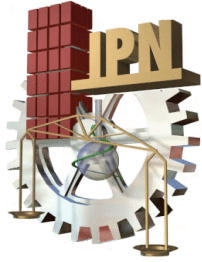


*La armonía total del Universo,
está formada por discordancias.*

Albert Einstein



Instituto Politécnico Nacional

Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas



IPN-CICIMAR

**MODELO DINÁMICO DE LA PESQUERÍA DE SARDINA
MONTERREY
(*Sardinops caeruleus*) DEL GOLFO DE CALIFORNIA, MÉXICO**

**Tesis que para obtener el grado de
DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS
Presenta:**

Susana Martínez Aguilar

La Paz, B.C.S. 2006



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 14:00 horas del día 5 del mes de Diciembre del 2005 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis de grado titulada:

"MODELO DINÁMICO DE LA PESQUERÍA DE SARDINA MONTERREY
(*Sardinops caeruleus*) DEL GOLFO DE CALIFORNIA

Presentada por el alumno:

MARTÍNEZ
Apellido paterno

AGUILAR
materno

SUSANA
nombre(s)

Con registro:

B	9	7	0	8	9	2
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante al grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **SU APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Director de tesis
PRIMER VOCAL

DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ

PRESIDENTE

DR. DANIEL LLUCH BELDA

SECRETARIO

DR. ERNESTO AARÓN CHÁVEZ ORTIZ

SEGUNDO VOCAL

DRA. YANIRA ARCE MISA GREEN RUIZ

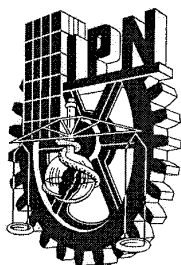
TERCER VOCAL

DR. MIGUEL ÁNGEL CISNEROS MATA

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO

DR. RAFAEL CERMANTES DUARTE

IPN
CICIMAR
DIRECCION



**INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 13 del mes Febrero del año 2006, el (la) que suscribe SUSANA MARTÍNEZ AGUILAR alumno(a) del Programa de DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS con número de registro B970892 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo al dirección de: DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ y cede los derechos del trabajo titulado: "MODELO DINÁMICO DE LA PESQUERÍA DE SARDINA MONTERREY (Sardinops caeruleus) DEL GOLFO DE CALIFORNIA" al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: susykey5@yahoo.com.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.


SUSANA MARTÍNEZ AGUILAR

nombre y firma

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT, por el apoyo económico (No. de registro 121720).

Al Instituto Nacional de la Pesca, por la información y las facilidades brindadas.

A mi esposo Dr. Juan Antonio de Anda Montañéz por su apoyo e insistencia (“*la lata*”) para finalizar este proyecto. por su colaboración y apoyo en la publicación de algunas ideas, por el financiamiento a través del proyecto CIBNOR-CONACyT (4275-T) para realizar el programa *Catchability*. Por proporcionarme una de las series históricas de datos de surgencia del Golfo de California. Por sus atinados comentarios.

A mis hijos por ser el estímulo más importante.

Al Dr. Francisco Arreguín-Sánchez por dirigir esta tesis, por su apoyo incondicional profesional y logístico, por su amistad y estímulo. Por las largas horas que dedico para discutir temas de mi Interés, por su disposición y colaboración para compartir y publicar algunas ideas. Por compartir conmigo sus conocimientos.

Al Dr. Miguel Ángel Cisneros Mata por las gestiones que realizó durante su estancia como alto mando en el Instituto Nacional de la Pesca, para que se me proporcionará la información necesaria y el tiempo para hacer realidad el desarrollo de este trabajo. Por compartir conmigo sus conocimientos, por su amistad, apoyo y estímulo.

A la Dra. Yanira A. Green Ruíz por proporcionarme la serie histórica de datos de huevos y larvas procedentes de los cruceros de plancton, por su asesoría y apoyo, por su amistad.

A los miembros del comité de tesis: Dr. Francisco Arreguín Sánchez, Dr. Miguel Angel Cisneros Mata, Yanira Artemisa Green Ruíz, Dr. Daniel Lluch Belda, Dr. Ernesto Chávez Ortíz. Por los comentarios que fortalecieron y enriquecieron este trabajo. *Les admiro y respeto.*

Al Dr. John F. Caddy por sus comentarios y sugerencias sobre el documento de mortalidad natural.

Al Dr. Enrique Morales Bojórquez, por compartir conmigo sus conocimientos sobre visual basic. Por la elaboración de las rutinas de visual basic del programa GIM y el apoyo durante el proceso de elaboración de *Catchability*. Por su colaboración en la publicación de algunas ideas

A. Dr. Mauricio Ramírez Rodríguez por la aportación de ideas durante el proceso de modificación del método GIM.

Al Dr. Manuel O. Nevárez Martínez y Dr. Salvador Lluch Cota, por proporcionarme una serie histórica de datos de surgencia del Golfo de California.

A los investigadores del proyecto pelágicos menores del Centro Regional de Investigación Pesquera-INP de Guaymas, Son., por su compañerismo y la valiosa información que me proporcionaron, en especial a Ma. de los Ángeles Martínez Zavala, por sus atenciones.

Al Dr. J. Antonio Díaz de León C. por su apoyo durante el tiempo que estuvo como Presidente del INP y al Ing. José de Jesús Gallo Ramírez por su apoyo durante su gestión como Director del C.R.I.P.-La Paz, B.C.S.

A todas aquellas personas que de alguna manera contribuyeron a la culminación de este proyecto.

DEDICATORIA

Con todo mi amor:

A mi esposo Juan Antonio
Por lo todo lo que me has dado: *GRACIAS, TE AMO.*

A mis hijos Juan Antonio y Atziri
estoy muy orgullosa de ustedes

Hijo, eras aún muy pequeño cuando leíste el libro *El Alquimista* de Cohelo y éste es el resumen que me diste:

*Pon metas en tu vida
y esfuérzate por alcanzarlas,
entonces y sólo entonces
el universo se confabulará
para que las logres.*

Sólo hazlo, sí funciona.

Hija, *mi pequeña*: Albert Einstein dijo:

*Hay una fuerza motriz más poderosa
que el vapor, la electricidad y la bomba atómica,
"la voluntad".*
Tú tienes mucha, sigue adelante.

A la memoria imborrable de mi segundo hijo.

A la memoria de mi PADRE. Hombre que no tuvo una enseñanza universitaria y para quien el ejercicio de la cultura no fue una necesidad profesional, sino una opción de vida: "*sólo vive el que sabe*".

A mi MAMÁ, por su amor y ejemplo.

A mis hermanos, por estar siempre conmigo.

A los padres de mi esposo, por su cariño.

A mis cuñados, sobrinos y familia: por mostrarme lo especial que es el cariño que sienten por mí.

A mis amigos: *Algunos más antiguos y otros más recientes, algunos alegres y expresivos, otros tímidos y callados, otros enojones e indiferentes, otros sinceros y bulliciosos...en fin, todos diferentes, todos especiales y muy valiosos.*

Contenido

Lista de Figuras.....	v
Lista de Tablas.....	vii
Resumen.....	ix
Abstract.....	xi

CAPÍTULO I

1.1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.2. ANTECEDENTES	
1.2.1. Consideraciones generales.....	4
1.2.2. Breve descripción del ciclo de vida.....	5
1.3. JUSTIFICACIÓN.....	11
1.4. PROPÓSITO DEL ESTUDIO. EL PROBLEMA.....	13
1.5. HIPÓTESIS	
Hipótesis nula (Ho).....	15
Hipótesis alternativa (Ha).....	15
1.6. OBJETIVO.....	15
1.7. ACTIVIDADES.....	16

CAPÍTULO II

2. MATERIAL Y MÉTODOS	
2.1. FUENTE DE DATOS.....	18
2.2. MARCO CONCEPTUAL.....	19

2.3. EL MODELO

2.3.1. Modelo conceptual.....	22
2.3.2. Modelo determinístico.....	26

2.4. EXPLORACIÓN DE DATOS

2.4.1. Observaciones generales.....	28
2.4.2. Inferencias sobre la exploración de datos.....	28

CAPÍTULO III

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Definición de la estrategia de manejo para la pesquería de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, con base en las estimaciones de capturabilidad.

La capturabilidad y su variación.....	30
Actividades.....	32
Modelo determinístico de capturabilidad.....	33
Cambios de la capturabilidad en función de la longitud.....	33
Variación interanual de la capturabilidad.....	36
Mortalidad por pesca y abundancia de la población.....	36
Tasa de explotación.....	37
Escape proporcional.....	37
Estimaciones de capturabilidad.....	37
Trascendencia de la capturabilidad.....	49
Inferencias sobre la capturabilidad.....	55

3.2. Mortalidad natural y estadios del ciclo de vida de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, con base en la división de tiempo gnomónico.

Tasa de mortalidad natural.....	57
Método de Intervalos Gnomónicos.....	59
Modificaciones al Método de Intervalos Gnomónicos.....	60
Estudio de caso	61
Estimaciones de mortalidad natural.....	64
Trascendencia de la mortalidad natural.....	66
Inferencias sobre la tasa de mortalidad natural.....	78

3.3. Crecimiento poblacional de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California. El estado de salud de la pesquería.

Consideraciones generales.....	79
Objetivo.....	80
Racional de la matriz de Lefkovitch.....	80
El modelo.....	81
Análisis de sensibilidad.....	84
Estudio de caso.....	84
Abundancia por clase de longitud.....	85
Clave longitud-edad.....	86
Vectores de abundancia.....	87
Evaluaciones.....	87
Trascendencia del análisis matricial.....	90
Inferencias sobre el análisis matricial.....	98

3.4. Estimación del tamaño poblacional de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California y el efecto del uso de una tasa de mortalidad contante.

Consideraciones generales.....	99
Objetivo.....	100
Estructura de datos.....	100
Evaluaciones.....	102
Inferencias sobre la evaluación del tamaño poblacional.....	103

CAPÍTULO IV

4.1. CONCLUSIONES.....	111
4.2. RECOMENDACIONES.....	114

CAPÍTULO V

5.1. LITERATURA CITADA.....	115
------------------------------------	------------

ANEXOS

ANEXO 1. *Catchability*: programa computarizado para estimar el coeficiente de capturabilidad en función de la longitud.

ANEXO 2. *GIM*, programa computarizado para estimar la mortalidad natural y duración de los estadios del ciclo de vida de recursos pesqueros, basado sobre la división de tiempo gnomónico

ANEXO 3. Aplicaciones de *Catchability* y *GIM*. Artículos arbitrados.

Morales-Bojórquez, E., S. Martínez-Aguilar, F. Arreguín-Sánchez, M.O. Nevárez-Martínez. 2001. Estimations of catchability-at-length for the jumbo squid (*Dosidicus gigas*) fishery in the Gulf of California, México. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 42, 167/171.

Martínez-Aguilar S., F. Arreguín-Sánchez, E. Morales-Bojórquez. 2005. Natural mortality an life history stage duration of Pacific sardine (*Sardinops caeruleus*) based on gnomonic time divisions. *Fish. Res.* 71, 103-114.

Lista de figuras

- Fig. 1.1.** Áreas estadísticas de pesca de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) en el Golfo de California.....7
- Fig. 1.2.** Duración de la temporada de reproducción de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) durante 1972 a 1997. Golfo de California. (Modificado de Martínez-Závala *et al.* 2000).....8
- Fig. 1.3.** Promedio general por temporada de pesca de las tallas media y crítica (longitud patrón, LP) de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California. Temporadas de pesca 1972/73 a 1996/97. (Datos obtenidos de Martínez-Závala *et al.* 2000).....9
- Fig. 1.4.** Serie histórica de la captura del recurso sardina total y sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California y el esfuerzo pesquero ejercido, (E = número de viajes). Temporadas de pesca 1969/70 a 1997/98.....12
- Fig. 2.1.** Factores ambientales: a) Anomalías de la temperatura superficial del mar, TSM, (Octubre de 1972 a Septiembre de 1998) y b) Índices de afloramiento (Enero de 1972 a Septiembre de 1996). Golfo de California.....20
- Fig. 2.2.** Diagrama conceptual de los procesos que causan las variaciones en la abundancia en los diferentes estadios del ciclo de vida de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*). Fuentes de nutrición, mortalidad y probables mecanismos de control de la abundancia (modificada de Houde, 1987).....24
- Fig. 2.3.** Diagrama generalizado del modelo determinístico.....27
- Fig. 3.1.1.** a) Estimaciones promedio de capturabilidad por clase de longitud ($\bar{q}_{l,T}$), b) Coeficiente de variación de la capturabilidad por clase de longitud de las 26 temporadas de pesca y c) Coeficiente de variación de la capturabilidad por temporada de pesca.....40
- Fig. 3.1.2.** Tendencias de la tasa de cambio de la capturabilidad con la longitud en relación al equilibrio (26 temporadas de pesca).....41
- Fig. 3.1.3.** Variabilidad denso dependiente de la capturabilidad (arriba) y los patrones básicos de la relación entre la captura por unidad de esfuerzo ($CPUE$) y abundancia reportados por Harley *et al.* (2001), (abajo)..... 44
- Fig. 3.1.4.** Coeficiente de capturabilidad en función de la abundancia de la población.....45
- Fig. 3.1.5.** Serie histórica de datos de captura por unidad de esfuerzo observado ($CPUE_{obs}$) y calculado ($CPUE_{cal}$) y la abundancia de la población en número de peces (N_t).....46
- Fig. 3.1.6.** Estimación de la tasa de explotación óptima: a) Ajuste con el modelo exponencial de la tendencia de la serie histórica de la tasa de explotación en función de la abundancia y b)

ajuste con un modelo polinomial de la relación de la captura estimada y la abundancia de la población.....	48
Fig. 3.2.1. Tendencia decreciente de la tasa de supervivencia con la duración del estadio de larva temprana de la sardina (<i>Sardinops caeruleus</i>) del Golfo de California.....	73
Fig. 3.2.2. Relación inversa entre el valor de la constante a y la duración del estadio huevo.....	74
Fig. 3.2.3. Relaciones hipotéticas de la supervivencia, V , con la fecundidad (número de huevos/hembra/año) que pueden afectar de distinta forma el reclutamiento. Las combinaciones en A y B podría producir fuertes reclutamientos, mientras C y D producirían débiles reclutamientos.....	77
Fig. 3.3.1. Elasticidad ó sensibilidad proporcional de I a cambios en fecundidad F_i , supervivencia mientras queda en el mismo estadio P_i y supervivencia con crecimiento G_i	89
Fig. 3.3.2. Elasticidad o sensibilidad proporcional de I a cambios en la probabilidad de supervivencia por estadio p_i y a cambios en la duración del estadio d_i	91
Fig. 3.4.1. Tendencia promedio anual de la capturabilidad.....	104
Fig. 3.4.2 . Promedio anual de las estimaciones de la vulnerabilidad con mortalidad natural y capturabilidad constantes.....	106
Fig. 3.4.3 . Promedio anual de las estimaciones de la vulnerabilidad con mortalidad natural variable y capturabilidad constante.....	107
Fig. 3.4.4. Estimaciones de abundancia anual, con mortalidad natural constante y variable y capturabilidad constante, para la sardina Monterrey (<i>Sardinops caeruleus</i>) del Golfo de California.....	108
Fig. 3.4.5. Diferencias porcentuales de las estimaciones de abundancia anual con mortalidad natural constante y variable para la sardina Monterrey (<i>Sardinops caeruleus</i>) del Golfo de California.....	109

Lista de tablas

Tabla 3.1.1. Criterios de evaluación para las probabilidades de la matriz de crecimiento por clase de longitud. Modificado de Shepherd (1987).....	35
Tabla 3.1.2. Estimaciones de capturabilidad por clase de longitud por temporada de pesca, ($q_{l,i}$), obtenidas con el Método Determinístico de Capturabilidad (<i>MDC</i>), a través del programa <i>Catchability</i>	39
Tabla 3.1.3. Cambios relativos anuales de la capturabilidad, b_t , y el índice de reclutamiento, a_t , por temporada de pesca.....	42
Tabla. 3.1.4. Estimaciones por temporada de pesca de: capturabilidad promedio \bar{q}_t , mortalidad por pesca F_t , captura observada Ct_{obs} , abundancia de la población N_t , tasa de explotación U_t y el escape proporcional K_t	47
Tabla 3.2.1. Estimaciones de fecundidad reportadas en la literatura para la sardina (<i>Sardinops caeruleus</i>) de la Corriente de California y el Golfo de California.....	63
Tabla 3.2.2. Tasa instantánea de mortalidad natural y duración de los estadios de desarrollo reportados por Butler et al. (1993) y aquellos estimados por el método GIM para la sardina (<i>Sardinops caeruleus</i>) de la Corriente de California y Golfo de California.....	65
Tabla 3.2.3. Estimaciones de vectores de mortalidad natural y duración de los estadios de desarrollo de la sardina (<i>Sardinops caeruleus</i>) en el Golfo de California, iniciando con diferente duración del estadio huevo.....	67
Tabla 3.2.4. Valores de mortalidad natural reportados para sardina (<i>Sardinops caeruleus</i>) para los distintos estadios de desarrollo. El número de intervalos gnomonicos son dados para comparación.....	68
Tabla 3.2.5. Tasas de supervivencia diarias para distintos estadios de desarrollo (V_i) en el ciclo de vida de sardina Monterrey (<i>Sardinops caeruleus</i>) del Golfo de California, estimados con el método GIM.....	70
Tabla 3.3.1. Promedio de fecundidad por edad obtenido de reportes en la literatura para la sardina Monterrey (<i>Sardinops caeruleus</i>) de la Corriente de California y el Golfo de California. Modificado de Martínez-Aguilar et al. (2005).....	92
Tabla 3.3.2. Parámetros de la historia de vida específicos por estadio de la sardina Monterrey (<i>Sardinops caeruleus</i>).....	93
Tabla 3.3.3. Vectores de abundancia (número de peces) por estadio del ciclo de vida de la sardina Monterrey (<i>Sardinops caeruleus</i>).....	94
Tabla 3.3.4. Clave longitud-edad en términos de probabilidad (MP) para la sardina Monterrey (<i>Sardinops caeruleus</i>).....	95

Tabla 3.3.5. Elementos de la matriz de transición A	96
Tabla 3.4.1 . Capturabilidad q y mortalidad natural M por edad.....	105

Resumen

Este trabajo representa el primer estudio integral de la población de sardina monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California. El documento expone bases conceptuales y herramientas analíticas simplificadas que pueden ayudar en la evaluación y manejo de esta pesquería y de otros recursos pesqueros. Los resultados obtenidos apoyan la hipótesis de que *“Las tasas vitales de los distintos estadios del ciclo de vida de la sardina monterrey definen el tamaño y resiliencia de la población y por lo tanto de los rendimientos pesqueros”*. Los cambios en las tasas vitales quizá debidos a factores ambientales ó a la pesca, fueron acoplados en un modelo dinámico integrado y puede ser usado como herramienta de manejo. El modelo elegido para el análisis integral fue la matriz de Lefkovitch, pues es una técnica sencilla y flexible que permite incorporar la historia de vida del recurso (huevos a adultos), y proporciona información acerca de la respuesta de la población a la actividad pesquera. La suposición fundamental de este procedimiento es que todos los individuos en un estadio de desarrollo están sujetos a idénticas tasas de mortalidad, crecimiento y fecundidad, pero que son diferentes entre estadios. Generalmente esta técnica es utilizada para pronosticar tamaños de población, sin embargo, en este caso debido al estado actual del recurso (aprovechado al máximo permisible), la propuesta es utilizar esta técnica en la estimación de la tasa de crecimiento poblacional vigente, para establecer una tasa de mortalidad por pesca que mantenga un valor esperado de crecimiento poblacional con la finalidad de administrar el recurso dentro de un contexto de manejo adaptativo.

La investigación proporcionó, para cada estadio de desarrollo (huevo, larva con saco vitelino, larva temprana, larva tardía, juvenil temprano, juvenil, adulto temprano, adulto y adulto tardío), estimaciones de abundancia, capturabilidad, mortalidad por pesca (también se expresan por clase de longitud), y mortalidad natural. Las evaluaciones de abundancia y los parámetros, fueron obtenidos con base en los datos de captura y esfuerzo de los desembarcos comerciales, de una serie de 26 temporadas de pesca comprendidas entre 1972/73 y 1997/98, así como, de datos de cruceros oceanográficos de estudios de plancton, realizados entre 1971 y 1987. Las estimaciones fueron combinadas con datos de estudios de fecundidad reportados en la literatura. Los valores de fecundidad fueron promedios de distintas fuentes y se supone como constante sobre una tasa diaria. Aunque, es bien conocido que la fecundidad tiene un componente estacional y que la mayoría de las estimaciones de fecundidad están hechas durante el pico de la estación, la suposición fue necesaria porque para la sardina monterrey no existen datos detallados sobre reproducción y valores específicos de fecundidad por edad.

En el Golfo de California la captura de sardina monterrey inició en la temporada 1967/68. La pesquería rápidamente incrementó su importancia aplicando grandes mortalidades por pesca. El colapso ocurrió entre 1990/91 y 1991/92, seguida por una recuperación entre 1992/93 y 2003/04. Como dato, en la última temporada se capturaron 102,115 toneladas, con un esfuerzo de 2,118 viajes, la talla promedio estuvo entre 10.3 y 19.8 cm de longitud patrón, con un promedio de 15.61 cm. En la última década la población de sardina monterrey ha tenido fluctuaciones, pero se ha mantenido estable. El estado de salud de la pesquería se define como el de un recurso aprovechado al máximo permisible.

Abstract

This work represents the first integral study of the monterrey sardine (*Sardinops caeruleus*) population of the Gulf of California. The document exposes conceptual bases and simplified analytic tools that might help in the evaluation and management of this and other fisheries. The results support the hypothesis that "The vital rates of the life history stages of the monterrey sardine defines the size and resilience of the population and therefore of the fishing yields". Variations in the vital rates, likely due to environmental factors or fishing, were coupled in an integrated dynamic model that can be used as a management tool. The elected model for the integral analysis was the matrix of Lefkovitch, because it is a simple and flexible technique that allows for the incorporation of the life cycle of the resource (eggs to adults), and provides information about the population response to fishing activity. The fundamental assumption of this procedure is that all the individuals in a particular life history stage are subject to identical rates of mortality, growth and fecundity, but that they differ among stages. This technique is generally used to predict population size, however, in this case, due to the current status of the resource (harvested to the permissible maximum), the proposal is to use this technique to estimate the rate of effective population growth to establish a rate of fishing mortality that maintains an expected value of population growth with the purpose of managing the resource within an adaptative management context.

For each development stage (egg, larva with viteline sack, early larva, late larva, early juvenile, juvenile, early adult, adult and late adult), the investigation provided estimates of abundance, catchability, fishing mortality (they are also reported by length), and natural mortality. The evaluations of abundance and parameters, were obtained from the effort and capture data of commercial landings of a series of 26 fishing seasons between 1972 and 1998, as well as, from oceanographic data collected for plankton studies carried out between 1971 and 1987. The estimates were combined with fecundity data reported in the literature. The fecundity values were averages from different data sources are assumed to be constant on a daily rate. Although, it is well-known that fecundity has a seasonal component and that most of the estimates are made during the peak of the season, this assumption was necessary because detailed reproductive and specific values of fecundity per age data do not exist for monterrey sardine.

In the Gulf of California the monterrey sardine catch began in the 1967/68 season. The fishery quickly increased its importance causing big fishing mortalities. The collapse occurred between 1990/91 and 1991/92, were followed by a recovery between 1992/93 and 2003/04. In the last season, 102,115 tons were captured with an effort of 2,118 trips, the average individual size was between 10.3 and 19.8 cm of standard length with an average of 15.61 cm. In the last decade the monterrey sardine population fluctuated, but it is has remained stable since 1992/93 to date. The status of the fishery is defined as that of a resource harvested to the permissible maximum.

CAPITULO I

El análisis y evaluación de los recurso pesqueros de los últimos años ha dado mayor importancia al estudio del ciclo de vida y al papel que juega el ambiente, no sólo en un estadio determinado sino dentro del ciclo de vida completo. La sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, pasa por múltiples estadios que sucesivamente ocupan distintos ambientes lo que provoca que las condiciones para la supervivencia varíen independientemente dentro de cada ambiente o estadio. Cambios insignificantes en las tasas vitales (mortalidad, crecimiento, fecundidad) de los distintos estadios pueden provocar variaciones importantes en la supervivencia y en consecuencia en el reclutamiento del cual depende la abundancia de la población y los rendimientos pesqueros. Bajo este marco en este capítulo se hacen algunas consideraciones generales sobre la sardina Monterrey y se plantean las hipótesis y objetivos del trabajo.

Palabras clave: tasas vitales, ciclo de vida, pesquería, sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*), Golfo de California.

1.1. INTRODUCCIÓN

Las fluctuaciones de abundancia de las poblaciones y los procesos que las causan, ha sido un problema central en investigaciones pesqueras. Russell (1931) planteó que la productividad de una población esta determinada por el balance entre incrementos debidos a reclutamiento y crecimiento, y perdidas debidas a la mortalidad natural y por pesca. En la actualidad es frecuente que los análisis de la dinámica de los recursos marinos sean realizados con base en modelos matemáticos y estadísticos. De esta forma se puede investigar, prever y pronosticar el comportamiento y las posibles respuestas de los recursos ante la presión de la pesca y del medio ambiente. Algunos de estos modelos consideran que factores como reclutamiento, crecimiento, mortalidad natural y por pesca actúan de igual manera en los distintos estadios de desarrollo de las especies. Esta característica no necesariamente ha sido salvada con los modelos estructurados por clase de longitud o edad. Solo en algunos casos los modelos consideran explícitamente las etapas tempranas del ciclo de vida.

Para analizar la dinámica de una población con base en el ciclo de vida completo son necesarios datos biológicos específicos para cada estadio del ciclo de vida como son:

tasas de crecimiento y mortalidad, cambios en talla ó edad de primera madurez y datos de fecundidad. También se requiere información de los factores ambientales que afectan a cada uno de los estadios de su ciclo de vida. En ocasiones existe una gran cantidad de información sobre aspectos biológicos y pesqueros de algunas especies la cual puede ser utilizada para aplicar este tipo de enfoque. Tal es el caso del stock de la sardina del Pacífico (*Sardinops caeruleus*) distribuida en el Golfo de California, comúnmente llamada en la región sardina Monterrey. En este trabajo se recopila la información disponible sobre este stock y se analiza la tendencia de la población, considerando su ciclo de vida completo. En este primer capítulo se hace el planteamiento general del problema, antecedentes, justificación, las hipótesis, objetivo y actividades del trabajo. En el segundo capítulo se describe el material y métodos de análisis. Se presenta el marco y el modelo conceptual e inferencias resultado de la exploración de los datos disponibles sobre la biología y la pesquería de la sardina Monterrey.

En la exploración de los datos se evidenció que la mejor información disponible corresponde a los datos de captura, C , y esfuerzo, E . En la teoría de la dinámica de poblaciones explotadas ahora se reconoce que la captura por unidad de esfuerzo, $CPUE$, no necesariamente refleja de manera lineal los cambios en la abundancia. La mayoría de los modelos tradicionales con $CPUE$ suponen proporcionalidad constante entre la $CPUE$ y la abundancia de la población, N : $CPUE = q \cdot N$, donde q es el coeficiente de capturabilidad. La teoría indica que la violación del supuesto de q constante puede conllevar a sesgos en la evaluación debidos a *hiperestabilidad* e *hiperdepleción* (Hilborn y Walters 1992). En el Capítulo III.3. Resultados y discusión, sección 3.1: se aborda la naturaleza de los cambios en el valor de q en función de la longitud, abundancia, del tiempo y de la cantidad de pesca. Se presenta un modelo conceptual de las situaciones más comunes de no constancia en la proporcionalidad de q con la abundancia. Para esta sección se construyó un programa llamado *Catchability*, que permite estimar q para cada clase de longitud de los organismos. El programa y manual de usuario se anexa al final del documento.

La mortalidad natural M , es otro de los parámetros importantes en modelos de evaluación y manejo de recursos pesqueros. El no considerar su variación podría

enmascarar los beneficios obtenidos a través de la incorporación de la dinámica de la capturabilidad. La práctica convencional ha sido suponer M constante, para todas las edades o tallas; o bien en las edades o tallas susceptibles a ser explotadas. Este supuesto se discute ampliamente en el Capítulo III, sección 3.2. Son pocas especies para las que ha sido evaluado el valor de M en los distintos estadios tempranos del ciclo de vida. La variabilidad en la duración de los estadios del ciclo de vida es el resultado de la variación en la tasa de crecimiento, la cual depende del alimento disponible y de factores ambientales. Mortalidad y crecimiento son dos procesos estrechamente relacionados que actúan conjuntamente para determinar la supervivencia específica de los estadios. El Capítulo III, sección 3.2 se refiere a la determinación de la mortalidad natural y duración de los distintos estadios del ciclo de vida de la sardina Monterrey. Para esto, se desarrolló un programa nombrado GIM (Gnomonics Intervals Mortality) por las siglas en inglés del método en que se basa. GIM estima la mortalidad natural para los distintos estadios de desarrollo de especies con longevidad de un año o más. El programa y el manual de usuario son incorporados al final del documento.

En ecología de poblaciones la relación entre nacimientos y supervivencia se utiliza para explorar el crecimiento de una población. La relación determina si el tamaño de una población se incrementa, decrece ó se mantiene constante en un periodo de tiempo determinado. Bajo este marco, se estableció el estado de salud del recurso sardina Monterrey y sus perspectivas de uso sustentable. El análisis se realizó con base en la matriz de Lefkovitch. El modelo se presenta en Capítulo III, sección 3.3.

En el Capítulo III, sección 3.4 se comparan los resultados obtenidos en el capítulo anterior con respecto a los métodos aplicados tradicionalmente. De manera particular se aborda el efecto que tiene suponer una mortalidad natural constante y se introduce en la evaluación el concepto de vulnerabilidad del recurso como parte de la evaluación del tamaño poblacional.

En el Capítulo IV se hace la conclusión general, se efectúa la valoración de la hipótesis nula planteada en el Capítulo I y se puntualizan algunas recomendaciones para el manejo de la pesquería de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California. En el Capítulo V, se enlista la literatura citada.

1.2. ANTECEDENTES

1.2.1. Consideraciones generales

La importancia en el mundo de los clupeoideos, especialmente la sardina y la anchoveta, es debido a los altos volúmenes de captura y a los altos costos económicos y sociales que representan las variaciones en su biomasa. En México, el Golfo de California es la principal área de captura del recurso sardina, constituido por un grupo de especies de las cuales la sardina del Monterrey (*Sardinops caeruleus*, Whitehead y Rodríguez 1995), es la que predomina en la composición de la captura y es la base de esta pesquería. Las capturas de esta especie han presentado grandes variaciones en el tiempo, las cuales se han relacionado con la disponibilidad del recurso. Los cambios en disponibilidad han sido atribuidos a las fluctuaciones interanuales del clima oceánico, a los patrones de circulación, a la temperatura superficial del mar y a los efectos de la pesca. Estos factores de variación también han sido evidentes en otras poblaciones de pelágicos menores del mundo, lo cual ha trascendido en el enfoque de las investigaciones. El enfoque clásico en el análisis de pesquerías ha sido utilizar información de los organismos de tallas o edades totalmente reclutadas a la pesquería, lo cual cubre solo una parte del ciclo de vida de las especies. Algunos de estos trabajos abordan aspectos biológicos y pesqueros relacionados con factores ambientales. Sin embargo, en los últimos años se ha dado mayor importancia al estudio del ciclo de vida de los recursos y al papel que juega el ambiente no sólo en un estadio determinado sino dentro del ciclo de vida completo (Fogarty 2000).

La sardina del Pacífico, pasa por múltiples estadios que sucesivamente ocupan distintos ambientes lo que provoca que las condiciones para la supervivencia varíen independientemente dentro de cada ambiente o estadio (Munch y Conover 2000). Cambios insignificantes en las tasas vitales (mortalidad, crecimiento, fecundidad) de los distintos estadios pueden provocar variaciones importantes en la supervivencia y en consecuencia en el reclutamiento del cual depende la abundancia de la población y los rendimientos pesqueros (Hjort 1914). La evaluación y análisis de las tendencias de la abundancia de esta sardina con base en su ciclo de vida completo, requiere información específica para cada estadio: tasa de crecimiento y mortalidad, cambios en talla ó edad de primera madurez, datos de fecundidad, series de datos ambientales y de la

pesquería. Indudablemente, son escasos los recursos pesqueros que cuentan con la información completa o precisa. No obstante, para la sardina *Sardinops caeruleus* existe una gran cantidad de información aislada sobre distintos aspectos biológicos y pesqueros que puede ser utilizada para explorar este tipo de estudio. Esta investigación tiene como objetivo ampliar los alcances del enfoque clásico del análisis de pesquerías, integrando la mayor parte de la información del recurso sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, en sus diferentes etapas de desarrollo biológico y pesquero.

1.2.2. Breve descripción del ciclo de vida

Un aspecto importante del ciclo de vida de la sardina Monterrey son los movimientos migratorios que realiza dentro del Golfo de California. Las migraciones están asociadas con procesos reproductivos y patrones de surgencia (De Anda-Montañez *et al.* 1994). Los adultos migran de norte a sur a lo largo de la costa este del Golfo desovando en la estación de surgencia durante el invierno (noviembre-abril), época en que es capturada. En verano, el recurso emigra hacia el norte replegándose en los alrededores de las islas Ángel de la Guarda y Tiburón, cerrando así el ciclo migratorio (Holguín *et al.* 1982, Estrada-García *et al.* 1986, Cisneros-Mata *et al.* 1987, 1988 y 1989, Hamman *et al.* 1988). Cisneros-Mata *et al.* (1991), sugieren que una parte del recurso migra a lo largo de la costa occidental hasta la altura de Santa Rosalía, para después cruzar al Golfo y llegar a la zona sur de Sonora, con un regreso en sentido inverso. También mencionan que la migración por la costa occidental del Golfo puede efectuarse más al sur, hasta Isla del Carmen. Otro planteamiento alternativo fue que la población sureña de la costa occidental de Baja California, en su movimiento migratorio hacia el sur, ingresa al Golfo de California por la costa occidental, particularmente en temporadas anormalmente frías. Para esta especie, las principales áreas de captura dentro del Golfo son las costas de Puerto Peñasco y Guaymas en la costa de Sonora y los principales puertos de desembarco son Guaymas y Yavaros, Sonora (Fig. 1.1).

La sardina del Pacífico desova en una amplia zona de la costa oriental del Golfo, pero principalmente frente a las costas de Guaymas y Yavaros, Sonora (Cisneros-Mata *et al.* 1987, 1988, 1989 y 1991). El desove se extiende generalmente de noviembre a mayo o

puede comenzar en octubre con picos en enero y febrero (Fig. 1.2). La frecuencia de desoves dentro del Golfo de California no ha sido establecida. La talla mínima de madurez puede estar entre los 12.5 y 13.0 cm de longitud patrón (en organismos menores de un año de edad). Alcanza la talla crítica (talla a la cual el 50% de la población por lo menos tuvo un evento reproductivo), entre los 15.5 y 16.5 cm (2 años de edad relativa) (Torres-Villegas *et al.* 1986). Probablemente por efecto del ambiente, sardinas de la misma talla pueden presentar distintos estadios de madurez en el mismo mes y a lo largo de la temporada, por lo que la talla crítica varía. La Figura 1.3 muestra el promedio general por temporada de pesca de la talla crítica y su relación con la talla media de captura de las temporadas comprendidas entre 1972/73 y 1997/98. A partir de la temporada 1982/83 la talla crítica fue mayor que la talla media de captura. Estrada-García *et al.* (1986) y Martínez-Závala *et al.* (2000), mencionan que la presencia de tallas críticas altas y mayores a la talla media de captura, la disminución en los grupos de edad y tasas de explotación mayores a 0.5 por intervalo de talla, son indicadores de sobrepesca del recurso.

Contrario a lo que se esperaría en un recurso sobreexplotado, después de las temporadas 1982/83 y 1983/84, cuando la talla media de captura y la talla crítica fueron las más bajas reportadas, la tendencia de los valores de estas tallas empiezan a incrementarse, pero vuelven a disminuir después de la temporada 1989/90. Para tener un marco de referencia se indica que la talla mínima legal de captura es de 15.0 cm y está respaldada en la talla crítica. Al no considerar aspectos como: cambios en la distribución espacial del recurso debido a las condiciones ambientales y los cambios en los movimientos de la flota (como ocurrió durante las temporadas 1982/83 a 1983/84, cuando la pesca se realizó en la zona de agregación de juveniles), o que existe segregación espacial por tallas, entonces el incremento de la talla media de captura sería consecuencia de reclutamientos débiles (presencia de pocos organismos jóvenes en la captura).

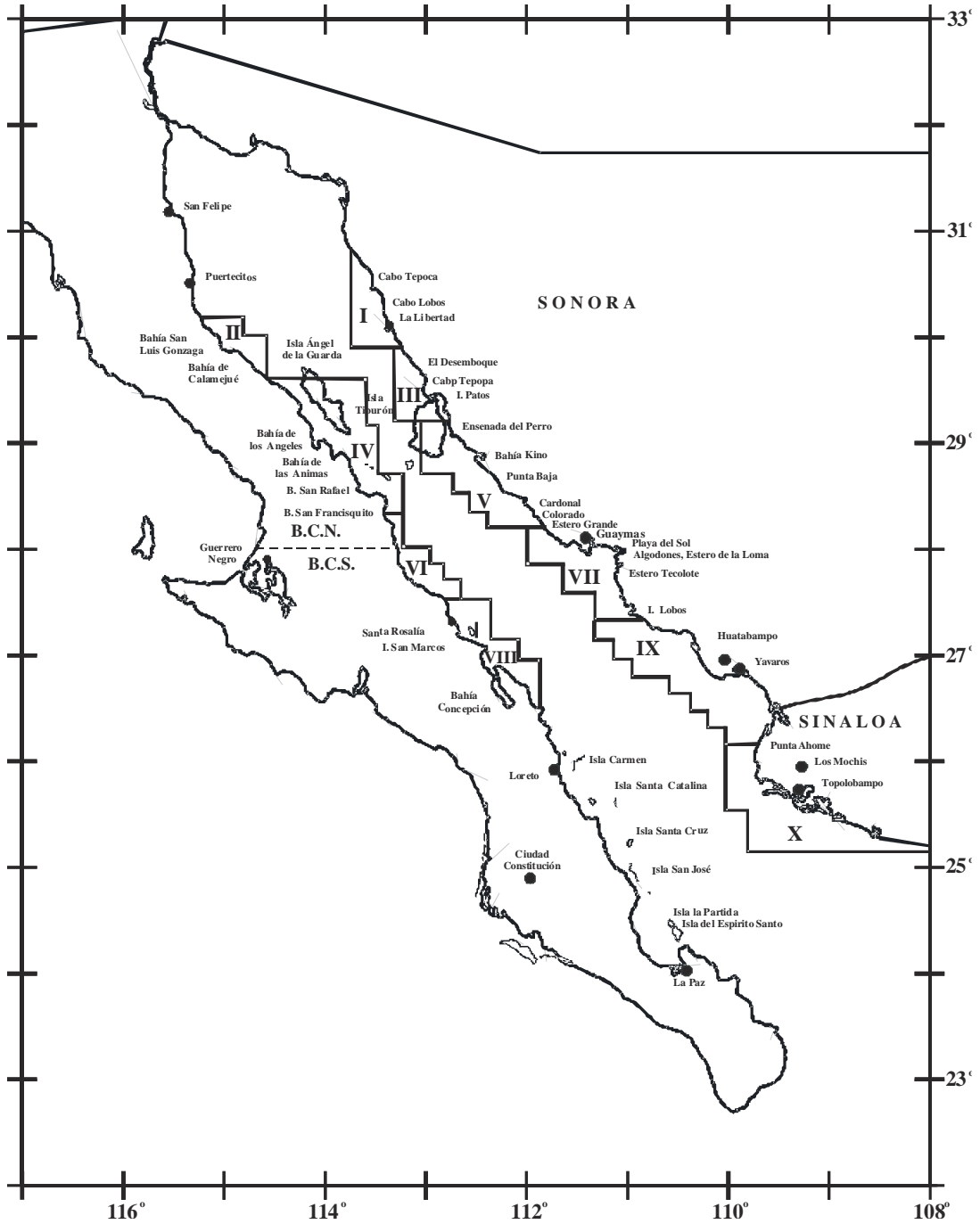


Fig. 1.1. Áreas estadísticas de pesca de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) en el Golfo de California (Modificada de Cisneros-Mata *et al.* 1989.)

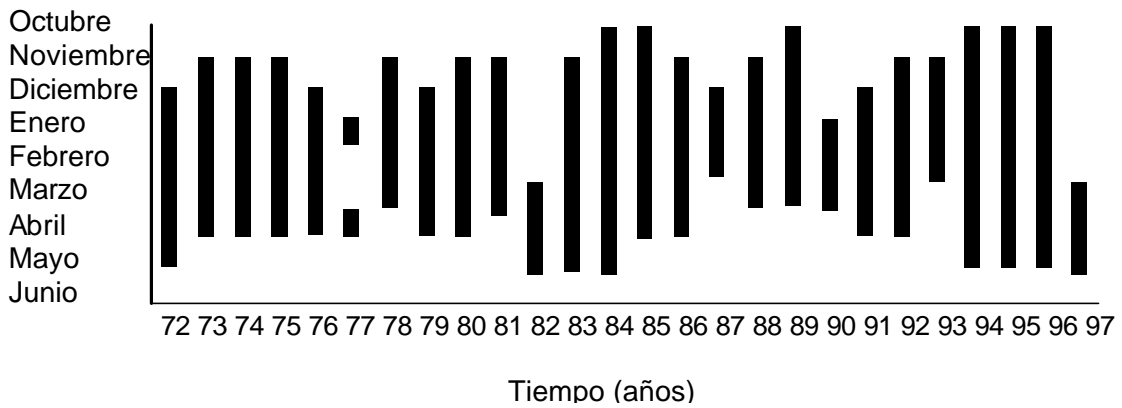


Fig. 1.2. Duración de la temporada de reproducción de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) durante 1972 a 1997. Golfo de California. (Modificado de Martínez-Zavala *et al.* 2000.)

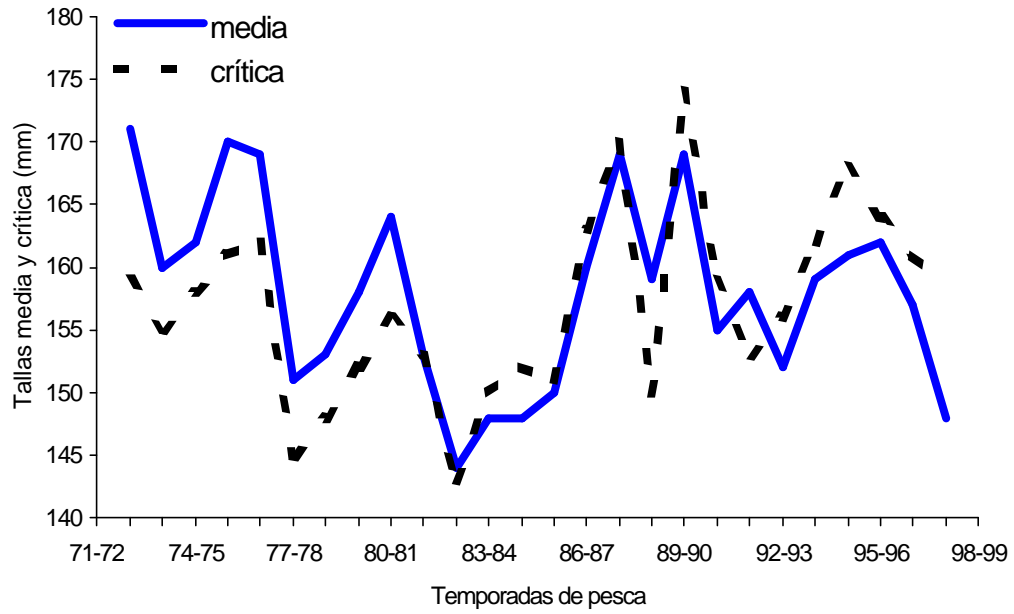


Fig. 1.3. Promedio general por temporada de pesca de las tallas media y crítica (longitud patrón, LP), de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California. Temporadas de pesca 1972/73 a 1996/97. (Datos obtenidos de Martínez-Zavala *et al.* 2000.)

En las temporadas 1972/73 a 1976/77, la captura estuvo sustentada principalmente por peces mayores a los 15.0 cm de Longitud Patrón (LP). A partir de la temporada 1977/78 hasta 1980/81, predominaron tallas entre los 13.5 y 15.5 cm de LP, aumentando la presencia de organismos aun más pequeños en las temporadas 1981/82 a 1984/85. Es importante destacar que en las temporadas 1977/78 y 1982/83 (temporadas en las que se registraron los organismos más pequeños de la serie histórica), la talla crítica presentó un valor más bajo. Es posible que la disminución o incremento del valor de la talla crítica sea sólo aparente debido a que en su determinación se considera sólo la estructura de la captura y esta probablemente no esta representando la estructura de la población. La proporción de sexos también es muy variable, principalmente en periodos intra-anales, pero generalmente es de 1:1 (Jiménez-Rodríguez 1991).

Otros aspectos del ciclo de vida de la especie han sido analizados solo para la fracción que se distribuye en las costas de California como por ejemplo que los huevos son fertilizados externamente después de haber sido expulsados a la columna de agua. El tiempo de desove es entre las 20:00 y las 00:00 horas a profundidades de hasta 100 metros. Los huevos recién desovados miden entre 1.0 y 1.1 mm de diámetro, pero al hidratarse la membrana exterior aumenta el diámetro a 1.7 mm. El desarrollo embrionario requiere de aproximadamente 3 días a 15 °C (Ahlstrom 1960). Las larvas miden alrededor de 3 mm de longitud patrón (edad promedio de 3 días) al eclosionar.

En las muestras de plancton analizadas para esta investigación se encontraron larvas de tallas de 2.0 y 2.5 mm, siendo, de manera general, las frecuencias registradas muy bajas. Las larvas miden entre 4.5 y 5 mm (edad promedio de 6.5 días) de longitud patrón (LP) al completar la absorción del saco vitelino. La osificación de la columna comienza a los 14 mm LP y termina a los 35 mm LP. Miden aproximadamente 25 mm (edad promedio de 45 días) al inicio de la metamorfosis y de 35 a 45 mm al completarla, a una temperatura de 15 °C. La duración de la fase planctónica de las larvas es entre uno y dos meses (Segovia 1991, Nevárez-Martínez 1990). La talla de reclutamiento tr , a la pesquería en el Golfo de California es de 88 mm que representa una edad entre siete y ocho meses (.60 y .67 años) (Cisneros-Mata *et al.* 1989 y 1991). No se encontró información sobre los eventos que sufre la sardina entre los dos y los siete meses de edad.

