por pesca (F) y tasa de explotación (E) del camarón café *F. californiensis* en Sonora, estimada por el Análisis de población virtual convencional VPA y el Análisis de población virtual separable SVPA. 1978-1995



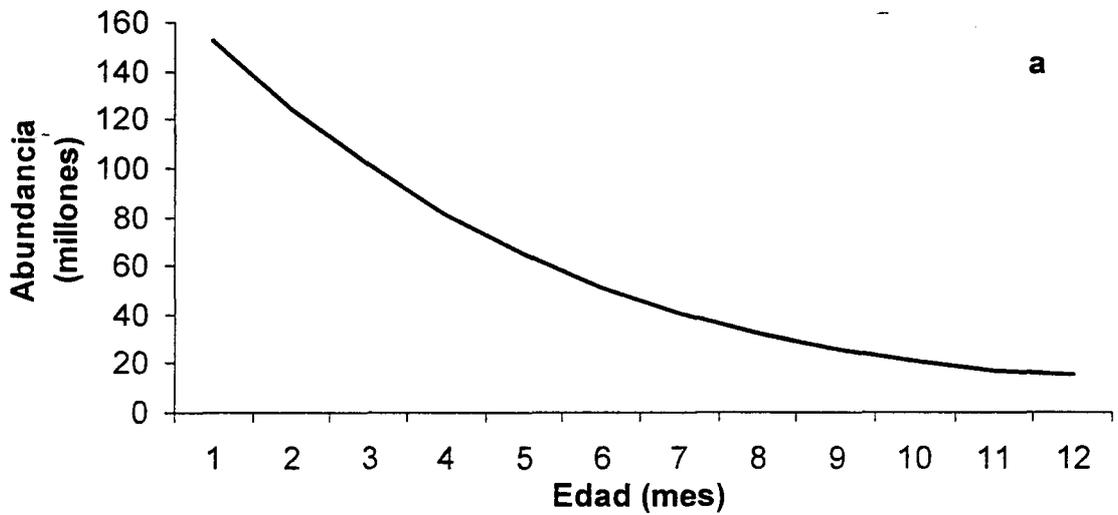
**Figura 13.** Variabilidad interanual de la mortalidad natural (M), por pesca (F) total (Z) y tasa de explotación (E) del camarón café *F. californiensis* en Sonora. 1978-1995



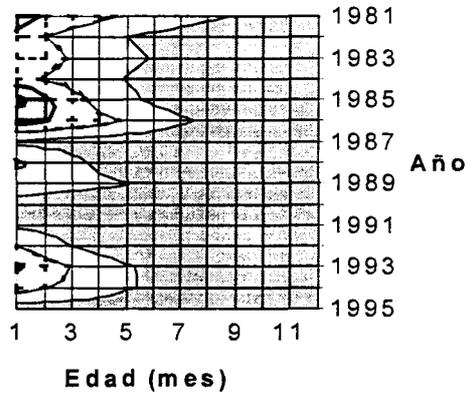
□ 0.00-0.50 □ 0.50-1.00 □ 1.00-1.50 □ 1.50-2.00 ■ 2.00-2.50



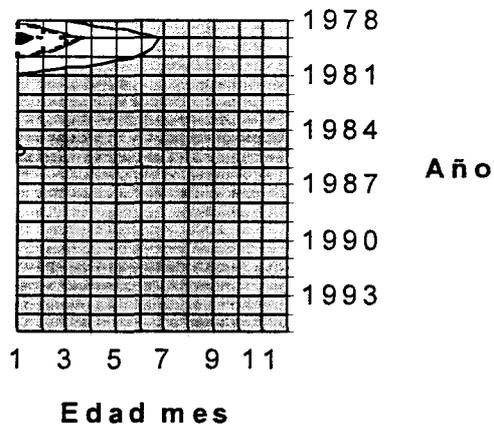
**Figura 14.** a) Patrón de explotación promedio específico de la edad y su desviación estándar. b) Mortalidad por pesca (F) específica a edad, entre las edades que componen la captura del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. Periodo 1978-1995.



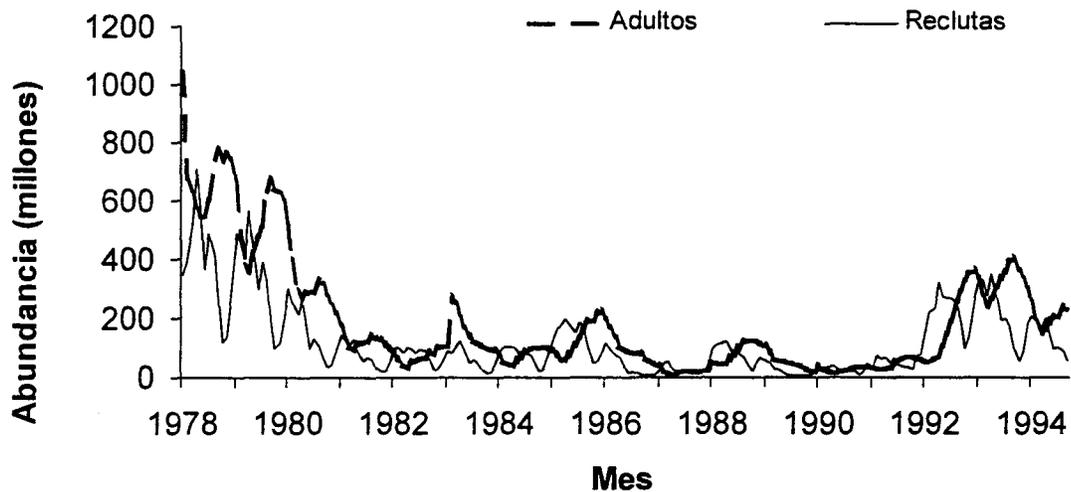
□ 0-500 □ 500-1000 □ 1000-1500 □ 1500-2000 ■ 2000-2500



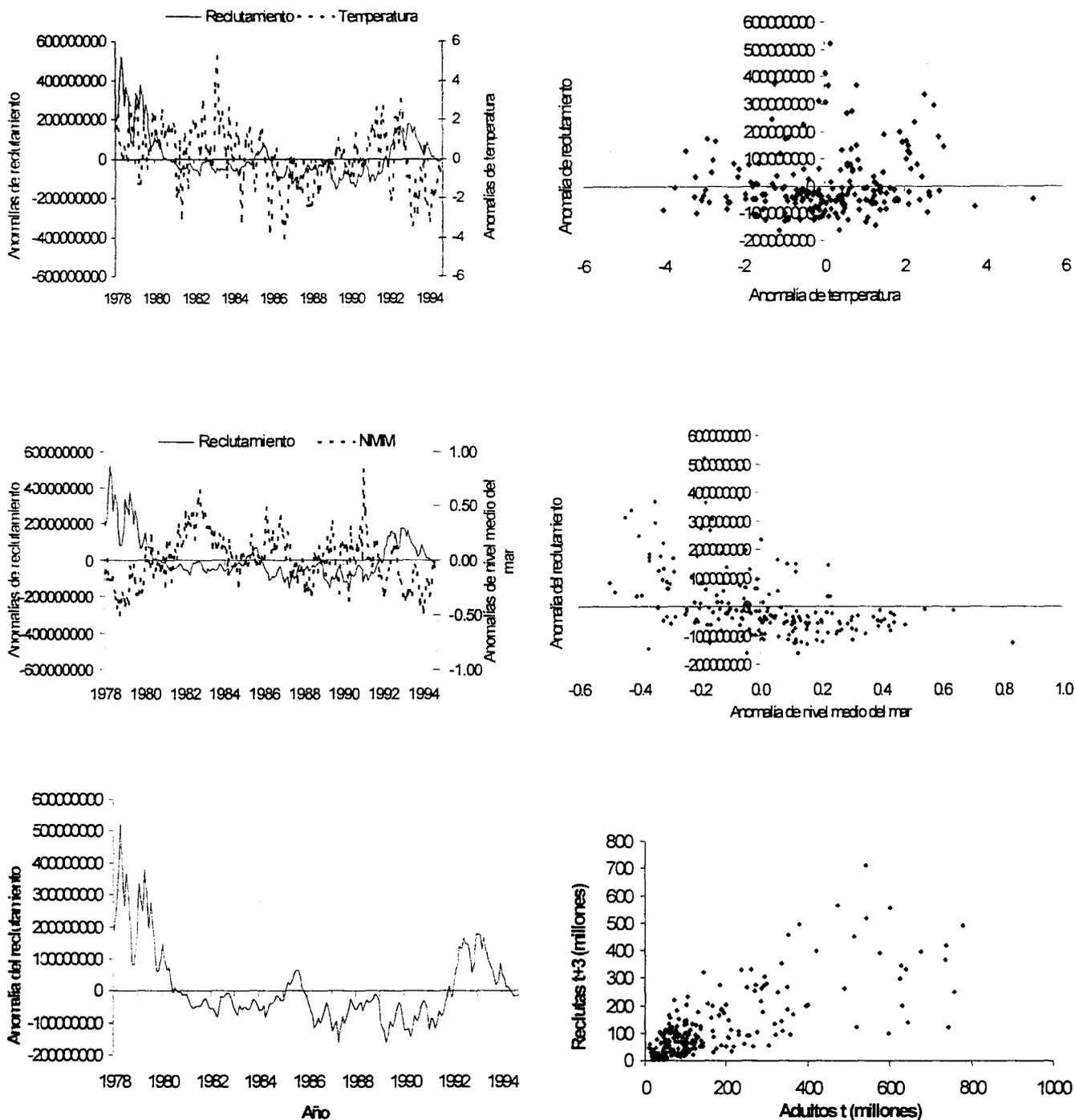
□ 0-2000 □ 2000-4000 □ 4000-6000 □ 6000-8000



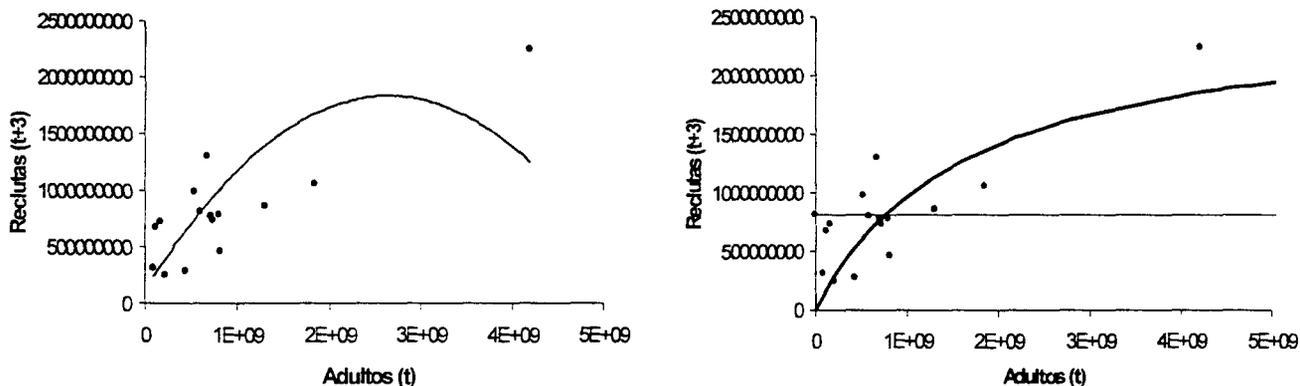
**Figura 15.** a) Abundancia promedio por grupo de edad. Abundancia por edad (millones) del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. b) Periodo 1978-1995 y c) 1981-1995.