Con diferentes métodos analíticos y lectura de escamas se han reportado edades máximas de entre 6 y 7 años, con una longitud infinita determinada entre 25.2 y 27.0 cm de longitud patrón (De Anda-Montañez *et al.* 1999). Según Gaggiotti y Vetter (1999), para esta especie la conducta de formar cardúmenes es más importante durante el estadio de juvenil tardío (primer o segundo año de edad), cuando los requerimientos de alimentación de juveniles y peces viejos son similares.

La variación estacional de la longitud media de captura refleja el crecimiento y reclutamiento individual a la pesquería. De manera general, se ha observado que en los primeros meses de la temporada de pesca (octubre-diciembre), el componente mayor en las capturas corresponde a tallas grandes, de diciembre a marzo la estructura es bimodal debido a la presencia de juveniles y de marzo a junio la estructura de nuevo es unimodal con tallas adultas.

1.3. JUSTIFICACIÓN

El manejo de la pesca sobre el stock de sardina Monterrey del Golfo de California ha presentado grandes dificultades debido a las características intrínsecas de la especie como son: vida relativamente corta, formadora de cardúmenes, habitan y se desarrollan en ambientes dinámicos como frentes de corriente y áreas de surgencia (Álvarez-Borrego y Lara-Lara 1991, Cisneros-Mata *et al.* 1996). Además, se distribuye en aguas superficiales del mar y muy cercanas a la costa por lo que es más vulnerable a los cambios climáticos, oceanográficos y a la actividad pesquera, lo cual se ha visto reflejado en la gran variabilidad de los rendimientos (Fig. 1.4).

Las capturas de sardina en el Golfo de California se han registrado desde los inicios de la pesquería en la temporada 1967/68 a la fecha. Durante este tiempo, se han adoptado las siguientes tácticas de manejo: talla mínima legal, épocas y zonas de veda; pero no se ha establecido una estrategia de manejo formal.

Las tácticas de manejo se han apoyado en un número considerable de estudios que han abordado aspectos como distribución y abundancia, biología reproductiva, estructura de la población, variabilidad del reclutamiento, captura y esfuerzo.

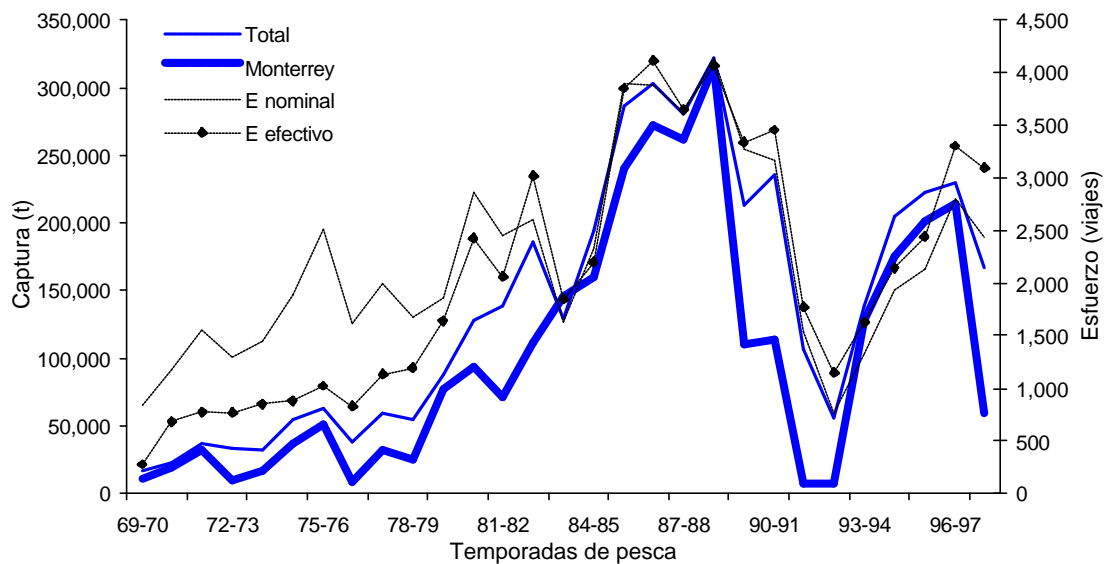


Fig. 1.4. Serie histórica de la captura del recurso sardina total y sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California y el esfuerzo pesquero (E) ejercido, (E = número de viajes). Temporadas de pesca 1969/70 a 1997/98. (Datos proporcionados por el Instituto Nacional de la Pesca a través del Centro Regional de Investigación Pesquera de Guaymas, Son.)

Se han elaborado también, modelos que implican análisis de capturabilidad, relaciones recurso-ambiente y análisis bioeconómicos (Cisneros-Mata *et al.* 1995 y 1996, Martínez-Aguilar *et al.* 1997, De Anda-Montañez y Seijo 1999).

Las estimaciones de biomasa y biomasa desovante se han realizado con distintos métodos como son: censo de huevos y larvas, análisis de capturas, estudios hidroacústicos y capturas por unidad de esfuerzo. Estas estimaciones han mostrado una gran variabilidad en los valores obtenidos, dependiendo de la época, áreas, intensidad y tipo de muestreo. Esto ha causado que los valores obtenidos sean difíciles de comparar entre sí. En las evaluaciones de abundancia y rendimientos también se han utilizado modelos de simulación de sistemas (De Anda-Montañez y Seijo 1999). En general, los métodos que han sido aplicados para evaluar la biomasa emplean sólo una parte del ciclo de vida de la sardina Monterrey, de las cuales la fracción totalmente reclutada a la pesquería ha sido la más utilizada por la disponibilidad de datos.

1.4. PROPÓSITO DEL ESTUDIO. EL PROBLEMA.

En la temporada de inicio de esta pesquería 1967/68 hasta la de 1974/75 la captura se incrementó con aumentos del esfuerzo pesquero, manteniendo aparentemente esta tendencia hasta la temporada 1988/89. Martínez-Aguilar *et al.* (1997) reportan que a partir de la temporada 1986/87 la abundancia del recurso empezó a declinar, pero la disminución drástica de las capturas se hizo patente hasta las temporadas 1990/91 y 1991/92 capturándose en esta última temporada 6,858 t. A partir de la temporada 1993/94 se observó una tendencia a la alza con 127,485 t seguida por 174,950 t en 1994/95 y 200,870 t en 1995/96 (Cisneros-Mata *et al.* 1997).

La disminución drástica en las capturas de las temporadas 1990/91-1991/92, se relacionó con el cambio en la estrategia de pesca: el periodo de explotación se extendió a los meses de verano y la captura estuvo sustentada por un gran número de organismos pequeños que en su mayoría no eran reproductores (1982/83 a 1983/84). La sobrepesca de reclutas afectó la tasa de renovación de la población por lo que empezó a decrecer la abundancia y aumentó la captura. Esta manifestación se atribuye

al comportamiento del recurso de formar densos cardúmenes aun cuando la abundancia esté disminuyendo (1986/87-1988/89), y es descrita a través de la relación no lineal entre el coeficiente de capturabilidad y la abundancia del recurso (Martínez-Aguilar *et al.* 1997).

Las capturas se incrementaron a partir de la temporada 1993/94. El aumento en las capturas se mantuvo hasta la temporada 1996/97 con 214,609 t. En la temporada 1997/98 se observaron incrementos de la temperatura superficial del mar provocadas por un fenómeno "El Niño", que coincidieron con una reducción en la captura de sardina Monterrey con 58,690 t disminuyendo más en la temporada 1998/99 a 51,300 t (Martínez-Zavala *et al.* 2000).

Desde los inicios de la pesquería los datos de la captura de sardina Monterrey han sido registrados mensualmente y obtenidos de manera sistemática, asentando la variación en la estructura de tallas. Al mismo tiempo se han registrado datos mensuales de temperatura superficial del mar e información que ha permitido determinar un índice mensual de surgencias. Todos estos datos han sido utilizados en un gran número de modelos, sin embargo, el estado del recurso y sus tendencias han sido difíciles de precisar. Uno de los principales problemas es que la captura por unidad de esfuerzo *CPUE*, es considerada como índice del tamaño de la población N , supuesto que no se cumple porque las condiciones ambientales y la distribución del recurso no son constantes (Csirke 1980). Además, se supone que la abundancia de la población y en consecuencia los rendimientos de la pesquería, no sólo dependen de las condiciones biológicas y ambientales de un estadio particular sino del conjunto de condiciones presentes en todo el ciclo de vida de la especie.

1.5. HIPÓTESIS

Hipótesis nula (Ho):

Las tasas vitales de los distintos estadios del ciclo de vida de la sardina Monterrey definen el tamaño y resiliencia de la población y por lo tanto de los rendimientos pesqueros.

Hipótesis alternativa (Ha):

Las tasas vitales de los distintos estadios del ciclo de vida de la sardina no son determinantes para explicar la variabilidad de la población y de los rendimientos pesqueros.

La Ho implica la necesidad de conocer las tasas vitales de los diferentes estadios del ciclo de vida de la especie, mientras que la Ha supone que las tasas vitales son constantes e independientes del estadio.

1.6. OBJETIVO

Construir un modelo dinámico integrado de la pesquería de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, que incorpore las diferentes etapas del ciclo de vida de la especie.

1.7. ACTIVIDADES

- 1.- Formular un modelo conceptual.
- 2.- Realizar una rutina de programación en hoja de cálculo, para la evaluación del coeficiente de capturabilidad.
- 3.- Evaluar el coeficiente de capturabilidad en función de la longitud.
- 4.- Obtener una rutina de programación en hoja de cálculo, para la determinación de la mortalidad natural y duración de cada estadio del ciclo de vida.
- 5.- Calcular la mortalidad natural para los distintos estadios del ciclo de vida de la especie.
- 6.- Determinar la duración de los diferentes estadios del ciclo de vida de la especie.
- 7.- Construir una tabla de vida.
- 8.- Estimar vectores de abundancia para el intervalo de tiempo analizado.

CAPITULO II

La percepción conceptual de los procesos que causan las variaciones en la abundancia de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California es incorporado en un modelo. El modelo se fundamenta en la consideración del proceso de reclutamiento, que incluye fuentes de nutrición, mortalidad y mecanismos de control de abundancia para los distintos estadios del ciclo de vida de la especie. Se realizó una exploración de la información disponible sobre los distintos estadios del ciclo de vida de esta sardina. La información consistió en datos de huevos y larvas de 28 cruceros de estudios de plancton realizados entre 1971 y 1987, la serie temporal de captura total del recurso sardina y de sardina Monterrey de las temporadas de pesca comprendidas entre 1972/73 y 1997/98; así como, datos de esfuerzo pesquero de la misma serie temporal. La exploración determinó dos importantes huecos de información: la escasez de registros de datos de la fase juvenil (entre 23 mm y 80 mm de longitud patrón) y la falta de estimaciones de fecundidad por edad.

Palabras clave: modelo conceptual, tasas vitales, estadios del ciclo de vida, abundancia, sardina *Sardinops caeruleus*, Golfo de California.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. FUENTE DE DATOS

Para el análisis se contó con datos de huevos y larvas de 28 cruceros de estudios de plancton realizados entre 1971 y 1987. De esta información solo se utilizaron los datos estandarizados a 1 m² de superficie marina (Smith y Richardson 1977). Los arrastres para obtener las muestras de plancton fueron oblicuos y verticales. Los arrastres oblicuos se realizaron con dos tipos de red: el tipo CalCOFI (red de aro de un metro de diámetro y luz de malla de 0.363 mm y 0.505 mm), y la red Bongo (0.6 m de diámetro y luz de malla de 0.363 y 0.505 mm). Los arrastres verticales, desde cien metros a la superficie, se hicieron con red tipo CalVET (0.25 m de diámetro y luz de malla de 0.333 mm) (Nevárez-Martínez 1990).

Para adultos se utilizó la serie temporal de captura de sardina total y de sardina Monterrey, procedente de los avisos de arribo de las embarcaciones sardineras que desembarcan en los Puertos de Guaymas y Yavaros, Son., de las temporadas de pesca de 1972/73 a 1997/98 y con datos de esfuerzo nominal y estandarizado (número de viajes), con base en la capacidad de carga respecto a la categoría de barco D para la

misma serie de tiempo. Los datos de muestreo masivo de las descargas comerciales de sardina Monterrey proporcionaron la composición de las capturas y la distribución de frecuencia de longitud por mes de las temporadas 1972/73 a 1997/98.

En cuanto a los factores ambientales, los datos de temperatura superficial del mar para las temporadas de 1972/73 a 1989/90 fueron aportados por el Servicio Meteorológico Nacional de Empalme, Son. De 1990/91 a 1995/96 se obtuvieron de Cisneros-Mata *et al.* (1997) y para 1996/97 y 1997/98 de Martínez-Zavala *et al.* (2000). Los índices de surgencia por mes de 1972 a 1996, fueron facilitados por Manuel O. Nevárez y Salvador Luch-Cota (com. pers. INP-CRIP de Guaymas, Son., CIBNOR, A.C.). Juan A. de Anda-Montañez (com. pers. CIBNOR, A.C.) proporcionó una serie temporal de índices mensuales de surgencia para el período comprendido entre 1972/73 a 1988/89 (Fig. 2.1).

2.2. MARCO CONCEPTUAL

En los diferentes intentos que se han hecho para explicar las fluctuaciones de la abundancia de peces clupeoideos se han planteado distintas hipótesis. Las hipótesis son explicadas en función de las causas de corto y de largo plazo. Las causas inmediatas son principalmente la inanición y la depredación. Aunque ambas son particularmente importantes en los primeros estadios del ciclo de vida de las especies, la depredación es un factor de variabilidad que actúa en todo el ciclo de vida. La pesca sobre edades o tallas totalmente reclutadas a la pesquería es también un componente importante en las fluctuaciones de corto tiempo (Lasker 1985, Houde 1987).

En cuanto a las fluctuaciones de largo plazo, la teoría clásica es la climática. Se supone que los cambios de la configuración de las corrientes oceánicas modifican los ecosistemas marinos, al tiempo que producen cambios climáticos. Detectar los cambios climáticos es difícil, y más los cambios hidrográficos de largo tiempo, por lo que generalmente se utilizan los sistemas biológicos como detectores (Larrañeta 1996). La principal teoría de largo tiempo es la del Régimen : Grandes fluctuaciones naturales de poblaciones de peces en escalas de tiempo largas e independientes de la actividad pesquera (Lluch-Belda *et al.* 1989 y 1992; Crawford *et al.* 1991; Swartzlose *et al.* 1999.)

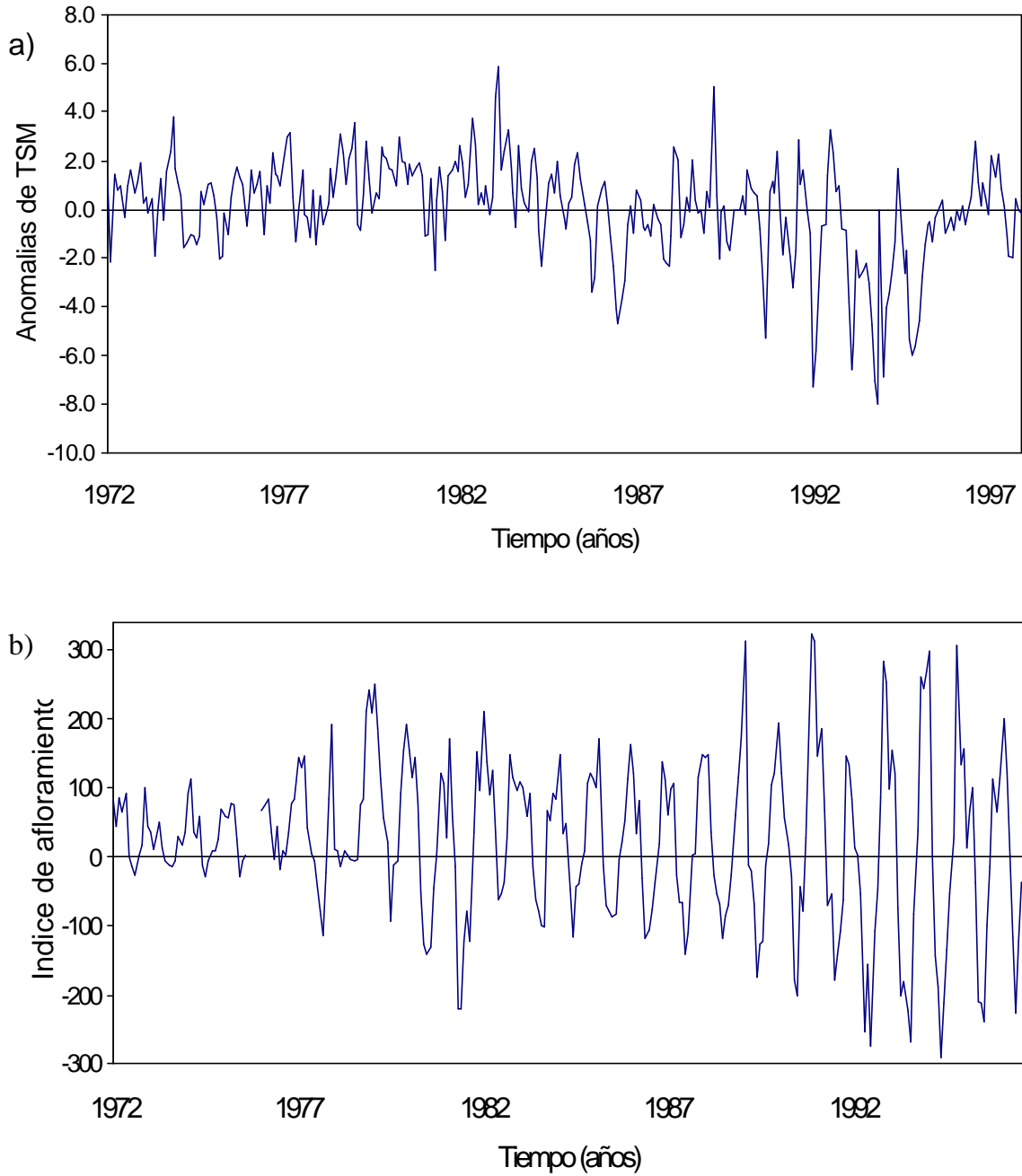


Fig. 2.1. Factores ambientales: a) Anomalías de la temperatura superficial del mar, TSM, (Octubre de 1972 a Septiembre de 1998) y b) Índices de afloramiento (Enero de 1972 a Septiembre de 1996). Los datos de temperatura provienen de la estación del Servicio Meteorológico Nacional de Empalme, Son. Los datos de afloramiento fueron facilitados por Manuel O. Nevárez y Salvador Luch-Cota (com. pers. INP-CRIP de Guaymas, Son., CIBNOR, A.C.).

El cambio climático es el resultado de los ciclos climáticos naturales que pueden ser de pocos años como *El Niño*-Oscilación del sur (ENSO), o de millones de años como el ciclo *Milankovich* de variaciones orbitales de la tierra. El clima también puede cambiar como resultado de acciones humanas prolongadas, como por ejemplo, la adición de gases a la atmósfera llamado *efecto invernadero*. Cualquiera que sea su origen, el cambio climático afecta la abundancia y distribución de los organismos, originando otro aspecto de variabilidad que es la espacial, lo cual es claramente ejemplificado por los incrementos y disminuciones en abundancia de peces pelágicos como la sardina de las costas de Japón, Perú, Chile y California asociados con grandes extensiones o contracciones geográficas (Schwartzlose *et al.* 1999; Rothschild 2000).

Las causas de tiempo corto y largo plazo pueden combinarse, provocando que las variaciones del reclutamiento no presenten una periodicidad fácilmente reconocible, lo cual dificulta su comprensión, predicción y en consecuencia el manejo de los recursos pesqueros.

Algunas de las hipótesis planteadas para explicar la variabilidad de las poblaciones de peces clupeoideos son: 1) el *periodo crítico* (la sincronía de larvas con alimento, inmediatamente después de absorber el saco vitelino, cuando inicia la alimentación externa); 2) *alimento*: suficiente, nutritivo y de tamaño adecuado; 3) *estabilidad*: un ambiente estable para formar y mantener la agregación de alimento; 4) *mecanismos de transporte de larvas*; 5) *depredación o inanición*; 6) *producción de huevos variable*, 7) *mortalidad diferencial*; 8) *el efecto de la actividad pesquera*; 9) las grandes fluctuaciones naturales de poblaciones de peces en escalas de tiempo largas e independientes de la actividad pesquera o la teoría de *El Régimen*; 10) los *eventos "El Niño"*: condiciones oceanográficas que involucran aguas calientes en un amplio intervalo de latitudes del Pacífico oriental y van acompañados de cambios en la circulación costera; 11) *estados del reclutamiento*: el reclutamiento es una serie de eventos azarosos causados por factores ambientales, independientes de la abundancia del stock pero con diferentes valores promedio durante periodos sucesivos de tiempo, (Hjort 1914, Lasker 1981, 1985, Parrish *et al.* 1981, Pepin y Myers 1991, Koslow 1992, Larrañeta 1996, Botsford *et al.* 1997, Gilbert 1997, Rothschild 2000). Según Lasker (1985), todos estos factores intervienen en la regulación del tamaño de las poblaciones pero no se sabe cuales y en que etapa de su ciclo de vida son principalmente limitantes en los clupeoideos. En el Golfo de California la sardina Monterrey ha presentado grandes fluctuaciones en su

abundancia, disponibilidad y vulnerabilidad y de acuerdo con las hipótesis antes mencionadas, las causas de esas fluctuaciones pueden ser resumidas en los siguientes planteamientos:

I.- Las desviaciones en las tasas vitales de los diferentes estadios del ciclo de vida de la sardina como resultado de cambios en las condiciones ambientales en cortos periodos de tiempo producen cambios importantes en la supervivencia y en el reclutamiento.

II.- La actividad pesquera intensa afecta la capacidad de reposición de la población debido a incrementos considerables de mortalidad.

III.- Cambios de amplia escala en las condiciones físicas producen cambios en el tamaño de la población.

Si bien se reconoce la importancia que tiene el planteamiento III, debido a la extensión del estudio en esta investigación únicamente se abordaran los puntos I y II.

2.3. EL MODELO

2.3.1. Modelo conceptual.

La sardina Monterrey experimenta fluctuaciones de abundancia debido a oscilaciones quasi-periodicas en las tasas anuales de supervivencia debido a los efectos ambientales sobre el reclutamiento (Cisneros-Mata *et al.* 1996). Las variaciones de la abundancia coinciden con los eventos El Niño que se presenta con frecuencias de mesoescala (entre 5 y 10 años) (Huato-Soberanis y Lluch-Belda 1987), y oscilaciones de baja frecuencia (50 a 60 años) observadas en muchas especies de clupeoideos en el mundo (Luch-Belda *et al.* 1989). Cisneros-Mata *et al.* (1996) mencionan que estudios teóricos (May 1973, Caswell 1989, Botsford 1986) indican que factores como: la estructura por edad, denso-dependencia (4 a 5 años, Cisneros-Mata *et al.* 1996) y factores ambientales pueden causar fluctuaciones de la abundancia con diferentes frecuencias.

El modelo conceptual que describe los procesos que podrían causar las variaciones en la abundancia de la sardina Monterrey en el Golfo de California se realizó con base en la consideración del proceso de reclutamiento en peces planteada por Houde (1987), que incluye fuentes de nutrición, mortalidad y mecanismos de control de abundancia para los diferentes estadios del ciclo vida de los peces (Fig. 2.2).

La sardina Monterrey tiene una gran fecundidad y desova huevos pelágicos. Las cohortes eclosionan, crecen y pasan a través de estadios de larva con saco vitelino, larva, juvenil y adulto, que tienen una duración variable. La variabilidad en la duración en cada estadio de desarrollo es el resultado de la variación en las tasas de crecimiento que dependen del alimento disponible y de factores ambientales como la temperatura del agua. Cambios pequeños en las tasas de crecimiento o mortalidad en larvas o juveniles pueden causar importantes cambios en el reclutamiento. Para algunos autores estos cambios son más importantes cuando ocurren en el estadio de larva, cuando esas tasas y el número inicial en la cohorte son grandes, para otros los cambios en la etapa de juvenil son los más importantes. Lasker (1985), menciona que pequeñas variaciones en las tasas de crecimiento o en la duración del estadio durante la fase de huevo o larva con saco vitelino ejercen relativamente poco control sobre el nivel de reclutamiento. Sin embargo, Houde (1987) plantea que cambios en las tasas crecimiento de los estadios tempranos hacen variar la tasa de mortalidad. La gran y variable mortalidad durante los primeros estadios de vida es la causa de las diferencias en la abundancia de las clases anuales. También plantea que condiciones ambientales extremas pueden provocar que no se produzcan desoves. Los agentes de mortalidad actúan en cada estadio. La depredación es un agente de mortalidad común a todos los estadios aunque no constante y varía dependiendo del estado de desarrollo de la larva; la inanición es la mayor fuente de mortalidad en larvas cuando ya han absorbido su saco vitelino (Hunter 1982, Larrañeta 1996) y la mortalidad por pesca es un fuerte factor de mortalidad en la fase adulta (Lasker 1985) y para esta especie en el Golfo de California también en la fase de juvenil.

En cuanto al control en la abundancia (en número); en las fases de huevo y larva el mecanismo es considerado algunas veces como denso-independiente fuertemente determinado por la disponibilidad de alimento y otras como denso-dependiente por la tasa de depredación en la cual se incluye el canibalismo (Lasker 1985, Larrañeta 1996, Gaggiotti y Vetter 1999).

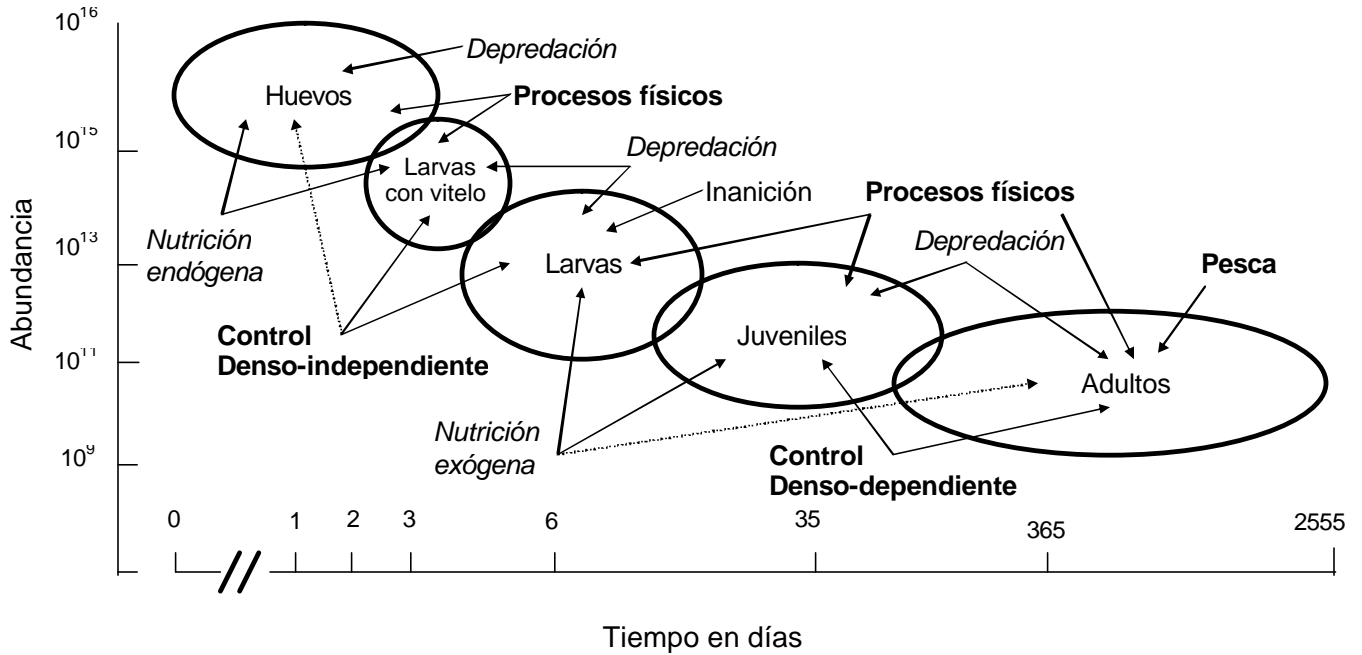


Fig. 2.2. Modelo conceptual de los procesos que causan las variaciones en la abundancia en los diferentes estadios del ciclo de vida de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*). Fuentes de nutrición, mortalidad y probables mecanismos de control de la abundancia (modificada de Houde, 1987).

En la fase juvenil el control es denso-independiente pero debido a la depredación puede ser denso dependiente siendo equilibrado en parte por la alta tasa de crecimiento (Cushing 1983, Sissenwine 1984, Houde 1987). En los adultos el control de la abundancia es denso-dependiente debido al alimento disponible y el efecto de la pesca. En los peces adultos cuando el alimento no es suficiente o adecuado no se ve reflejado en la tasa de mortalidad pues no se incrementa de manera evidente, pero si en la tasa de crecimiento y el factor de condición pues sus niveles son bajos (Gaggiotti y Vetter 1999).

El efecto de la pesca como fuente de mortalidad denso-dependiente se ha explicado de la siguiente manera: la fecundidad se incrementa con la edad y una fuerte mortalidad por pesca puede reducir la edad promedio de la población provocando que peces pequeños sostengan la carga reproductora (problema de sobrepesca de reclutamiento) (Arreguín-Sánchez 2005). Sí además, las condiciones ambientales presentes son desfavorables y hay una excesiva mortalidad de huevos, larvas y/o juveniles, esto con el tiempo produce clases anuales pobres y al seguir explotando la porción de adultos con la misma intensidad, el tamaño de la población disminuye.

Por otra parte, las variaciones del reclutamiento en poblaciones de pelágicos menores parecen estar estrechamente relacionadas con cambios en las condiciones ambientales. Csirke (1980) y García (1983), señalan que es muy posible que la variabilidad del reclutamiento debida a factores ambientales sea aun mayor que la debida a cambios en la población de progenitores. No se conoce claramente el efecto de las condiciones ambientales para producir débiles o fuertes clases anuales de sardina Monterrey. De Anda-Montañez *et al.* (1994), mencionan que para la sardina Monterrey, durante las temporadas de pesca 1972/73 a 1988/89, las bajas abundancias que estimaron en algunas temporadas estaban relacionadas con condiciones ambientales adversas, particularmente condiciones de surgencia con poca durabilidad que afectaron de manera directa los éxitos reproductivos, esto sumado a un exceso en el esfuerzo pesquero ejercido sobre la fracción recluta. Hammann (1991) menciona que la entrada de masas de agua anormalmente cálidas incrementan el canibalismo, acortan la estación de desove y comprimen la distribución de la sardina en el norte del Golfo de California. Lluch-Belda *et al.* (1991, 1992), proporcionan evidencia de una

relación directa entre la temperatura superficial del mar, la abundancia y el área de distribución.

2.3.2. Modelo determinístico

La transición de una población de un tiempo t a un tiempo $t+1$, considerando las tasas vitales de cada estadio del ciclo de vida, es representada por la matriz A (Fig. 2.3). Los elementos de la matriz de transición A incorpora la probabilidad de supervivencia y permanencia en el estadio i (P_i) y la probabilidad de supervivencia y crecimiento al siguiente estadio i (G_i) (Lefkovich 1965, Caswell 1989). Como la variabilidad en las tasas de supervivencia y crecimiento en los primeros estadios de vida no es conocida, los elementos de la matriz son estimados de las probabilidades específicas de supervivencia y duración del estadio. La supervivencia por día es obtenida de e^{-M_i} , donde M_i es la mortalidad natural para cada estadio i , ó e^{-Z_i} para las clases de edad totalmente reclutadas a la pesquería, donde Z_i es la mortalidad total durante ese estadio ($Z_i = M_i + F_i$).

El tiempo para la transición, que es constante y es de un día, depende de: P_i = probabilidad de supervivencia y permanencia en el estadio i , G_i = probabilidad de supervivencia y crecimiento al siguiente estadio y de m_i = fecundidad por pez por unidad de tiempo (*días*); $i = 1, \dots, n$, n = número de estadios. Ambos P_i y G_i son funciones de la probabilidad de supervivencia (r_i) y la probabilidad de crecimiento (g_i) (Caswell 1989). \bar{N}_t y \bar{N}_{t+1} son los vectores de abundancia que describen la estructura poblacional al tiempo t . La fracción de adultos se calibra con el coeficiente de capturabilidad (q), a través de la mortalidad por pesca (F) pues $F = q \cdot Ep$ y $C = q \cdot Ep \cdot N$, donde Ep es el esfuerzo pesquero estandarizado y C la captura.

$$\bar{N}_{t+1} = [A]\bar{N}_t$$

Donde:

$$[A] = [P_i] * [G_i]$$

$$[A] = \begin{bmatrix} & & & m_i \\ H & & & \\ & L & & \\ & & J & \\ & & & a \end{bmatrix}$$

A = Matriz de transición

P_i = Probabilidad de supervivencia y permanencia en el estadio i .

G_i = Probabilidad de supervivencia y crecimiento al siguiente estadio i .

\bar{N}_t = Vector de índices de abundancia en el tiempo t por estadio i .

H = Huevos

L = Larvas

J = Juveniles

a = Adultos

m_i = Fecundidad por pez por unidad de tiempo (días).

Fig. 2.3. Diagrama generalizado del modelo lineal determinístico, estructurado por estadios (Matriz de Lefkovitch.)

2.4. EXPLORACIÓN DE DATOS

2.4.1. Observaciones generales

Para el estadio de adultos (organismos totalmente reclutados a la pesquería), los datos existentes tienen una secuencia anual con registros mensuales y el muestreo fue sistemático. Sin embargo, la base de datos de huevos y larvas no tienen una secuencia cronológica y fueron obtenidos en diferentes épocas del año, con diferentes redes y los muestreos se realizaron en diferentes extensiones de área dentro del Golfo. Además, el objetivo de estos estudios (método indirecto de determinación de biomasa) es evaluar la biomasa desovante en un tiempo determinado, suponiendo que la cantidad de producto (huevos o larvas) depende directamente de la biomasa reproductora existente en ese momento. La cantidad de huevos y larvas registrados fue muy pequeña en la mayoría de las muestras, lo cual dificultó la evaluación diaria de la producción de huevos y la mortalidad de huevos y larvas. La mortalidad en los distintos estadios y la producción diaria de huevos son parámetros clave en la construcción de la matriz de transición. Los estimados de mortalidad natural y duración de los estadios del ciclo de vida de la sardina Monterrey se determinaron con una versión modificada del modelo de Caddy (1996) (Martínez-Aguilar *et al.* 2005).

2.4.2. Inferencias sobre la exploración de datos

La exploración indicó que existen dos huecos de información que es estratégica para la construcción del modelo de ciclo de vida completo de la sardina Monterrey: la escasez de información del estadio juvenil entre 23 mm a 80 mm de longitud y de la fecundidad por edad. Para la construcción del modelo dinámico, objeto de este estudio, la fecundidad promedio de vida anual, d , fue calculada con datos de fecundidad relativa y frecuencia de desove a la edad obtenidos de reportes bibliográficos del periodo comprendido entre 1957 a 1995 (Martínez-Aguilar *et al.* 2005).

Existe información detallada de muchos factores del ciclo de vida de la sardina distribuida en las costas de California, pero no para la del Golfo de California. La mayoría de esa información es puntual y no está actualizada. Además, debido a las

diferencias en los parámetros poblacionales que se han determinado en algunos trabajos entre la sardina de California y la del Golfo de California y a las diferencias de carácter oceanográfico existentes en el Golfo de California (De anda-Montañez *et al.* 1999), es necesario hacer estudios sobre: edad y crecimiento especialmente con otolitos en larvas y juveniles, considerando la variabilidad estacional y anual. Estudios de fecundidad y frecuencia de desove por clase de edad, duración del estadio huevo y la determinación del tiempo de absorción del vitelo.

CAPITULO III

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Definición de la estrategia de manejo para la pesquería de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, con base en las estimaciones de capturabilidad.

La tasa constante de explotación, como estrategia de manejo en la pesquería de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, es sustentada en el análisis de los valores del coeficiente de capturabilidad de 26 temporadas de pesca, comprendidas entre 1972/73 y 1997/98, así como, en su variación con la longitud, el tiempo, la abundancia de la población y la cantidad de pesca. El coeficiente de capturabilidad se estimó con el método determinístico de capturabilidad. El método se basa en la matriz de proyección de Leslie, que representa la transición de una estructura de longitudes de la población a otra en tiempos sucesivos. La matriz de proyección se divide en una matriz de crecimiento y una de supervivencia, donde los elementos de esta última contienen el coeficiente de capturabilidad. El promedio de la capturabilidad por clase de longitud, mostró una relación exponencial, con cambios en la talla de primera madurez (12.5 cm) y en la talla mínima legal de captura (15.0 cm). La variabilidad denso-dependiente de la capturabilidad es descrita gráficamente. El modelo presenta relaciones curvilíneas equivalentes con las formas más comunes observadas de la relación entre la *CPUE* y la abundancia de la población. Para la pesquería de sardina la relación observada entre la capturabilidad y la abundancia de la población fue inversa y es conocida como hiperestabilidad ó capturabilidad denso-dependiente. Con base en los análisis se recomienda una tasa constante de explotación de 0.27, conservando como táctica esencial la talla mínima legal de captura.

Palabras clave: Capturabilidad, estrategia de manejo, sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*), Golfo de California.

La capturabilidad y su variación

La capturabilidad (q) es definida como “la fracción de la población que es capturada por una unidad de esfuerzo pesquero”, o bien como, “La tasa instantánea de mortalidad por pesca causada por una unidad de esfuerzo de pesca”. En la práctica q se asume constante pero es reconocido que varía entre periodos de tiempo o con la edad-talla. Algunos de los factores que causan variaciones en la capturabilidad son: los cambios de la abundancia en el tiempo (fluctuaciones estacionales o interanuales), la conducta de los peces de acuerdo a su estadio de desarrollo, la selectividad y saturación del arte de pesca, la pesca dirigida, la eficiencia de captura entre barcos y el incremento gradual en la eficiencia de captura como resultado del aprendizaje y mejoras

tecnológicas. Varía por la presión de pesca sobre diferentes grupos de edad-talla y a través de las estaciones del año, como resultado de la selectividad del arte y/o precios de mercado para las diferentes tallas, o por los cambios temporales en la composición de tallas en el stock (Salthaug 2001, Salthaug y Godo 2001).

La captura por unidad de esfuerzo (*CPUE*) es generalmente utilizada como un índice de la abundancia de los recursos pesqueros. La suposición tradicional es que la *CPUE*, durante un periodo de tiempo dado, es proporcional a la abundancia promedio de la población (*N*), en el mismo periodo: $CPUE = q \cdot N$, donde *q* es el factor constante de proporcionalidad. Sin embargo, la relación entre la *CPUE* y la *N* que ha sido observada no es lineal (Arreguín-Sánchez 1996, Harley *et al.* 2001, Hilborn y Walters 1992, Salthaug and Aanes 2003). Se han propuesto diferentes modelos para representar esta relación, pero el más simple de ellos es el modelo potencial descrito por: $CPUE_t = q \cdot N_t^b$. En este caso, cuando la *CPUE* permanece alta mientras la abundancia del recurso es reducida, la relación es conocida como hiperestabilidad ($b < 1$) (Harley *et al.* 2001, Hilborn y Walters 1992). Esta relación puede esperarse en casi cualquier pesquería cuando la explotación ha sido por largo tiempo y la búsqueda es muy eficiente, así como cuando la concentración del esfuerzo pesquero es sobre las áreas donde los peces son más abundantes, o se concentran mientras la abundancia disminuye. La *CPUE* es proporcional a la *N* ($b = 1$), cuando el tiempo de explotación ha sido poco y la pesca es al azar. También puede observarse cuando no hay saturación del arte de pesca (anzuelos y líneas). Cuando la *CPUE* cae mucho más rápido que la *N*, la forma es conocida como hiperdepleción, ($b > 1$) (Harley *et al.* 2001, Hilborn y Walters 1992). Ésta se observa cuando la conducta de los peces es diferencial, en respuesta al arte de pesca o cuando una gran proporción de la población permanece escondida, tanto que es casi invulnerable a la pesca. La forma más común observada en la mayoría de los recursos explotados es la de hiperestabilidad (Harley *et al.* 2001, Harley y Myers 2001, Hilborn y Walters 1992).

Se han acumulado evidencias de que la capturabilidad en pesquerías comerciales no tiene una variación al azar en el tiempo y también se han realizado una gran cantidad de modelos para describir estas tendencias. En muchas pesquerías *q* se incrementa con el tiempo y el tamaño de la población decrece con incrementos en la presión de pesca

(Gulland 1964, Ricker 1975, Rose y Leggett 1991, Arreguín-Sánchez 1996). Los cambios en q son más marcados en poblaciones de peces clupeoideos, debido a su comportamiento de asociarse en cardúmenes lo cual facilita su detección e incrementa su vulnerabilidad a la pesca. Lo anterior ha sido confirmado por un número considerable de estudios en diferentes especies de clupeoideos (Abramson y Tomlinson 1972, Fox 1974, MacCall 1976, Peterman y Steer 1981, Shelton y Armstrong 1983, Winters y Wheeler 1985, Ulltang 1980, Gordo y Hightower 1991, Pitcher y Parrish 1993, Arreguín-Sánchez 1996, Martínez-Aguilar *et al.* 1997). En el Golfo de California la sardina Monterrey forma densos cardúmenes y la migración asociada con eventos de reproducción, causan fluctuaciones en la disponibilidad y vulnerabilidad, fuentes de variación de la capturabilidad.

La capturabilidad es un parámetro clave que puede ser estimado en muchos de los modelos de evaluación de stock. A pesar de su importancia generalmente es considerado como un parámetro “molesto, incomodo”, que es necesario calcular solo para que otras evaluaciones de interés puedan ser estimadas, como por ejemplo la abundancia y la mortalidad por pesca (F) (Francis *et al.* 2002, Harley *et al.* 2001). La incertidumbre en las evaluaciones de abundancia basados en datos de pesca, a menudo expresada como coeficiente de variación (CV), puede deberse a error de observación y variación en capturabilidad. Generalmente se ignora la variación de capturabilidad o supone un valor preestablecido (Francis *et al.* 2002).

El objetivo de esta sección es sustentar la tasa de explotación constante como estrategia de manejo para la pesquería de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) con base en el análisis de la capturabilidad.

Actividades

- a).- Calcular el coeficiente de capturabilidad por clase de longitud en cada temporada de pesca.
- b).- Obtener los patrones de cambio de la capturabilidad con algunas de sus principales fuentes de variación.

c).- Utilizar las estimaciones de capturabilidad en la evaluación de la abundancia de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California y

Modelo determinístico de capturabilidad

La serie temporal de datos de captura (en toneladas) por clase de longitud y de esfuerzo de pesca (E , número de viajes) utilizados en este análisis abarcó las temporadas de pesca 1972/73 a 1997/98. Los registros de captura y esfuerzo proceden de la Subdelegación de Pesca de Guaymas, Sonora y fueron proporcionados por el Centro Regional de Investigación Pesquera de Guaymas, Sonora-Instituto Nacional de la Pesca (I.N.P.) Con el propósito de hacer comparables los datos de captura el esfuerzo nominal fue estandarizado (Ep), considerando la capacidad de bodega de los barcos. La captura total en número de peces por cada centímetro de longitud fue determinada de la combinación de las estadísticas de captura y la estructura de longitud, obtenida de los muestreos de las capturas comerciales (Los datos de los muestreos fueron proporcionados por el Centro Regional de Investigación Pesquera de Guaymas, Son. I.N.P.). Las muestras se adquirieron de entre 2 a 5 barcos diariamente con un tamaño de 60 kg de 1972 a 1983 y de 10 Kg durante 1984 a 1998 (Cisneros-Mata *et al.* 1995, De Anda-Montañez *et al.* 1999). Los datos de captura total por clase de longitud y el esfuerzo de pesca, agrupados en periodos anuales, se usaron para estimar el índice de abundancia relativa por temporada de pesca, en este caso la *CPUE*.

Cambios de la capturabilidad en función de la longitud

La capturabilidad (q) por clase de longitud (l), se estimó con el Método Determinístico de Capturabilidad (*MDC*), a través de un programa construido en Visual Basic para Excel®, llamado *Catchability* (Anexo 1) (Arreguín-Sánchez 1996, Martínez-Aguilar *et al.* 1999). El *MDC* se basa en una matriz de proyección descrita por: $N_{t+1} = A \cdot N_t$, donde N_t y N_{t+1} , representan la abundancia relativa de las clases

anuales que componen la estructura de la población en el tiempo t y $t+1$ ($t =$ temporadas de pesca). La $CPUE$ por clase de longitud al tiempo t , son aceptados como índices de N_t . La matriz de proyección A es expresada por: $A = G \cdot S$, donde G es la matriz de probabilidad de crecimiento y S es la matriz de supervivencia. Las probabilidades de la matriz de crecimiento, son definidas suponiendo que el crecimiento de la sardina se ajusta al modelo de von Bertalanffy (MVB). Los parámetros del MVB ($K = 0.36 \text{ año}^{-1}$ y $L_{\infty} = 25.3$ centímetros de longitud patrón) fueron obtenidos de De Anda-Montañez (1999) y los elementos de probabilidad de la matriz G calculados de acuerdo con Shepherd (1987) (Tabla 3.1.1). N_{t+1} es resuelta por procesos iterativos utilizando dos rutinas de Solver (Excell®). En el proceso se obtiene un valor estimado de N_t con la expresión $\tilde{N}_t = N_t \cdot G$ y se estiman valores aproximados de S con $S = N_t / \tilde{N}_t$. Las estimaciones de S se multiplican por la matriz G , para obtener valores aproximados de A . Con los valores aproximados de la matriz A se calcula \tilde{N}_{t+1} . Los valores de A son aceptados cuando $(N_{t+1} - \tilde{N}_{t+1})^2$ es mínimo. Los valores de S son iterados para obtener valores estimados de la matriz de transición, \tilde{A} . Los valores definitivos de S son aceptados cuando $(A - \tilde{A})^2$ es mínimo. Los elementos de S son descritos por e^{-Z_t} donde Z_t es la tasa instantánea de mortalidad total en la temporada de pesca t , y es definida por $Z_t = M + q_{l,t} \cdot Ep_t$. $M = 0.7$ y representa la tasa instantánea de mortalidad natural (Martínez-Aguilar *et al.* 2005). Los valores de S , M y Ep_t son conocidos por lo tanto $q_{l,t}$ es despejada de la ecuación anterior.

Una vez obtenidas las $q_{l,t}$, se estimó un promedio de los valores de q por clase de longitud ($\bar{q}_{l,t}$) de las $t = 26$ temporadas analizadas y un q promedio ponderado con la $CPUE$, para cada temporada de pesca, \bar{q}_t . Se ajustaron los modelos lineal y exponencial para describir la tendencia promedio de $\bar{q}_{l,t}$. También se ajustó el modelo potencial propuesto por MacCall (1976), que describe la variabilidad denso-dependiente de la capturabilidad: $\bar{q}_t = a \cdot N_t^b$.

Tabla 3.1.1. Criterios de evaluación para las probabilidades de la matriz de crecimiento (G) por clase de longitud. Modificado de Shepherd (1987).

$$\begin{aligned}
 & G(l, k) = 0 \dots \text{si} \dots L(k+1) < \tilde{L}(l) \\
 G(l, k) = \{ & L(k+1) - \tilde{L}(l) \} / \Delta L \dots \text{si} \dots L(k) < \tilde{L}(l) < L(k+1) \\
 & G(l, k) = 1 \dots \text{si} \dots \tilde{L}(l) < L(k) \text{ y } L(k+1) < \tilde{L}(l+1) \\
 G(l, k) = \{ & \tilde{L}(l+1) - L(k) \} / \Delta L \dots \text{si} \dots L(k) < \tilde{L}(l+1) < L(k+1) \\
 & G(l, k) = 0 \dots \text{si} \dots \tilde{L}(l+1) < L(k)
 \end{aligned}$$

Donde $\Delta L = L(k+1) - L(k)$ y es constante para todas las k

k y ℓ representan intervalos de longitud sucesivos. $\Gamma(\ell) = [L(\ell) - \lambda] / \rho$; $I = L^\infty(1 - r)$; y $r = \exp(-K \cdot \Delta t)$; K y L^∞ corresponden a los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy.

Variación interanual de la capturabilidad

Los cambios anuales de la capturabilidad en función de la longitud del pez en la temporada de pesca t , son definidos por la tasa de cambio entre la $CPUE_{l,t}$ para cada clase de longitud l de la temporada de pesca t , y el promedio de la tasa de captura de total de las temporadas analizadas ($CPUE_{l,o} = 26$ temporadas). El índice $CPUE_{l,o}$ es aceptado como una base de referencia para estimar la variabilidad de q como función de la longitud. De acuerdo con Arreguín-Sánchez (1996), la relación adquiere una forma lineal y es expresada como: $Ln[CPUE_{l,t}/CPUE_{l,o}] = a_t + b_t \cdot l$, donde $b_t = Ln[q_{(l+1),t}/q_{l,t}] - Ln[q_{(l+1),o}/q_{l,o}]$. Las diferencias anuales relativas en el patrón de cambio de la capturabilidad por clase de longitud de la temporada t , en relación al promedio es representada por b_t . Las diferencias relativas en la abundancia de reclutas de la temporada t , en relación al reclutamiento promedio están representadas por a_t .

Mortalidad por pesca y abundancia de la población

La mortalidad por pesca (F) para cada temporada de pesca t fue calculada de la expresión general: $F = q \cdot Ep$ (Ricker 1975, Gulland 1983), expresada para cada clase de longitud: $F_{l,t} = q_{l,t} \cdot Ep_t$. La abundancia de la población $N_{l,t}$ para cada clase de longitud l de la temporada t se obtuvo con la siguiente expresión: $N_{l,t} = [F_{l,t} + M/F_{l,t} \cdot (1 - \exp^{-(F_{l,t} + M)})] \cdot C_{l,t}$. La captura en número de las clases de longitud l al tiempo t es representada por $C_{l,t}$. En esta ecuación se considera que las clases de longitud l no son totalmente capturadas por lo que sobrevivientes de la clase de longitud l pueden encontrarse en la siguiente temporada. Si la clase de longitud l es completamente capturada, es decir, que no hay sobrevivientes, entonces la expresión para estimar la abundancia de la última clase de longitud es: $N_{l,n} = [F_{l,n} + M/F_{l,n}] \cdot C_{l,n}$. La abundancia total para cada temporada de pesca t se determinó de la sumatoria de las $N_{l,t}$, donde $l=1$ hasta la n clase de longitud de cada temporada de pesca t .

Tasa de explotación

La proporción de la población que cada temporada muere por pesca o tasa de explotación U_t (Ricker 1975), se determinó con la siguiente expresión: $U_t = F_t / (F_t + M) \cdot (1 - \exp^{-F_t + M})$. Si suponemos una tasa de explotación constante ($U = C_t / N_t = \text{constante}$), entonces la captura estimada será $C_t = U \cdot N_t$ (Quinn II y Deriso 1999). El valor de abundancia en el cual la captura fue más alta y, el valor de la tasa de explotación correspondiente a esa abundancia fue aceptada como óptima. La estimación de la tasa de explotación óptima se obtuvo gráfica y analíticamente. El valor numérico se obtuvo a través de las funciones (Excel[®]), que describen las líneas de tendencia que mejor se ajustaban al comportamiento de los datos, de acuerdo a la solución analítica para U_t .

Escape proporcional

La fracción de la abundancia inicial de una población que sobrevive a la pesca durante una temporada, es conocida como escape (Ricker 1975, Hilborn y Walters 1992) y fue obtenida de: $K_t = \exp^{-F_t}$. Una estrategia de manejo pesquero es permitir cada temporada de pesca un escape proporcional a la abundancia inicial.

Estimaciones de capturabilidad

La variación de la capturabilidad con la longitud de la sardina Monterrey se presenta en la figura 3.1.1.a. El valor promedio de las $\bar{q}_{l,T}$ en el intervalo de tallas fue $q = 0.000552$ ($d.s. = 0.000542$) y el intervalo de variación fue de $0.000011 < q < 0.001832$ (Tabla 3.1.2). La desviación estándar es muy grande por las amplias fluctuaciones de capturabilidad durante las temporadas de pesca. Las tallas más representativas en las capturas están entre los 12.5 y 17.5 cm de longitud patrón (LP) y presentan una capturabilidad. Se observan cambios de la capturabilidad en las tallas de 12.5 cm de LP y de 15.0 cm de LP. Para definir el patrón de la capturabilidad con la

longitud se ajustaron los modelos lineal y exponencial a la tendencia promedio de los valores de capturabilidad por clase de longitud.

El coeficiente de determinación del modelo lineal fue mayor que el del modelo exponencial, sin embargo, como en el avance del ciclo de vida la tasa de crecimiento se va reduciendo, se consideró el modelo exponencial como la representación del patrón de la capturabilidad en función de la longitud. Las tallas entre los 21.5 y los 25.5 cm de LP, no fueron incluidas en los ajustes debido a que su presencia fue puntual (temporada 1994/95) y escasas en las capturas. El coeficiente de variación (Fig. 3.1.1.b) es mayor en los primeros y en los últimos intervalos de talla porque su presencia y abundancia en las capturas es muy variable. Los cambios en las tasas anuales de supervivencia debida a los efectos de los factores ambientales causan variaciones en la abundancia de la población y se manifiestan en la estructura de la población (Cisneros-Mata *et al.* 1996). La fluctuación de la capturabilidad por temporada de pesca (Fig. 3.1.1.c) es el resultado de la variación en la estructura de tallas presentes en la captura.

Los cambios relativos anuales b_t , se presentan en la figura 3.1.2. El signo de la pendiente b_t y de la ordenada al origen a_t indican los grupos de longitud que son más abundantes (Tabla 3.1.3). Entonces si b_t es positivo y a_t negativo, los peces grandes son más abundantes que los pequeños y viceversa. Las tendencias muestran que al iniciarse la pesquería la captura estaba sustentada básicamente por organismos grandes después de la temporada de pesca 1976/77, la frecuencia interanual y abundancia de organismos pequeños en las capturas fue mayor. Los cambios en la tendencia son más marcados en las temporadas en las que se presentó algún tipo de anomalía tanto en las condiciones ambientales como en el comportamiento de la flota.

Tabla 3.1.2. Estimaciones de capturabilidad por clase de longitud por temporada de pesca ($q_{l,t}$), obtenidas con el Método Determinístico de Capturabilidad (*MDC*), a través del programa *Catchability*.

Longitud (cm)	Temporada de pesca													
	1972/73	1973/74	1974/75	1975/76	1976/77	1977/78	1978/79	1979/80	1980/81	1981/82	1982/83	1983/84	1984/85	
7.5														
8.5													0.000080	0.000242
9.5										0.002364			0.000211	0.000107
10.5										0.002469			0.000344	0.000036
11.5		0.001225				0.000472	0.000883			0.001718			0.000407	0.000228
12.5	0.004437	0.001172	0.000824		0.003022	0.000516	0.001094		0.000379	0.000161	0.000633	0.000238	0.000042	
13.5	0.002041	0.000937	0.000420	0.000502	0.002668	0.000033	0.001214	0.000224	0.000232	0.000545	0.000707	0.000120	0.000223	
14.5	0.002767	0.000551	0.000045	0.001800	0.001770	0.000463	0.001298	0.000053	0.000030	0.000146	0.000731	0.001570	0.000367	
15.5	0.000357	0.000488	0.000208	0.001517	0.000854	0.001916	0.000023	0.000579	0.000082	0.000281	0.000113	0.000190	0.000552	
16.5	0.000971	0.002636	0.001608	0.001660	0.001864	0.001565	0.000141	0.001360	0.000734	0.000081	0.000252	0.000156	0.000766	
17.5	0.005745	0.002962	0.002350	0.001852	0.003401	0.001030	0.000413	0.001410	0.000064	0.000417	0.000363	0.000016	0.000971	
18.5	0.003121	0.002054	0.003096	0.002292	0.002519	0.001868	0.001520	0.000453	0.000719	0.000808	0.000796	0.001008	0.001761	
19.5	0.002593	0.003749	0.004967	0.002691	0.002241	0.002017	0.004160		0.001369	0.001567	0.001447	0.007939	0.002165	
20.5	0.002744	0.001947	0.001437	0.017308	0.001869				0.001556	0.000400	0.000495	0.008510		
21.5				0.000814					0.000127	0.000927	0.000468	0.001187		
22.5														
23.5														
24.5														
25.5														
	1985/86	1986/87	1987/88	1988/89	1989/90	1990/91	1991/92	1992/93	1993/94	1994/95	1995/96	1996/97		
7.5					0.000280								0.000099	
8.5		0.000275			0.001245						0.000124	0.000120		
9.5	0.000167	0.000078	0.000260	0.000606	0.000972	0.000662			0.000003		0.000054	0.000132		
10.5	0.000095	0.000215	0.000508	0.000922	0.000548	0.000712		0.001715	0.000020	0.000268	0.000046	0.000140		
11.5	0.000061	0.000239	0.000719	0.000831	0.000194	0.000626	0.000800	0.003106	0.000089	0.000360	0.000066	0.000401		
12.5	0.000084	0.000076	0.000257	0.000194	0.000030	0.000509	0.000285	0.003302	0.000042	0.000226	0.000179	0.000519		
13.5	0.000078	0.000042	0.000122	0.000081	0.000124	0.000351	0.000003	0.003377	0.000226	0.000238	0.000121	0.000525		
14.5	0.000208	0.000130	0.000014	0.000386	0.000423	0.000213	0.000097	0.002454	0.001837	0.000136	0.000087	0.000252		
15.5	0.000332	0.000163	0.000067	0.000091	0.000599	0.000371	0.000387	0.001597	0.001605	0.000099	0.000243	0.000302		
16.5	0.000311	0.000228	0.000042	0.000045	0.000752	0.000348	0.000156	0.000533	0.001116	0.000101	0.000261	0.000399		
17.5	0.000289	0.000281	0.000056	0.000070	0.000896	0.000334	0.000485	0.001460	0.000714	0.000754	0.000413	0.001113		
18.5	0.000252	0.000344	0.000146	0.000255	0.000457	0.000623	0.001488			0.001488	0.000219	0.001364		
19.5	0.000435	0.000434	0.000482	0.000533	0.000186	0.000487	0.001263			0.001579	0.000332	0.001128		
20.5	0.000456	0.002746	0.000528	0.000776	0.000071	0.000556	0.001374			0.002306				
21.5		0.000046		0.000222	0.000358	0.000569	0.000085			0.003497				
22.5					0.000284	0.000204				0.003415				
23.5										0.003865				
24.5										0.003865				
25.5														

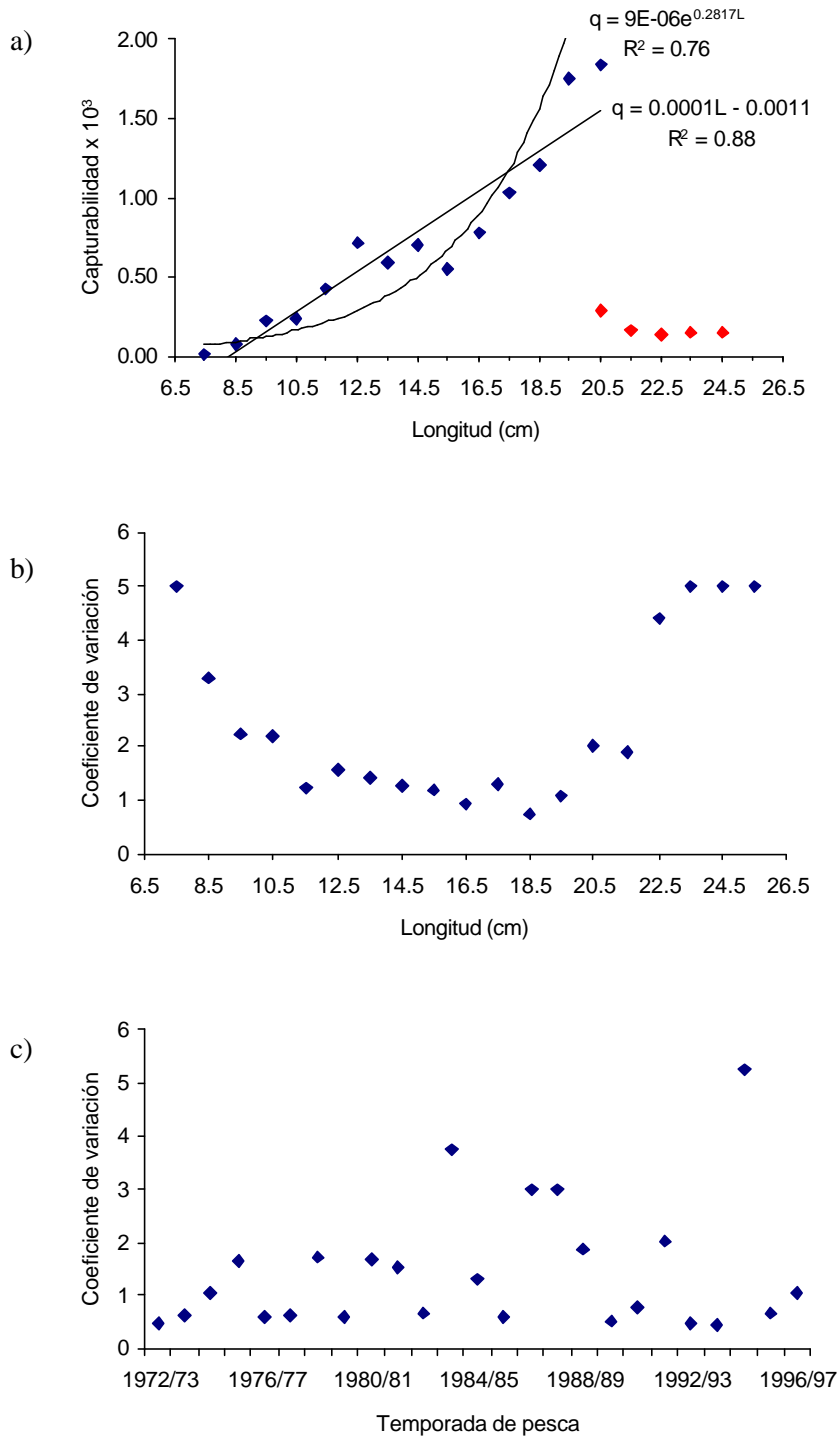


Fig. 3.1.1. a) Estimaciones promedio de capturabilidad por clase de longitud ($\bar{q}_{l,T}$), b) Coeficiente de variación de la capturabilidad por clase de longitud de las 26 temporadas de pesca y c) Coeficiente de variación de la capturabilidad por temporada de pesca.

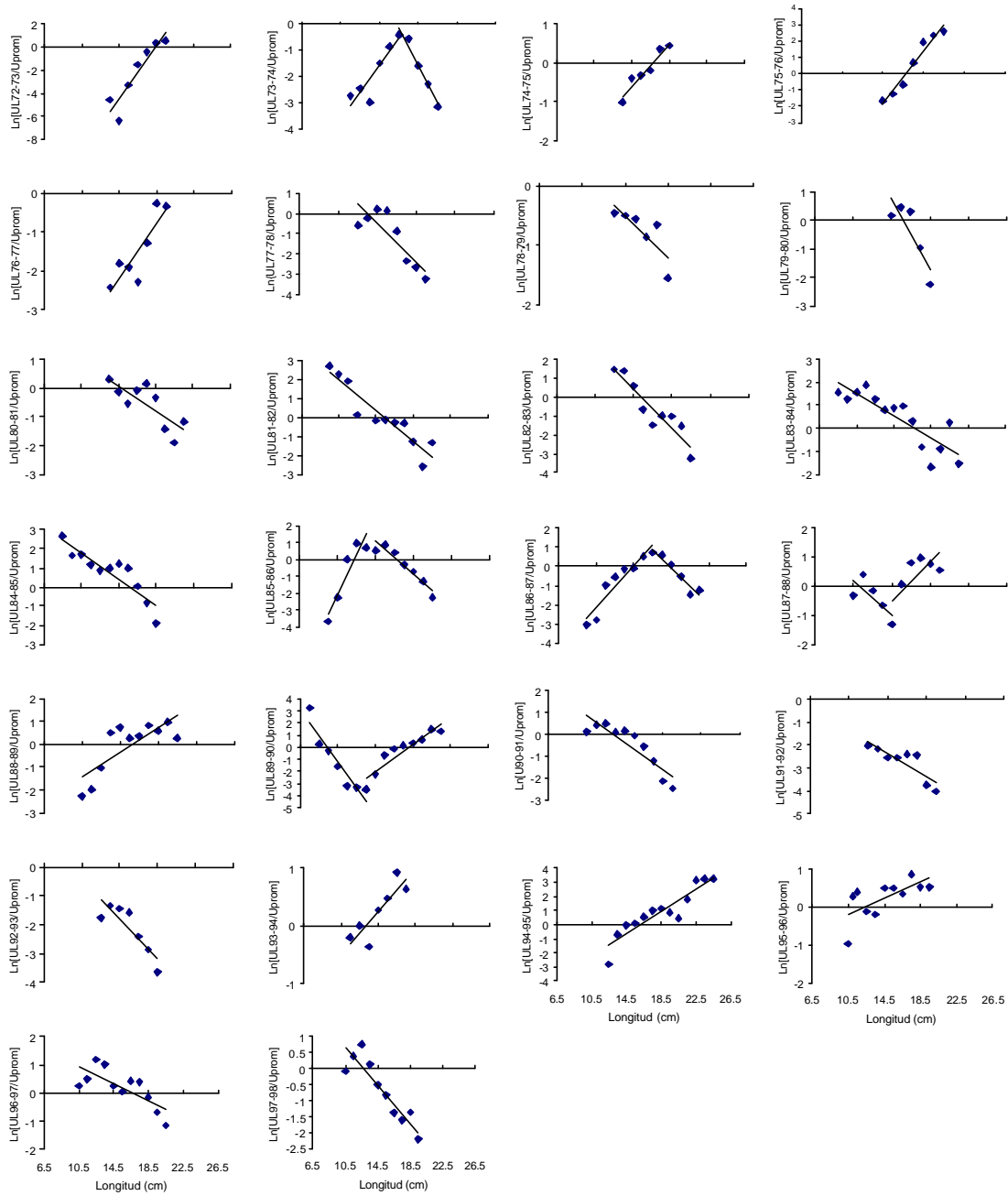


Fig. 3.1.2. Tendencias de la tasa de cambio de la capturabilidad con la longitud en relación al promedio de la tasa de captura del total de temporadas analizadas.

Tabla 3.1.3. Cambios relativos anuales de la capturabilidad, b_t , y el índice de reclutamiento, a_t , por temporada de pesca.

Temporada		b_t	a_t	R^2
No.	de pesca			
1	1972/73	1.14	-20.94	0.86
2	1973/74	0.51	-9.03	0.82
3	1974/75	0.28	-4.60	0.93
4	1975/76	0.81	-13.53	0.96
5	1976/77	0.36	-7.35	0.76
6	1977/78	-0.47	6.35	0.72
7	1978/79	-0.18	2.10	0.66
8	1979/80	-0.62	9.81	0.74
9	1980/81	-0.22	3.28	0.63
10	1981/82	-0.40	6.18	0.87
11	1982/83	-0.52	7.92	0.87
12	1983/84	-0.24	4.06	0.73
13	1984/85	-0.34	5.41	0.81
14	1985/86	1.19	14.60	0.88
15	1986/87	0.55	7.89	0.89
16	1987/88	0.33	-5.32	0.53
17	1988/89	0.27	-4.25	0.61
18	1989/90	0.56	-10.06	0.87
19	1990/91	-0.32	4.26	0.80
20	1991/92	-0.25	1.33	0.72
21	1992/93	-0.34	3.19	0.75
22	1993/94	0.19	-2.44	0.74
23	1994/95	0.40	-6.57	0.85
24	1995/96	0.11	-1.31	0.44
25	1996/97	-0.15	2.54	0.56
26	1997/98	-0.29	3.71	0.83

Las temporadas donde se observan tendencias positivas y negativas al mismo tiempo indican abundancias altas de peces pequeños y grandes, y los valores por debajo de cero representan abundancias bajas.

La variabilidad denso-dependiente de la capturabilidad es representada en la figura 3.1.3 (arriba). En este caso, cuando $\mathbf{b} = 0$, $\mathbf{a} = q$ y la $CPUE$ es un índice perfecto de abundancia, sí $\mathbf{b} = -1$, $\mathbf{a} = CPUE$ es constante y es útil como un índice de abundancia (patrón de proporcionalidad). Valores de \mathbf{b} cercanos a -1 , indican que la $CPUE$ probablemente no esta representando la abundancia de la población, por lo que debe ser usada con precaución para fines de evaluación. Para valores diferentes a 0 y -1 , la $CPUE$ produce relaciones curvilíneas, que son equivalentes con las formas más comunes observadas de la relación entre la $CPUE$ y la abundancia (Fig. 3.1.3 abajo).

La figura 3.1.4 muestra una función de potencia decreciente con el tamaño de la población de la sardina Monterrey, es decir que la capturabilidad muestra denso-dependencia. El valor de $\mathbf{b} = -0.58$ es evidencia de la denso-dependencia de la capturabilidad y de una $CPUE$ no lineal. Como el valor de \mathbf{b} es cercano a -1 se establece que la sardina presenta un patrón de hiperestabilidad. La función explica el 74% de la variación de la capturabilidad y el tamaño de la población. En la tabla 3.1.4, se presentan las estimaciones por temporada de pesca de la capturabilidad promedio ponderada con la captura observada \bar{q}_t , de mortalidad por pesca F_t , la captura observada en número de peces, C_{tobs} , la abundancia de la población en número de peces, N_t , la tasa de explotación, U_t , y el escape proporcional, K_t . Las series históricas de la $CPUE$ observada y calculada ($CPUE_{cal} = \bar{q}_t \cdot N_t$), así como de la N_t es presentada en la figura 3.1.5. En general las series de $CPUE$ siguen la misma tendencia que la N_t . El valor de abundancia en el cual la captura fue más alta y, el valor de la tasa de explotación correspondiente a esa abundancia fue aceptada como óptima. La tasa de explotación óptima obtenida de la observación gráfica fue de 0.27 y de 0.33 al ajustar los modelos exponencial (Fig. 3.1.6.a) y polinomial (Fig. 3.1.6.b) a la serie histórica de la tasa de explotación y la captura estimada, en función de la abundancia de la población.

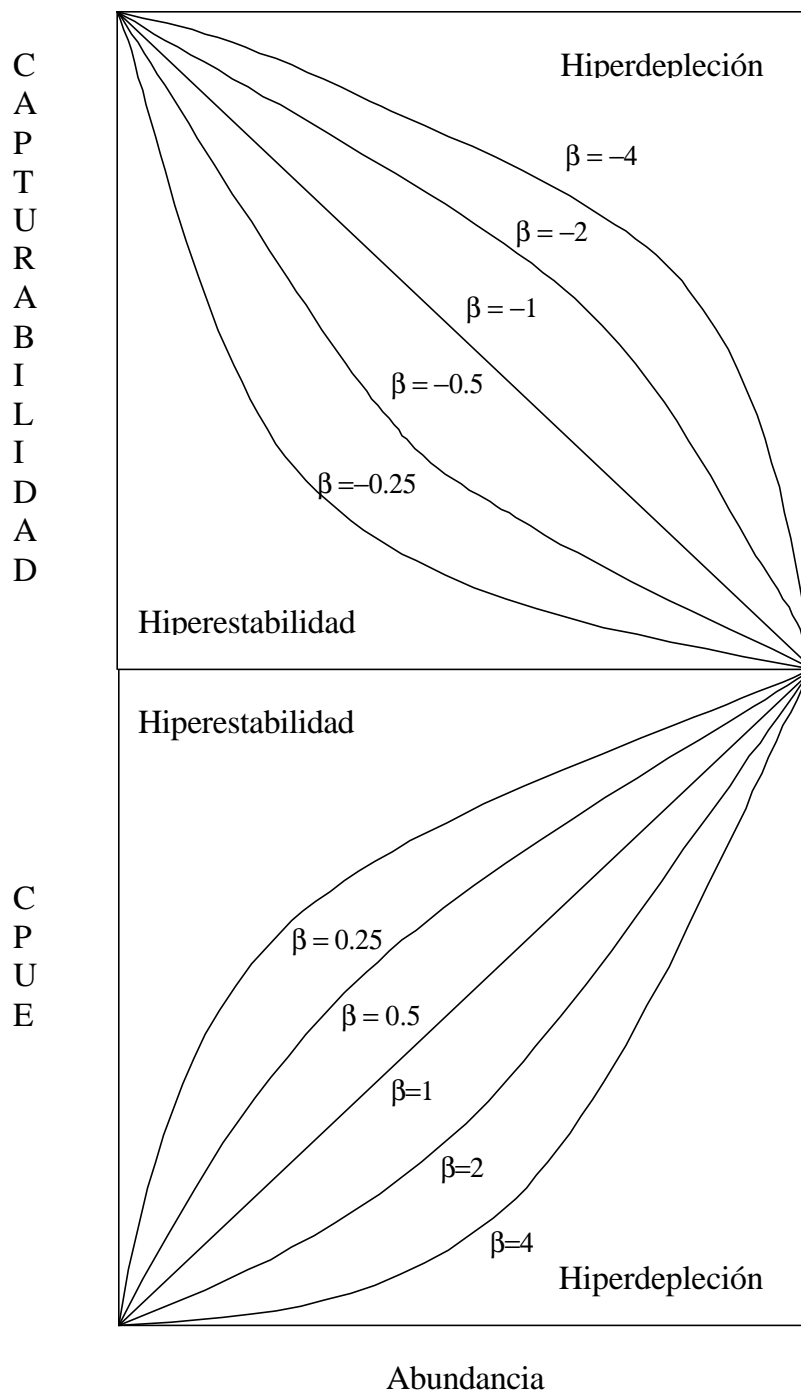


Fig. 3.1.3. Variabilidad denso dependiente de la capturabilidad (arriba) y los patrones básicos de la relación entre la captura por unidad de esfuerzo (*CPUE*) y abundancia reportados por Harley *et al.* (2001), (abajo).

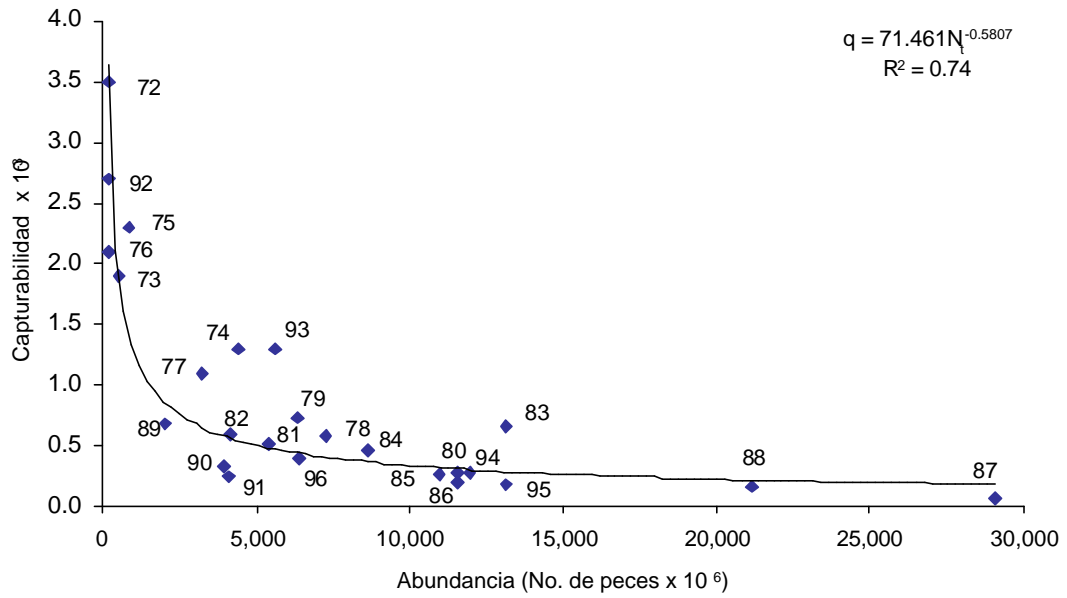


Fig. 3.1.4. Coeficiente de capturabilidad en función de la abundancia de la población.

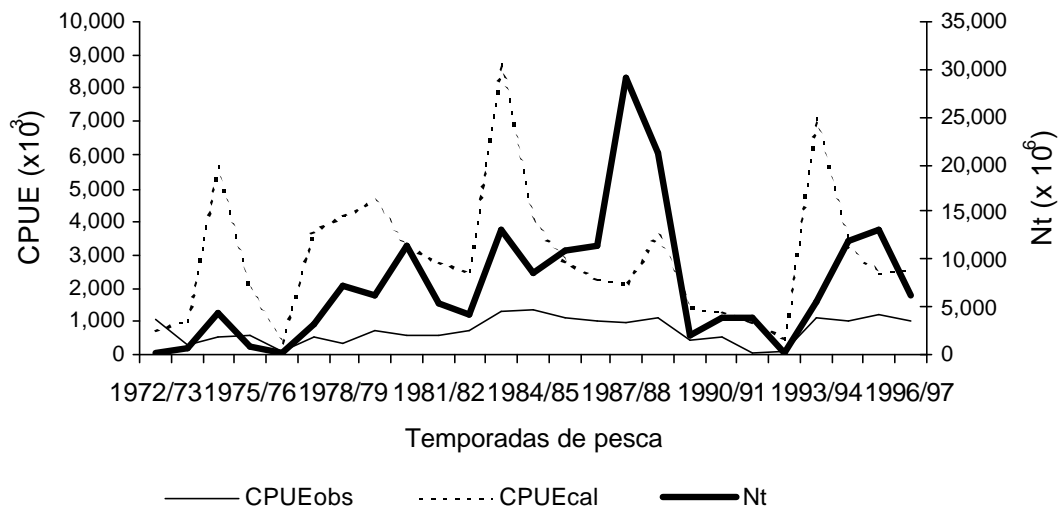


Fig. 3.1.5. Serie histórica de datos de captura por unidad de esfuerzo observado ($CPUE_{obs}$) y calculado ($CPUE_{cal}$) y la abundancia de la población en número de peces (N_t).

Tabla. 3.1.4. Estimaciones por temporada de pesca de: capturabilidad promedio \bar{q}_t , mortalidad por pesca F_t , captura observada Ct_{obs} , abundancia de la población N_t , tasa de explotación U_t y el escape proporcional K_t .

No	Temporada de pesca	\bar{q}_t	F_t	Ct_{obs}	N_t	U_t	K_t
1	1972/73	0.0035	2.70	113,907,578	200,305,848	0.77	0.07
2	1973/74	0.0019	1.58	232,569,898	541,755,336	0.62	0.21
3	1974/75	0.0013	1.12	486,765,130	4,418,682,827	0.52	0.33
4	1975/76	0.0023	2.37	587,917,134	852,930,968	0.74	0.09
5	1976/77	0.0021	1.76	100,598,130	173,500,467	0.65	0.17
6	1977/78	0.0011	1.30	577,710,071	3,211,436,698	0.56	0.27
7	1978/79	0.0006	0.69	417,215,085	7,278,944,427	0.37	0.50
8	1979/80	0.0007	1.19	1,198,105,953	6,323,124,867	0.53	0.30
9	1980/81	0.0003	0.68	1,426,643,727	11,543,948,942	0.37	0.51
10	1981/82	0.0005	1.08	1,226,046,400	5,387,515,734	0.50	0.34
11	1982/83	0.0006	1.81	2,207,660,829	4,171,855,138	0.66	0.16
12	1983/84	0.0007	1.22	2,486,684,629	13,143,713,794	0.54	0.29
13	1984/85	0.0005	1.02	3,089,013,012	8,658,988,359	0.49	0.36
14	1985/86	0.0003	1.01	4,464,851,902	10,973,120,183	0.48	0.37
15	1986/87	0.0002	0.82	4,164,782,536	11,537,186,848	0.42	0.44
16	1987/88	0.0001	0.27	3,469,184,414	29,068,631,094	0.17	0.76
17	1988/89	0.0002	0.68	4,626,143,079	21,117,920,740	0.37	0.51
18	1989/90	0.0007	2.32	1,370,095,574	2,052,728,670	0.73	0.10
19	1990/91	0.0003	1.15	1,953,031,965	3,943,390,009	0.52	0.32
20	1991/92	0.0002	0.44	102,436,079	4,071,941,101	0.26	0.65
21	1992/93	0.0027	3.06	125,365,322	169,524,306	0.79	0.05
22	1993/94	0.0013	2.05	1,837,256,229	5,614,127,895	0.70	0.13
23	1994/95	0.0003	0.59	2,162,218,814	11,959,753,404	0.33	0.55
24	1995/96	0.0002	0.46	2,934,326,419	13,149,733,584	0.27	0.63
25	1996/97	0.0004	1.34	3,378,078,376	6,384,028,590	0.57	0.26

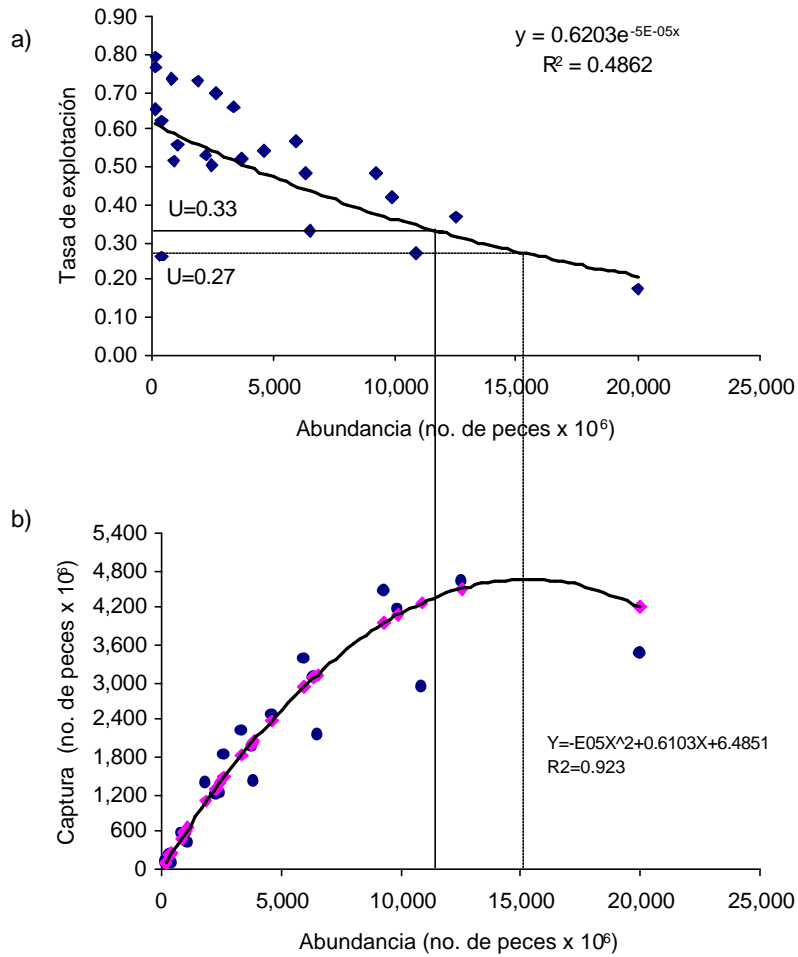


Fig. 3.1.6. Estimación de la tasa de explotación óptima: a) Ajuste con el modelo exponencial de la tendencia de la serie histórica de la tasa de explotación en función de la abundancia y b) ajuste con un modelo polinomial de la relación de la captura estimada y la abundancia de la población.

Trascendencia de la capturabilidad

La captura es conocida como mortalidad por pesca y depende de la abundancia del recurso y de la eficiencia del arte de pesca. La relación entre estas dos variables es conocida como capturabilidad, que en otras palabras es la medida de la interacción entre el recurso y el esfuerzo pesquero. De ahí la importancia de realizar el análisis de la pesquería de sardina Monterrey del Golfo de California, con especial énfasis en estimaciones del coeficiente de capturabilidad, iniciando con su variación con la longitud. El estudio de la estructura de tallas de una población proporciona información acerca de procesos tales como: crecimiento, supervivencia, estadios de desarrollo y reproducción, así como de la selectividad del arte de pesca, los cuales están relacionados con la capturabilidad. Para la sardina Monterrey, el patrón promedio del coeficiente de capturabilidad con la longitud mostró una tendencia bien definida, la capturabilidad aumenta con incrementos de la longitud, y es descrita por una función exponencial. Se decidió por la función exponencial pues con el avance del ciclo de vida la tasa de crecimiento se va reduciendo. La variación observada entre los 13.5 cm y los 15.5 cm de LP y entre los 15.5 y los 18.5 cm de LP, se explica por los cambios en la vulnerabilidad a la red de cerco. Este hecho está asociado al proceso reproductivo. La sardina migra de norte a sur a lo largo de la costa este del Golfo desovando en la estación de surgencia durante el invierno (noviembre-abril), época en la que es capturada. Entre los 13.5 cm y los 15.5 cm de LP se inicia la madurez gonádica y entre los 15.5 y los 18.5 cm de LP son peces adultos, los cuales son más vulnerables a la red de cerco. La talla mínima legal de captura es de 15.0 cm y corresponde a una edad relativa de tres años, edad a la cual la sardina está completamente reclutada a la pesquería y es la talla a la cual el 50% de la población ya tuvo su primera reproducción, también llamada talla crítica (De Anda-Montañez 1992)..

Para reproducirse la sardina Monterrey sigue un patrón migratorio estacional. El planteamiento general de migración (Sokolov y Wong 1973, Garcí-Crespo y González 1985, Cisneros-Mata et al, 1987, 1988, 1989, 1991), explica que la sardina adulta se mueve por la costa oriental del Golfo hacia la cuenca de Guaymas, para desovar durante la época de invierno y principios de primavera cuando predominan los vientos del noroeste y se registran surgencias pronunciadas a lo largo del margen oriental del Golfo. Durante esta época la sardina habita aguas someras y está muy cercana a la

costa. Los organismos adultos de esta especie forman densos cardúmenes (de organismos de talla media similar), facilitando el acoplamiento y la viabilidad de los productos de desove. Esta es la época de mayor vulnerabilidad a las redes de cerco con concentraciones del esfuerzo sobre las principales cohortes cuando su abundancia es mayor. El cambio observado en los 18.5 cm de LP esta asociado a un cambio en la disponibilidad o vulnerabilidad de los peces viejos, los cuales debido a su baja abundancia raramente se presentan en la captura.

Otro hecho que está ligado con los cambios en capturabilidad con la longitud o edad, es la proporción de captura por unidad de esfuerzo respecto al promedio por clase de longitud. Las diferencias observadas en estas proporciones son el resultado de la variedad de condiciones ambientales, los cambios anuales en la estructura de longitud de la población y del efecto combinado del comportamiento del recurso de agregarse en cardúmenes de talla media similar y la concentración del esfuerzo sobre las zonas de mayor abundancia, en este caso son procesos asociados estrechamente con el evento reproductivo.

Las tasas de cambio de la capturabilidad con la longitud en relación al equilibrio, b_t , representan la captura de peces de varias clases de longitud en un tiempo dado. Además, si la explotación produce cambios en la abundancia de la población y la capturabilidad es un parámetro asociado a ésta, entonces la tendencia de las b_t producida por la relación con la cantidad de pesca (asumiendo el esfuerzo ponderado como una medida de la cantidad de pesca), puede ser explicada en función del tiempo, grupo de longitud y su predominio en la captura. Durante las temporadas 1972/73 a 1979/80, el incremento de la abundancia de sardina permitieron el desarrollo de la pesquería con el consecuente incremento del esfuerzo pesquero, la tendencia de las b_t en ese intervalo de tiempo fue negativa, indicando justamente reclutamientos mayores al promedio. La etapa de 1979/80 a 1984/85 fue de transición. La escasa presencia de sardina en las zonas tradicionales de pesca durante las temporadas 1981/82 a 1984/85, provocó que durante este tiempo la temporada de pesca se extendiera hasta el verano (Cisneros-Mata *et al.* 1988), cuando la presencia de peces pequeños (menores a la talla mínima legal) es alta. La pesca se realizó durante 12 meses del año y la zona de pesca se extendió hasta el norte del Golfo y en las proximidades de las Islas Ángel de la

Guarda y Tiburón, lugares de agregación de juveniles; de ahí la tendencia de las b , cambió tomando signo positivo (1982/83 a 1989/90) que indica disminución de la abundancia (Martínez-Aguilar 1992, De Anda-Montañez 1992).

Martínez-Aguilar (1992), realizó un análisis de la pesquería de sardina Monterrey del Golfo de California, con datos de *CPUE* de 18 temporadas de pesca (1972/73 a 1989/90), señalando que la intensa pesca de reclutas efectuada durante 1982/83 a 1983/84, y el incremento sostenido del esfuerzo pesquero afectó la tasa de renovación de la población y propicio la disminución de la abundancia de la población, lo que generó un aumento en la capturabilidad debido al comportamiento de la especie de agregarse aun cuando su abundancia sea menor (Martínez-Aguilar *et al.* 1997). En esa época la captura por unidad de esfuerzo fue alta pero la abundancia de sardina estaba siendo reducida, además en la estructura de las capturas predominaban organismos menores a la talla mínima legal de captura. De 1986/87 a 1987/88 la abundancia de la población se redujo un 50% y de 1985/86 a 1988/89 se redujo un 20% mientras el esfuerzo pesquero se incrementó un 200%. A principio de los años noventas la pesquería se colapsó y el esfuerzo fue reducido más del 50%. Después de eso, el esfuerzo pesquero se ha incrementado cuando “aparentemente” hay mas recurso y se ha disminuido cuando hay poco, no permitiendo la recuperación del recurso. En las dos últimas temporadas analizadas el esfuerzo se incrementó, la captura fue alta y predominaron los organismos menores a la talla mínima legal.

Las capturas anuales de la sardina Monterrey han presentado grandes fluctuaciones, lo cual es típico en los peces pelágicos que los hace particularmente difíciles de manejar. Penas (1978), en su estudio sobre la dinámica de explotación de *Sardina pilchardus* de las costas de Castellón, menciona que la capturabilidad presenta una enorme variabilidad debido a los movimientos de los cardúmenes y a su desigual densidad de un año a otro. También ha sido establecido, particularmente para poblaciones de peces pelágicos formadores de cardúmenes, que la capturabilidad varía con la abundancia de la población, de tal manera que aumentaría a niveles bajos de abundancia y disminuiría a niveles altos (Fox 1974, MacCall 1976, Radovich 1982, Ulltang 1976, 1980, Csirke 1988, Martínez-Aguilar *et al.* 1997, Harley *et al.* 2001). La conducta gregaria de la sardina Monterrey, el fácil acceso y los viajes cortos de menos de 24 horas que realiza la flota en el Golfo, provoca que cada unidad de esfuerzo pesquero remueva una fracción grande del recurso

disponible aun cuando su abundancia sea menor y está confinado a un área geográfica pequeña.

Las razones por las cuales la $CPUE$ no es constantemente proporcional a la abundancia han sido discutidos en una gran variedad de trabajos (Sampson 1990, Swain y Sinclair 1994, Gillis y Peterman 1998, Peterman y Steer 1981, Greco y Overholtz 1990, Rose y Leggett 1991, Martínez-Aguilar *et al.* 1997, Harley *et al.* 2001). También se han propuesto una serie de modelos no lineales para describir la relación. La más simple de estas es la función de potencia de la forma $CPUE_t = q \cdot N_t^b$. Es a través de esta función que se describen las formas más comunes de proporcionalidad variable entre la $CPUE$ y la abundancia poblacional: hiperestabilidad e hiperdepleción (Hilborn y Walters 1992, Harley *et al.* 2001). En este trabajo se describen las formas de la relación de la capturabilidad con la abundancia poblacional: el patrón de hiperestabilidad o capturabilidad denso-dependiente y el patrón de hiperdepleción o capturabilidad denso-independiente. La coincidencia de los trabajos antes mencionados con este, es que la forma más común observada es la de hiperestabilidad. Otros recursos para los cuales se hicieron ensayos para determinar la denso-dependencia de la capturabilidad fueron: el atún aleta amarilla *Thunnus albacares* del Pacífico Tropical Oriental atrapado con red de cerco (De Anda-Montañez 2001) y el calamar gigante (*Dosidicus gigas*) del Golfo de California capturado con potera, este último a través del método determinístico de capturabilidad (Martínez-Aguilar y Díaz-Urbe 2005). Las relaciones para ambos recursos presentaron un patrón de hiperestabilidad. Las coincidencias entre los tres recursos examinados es que la explotación ha sido por largo tiempo y la búsqueda ha sido muy eficiente. Además, la concentración del esfuerzo pesquero es sobre las áreas donde los organismos son más abundantes.