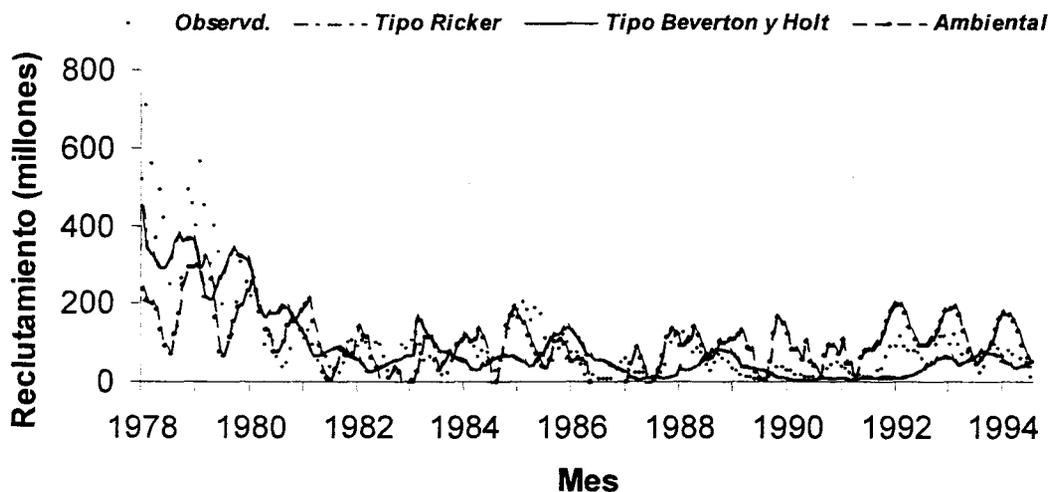
**Figura 16.** Abundancia de reclutas (edad 3) y población desovante (edad 7+) del camarón café *F. californiensis* en Sonora. 1978-1995



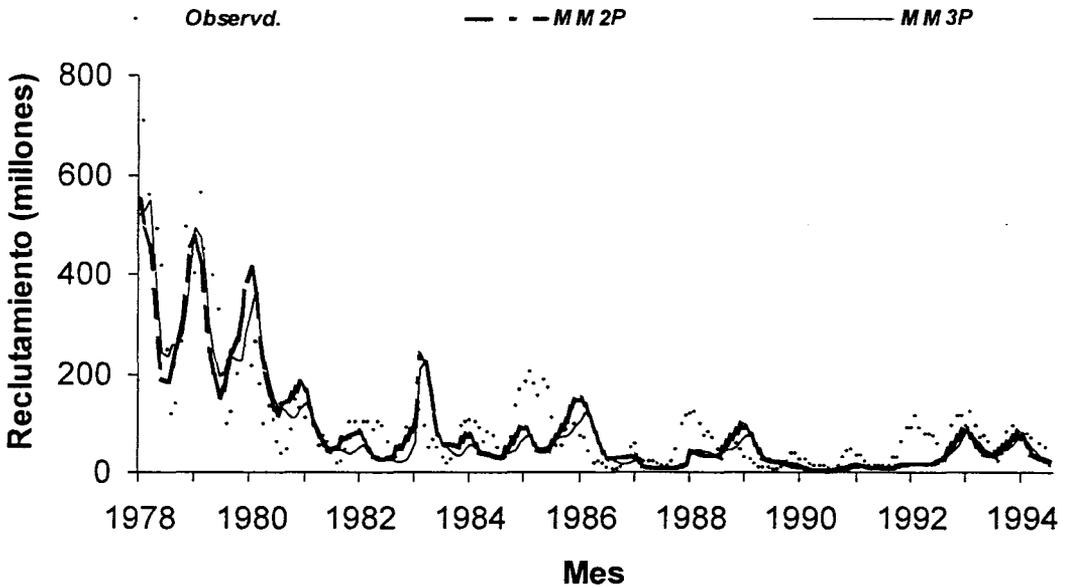
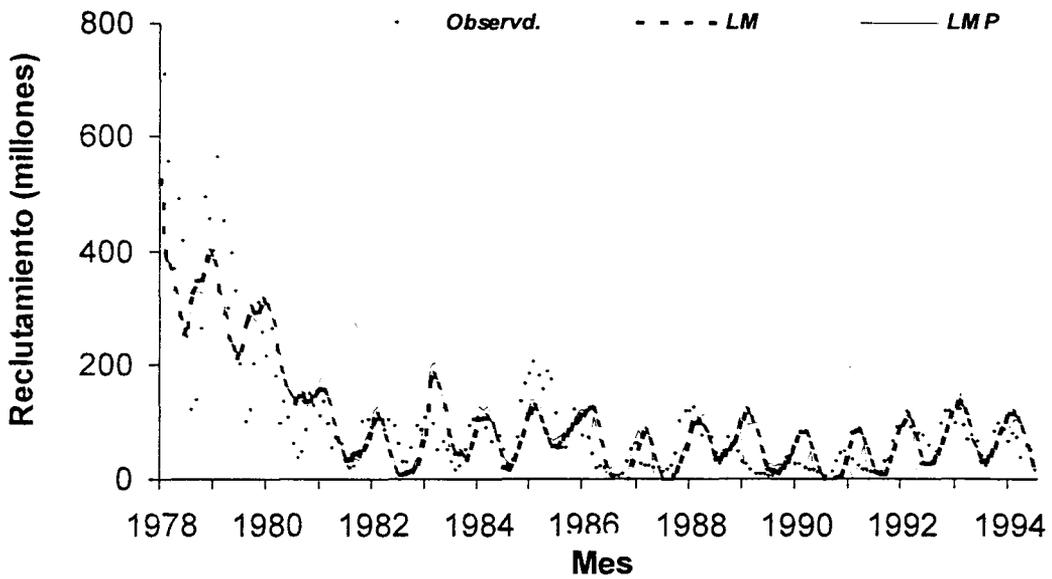
**Figura 17.** Gráficas de las anomalías de las series de tiempo del reclutamiento del camarón café *F. californiensis* en Sonora y del Nivel Medio del Mar y la temperatura superficial del mar (columna izquierda) y diagramas de dispersión entre las anomalías del reclutamiento y las anomalías de la temperatura superficial del mar, nivel medio del mar y la población desovante (edad 7+) (columna derecha). Periodo 1978-1995



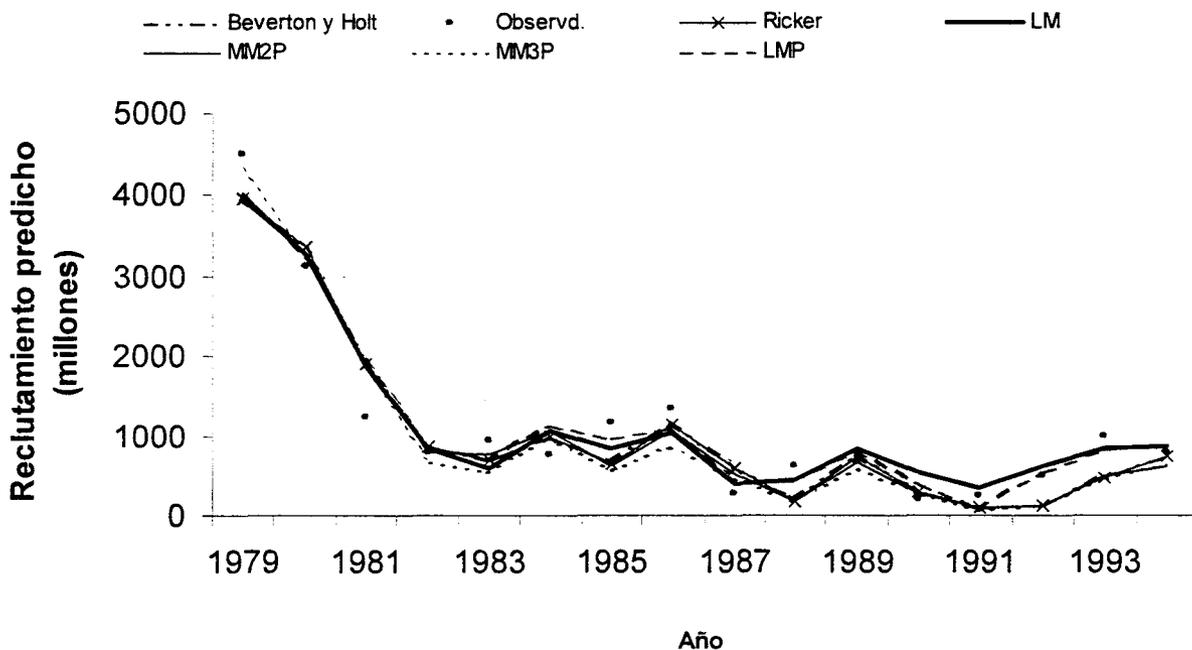
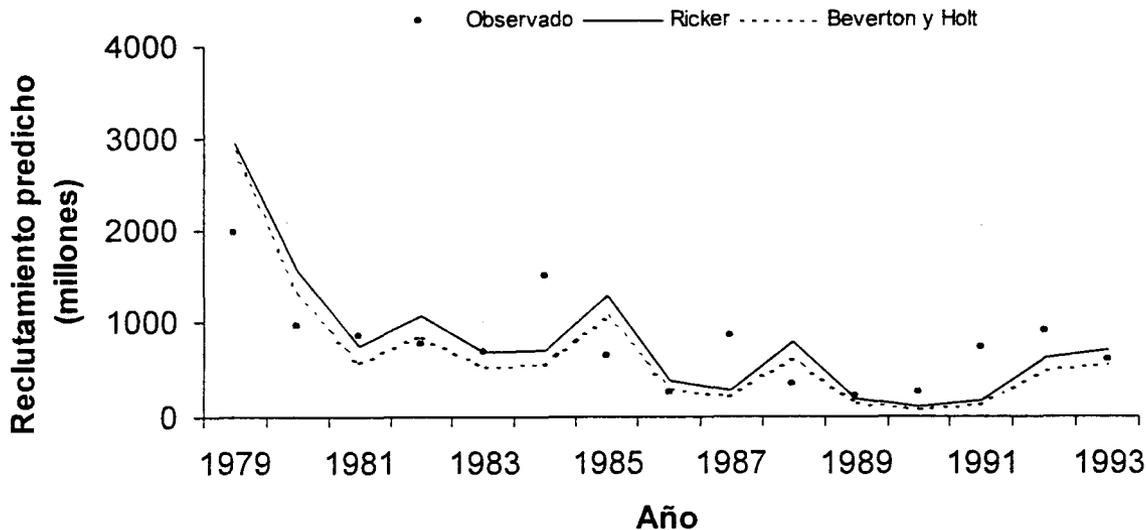
**Figura 18.** Ajuste de los modelos Parentela-Progenie de Ricker (izquierda) y Beverton y Holt (derecha) para el camarón café *F. californiensis* en Sonora.