Shardlow (1993), en su estudio en el Estrecho de Georgia de la pesquería deportiva de salmón capturado con anzuelo, indica que la capturabilidad aumenta con incrementos en la abundancia. En el caso del anzuelo la saturación del arte de pesca podría darse sólo si la tasa de captura es más alta que la rapidez con que el pez es extraído. De esta manera la abundancia se incrementaría con disminución de la captura por unidad de esfuerzo. Sin embargo, para la pesquería de salmón, la abundancia nunca alcanza un nivel donde la captura de un pez impida la captura de un segundo. En el calamar, el patrón observado por Shardlow podría ser evidente siempre y cuando la unidad de

esfuerzo fuera el número de lances, pero hasta la fecha las noches de pesca son la única unidad de esfuerzo confiable que puede extraerse de la información disponible.

En la historia de la pesquería de sardina Monterrey la tasa de explotación ha sido muy variable y en la mayoría de las temporadas de pesca ha sobrepasado la tasa de 0.35 estimada para esta especie por Cisneros-Mata *et al.* (1988), siendo alta en temporadas donde la abundancia del recurso era baja y baja durante temporadas donde había mucho recurso. En el libro *Sustentabilidad y Pesca responsable en México, Evaluación y Manejo (1999-2000)* (Anónimo 2001), se propone como estrategia de manejo una tasa de explotación constante, según lo descrito por Walters y Parma (1996), simplificando el valor de la tasa de explotación recomendado al equivalente a la mitad de la tasa instantánea de mortalidad natural, M . En el caso de la sardina Monterrey, con una $M = 0.7$ (Martínez-Aguilar *et al.* 2005), sería 0.35, que coincide con la estimada por Cisneros-Mata *et al.* (1988), y que ha sido grandemente rebasada en la historia de la pesquería. En la Carta Nacional Pesquera se propone de manera precautoria una tasa de explotación del 0.25 (DOF 2004). Las tasas de explotación estimadas en este trabajo para brindar mejores rendimientos en la pesquería de sardina fueron de 0.27 y 0.33, determinadas con la serie histórica de las tasas de explotación calculadas con los datos de captura y esfuerzo. Cuando utilizamos estas tasas el escape es mayor al 50% de la población. Si deseamos ejercer una pesca responsable es necesario implementar la tasa constante de captura como estrategia de manejo con un valor precautorio recomendado de 0.25 (DOF 2004), respetando además la talla mínima legal de captura, no incrementando la flota pesquera y manteniendo el poder de pesca.

De Anda-Montañez (1992), aplicó el programa SIMERO 1 versión 1991 (Seijo 1986, Seijo *et al.* 1987), que realiza simulación de sistemas aplicado al análisis bioeconómico de recursos pesqueros. El programa fue modificado para la sardina Monterrey y usado para los mismos datos de este trabajo, bajo las condiciones históricas de explotación y para el periodo comprendido de 1972/73 a 1989/90. Las variables de interés: abundancia y captura, se obtuvieron de simulaciones probando cinco diferentes tácticas de manejo: 1) restricción al esfuerzo pesquero, no permitiendo la entrada de nuevas embarcaciones a la pesquería, en este caso se consideraron las 76 embarcaciones que operaron durante 1989/90, actualmente son 35 embarcaciones, 2) restricción de captura, respetar la talla mínima legal de captura establecida en 15.0 cm de longitud patrón, equivalente a tres años

de edad relativa, 3) ampliación de la temporada de pesca de 10 a 12 meses, es decir, sin restricción de veda alguna, 4) restricción en tiempo y espacio, que sería reduciendo la temporada de pesca de 10 a 9 meses, iniciado la temporada en el mes de noviembre con el propósito de proteger a los futuros reclutas, 5) la combinación de respetar la talla mínima de captura con un régimen de pesca de 12 meses.

De las cinco tácticas analizadas sólo dos exhiben resultados deseables: el respeto a la talla mínima legal de captura y la restricción de entrada a la pesquería por parte de nuevas embarcaciones, además de que se mantenga constante el poder de pesca, es decir, evitar cambios tecnológicos que mejoren la captura o compensar para mantener la mortalidad por pesca. Este aspecto contesta la solicitud del sector industrial quien gestionó permiso para capturar una proporción de captura por debajo de la talla mínima legal de captura (Anónimo 2001). Esto fue evaluado y la norma oficial se encuentra en proceso de edición. Para la sardina Monterrey la talla mínima legal de captura quedó igual en 15.0 cm de longitud patrón, con un máximo de 20% en número por oscuro como captura incidental de tallas por debajo de esa talla. Históricamente la pesquería de sardina ha sido controlada por veda temporal y espacial y a través del establecimiento de una talla mínima legal de captura. Estas medidas de control reducen la mortalidad por pesca disminuyendo un poco el impacto de la actividad pesquera, pero no han sido eficaces debido tal vez a que la mortalidad por pesca se ha incrementado antes del inicio de la temporada de veda, que no hay vigilancia y la red de cerco no es selectiva, pero sí muy eficiente para capturar todo el intervalo de tallas.

La gran variabilidad en la tasa de explotación observada en la serie histórica dificulta la valoración de la estrategia de manejo, así como la valoración del efecto de los factores ambientales como causa de las fluctuaciones de la abundancia de población. De Anda-Montañez *et al.* (1994), mencionan que la tendencia a la baja de reclutas son el resultado de condiciones ambientales adversas a la población de sardina Monterrey, especialmente, condiciones de surgencia con poca durabilidad. Las surgencias de poca durabilidad influyen en todos los niveles de la población, por ejemplo: en huevos y larvas están correlacionadas con la mortalidad diaria y en los adultos se observan efectos negativos en el proceso reproductivo reduciéndolo a un período más corto. Esto afecta de manera directa los éxitos reproductivos, a lo cual se suma también el exceso del esfuerzo pesquero sobre la fracción de reclutas que ha sido observado en la serie histórica a partir

de la temporada de pesca 1977/78, dando como resultado decrementos importantes en el tamaño de la población.

Inferencias sobre la capturabilidad

El estudio de la variabilidad de la capturabilidad en la pesquería de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, da una nueva percepción de las tendencias históricas de la biomasa y la mortalidad por pesca. Proporciona información adicional que puede servir para mejorar las evaluaciones tradicionales y lo más importante es que advierte sobre el estado de salud de la pesquería en el Golfo de California.

La sardina Monterrey es explotada con red de cerco y con apoyo de equipos de ecodetección. La captura total se obtiene sin considerar a priori la abundancia actual de la población y como la abundancia presenta una relación inversa con la capturabilidad, la captura por unidad de esfuerzo se sigue manteniendo relativamente constante aun cuando la abundancia de la población este grandemente disminuida. En este trabajo se determina el estado de la pesquería de sardina Monterrey como recurso estable pero aprovechado al máximo permisible.

Se describe un modelo que evalúa particularmente el coeficiente de capturabilidad y su relación con distintos factores de variación: La capturabilidad aumenta con incrementos de la longitud de forma exponencial. Se describen las formas más comunes de la relación entre la capturabilidad y la abundancia de la población: el patrón de hiperestabilidad o capturabilidad denso-dependiente y patrón de hiperdepleción o capturabilidad denso-independiente. El modelo observado en la sardina Monterrey es el de hiperestabilidad, el cual es la forma más común reportada en la literatura para otras pesquerías de pelágicos.

Las fuertes fluctuaciones de biomasa y de disponibilidad de la sardina Monterrey, el patrón de hiperestabilidad y el estado actual de la pesquería, son el sustento para aceptar la tasa constante de captura como estrategia de manejo, con un valor recomendado entre 0.25 y 0.27 con esto escaparía más del 50% de la población, como lo muestran las estimaciones del escape proporcional. Adoptando como tácticas principales: el respeto a la talla mínima legal de captura: 15.0 cm de longitud patrón y el mantenimiento del poder de pesca

conservando también el tamaño actual de la flota. Dentro de las actividades para implementar la estrategia de manejo está la de seguir evaluando por lo menos anualmente las existencias del recurso mediante técnicas de hidroacústica y la vigilancia de las descargas comerciales para detectar las capturas de peces de tallas menores a la talla mínima legal de captura.

3.2. Mortalidad natural y estadios del ciclo de vida de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, con base en la división de tiempo gnomonico.

El método de mortalidad natural de intervalos gnomonicos (GIM), que proporciona un vector de mortalidad natural para especies de vida corta, fue modificado para aplicarse en especies de longevidad mayor a un ciclo anual. Las modificaciones al método fueron: a) el uso de estimaciones de la fecundidad media anual, b) la habilidad para incorporar datos observados de intervalos específicos de duración de los estadios de desarrollo de la especie, y c) la inclusión de incertidumbre debida a la variación de la fecundidad. La versión modificada de GIM fue utilizada para estimar la mortalidad natural de los distintos estadios de desarrollo, M_i , del ciclo de vida de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California. Se exploró el efecto de la variabilidad de la duración del primer estadio (huevo) sobre los vectores de mortalidad natural (M). Los resultados muestran que el vector de M tiende a disminuir con la edad independientemente del tiempo de duración del estadio huevo, y que la supervivencia diaria se incrementa con la disminución del tiempo de duración de los estadios. Existen diferencias significativas ($p > 0.05$) entre y dentro de los vectores de M generados con los distintos valores de duración del estadio huevo. Los valores de M en peces completamente reclutados a la pesquería no son constantes. No se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre los valores de M_i reportados en la literatura y los estimados por GIM. El método también proporcionó estimaciones razonables de duración de los estadios del ciclo de vida de la sardina Monterrey.

Palabras clave: Mortalidad natural, intervalos gnomonicos, duración de los estadios del ciclo de vida, sardina *Sardinops caeruleus*, Golfo de California.

Tasa de mortalidad natural

La tasa de mortalidad natural (M) mide la fracción del stock de peces que se pierde por causas naturales (no pesca), incluyendo depredación, enfermedades y senescencia. La mortalidad natural puede variar espacialmente, temporalmente, o por talla y edad, pero en la práctica de evaluación de stock pesqueros ha sido supuesta como constante para todas las edades o tallas susceptibles a ser explotadas (Caddy 1991). M es uno de los parámetros más importantes en modelación y manejo de pesquerías, sin embargo, la variabilidad de M ha sido raramente cuantificada. La depredación es considerada la principal fuente de mortalidad natural, y es particularmente crítica en estadios tempranos del ciclo de vida (Houde 1987, Rilling and Houde 1998, Macpherson *et al.* 2000). Durante el ciclo de vida M disminuye con la edad o talla en estadios tempranos del ciclo de vida y puede aproximarse a un valor asintótico

durante las fases de reclutamiento a la pesquería (Beyer 1989, Ramírez-Rodríguez y Arreguín-Sánchez 2003).

La mortalidad natural puede ser estimada en diferentes formas. El análisis de la curva de supervivencia es generalmente utilizado al inicio de una pesquería con datos estructurados con la edad, cuando la mortalidad por pesca es insignificante. Si la mortalidad por pesca es cero entonces la pendiente negativa de la curva es una estimación de la mortalidad natural. Las curvas de supervivencia son típicamente usadas para grupos de peces viejos pero también pueden ser usadas para estadios tempranos del ciclo de vida (Ricker 1975, Picquelle y Stauffer 1985, Jensen 1985, 1990, Vetter 1988, Lo *et al.* 1989, Smith *et al.* 1989). El análisis de la curva de supervivencia no siempre proporciona estimaciones aceptables de mortalidad en estadios tempranos debido a que se necesita un gran número de observaciones, las tasas de crecimiento son grandes durante los estadios tempranos, existe una gran variabilidad natural en crecimiento y mortalidad, y debido a la incertidumbre en las estimaciones de edad (Pepin 1991, Macpherson *et al.* 2000). En consecuencia, los diseños de muestreo para estimaciones precisas son caros y difíciles de obtener. Por esta razón, los valores de M para estadios tempranos sólo han sido estimados en pocas especies. En pesquerías, los análisis de frecuencias de longitud pueden ser utilizados en la estimación de la mortalidad total. No obstante, para estimar M generalmente se requiere información sobre la mortalidad por pesca (Munro 1984). Experimentos de marcaje y recaptura también han sido usados para estimar M (Hilborn 1990, Dorazio y Rago 1991, Deriso *et al.* 1991). Con modelos poblacionales y de evaluación de stock se puede, en teoría, estimar la mortalidad natural como una variable, pero en la práctica esta aproximación es difícil (Quinn II y Deriso 1999, Megrey 1989). El meta-análisis basado en estimaciones de mortalidad natural de una variedad de especies y ambientes puede ser usado para desarrollar relaciones de predicción, con la mortalidad natural como variable dependiente (Hoening 1983, Pauly 1980, Gunderson 1980). La tasa de mortalidad natural incluye canibalismo y depredación (Vetter 1988), las cuales fueron estimadas de manera independiente por Heikinheimo (2001). Wright-López *et al.* (2001) estimaron la mortalidad natural a través del método de proyección de matrices usando el programa catchability (Martínez-Aguilar *et al.* 1999), para edades y meses cuando la pesca fue cerrada (esfuerzo = 0), y suponiendo que la declinación del número de individuos fueron por causas naturales.

Caddy (1991) desarrollo un método alternativo para la estimación de M para los estadios del ciclo de vida (de huevo a adulto). El método de Caddy estima un vector de valores de M para el ciclo de vida completo en especies con longevidad anual, con base en un intervalo de tiempo gnomonico. Caddy (1996), Royer *et al.* (2002), y Ramírez-Rodríguez y Arreguín-Sánchez (2003), usan el método gnomonico para especies de vida corta (un año), (camarones y calamares loliginidae). En este trabajo, el modelo de intervalos gnomonicos fue modificado para especies de longevidad mayores a un año, incorporando incertidumbre a las tasas de mortalidad natural debida a la variación de la fecundidad. La versión modificada de GIM, para especies de larga longevidad, fue usada para estimar M para la historia de vida completa de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, calibrando las estimaciones de GIM con valores independientes de M para diferentes estadios de vida.

Método de Intervalos Gnomonicos

El método gnomonico estima tasas de M dividiendo el ciclo de vida en sub-unidades de tiempo (Caddy 1996) que se incrementan en una proporción constante del tiempo transcurrido desde su nacimiento hasta el inicio de cada subdivisión llamada intervalo gnomonico. La estimación de M para cada intervalo de tiempo gnomonico (Δ_i), referida como M -a-la-edad, requiere información sobre el número de estadios de desarrollo en el ciclo de vida, el tiempo transcurrido (t_1), que inicia al tiempo $t = 0$, durante el primer estadio que corresponde al primer intervalo de tiempo gnomonico (Δ_1), y la fecundidad promedio del ciclo de vida de la especie llamada MLF por sus siglas en inglés (mean lifetime fecundity). La duración del segundo intervalo gnomonico fue estimado como $\Delta_2 = \mathbf{a} \cdot t_{2-1}$, donde \mathbf{a} es una constante de proporcionalidad. Los intervalos gnomonicos sucesivos son calculados como $\Delta_i = (\mathbf{a} \cdot t_{i-1}) + t_{i-1}$, donde $i \geq 3$ hasta el n intervalo gnomonico. Si la especie tiene un ciclo de vida anual, entonces $t_n = \sum_{i=1}^n \Delta_i$ es generalmente 365 días. Caddy (1991) sugiere que los intervalos de tiempo gnomonicos tienen una proporción de mortalidad constante en el ciclo de vida completo. De esta forma, el producto de M_i y Δ_i es constante para todos los intervalos tal que $G = M_i \cdot \Delta_i$, donde G es la proporción de muerte constante para cada intervalo (Caddy

1996). La tasa de mortalidad natural es $M_i = \frac{G}{q_i - q_{i-1}}$, donde $q_i = \frac{\Delta_i}{t_n}$ y representa la duración del intervalo gnomonico como una proporción de un año para una organismo de ciclo de vida anual.

El número de individuos (N_i) al inicio de cada intervalo i es el número de sobrevivientes del intervalo anterior, excepto para el primer intervalo donde se supone que el número que eclosiona es equivalente a la MLF , la cual es determinada de la fecundidad individual durante los estadios del ciclo de vida (Caddy 1996). Entonces, la N_1 del primer intervalo de tiempo gnomonico es calculado de $N_1 = MLF \cdot e^{-M_1 q_1}$. Valores sucesivos de N_i son calculados con $N_i = N_{i-1} \cdot e^{-M_i q_i}$, donde $i \geq 2$ hasta el n intervalo gnomonico. Los parámetros del modelo, a y G , son calculados numéricamente con el algoritmo de Newton (Neter *et al.* 1996). Los valores de a fueron elegidos como verdaderos cuando la suma de la duración de los intervalos de tiempo gnomonicos fue igual a t_n . El valor de G es elegido como verdadero cuando el número de individuos N_i que sobreviven en el último intervalo gnomonico es igual a 2 (Caddy 1996).

Modificaciones al Método de Intervalos Gnomonicos

En este análisis, el modelo gnomonico fue modificado para $t_l = \sum_{i=1}^n \Delta_i$ donde t_l es la longevidad total (en días), los valores de q_i fueron calculados como $q_i = (\Delta_i / t_l) / 365$ para que las unidad de las estimaciones de M_i fuera anual. En lugar de MLF , se uso la fecundad media anual (d), la cual es el promedio de la fecundidad (huevos/hembra/año) en cada edad. La estimación de d fue entonces el promedio de aquellas edades observadas en un año. Esta simple estimación es necesaria porque el método describe la depleción de una simple cohorte. La variabilidad en la estimación de d depende de la fecundidad relativa y el número de desoves por año.

En trabajos anteriores, las estimaciones de mortalidad natural con base en el método de intervalos gnomonicos no incluyen medidas de desviación como por ejemplo la desviación estándar y el coeficiente de variación (Caddy 1996, Ramírez-Rodríguez y Arreguín-Sánchez 2003). En este trabajo se calcularon estas medidas, suponiendo que en las estimaciones la fuente principal de incertidumbre y variabilidad fue la fecundidad media anual. La distribución de d se supuso como uniforme (no informativa), tal que $d \approx U(d_{\min}, d_{\max})$, donde los límites mínimo (d_{\min}) y máximo (d_{\max}) fueron los valores pequeño y grande de los datos observados de la d . Se simularon 1,000 estimaciones de mortalidad natural por intervalo de tiempo gnomonico y se calculó el promedio de la tasa de mortalidad (\bar{m}_i). El error estándar fue representado por la desviación estándar (s_i) para M_i . El coeficiente de variación fue $CV_i = s_i / \bar{m}_i$. Según Deriso *et al.* (1985), el promedio del análisis del bootstrap representa el promedio de las estimaciones de los parámetros originales (en este caso M por intervalo de tiempo). De esta forma la desviación estándar del bootstrap representa el error estándar de las estimaciones de M , así como el CV para M . La caracterización de la incertidumbre fue realizada con el error estándar y la media de las estimaciones de M . Las tasas de supervivencia diaria para los diferentes estadios de vida (V_i) fueron obtenidas usando la expresión: $V_i = \exp(-\bar{m}_i) / \Delta_i$.

Estudio de caso

El número de intervalos gnomonicos utilizado para la sardina Monterrey fue de 10. Estos fueron elegidos con base en el conocimiento de la historia de vida de la especie. Una aproximación para estimar el número de intervalos es ajustar los intervalos correspondientes a las fases explotadas, y definir la duración del intervalo inicial, y el total del número de intervalos. La ventaja de esto es que los intervalos de la fase explotada generalmente son bien conocidos y equivalentes al 50% de la longevidad. El número de intervalos dentro del cual la historia de vida es dividida es una decisión *a priori*, y depende del conocimiento del ciclo de vida de la especie a estudiar, para que la división sea en subunidades de tiempo biológicamente realistas (Caddy 1996). La sardina Monterrey es ideal, porque existen estimaciones independientes de mortalidad y duración de los estadios del ciclo de vida para comparación (Lasker 1964, Smith

et al. 1992, Butler *et al.* 1993). La longevidad es un parámetro difícil de cuantificar, como M , por eso la longevidad para la sardina Monterrey fue asumida como de siete años (2555 días), con base en los peces más viejos registrados en los datos de la captura comercial de la pesquería, durante el periodo comprendido entre 1972 a 1989 (De Anda-Montañez *et al.* 1999). En las estimaciones de mortalidad natural de sardina Monterrey, se utilizaron los valores de d : 646 763, 855 748 y 1 090 678 huevos, los que corresponden a las estimaciones de los valores mínimo, promedio y máximo. Las d fueron obtenidas de los reportes de fecundidad relativa y frecuencia de desove a la edad del periodo comprendido de 1957 a 1995 (Tabla 3.2.1). El intervalo de duración observado para el estadio huevo a diferentes temperaturas para la especie estuvieron entre 1.5 y 4 días (Lasker 1964). Por lo tanto, se calcularon diferentes vectores de M para el intervalo de duración del estadio huevo con incrementos de 0.5 días.

Houde (1987), estableció que la variabilidad en la duración de los estadios del ciclo de vida es consecuencia de la variación en la tasa de crecimiento, la cual depende del alimento disponible y de los factores ambientales. La mortalidad y el crecimiento son procesos estrechamente relacionados que actúan simultáneamente para determinar la supervivencia específica por estadio (Houde 1996). Las condiciones desfavorables de crecimiento pueden prolongar la duración del estadio e incrementar substancialmente el tiempo de vulnerabilidad a la depredación en peces en estadio de pre-recluta, incrementando de este modo la tasa de mortalidad. En el análisis se exploró si la variabilidad en la duración del estadio huevo puede causar diferencias en los vectores de mortalidad. El análisis de varianza de una vía (ANOVA) se utilizó para probar (hipótesis nula, H_0), si la mortalidad natural es la misma entre los intervalos gnomonicos (1-10) para diferente duración del estadio huevo (de 1.5 a 4 días).

Un supuesto generalmente utilizado es que el valor de M es constante en individuos totalmente reclutados a la pesquería. Se hizo una exploración de este supuesto con ANOVA para probar (H_0), si la mortalidad natural estimada para los intervalos gnomonicos 8, 9 y 10 es la misma dentro de cada vector para diferente duración del estadio huevo. En ambos análisis, el nivel de significancia aceptado fue de 0.05 (Zar 1996). Los datos usados para los ANOVA fueron las 1,000 estimaciones de mortalidad natural para los intervalos gnomonicos de diferente duración del estadio huevo, previamente calculados.

Tabla 3.2.1. Estimaciones de fecundidad reportadas en la literatura para la sardina (*Sardinops caeruleus*) de la Corriente de California y el Golfo de California.

Edad (año)	2	3	4	5	6	7	
Peso (g), w	93	123	152	170	193	202	
Desoves anuales							
año ⁻¹ , s	6	12	15	19	23	28	
Fecundidad relativa, fr	Fecundidad edad ⁻¹						d
263 ^a	146,754	388,188	599,640	849,490	1,167,457	1,487,528	773,176
300 ^b	167,400	442,800	684,000	969,000	1,331,700	1,696,800	881,950
232.8 ^c	129,902	343,613	530,784	751,944	1,033,399	1,316,717	684,393
300.3 ^c	167,567	443,243	684,684	969,969	1,333,032	1,698,497	882,832
332.3 ^c	185,423	490,475	757,644	1,073,329	1,475,080	1,879,489	976,907
290.6 ^c	162,155	428,926	662,568	938,638	1,289,973	1,643,634	854,316
281.7 ^c	157,189	415,789	642,276	909,891	1,250,466	1,593,295	828,151
220 ^d	122,760	324,720	501,600	710,600	976,580	1,244,320	646,763
371 ^e	207,018	547,596	845,880	1,198,330	1,646,869	2,098,376	1,090,678

Fecundidad edad⁻¹ = fr*w*s

^a MacGregor (1957), ^b Lo *et al.* (1986), ^c Claramunt *et al.* (1993), ^d Torres-Villegas (1986), ^e Torres-Villegas *et al.* (1985), ^f Lo *et al.* (1995).

Estimaciones de mortalidad natural

Los diez intervalos gnomonicos elegidos para este análisis describen adecuadamente los diferentes estadios de desarrollo de la sardina Monterrey. Conforme al concepto de tiempo gnomonico, la duración entre estadios de desarrollo se incrementa durante el ciclo de vida. La comparación entre la mortalidad natural reportada para *Sardinops caeruleus* y las estimaciones con GIM se muestran en la Tabla 3.2.2. La prueba de Kolmogorov-Smirnov ($P < 0.05$) no mostró diferencias significativas entre $M -a-la-edad \text{ día}^{-1}$ estimadas con GIM y los valores de reportes anteriores. El mismo resultado fue observado en la comparación entre la duración de los intervalos gnomonicos y la duración de los estadios de desarrollo reportados. Las estimaciones de $M -a-la-edad \text{ día}^{-1}$ fueron similares a las mejores estimaciones independientes para *Sardinops caeruleus*. Los valores de la duración de los intervalos gnomonicos tienden ligeramente a los valores más bajos de los observados en estimaciones independientes de la duración de los estadios de desarrollo. El mejor valor reportado para el estadio definido como adulto tardío fue 2,773 días, mientras GIM estimó 1,372 días. Esto es porque 2,773 días representa la longevidad total, mientras 1,372 días corresponde exclusivamente a la duración del estadio de adulto tardío. La suma de las distintas duraciones estimadas con GIM a lo largo de las columnas es la longevidad total (2555 días), (Tabla 3.2.2).

Los vectores de mortalidad natural decrecen con la edad, independientemente de la duración del estadio huevo (variación de 1.5 a 4 días) (Tabla 3.2.3). La desviación estándar también decrece con la edad.

Las aproximaciones con tiempo gnomonico representaron adecuadamente los estadios de desarrollo biológico de la sardina Monterrey durante su ciclo de vida. De esta forma el método GIM da estimaciones confiables de mortalidad natural conociendo la fecundidad media anual y la duración del estadio huevo. Las $M -a-la-edad$ estimadas por el método GIM están dentro del intervalo de valores de M reportados en la literatura para *Sardinops caeruleus* en la corriente de California y el Golfo de California (Tabla 3.2.4). Cuando $M -a-la-edad \text{ día}^{-1}$ fue transformada a supervivencia, presentó una relación inversa con la duración en cada estadio de desarrollo. La figura 3.2.1 muestra un ejemplo para el estadio de larva temprana, en la cual la supervivencia es alta cuando la duración del estadio es corta. Los datos completos para todos los estadios de sardina Monterrey se presentan en la Tabla 3.2.5.

Tabla 3.2.2. Tasa instantánea de mortalidad natural y duración de los estadios de desarrollo reportados por Butler *et al.* (1993) y aquellos estimados por el método GIM para la sardina (*Sardinops caeruleus*) de la Corriente de California y Golfo de California.

Estadio	Estimaciones independientes						Intervalos Gnomic	Estimaciones con el Método GIM					
	M (1/día)			Duración (días)				M (1/día)			Duración (días)		
	Min.	Mejor	Max.	Min.	Mejor	Max.		Min.	\bar{m}	Max.	Min.	Max.	
Huevo	0.31 ^a	0.72	2.12 ^b	1.4 ^c	2.5 ^c	3.9 ^c	1	0.32	0.52	0.87	1.5	2.5	4
Larva c/vitelo	0.394 ^d	0.6698 ^d	0.971 ^d	1.4 ^c	3.1 ^c	3.9 ^c	2	0.31	0.45	0.67	2	3	4.2
L. temprana	0.1423 ^d	0.2417 ^d	0.3502 ^d	5 ^e	11 ^e	21 ^f	3	0.15	0.21	0.29	4	6	9
Larva tardía	0.057 ^d	0.0964 ^d	0.139 ^d	20 ^g	35 ^g	50 ^g	4	0.07	0.10	0.13	10	14	18
J. temprano	0.029 ^h	0.056 ^d	0.081 ^d	17 ^g	25 ^g	40 ^g	5	0.04	0.04	0.06	23	29	36
Juvenil I	0.0116 ^h	0.0197 ^h	0.0285 ^h	30 ^g	50 ^g	80 ^g	6	0.01	0.02	0.02	53	63	74
Prereclutas	0.0006 ⁱ	0.0011 ⁱ	0.0015 ⁱ	110	175 ^j	220	7	0.01	0.01	0.01	120	136	152
A. temprano	0.0006 ⁱ	0.0011 ⁱ	0.0015 ⁱ	190 ^j	381 ^j	570 ^j	8	0.004	0.004	0.005	275	294	311
Adulto	0.0006 ⁱ	0.0011 ⁱ	0.0022 ⁱ	400 ^j	663 ^j	920 ^j	9	0.002	0.002	0.002	629	635	638
Adulto tardío	0.0006 ⁱ	0.0011 ⁱ	0.0022 ⁱ	1908 ^j	2773 ^j	3473 ^j	10	0.001	0.001	0.001	1437	1372	1309

^aSmith (1973), ^bSmith *et al.* (1989), ^cLasker (1964), ^dButler (1991), ^eButler y Rojas de Mendiola (1985), ^fCastillo *et al.* (1985), ^gButler (1987), ^hPeterson y Wroblewski (1984), ⁱMurphy (1966), MacCall (1979), ^jWaldford y Mosher (1943), Phillips (1948), \bar{m} = Estimado con 2.5 días del primer estadio.

Los resultados de la prueba de ANOVA para cada duración del estadio huevo mostraron diferencias significativas ($P > 0.05$) en mortalidad natural para el mismo intervalo gnomónico. Para diferente duración del estadio huevo (de 1.5 a 4 días), la prueba de ANOVA mostró diferencias significativas ($P > 0.05$) en los valores de mortalidad natural estimados para los intervalos gnomónicos 8, 9, y 10. La principal fuente de variabilidad en el vector de mortalidad natural para la población de sardina Monterrey está relacionada con la duración del estadio huevo. Los parámetros estimados con GIM muestran que la constante a está asociada con la duración de los estadios del ciclo de vida. También está inversamente relacionada con la duración del estadio huevo (Fig. 3.2.2), mientras G tiene un valor constante ($G = 1.3$).

Trascendencia de la mortalidad natural

La duración estimada para los estadios del ciclo de vida usando GIM fueron razonables cuando fueron comparados con observaciones independientes (Tabla 3.2.2). Las estimaciones de los intervalos gnomónicos para la sardina tienden hacia los límites inferiores de las observaciones independientes de los estadios de desarrollo biológicos. Esto puede ser por las variaciones en la tasa de crecimiento (De Anda-Montañez *et al.* 1999), que depende del alimento disponible y de los factores ambientales (Houde 1987). En experimentos de laboratorio fue observado que la tasa de desarrollo de huevos depende de la temperatura. Esta relación modifica la tasa de supervivencia y fue explicada con una función exponencial (Lo 1985).

Las tasas de mortalidad de estadios tempranos han sido relacionados con la tasa de crecimiento para tales estadios y con las variables del ambiente físico, principalmente la temperatura (Lasker 1963, 1964, Rosenberg y Haugen 1982, Houde 1987, 1989, Pepin 1991, Houde y Zastrow 1993). La suposición general es que un incremento en temperatura acelera el desarrollo durante todos los estadios tempranos del ciclo de vida. Pepin (1991) menciona que el incremento en temperatura reduce ambos el tiempo de incubación del huevo y la duración del estadio larva con saco vitelino. Houde (1987) estableció que la temperatura tiene un efecto significativo sobre la tasa de mortalidad diaria de huevos de peces pelágicos porque extiende el tiempo de desarrollo.

Tabla 3.2.3. Estimaciones de vectores de mortalidad natural y duración de los estadios de desarrollo de la sardina (*Sardinops caeruleus*) en el Golfo de California, iniciando con diferente duración del estadio huevo.

Estadio de Desarrollo	Duración (días)	m_i (1/día)	s_i ?	Duración (días)	m_i (1/día)	s_i ?	Duración (días)	m_i (1/día)	s_i ?
Huevo	1.5	0.87	0.01	2.0	0.65	0.01	2.5	0.52	0.01
L. con vitelo	2	0.67	0.01	2.4	0.53	0.01	3	0.45	0.01
L. temprana	4	0.29	0.003	5	0.24	0.003	6	0.21	0.002
Larva tardía	10	0.13	0.002	12	0.11	0.001	14	0.10	0.001
J. temprano	23	0.06	0.001	26	0.05	0.001	29	0.04	0.0005
Juvenil	53	0.02	0.0003	58	0.02	0.0003	63	0.02	0.0002
Prerecluta	120	0.01	0.0001	129	0.01	0.0001	136	0.01	0.0001
A. temprano	275	0.005	0.0001	286	0.005	0.0001	294	0.004	0.00005
Adulto	629	0.002	0.00002	633	0.002	0.00002	635	0.002	0.00002
Adulto tardío	1437	0.001	0.00001	1401	0.001	0.00001	1372	0.001	0.00001
Huevo	3	0.44	0.00524	3.5	0.37	0.004	4	0.32	0.0037
L. con vitelo	3.3	0.40	0.00470	3.8	0.34	0.004	4.2	0.31	0.0035
L. temprana	7	0.19	0.00222	8	0.17	0.002	9	0.15	0.0017
Larva tardía	15	0.09	0.00105	16	0.08	0.001	18	0.07	0.0008
J. temprano	32	0.04	0.00050	34	0.04	0.0005	36	0.04	0.0004
Juvenil	67	0.02	0.00023	71	0.02	0.0002	74	0.02	0.0002
Prerecluta	142	0.009	0.00011	147	0.01	0.0001	152	0.01	0.0001
A. temprano	301	0.004	0.0001	307	0.004	0.0001	311	0.004	0.0000
Adulto	637	0.002	0.00002	638	0.002	0.00002	638	0.002	0.00002
Adulto tardío	1348	0.001	0.00001	1327	0.001	0.00001	1309	0.001	0.00001

Tabla 3.2.4. Valores de mortalidad natural reportados para sardina (*Sardinops caeruleus*) para los distintos estadios de desarrollo. El número consecutivo de intervalos gnomonicos son dados para comparación.

Intervalo Gnomonico	Estadio biológico	Edad (días) ⁽¹⁾	Mortalidad (tasas)		Referencias
			1/día	1/año ⁽²⁾	
1	Huevo	3, 2.5	0.31	113.15	Smith (1973)
			2.12	773.8	Smith <i>et al.</i> (1989)
			0.13	47.45	Bentley <i>et al.</i> (1996)
			0.12	43.80	Lo <i>et al.</i> (1996)
			0.05	18.25	Scannell <i>et al.</i> (1996)
			0.62	226.3	Barnes <i>et al.</i> (1992)
			0.30	109.50	Smith <i>et al.</i> (1992)
2	L. vitelo	4, 3.1	0.10	36.86	Ahlstrom (1950)
			0.30	109.50	Smith <i>et al.</i> (1992)
			0.67	244.18	Lo <i>et al.</i> (1995)
3	L. temprana	11, 11	0.14	51.10	Smith <i>et al.</i> (1992)
			0.2417	88.22	Lo <i>et al.</i> (1995)
4	Larva tardía	42, 35	0.0556	20.29	Smith <i>et al.</i> (1992)
			0.0964	35.19	Lo <i>et al.</i> (1995)
5	J. temprano	25, 25	0.0365	13.32	Smith <i>et al.</i> (1992)
			0.0560	20.44	Lo <i>et al.</i> (1995)
	Juvenil I	100, 50	0.0239	8.72	Smith <i>et al.</i> (1992)
			0.0146	5.33	Lo <i>et al.</i> (1995)
			0.09	32.85	Quiñonez-Velázquez <i>et al.</i> (2000)
	Juvenil II	142, 110	0.0140	5.11	Smith <i>et al.</i> (1992)
			0.0040	1.46	Lo <i>et al.</i> (1995)
6, 7	Juvenil III	170, 146	0.0025	0.91	Smith <i>et al.</i> (1992)
			0.0028	1.02	Lo <i>et al.</i> (1995)
	Juvenil	125 a 160	0.04	14.6	Quiñonez-Velázquez <i>et al.</i> (2000)
			0.0021	0.77	Smith <i>et al.</i> (1992)
Prerecluta	175, 175	0.0022	0.83	Lo <i>et al.</i> (1995)	
		0.0021	0.77	Smith <i>et al.</i> (1992)	
		0.0011	0.40	Lo <i>et al.</i> (1995)	
8	A. temprano	381, 381	0.0018	0.65	Smith <i>et al.</i> (1992)
			0.0011	0.40	Lo <i>et al.</i> (1995)
9	Adulto	663, 663	0.0018	0.65	Smith <i>et al.</i> (1992)
			0.0011	0.40	Lo <i>et al.</i> (1995)
10	Adulto tardío	2773, 2773	0.0018	0.65	Smith <i>et al.</i> (1992)
			0.0011	0.40	Lo <i>et al.</i> (1995)

8, 9, 10	Adultos ⁽³⁾	0.40	Murphy (1966)
	Adultos	0.80	Murphy (1966)
	Adultos	0.51	MacCall (1979)
	Adultos	0.40	Clark and Marr (1955)
	Adultos	0.40	Smith <i>et al.</i> (1992)
	Adultos	0.58	Nevárez-Martínez <i>et al.</i> (1993)
	Adultos	0.63	Cisneros-Mata <i>et al.</i> (1997)
	Adultos	0.62	Cisneros-Mata <i>et al.</i> (1997)
	Adultos	0.60	Morales-Bojórquez <i>et al.</i> (2003)
	Adultos	0.40	MacCall (1976)
	Adultos	0.49	Estrada-García <i>et al.</i> (1986)
	Adultos	1.10	Cisneros-Mata <i>et al.</i> (1989)
	Adultos	0.77	Cisneros-Mata <i>et al.</i> (1991)
	Adultos	0.70	A partir de datos en De Anda-Montañez <i>et al.</i> (1999) ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Tiempo transcurrido observado (Smith *et al.* 1992, Lo *et al.* 1995).

⁽²⁾ Estimaciones (mortalidad anual).

⁽³⁾ Ésta y las siguientes estimaciones fueron tomadas de la captura comercial la cual no usa como referencia los estadios biológicos pero sí la edad (en años). Por esta razón no pueden ser apropiadamente referenciados a los intervalos gnomonicos.

⁽⁴⁾ Estimado con el método de Pauly (1980).

Tabla 3.2.5. Tasas de supervivencia diarias para distintos estadios de desarrollo (V_i) en el ciclo de vida de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, estimados con el método GIM.

Duración días	Huevo	Larva con vitelo	Larva tempr.	Larva tardía	Juvenil tempr.	Juvenil	Pre-recluta	Adulto tempr.	Adulto tardío
1.5	0.279								
2.0	0.261								
2.5	0.238								
3.0	0.215								
3.5	0.197								
4.0	0.182								
2.0		0.256							
2.4		0.245							
3.0		0.213							
3.3		0.203							
3.8		0.187							
4.2		0.175							
4.0			0.187						
5.0			0.157						
6.0			0.135						
7.0			0.118						
8.0			0.105						
9.0			0.096						
10.0				0.088					
12.0				0.075					
14.0				0.065					
15.0				0.061					
16.0				0.058					
18.0				0.052					
23.0					0.041				
26.0					0.037				
29.0					0.033				
32.0					0.030				
34.0					0.028				
36.0					0.027				
53.0						0.018			
58.0						0.017			
63.0						0.016			
67.0						0.015			
71.0						0.014			
74.0						0.013			
120.0							0.008		
129.0							0.008		
136.0							0.007		

Modelo dinámico de la pesquería de sardina Monterrey

142.0	0.007		
147.0	0.007		
152.0	0.007		
275.0		0.004	
286.0		0.003	
294.0		0.003	
301.0		0.003	
307.0		0.003	
311.0		0.003	
629.0			0.002
633.0			0.002
635.0			0.002
637.0			0.002
638.0			0.002
638.0			0.001
1437.0			0.001
1401.0			0.001
1372.0			0.001
1348.0			0.001
1327.0			0.001
1309.0			0.001

Pitcher y Hart (1982) mencionan que una larva de pez pobremente alimentada crece lentamente y como resultado es sujeta a depredación por más tiempo. De otra manera, una larva bien alimentada crece rápidamente y está expuesta a depredación por corto tiempo, en consecuencia la supervivencia aumenta. La figura 3.2.1 muestra que el tiempo de duración para el estadio de larva temprana y la tasa de supervivencia diaria están inversamente correlacionadas. El rápido crecimiento de los estadios tempranos es considerado como una ventaja para la supervivencia individual. La duración de los estadios del ciclo de vida y los vectores de M -a-la-edad obtenidos usando el método GIM también apoya este supuesto (Tabla 3.2.3). El tiempo de incubación, desarrollo, y crecimiento de la *Sardinops caeruleus* en función de la temperatura no ha sido estudiado en el Golfo de California, por esta razón, se utilizaron los tiempos de desarrollo del estadio huevo registrados a diferentes temperaturas bajo condiciones controladas reportadas por Lasker (1964).

Para la sardina Monterrey, se establece que la duración del primer estadio (huevo) tiene impacto sobre las estimaciones de M -a-la-edad. Por ejemplo, utilizando los valores extremos de la duración del estadio huevo (1.5 y 4 días), la duración estimada para la larva temprana fue de 4 y 9 días con valores de M_i de 0.29 día^{-1} y 0.15 día^{-1} . Para M -a-la-edad (Table 3.2.2), los límites inferior y superior de los intervalos de confianza después del bootstrap fueron utilizados para proporcionar los valores mínimo, promedio y máximo de mortalidad natural. Los valores publicados en la literatura de M -a-la-edad y los estimados por el método GIM no muestran diferencias significativas ($P > 0.05$). Si las estimaciones de la fecundidad media anual y el tiempo del estadio huevo son las estimaciones de la fecundidad media anual y el tiempo del estadio huevo son conocidos, entonces GIM puede estimar valores confiables de M -a-la-edad. Estas estimaciones no necesitan una evaluación compleja de los diferentes estadios del ciclo de vida como por ejemplo: Butler *et al.* (1993) proporciona la estimación mínima, máxima y la mejor para la duración y su correspondiente valor de M -a-la-edad. Los valores reportados por estos autores de estadios de huevo y larva con saco vitelino fueron obtenidos de experimentos en el laboratorio a diferentes temperaturas (Lasker 1964). La mejor duración para una temperatura de $16 \text{ }^\circ\text{C}$ fue estimada por Butler (1987). Utilizando la información anterior Butler (1991) estimó mortalidad con base en datos de campo.

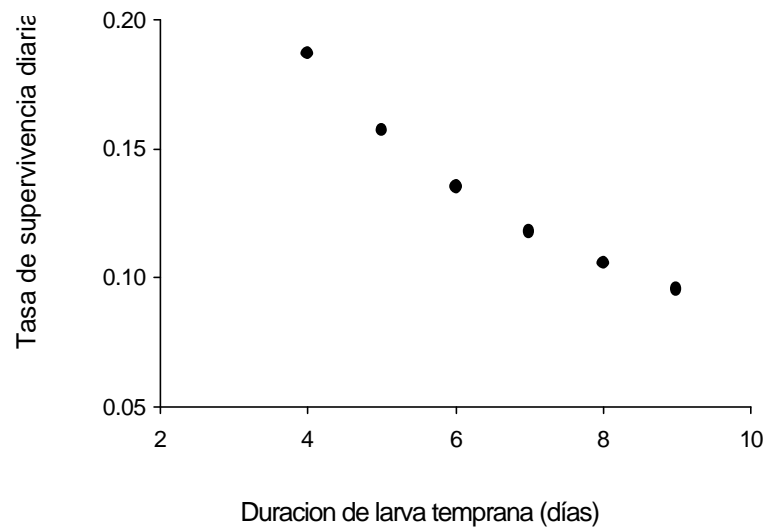


Fig. 3.2.1. Tendencia decreciente de la tasa de supervivencia con la duración del estadio de larva temprana de la sardina (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California.

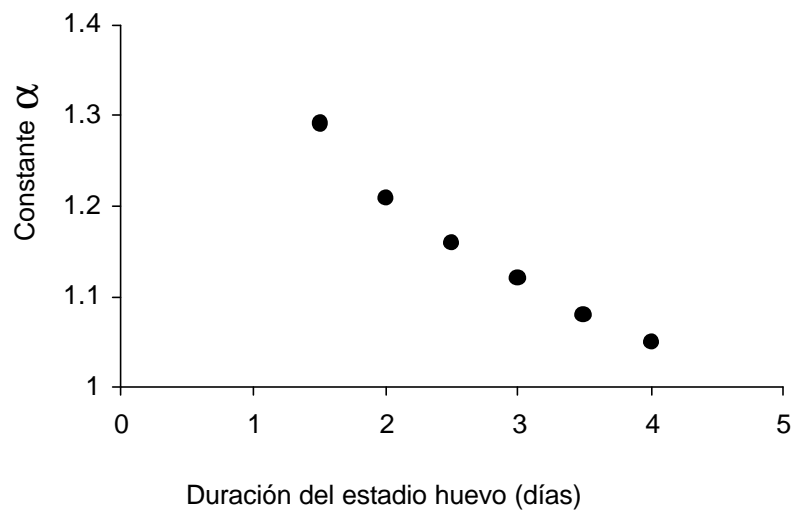


Fig. 3.2.2. Relación inversa entre el valor de la constante α y la duración del estadio huevo.

La duración para larvas y juveniles fue obtenida de tasas de crecimiento obtenidas con datos de campo (Butler y Rojas de Mendiola 1985, Castillo *et al.* 1985, Butler 1987). Las tasas de crecimiento para adultos fueron estimadas de marcas de otolitos (Phillips, 1948), y las tasas de mortalidad de análisis de cohortes (Murphy 1966, MacCall 1979).

El supuesto de M constante para individuos (generalmente adultos) totalmente reclutados a la pesquería es ampliamente utilizado. Al respecto, Deriso *et al.* (1998) mencionan que en los estadios totalmente reclutados a la pesquería la variación de M en el tiempo es más importante que la variación de M -a-la-edad. Los resultados de GIM no apoyan este supuesto, porque valores de M_i para adultos tempranos, adultos y adultos tardíos muestran diferencias estadísticas (ANOVA, $P < 0.05$), y los valores de mortalidad natural fueron: 0.005 día^{-1} (1.46 año^{-1}), 0.002 día^{-1} (0.73 año^{-1}), y 0.001 día^{-1} (0.37 año^{-1}).

La alta fecundidad de los peces ha sido asociada con la gran variabilidad de los reclutamientos y consecuentemente a la variación de la abundancia de los recursos. Pepin y Myers (1991) y Koslow (1992), sugieren que los stocks de especies que presentan gran variabilidad del reclutamiento son las más fecundas. La producción de huevos es variable año con año y en los años en los que la cantidad de huevos es abundante, no necesariamente se traduce en buenos reclutamientos o fuertes clases anuales. Al respecto, se ha documentado que una mortalidad tan enorme en huevos, larvas y juveniles da margen para que una variación en los factores de supervivencia ocasionen reclutamientos muy diferentes (Lasker 1985, Larrañeta 1996). Un ejemplo de esto es el de la sardina japonesa (*Sardinops melanostictus*) en la cual las fallas en el reclutamiento fueron causadas por la gran mortalidad entre los estadios de huevo y peces de un año de edad (edad de reclutamiento) y no por la reducción en el número de productos de la reproducción causada por la sobrepesca de adultos desovantes (Watanabe *et al.* 1996).