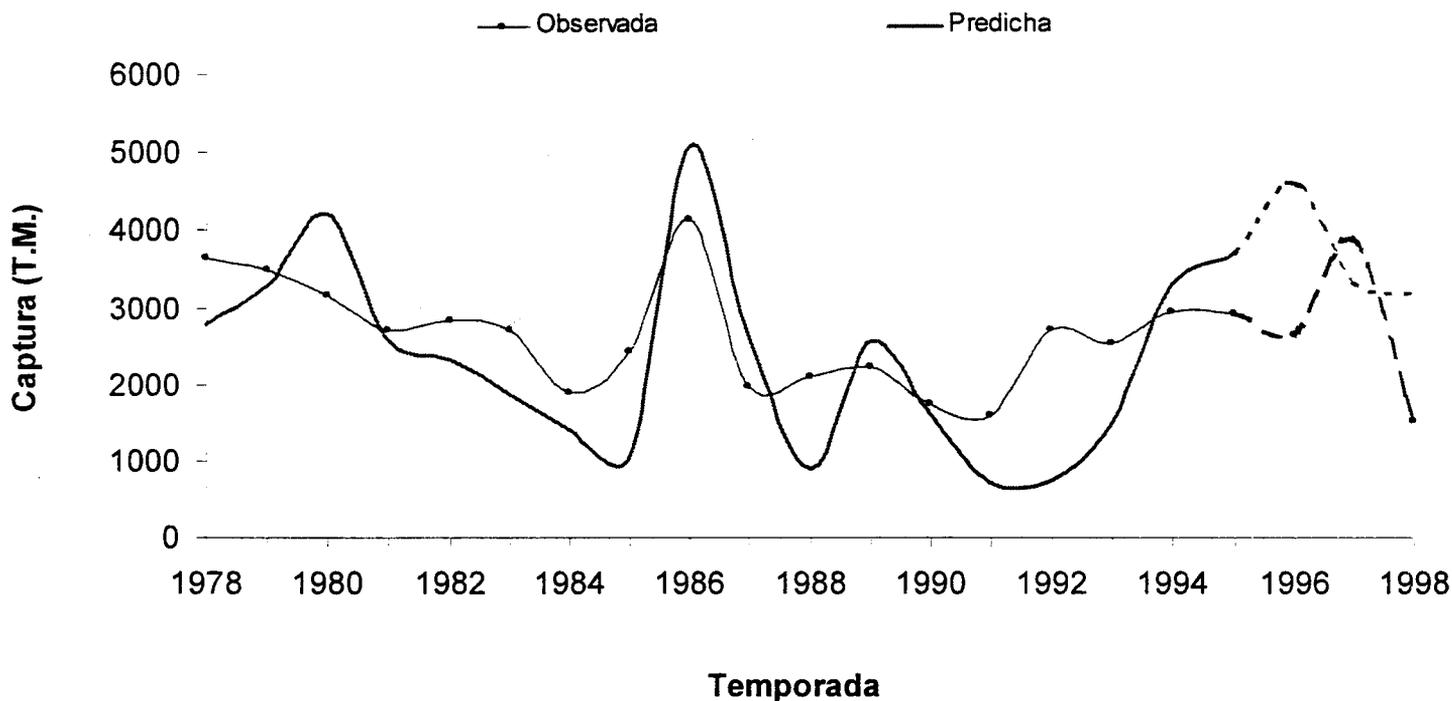
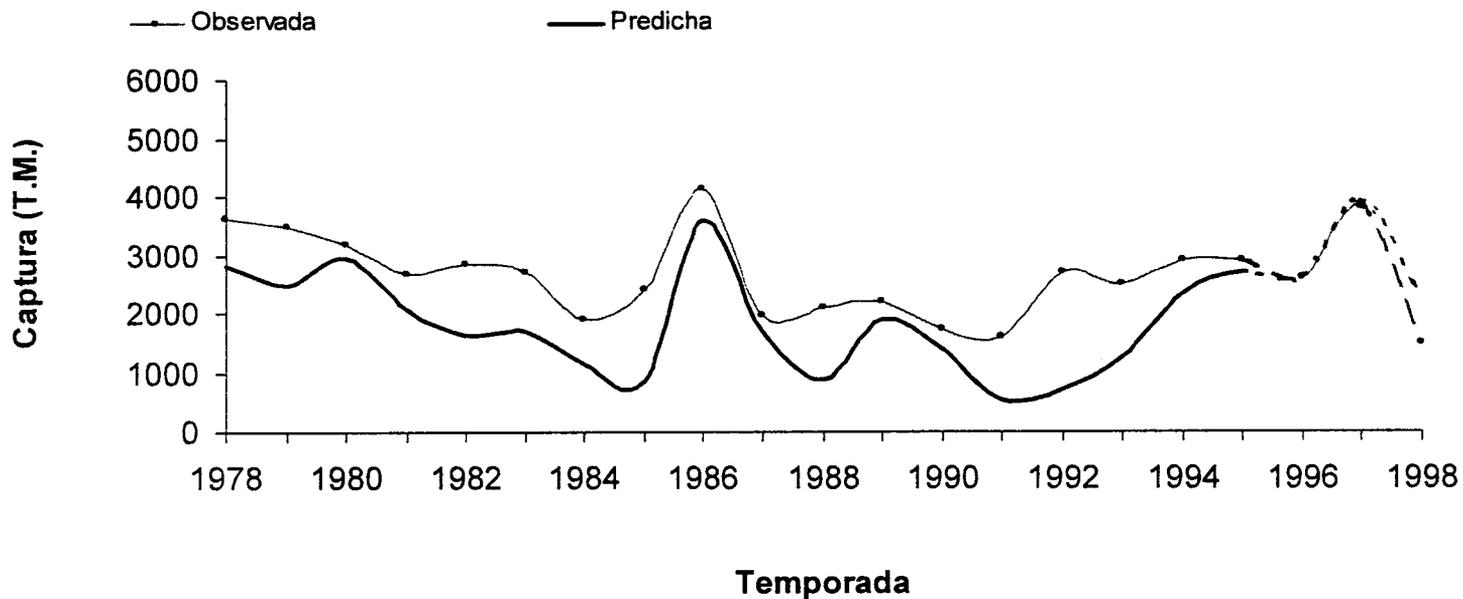
**Figura 19.** Reclutamiento mensual observado y predicho para el camarón café *F. californiensis* en Sonora con los modelos tipo Ricker, tipo Beverton y Holt y ambiental ajustados.



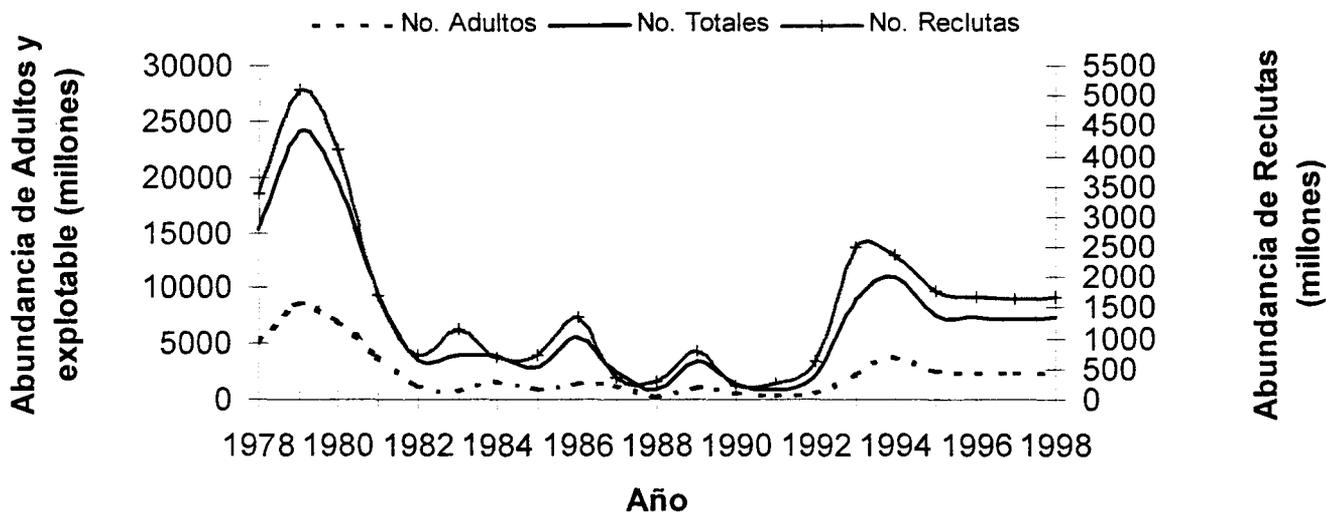
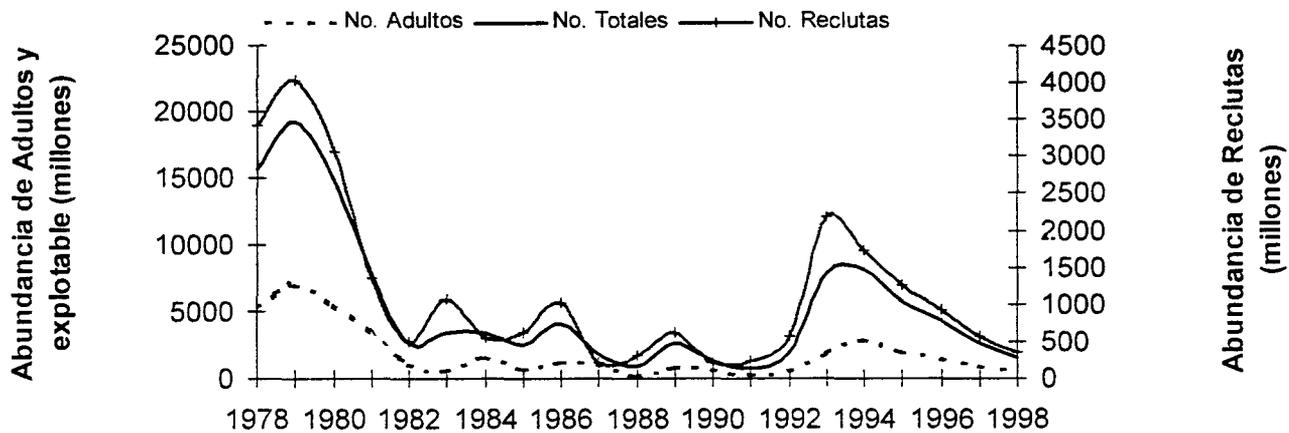
ra 20. Reclutamiento mensual observado y predicho para el camarón café *F. californiensis* en Sonora con los modelos Múltiple lineal (LM), Múltiple lineal con pesca (LMP) (arriba), y multiplicativo de 2 parábolas (MM2P) y 3 parábolas (MM3P) (abajo).



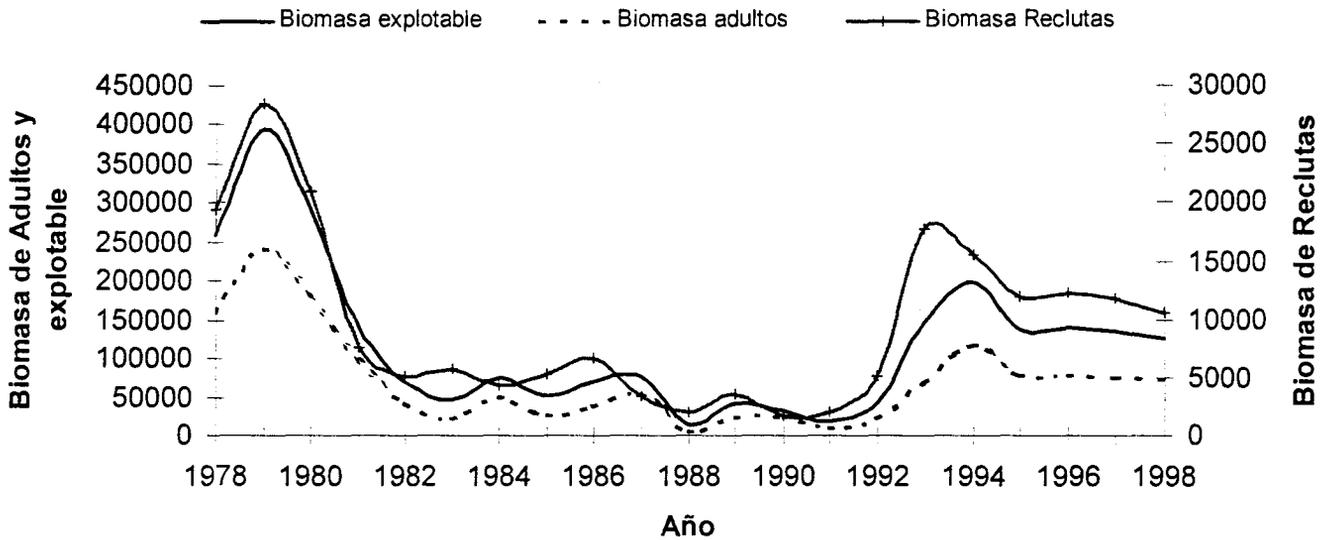
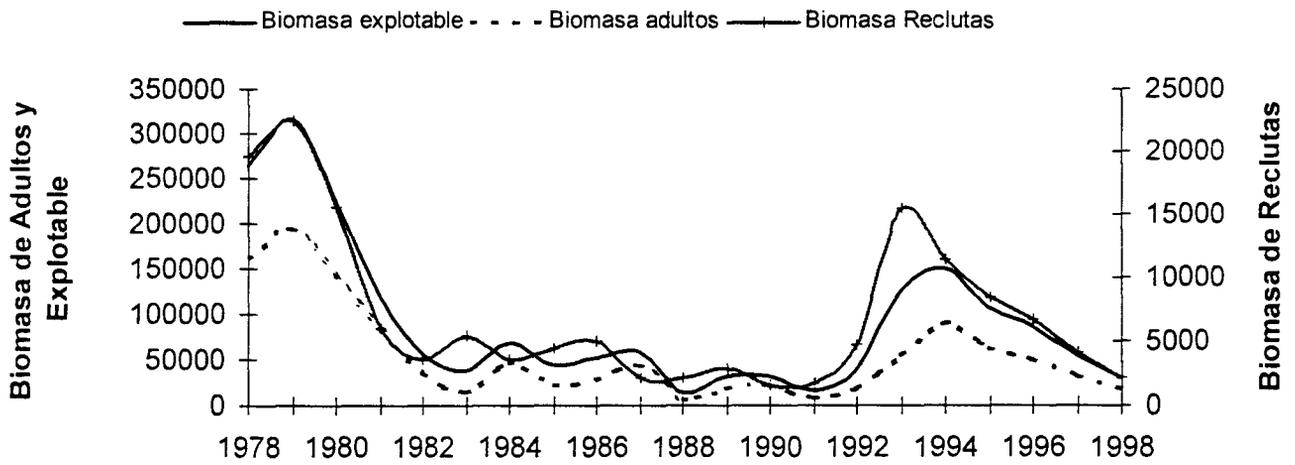
**Figura 21.** Reclutamiento anual observado para el camarón café *F. californiensis* en Sonora y el reclutamiento predicho por los modelos en base anual (arriba) y los modelos en base mensual Múltiple lineal (LM), Múltiple lineal con pesca (LMP), multiplicativo de 2 parábolas (MM2P) y 3 parábolas (MM3P) (abajo).



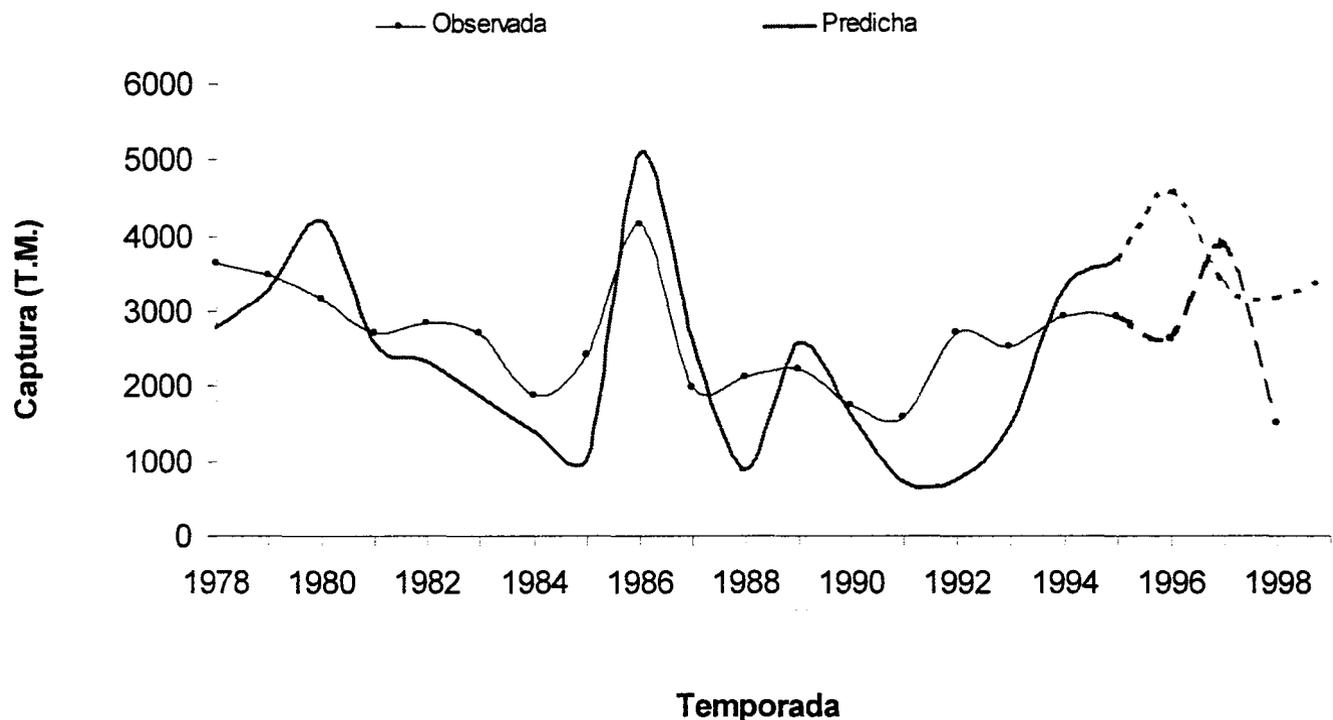
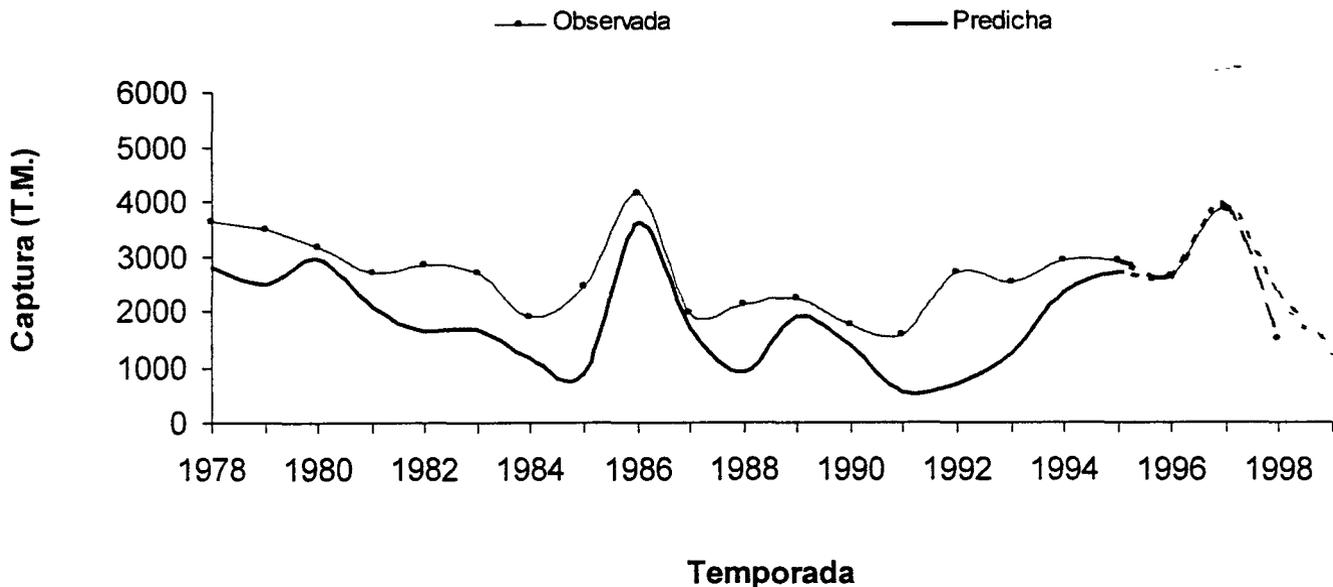
**Figura 22.** Capturas anuales del camarón café *F. californiensis* en Sonora, observadas y estimadas mediante el modelo estructurado por edades al cual se le incorporó la relación parentela-progenie con el modelo MM3P (arriba) y el LM (abajo).