En los análisis de stock-reclutamiento se ha reportado que el número de reclutas apenas si guarda alguna relación con el número de huevos desovados, y por lo tanto también con el número de reproductores. En general en los resultados de estos análisis suele haber una independencia entre el número de huevos y el de reclutas pero esto no es porque no exista ninguna relación sino por la alta tasa de mortalidad. Por esto, se ha

postulado que la variable tasa de mortalidad es más trascendental en las fluctuaciones de una población que la variable tasa de natalidad, porque grandes cambios en fecundidad pueden ser compensados por desmesurados cambios en las tasas de mortalidad o supervivencia (Rothschild 2000). Por otro lado, Larrañeta (1996) plantea que el reclutamiento de peces marinos es la consecuencia no sólo de un número de huevos desovados sino también de una supervivencia (mortalidad) hasta la edad de reclutamiento.

La combinación de ambas tasas (supervivencia y natalidad) determina el nivel de reclutamiento y esta combinación puede variar de acuerdo a las relaciones hipótéticas mostradas en la figura 3.2.3. A: una baja mortalidad se traducirá en una alta supervivencia aún cuando la fecundidad sea baja; B: una supervivencia alta con una fecundidad grande produce grandes reclutamientos; C: una gran mortalidad produciría una supervivencia baja con fecundidad baja dando bajos reclutamientos y, D: supervivencia baja con fecundidad alta produce bajos reclutamientos. May (1973), Caswell (1989) y Botsford (1986) mencionan que factores tales como estructura de edad, denso-dependencia y factores ambientales pueden causar fluctuaciones en la abundancia poblacional con diferentes frecuencias. Cisneros-Mata *et al.* (1996) reporta que algunas poblaciones tales como la sardina Monterrey del Golfo de California y la de las costas del Pacífico de Norte América, experimentan oscilaciones *quasi* periódicas en las tasas anuales de supervivencia provocadas por los efectos de los factores ambientales sobre el reclutamiento. Las variaciones en la abundancia de sardina coincide con las frecuencia de mesoescala (5 a 10 años) de eventos El Niño (Gilbert (1997, Huato-Soberanis y Lluch Belda 1987), y oscilaciones de baja frecuencia (50 a 60 años) observados en algunas especies de peces clupeoideos del mundo (Lluch-Belda *et al.* 1989). De este modo se esperaría que las diferentes combinaciones de la supervivencia con la fecundidad (número de huevos) presentaran alguna periodicidad. Evaluar la periodicidad y si existe algún patrón para que se presenten las distintas combinaciones de supervivencia y fecundidad es de importancia para la evaluación y explotación de las poblaciones. De acuerdo con esto, son necesarios estudios sobre fecundidad y frecuencia de desove por clase de edad considerando la variación estacional.

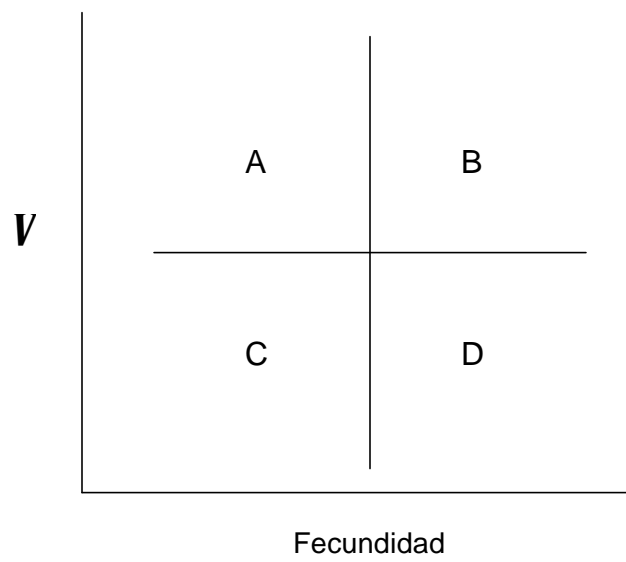


Fig. 3.2.3. Relaciones generales teóricas de la supervivencia (V) y la fecundidad con el reclutamiento. Las combinaciones en A y B podrían producir fuertes reclutamientos, mientras C y D producirían débiles reclutamientos.

Inferencias sobre la tasa de mortalidad natural

Las aproximaciones con tiempo gnomónico representaron adecuadamente los estadios de desarrollo biológico de la sardina Monterrey durante su ciclo de vida. El método GIM dio estimaciones confiables de mortalidad natural conociendo la fecundidad media anual y la duración del estadio huevo de la especie. M -a-la-edad estimada por este método están dentro del intervalo de valores de M reportados en la literatura para *Sardinops caeruleus* de la corriente de California y el Golfo de California. Conforme al concepto de tiempo gnomónico, la duración entre estadios de desarrollo se incrementa durante el ciclo de vida.

Los valores de mortalidad natural para un mismo intervalo gnomónico entre vectores de diferente duración del estadio huevo (de 1.5 a 4 días), presentaron diferencias estadísticas. Dentro de cada vector de M obtenido de diferente duración del estadio huevo, hubo diferencias significativas ($P > 0.05$) en los valores de mortalidad natural estimados para los intervalos gnomónicos 8, 9, y 10, que representan a los estadios completamente reclutados a la pesquería.

El análisis mostró que la incertidumbre y variabilidad en el vector de mortalidad natural para la población de sardina Monterrey está relacionado con la duración del estadio huevo más que con la fecundidad.

La duración de los estadios del ciclo de vida y los vectores de M -a-la-edad obtenidos usando el método GIM muestran que la variación de M en el tiempo es tan importante como la variación de M -a-la-edad, particularmente para evaluaciones de los stock pesqueros.

Las tasas de supervivencia y de natalidad son procesos que en la naturaleza se llevan a cabo simultáneamente por lo que es importante para la evaluación y explotación de las poblaciones de peces, establecer si existe un patrón o patrones entre ambos procesos y cuál es la periodicidad con que se presentan. De acuerdo con esto, son necesarios estudios sobre fecundidad y frecuencia de desove por clase de edad considerando la variación estacional.

3.3. Crecimiento poblacional y tasas vitales de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California. El estado de salud de la pesquería.

El método de proyección de matrices basado en estadios ó matriz de Lefkovitch, fue utilizado para integrar la información disponible de la historia de vida de la sardina Monterrey del Golfo de California. El objetivo fue estimar la tasa neta de crecimiento poblacional λ para la serie temporal correspondiente a las temporadas de pesca 1972/73 a 1997/98. El intervalo de variación λ de la serie de tiempo analizada fue de $0.99899954 < \lambda < 1.0 > 0.99900532$. La tasa intrínseca de crecimiento anual de la población r fue de $\ln(1.0) = 0$. Éste valor indica que la abundancia de la población se mantiene estable. Se examinó como la variación de las tasas de vitales de los distintos estadios del ciclo de vida de la sardina afecta λ . En la población el mayor cambio en crecimiento fue resultado de la variación de la supervivencia en adulto y adulto tardío, pero también debido a la variación de la supervivencia de larva con saco vitelino, larva temprana, larva tardía y juveniles tempranos. Se establece que los cambios en la duración del estadio huevo tienen efectos importantes en el crecimiento poblacional.

Palabras clave: sardina Monterrey *Sardinops caeruleus*, modelo de proyección de matrices por estadio de desarrollo o matriz de Lefkovitch. Golfo de California

Consideraciones generales

La historia de vida de los recursos naturales incluye los patrones individuales de crecimiento, supervivencia y reproducción. Estas características individuales influyen en la tasa a la cual una población se renueva. El uso de los recursos en las pesquerías depende claramente de la tasa de renovación de las poblaciones y las características de su historia de vida son de interés en las consideraciones de explotación sostenible. Básicamente, la relación entre nacimientos y supervivencia determina si el tamaño de una población incrementa, decrece ó se mantiene constante en un periodo de tiempo determinado. Procesos como depredación y competencia, así como algunos factores ambientales, principalmente temperatura, han sido asociados con los cambios en la relación y los subsecuentes cambios en el tamaño de la población (Macpherson *et al.* 2000, Rilling y Houde 1998 Houde y Zastrow 1993, Pepin 1991, Lasker 1985, Houde 1987,1989, Rosenberg y Haugen 1982).

Una forma de incorporar la historia de vida de un recurso dentro de una explotación sostenible, es considerar la tasa neta de crecimiento poblacional, I , que denota la tasa de cambio poblacional por unidad de tiempo. Una forma para explorar el efecto de la tasa de crecimiento poblacional de una especie es un modelo expresado como una tabla de vida. Dentro de los procedimientos utilizados está la matriz de transición (llamada matriz de Leslie) que agrupa a las tasas vitales de organismos por clase de edad. La matriz de Leslie fue expandida por Lefkovitch (1965) para representar organismos agrupados en estadios, por lo que cualquier matriz de transición demográfica que no utiliza edades es referida como matriz de Lefkovitch (Ebert 1999, Caswell 1989).

La matriz de Lefkovitch ha sido utilizada para describir la población de sardina (*Sardinops caeuleus*) distribuída en las costas de California E.U. (Butler *et al.* 1993, Smith *et al.* 1992) para la anchoveta (*Engraulis mordax*) del Golfo de California (Cotero-Altamirano 2000, Green-Ruíz 2000).

Objetivo

En este capítulo se aplicó la matriz de Lefkovitch para integrar la información disponible de la historia de vida de la sardina Monterrey del Golfo de California, con el propósito de estimar la tasa neta de crecimiento poblacional y determinar el estado de salud de la población.

La matriz de Lefkovitch

Los modelos de proyección de matrices por estadio, son una herramienta sencilla y flexible para analizar el impacto de las características de la historia de vida sobre la dinámica poblacional de un recurso, la influencia del estado actual de la población sobre su crecimiento potencial y la sensibilidad de la dinámica a cambios cuantitativos de las tasas vitales (De Roos *et al.* 1992). Para construir una matriz poblacional por estadio se requieren datos de fecundidad, tasas de supervivencia y

probabilidades de crecimiento individuales para cada estadio. Estos parámetros son difíciles de medir y han sido pocos los estudios que se han generado para obtener los datos necesarios, particularmente en recursos pesqueros, por lo que también han sido pocos los estudios que se han realizado con esta herramienta. Butler *et al.* (1993) y Smith *et al.* (1992), analizaron y compararon las tasas vitales y de crecimiento poblacional de la anchoveta (*Engraulis mordax*) y sardina del Pacífico (*Sardinops caeruleus*) de las costas de California. Estos autores reportan que para la sardina el mayor cambio en crecimiento poblacional fue el resultado de la variación en la duración y en la tasa de mortalidad de los estadios larvales tardíos. Postulan, también, que los cambios en la duración de estadios huevo y de saco vitelino, provocan cambios mayores en el crecimiento poblacional. Cotero-Altamirano (2000) y Green-Ruiz (2000), analizan la dinámica poblacional de la anchoveta (*Engraulis mordax*) del Golfo de California. En estos trabajos además de la tasa de crecimiento poblacional, se determinó cómo la variación de las tasas vitales específicas por estadio afectan las tasas de crecimiento. Butler *et al.* (1993), también analiza el efecto de una tasa de mortalidad por pesca con un valor constante de 0.6 sobre todos los estadios adultos, señalando que si la mortalidad por pesca es de 0.25, entonces la población disminuye un 18% anual, pero la población se reduce un 50% anual, cuando la mortalidad por pesca es de 0.8. Este último valor fue la mortalidad por pesca que se ejerció durante la disminución de la pesquería de sardina de California E.U. También mencionan que grandes mortalidades por pesca reducen la abundancia de peces de clases de edad viejas, las cuales tienen un gran potencial reproductivo por su gran tamaño y gran número de desoves.

El modelo

Un modelo simple de crecimiento poblacional determinístico es el expresado por la relación exponencial: $N_t = N_0 \cdot e^r$, donde: N_t representa el número de individuos al tiempo t ; N_0 es el número inicial de individuos; r es la tasa de crecimiento poblacional definida frecuentemente como la tasa intrínseca de crecimiento natural. Para un periodo de tiempo fijo y constante la función se transforma a: $N_{t+1} = N_t \cdot I$, donde I es la tasa de neta de crecimiento poblacional. De esta forma, las diferencias en número de

individuos en el tiempo (días, meses ó años) son el resultado de las diferencias en λ en un ambiente constante. Así, si $\lambda > 1.0$, la población se incrementa con el tiempo; si $\lambda < 1.0$, la población decrece con el tiempo y si $\lambda = 1.0$, la población es estable. λ al igual que r , es usada para analizar poblaciones como parte del manejo de recursos y conservación de especies (Ebert 1999). El cambio de una población del tiempo t a un tiempo $t+1$ en términos de las tasas vitales de cada estadio del ciclo de vida, es descrito por la matriz A de la forma: $N_{t+1} = A \cdot N_t$. Donde N_t es el vector que describe la estructura de la población (en estadios) al tiempo t y A es la matriz de transición:

$$A = \begin{bmatrix} P_1 & F_2 & \dots & \dots & \dots & F_n \\ G_1 & P_2 & \dots & 0 & \dots & 0 \\ 0 & G_2 & P_3 & \dots & 0 & \dots & 0 \\ 0 & 0 & G_3 & P_4 & \dots & 0 & \dots & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \dots & G_{n-1} & P_n \end{bmatrix}$$

Donde P_i es la probabilidad de supervivencia y permanencia en el estadio i , G_i es la probabilidad de supervivencia y crecimiento al siguiente estadio, y F_i es la fecundidad *per capita* por unidad de tiempo; $i = 1, \dots, n$. Ambos P_i y G_i son funciones de la probabilidad de supervivencia (r_i) y la probabilidad de crecimiento (g_i) (Caswell 1989), donde:

$$r_i = e^{-Z_i}$$

$$P_i = r_i \cdot (1 - g_i)$$

$$G_i = r_i \cdot g_i$$

$$g_i = \frac{(1 - r_i) \cdot r_i^{d_i - 1}}{[1 - r_i^{d_i}]}$$

$$F_i = \frac{(\sum_j [f_j \cdot w_{i,j}])}{\sum_j [w_{i,j}]}$$

Z_i es la tasa instantánea de mortalidad y d_i es la duración dentro del estadio i (Crouse *et al.* 1987, Caswell 1989), f_j es la tasa de fecundidad específica por edad j por unidad de tiempo y $w_{i,j}$ es la proporción de peces que son de edad j : $w_{i,j} = \exp^{-Z_i t_{1,j}} - \exp^{-Z_i t_{2,j}}$, donde $t_{1,j}$ es el inicio y $t_{2,j}$ es el final del estadio i . En este estudio la producción total anual de huevos fue estimada para cada clase edad y se asignaron en promedio diario. La duración de los estadios fue medida en días.

La tasa neta de crecimiento poblacional λ fue obtenida a través del método de proyección poblacional. La matriz A es multiplicada continuamente por el vector de la población para pronosticar distintos estados de la población. El eigenvalor dominante λ de la matriz A o matriz de Lefkovich es igual a e^r donde r es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional. Para un valor de $\lambda = 1$, el valor de $r = 0$ e indica que el tamaño de la población permanece estable. La matriz A tiene un correspondiente eigenvector derecho w que representa la estructura poblacional por estadio estable, de tal manera que $Aw = \lambda w$. El valor reproductivo de cada estadio es dado por los elementos del eigenvector izquierdo n correspondiente a λ definido por $nA = \lambda n$. En un ambiente constante, la proyección de cualquier población inicial (estructurada por estadios) tiende a una distribución estable (Lotka 1925). En las matrices consideradas en este trabajo la proyección de cualquier estructura poblacional por estadios se inclina a una estructura estable w donde cada estadio se incrementa λ veces cada periodo de tiempo (año). Los valores de λ fueron calculados a través del programa EIGNCV.EXE (Anónimo, NMFS en La Jolla, Cal.). Se realizaron 5000 simulaciones. Para cada simulación se usó el método potencial (Searle 1966, Keyfitz 1977). Se tomaron sucesivamente potencias grandes de la matriz para multiplicarla continuamente por el vector hasta que los vectores resultantes se diferenciaron por λ (el eigenvalor dominante) y el vector es proporcional al eigenvector derecho w . El vector poblacional en este punto representa el eigenvector derecho o estructura poblacional por estadios estable. El eigenvector n es calculado aplicando el mismo procedimiento pero a la matriz transpuesta (A^T).

Análisis de Sensibilidad

La sensibilidad de la tasa de crecimiento poblacional a las variaciones en fecundidad, tasas de crecimiento y supervivencia fue obtenida simulando cambios proporcionales en estos parámetros y calculando λ y la r de la nueva matriz (Caswell 1989). La sensibilidad proporcional (o "elasticidad") de λ , es el cambio de λ causado por un cambio proporcional en uno de los parámetros del ciclo de vida. Esta sensibilidad proporcional es calculada dando una estructura poblacional por estadio estable w y el valor reproductivo λ . La sensibilidad proporcional de λ a cambios en cada elemento de la matriz $a_{i,j}$ es dado por :

$$\frac{\partial \ln \lambda}{\partial \ln a_{i,j}} = \frac{a_{i,j}}{\lambda} \frac{\partial \lambda}{\partial a_{i,j}} = \frac{a_{i,j}}{\lambda} \left(\frac{\mathbf{n}_i w_j}{\mathbf{n}, w} \right)$$

donde (\cdot) indica el producto escalar.

Las elasticidades de λ en relación a f_j , P_i y G_i suman uno (De Kroon *et al.* 1986), por lo que la contribución relativa de los elementos de la matriz (f_j , P_i y G_i) a λ , puede ser comparada. En este modelo, P_i y G_i son parámetros derivados de la probabilidad de supervivencia anual específica por estadio p_i y la duración del estadio d_i por lo que se calcularon las elasticidades de λ respecto a éstos parámetros.

Estudio de caso

El número de estadios utilizados para el modelo de la sardina Monterrey fue de diez: huevo, larva con vitelo, larva temprana, larva tardía, juvenil temprano, juvenil, pre-recluta, adulto temprano, adulto y adulto tardío. Los estadios tempranos no están sujetos a explotación por lo tanto la tasa de mortalidad total, Z , es igual a la tasa de mortalidad natural, M , es decir $Z = M$. La M y la duración d_i en días del estadio i , se obtuvieron a través del método de intervalos gnomonicos, GIM, (Martínez-Aguilar *et al.* 2005, Capitulo III.2, Anexo 3). Para los estadios de pre-recluta y adulto (estadios

completamente reclutados a la pesquería), $Z_i = M_i + F_i$, donde: F_i representa la mortalidad por pesca del estadio i y es definida por $F_i = q_i \cdot Ep$, donde Ep es el esfuerzo pesquero, en número de viajes, estandarizado de acuerdo a la capacidad de bodega de los barcos. El esfuerzo pesquero no es dirigido exclusivamente a la sardina Monterrey; por esta razón, en los cálculos del esfuerzo estandarizado se utilizaron los registros de la captura total de sardina, que incluye a las diferentes especies que componen este recurso. La categoría de barco considerada como estándar fue la D (121-140 toneladas de capacidad), definida así por su poder de pesca y su participación histórica en las 26 temporadas de pesca. Ep es constante para toda la estructura de tallas de la temporada correspondiente. q_i es el coeficiente de capturabilidad por estadio obtenido de las estimaciones de q por clase de longitud a través del método determinístico de capturabilidad (*MDC*) (Martínez-Aguilar *et al.* 1999, Capítulo III, sección 3.1, Anexo 1). Los valores del coeficiente de capturabilidad por clase de longitud fueron transformados a valores por estadio, a través de una matriz de probabilidad, *MP*, que representa la clave longitud-edad (ver abajo). Los valores de q_i fueron utilizados para determinar la mortalidad por pesca diferencial que se ejerce en los distintos estadios reclutados a la pesquería. q_i fue multiplicado por el Ep de la temporada correspondiente para estimar la mortalidad por pesca anual por estadio. El valor de mortalidad por pesca anual utilizado para prerreclutas fue de 0.72. Los valores para los estadios adulto fueron: adulto temprano de 0.80, adulto de 0.94 y adulto tardío de 0.49. Los valores se mantuvieron constantes en todas las simulaciones. Los datos de fecundidad fueron obtenidos de los reportes de fecundidad relativa y frecuencia de desove a la edad del periodo comprendido de 1957 a 1995 (Martínez-Aguilar *et al.* 2005, Capítulo III, sección 3.2). Las estimaciones de abundancia y de los parámetros fueron combinados con los datos de fecundidad, para construir la matriz de transición *A*.

Abundancia por clase de longitud

Los valores de abundancia N y mortalidad por pesca F por clase de longitud l , de cada temporada de pesca t para los grupos de longitud presentes en la captura fueron

obtenidos de la siguiente manera: La mortalidad por pesca se calculó con la expresión: $F_{l,t} = q_{l,t} \cdot Ep_t$ (Gulland 1983, Ricker 1975). La abundancia virtual de la población $N_{l,t}$ para cada clase de longitud l de la temporada de pesca t , se obtuvo con: $N_{l,t} = \left[F_{l,t} + M / F_{l,t} \cdot (1 - \exp^{-(F_{l,t} + M)}) \right] \cdot C_{l,t}$. La captura en número de las clases de longitud l al tiempo t es representada por $C_{l,t}$. En esta ecuación se considera que las clases de longitud l no son totalmente capturadas por lo que los sobrevivientes de la *íésima* clase de longitud pueden sobrevivir a la siguiente temporada. Si la clase de longitud l es completamente capturada, es decir, no hay sobrevivientes en la temporada entonces la expresión para estimar la abundancia virtual de la última clase de longitud es: $N_{l,n} = \left[F_{l,n} + M / F_{l,n} \right] \cdot C_{l,n}$.

Clave longitud-edad

Para estimar la estructura de la abundancia por grupo de edad, primero se determinaron los componentes de la distribución normal (L y s) por grupo de edad de la abundancia de 26 temporadas de pesca comprendidas entre 1972/73 a 1997/98. La frecuencia de edad respecto a las tallas se asume presentan una distribución normal, para las cuales se determinarán la longitud media L y la desviación estándar s . Las frecuencias de edades respecto a la talla fueron obtenidas de la estructura por clase de longitud procedentes de la lectura de anillos de crecimiento (hialino) en otolitos de sardina Monterrey del Golfo de California, correspondientes a las temporadas de pesca 1988/89 y 1989/90 (Jiménez-Rodríguez 1991). La distribución normal que representa grupos de edad fue transformada a una distribución normal estandarizada $N(0, s^2)$, para obtener una clave edad longitud en términos de probabilidad.

$$dp_i = \frac{1}{s_i \cdot (2 \cdot \pi)^{\frac{1}{2}}} * \exp \left[\frac{-(x_i - \bar{x}_i)^2}{(2s_i^2)} \right], \quad \text{donde: } \pi = 3.14159.$$

Con la distribución de probabilidad, dp_i , de los diferentes grupos de edad se construyó una matriz de probabilidad MP , que representa la clave longitud-edad. El producto de

la multiplicación de la matriz transpuesta de la distribución de frecuencia de longitud de la abundancia y la MP es una matriz estructurada por edad definida como ME .

Vectores de abundancia

Los valores de abundancia en número de peces por clase de longitud previamente obtenidos son agrupados en estadios (N_i): pre-recluta, adulto temprano, adulto y adulto tardío, utilizando la duración (días) de cada uno y la matriz estructurada por edad ME . La N_i de los estadios tempranos (huevo, larva con saco vitelino, larva, juvenil temprano, juvenil y juvenil tardío) fue reconstruida con base en la tasa diaria de mortalidad natural correspondiente y la abundancia conocida de los estadios subsiguientes a partir de $N_{(i+1),(t+1)} = N_{i,t} \cdot e^{-Z_i}$, donde: e^{-Z_i} es la supervivencia del estadio i . Los estadios tempranos no están sujetos a explotación por lo tanto $Z = M$. Los valores utilizados de tiempo de duración y de M para cada estadio fueron los del vector de mortalidad natural resultante del tiempo de duración de 2.5 días del estadio huevo, determinado con el método de intervalos gnomónicos de mortalidad natural, GIM (Martínez-Aguilar *et al.* 2005, Capítulo III, sección 3.2).

Evaluaciones

Se utilizó la matriz de Lefkovitch con 10 estadios del ciclo de vida. Se agruparon las clases anuales, presentes en las capturas, en cuatro estadios que incluye a los pre-reclutas y tres estadios de adulto: adulto temprano, adulto y adulto tardío. La fecundidad de pre-reclutas y de los estadios adulto fue obtenida de la fecundidad de las clases anuales (Tabla 3.3.1) contenidas en los estadios. La historia de vida temprana de la sardina Monterrey fue dividida en los estadios: huevo, larva con saco vitelino, larva temprana, larva tardía, juvenil temprano y juvenil. La tasa instantánea de mortalidad diaria, duración (días), fecundidad y capturabilidad de los estadios son presentadas en la tabla 3.3.2. Los valores de abundancia, en número de peces, estimados por clase de longitud fueron agrupados en estadios (Tabla 3.3.3), a través de la matriz de

probabilidad, MP, que representa la clave longitud edad (Tabla 3.3.4). Se calcularon los elementos de la matriz de transición A (Tabla 3.3.5).

El intervalo de variación de la tasa neta de crecimiento I de la serie de tiempo analizada fue de $0.99899954 < 1.0 > 0.99900532$. La tasa intrínseca de crecimiento anual de la población r fue de $Ln(1.0) = 0$. Éste valor indica que la abundancia de la población se mantiene estable. Las elasticidades de I respecto a P_i (probabilidad de supervivencia y permanencia en el mismo estadio), G_i (la probabilidad de supervivencia y crecimiento) y F_i (la fecundidad *per capita*) y las correspondientes a la probabilidad de supervivencia anual por estadio (r_i) y la duración del estadio (d_i) se presentan en la figuras 3.3.1 y 3.3.2. La magnitud y el patrón de comportamiento de las elasticidades fue distinto entre los estadios 1-7 y los estadios 8-10. Los resultados de éste análisis apoyan los obtenidos a través de las simulaciones realizadas con el Método de Intervalos Gnomonicos (GIM), en cuanto a que los cambios en fecundidad tienen muy poco efecto sobre M y en este caso sobre I . En la figura 3.3.1 los valores de F_i están graficados respecto al eje de las elasticidades de los estadios 1 a 7.

Las elasticidades para G_i y P_i fueron consistentemente más grandes en los estadios 8-10 (estadios de adulto). Cambios en la probabilidad de supervivencia con crecimiento G_i son más importantes en los estadios 1-7, mientras que en los estadios 8-10 el patrón se invierte, es decir que los cambios de P_i son más importantes que los de G_i . Cambios de la probabilidad de supervivencia con crecimiento en larvas con saco vitelino y juvenil temprano tienen un gran impacto en I más que los cambios en huevos y en larva temprana y larva tardía. Los cambios en la probabilidad de supervivencia y permanencia en los estadios de adulto y adulto tardío tienen un mayor impacto en I que en los cambios en adulto temprano.

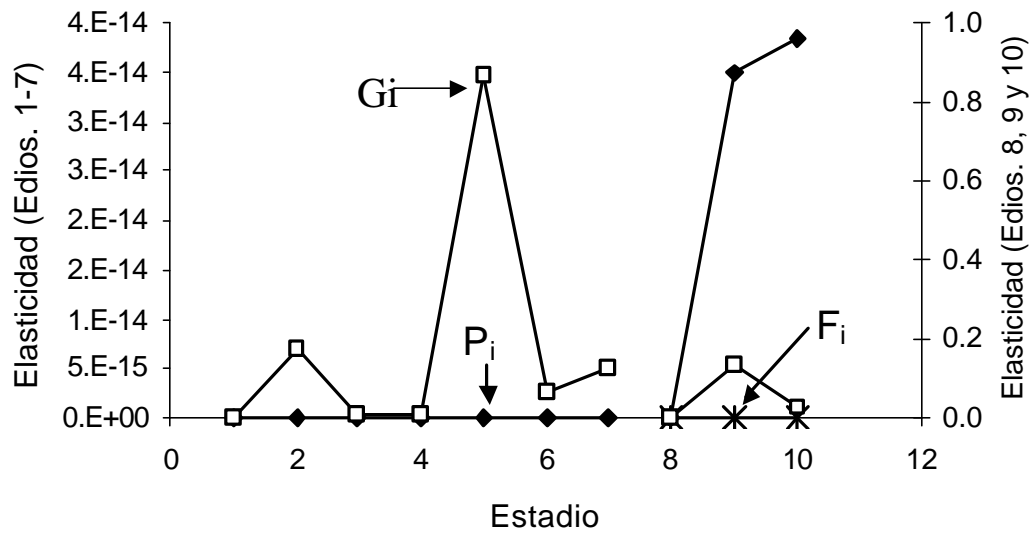


Fig. 3.3.1. Elasticidad ó sensibilidad proporcional de I a cambios en fecundidad F_i , supervivencia mientras queda en el mismo estadio P_i y supervivencia con crecimiento G_i .

En este modelo P_i y G_i son parámetros derivados de la probabilidad de supervivencia anual por estadio (r_i) y la duración del estadio (d_i). Las elasticidades de \mathbf{I} con respecto a estos parámetros se muestran en la figura 3.3.2. La dinámica poblacional es más sensible a la probabilidad de supervivencia de los estadios de larva y pre-recluta y en adulto y adulto tardío. Los resultados de cambios en la duración del estadio son relativamente pequeños.

Trascendencia del análisis matricial

Virtualmente todas las poblaciones experimentan variaciones ambientales. Las variaciones periódicas pueden reflejarse estacionalmente dentro del año o ser un componente de la variabilidad interanual. Munch y Conover (2000), mencionan que muchas especies marinas tienen ciclos de vida con múltiples estadios que sucesivamente ocupan distintos ambientes. Las condiciones para la supervivencia pueden variar independientemente dentro de cada ambiente y o estadio ocultando la relación entre la abundancia poblacional y la clase anual fuerte. Así, el tamaño de la población depende de las tasas vitales (mortalidad, crecimiento) en cada fase del ciclo de vida en cada estación del año (Caswell y Trevisan 1994). El viento, la niebla, las tormentas u otras condiciones meteorológicas y oceanográficas pueden afectar la distribución y conducta de los peces y las operaciones de las flotas pesqueras. De este modo tienen un efecto sobre q y $F = q \cdot Ep$ donde F es la mortalidad por pesca y Ep el esfuerzo pesquero. La frecuencia e intensidad de estos eventos pueden cambiar de estación a estación o de año a año.

Con base en los resultados del análisis matricial se determinó que la población de sardina Monterrey es sensible a los cambios en las tasas vitales de los estadios. Los resultados sugieren que ambos ambiente y pesca producen estos cambios, pues las diferencias en magnitud y patrones de comportamiento de las elasticidades fueron muy marcadas entre los estadios 1-7 y 8-10.

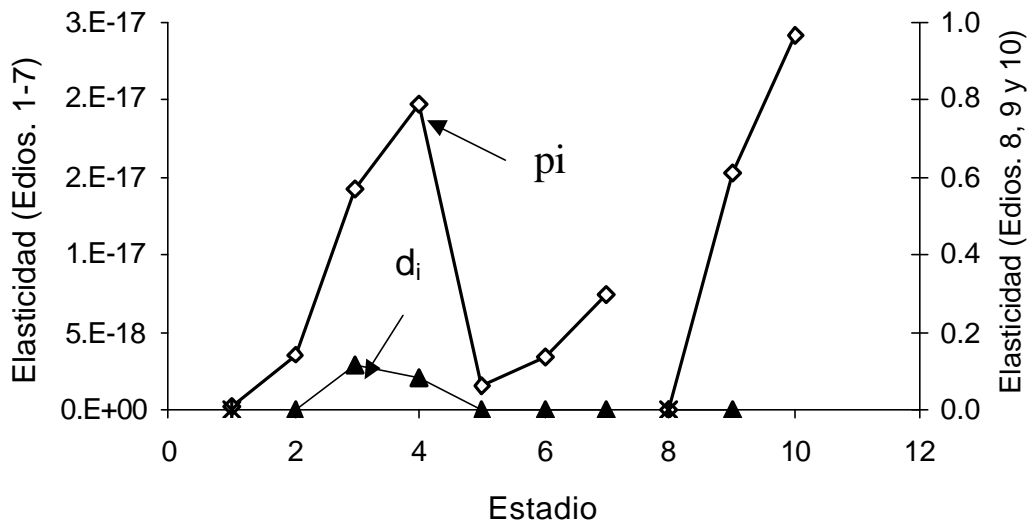


Fig. 3.3.2. Elasticidad o sensibilidad proporcional de I a cambios en la probabilidad de supervivencia por estadio p_i y a cambios en la duración del estadio d_i .

Tabla 3.3.1. Promedio de fecundidad por edad obtenido de reportes en la literatura para la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) de la Corriente de California y el Golfo de California. Modificado de Martínez-Aguilar *et al.* (2005).

Edad	Peso años gr	Desoves año ⁻¹	Fecundidad edad ⁻¹ Huevos/hembra/día
0			
1			
2	93	6	440
3	123	12	1164
4	152	15	1799
5	170	19	2548
6	193	23	3502
7	202	28	4462

Tabla 3.3.2. Parámetros de la historia de vida específicos por estadio de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*).

Estadio	Mortalidad Natural M (1/día)			Duracion días			Fecundidad diaria/hembra			Capturabilidad prom./edio.
	Máx.	Mejor	Mín.	Mín.	Mejor	Máx.	Mín.	Mejor	Máx.	
Huevo	0.865	0.519	0.324	1.5	2.5	4	0	0	0	0
Larva c/vitelo	0.673	0.448	0.309	2	3	4	0	0	0	0
Larva temprana	0.294	0.207	0.151	4	6	9	0	0	0	0
Larva tardía	0.129	0.096	0.074	10	14	18	0	0	0	0
Juvenil temprano	0.056	0.044	0.036	23	29	36	0	0	0	0
Juvenil	0.025	0.021	0.018	53	63	74	0	0	0	0
Prerecluta	0.011	0.010	0.009	120	136	152	0	80*	161*	0.00072
Aadulto temprano	0.005	0.004	0.004	275	294	311	336	440	567	0.00075
Adulto	0.002	0.002	0.002	629	635	638	890	1837	3283	0.00106
Adulto tardío	0.001	0.001	0.001	1437	1372	1309	2676	3982	5749	0.00033

*Butler et al. 1993

Tabla 3.3.3. Vectores de abundancia virtual (número de peces por estadio del ciclo de vida de la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*).

Estadio	Temporada de pesca					
	1972/73	1973/74	1974/75	1975/76	1976/77	1977/78
1 Huevo	188,209,806,205	588,437,329,950	850,674,936,742	278,254,880,547	427,244,219,708	714,263,686,019
2 L. con vitelo	225,512,286,315	84,568,117,259	264,401,935,914	382,232,888,127	125,027,977,237	191,973,202,667
3 L. temprana	1,227,853,450	91,686,453,514	34,382,830,659	107,497,805,119	155,404,295,267	50,832,582,163
4 Larva tardía	665,678,311	551,710,119	41,197,379,181	15,449,201,683	48,301,877,419	69,827,651,012
5 J. temprano	11,614,614,252	244,889,365	202,962,810	15,155,668,831	5,683,443,682	17,769,267,672
6 Juvenil	237,146,676	4,722,149,764	99,564,586	82,518,521	6,161,835,120	2,310,715,764
7 Prerecluta	4,669,859	78,939,271	1,571,867,109	33,142,172	27,468,029	2,051,096,734
8 A. temprano	112,733,350	382,073,305	2,600,851,947	385,857,650	101,275,397	1,094,640,743
9 Adulto	82,710,851	80,725,249	245,784,930	426,542,390	44,615,262	65,697,472
10 A. tardío	191,788	17,510	178,840	7,388,756	141,779	1,749
	1979/80	1980/81	1981/82	1982/83	1983/84	1984/85
1 Huevo	1,049,695,146,625	703,367,989,807	702,927,277,444	747,544,063,910	35,301,048,105	331,405,916,359
2 L. con vitelo	504,938,958,556	471,658,432,872	316,043,610,253	315,845,585,423	335,893,199,869	15,861,783,377
3 L. temprana	130,484,207,265	205,292,860,570	191,762,008,566	128,493,743,084	128,413,232,196	136,563,983,980
4 Larva tardía	35,070,341,187	58,630,333,684	92,244,028,380	86,164,224,666	57,735,960,475	57,699,784,602
5 J. temprano	8,402,569,317	12,901,657,518	21,568,894,391	33,934,681,612	31,698,046,819	21,239,872,875
6 Juvenil	10,444,025,345	3,416,229,748	5,245,422,507	8,769,258,054	13,796,811,956	12,887,464,110
7 Prerecluta	2,404,808,873	3,476,514,035	1,137,164,098	1,746,049,474	2,919,032,432	4,592,559,748
8 A. temprano	3,656,157,765	6,499,892,756	3,436,033,800	2,140,349,376	7,630,241,328	3,718,711,740
9 Adulto	262,158,182	1,566,949,315	812,545,498	285,180,186	2,593,626,382	347,715,969
10 A. tardío	47	592,835	1,772,338	276,101	813,653	902
	1986/87	1987/88	1988/89	1989/90	1990/91	1991/92
1 Huevo	11,926,161,200	673,145,546,189	220,916,647,942	801,297,177,449	438,065,293,900	460,597,923,646
2 L. con vitelo	335,841,373,625	5,358,769,658	302,463,790,969	99,264,248,576	360,046,030,693	196,835,424,724
3 L. temprana	60,542,400,692	136,542,913,002	2,178,713,156	122,972,600,578	40,357,831,768	146,383,792,190
4 Larva tardía	2,897,686,485	27,203,454,188	61,352,685,657	978,958,926	55,255,151,233	18,133,942,742
5 J. temprano	22,573,874,723	1,065,999,285	10,007,591,525	22,570,391,714	360,138,863	20,327,234,157
6 Juvenil	8,630,077,112	9,177,852,565	433,402,967	4,068,783,081	9,176,436,479	146,421,535
7 Prerecluta	2,874,504,211	2,872,703,121	3,055,041,729	144,267,315	1,354,380,234	3,054,570,355
8 A. temprano	6,928,200,835	19,023,166,122	13,226,768,780	1,177,093,704	2,259,640,415	954,683,414
9 Adulto	1,733,080,522	7,171,705,028	4,832,762,886	698,299,887	323,508,654	62,086,712
10 A. tardío	1,401,279	1,056,824	3,347,344	33,067,764	5,860,706	600,619
	1993/94	1994/95	1995/96	1996/97		
1 Huevo	106,881,503,738	201,284,847,111	258,851,944,154	333,688,661,590		
2 L. con vitelo	30,932,678,098	63,543,250,170	119,667,977,602	153,892,799,681		
3 L. temprana	84,143,651,863	19,723,546,360	40,516,965,154	76,303,671,367		
4 Larva tardía	35,958,589,047	37,808,179,929	15,987,595,954	32,842,413,648		
5 J. temprano	24,197,078,103	13,228,425,644	13,908,852,104	14,466,175,044		
6 Juvenil	2,712,268,777	9,837,797,811	5,378,276,513	5,654,917,267		
7 Prerecluta	2,750,991,992	902,835,847	3,274,718,419	1,790,272,731		
8 A. temprano	2,379,168,121	7,707,029,225	8,141,816,845	3,603,535,795		
9 Adulto	483,967,692	3,332,279,851	1,732,600,624	989,809,076		
10 A. tardío	90	17,608,756	597,696	410,988		

Tabla 3.3.4. Clave longitud-edad en términos de probabilidad (MP) para la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*).

Edad/años	0	1	2	3	4	5	6	7
Longitud (cm)								
6.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
7.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
8.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
9.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
10.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
11.5	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
12.5	0.18	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
13.5	0.43	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
14.5	0.30	0.31	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
15.5	0.06	0.38	0.13	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00
16.5	0.00	0.17	0.31	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00
17.5	0.00	0.03	0.33	0.30	0.03	0.00	0.00	0.00
18.5	0.00	0.00	0.16	0.30	0.21	0.07	0.00	0.00
19.5	0.00	0.00	0.04	0.15	0.43	0.33	0.01	0.00
20.5	0.00	0.00	0.00	0.04	0.27	0.42	0.32	0.00
21.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.15	0.63	0.00
22.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.04	1.00
23.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
24.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
L*	137	152	171	180	196	202	212	223
d.s.*	9	10	11	12	9	9	5	2

*Longitud promedio/edad, L de la banda hialina de los otolitos y su desviación estándar, d.s. estimados con los datos reportados por Jiménez-Rodríguez (1991.)

Tabla 3.3.5. Elementos de la matriz de transición A .

0.44	0	0	0	0	0	80	520	3654	7007
0.15	0.50	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0.14	0.74	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0.07	0.87	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0.03	0.94	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0.02	0.97	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0.01	0.99	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0.004	0.99	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0.002	1.00	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0.001	1.00

La intensa pesca a que este recurso ha sido sometido puede ser la causa de que elasticidades para G_i y P_i resultaran con magnitudes más grandes en los estadios 8-10 (estadios de adulto) y en general ser la razón de la diferencia en comportamiento respecto a los estadios 1-7. En la población el mayor cambio en crecimiento fue resultado de la variación de la supervivencia en adulto y adulto tardío, pero también debido a la variación de la supervivencia de larva con saco vitelino, larva temprana, larva tardía y juveniles tempranos. Aún cuando, en los resultados de este trabajo no se evidencia, se opina que los cambios en la duración del estadio huevo tienen efectos importantes en el crecimiento poblacional. La diferencia en los valores del vector de mortalidad natural M con distinta duración del estadio huevo (a través del método GIM) (Martínez-Aguilar *et al.* 2005) muestra este aspecto. La M se incrementa con incrementos Δ_i en la duración del estadio $i = \text{huevo}$ y por los tanto la supervivencia ($V_i = e^{-M/\Delta_i}$) disminuye con el incremento en la duración del estadio huevo.

Los efectos denso-dependientes pueden ser modelados cambiando fecundidad, mortalidad o duración con el tamaño de la población específicos para cada tiempo (temporada de pesca), o utilizando los valores de duración y mortalidad obtenidos con GIM para diferente duración del estadio huevo (1.5 a 4 días con intervalos de 0.5 días, Martínez-Aguilar *et al.* 2005, Capítulo 3.2). Este último procedimiento permitiría obtener intervalos de la tasa de crecimiento poblacional con diferentes condiciones ambientales, en este caso con la temperatura. La temperatura es la variable ambiental que más se ha estudiado y se ha demostrado que tiene un efecto importante sobre la tasa de mortalidad de estadios tempranos pues extiende o reduce el tiempo de desarrollo incluyendo el tiempo de incubación (huevo) (Pepin 1991, Houde 1987, Lo 1985, Lasker 1964)).

Los resultados de los valores de I señalan que el tamaño de la población se ha mantenido estable aunque con fluctuaciones dentro de valores medios de abundancia observados en la serie histórica de captura. La recuperación de la pesquería después de su colapso durante las temporadas 1990/91 y 1991/92 ha sido solo aparente porque se ha mantenido dentro de un intervalo de abundancias medias respecto a la serie histórica y no ha disminuido el tamaño poblacional pero tampoco se incrementa.

Inferencias sobre el análisis matricial

La variación natural de las tasas de vida específicas por estadio influyen en los cambios del tamaño poblacional de la sardina Monterrey del Golfo de California. La población fue más sensible a los cambios en los parámetros de los estadios de adulto con excepción de la fecundidad. Los estadios adulto están sometidos a una intensa explotación pesquera. Los cambios en los parámetros de larva con vitelo, larva temprana, larva tardía y pre-recluta también fueron importantes por lo que se deduce que ambos ambiente y pesca producen cambios en el tamaño de la población. La duración de los estadios de huevo y larva con saco vitelino son dependientes de la temperatura del agua, al igual que la madurez y las tasas de desove, así que cambios en la temperatura ambiental significarían cambios en la historia de vida.

Los resultados del modelo de proyección de matrices muestran que la población de sardina Monterrey del Golfo de California se ha mantenido estable, sin embargo debido a que la variación en los parámetros de los estadios de adulto tiene un impacto importante en la tasa neta de crecimiento poblacional y estos están sometidos a una intensa pesca se corre el riesgo que la tendencia del tamaño de la población sea de disminuir. Así mismo, los resultados indican que la fecundidad no contribuye de manera importante en la variación de la población, no obstante es necesario que se realicen estudios sobre la variación interanual de los parámetros reproductivos de manera particular para esta especie en el Golfo de California.

3.4. Estimación del tamaño poblacional de la sardina *Monterrey* (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California y el efecto del uso de una tasa de mortalidad natural constante.

Se realizaron estimados de la abundancia de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California para las temporadas de pesca comprendidas entre 1972/73 y 1996/97. Se aplicó el análisis de población virtual fijando un valor de mortalidad natural M constante y asignando valores de mortalidad natural M y capturabilidad q por grupo de edad. La abundancia se sobreestimó en un 20% al usar mortalidad natural constante. De este modo se establece que en los modelos tradicionales de evaluación de stock la incorporación de la dinámica de la capturabilidad trae beneficios que podrían deshacerse al no considerar la variación de la mortalidad natural.

Palabras clave: Mortalidad natural, capturabilidad, tasas vitales, manejo adaptativo, sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*), Golfo de California, Valoración de la hipótesis.

Consideraciones generales

Los métodos modernos de evaluación de stock estructurados por edad o estadios de desarrollo, permiten incorporar los efectos de la mortalidad natural, M , selectividad y la capturabilidad, q , de cada clase anual a cada edad. En estos modelos M y q se han identificado como los parámetros más importantes ya que definen la estimación de supervivencia. La complejidad de la estimación de M y q ha motivado que se supongan como constantes con la edad y en el tiempo y, que se usen métodos empíricos para su estimación. La incertidumbre en las evaluaciones de abundancia presenta como componente importante la variación en la capturabilidad (Francis *et al.* 2002) y la mayoría son totalmente sensibles a los valores elegidos de la M constante. Los efectos del error en el valor asignado de M ha sido ampliamente estudiada (Mertz y Myerz 1997), pero poca atención ha sido dada a los efectos sobre el tamaño del stock debido a la variación de M en los distintas edades o estadios de la especie, o a las diferencias de su valor en los grupos de edad totalmente reclutados a la pesquería. Deriso *et al.* (1998), mencionan que para estadios totalmente reclutados a la pesquería la variación en el tiempo es más importante que la variación de M a la edad. Los resultados de Martínez-Aguilar *et al.* (2005) no apoyan este supuesto, ya que

encuentran diferencias estadísticas del valor de M entre los estadios completamente reclutados a la pesquería.

Objetivo

Las estimaciones de capturabilidad por edad y mortalidad natural de la sardina Monterrey obtenidas del método de intervalos gnomónicos de Martínez-Aguilar *et al.* (2005), son utilizadas en este capítulo para obtener un análisis de referencia sobre la hipótesis alternativa, la cual supone que las tasas vitales son constantes e independientes del estadio. Además para verificar los resultados numéricos de utilizar la mortalidad natural constante en las estimaciones de abundancia poblacional e ilustrar las consecuencias de esto en el ámbito de manejo.