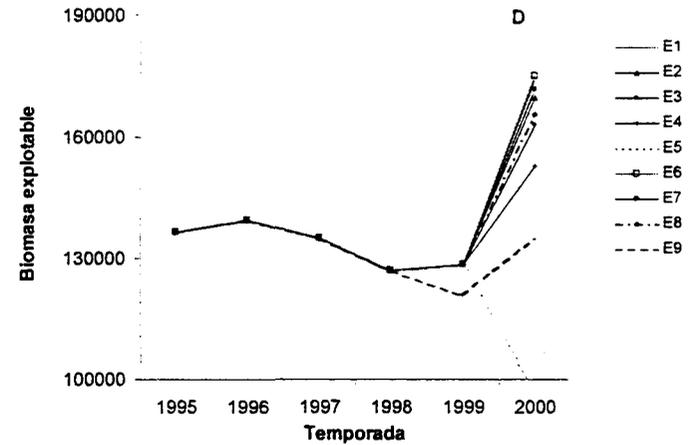
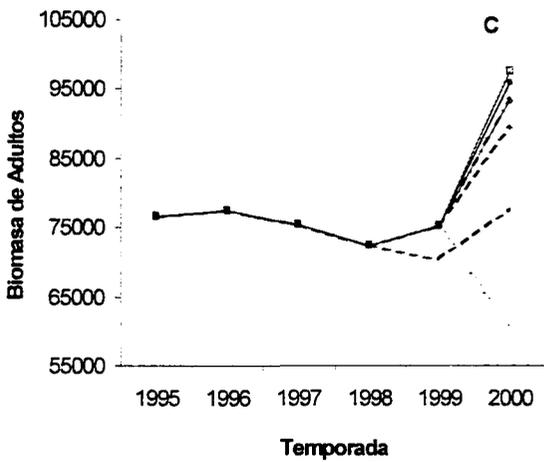
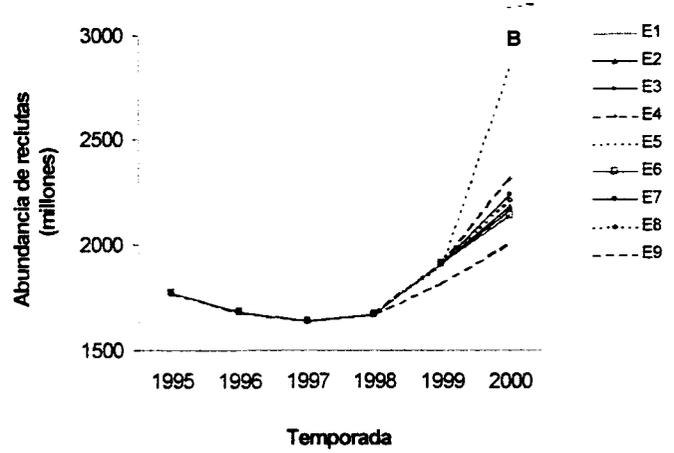
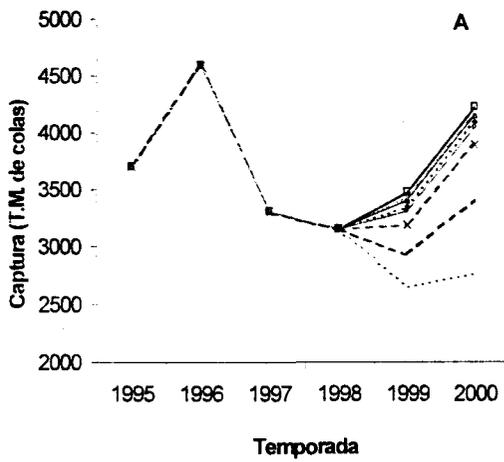
**Figura 23.** Abundancias de reclutas, adultos y total anuales del camarón café *F. californiensis* en Sonora, observadas y estimadas mediante el modelo estructurado por edades al cual se le incorporó la relación parentela-progenie con el modelo MM3P (arriba) y el modelo LM (abajo).



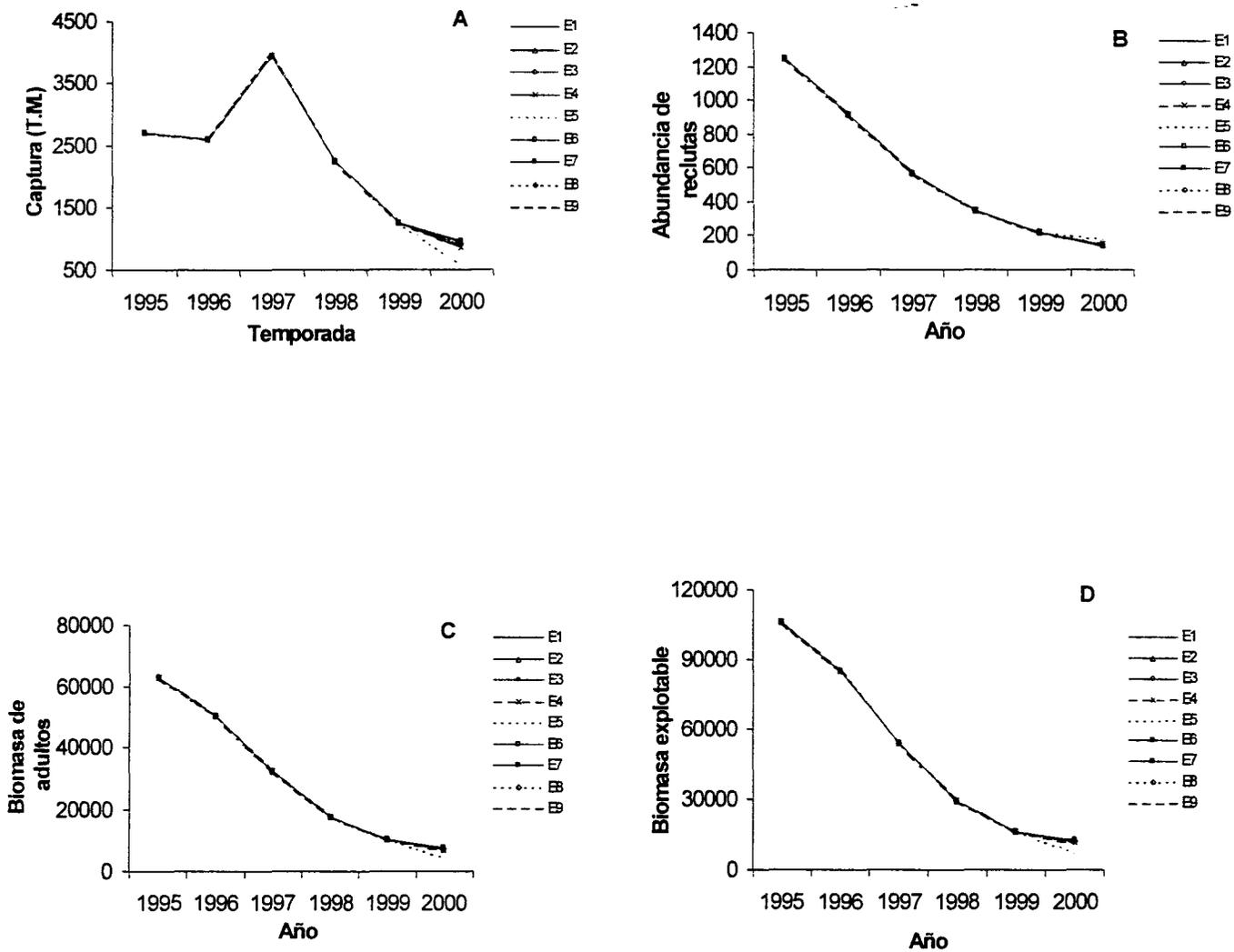
**Figura 24.** Biomazas de reclutas, adultos y total anuales del camarón café *F. californiensis* en Sonora, observadas y estimadas mediante el modelo estructurado por edades al cual se le incorporó la relación parentela-progenie con el modelo MM3P (arriba) y el modelo LM (abajo).