Estructura de los datos

Para el análisis se utilizó la serie temporal de datos de captura estructurados por clase de longitud, procedentes de los desembarcos comerciales y datos de esfuerzo pesquero, E_p correspondientes a las temporadas 1972/73 a 1997/98. Las estimaciones de capturabilidad, q , por clase de longitud de la misma serie temporal (Capítulo III sección 3.1 de este mismo documento) y los estimados de mortalidad natural, M , del Capítulo III sección 3.2, Martínez-Aguilar *et al.* (2005), correspondientes al vector que inicia con 2.5 días de duración del estadio huevo. La captura observada, C_{obs} , por clase de longitud fue transformada para obtener la C_{obs} por grupo de edad. Para esto, la frecuencia de edad respecto a las tallas se asume presentan una distribución normal, para las cuales se determinó la longitud media L y la desviación estándar s de las 26 temporadas de pesca. La longitud media, L , y la desviación estándar, s , por grupo de edad, j , fueron obtenidas de la estructura por clase de longitud procedentes de la lectura de anillos de crecimiento (hialino) en otolitos de sardina Monterrey del Golfo de California, correspondientes a las temporadas de pesca 1988/89 y 1989/90 (Jiménez-Rodríguez 1991). La distribución normal que representa grupos de edad fue

transformada a una distribución normal estandarizada $N(0, s^2)$, para obtener una clave edad longitud en términos de probabilidad.

$$dp_i = \frac{1}{s_i \cdot (2 \cdot p)^{\frac{1}{2}}} * \exp \left[\frac{-(x_i - \bar{x}_i)^2}{(2s_i^2)} \right], \quad \text{donde: } p = 3.14159.$$

Con la distribución de probabilidad dp_i de los diferentes grupos de edad se construyó una matriz de probabilidad MP que representa la clave longitud-edad. La matriz transpuesta de la distribución de frecuencia de longitud de la captura multiplicada por la MP da como resultado una matriz estructurada por edad ME . La ME también se utilizó para transformar la capturabilidad por clase de longitud a edad. De la misma forma se hizo para determinar la mortalidad natural por clase de edad, utilizando los valores de duración de los estadios.

La mortalidad por pesca F , por clase de edad y en la temporada de pesca t se calculó con la expresión: $F_{y,t} = q_{y,t} \cdot Ep_t$ (Gulland 1983, Ricker 1975). La abundancia virtual de la población $N_{y,t}$ para cada clase de edad y de la temporada de pesca t , se obtuvo con base en el “análisis de población virtual” (Pope 1972, Jones 1984, Pauly 1984) de la siguiente forma: $N_{y,t} = \left[F_{y,t} + M / F_{y,t} \cdot \left(1 - \exp^{-(F_{y,t} + M)} \right) \right] \cdot C_{y,t}$. El *análisis de población virtual* es el análisis de las capturas logradas por la pesca comercial combinada con información detallada sobre la contribución de cada cohorte a la captura total (obtenida de muestreos y lecturas de edad). Una *población virtual*, no corresponde a la población real, sino que es la única que podemos ver, es decir con la captura se calcula la población que debía haber en el agua para producir esa captura (Sparre y Venema 1997).

La captura en número de las clases de edad y al tiempo t es representada por $C_{y,t}$. En esta ecuación se considera que las y clases de edad no son totalmente capturadas por lo que los sobrevivientes de la clase de edad y pueden encontrarse en la siguiente temporada. Si la y clase de edad es completamente capturada, es decir, no hay sobrevivientes, entonces la expresión para estimar la abundancia de la última clase de

edad es: $N_{n,t} = \left[F_{n,t} + M / F_{n,t} \right] \cdot C_{n,t}$ (es la última clase de edad donde existe valor de captura). En las estimaciones de $N_{y,t}$ con mortalidad natural constante y variable. El valor de $q_{y,t}$ fue distinta por grupo de edad y constante en todas las temporadas de pesca y el valor constante de $M = 0.64$.

La captura estimada C_{est} , por clase de edad y en la temporada de pesca t , se obtiene entonces del siguiente producto: $C_{est_{y,t}} = q_{y,t} \cdot v_{y,t} \cdot Ep_t \cdot N_{y,t}$, donde $v_{y,t}$ representa la vulnerabilidad de cada grupo de edad y en el tiempo t (vulnerabilidad: probabilidad de encuentro entre el arte de pesca y el pez, si este es disponible y accesible; disponibilidad: fracción de la población distribuida en el área de pesca; accesibilidad: proporción de peces de una talla con una probabilidad positiva de ser capturados) (Megrey 1989). La $v_{y,t}$ en cada temporada de pesca fue calculada numéricamente con el algoritmo de Newton (Neter *et al.* 1996). Los valores de $v_{y,t}$ fueron elegidos cuando $C_{obs}/C_{est} = 0$, donde C_{obs} = captura observada y C_{est} = captura estimada.

Evaluaciones

La tendencia promedio anual ponderado con la abundancia de la capturabilidad calculada por clase de longitud de la sardina Monterrey (Capítulo III, sección 3.1), se presenta en la figura 3.4.1. A partir de los inicios de la pesquería en el Golfo de California durante 1972/73 hasta la mitad de la década de los 80's la capturabilidad mostró una tendencia decreciente, creciendo en los años subsiguientes, para volver a disminuir en las dos últimas temporadas de pesca. El valor promedio ponderado con la abundancia de la capturabilidad para las temporadas de pesca analizadas fue de 0.0011 y desviación estándar de 0.0009. Los valores mínimo y máximo observados fueron 0.0002 y 0.0034, respectivamente. Los valores transformados de capturabilidad, q , así como, los de mortalidad natural, M , por grupo de edad, se muestran en la Tabla 3.4.1. Los valores de la capturabilidad se asignaron con un valor distinto en cada edad pero constante para todas las temporadas con la finalidad de que el modelo tuviera como único parámetro de variación la M . Los valores de M de la tabla son los valores

utilizados en las estimaciones de abundancia con mortalidad natural variable. Para las estimaciones de abundancia con M constante se utilizó un valor de 0.64 para todas las edades y temporadas de pesca.

Las tendencias promedio de la vulnerabilidad por temporada de pesca son parecidas en las estimaciones con M constante y variable, pero hay una diferencia entre los valores (Figuras 3.4.2., 3.4.3, 3.4.4 y 3.4.5). Los valores de vulnerabilidad negativa son un indicador de cambios en las condiciones tanto de ambiente como en la estrategia de pesca es decir que hubo cambios fuertes de vulnerabilidad. En las temporadas 1975/76 y 1976/77 se presentó un calentamiento de agua (fenómeno *El Niño*) que aunque no fue muy intenso si fue de larga duración. En 1984/85 se dejó de pescar en los meses de verano, durante 1988/89 la temperatura del agua fue fría (fenómeno *La niña*). Existen diferencias entre las estimaciones de abundancia que varían según el año entre 11.5% y 23.8%, con un promedio del 20.2% para todas las temporadas analizadas. Es decir, la abundancia se sobreestima en promedio en un 20% al usar mortalidad natural constante.

Inferencias sobre la evaluación del tamaño poblacional

Las poblaciones de clupeoideos son propensas a notables incrementos seguidos por precipitadas disminuciones (Gaggiotti y Vetter 1999, Blaxter y Hunter 1982). Se ha documentado que estas fluctuaciones son causadas por la gran variabilidad en reclutamiento, teniendo como causa principal el ambiente y por la actividad pesquera. En especies como la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*), con una longevidad mayor a un año, la variación del reclutamiento es amortiguada por la abundancia de las distintas clases anuales. El tamaño del stock en un año determinado depende del reclutamiento del mismo año y del tamaño del stock sobreviviente de años anteriores. En un tiempo dado, la sobrepesca del stock formado por varios grupos de edad no disminuye automáticamente la abundancia del recurso, por la entrada de clases anuales producidas por desoves de los años anteriores. Esto es una desventaja pues si existe sobrepesca de reclutamiento no se hace evidente hasta que ya es demasiado tarde (Rosenberg *et al.* 1990).

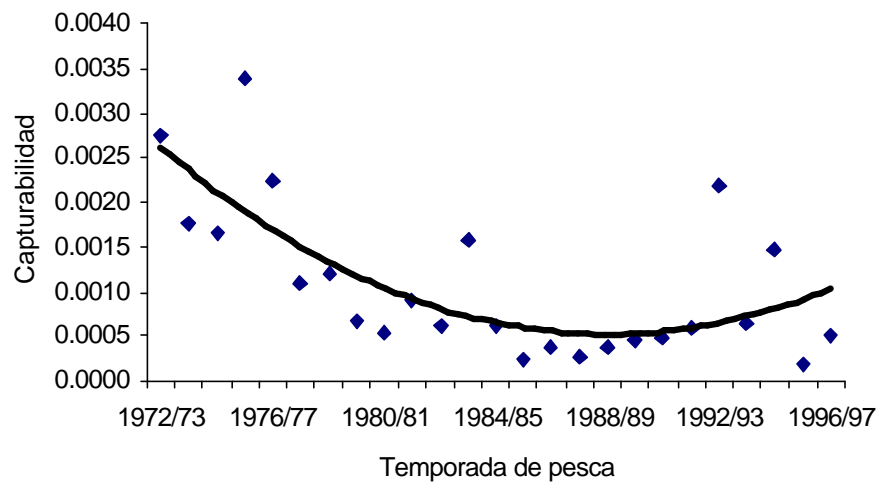


Fig. 3.4.1. Tendencia promedio anual de la capturabilidad.

Tabla 3.4.1 . Capturabilidad q y mortalidad natural M por edad.

Edad años	q	M
1	0.00033	2.38
2	0.00064	1.20
3	0.00099	0.81
4	0.00133	0.61
5	0.00163	0.49
6	0.00186	0.41
7	0.00204	0.35

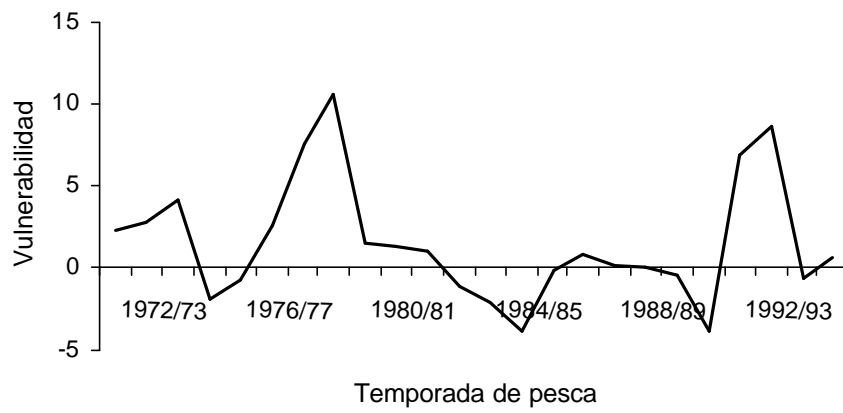


Fig. 3.4.2 . Promedio anual de las estimaciones de la vulnerabilidad con mortalidad natural y capturabilidad constantes.

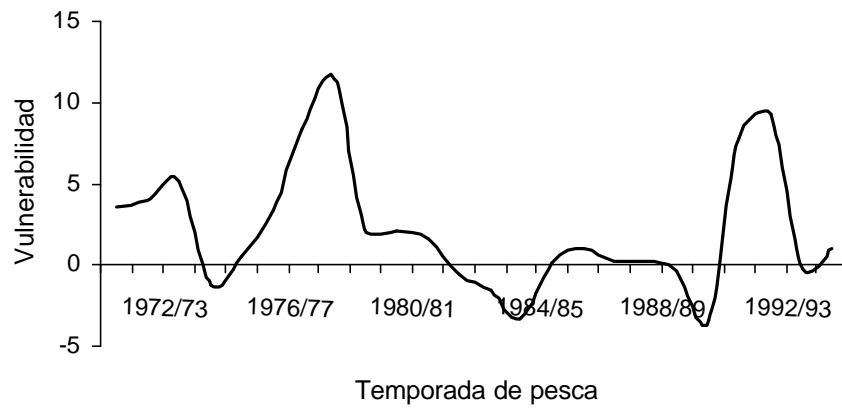


Fig. 3.4.3. Promedio anual de las estimaciones de la vulnerabilidad con mortalidad natural variable y capturabilidad constante.

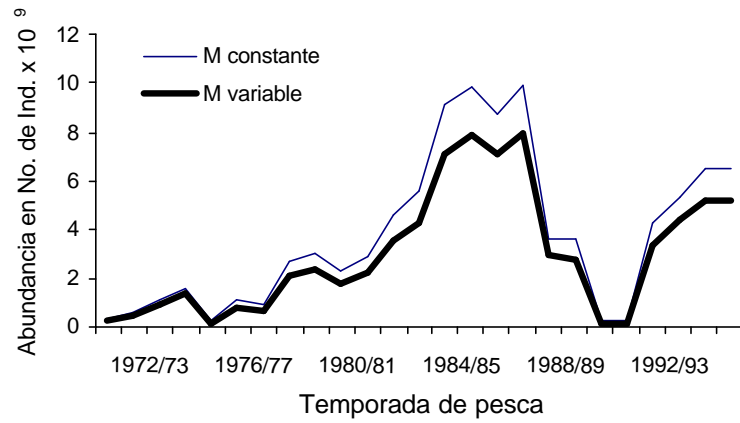


Fig. 3.4.4. Estimación de abundancia anual, con mortalidad natural constante y variable para la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California (edades 1-7 años).

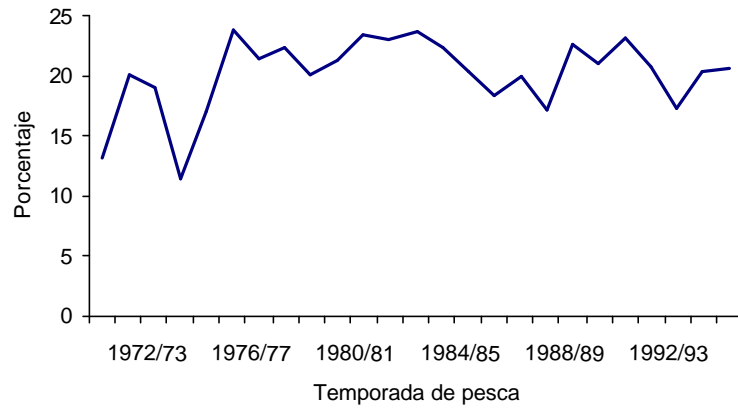


Fig. 3.4.5. Diferencias porcentuales de las estimaciones de abundancia anual con mortalidad natural constante y variable para la sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California.

Respecto a lo anterior, la capturabilidad en función de la abundancia de la sardina Monterrey presenta hiperestabilidad (Martínez-Aguilar *et al.* 1997, Capítulo II.1). En un stock que despliega hiperestabilidad, la *CPUE* tiende a disminuir más lentamente que el tamaño de la población, dejando la posibilidad de errores en la evaluación y el riesgo de colapso de la población, esto es porque hay pocos peces disponibles para la pesca con respecto a los observados en las tendencias de la *CPUE* (Deriso 1998, Hilborn y Walters 1992).

En los modelos de evaluación de stock la incorporación de la dinámica de la capturabilidad dependiente de N trae beneficios que podrían quedar ocultos al no considerar la variación de la mortalidad natural. En este trabajo el ejercicio muestra que al asignar M constante la abundancia de la población es sobreestimada en un 20%, considerando sólo las edades totalmente reclutadas a la pesquería; pero si partimos de la premisa de que el tamaño de la población depende de las tasas vitales (mortalidad, crecimiento) en cada fase del ciclo de vida, e incorporamos estas en la evaluación, la diferencia pudiera ser más grande.

CAPITULO IV

4.1. CONCLUSIONES

La captura de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) en el Golfo de California inició en la temporada 1967/68. El colapso pesquería ocurrió entre 1990/91 y 1991/92, seguida por una recuperación entre 1992/93 y 2003/04. El método de proyección de matrices basado en estadios ó matriz de Lefkovitch, fue utilizado para integrar la información disponible de la historia de vida de la sardina Monterrey del Golfo de California. Con este método se determinó la tasa neta de crecimiento poblacional λ . En la última década la población se ha mantenido estable ($\lambda = 1$) con algunas fluctuaciones dentro de un cierto intervalo de tamaño poblacional. No obstante, a pesar de la importante disminución en el esfuerzo pesquero no se han vuelto a alcanzar los valores de captura más altos que se habían registrado en la serie histórica de la pesquería. Los resultados de esta investigación indican que el estado de salud de la pesquería es de un recurso aprovechado al máximo sostenible. La estimación λ puede ser utilizada para rehabilitar el recurso, estableciendo una tasa de mortalidad por pesca que mantenga un valor esperado de crecimiento poblacional dentro de un esquema de manejo adaptativo. En la población el mayor cambio en crecimiento fue resultado de la variación de la supervivencia en adulto y adulto tardío, pero también debido a la variación de la supervivencia de larva con vitelo, larva temprana, larva tardía y juvenil temprano por lo que se concluye que ambos ambiente y pesca producen cambios en el tamaño poblacional. La sardina Monterrey presenta *hiperestabilidad* o capturabilidad densodependiente (la captura por unidad de esfuerzo permanece alta mientras la abundancia del recurso es reducida). En los modelos de evaluación de stock la incorporación de la dinámica de la capturabilidad trae beneficios que podría quedar ocultos al no considerar la variación de la mortalidad natural. Cuando se asignó un valor constante de mortalidad natural a edades totalmente reclutadas a la pesquería la abundancia de la población se sobreestimó un 20%. Las fuertes fluctuaciones de biomasa y de disponibilidad de la sardina Monterrey, el patrón de hiperestabilidad y el estado actual de la pesquería, son el sustento para aceptar la tasa constante de captura como estrategia de manejo, con un valor recomendado de 0.25. Adoptando como tácticas principales: el respeto a la talla mínima legal de captura: 15.0 cm de longitud patrón y el mantenimiento del poder de pesca conservando también el tamaño actual de la flota.

Palabras clave: Tasa de captura, apturabilidad, mortalidad natural, crecimiento poblacional, manejo adaptativo, sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*), Golfo de California.

La principal conclusión de este trabajo es que los cambios en las tasas vitales de los distintos estadios del ciclo de vida de la sardina Monterrey definen el tamaño y mantenimiento de la población y por lo tanto de los rendimientos. Los cambios en las tasas vitales pueden ser acoplados en un modelo dinámico integrado para usarlo como herramienta de manejo. El camino más sencillo para incorporar la historia de vida de un recurso dentro de una explotación sostenible, es considerando la tasa neta de

crecimiento poblacional I que denota la tasa de cambio poblacional por unidad de tiempo a través de una tabla de vida, definida como un esquema de probabilidades de eventos que pueden ocurrir a individuos con atributos particulares. El procedimiento es la manipulación de una matriz de transición que agrupa a los organismos por estadios/edad. La matriz de Lefkovitch que agrupa los organismos por estadios, es más conveniente que la matriz de Leslie que agrupa los organismos por clase de edad, debido a la dificultad que se tiene en la determinación de edad principalmente en los estadios tempranos del ciclo de vida de la sardina.

El intervalo de variación I de la serie de tiempo analizada (temporadas de pesca 1972/73 a 1997/98) fue de $0.99899954 < 1.0 > 0.99900532$. La tasa intrínseca de crecimiento anual de la población r fue de $Ln(1.0) = 0$. Éste valor indicó que la abundancia de la población se ha mantenido estable. La estimación vigente de I podría ser utilizada para rehabilitar o seguir manteniendo el recurso, estableciendo una tasa de mortalidad por pesca que mantenga un valor esperado de crecimiento poblacional dentro de un esquema de manejo adaptativo para la pesquería.

La variación natural de las tasas de vida específicas por estadio influyen en los cambios del tamaño poblacional de la sardina Monterrey del Golfo de California. La población fue más sensible a los cambios en los parámetros de los estadios de adulto con excepción de la fecundidad. Los estadios adulto están sometidos a una intensa explotación pesquera. Los cambios en los parámetros de larva con vitelo, larva temprana, larva tardía y pre-recluta también fueron importantes por lo que se deduce que ambos ambiente y pesca producen cambios en el tamaño de la población. La duración de los estadios de huevo y larva con saco vitelino son dependientes de la temperatura del agua, al igual que la madurez y las tasas de desove, así que cambios en la temperatura ambiental significarían cambios en la historia de vida. En la serie histórica de estadísticas de captura y esfuerzo comercial analizadas la gran variabilidad en la tasa de explotación aplicada, dificultó la valoración de la estrategia de manejo (tasa constante de explotación), así como, la valoración de los efectos ambientales como causa de las fluctuaciones de la abundancia de la población.

La captura de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) en el Golfo de California inició en la temporada 1967/68. La pesquería rápidamente incrementó su importancia

aplicando grandes cantidades de mortalidad por pesca. El colapso de la pesquería ocurrió entre 1990/91 y 1991/92, seguida por una recuperación entre 1992/93 y 2003/04. La población se ha mantenido estable con algunas fluctuaciones dentro de un cierto intervalo de tamaño poblacional. No obstante, a pesar de la importante disminución en el esfuerzo pesquero no se han vuelto a alcanzar los valores más altos de captura que se habían registrado por lo que el estado de salud de la pesquería se define como un recurso aprovechado al máximo sostenible.

Esta sardina es explotada con red de cerco y con apoyo de equipos de ecodetección. La captura total se obtiene sin considerar a priori la abundancia actual de la población y como la abundancia presenta una relación inversa con la capturabilidad llamada *hiperestabilidad* donde la captura por unidad de esfuerzo se sigue manteniendo relativamente constante aun cuando la abundancia de la población este siendo disminuida. Por esta razón la relación existente entre la abundancia y la capturabilidad debe incorporarse en las evaluaciones de abundancia de la sardina Monterrey. La incorporación de la dinámica del coeficiente de capturabilidad traería beneficios que podrían quedar ocultos al no considerar la variación de la mortalidad natural. En este trabajo al asignar mortalidad natural constante a edades totalmente reclutadas a la pesquería, la abundancia de la población se sobreestimó un 20%. En los estadios totalmente reclutados a la pesquería la variación de la mortalidad natural en el tiempo es tan importante como su variación con la edad. Los valores de mortalidad natural para los estadios de adulto mostraron diferencias estadísticas significativas. (ANOVA, $P < 0.05$), y los valores de mortalidad natural fueron: para adultos tempranos 0.005 día^{-1} (1.46 año^{-1}), para adultos 0.002 día^{-1} (0.73 año^{-1}) y adultos tardíos 0.001 día^{-1} (0.37 año^{-1}).

En general, la investigación proporcionó para cada estadio de desarrollo (huevo, larva con saco vitelino, larva temprana, larva tardía, juvenil temprano, juvenil, adulto temprano, adulto y adulto tardío), estimaciones de abundancia, capturabilidad, mortalidad por pesca (también se expresan por clase de longitud) y mortalidad natural para 26 temporadas de pesca comprendidas entre 1972/73 a 1997/98. Las estimaciones fueron combinadas con datos de estudios de fecundidad reportados en la literatura. Los valores de fecundidad fueron promedios de distintas fuentes y tiempos supuestas como constantes sobre una tasa diaria. Aunque, es bien conocido que la fecundidad tiene un componente estacional y que la mayoría de las estimaciones de

fecundidad están hechas durante el pico de la estación. La suposición fue necesaria porque para la sardina Monterrey no existen datos detallados sobre reproducción y valores específicos de fecundidad por edad.

4.2. RECOMENDACIONES

En los últimos años se ha dado mayor importancia al estudios del ciclo de vida de los recursos y a su incorporación dentro de los modelos de evaluación pues las herramientas de manejo basadas tan solo en las estadísticas de la captura y esfuerzo comercial no han sido suficientes para prevenir el colapso de muchas pesquerías en el mundo. Este trabajo representa el primer estudio integral de la población de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California considerando el ciclo de vida completo y la explotación a la que ha sido sometida. Con base en este estudio se recomienda utilizar la estimación de I para la rehabilitación o mantenimiento del recurso, estableciendo una tasa de mortalidad por pesca que mantenga un valor esperado de crecimiento poblacional dentro de un esquema de manejo adaptativo para la pesquería.

Es necesario respetar la tasa constante de explotación con un valor precautorio recomendado de 0.25 (DOF 2004); conservando como táctica esencial la talla mínima legal de captura, el mantenimiento del poder de pesca, conservando también el tamaño actual de la flota. Asimismo, se recomienda seguir evaluando por lo menos anualmente las existencias del recurso mediante técnicas de hidroacústica considerando en esas estimaciones la relación densodependiente de la capturabilidad o *Hiperestabilidad*.

En los análisis realizados con el método de intervalos gnomonicos y con la matriz de Lefkovitch, la variación de la fecundidad no afectó notablemente el tamaño de la población. Esto se debe a que el tamaño de la fecundidad es amortiguado por el sobrelapamiento de cohortes. No obstante, se conoce que la fecundidad promedio de vida tiene un efecto considerable en el número de sobrevivientes y en la fuerza de la clase anual. De acuerdo con esto se recomienda realizar estudios de fecundidad y frecuencia de desove por clase de edad considerando la variación estacional.

CAPITULO V

5.1. LITERATURA CITADA

Abramson, N.J., P.K. Tomlinson. 1972. An application of yield models to a California shrimp population. U.S. *Fish. Bull* 70,1021-1041.

Ahlstrom, E.H. 1950. Influence of temperature on the rate of development of pilchard eggs in nature. In: Studies on the Pacific pilchard or sardine (*Sardinops caerulea*), U.S. *Fish. Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep.* 15, 132-167.

Ahlstrom, E.H., 1960. Synopsis on the biology of the Pacific sardine (*Sardinops caerulea*). *Fisheries Biology*, 17, 415-451.

Alvarez-Borrego, S., R. Lara-Lara. 1991. The physical environment and primary productivity of the Gulf of California. In The gulf and peninsular provinces of the Californias, J.P. Dauphin and B. Simoneit, eds., *Amer. Assoc. Pet. Geol. Mem.* 47, 555-567.

Ang, P.O., R.E. De Wreede. 1993. Simulation and analysis of the dynamics of a *Fucus distichus* : (Phaeophyceae, Fucales) population. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 93, 253-265.

Anónimo. 2001. Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y Manejo 1999-2000. Instituto Nacional de la Pesca. Secretaria de agricultura, ganadería, desarrollo social, pesca y alimentación. 1111 p.

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

Arreguín-Sánchez, F. 2005. The role of scientific advice in the management of benthic fisheries in Mexico: Present status and perspectives. P.W. Barnes and J.P. Thomas (eds.). Tampa, Florida USA 12-14 November 2002. Preceding of Symposium on effects o fishing activities on benthic habitats: Linking geology, biology, socioeconomic and management. Amer. Fish. Soc. Bethesda, Maryland. 890 p.

Arreguín Sánchez, F. S. Martínez Aguilar. 2004. Manejo adaptativo de la pesquería de sardina, *Sardinops caeruleus* del Golfo de California. p. 215. En: Ambiente y pesquería de pelágicos menores en el Noroeste de México. C. Quiñónez Velásquez y J.F. Elorduy-Garay (eds.). Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional. La Paz, B.C.S. México. 186 p.

Barnes, J.T., L. Jacobson, A. MacCall, P. Wolf. 1992. Recent population trend and abundance estimates for the Pacific sardine *Sardinops sagax*. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 33, 60-75.

Bentley, P.J., R.L. Emmett, N.C.H. Lo, H.G. Moser. 1996. Egg production of Pacific sardine (*Sardinops sagax*) off Oregon in 1994. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 37, 193-200.

Beyer, J.E. 1989. Recruitment stability and survival-simple size specific theory with examples from the early life dynamics of marine fish. *Dana.* 7, 45-47.

Blaxter, J.H.S., J.R. Hunter. 1982. The biology of clupeids fish. In advances in marine biology. J.H.S. Blaxter, F.S. Russell, and M. Yonge (eds.). Academic Press, New York. 223 pp.

Botsford, L.W. 1986. Effects of environmental forcing on age-structured populations: northern California Dungeness crab (*Cancer magister*) as an example. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, 2345-2352.

Botsford, L.W., J.C. Castilla, C.H. Peterson. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*. 277, 509-515.

Butler, J.L. 1987. Comparison of the early life history parameters of Pacific sardine and northern anchovy with implications of species interactions. Ph. D. Thesis, Univ. Cal., San Diego, 242 p.

Butler, J.L. 1991. Mortality and recruitment of Pacific sardine, *Sardinops sagax caerulea*, larvae in the California Current. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 1713-1723.

Butler, J.L., B. Rojas de Mendiola. 1985. Growth of larval sardines off Peru. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 26, 113-118.

Butler, J.L., P. Smith, N.C.H. Lo. 1993. The effect of natural variability of life-history parameters on anchovy and sardine population growth. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 34, 104-111.

Caddy, F.J., 1991. Death rates and time intervals: is there an alternative to the constant natural mortality axiom?. *Rev. Fish Biol. Fish.* 1, 109-138.

Caddy, J.F. 1996. Modeling natural mortality with age in short-lived invertebrate populations: definition of a strategy of gnomonic time division. *Aquat. Living Res.* 9, 197-207.

Castillo, G., E. Aguilera, G. Herrera, P.A. Bernal, J.L. Butler, J. Chong, H. Gonzalez, C. Oyarzun, C. Veloso. 1985. Larval growth rates of the Pacific sardine, *Sardinops sagax*, of central Chile, determined by daily ring counts in otoliths. *Biol. Pesquera*, 14, 3-10.

Caswell, H. 1989. Matrix population models: construction, analysis and interpretation. Sinauer Publishers. Sunderland, MA. 328 p.

Caswell, H., M.C. Trevisan. 1994. Sensitivity analysis of periodic matrix models. *Ecology* 75: 5, 1299-1303.

Cisneros-Mata, M.A., J.A. De Anda Montañez, J.J. Estrada-García, F. Paez-Barrera. y A. Quiroz S., 1988. Pesquerías de sardina del Golfo de California y Costa de Sinaloa (Informe 1986/1987 y diagnóstico). Secretaría de Pesca. Instituto Nacional de la Pesca. Centro Regional de Investigación Pesquera-Guaymas, Son. México. 41p.

Cisneros-Mata, M.A., J.J. Estrada, J.P. Santos-Molina, A.R. Godínez-Cota, C. Alvarado. 1989. Programa nacional de investigación de sardina. (Informe temporada 1987/1988). Documento interno. Secretaría de Pesca. Instituto Nacional de la Pesca. Centro Regional de Investigación Pesquera-Guaymas, Son. México. 47p.

Cisneros Mata, M.A., G. Montemayor-López. y M.O. Nevárez-Martínez, 1996. Modeling deterministic effects of age structure density dependence, environmental forcing, and fishing on the population dynamics of *Sardinops sagax* in the Gulf of California. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Prog. Rep.* 37, 201-208.

Cisneros-Mata, M.A., M.O. Nevárez-Martínez y M.G. Hammann, 1995. The rise and fall of the pacific sardine, *Sardinops sagax caeruleus* girard, in the Gulf of California, Mexico. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Prog. Rep.* 36, 136-143.

Cisneros-Mata, M.A., M.O. Nevárez-Martínez, M. A. Martínez-Zavala, M. L. Anguiano Carrasco., J.P. Santos-Molina, A.R. Godínez-Cota. y G. Montemayor-López. 1997. Diagnóstico de la pesquería de pelágicos menores del Golfo de California de 1991/92 a 1995/96. SEMARNAP-Instituto Nacional de la Pesca. Centro Regional de Investigación Pesquera-Guaymas, Son. México. 59 p.

Cisneros-Mata, M.A., M.O. Nevárez-Martínez, G. Montemayor-López, J.P. Santos-Molina, y R. Morales-Azpeitia., 1991. Pesquería de sardina en el Golfo de California 1988/1989-1989/1990. Secretaría de Pesca. Instituto Nacional de la Pesca. Centro Regional de Investigación Pesquera-Guaymas, Son. México. 80 p.

Cisneros-Mata, M.A., P. Santos-Molina, J.A. De Anda-Montañez, A. Sánchez-Palafox, J.J. Estrada-García. 1987. Pesquería de sardina en el noroeste de México (1985/1986). Secretaría de Pesca. Instituto Nacional de la Pesca. Centro Regional de Investigación Pesquera-Guaymas, Son. México. 79p.

Claramunt, G., G. Herrera, P. Pizarro. 1993. Fluctuaciones de la fecundidad parcial en sardina española (*Sardinops sagax*) durante la época principal de desove de 1990, en la zona norte de Chile. *Sci. Mar.* 57(1), 8-14.

Clark, F.N., J.C. Marr. 1955. Part II: Population dynamics of the Pacific sardine. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Prog. Rep.* 4, 11-48.

Cotero-Altamirano, C.E. 2000. Dinámica de la población de la anchoveta *Engraulis mordax* del Golfo de California. Tesis de grado (Doctor en ciencias). División de Oceanología. Departamento de Ecología. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 121 p.

Crouse, D.T., L.B. Crowder, H. Caswell. 1987. A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology* 68, 1412-1423.

Csirke, J., 1980. Recruitment in the Peruvian anchovy and its dependence on the adult population. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer*, 177,307-313.

Csirke, J., 1988. Small shalling pelagic fish stocks. In: Fish population dynamics: The implication for management. Gulland, J. Ed. Second Edition. John Wiley and Sons. Ltd. 271-302.

Cushing, D.H. 1983. Are fish larva too dilute to affect the density of their food organisms? *J. Plankton Res.* 5,847-854.

Darwin, J.H., R.M. Williams. 1964. The effect of time of hunting on the size of a rabbit population. *New Zealand J. Sci.* 7, 341-352.

De Anda-Montañez, J.A. 1992. Análisis bioeconómico de la pesquería de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, México considerando la variabilidad en el reclutamiento. Tesis de Maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional-Unidad Mérida. Mérida, Yucatán. 168 p.

De Anda-Montañez, J.A. 2001. Análisis bioeconómico de la pesquería de la pesquería del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Pacífico Oriental Tropical. Tesis de grado (Doctor en Ciencias). Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 163 p.

De Anda-Montañez J.A., F. Arreguín-Sánchez, S. Martínez-Aguilar. 1999. Length-based Growth estimates for pacific sardine (*Sardinops sagax*) in the Gulf of California, Mexico. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Prog. Rep.* 40, 179-183.

De Anda-Montañez, J.A. J.C. Seijo, S. Martínez. 1994. Reclutamiento y variabilidad ambiental en la pesquería de sardina Monterrey (*Sardinops sagax*) del Golfo de California, México. *Invest. Pesq.* (Chile) 38, 23-36.

De Anda-Montañez, J.A., J.C. Seijo. 1999. Bioeconomics of the Pacific sardine (*Sardinops sagax*) fishery in the Gulf of California, Mexico. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Prog. Rep.* 40, 170-178.

Dekroon, H., A. Plaisier, J. van Groenendael and H. Caswell. 1986. Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. *Ecology* 67:1427-1431.

De Roos, A.M. I. Diekmann, J.A.J. Metz. 1992. Studying the dynamics of structured population models: A versatile technique and its application to daphnia. *Am. Nat.* 139, 123-147.

Deriso, R., R.G. Punsly, W.H. Bayliff. 1991. A Markov movement model of yellowfin tuna in the Eastern Pacific Ocean and some analyses for international management. *Fish. Res.* 11, 375-395.

Deriso, R.T., T. Quinn, J. Collie, R. Hilborn, C. Jones, B. Lindsay, A. Parma, S. Saila, L. Shapiro, S.J. Smith, C. Walters. 1998. Improving fish stock assessment. Committee on fish stock assessment methods. Nat. Academy Press, Washington D.C. 160 p.

Deriso, R.B., T.J. Quinn II, P.R. Neal. 1985. Catch-age analysis with auxiliary information. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, 815-824.

DOF. 2004. Carta Nacional Pesquera. Litoral del Pacífico. Diario Oficial de la Federación, Segunda Sección. Marzo 15 de 2004, p.38.

Dorazio, R.M., P.J. Rago. 1991. Evaluation of a mark-recapture method for estimating mortality and migration rates of stratified populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 254-260.

Ebert, T.A. 1999. Plant and animal populations. Methods in demography. Academic press, a division of Harcourt Brace and Company. U.S.A. 312 p.

Estrada-García, J.J., M. A. Cisneros Mata, F. Paez-Barrera, P. Santos-Molina. 1986. Informe de la temporada de pesca 1984/1985 del recurso sardina. Secretaria de Pesca. Instituto Nacional de la Pesca. Centro Regional de Investigación Pesquera-Guaymas, Son. México. 160p.

Fogarty, M.J. 2000. Recruitment dynamic of exploited marine populations: physical-biological interactions. Part 1. Proc. ICES Symposium held in Baltimore, Maryland, USA. 22-24 September 1997. *ICES J. of Mar. Sci.* 57, 2, 462 p.

Fox, W.W. 1974. An overview of production modeling, collect. Vol. *Sci. Pap. ICCAT.* 3, 142-156.

- Francis, R.I.C.C., R.J. Hurst, J.A. Renwick. 2002. Quantifying annual variation in catchability for commercial and research fishing. *Fish. Bull.* 101, 293-304.
- Gaggiotti, O.E., R.D. Vetter, 1999. Effect of life history strategy environmental variability, and overexploitation on the genetic diversity of pelagic fish populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56, 1376-1388.
- García, S., 1983. The stock-recruitment relationship in shrimps: reality or artifacts and misinterpretations? *Oceanogr. Trop.*, 18(1), 25-48.
- Garcí-Crespo, R., G. González. 1985. La ordenación pesquera y la pesquería de la sardina en el Golfo de California. *Técnica pesquera*. VIII, (210), 21-25.
- Gilbert, D.J. 1997. Towards a new recruitment paradigm for fish stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 969-977.
- Gillis, D.M., R.M. Peterman. 1998. Implications of interference among fishing vessels and the ideal free distribution to the interpretation of CPUE. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 37-46.
- Gordoa, A., J.E. Hightower. 1991. Changes in catchability in a bottom-trawl fishery for Cape hake (*Merluccius capensis*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 1887-1895.
- Grecco, V., W.J. Overholtz. 1990. Causes of density-dependent catchability for Georges Bank haddock *Melanogrammus aeglefinus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 385-394.
- Green-Ruíz, Y.A. 2000. Revisión de las etapas de vida de la anchoveta norteña *Engraulis mordax* Girard 1956 en el Golfo de California, con miras a determinar el estado de la población a través de análisis matricial. Tesis de grado (Doctor en ciencias). División de Oceanología. Departamento de Ecología. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior-Ensenada, Baja California. 190 p.
- Gulland, J.A. 1964. Manual of methods for fish population analysis. FAO. *Fish. Tec. Pap.* 40, 1-60.
- Gulland, J.A. 1983. Fish stock assessment: a manual of basic methods. Chichester, U.K., Wiley Interscience, *FAO/Wiley series on food and agriculture*. 1, 223 p.
- Gunderson, D.R. 1980. Using r-K selection theory to predict natural mortality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 2266-2271.
- Hammann, M.G. 1991. Spawning habitat an egg and larval transport, and their importance to recruitment of Pacific sardine, *Sardinops sagax caeruleus* in the Gulf of California. In Long-term variability of pelagic fish populations and their environment. T. Kawasaki, S. Tanaka, Y. Toba and A. Taniguchi (eds). Pro. Int. Symp. Sendai, Japan, 14-18 Nov. 1989. Oxford Pergamon Press, pp. 271-278.
- Hammann, M.G.; T.R. Baugartner, A. Badan-Dangon. 1988. Coupling of the Pacific sardine (*Sardinops sagax caeruleus*) life cycle with the Gulf of California pelagic environment. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Prog. Rep.* XXIX, 102-109.
- Harley, S.J., R.A. Myers. 2001. Hierarchical bayesian models of length-specific catchability of research trawl surveys. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 1569-1584.

Harley, S.J. R.A. Myers, A. Dunn. 2001. Is catch-per-unit-effort proportional to abundance ?. *Can.J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 1760-1772.

Heikinheimo, O. 2001. Effect of predation on the low-density dynamics of vendace: significance of the functional response. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 1909-1923.

Hilborn, R. 1990. Determination of fish movement patterns from tag recoveries using maximum likelihood estimators. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 635-643.

Hilborn, R., C.J. Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: Choice, dynamics and uncertainty. Chapman y Hall, New York, 570p.

Hjort, J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe viewed in the light of biological research. *Rapp. P.-V. Reun. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.* 200, 1-228.

Hoening, J.M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *U.S. Fish. Bull.* 82, 898-903.

Holguin, E.O.; M.I. Wong R.; L. Ojeda G., A. Lozano M. 1982. Análisis de la pesquería de anchoveta y sardina. Diagnóstico INP. Reunión nacional sobre investigación científica en el marco de la explotación, la regulación y el desarrollo pesquero 26-29 de mayo. Secretaria de Pesca. Instituto Nacional de la Pesca.

Houde, E.D. 1987. Fish early life dynamics and recruitment variability. *Amer. Fish. Soc. Sym.* 2, 17-29.

Houde, E.D. 1989. Comparative growth, mortality and energetic of marine fish larvae: temperature an implied latitudinal effects. *Fish. Bull.* 87, 471-495.

Houde, E.D. 1996. Evaluation stage specific survival during the early life of fish. In: Watanabe, Y., Yamashita, Y., Oozeki, E. (Eds.), Survival strategies in early life stages of marine resources. A.A. Balkema, Rotterdam. pp. 51-66.

Houde, E.D., C.E. Zastrow. 1993. Ecosystem and taxon specific dynamic and energetic properties of larval fish assemblages. *Bull. Mar. Sci.* 53, 290-335.

Huato-Soberanís, L., D. Lluch-Belda. 1987. Mesooscale cycles in the series of environmental indices related to the saedine fishery in the Gulf of California. *Calif. Coop. Ocanic Fish. Invest. Rep.* 18, 128-134.

Huenneke, L.F., P.L. Marks. 1987. Stem dynamics of the shrub *Alnus incana* ssp. *Rugosa*: transition matrix models. *Ecology* 68, 1234-1242.

Hunter, J.R. 1982. Predation and recruitment, p. 172-209. En Rothschild and Rooth (ed). Fish ecology III. A foundation for REX. A recruitment experiment. *Univ. Miami Tech. Rep.* No. 82008.

Jensen, A.L. 1985. Comparison of catch-curve methods for estimation of mortality. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 114, 743-747.

Jensen, A.L. 1990. Linearization with ordinary least-squares estimation, a nonlinear estimation of mortality using the catch equation. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 46, 175-77.

- Jiménez-Rodríguez, J.G. 1991. Análisis comparativo del crecimiento y la estructura poblacional de sardina monterrey, *Sardinops caeruleus* (Girard) en el Golfo de California de las temporadas 1988/1989 y 1989/1990. Tesis Licenciatura. Univ. Aut. De Guadalajara, Jalisco, México. 60 p.
- Jones, R. 1984. Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data (with notes on VPA and cohort analysis). *FAO Fish. Thech Pap.* 256, 118p.
- Keyfitz, N. 1977. Introduction to lineal algebra. Addison-Wesley, Reading, MA, 358 p.
- Koslow, J.A. 1992. Fecundity and the stock-recruitment relationship. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 210-217.
- Larrañeta, M.G. 1996. Ecología de la relación stock-reclutamiento en los peces marinos. *Oceánides* 11(2),1-187.
- Lasker, R. 1963. The physiology of Pacific sardine embryos and larvae. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 10, 96-101.
- Lasker, R. 1964. An experimental study of the effect of temperature on the incubation time, development, and growth of Pacific sardine embryos and larvae. *Copeia*. 2, 399-405.
- Lasker, R., 1981. The role of a stable ocean in larval fish survival and subsequent recruitment. In Marine fish larvae: morphology, ecology and relation to fisheries. R. Lasker (ed.). *Washington Press, Seattle., WA.*
- Lasker, R., 1985. What limits clupeoid production?. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. Vol.* 42,31-38.
- Lefkovitch, L.P. 1965. The study of population growth in organisms grouped by stages. *Biometrics* 21,1-18.
- Lo, N.C.H. 1985. A model for temperature-dependent northern anchovy egg development and an automated procedure for the assignment of age to staged eggs. In: Lasker, R. (Ed.), An egg production method for estimating spawning biomass of pelagic fish: application to the northern anchovy, *Engraulix mordax*. *NOAA Tech. Rep. NMFS* 36, 43-50.
- Lo, N.C.H., J. Alheit, B. Alegre. 1986. Fecundidad parcial de la sardina peruana (*Sardinops sagax*). *Biol. Inst. Mar.* 10 (2), 45-60.
- Lo, N.C.H., Y. Green, M. Jacob, H.G. Moser, R.J. Lynn. 1996. Egg production and spawning biomass of Pacific sardine (*Sardinops sagax*) in 1994 determined by the daily egg production method. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 37, 60-174.
- Lo, N.C.H., J.R. Hunter, R. Hewitt. 1989. Precision and bias of estimates of larval mortality. *Fish. Bull.* 87, 399-416.
- Lo, N.C.H., P. Smith, J.L. Butler. 1995. Population of northern anchovy and Pacific sardine using stage-specific matrix models. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 127, 15-26.
- Lotka, A.J. 1925. Elements of Physical Biology. Williams and Wilkins, Baltimore.
- Lluch-Belda, D., S. Hernández-Vázquez, R.A. Schwartzlose. 1991. A hypothetical model for the fluctuation of the California sardine population (*Sardinops sagax caerulea*). In Long-term variability of pelagic fish populations and their environment. T. Kawasaki, S. Tanaka, Y. Toba, A.

Taniguchi (eds.) Proc. Int. Symp., Sendai, Japan, 14-18 Nov. 1989. Oxford : Pergamon Press, pp. 293-300.

Luch-Belda, D., D.B. Lluch-Cota, S. Hernández-Vázquez, C.A. Salinas-Zavala. 1992. Sardine population expansion in eastern boundary systems of the Pacific Ocean as related to sea surface temperature. *A. Afr. J. Mar. Sci.* 12, 147-155.

Luch-Belda, D., R.J.M. Crawford, T. Kawasaki, A.D. MacCall, R.H. Parrish, R. A.Schwartzlose and P.E. Smith. 1989. World-wide fluctuations of sardine and anchovy stocks the regime problem. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 8, 195-206.

MacCall, A.D. 1976. Density dependence of catchability coefficient in the California Pacific sardine, *Sardinops sagax caerulea*, purse seine fishery. *Cal. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 18:136-48.

MacCall, A.D. 1979. Population estimates for the warning years of the Pacific sardine fishery. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 20, 72-82.

MacFaden, C.S. 1991. A comparative demographic analysis of clonal reproduction in a temperate soft coral. *Ecology* 72, 1849-1866.