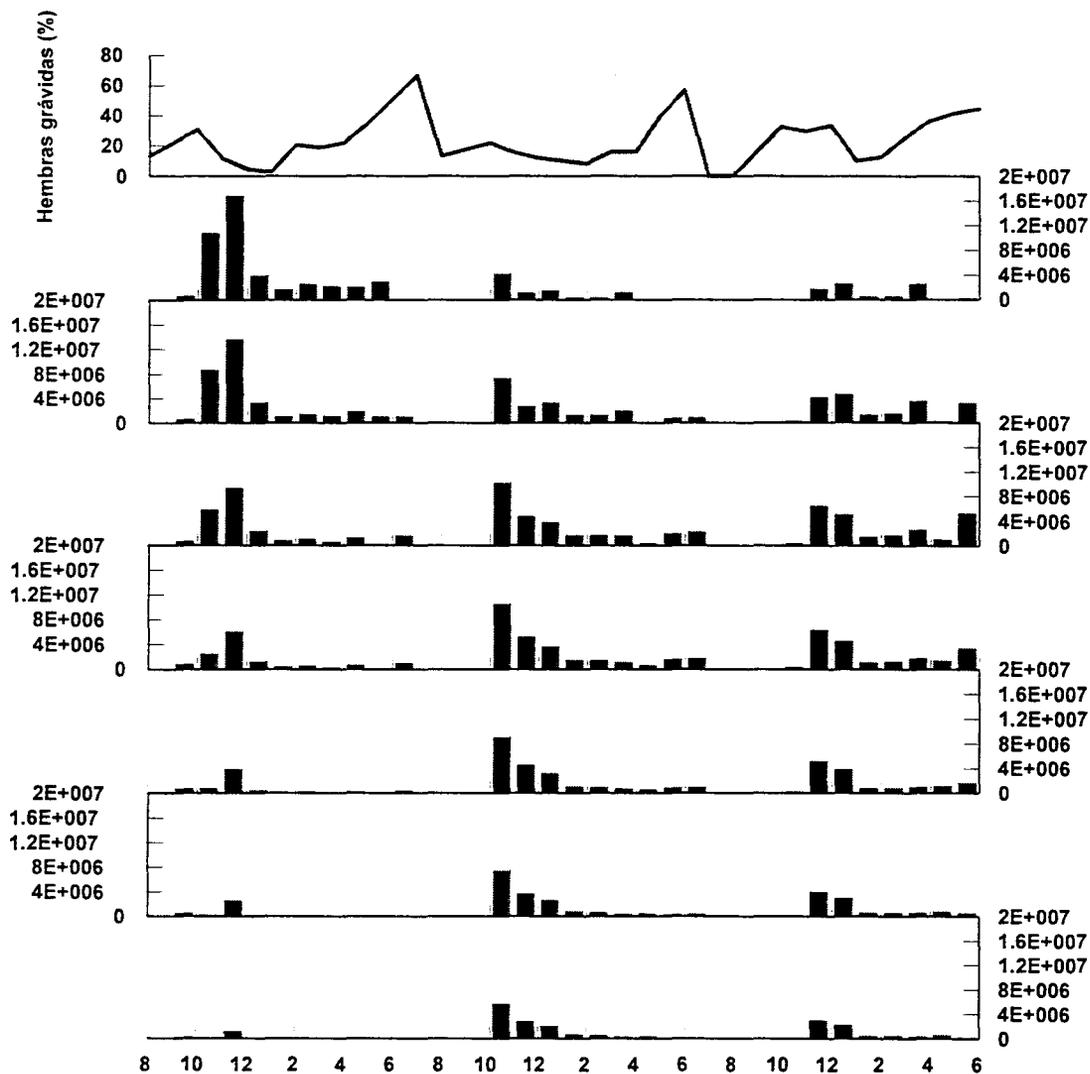
**Figura 25.** Pronóstico de capturas del camarón café *F. californiensis* en Sonora, para la temporada 1999-2000 estimadas mediante el modelo estructurado por edades no lineal (arriba) y el modelo lineal (abajo).



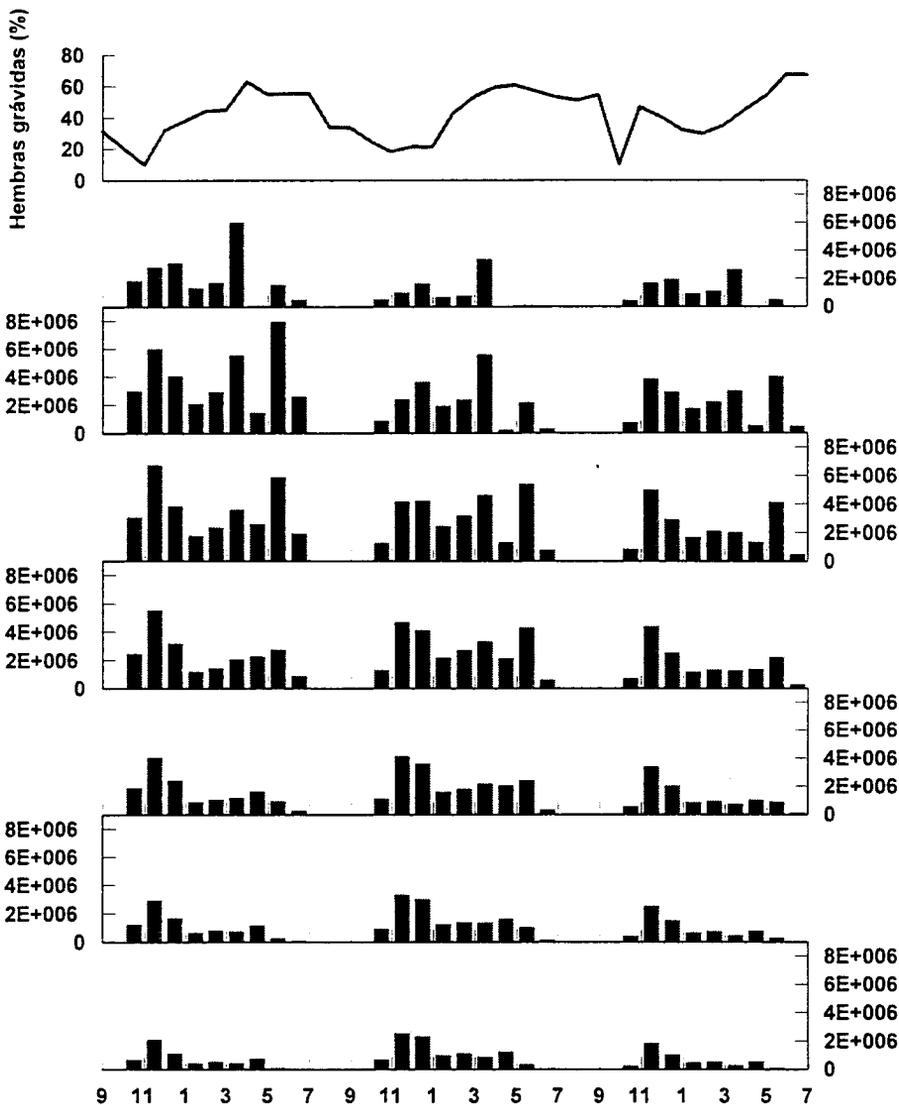
**Figura 26.** Capturas (A), abundancia de reclutas (B), biomasa de adultos (C) y biomasa explotable (D) anuales del camarón café *F. californiensis* en Sonora, estimadas al utilizar el modelo lineal (con la relación parentela-progenie LM) para los diversos escenarios ambientales.



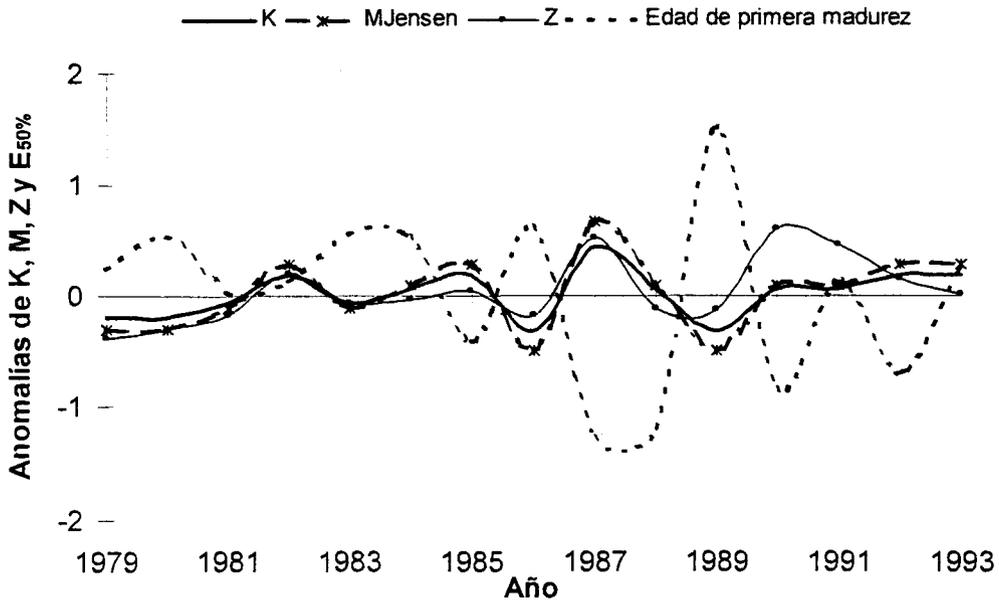
**Figura 27.** Capturas (A), abundancia de reclutas (B), biomasa de adultos (C) y biomasa explotable (D) anuales del camarón café *F. californiensis* en Sonora, estimadas al utilizar el modelo no lineal (al que se le incorporo la relación parentela-progenie MM3P) para los diversos escenarios ambientales.