MacGregor, J.S. 1957. Fecundity of the Pacific sardine (*Sardinops caerulea*). *Fish. Bull.* 57, 427-449.

Macpherson E., A. García-Rubies A. Gordo. 2000. Direct estimation of natural mortality rates for littoral marine fishes using populational data from a marine reserve. *Mar. Biol.* 137, 1067-1076.

Martínez-Aguilar, S. 1992. Variabilidad del coeficiente de capturabilidad en la pesquería de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, México. Tesis de Maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional-Unidad Mérida. Mérida, Yucatán. 144 p.

Martínez-Aguilar S., F. Arreguín-Sánchez, E. Morales-Bojórquez. 2005. Natural mortality an life history stage duration of Pacific sardine (*Sardinops caeruleus*) based on gnomonic time divisions. *Fish. Res.* 71, 103-114.

Martínez-Aguilar, S. J.A. De Anda-Montañez, F. Arreguín-Sánchez. 1997. Densidad y "capturabilidad" de la sardina Monterrey, *Sardinops sagax* (Pisces: Clupeidae) del Golfo de California, México. *Rev. Biol. Trop.* 4(3)/45(1):527-535.

Martínez-Aguilar, S., J.G. Díaz-Urbe. 2005. Informe final de Investigación de la pesquería de calamar gigante (*Dosidicus gigas*) del Golfo de California. Temporada de pesca 2004. Documento Interno. Secretaria de agricultura, ganadería, desarrollo social, pesca y alimentación. Instituto Nacional de la pesca. Centro Regional de Investigación Pesquera-La Paz, B.C.S. 35 p.

Martínez-Aguilar, S., E. Morales-Bojórquez, F. Arreguín-Sánchez, J.A. De Anda-Montañez, 1999. Catchability: programa computarizado para estimar el coeficiente de capturabilidad en función de la longitud. Centro Regional de Investigación Pesquera de La Paz, B.C.S. del INP, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del IPN, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. La Paz, B.C.S. México. Manual de usuario 16 p.

Martínez-Zavala, M.A., M.A. Cisneros Mata, M. L. Anguiano-Carrasco, J.P. Santos-Molina, M.O. Nevárez-Martínez, A.R. Godínez-Cota, G. Montemayor-López, 2000. Diagnóstico de una pesquería

de pelágicos menores del Golfo de California de 1996/97 y 1997/98. SEMARNAP-Instituto Nacional de la Pesca. Centro Regional de Investigación Pesquera- Guaymas, Son. México. 52 p.

May, R.M. 1973. Stability and complexity in model ecosystems. Princeton. N.J.: Princeton Univ. Press.

Megrey, B.A., 1989. Review and comparison of age structured stock assessment model from theoretical and applied points of view. In: Edwards, E.F., Megrey, B.A. (Eds.), Mathematical analysis of fish stock dynamics. *Amer. Fish. Soc. Symp.* 6, 8-48.

Mertz, G., R.A. Myers. 1997. Influence of errors in natural mortality estimates in cohort analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Science* 54, 1608-1612.

Morales-Bojórquez, E., V.M. Gómez-Muñoz, R. Félix-Uraga, R.M. Alvarado-Castillo. 2003. Relation between recruitment, sea surface temperature, and density-independent mortality of the Pacific sardine (*Sardinops caeruleus*) off the southwest coast of the Baja California peninsula, Mexico. *Sci. Mar.* 67(1), 25-32.

Munch, S.B., D.O. Conover. 2000. Recruitment dynamics of bluefish (*Pomatomus satatrix*) from Cape Hatteras to Cape Cod, 1973-1995. *ICES J. of Mar. Sci.* 57,393-402.

Munro, J.C. 1984. Estimation of natural mortality rates from selectivity and catch length frequency data. *Fishbyte ICLARM.* 2(1), 11-14.

Murphy, G.I. 1966. Population biology of the Pacific sardine (*Sardinops caerulea*). *Proc. Cal. Acad. Sci.* 34, 1-34.

Neter, J., M.H. Kutner, J. Nachtschien, W. Wasserman. 1996. Applied linear statistical models. Irwin Series in Statistics. Boston.

Nevárez-Martínez, M.O., 1990. Producción de huevos de la sardina Monterrey (*Sardinops sagax caerulea*) en el Golfo de California: una evaluación crítica. Tesis Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, B.C. México. 144 p.

Nevárez-Martínez, M.O., R. Morales-Azpeitia, M.A. Martínez-Zavala, P. Santos-Molina, M.A. Cisneros-Mata. 1993. Pesquería de pelágicos menores en el Golfo de California. Temporada 1990/1991. Documento interno. Secretaria de Pesca. Instituto Nacional de la Pesca. Centro Regional de Investigación Pesquera-Guaymas, Son. 70p.

Parrish, R. H., C.S. Nelson, A. Bakun, 1981. Transport mechanisms and reproductive success of fishes in the California Current. *Biol Oceanogr.* 1:175-203.

Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 39(2), 175-192.

Pauly, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. *ICLARM Fishbyte* 1:2, 9-13.

Penas, L.E. 1978. Estudio sobre la dinámica y la estrategia de explotación del "stock" de sardina (*Sardina pilchardus*, Walbaum) de las costas de Castellon. *OCEANO.* IV:3, 143-160.

Pepin, P. 1991. Effect of temperature and size on development, mortality and survival rates of the pelagic early life history stages of marine fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 503-518.

Pepin, P., R.A. Myers, 1991. Significance of egg and larval size to recruitment variability of temperate marine fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48,1820-1828.

Peterman, R.M., G.J. Steer, 1981. Relation between sport-fishing catchability coefficients and salmon abundance. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110: 585-593.

Peterson, I., J.S. Wroblewski. 1984. Mortality rate of fishes in the pelagic ecosystem. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41, 1117-1120.

Phillips, J.B. 1948. Growth of the sardine (*Sardinops caerulea*), 1941-1942 through 1946-1947. *Calif. Fish. Game Fish Bull.* 71, 1-33.

Picquelle, S., G Stauffer. 1985. Parameter estimation for egg production method of northern anchovy biomass assessment. In: Lasker, R. (Ed.), An egg production method for estimating spawning biomass of pelagic fish: application to northern anchovy, *Engraulis mordax*. *NOOA Tech. Rep. NMFS*, 36, 7-15.

Pitcher, T.J., J.K. Parrish. 1993. Functions of shoaling behavior in teleosts. In: Behavior of teleost fishes 2nd edn. T.J. Pitcher (ed.). Published by Chapman and Hall ISBNM. 363-439.

Pitcher, T.J., P.J.B. Hart. 1982. Fisheries ecology. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. 225 p.

Pope, J.G. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Res. Bull. ICNAF.* 9, 65-74

Quinn II, T., R.B. Deriso. 1999. Quantitative fish dynamics. G. A. Carlson, D. Zilberman, J.A. Miranowski (eds.). Oxford University Press, New York. 542 p.

Quiñonez-Velázquez, C., M.O. Nevarez-Martínez, M.G. Gluyas-Millan. 2000. Growth and hatching dates of juvenile pacific sardine *Sardinops caeruleus* in the Gulf of California. *Fish. Res.* 48, 99-106.

Radovich, J. 1982. The collapse of the California sardine fishery. What have we learned?. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Prog. Rep.* XXIII, 56-77.

Ramírez-Rodríguez, M., F. Arreguín-Sánchez. 2003. Life history stage duration and natural mortality for the pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939) in the southern Gulf of Mexico, using the gnomonic model for time division. *Fish. Res.* 60,45-51.

Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish population. *Bull. Fish. Res. Board. Can.* 191, 382p.

Rilling, G.C., E.D. Houde. 1998. Regional and temporal variability in growth and mortality of bay anchovy *Anchoa mitchilli* larvae in Chesapeake Bay. *Fish. Bull.* 97, 555-569.

Rose, G. A., W. C. Leggett. 1991. Effects of biomass-range interactions on catchability of migratory demersal fish by mobile fisheries: an example of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 843-848.

Rosenberg, A.A., A.S. Haugen. 1982. Individual growth and size selective mortality of larval turbot, *Scophthalmus maximus*. *Mar. Biol.* 72: 73-77.

Rosenberg, A.A., G.P. Kirkwood, J.A. Cromie y J.R. Beddington. 1990. The assessment of stocks of annual squid species. *Fish. Res.* 8, 335-350.

Rothschild, B.J., 2000. Fish stocks and recruitment: the past thirty years. *ICES J. of Mar. Sci.* 57, 191-201.

Royer, J., P. Périès, J.P. Robin. 2002. Stock assessment of English Channel loliginid squids: updated depletion methods and new analytical methods. *ICES J. mar. Sci.* 59, 45-457.

Russell, E.S., 1931. Some theoretical consideration on the overfishing problem. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 6:3-20.

Salthaug, A. 2001. Adjustment of commercial trawling effort for Atlantic cod, *Gadus morhua*, due to increasing catching efficiency. *Fish. Bull.* 99, 338-342.

Salthaug, A., S. Aanes. 2003. Catchability and the spatial distribution of fishing vessels. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60, 259-268.

Salthaug, A., O.R. Godo. 2001. Standardisation of commercial CPUE. *Fish. Res.* 49, 271-281.

Sampson, D.B. 1990. Local catch per unit effort as an index of global abundance. In *Catch effort sampling strategies: Their application in freshwater fisheries management*. Edited by I.G. Cowx. Fishing News Books, Oxford, U.K. pp. 275-284.

Sandberg, S., T.E. Awerbuch, A. Spielman. 1993. A comprehensive multiple matrix model representing the life cycle of the tick that transmits the agent of Lyme disease. *J. of theoretical biology.* 1829-1935.

Sarukhán, J., M. Gadgil. 1974. Studies on plant demography: *Ranunculus repens L.*, *R. Bulbosus L.* And *R. acris L.* III. A mathematical model incorporating multiple modes of reproduction. *J. Ecol.* 62, 921-936.

Scannell, C.L., T. Dickerson, P. Wolf, K. Worcester. 1996. Application of an egg production method to estimate the spawning biomass of Pacific sardines off southern California in 1986. South. Fish. Sci. Center. *Nat. Mar. Fish. Ser. Admin. Rep.* LJ-96-01, 37pp.

Schwartzlose, R.A., J. Alheit, A. Bakun, T.R. Baumgartner, R. Cleote, R.J.M. Crawford, W.J. Fletcher, Y. Green-Ruiz, E. Hagen, T. Kawasaki, D. Lluch-Belda, S.E. Lluch-Cota, A.D. Maccall, Y. Matusuura, M. O. Nevárez-Martínez, R.H. Parrish, C. Roy, R. Serra, K.V. Shust, M.N. Ward, J.Z. Zuzunaga, 1999. Worldwide large-scale fluctuations of sardine and anchovy populations. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 21, 289-347.

Searle, S.R. 1966. *Matriz álgebra of the biological sciences*. John Wiley and Sons, New York, New York, USA.

Segovia, Q.M.A. 1991. Edad y crecimiento de sardina Monterrey (*Sardinops sagax caerulea*) en la parte central del Golfo de California durante el verano de 1989. Tesis Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, B.C. México. 79 p.

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

Seijo, G.J.C., M. Solis R., G. Morales G. 1987. Simulación bioeconómica de la pesquería de pulpo (*Octopus maya*) de la plataforma continental de Yucatán. Memorias de Symposium sobre investigación de biología y oceanografía pesquera en México. La Paz, B.C.S. 125-137.

Shardlow, T.F. 1993. Components analysis of a density-dependent catchability coefficient in a salmon hook and line fishery. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50, 513-520.

Shelton, P.A., M.J. Armstrong. 1983. Variations in parent stock and recruitment of pilchard and anchovy population in the southern Benguela system. En G.D. Sharp and J. Csirke (Eds.) Proceedings of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neritic fish Resources. San José, Costa Rica, April 1983. *FAO Fish Rep.* 291(3), 1113-1132.

Shepherd, J.G. 1987. Towards a method for short-term forecasting of catch rates based on length compositions. In. Length-based methods in fisheries research, D. Pauly and G.R. Morgan (eds.). International Center for Living Aquatic Resources Management. Manila Philippines and Kuwait Institute for Scientific Research. Safat, Kuwait. ICLARM conference proceedings 13, 468 p.

Silva, J., F. Raventós, H. Caswell, M.C. Trevisan. 1991. Population responses to fire in a tropical savanna grass: a matrix model approach. *J. Ecol.* 79, 345-356.

Sissenwine, M.P., M.J. Forgy, W.J. Overholtz, 1988. Some fisheries management implications of recruitment variability. In Fish Population Dynamics. J.A. Gulland, ed. London, John Wiley.

Smith, P.E. 1973. The mortality and dispersal of sardine eggs and larvae. *Rapp. P.-V Reún. Cons. Int. Exp. Mer.* 164, 282-292.

Smith, P.E. 1985. Year-class strength and survival of 0-group clupeoids. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, 69-82.

Smith, P.E., N.C.H. Lo, J.L. Butler. 1992. Life-stage duration and survival parameters as related to interdecadal population variability in Pacific sardine. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 33, 41-49.

Smith, P. E., S.L. Richardson, 1977. Standard techniques for pelagic fish eggs and larvae surveys. *FAO Fish Tech. Pap.* 175,1-100.

Smith, P.E, H. Santander, J. Alheit. 1989. Comparison of the mortality and dispersal of sardine, *Sardinops sagax*, and Peruvian anchovy, *Engraulis ringens*, Eggs off Peru. *Fish. Bull.* 87, 497-508.

Sokolov, V.A., M. Wong R. 1973. Informe científico de las investigaciones sobre los peces pelágicos del Golfo de California (sardina crinuda y anchoveta) en 1970. Programa de investigación y fomento pesquero México/PNUD/FAO. Contribución al estudio de las pesquerías en México. 1, 32 p.

Spare P., S.C. Venema. 1997. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte 1. Manual. FAO. Fisheries Technical Paper. No. 306.1, Rev.2. Santiago de Chile. 420 p.

Swain, D.P., A.F. Sinclair. 1994. Fish distribution and catchability: What is the appropriate measure of distribution?. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 1046-1054.

Torres-Villegas, J.R. 1986. Evaluación de *Sardinops sagax* por el método de producción de huevos, en Bahía Magdalena, B.C.S. México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, IPN. La Paz, B.C.S., Mexico. 116p.

Torres-Villegas, et a. 1985 J.R., G. García, G., Levy, A., Ochoa, R.I., 1985. Madurez sexual, peso promedio, proporción sexual, frecuencia de desovantes de *Sardinops sagax* en el Golfo de California para noviembre de 1984. In: CIBCASIO 10th annual meeting. La Jolla, Cal. USA. 536-549p.

Ulltang, O. 1980. Factors affecting the reaction of pelagic fish stocks to exploitation and requiring a new approach to management. *Rapp. P.-V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer*, 177, 489-504.

Ulltang, O. 1986. Catch per unit of effort in the Norwegian purse seine fishery for Atlanto-Scandinavian herring. *FAO. Fish. Tech. Pap.* 155, 91-101.

Vetter, E.F. 1988. Estimation of natural mortality in fish stocks. A review. *Fish. Bull.* 86(1), 25-43.

Waldford, L.A., K. Mosher. 1943. Studies on the Pacific pilchard or sardine. Determination of age of adults by scales and effect of environment on first year's growth as it bears on age determination. *Fish. Wild. Serv. Spec. Sci. Rep.* 21.

Walters, C.J.. A. Parma. 1996. Fixed exploitation rate strategies for coping with effects of climate change. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 148-158.

Watababe, Y., H. Zenitani, R. Kimura. 1996. Causes of population decline in the Japanese sardine (*Sardinops melanostictus*): Overfishing or early mortality?. In: Survival strategies in early life stages of marine resources. Y. Watanabe, Y. Yamashita and Y. Oozeki (eds.). Proc. Int. workshop/Yokohama/Japan 11-14 October, 1994. A.A. Balkema Publish. 83-94p.

Whitehead, P.J.P., R. Rodríguez S. 1995. Familia Clupeidae. En: *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental*. Vol. II. Vertebrados-Parte 1. FAO Roma. Fisher, W., F. Krup, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter, y V.H. Niem, eds., pp. 1015-1025.

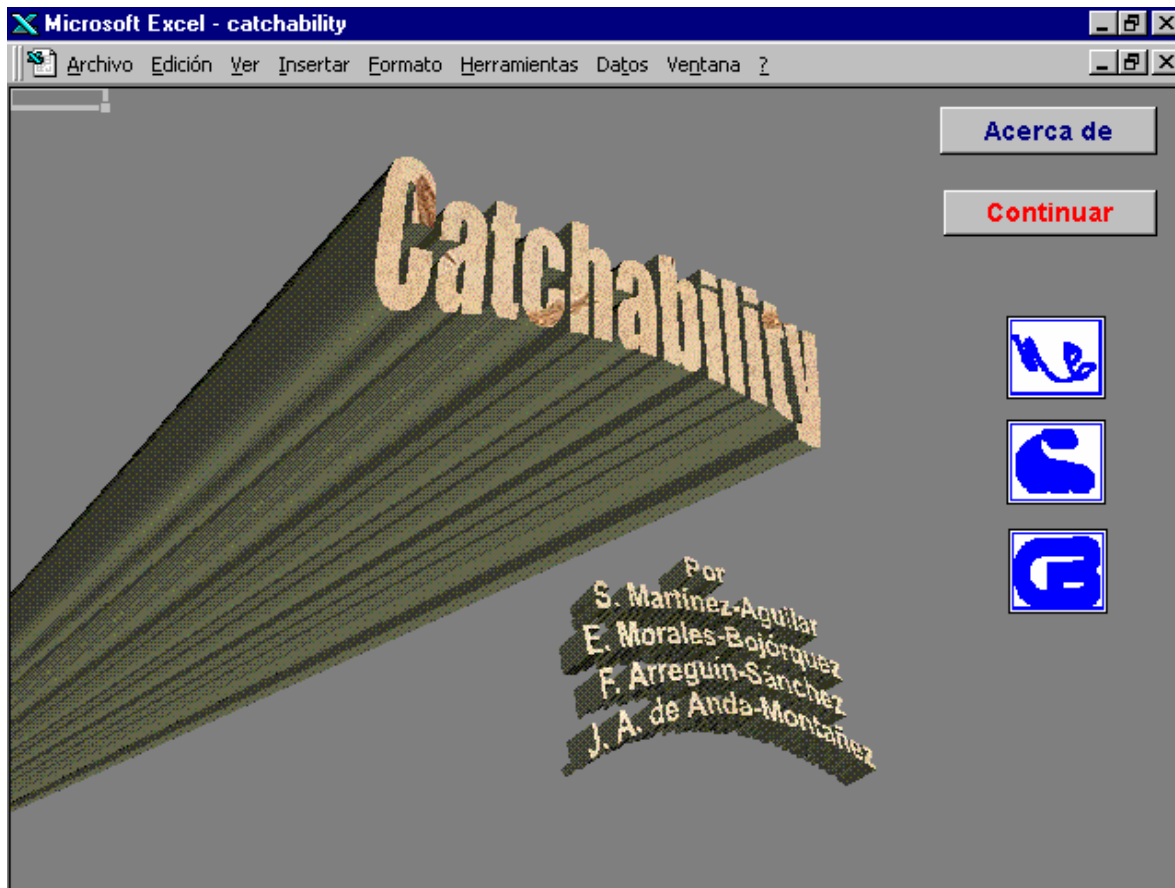
Winters, G.H., J.P. Wheeler. 1985. Interaction between stock area, stock abundance, and catchability coefficient. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 989-998.

Wright-López, H., F. Arreguín-Sánchez, F. García-Domínguez, O. Holguín-Quiñonez, D. Prado-Ancona. 2001. Stock assessment for Venus clam, *Chione californiensis* (Broderip, 1835) in Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México. *J. Shellfish Res.* 20(3), 1109-1115.

Zar, J.H. 1996. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall, New York.

ANEXO 1

“Catchability”. Programa para estimar la capturabilidad en función de la longitud.



“Catchability”.

Programa para estimar la capturabilidad en función de la longitud.

Resumen

En pesquerías, las estrategias de manejo involucran la regulación de la mortalidad por pesca en adultos o en estadios de desarrollo específicos y el coeficiente de capturabilidad es un parámetro clave en las estimaciones de esta mortalidad y de la abundancia del recurso. El coeficiente de capturabilidad es definido como "La fracción de la población que es capturada por una unidad de esfuerzo pesquero" o bien como "La tasa instantánea de mortalidad por pesca causada por una unidad de esfuerzo de pesca". **“Catchability”**, es un programa que permite estimar el coeficiente de capturabilidad para cada clase de longitud de los organismos, a través de un sistema específico. El procedimiento y la teoría que sustentan el programa fueron desarrollados en Arreguín-Sánchez (1996). El método utiliza álgebra de matrices y se basa principalmente en la matriz de transición (matriz de proyección de Leslie), que representa la transformación de una estructura de longitudes de la población a otra. La matriz de transición se divide a su vez en una matriz de crecimiento y una de supervivencia, donde los elementos de esta última contienen el coeficiente de capturabilidad. **“Catchability”**, se ejecuta usando la estructura por longitudes de la población y datos de captura por unidad de esfuerzo en dos unidades de tiempo sucesivas, estimaciones de parámetros de crecimiento, mortalidad natural, esfuerzo de pesca y utiliza el algoritmo de mínimos cuadrados como criterio de ajuste. El patrón de capturabilidad con la longitud puede obtenerse de la tendencia de estas estimaciones. **“Catchability”** fue construido en Visual Basic para Excel®, y esta disponible a través de sus autores.

Catchability® clave: SEP03-1999-080413225800-01

Catchability

por

Susana Martínez-Aguilar.¹

Enrique Morales-Bojórquez.¹

Francisco Arreguín-Sánchez.²

Juan Antonio De Anda-Montañez.³

¹ Centro Regional de Investigación Pesquera. Km1 Carretera Pichilingue La Paz, B.C.S. México.

Susykey5@yahoo.com.mx

e-mail: criplp@balandra.uabcs.mx

² Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, del IPN. (CICIMAR). Apdo. Postal 592. La Paz, 23000, B.C.S., México. e-mail: farregui@vmredipn.ipn.mx , farregui@hotmail.com

³ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Apdo. Postal 128. La Paz, B.C.S. México. e-mail: jdeanda@cibnor.mx

Catchability es un programa que permite estimar el coeficiente de capturabilidad como función de la longitud de los organismos. La construcción de este programa tiene su origen en el interés por disponer de métodos independientes para estimar el coeficiente de capturabilidad, y eventualmente incorporarlos a modelos poblacionales y pesqueros mas complejos.

El método y su teoría fue desarrollado en Arreguín-Sánchez (1996). El programa **Catchability**, tal como se presenta actualmente, fue financiado como parte del proyecto CIBNOR CONACyT (4275P-T) a cargo de Juan Antonio de Anda Montañez.

Catchability está basado en una adaptación de la matriz de proyección de Leslie a datos organizados en estructura por longitudes. Esta matriz se divide a su vez en una matriz de crecimiento y una de supervivencia, donde los elementos de esta última contienen el coeficiente de capturabilidad, q . A partir de la estructura por longitudes de la población en dos unidades de tiempo sucesivas, se encuentra una solución para q , para cada clase de longitud, a través de soluciones numéricas de aproximaciones sucesivas empleando rutinas de minimización de error. El patrón de capturabilidad con la longitud puede obtenerse de la tendencia de estas estimaciones.

Catchability fue construido en Visual Basic para Excel®. El archivo del programa requiere un espacio de 557 KB en disco duro. Aunque no hay un requerimiento mínimo de memoria RAM, es conveniente considerar que la eficiencia en tiempo de **Catchability** está en relación directa con la memoria RAM disponible, ya que utiliza soluciones numéricas de aproximaciones sucesivas.

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, CONACyT, el financiamiento recibido para el desarrollo de **Catchability** a través del proyecto CIBNOR CONACyT (4275P-T). Al Instituto Politécnico Nacional, por el apoyo parcial a través del proyecto DEPI-980056. Al Instituto Nacional de la Pesca, el apoyo recibido a través del Centro Regional de Investigación Pesquera - La Paz. De manera particular el tercer autor agradece los apoyo de la COFAA y EDD, ambos del IPN.

Como citar este documento:

Martínez-Aguilar, S., E. Morales-Bojórquez, F. Arreguín-Sánchez y J.A. De Anda-Montañez. 1999. Catchability: programa computarizado para estimar el coeficiente de capturabilidad en función de la longitud. Centro Regional de Investigación Pesquera de La Paz del INP, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del IPN, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. La Paz, Baja California Sur, México. 19p.

CONTENIDO

Catchability. Descripción del programa	
Introducción.....	6
Requerimientos del programa.....	7
Iniciar	7
Menú principal.....	8
Insertar datos.....	9
Cálculo de matriz de crecimiento G.....	10
Ver G.....	10
Cálculo de la capturabilidad en función de la longitud.....	12
Ver q.....	12
Guardar.....	14
Imprimir.....	14
Literatura.....	14
Borrar capturabilidad y Borrar matriz G	14
Salir.....	15

ANEXO 1.1

Catchability. Descripción del método.....	16
--------------------------------------------------	----

Catchability

DESCRIPCION DEL PROGRAMA

Introducción

El programa *Catchability*, para la determinación del coeficiente de capturabilidad (q) en función de la longitud está basado en el método propuesto por Arreguín-Sánchez (1996) y Arreguín-Sánchez y Pitcher (1999). En términos generales este coeficiente es definido como “la fracción de la población que es capturada por una unidad de esfuerzo pesquero” o bien, “la tasa instantánea de mortalidad por pesca causada por una unidad de esfuerzo de pesca”; y mide la vulnerabilidad de los individuos al arte de pesca. Partiendo de la ecuación propuesta por Caddy (1975) la capturabilidad, q , puede ser expresada por la proporción entre la densidad de población encontrada en el radio de acción del arte de pesca (n/a) con respecto a la densidad total de población (N/A), ponderado este cociente por un factor asociado a la eficiencia relativa de pesca (e). Numéricamente esta relación es expresada como:

$$q = e \left[\frac{(n/a)}{(N/A)} \right]$$

De esta forma es fácil comprender que la capturabilidad expresa propiedades y comportamientos, tanto del recurso como del esfuerzo pesquero. Por ejemplo, un evento natural que afecte la abundancia relativa de la población afectará los términos (n/a) y (N/A); o bien, si la eficiencia del arte (esfuerzo) de pesca, o la probabilidad de encuentro entre individuo y el arte (expresado en términos de n/a) es modificada, esto se reflejará en el valor de q . La relevancia de la estimación de este parámetro, dada esta caracterización es clara desde que la captura (C) es descrita como $C = q \cdot S \cdot E \cdot N$, donde s es la probabilidad de selección del arte y E es el índice de esfuerzo de pesca. Estas relaciones son fundamentales para implementar estrategias de manejo de los recursos pesqueros.

Requerimientos del programa

Catchability fue desarrollado en la versión de Excel® 7.0 incluida en Microsoft Office 97®. El algoritmo de solución requiere de 557 MB de espacio en disco duro. Al trabajar bajo Microsoft Office 97® no tiene requerimientos específicos con respecto a memoria RAM; sin embargo, dado que se utilizan procedimientos de soluciones numéricas de aproximaciones sucesivas en varias etapas del algoritmo, la eficiencia en tiempo puede mejorarse de manera proporcional a la cantidad de memoria RAM disponible.

Esta versión de *Catchability* no es compatible con la versión de Excel® 7.0 incluida en Microsoft Office 95®, por lo cual experimentará problemas al tratar de trabajar en este ambiente. Actualmente se está trabajando en una versión alternativa bajo Microsoft Office 95®. Para mayor información puede contactar a los autores.

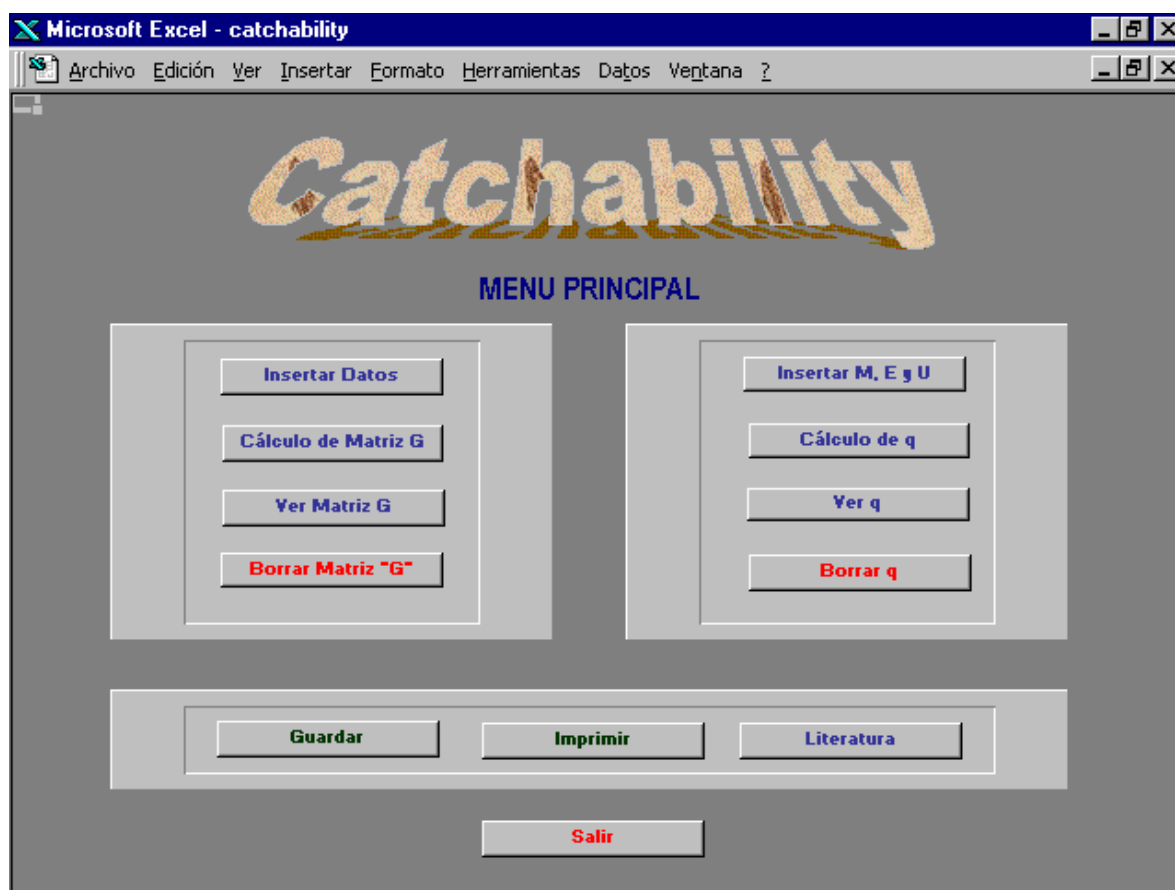
Antes de iniciar verifique que dentro del editor de Visual Basic (ver menú principal de Excel®: menú de Herramientas, submenú de Referencias) haya sido activada la función Solver.xla, y que en el menú Herramientas, submenú de Macros Automáticas este activado el macro solver. Note que la instalación típica de Excel® no activa la función Solver.xla automáticamente por lo cual si no aparece en los menús arriba mencionados deberá salir de *Catchability* e instalar Solver desde su disco original de Microsoft Office 97®.

INICIAR

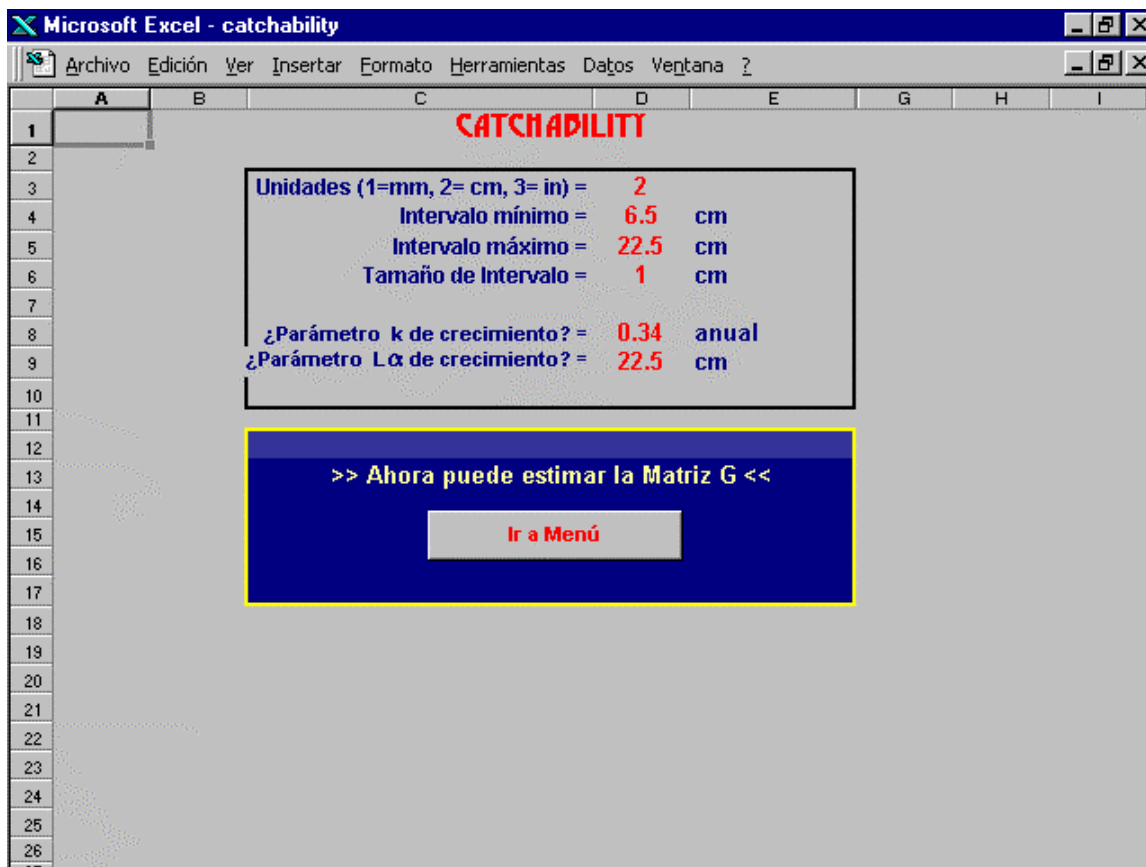
- 1.- Abra el archivo denominado *Catchability*.
- 2.- Si aparece una ventana con opciones para macros, active la señalada como “habilitar macros” (CTRL - H).
- 3.- En el menú principal de Excel® seleccione “Ver” y habilite la opción “Pantalla completa”.
- 4.-Para iniciar active “Continuar”.

MENU PRINCIPAL

El Menú Principal de *Catchability* presenta tres módulos. Dos corresponden a entrada de información según se muestra abajo. El primero (izquierda) para construir la matriz de crecimiento (Ver Anexo 1, Descripción del Método), el segundo (derecha) para el cálculo de la capturabilidad como función de la longitud y el tercero (abajo) se relaciona con el resguardo de los resultados y la literatura “*ad hoc*”.



1.- Oprima Insertar Datos y aparecerá la siguiente pantalla.



Los datos a introducir aparecen en color rojo. El primer renglón se refiere al tipo de unidad utilizada en la medición de los organismos. El segundo y tercer renglón a las longitudes promedio de los intervalos mínimo y máximo de longitud de las dos series de estructura por longitudes de la población (ver Anexo 1 para detalles). El cuarto renglón se refiere al tamaño del intervalo. Los parámetros k y L_{∞} corresponden a las constantes del modelo de crecimiento de von Bertalanffy.

Una vez que haya introducido los datos correspondientes oprima el botón “Ir a Menú”, con lo cual regresará al Menú Principal.

2.- Oprima la opción “Cálculo de Matriz G”. Tardará un momento en hacer los cálculos. Observando el cursor podrá identificar cuando haya terminado este proceso.

3.- Oprima la opción “Ver Matriz G” y aparecerá la siguiente pantalla:

The screenshot shows a Microsoft Excel window titled "Microsoft Excel - catchability". The spreadsheet displays a growth matrix (MATRIZ DE CRECIMIENTO) with columns representing different length classes (6.5 to 14.5) and rows representing time steps (9 to 25). A button labeled "Ir a Menú" is visible in the upper right area of the spreadsheet.

	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	
1											
2											
3											
4											
5											
6											
7		MATRIZ DE CRECIMIENTO									
8		6.5	7.5	8.5	9.5	10.5	11.5	12.5	13.5	14.5	
9	6.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
10	7.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
11	8.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
12	9.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
13	10.5	0.55	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
14	11.5	0.45	0.95	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
15	12.5	0.00	0.05	1.00	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
16	13.5	0.00	0.00	0.00	0.64	0.76	0.00	0.00	0.00	0.00	
17	14.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.24	1.00	0.17	0.00	0.00	
18	15.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.83	0.57	0.00	
19	16.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.43	0.98	
20	17.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	
21	18.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
22	19.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
23	20.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
24	21.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
25	22.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
26											
27											
28											
29											
30											
31											
32											

En esta ventana verifique que la suma de las probabilidades de crecimiento para cada una de las clases de longitud (cada una de las columnas) sume 1, y que las dos últimas columnas en el último renglón, que corresponde a la longitud máxima, sean igual a uno (Shepherd, 1987). Si esto no se cumple, una posible solución es igualar el intervalo máximo al valor de L_{∞} . Una vez hecho esto oprima la opción “Ir a Menú”.

4. Oprima la opción "Insertar M, E y U", y aparecerá la pantalla que se muestra a continuación:

Microsoft Excel - catchability

Archivo Edición Ver Insertar Formato Herramientas Datos Ventana ?

	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U
1											
2											
3											
4											
5											
6											
7											
8											
9											
10											
11											
12											
13											
14											
15											
16											
17											
18											
19											
20											
21											
22											
23											
24											
25											
26											
27											

Especie: Sardina monterrey
Zona: Golfo de California

Mortalidad natural = 0.7
 Esfuerzo = 767
 CPUE (en número de individuos)
 TEMPORADAS= 1972-73 1973-74

LONGITUI	N _t	N _{t-1}
6.5	0	0
7.5	0	0
8.5	0	0
9.5	0	0
10.5	0	0
11.5	0	500
12.5	723	1316
13.5	616	3032
14.5	237	31602
15.5	6393	71011
16.5	36079	109092
17.5	60643	51265
18.5	35073	4960
19.5	8323	474
20.5	423	39
21.5	0	0
22.5	0	0

Ir a Menú

Nuevamente las letras y números en color rojo serán los datos de entrada. Indicar la especie y la zona de estudio. Asignar el valor de la tasa instantánea de mortalidad natural, M , en unidades correspondientes al intervalo de tiempo t a $t+1$. Asigne el valor correspondiente al esfuerzo pesquero al tiempo t . Los índices N_t y N_{t+1} representan los vectores de estructura por longitudes de la población (ver Anexo 1). Si se toma la captura por unidad de esfuerzo como índice de abundancia de la población al tiempo t y $t+1$, respectivamente, los valores de frecuencia en número deberán ser divididos por la probabilidad de selección del arte de pesca, correspondiente a cada talla. Note que usted puede asignar a t la unidad de tiempo que requiera.

El algoritmo está preparado para utilizar un máximo de 50 intervalos de longitud. Es importante señalar que por debajo de la longitud máxima los espacios deben ser llenados con "ceros". Si esto no se realiza las operaciones matriciales que usa el algoritmo de solución experimentará problemas. Una vez concluido el ingreso de datos oprima la opción "Ir a Menú".

1. Oprima la opción "Calcular q " (aquí tardará unos minutos dependiendo de las características de su equipo de cómputo). El cursor le indicará cuando hayan concluido los cálculos.
2. Oprima la opción "Ver q " y aparecerá la siguiente pantalla

Microsoft Excel - catchability

Archivo Edición Ver Insertar Formato Herramientas Datos Ventana ?

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	Sardina monterrey									
2	Capturabilidad vs Longitud									
3	Tempor: 1972-73									
4	Longitud	Capturabilidad								
5	6.5	no hubo captura en Nt								
6	7.5	no hubo captura en Nt								
7	8.5	no hubo captura en Nt								
8	9.5	no hubo captura en Nt								
9	10.5	no hubo captura en Nt								
10	11.5	no hubo captura en Nt								
11	12.5	0.004436313								
12	13.5	0.002030733								
13	14.5	0.00276462								
14	15.5	0.000357543								
15	16.5	0.000970415								
16	17.5	0.005734606								
17	18.5	0.003128438								
18	19.5	0.00256584								
19	20.5	0.002744681								
20	21.5	no hubo captura en Nt								
21	22.5	no hubo captura en Nt								
22										
23										
24										
25										
26										
27										
28										
29										
30										
31										

Notará que en la pantalla anterior aparecen los datos de la especie y dos columnas correspondientes a la longitud media de cada intervalo de longitud y los valores de capturabilidad respectivos. Para los intervalos donde no hubo valores para N_t y N_{t+1} , aparecerá el siguiente mensaje “no hubo captura en N_t ”. Usted podrá utilizar esta información de q como función de la longitud para estimaciones posteriores de mortalidad por pesca. Una vez concluidos los cálculos oprima “Ir a Menú” para regresar al Menú Principal.

En la parte inferior del Menú Principal aparecen las opciones de Guardar, Imprimir, Literatura y Salir.

Guardar

Este botón guarda los resultados de q en función de la longitud, la matriz de crecimiento G y los parámetros de entrada utilizados en un libro de Excel con el nombre C:\longq.xls. Si desea guardar diferentes archivos de resultados es necesario cambiar el nombre (por ejemplo Longq1.xls) a través del explorador de Windows .

Imprimir

Imprime el nombre de la especie y la zona, los parámetros de entrada y q por clase de longitud. Debe hacerse después de guardar el archivo C:\longq.xls y antes de cambiarle el nombre (VER GUARDAR). Se debe imprimir directamente del menú principal el archivo recientemente guardado ya que si desea imprimir los resultados de un archivo anterior (al cual ya cambió el nombre), tendrá que abrirse el archivo correspondiente a través del explorador de Windows.

Literatura

Proporciona información sobre referencias relevantes del tema.

Una vez terminados los cálculos y haberse obtenido los resultados deberá borrar la información generada. Esta etapa es muy importante dado que de no hacerse podría interferir con cálculos que se hicieran posteriormente en otra sesión de trabajo.

Borrar q y Borrar matriz G

El proceso de borrado de los resultados será más eficiente si se realizan en forma inversa al proceso de entrada de datos (primero Borrar q , y después Borrar matriz G). En algunos casos para una serie temporal de datos se utilizará la misma matriz de crecimiento G para calcular q por clase de longitud a diferentes tiempos. En estos casos sólo se requiere borrar q . El proceso de borrado toma unos pocos minutos.

Salir

Oprima el botón para regresar a la portada principal del programa. Una vez aquí podrá salir de Excel[®] en la forma habitual.

ANEXO 1.1

Catchability

DESCRIPCION DEL METODO

Adaptado de Arreguín-Sánchez (1996)
y Arreguín-Sánchez y Pitcher (1999)

De acuerdo con Leslie (1945), Caswell (1988) y Shepherd (1987) la transición de una población de un tiempo t a un tiempo $t+1$ puede ser expresada como

$$\bar{X}_{t+1} = A\bar{X}_t \quad (1)$$

Donde: \bar{X}_t es un vector que representa la estructura de la población al tiempo t , y A es la matriz de transición, la cual puede ser expresada como: $A = G \cdot S$, donde G es la matriz de crecimiento y S es la matriz de supervivencia.

Los elementos de la matriz G representan la probabilidad de crecimiento de un individuo de longitud (k) al tiempo t , a la longitud (ℓ) al tiempo $t+1$, así como la probabilidad de permanencia de ese individuo dentro del grupo de longitud (k) en el mismo intervalo de tiempo. La asignación de probabilidades de crecimiento en G son definidas suponiendo que los individuos crecen de acuerdo a la ecuación de von Bertalanffy. De acuerdo con Shepherd (1987) los criterios de asignación de probabilidad son los siguientes:

1. $G(\ell, w) = 0$ Si..... $L(w+1) < \tilde{L}(\ell)$
2. $G(\ell, w) = [(L(w+1) - \tilde{L}(\ell)) / \Delta L]$ Si..... $L(w) < \tilde{L}(\ell) < L(w+1)$
3. $G(\ell, w) = 1.0$ Si..... $\tilde{L}(\ell) < L(w)$
and
 $L(w+1) < \tilde{L}(\ell+1)$
4. $G(\ell, w) = [(\tilde{L}(\ell+1) - L(w)) / \Delta L]$ Si..... $L(w) < \tilde{L}(\ell+1) < L(w+1)$
5. $G(\ell, w) = 0$ Si..... $\tilde{L}(\ell+1) < L(w)$

- Para el último intervalo de longitud
6. $G(\ell, w) = 1.0$ Si..... $\ell = L \max$
and
 $\tilde{L}(\ell) < L(w)$

Donde: w y ℓ representan intervalos de longitud sucesivos, y $\Delta L = L(w+1) - L(w)$, representa el tamaño del intervalo (constante para todas las tallas). $\tilde{L}(\ell) = [L(\ell) - \lambda] / \rho$; $\lambda = L_\infty \cdot (1 - \rho)$; $\rho = \exp(-K \cdot \Delta t)$; k y L_∞ corresponden a los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy.

Siguiendo a Shepherd (1987), una vez asignados los valores de la matriz G es posible estimar la abundancia de la población al tiempo t en ausencia de mortalidad (\tilde{X}_t^0), tal que $\tilde{X}_t^0 = A \tilde{X}_t$. De esta relación se calcula una matriz de supervivencia inicial, S^0 , como $S^0 = \tilde{X}_t / \tilde{X}_t^0$. La matriz S^0 es usada junto con la matriz G para obtener una estimación inicial de la matriz de transición (A_i), la cual al multiplicar el vector \tilde{X}_t permitirá obtener una estimación de la estructura de la población al tiempo $t+1$, \hat{X}_{t+1} . La matriz de transición A_i es ajustada (A_a), aplicando el algoritmo de Newton, resolviendo como vector de desempeño a \hat{X}_{t+1} . La función

objetivo es la diferencia mínima de la suma de los cuadrados de las abundancias poblacionales, $\sum (\hat{x}_{t+1} - x_{t+1})^2$.

Con esta estimación de A_a se obtienen valores iniciales de los elementos ($s(\ell)$) de la matriz de supervivencia, la cual es multiplicada por la matriz de crecimiento G para obtener un valor final de la matriz de transición A_f . Los valores de $s(\ell)$ son ahora ajustados aplicando nuevamente el algoritmo de Newton, resolviendo como variable de desempeño a la matriz de transición A , en este caso la función objetivo es la diferencia mínima de la suma de cuadrados de las matrices de transición, $\sum (A_f - A_a)^2$.