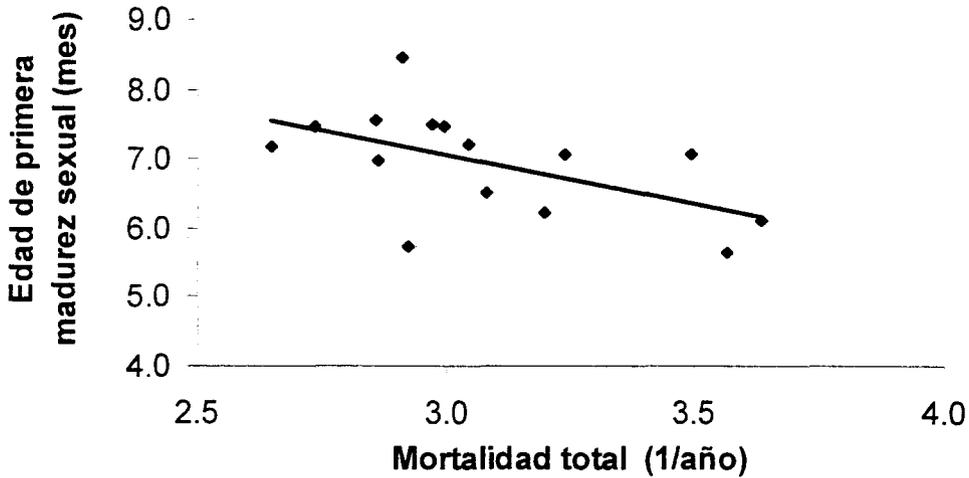
**Figura 28.** Origen de las cohortes que contribuyen a la captura (cohorte de primavera) y al desove (cohorte de otoño-invierno), así como la estructura de edades (edad 3 a 9) en las capturas del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. CONDICIONES PROMEDIO.



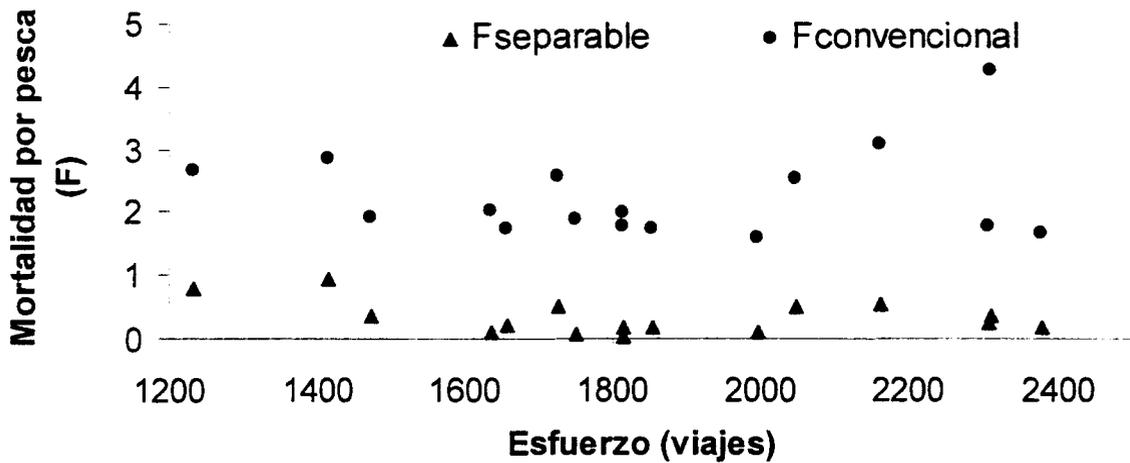
**Figura 29.** Origen de las cohortes que contribuyen a la captura (cohorte de primavera) y al desove (cohorte de otoño-invierno), así como la estructura de edades (edad 3 a 9) en las capturas del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. CONDICIONES CALIDAS.



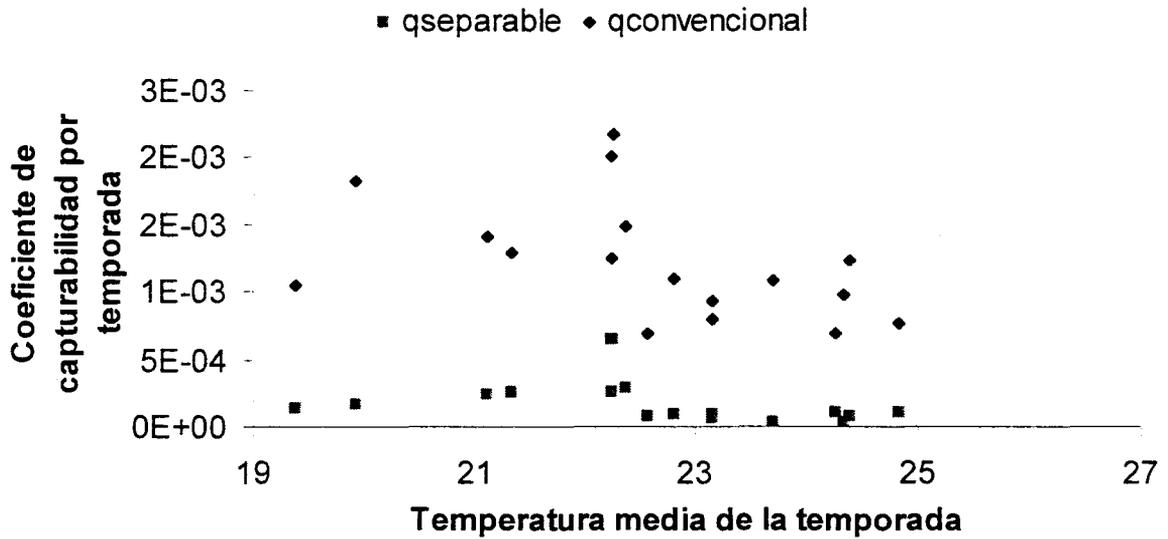
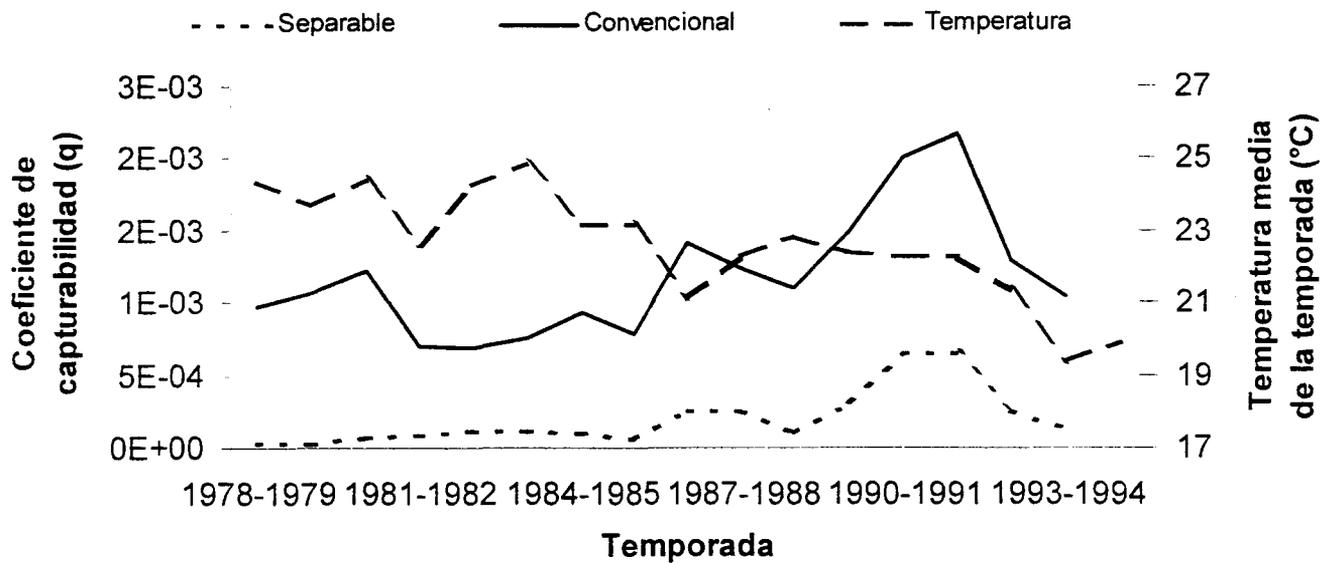
**Figura 30.** Anomalías anuales del coeficiente de mortalidad natural ( $M_{Jensen}$ ), mortalidad total (Z), tasa de crecimiento (K) y edad de primera madurez sexual ( $E_{50\%}$ ) del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. 1979-1994.



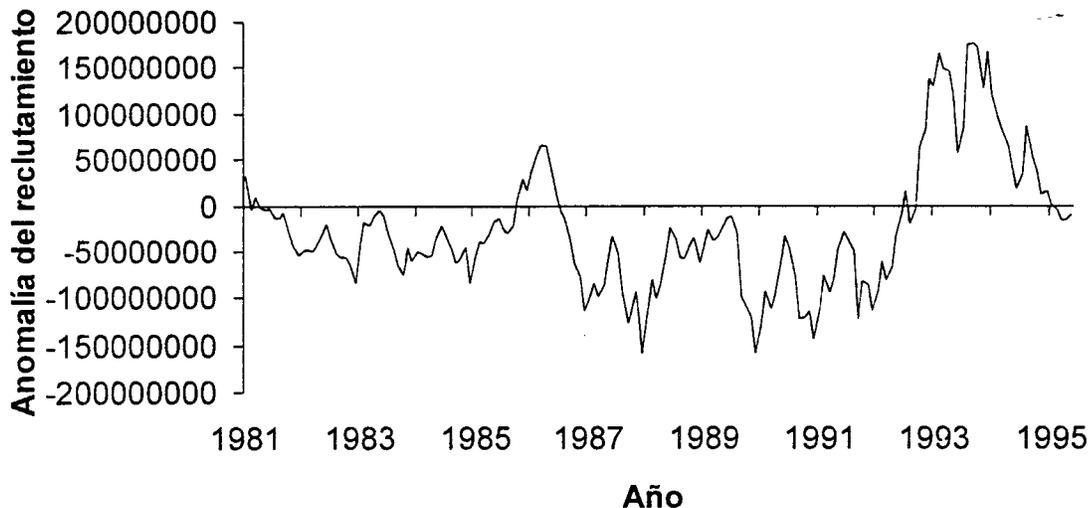
**Figura 31.** Relación entre la mortalidad total y la edad de primera madurez sexual del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México. 1979-1994.



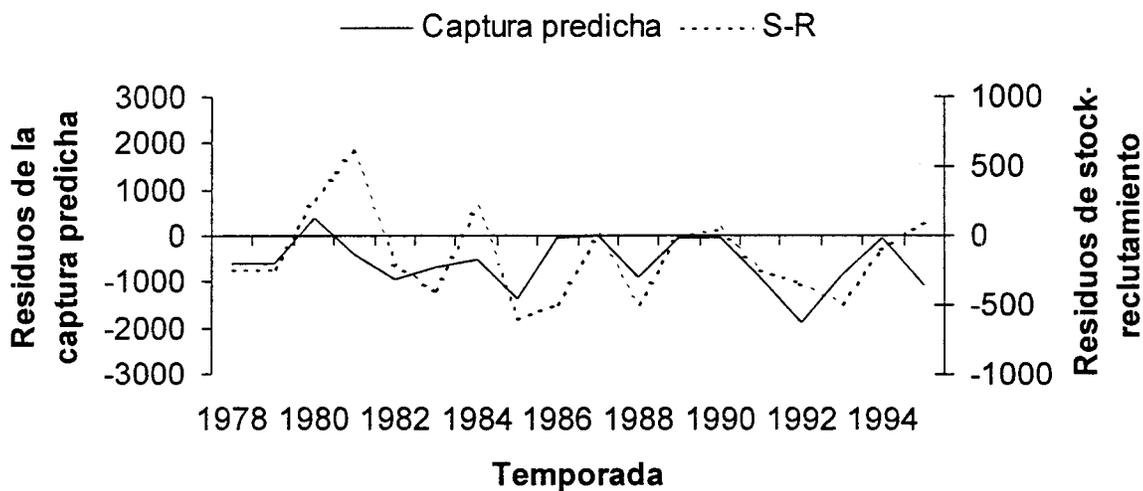
**Figura 32.** Relación entre el esfuerzo pesquero (viajes) y la mortalidad por pesca (F) del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México estimada mediante los dos métodos secuenciales (VPA y SVPA). 1979-1994.



**Figura 33.** Coeficiente de capturaridad  $q$  del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México estimada por el SVPA y VPA y su relación con la temperatura superficial del mar. 1979-1994.



**Figura 34.** Anomalías de reclutamiento del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México estimada por el SVPA. 1981-1995.



**Figura 35.** Residuos de la captura predicha y del reclutamiento predicho del camarón café *F. californiensis* en Sonora, México mediante el modelo no lineal.

**ANEXO**



















Cuadro 10. Clave edad - longitud para el camarón café *F. californiensis* en el litoral sonorense, México. Temporada 1987-1988.

1987		1988		Edad (meses)																					
Linferior	Lsuperior	200	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
35	35																								
40	40																								
45	45																								
50	50																								
55	55	1.58																							
60	60	93.68																							
65	65	99.98	0.02																						
70	70	99.31	0.69																						
75	75	70.69	29.30	0.01																					
80	80	2.87	96.86	0.27																					
85	85	0.03	96.21	3.76																					
90	90	60.52	39.23	0.24																					
95	95	6.95	89.32	3.71	0.02																				
100	100	0.25	75.86	23.42	0.46																				
105	105		26.55	67.36	5.97	0.11																			
110	110		2.91	67.11	28.15	1.80	0.04																		
115	115		0.12	27.83	58.09	13.10	0.84	0.02																	
120	120			4.43	48.38	38.97	7.66	0.55	0.01																
125	125			0.28	16.62	48.30	28.34	5.97	0.49	0.01															
130	130			0.01	2.33	24.72	42.08	24.24	6.04	0.57	0.01														
135	135				0.13	5.20	25.00	36.69	24.38	7.74	0.84	0.01													
140	140					0.45	5.89	20.50	31.87	27.37	12.24	1.67	0.01												
145	145					0.02	0.53	4.09	13.06	24.18	29.72	22.21	4.99	0.98	0.18	0.04	0.01								
150	150						0.01	0.21	1.22	3.88	8.75	16.12	25.30	19.95	11.82	6.15	3.08	1.57	0.84	0.48	0.29	0.19	0.13		
155	155								0.04	0.17	0.46	0.94	1.52	4.81	8.96	11.98	13.09	12.70	11.56	10.20	8.91	7.79	6.88		
160	160									0.01	0.02	0.02	0.01	0.08	0.45	1.55	3.68	6.78	10.47	14.29	17.88	21.04	23.71		





Cuadro 13. Clave edad - longitud para el camarón café *F. californiensis* en el litoral sonorense, México. Temporada 1990-1991.

1990		1991		Edad (meses)																						
Linferior	Lsuperior	1.00	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
31	35	100.00																								
36	40	100.00																								
41	45	99.99	0.01																							
46	50	98.33	1.67																							
51	55	13.79	86.21																							
56	60	0.02	99.86	0.12																						
61	65		96.42	3.58																						
66	70		38.27	61.63	0.10																					
71	75		1.02	97.29	1.69																					
76	80		0.01	81.97	17.94	0.08																				
81	85			22.79	75.11	2.09	0.01																			
86	90			1.40	83.01	15.37	0.22																			
91	95			0.03	40.79	55.62	3.52	0.04																		
96	100				6.45	71.67	20.96	0.91	0.01																	
101	105				0.37	37.53	53.37	8.40	0.32																	
106	110				0.01	7.67	55.79	32.33	4.05	0.14																
111	115					0.62	24.09	51.91	20.85	2.45	0.08															
116	120					0.02	4.28	34.70	43.42	15.67	1.85	0.05														
121	125						0.31	9.63	36.54	37.66	14.10	1.72	0.03													
126	130						0.01	1.10	12.37	33.93	35.35	15.25	1.96	0.02												
131	135							0.05	1.67	11.38	28.95	35.33	19.76	2.85	0.01											
136	140								0.09	1.39	7.58	20.86	33.94	29.54	5.90	0.63	0.05									
141	145									0.05	0.51	2.55	8.04	19.03	34.04	23.13	9.09	2.65	0.68	0.17	0.04	0.01				
146	150										0.01	0.09	0.36	1.03	2.44	10.50	19.85	22.03	17.53	11.46	6.76	3.82	2.15	1.24	0.74	
151	155													0.01		0.07	0.60	2.53	6.29	10.84	14.58	16.64	17.05	16.34	15.05	
156	160																	0.04	0.29	1.33	4.07	9.38	17.47	27.85	39.56	

1991	1992	Eclad (meses)																								
Linferior	Lsuperior	1.00	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
31	35	100.00																								
36	40	100.00																								
41	45	99.99	0.01																							
46	50	98.33	1.67																							
51	55	13.79	86.21																							
56	60	0.02	99.86	0.12																						
61	65		96.42	3.58																						
66	70		38.27	61.63	0.10																					
71	75		1.02	97.29	1.69																					
76	80		0.01	81.97	17.94	0.08																				
81	85			22.79	75.11	2.09	0.01																			
86	90			1.40	83.01	15.37	0.22																			
91	95			0.03	40.79	55.62	3.52	0.04																		
96	100				6.45	71.67	20.96	0.91	0.01																	
101	105				0.37	37.53	53.37	8.40	0.32																	
106	110				0.01	7.67	55.79	32.33	4.05	0.14																
111	115					0.62	24.09	51.91	20.85	2.45	0.08															
116	120					0.02	4.28	34.70	43.42	15.67	1.85	0.05														
121	125						0.31	9.63	36.54	37.66	14.10	1.72	0.03													
126	130						0.01	1.10	12.37	33.93	35.35	15.25	1.96	0.02												
131	135							0.05	1.67	11.38	28.95	35.33	19.76	2.85	0.01											
136	140								0.09	1.39	7.58	20.86	33.94	29.54	5.90	0.63	0.05									
141	145									0.05	0.51	2.55	8.04	19.03	34.04	23.13	9.09	2.65	0.68	0.17	0.04	0.01				
146	150										0.01	0.09	0.36	1.03	2.44	10.50	19.85	22.03	17.53	11.46	6.76	3.82	2.15	1.24	0.74	
151	155													0.01	0.00	0.07	0.60	2.53	6.29	10.84	14.58	16.64	17.05	16.34	15.05	
156	160																	0.04	0.29	1.33	4.07	9.38	17.47	27.85	39.56	

Cuadro 15. Clave edad - longitud para el camarón café *F. californiensis* en el litoral sonorense, México. Temporada 1992-1993.

1992		1993		Edad (meses)																							
Linferior	Lsuperior	1.00	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24		
31	35	100.00																									
36	40	100.00																									
41	45	100.00																									
46	50	99.77	0.23																								
51	55	51.52	48.48																								
56	60	0.14	99.84	0.02																							
61	65		99.40	0.60																							
66	70		78.97	21.02	0.01																						
71	75		5.89	93.73	0.37																						
76	80		0.07	95.23	4.69	0.01																					
81	85			57.70	41.93	0.36																					
86	90			6.89	88.15	4.93	0.03																				
91	95			0.26	70.70	28.35	0.69																				
96	100				22.02	70.08	7.74	0.15																			
101	105				2.24	62.52	32.87	2.33	0.04																		
106	110				0.08	22.95	60.39	15.58	0.99	0.02																	
111	115					3.25	44.97	42.60	8.63	0.54	0.01																
116	120					0.18	13.87	48.75	30.77	6.05	0.39	0.01															
121	125						1.75	23.12	44.23	25.21	5.33	0.34															
126	130						0.09	4.54	25.59	39.42	24.10	5.89	0.36														
131	135							0.37	5.92	22.96	35.62	26.50	8.16	0.47													
136	140							0.01	0.54	4.92	16.99	30.69	31.56	14.43	0.80	0.06											
141	145								0.02	0.33	2.25	7.86	18.00	29.43	27.95	10.51	2.81	0.65	0.15	0.04	0.01						
146	150									0.01	0.09	0.47	1.59	4.18	10.04	20.36	22.48	17.18	10.67	5.98	3.24	1.77	1.00	0.59	0.37		
151	155											0.01	0.03	0.05	0.05	0.52	2.39	6.04	10.26	13.44	14.87	14.81	13.86	12.53	11.15		
156	160																0.02	0.21	0.96	2.92	6.60	12.00	18.63	25.80	32.88		