Siguiendo a Arreguín-Sánchez (1996), los elementos de la matriz de supervivencia, $s(\ell)$, fueron definidos como $s(\ell) = e^{-Z(\ell)}$, donde $Z(\ell)$ representa la tasa instantánea de mortalidad total para el intervalo de longitud (ℓ). Para el tiempo t , la mortalidad es definida como $Z(\ell, t) = M + q(\ell, t) \cdot S(\ell) \cdot E(t)$, donde, M es la tasa instantánea de mortalidad natural, $q(\ell, t)$ es el coeficiente de capturabilidad para el intervalo de longitud (ℓ), $S(\ell)$ es la probabilidad de selección del arte para la longitud (ℓ) y $E(t)$ es el esfuerzo de pesca. Dado que los valores de M , $S(\ell)$ y $E(t)$ son conocidos de manera independiente, entonces los valores de $q(\ell, t)$ pueden ser estimados.

Con los valores estimados de capturabilidad se puede construir un gráfico de $\hat{q}(\ell, t)$ como función de la longitud y su tendencia podrá ser ajustada a un patrón específico (modelo).

Literatura citada

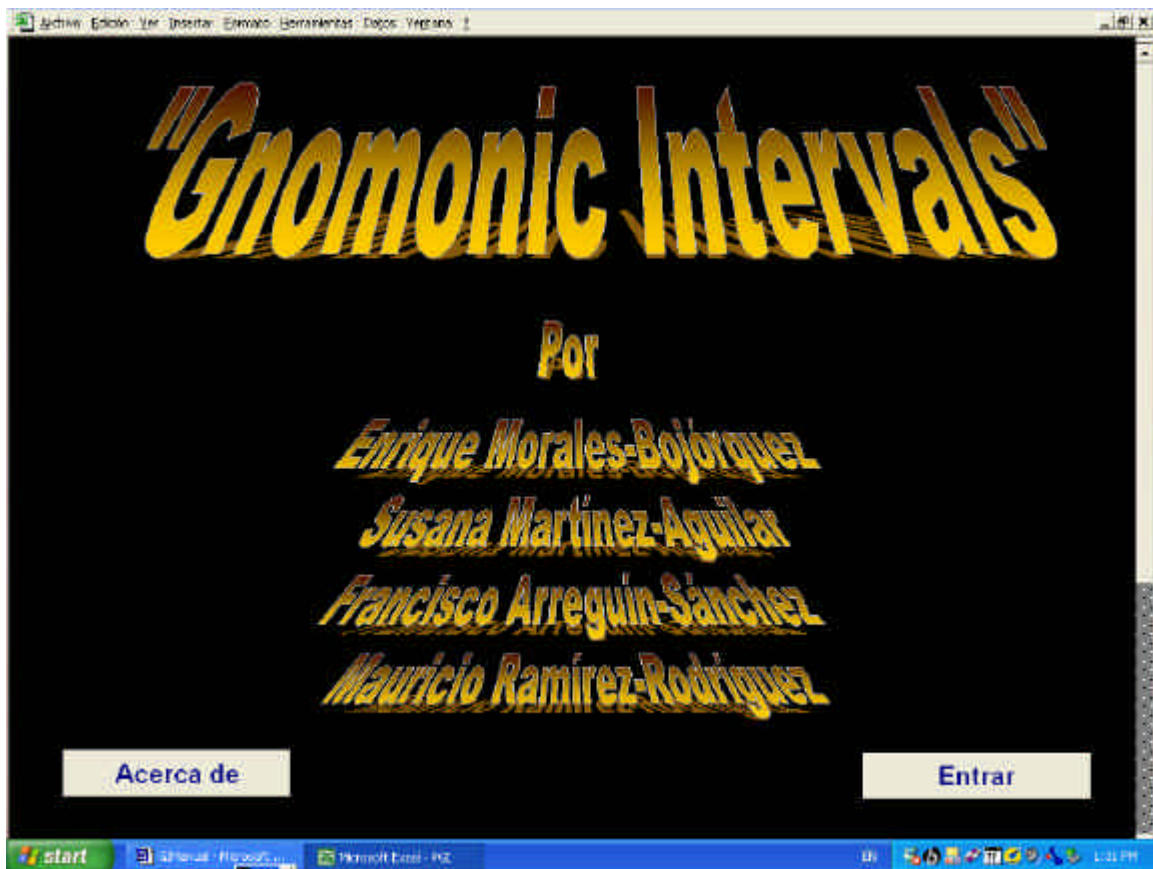
Arreguín-Sánchez, F. 1996. Catchability: a key parameter for fish stock assessment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6, 221-242.

Arreguín-Sánchez, F. & T.J. Pitcher. 1999. Catchability estimates accounting for several sources of variation: application to the red grouper fishery of the Campeche Bank, Mexico. *Fishery Bulletin*. 97(4): (in press)

- Caddy, J.F. 1979. Some considerations underlying definitions of catchability and fishing effort in shellfish fisheries, and their relevance for stock assessment purposes. Fish. Mar. Serv. Rep. 1489.
- Shepherd, J.G. 1987. Towards a method for short-term forecasting of catch rates based on length compositions. In: D. Pauly and G.R. Morgan (Eds.) Length-based methods in fisheries research. ICLARM Conference Proceedings 13, 468p.
- Caswell, H. 1988. Approaching size and age in matrix population models. In: B. Eberman and L. Pearson (eds.) Size-structured populations. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. 85-105.
- Leslie, P.H. and H.S. Davies. 1939. An attempt to determine the absolute number of rats on a given area. J. Anim. Ecol. 8:94-113.

ANEXO 2

GIM, programa computarizado para estimar la mortalidad natural y duración de los estadios del ciclo de vida de recursos pesqueros, basado sobre división de tiempo gnomonico.



"Gnomonic Intervals"

MANUAL

por

Susana Martínez Aguilar.¹

¹ Centro Regional de Investigación Pesquera. Km 1 Carretera Pichilingue. La Paz, B.C.S. México. e-mail: susykey5@yahoo.com.mx

“GNOMONICS INTERVALS”

Programa para estimar la tasa de mortalidad natural de los estadios de la historia de vida de los recursos pesqueros.

Enrique Morales-Bojórquez.
Susana Martínez-Aguilar.
Francisco Arreguín-Sánchez.
Mauricio Ramírez Rodríguez.

Resumen

La tasa de mortalidad natural estima la fracción de pérdida en un stock, debido a causas naturales (no pesca), incluyendo depredación, enfermedad y senescencia y es uno de los parámetros más importantes en evaluación y manejo de pesquerías. GIM, es un programa que genera valores de mortalidad natural para los distintos estadios del ciclo de vida de los recursos pesqueros. El procedimiento consiste en dividir el ciclo de vida en intervalos de tiempo que incrementan proporcionalmente su duración. A esta técnica se denomina “gnomonic”. De este modo, GIM genera vectores de mortalidad para una serie de “intervalos de tiempo gnomonicos”. El programa utiliza como datos de entrada el número de estadios de desarrollo a lo largo del ciclo de vida, el tiempo de duración del primer estadio y el valor de la fecundidad promedio de vida de la especie. El procedimiento y la teoría que sustentan el programa fueron desarrollados en Caddy (1996). GIM, fue construido en Visual Basic para Excel®, y esta disponible a través de sus autores.

GIM es un programa que estima valores de mortalidad natural para los distintos estadios del ciclo de vida de los recursos pesqueros. La construcción de este programa tiene su origen en el interés por disponer de métodos para estimar la mortalidad natural de los diferentes estadios del ciclo de vida de los recursos pesqueros y eventualmente incorporarlos a modelos pesqueros más complejos.

El método y su teoría fue desarrollado en Caddy (1996). El programa tal y como se presenta actualmente es una modificación de la versión del método determinístico original, que proporciona un vector de mortalidad natural de recursos con longevidad anual.

GIM, estima vectores de mortalidad para recursos con longevidad mayor a un año e incorpora incertidumbre debida a variaciones en la fecundidad. El programa tiene la capacidad de ingresar datos observados, de intervalos específicos de duración de estadios de desarrollo, para calibrar las estimaciones del vector de mortalidad.

GIM fue construido en Visual Basic para Excel[®]. El archivo del programa requiere un espacio de 2 392 KB en disco duro. Aunque no hay un requerimiento mínimo de memoria RAM, es conveniente considerar que la eficiencia en tiempo de **GIM** está en relación directa con la memoria RAM disponible, ya que utiliza soluciones numéricas de aproximaciones sucesivas.

Como citar este documento:

Morales-Bojórquez, E., S. Martínez-Aguilar, F. Arreguín-Sánchez y M. Ramírez-Rodríguez. 2003. GIM, programa computarizado para estimar la mortalidad natural y duración de los estadios del ciclo de vida de recursos pesqueros, basado sobre división de tiempo gnomónico. Centro Regional de Investigación Pesquera de La Paz del INP, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del IPN. 19p.

Contenido

Descripción del programa.....	6
Introducción.....	6
Requerimientos del programa.....	9
Iniciar.....	9
Menú de entrada.....	10
Solución sin información auxiliar.....	11
Imprimir.....	12
Borrar.....	13
Volver al menú.....	13
Solución con información auxiliar.....	13
Resolver.....	14
Imprimir.....	15
Borrar.....	15
Simulación.....	16
Resultados de simulación.....	16
Regresar.....	17
Constante G.....	17
Guardar.....	18
Borrar simulaciones.....	18
Salir.....	18

“GNOMONICS INTERVALS”

DESCRIPCIÓN DEL PROGRAMA

Introducción

El programa **GIM**, para estimar vectores de mortalidad natural para una serie de “intervalos de tiempo gnomonico” esta sustentado en el método propuesto por Caddy (1996). La tasa de mortalidad natural (M) es la fracción de la población que se pierde por cualquier causa diferente de la actividad pesquera como son: la depredación que incluye el canibalismo, las enfermedades, el estrés del desove, la inanición y la vejez. En el ciclo de vida, M disminuye con la edad o talla durante los estadios tempranos y puede aproximarse a un valor asintótico en edades o tallas totalmente reclutados a la pesquería.

El modelo de intervalos gnomonicos asume que si M disminuye rápidamente con la edad, el ciclo de vida puede ser subdividido en intervalos que incrementan proporcionalmente su duración al inicio de cada intervalo conforme se incrementa la edad. Al procedimiento de subdivisión del tiempo del ciclo de vida se denomina “gnomonic”. El método genera vectores de M para una serie de “intervalos de tiempo gnomonicos” y utiliza como datos de entrada el número de estadios de desarrollo a lo largo del ciclo de vida, el tiempo de duración del primer estadio y el valor de la fecundidad promedio de vida de la especie.

El tiempo transcurrido durante el primer i -th estadio (t_1), corresponde al primer intervalo de tiempo gnomonico (Δ_1), entonces $\Delta_1 = t_1$. La duración del segundo intervalo gnomonico es definido como $\Delta_2 = a \cdot t_{2-1}$, donde a es una constante de proporcionalidad. Los intervalos de tiempo gnomonico sucesivos son calculados como: $\Delta_i = (a \cdot t_{i-1}) + t_{i-1}$, donde $i \geq 3$ hasta el n -th intervalo gnomonico, donde n es el número total de intervalos. La mortalidad natural es entonces estimada como:

$$M_i = \frac{G}{q_i - q_{i-1}}, \text{ donde } q_i = \frac{\Delta_i}{t_n}$$

q_i representa la duración de un intervalo gnomónico como una proporción del año. Para especies de ciclo de vida anual t_n es expresada de la siguiente manera:

$$t_n = \sum_{i=1}^n \Delta_i = 1 \text{ año (365 días)}.$$

En el programa esta expresión es substituida por:

$$t_l = \sum_{i=1}^n \Delta_i = \text{longevidad total (en días)}.$$

Donde el valor de q_i es estimado como: $q_i = (\Delta_i/t_l)/365$, para conservar la base anual de las estimaciones del vector de mortalidad.

El número N_i al inicio de cada i th intervalo es el número de sobrevivientes del intervalo anterior, excepto en el primero, donde se supone que el número que eclosiona es equivalente a la fecundidad promedio anual de la especie (Caddy, 1996). Entonces el número de individuos del primer intervalo gnomónico (N_1) es calculado como: $N_1 = MLF \cdot e^{-M_1 q_1}$. Los valores sucesivos de N_i son determinados de: $N_i = N_{i-1} \cdot e^{-M_i q_i}$, donde $i \geq 2$ hasta el n -th intervalo gnomónico.

Los parámetros del modelo a y G son calculados numéricamente con el algoritmo de Newton. El valor de a es elegido como verdadero cuando la suma de la duración de los intervalos de tiempo gnomónico es igual a t_l . G es elegida cuando el número de individuos (N_i) sobrevivientes en el último intervalo es igual a 2 (Caddy 1996).

El programa permite calcular medidas de desviación asumiendo que la principal fuente de incertidumbre y variabilidad proviene de la fecundidad promedio de vida anual. Para esto se supone una distribución no informativa para la fecundidad promedio de vida anual (\mathbf{d}) tal que $\mathbf{d} \approx U(\mathbf{d}_{\min}, \mathbf{d}_{\max})$, donde los valores mínimo (\mathbf{d}_{\min}) y máximo (\mathbf{d}_{\max}) se refieren a los valores mínimo y máximo observados para \mathbf{d} . Así como datos observados de duración de estadios de desarrollo para calibrar los valores del vector de mortalidad.

Requerimientos del Programa

GIM fue desarrollado en la versión de Excel®2000. El algoritmo de solución requiere de 2 392 KB de espacio en disco duro. Microsoft Office 2000 no tiene requerimientos específicos con respecto a memoria RAM, sin embargo, la eficiencia en tiempo de **GIM** está en relación directa con la memoria RAM disponible, debido a que utiliza soluciones numéricas de aproximaciones sucesivas en varias etapas del algoritmo.

Esta versión de **GIM** es compatible con a versión de Excel® xp. Antes de iniciar verifique que dentro del editor de visual Basic (ver menú principal de Excel®: menú de herramientas, submenú de Referencias) haya sido activada la función Solver.xla, y que el menú herramientas, submenú Macros Automáticas este activado el macro Solver.


Nota: la instalación típica de Excel® no activa la función Solver.xla automáticamente por lo cual si no aparece en los menús arriba mencionados deberá salir de GIM e instalar Solver desde su disco original de Microsof Office 2000®.

Iniciar

- 1.- Abra el archivo llamado GIM.
- 2.- Si aparece una ventana con opciones para macros, active la señalada como “habilitar macros” (CTRL-H).
3. En el menú principal de Excel® seleccione “Ver” y habilite la opción “Pantalla completa”.
4. Para iniciar active “Entrar”.

Menú de entrada

El menú de entrada de GIM presenta tres módulos. Los módulos corresponden a la entrada de información según se muestra abajo.



The screenshot shows a Windows application window titled "GIM". The interface is in Spanish and features the logo of the Instituto Nacional de la Pesca (INP) at the top. Below the logo, the text reads "INSTITUTO NACIONAL DE LA PESCA" and "CRIP LA PAZ". The main title of the application is "GNOMONIC INTERVALS" in red, with the subtitle "(ESTIMACIÓN VARIABLE DE MORTALIDAD NATURAL)" also in red. The input fields are organized into three sections:

FECHA:	12/10/1989
ESPECIE:	Sardinops sagax
ZONA DE ESTUDIO:	Golfo de Calif.

FECUNDIDAD MEDIA:	850,000
INTERVALO MÍNIMO:	650,000
INTERVALO MÁXIMO:	1,100,000

TIEMPO PRIMER INTERVALO:	4
TIEMPO TOTAL EN DÍAS:	2,555
NÚMERO DE INTERVALOS:	10

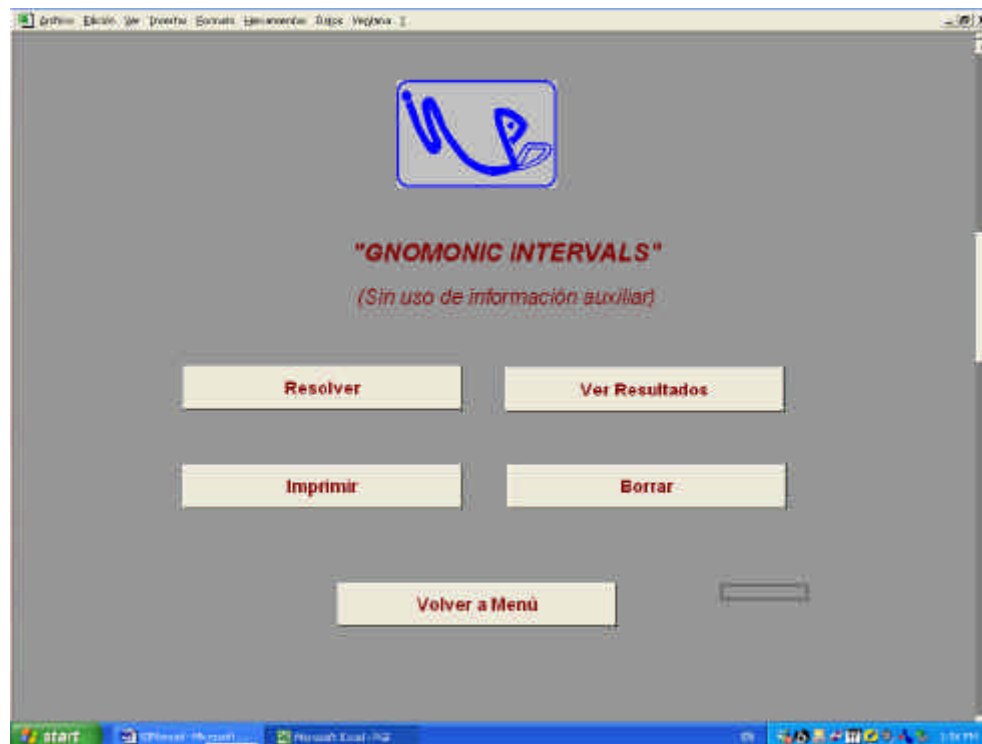
At the bottom of the window, there are three buttons: "Solución sin información auxiliar", "Salir", and "Solución con información auxiliar". The Windows taskbar at the bottom shows the Start button, several open applications (including "GIM", "Microsoft Excel - 900", and "Microsoft Word - 900"), and the system tray with the time "1:45 PM".

El módulo superior se refiere a información general como es fecha, especie y zona de estudio. El módulo intermedio, corresponde a los valores de fecundidad. En el primer renglón asigne el valor de la fecundidad promedio de vida, en el segundo renglón el valor mínimo y en el tercer renglón el valor máximo del intervalo de fecundidad observado. En el módulo inferior: en el primer renglón asigne la duración del primer estadio del ciclo de vida ó duración del primer intervalo gnomonico, en el segundo renglón la longevidad total ó el tiempo total en días, en el tercer renglón el número de intervalos gnomonicos previamente determinados. El número de intervalos gnomonicos puede ser especificado con base en el conocimiento de la historia del ciclo de vida de la especie de interés.

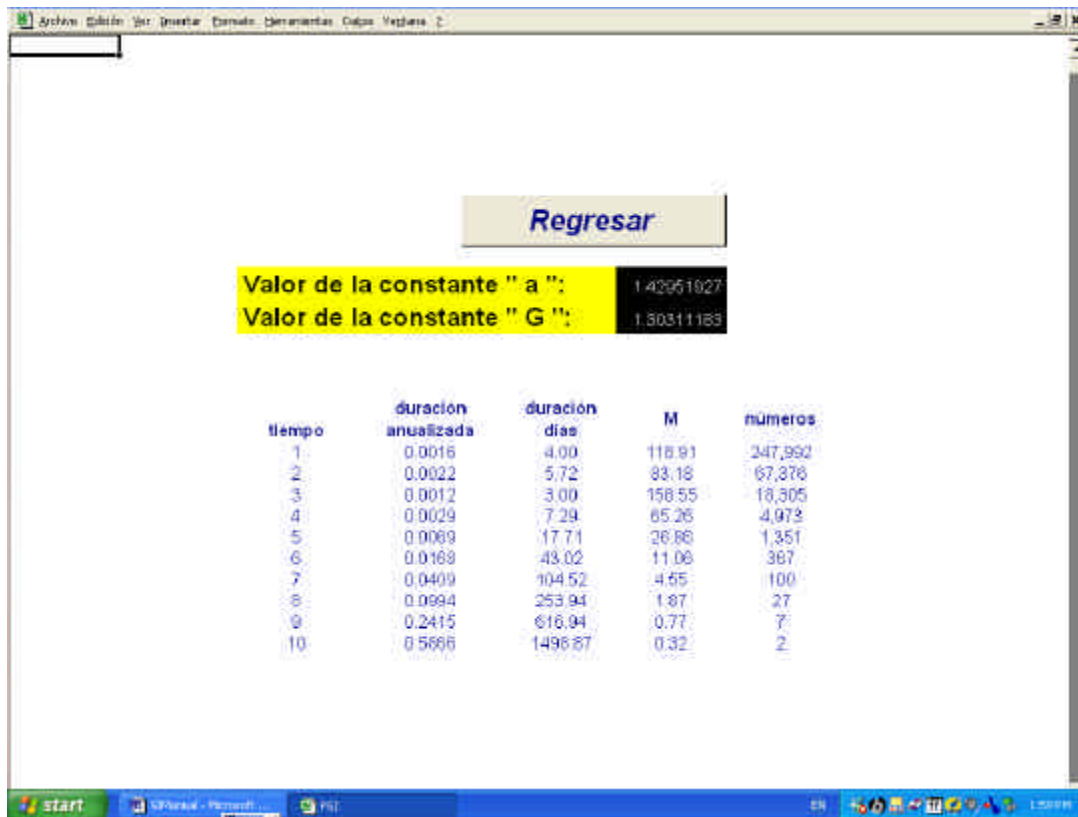
En la parte inferior del Menú de Entrada aparecen las opciones: Solución sin Información auxiliar, Salir y Solución con Información auxiliar.

SOLUCIÓN SIN INFORMACIÓN AUXILIAR

Una vez que haya introducido los datos correspondientes oprima el botón: solución sin información auxiliar y aparecerá el menú mostrado abajo.



Oprima el botón Resolver. Esta opción le proporciona la solución determinista del modelo. Tardará un momento en hacer los cálculos. Oprima la opción ver Resultados y aparecerá la siguiente pantalla.



Opima el botón regresar que aparece en esta pantalla y se mostrará el menú de la opción Solución sin Información auxiliar.

En el menú de la opción Solución sin Información auxiliar aparecen las opciones Imprimir, Borrar y Volver a Menú.

Imprimir

Imprime el valor de las constantes a y G, la duración en días, de los intervalos gnomonicos y sus correspondientes valores de mortalidad natural, así como el número de sobrevivientes en cada intervalo.

Borrar

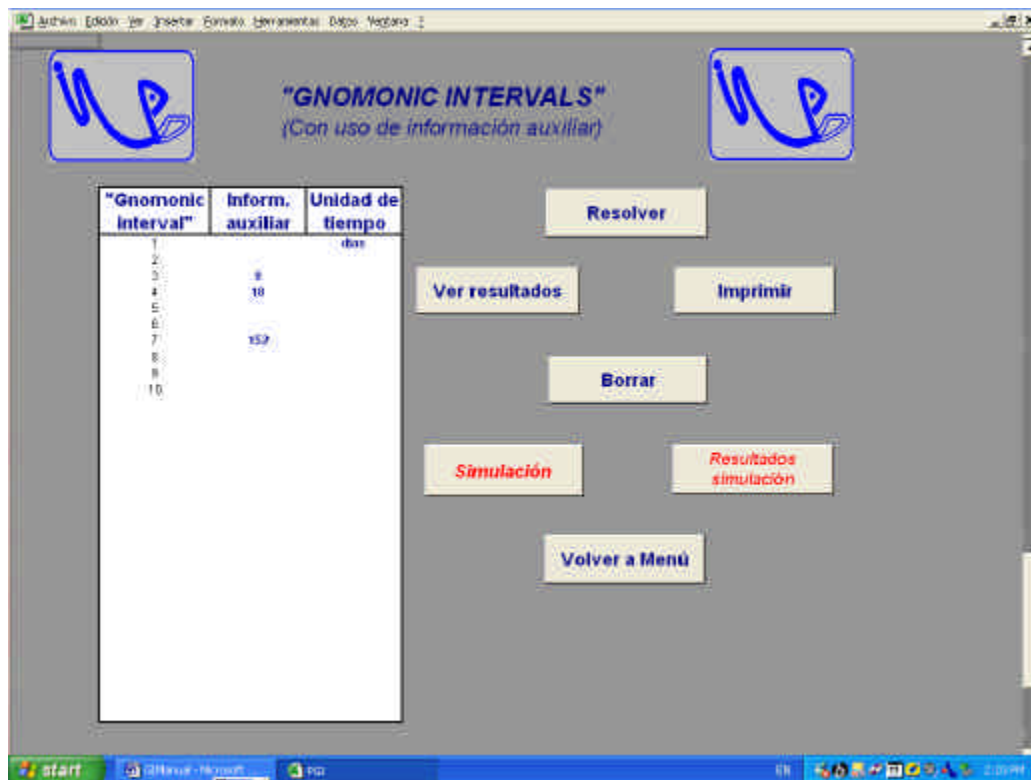
Este botón borra los resultados de la solución. El proceso de borrado toma unos segundos.

Volver a Menú

Realizado el cálculo sin información auxiliar oprima Volver a Menú. Esta opción le regresará al menú de entrada.

SOLUCIÓN CON INFORMACIÓN AUXILIAR

Oprima el botón Solución con Información auxiliar y se abrirá el siguiente menú.



En la parte izquierda del Menú se presenta un cuadro con tres columnas que contienen los siguiente encabezados: Intervalos gnomonicos, Información auxiliar y unidad de tiempo. Los datos de la primera columna están vinculados con los datos asignados en el menú de entrada, así que no tiene que modificar nada. En la columna de Información auxiliar el primer renglón corresponde al valor de duración del primer estadio del ciclo de vida o intervalo gnomonico, vinculado con el dato insertado en la pantalla de entrada. En los siguientes renglones de esta columna se puede introducir la información adicional sobre la duración de cualquier otro estadio del ciclo de vida del cual se tenga certeza, puede ser uno o más. Si no existe información auxiliar es recomendable no llenar los espacios. La ejecución de la simulación no es entorpecida por no contar con información auxiliar. La tercera columna únicamente es para recordar la unidad de tiempo que se esta utilizando.

En el menú Solución con Información auxiliar aparecen las opciones: Resolver, Ver resultados, Imprimir, Borrar, Simulación, Resultados simulación y Volver a Menú.

Resolver

Oprima el botón resolver, el cálculo se realizará en pocos segundos. El proceso corre con o sin información auxiliar.

Ver resultados

Una vez terminado el cálculo oprima la opción Ver resultados y se abrirá la siguiente pantalla.



Oprima el botón regresar y se desplegará el menú con uso de información auxiliar.

Imprimir

Imprime el valor de las constantes a y G , la duración en días, de los intervalos gnomonicos y sus correspondientes valores de mortalidad natural, así como el número de sobrevivientes en cada intervalo.

Borrar

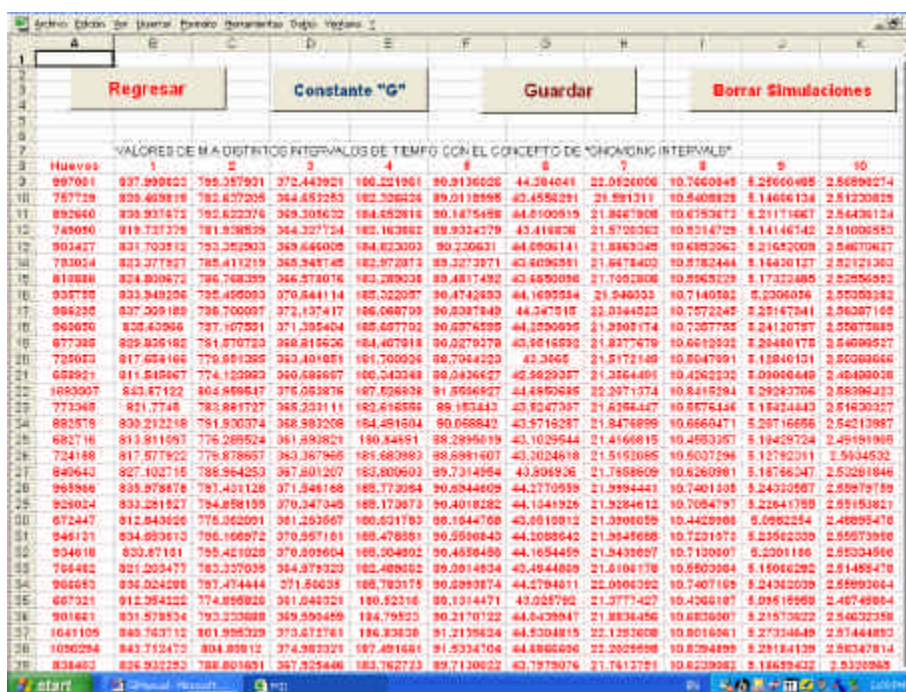
Este botón borra los resultados de la solución. El proceso de borrado toma unos segundos. El proceso no incluye la eliminación de los datos de la columna de información auxiliar, por lo que si desea borrarla o modificarla tendrá que hacerlo manualmente.

Simulación

El procedimiento incorpora incertidumbre en las tasas de mortalidad natural debido a la variabilidad de la fecundidad. Con la simulación se calculan mil valores de mortalidad natural por intervalo gnomonico. El proceso dura algunos minutos.

Resultados simulación

Una vez terminada la simulación oprima Resultados simulación y aparecerá la siguiente pantalla.



	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
1											
2											
3											
4											
5											
6											
7											
8											
9											
10											
11											
12											
13											
14											
15											
16											
17											
18											
19											
20											
21											
22											
23											
24											
25											
26											
27											
28											
29											
30											

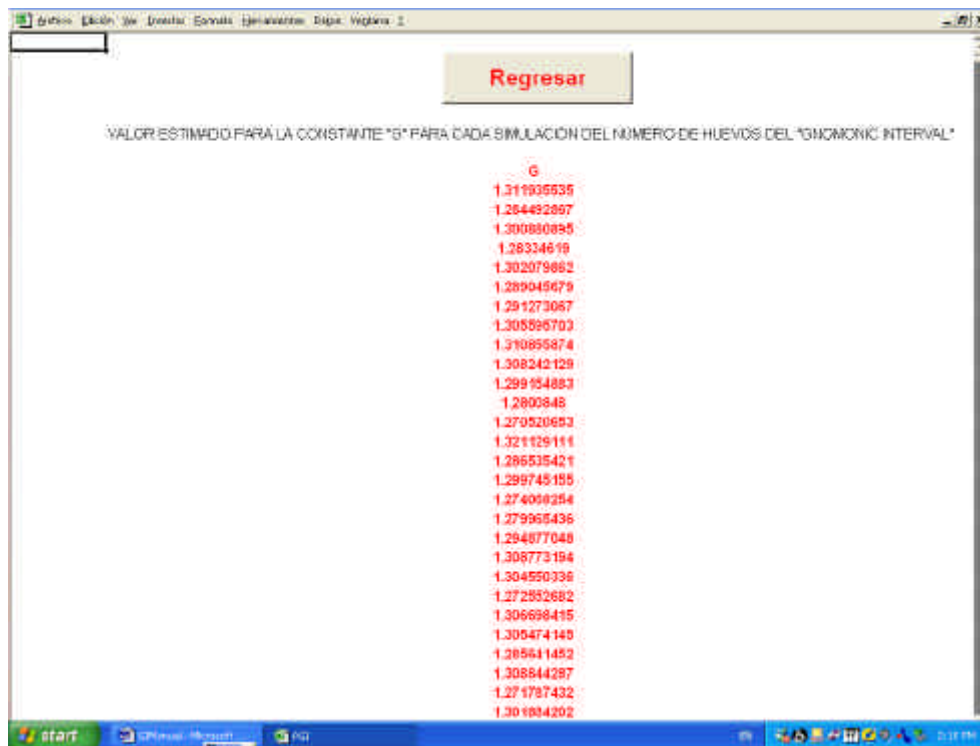
En la parte superior de la pantalla de los resultados de la simulación, aparecen las opciones: Regresar, Constante G, Guardar y Borrar simulaciones.

Regresar

Al oprimir este botón aparecerá el Menú Con uso de información auxiliar.

Constante G

Al oprimir este botón se desplegará la pantalla que abajo se muestra, con los valores de la constante G estimados para cada simulación.



Oprima la opción regresar para volver al menú: Con uso de información auxiliar.

Guardar

Al oprimir este botón se abre una hoja de calculo, donde tendrá que copiar de manera habitual como lo hace en Excel® los resultados de la mortalidad y la constante G estimados a través de la simulación.

Borrar simulaciones

Para finalizar o repetir el proceso oprima borrar simulaciones. Esta opción borrara las estimaciones de mortalidad y de la constante G, resultantes de la simulación. Oprima también la opción borrar y regrese oprimiendo volver a Menú. La pantalla del Menú de entrada se desplegará.

Salir

Oprima Salir y la portada de presentación del programa GIM aparecerá en la pantalla. Una vez aquí podrá salir de Excel® en la forma habitual.

ANEXO 3.

Aplicaciones de Catchability y GIM. Artículos arbitrados.

Martínez-Aguilar S., F. Arreguín-Sánchez, E. Morales-Bojórquez. 2005. Natural mortality and life history stage duration of Pacific sardine (*Sardinops caeruleus*) based on gnomonic time divisions. *Fish. Res.* 71, 103-114.

Morales-Bojórquez, E., S. Martínez-Aguilar, F. Arreguín-Sánchez, M.O. Nevárez-Martínez. 2001. Estimations of catchability-at-length for the jumbo squid (*Dosidicus gigas*) fishery in the Gulf of California, México. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 42, 167/171.

ESTIMATIONS OF CATCHABILITY-AT-LENGTH FOR THE JUMBO SQUID (*DOSIDICUS GIGAS*) FISHERY IN THE GULF OF CALIFORNIA, MEXICO

ENRIQUE MORALES-BOJÓRQUEZ, SUSANA MARTÍNEZ-AGUILAR

Instituto Nacional de la Pesca
Centro Regional de Investigación Pesquera, La Paz
Carretera a Pichilingue Km. 1
La Paz, Baja California Sur. CP 23020
México
embojorq@ipn.mx

FRANCISCO ARREGUÍN-SÁNCHEZ

Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del IPN
Av. Instituto Politécnico Nacional s/n
La Paz, Baja California Sur. CP 23000
México

MANUEL O. NEVÁREZ-MARTÍNEZ

Instituto Nacional de la Pesca
Centro Regional de Investigación Pesquera, Guaymas
Calle 20 Sur, Núm. 605
Guaymas, Sonora
México

ABSTRACT

In this paper, we used the deterministic model of catchability (DMC) for the jumbo squid (*Dosidicus gigas*) fishery. The DMC assumes that catchability depends on length as well as on squid behavior. We analyzed the variation in the catchability coefficient (q) of *D. gigas* from the Gulf of California, Mexico, based on population length-structured data (mantle length = ML) expressed as CPUE from 5 November 1995 to 16 November 1996. The results showed two patterns: (1) low catchability for 19–27 cm, 43–49 cm, and 57–63 cm of ML; and (2) high catchability for 29–33 cm, 53–57 cm, and 65–71 cm of ML. This variation in catchability-at-length was explained by an overlap of two cohorts dominant in a recruitment period in May 1996. The catchability coefficient showed an overlap of cohorts. We found three peaks of catchability with approximately the same value ($q \approx 0.7 \times 10^{-3}$). These high values of catchability for 29–33 cm, 53–57 cm, and 65–71 cm of ML showed that these intervals have the same vulnerability. Although we recognize a dominant cohort in the fishery, the catchability estimates suggest the presence of three cohorts, since catchability is similar among intervals.

INTRODUCTION

Managers commonly use catch-per-unit-of-effort (CPUE) methods for estimating population size and catchability coefficients in squid fisheries, because these parameters are key in the exploitation. The objective for squid fisheries is to establish a management strategy that involves a limited fishing effort (licenses) and an estimation of the proportional escapement. Stock assessment for the jumbo squid (*Dosidicus gigas*) fishery has used models reviewed by Rosenberg et al. (1990) and Beddington et al. (1990), particularly the depletion model of Delury and the multifleet model (Morales-Bojórquez

et al. 1997; Morales-Bojórquez, Hernández-Herrera et al. 2001).

In the Gulf of California, survey data have made it possible to tune a biomass model that includes the growth and decay of a single cohort (Alverson and Carney 1975; Hernández-Herrera et al. 1998). For jumbo squid, CPUE has been used as an index of abundance in the fishery, assuming a constant catchability during the fishing season (Morales-Bojórquez et al. 1997; Nevárez-Martínez and Morales-Bojórquez 1997; Hernández-Herrera et al. 1998). This assumption is a risk factor in the stock assessment and management of the fishery, especially if CPUE data are measured with error (Hilborn and Walters 1992).

The stock assessment for the jumbo squid fishery uses a deterministic model assuming a CPUE index without error (Nevárez-Martínez and Morales-Bojórquez 1997). The management strategy has been based on the estimation of proportional escapement (Rosenberg et al. 1990; Nevárez-Martínez and Morales-Bojórquez 1997; Morales-Bojórquez, Hernández-Herrera et al. 2001). The control mechanism is the limiting of the number of licenses before the start of the fishing season (Basson and Beddington 1993; Hernández-Herrera et al. 1998). In this management approach, recruitment and the constant catchability coefficient are the main sources of uncertainty and risk.

Basson and Beddington (1993) have analyzed the variation in recruitment in detail. However, analysis of catchability in one fishing season using time-series CPUE is usually made under the assumption that catchability remains constant (Atran and Loesch 1995; Tanaka 1997). Some mechanisms that may cause variability in catchability are sensory capabilities and behavioral response of the target species (Penn 1975); environmental factors (Hill 1985); stock area and the relative distribution of fish and fishing (Winters and Wheeler 1985); stock abundance (MacCall 1976; Martínez-Aguilar et al. 1997);

density-dependent effects and differences between fleets (Arreguín-Sánchez 1996; Arreguín-Sánchez and Pitcher 1999); and schooling behavior (Ye and Mohammed 1999).

The variation in catchability is the greatest source of error in stock assessment methods based on CPUE data (Ricker 1975; Hilborn and Walters 1992; Atran and Loesch 1995; Ye and Mohammed 1999). Gould et al. (1997) and Gould and Pollock (1997) have evaluated the error of catch and effort data, analyzing changes in the catchability coefficient and recruitment using catch-effort regression methods. They show that, in most cases, errors in catch and effort data have inflated the parameter estimates.

In squid fisheries, changes in the catchability coefficient between seasons can be analyzed (Brodziak and Rosenberg 1993). However, variations in catchability-at-length for one fishing season remain unmeasured (Basson et al. 1996; Morales-Bojórquez et al., in press). The last problem can be solved with an analysis of variation in catchability-at-length, which can give some information about stock behavior and efficiency of fishing, and concomitantly improve the quantities used for management, such as changes in fishing mortality during the fishing season. We assumed that catchability in the *D. gigas* fishery is variable. Under this condition, the risks in management decisions and harvest strategies decrease because catchability is a parameter relating fishing effort to fishing mortality and stock abundance (Arreguín-Sánchez 1996; Arreguín-Sánchez and Pitcher 1999). For this study, we analyzed the variation in the catchability coefficient of *D. gigas* on the basis of population length-structured data expressed as CPUE.

METHODS

Weekly catch (kg) and effort (number of fishing nights of landed catch) data were obtained from the Subdelegación de Pesca of Guaymas, Sonora, Mexico (fig. 1). This information represented catch records for a fleet of shrimp trawlers adapted with hand jigs as fishing gear for squid. We analyzed the CPUE data by considering the fishing season, *t* (1 year, fig. 2), from 5 November 1995 to 16 November 1996, and the fishing season, *t* + 1 (1 year, fig. 3), from 17 November 1996 to 29 November 1997. We selected these times because recruitment of *D. gigas* occurs in May on the fishing ground off Guaymas, Sonora (Hernández-Herrera et al. 1998), so we could observe the effect on catchability when the presence of one new cohort of *D. gigas* supports the fishery throughout the fishing season.

Nevárez-Martínez et al. (2000), Brito-Castillo et al. (2000), and Morales-Bojórquez et al. (in press) showed that during 1995–98 the jumbo squid population was found only in the north of the Gulf of California, mainly off Santa Rosalía and Guaymas (fig. 1). They observed

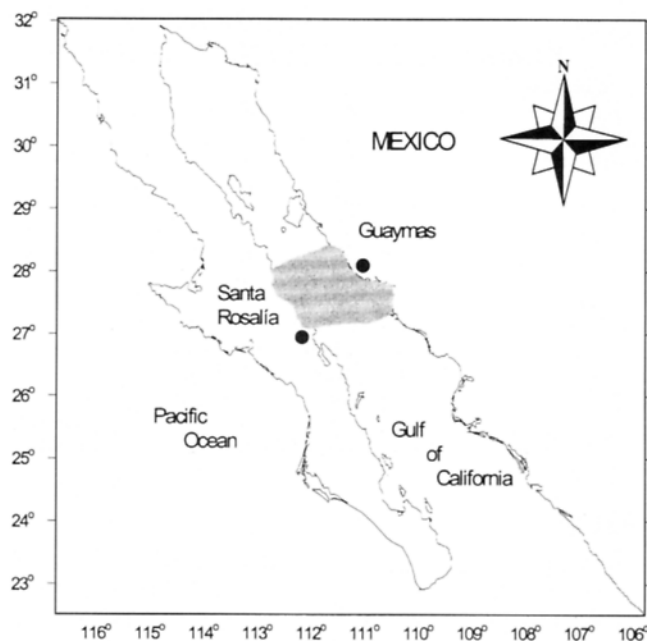


Figure 1. Study area in the Gulf of California, Mexico. Shaded area indicates where catches of *D. gigas* were made. Since 1995 over 85% of the catch has been taken in this area of the Gulf of California.

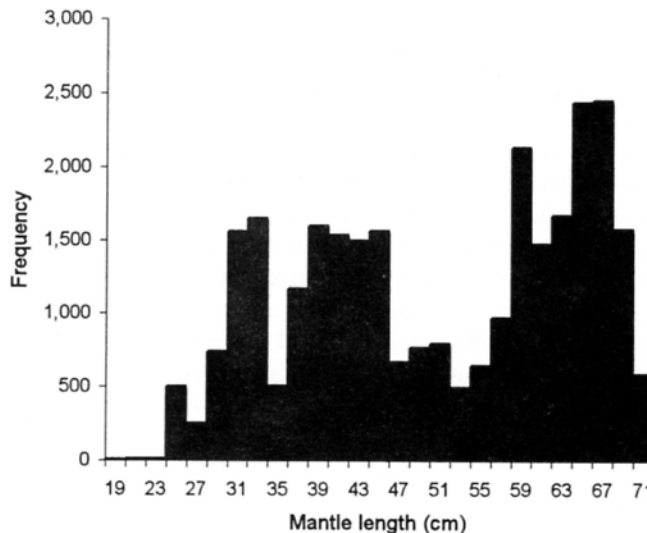


Figure 2. Mantle length distribution for *D. gigas* at time *t* (from 5 November 1995 to 16 November 1996).

population movement from Santa Rosalía toward Guaymas. During this movement, recruitment took place in May. A stock assessment using survey data from the Gulf of California also confirmed that *D. gigas* was not distributed in the southern Gulf of California (Nevárez-Martínez et al. 2000).

We estimated catchability-at-length by using the deterministic model of catchability (DMC) proposed by Arreguín-Sánchez (1996). The DMC assumes that catchability (*q*) depends on length as well as on squid behavior

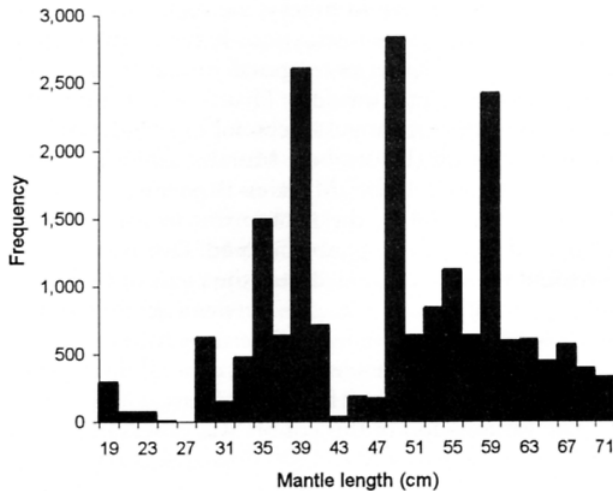


Figure 3. Mantle length distribution for *D. gigas* at time $t + 1$ (from 17 November 1996 to 29 November 1997).

(Arreguín-Sánchez and Pitcher 1999). The catchability must be estimated for each length class (l) in a given time (t). According to Arreguín-Sánchez and Pitcher, a convenient method for representing the transformation of one length frequency into another is a transition matrix (Shepherd 1987; Caswell 1988), expressed as $N(l, t + 1) = A(l, w)N(l, t)$, where w and l are successive length intervals; $N(l, t)$ is the vector of stock size in numbers at time t (from 5 November 1995 to 16 November 1996); $N(l, t + 1)$ is the vector of stock size in numbers at time $t + 1$ (from 17 November 1996 to 29 November 1997); and A is the transition matrix that depends on growth and mortality. In both cases, $N(l, t)$ and $N(l, t + 1)$ are represented as catch per unit of fishing effort. Shepherd (1987) expressed A as: $A(l, w) = G(l, w)S(w)$, where $G(l, w)$ represents growth in the absence of mortality, and $S(w)$ is the survival matrix and represents the effect of mortality.

Growth probabilities of $G(l, t)$ are defined assuming that individuals are growing following the von Bertalanffy model (VBM), and the probabilities were estimated following Shepherd (1987) as indicated in table 1. Growth parameters of the VBM were taken from Hernández-Herrera et al. (1998), where the growth of individuals of a single cohort off Guaymas, Mexico, is well-documented ($k = 0.8$, $SE = 0.06$, and $L\infty = 87$ cm, $SE = 2.7$ cm).

$S(w)$ is defined as $S(w) = \exp^{-Z(w)t} = \exp^{-[M + F(w,t)]t}$, where $Z(w)t$ = total mortality for the w th length group at time t ; M is natural mortality (constant), estimated with the Silliman method (Ricker 1975) as $M = 0.101/\text{week}$ (Morales-Bojórquez, Hernández-Herrera et al. 2001); and $F(w)t$ = fishing mortality for the w th length group at time t . $F(w)t$ is defined as $F(w)t = q(w,t)E(t)$, where $q(w,t)$ = catchability for the w th length group at

TABLE 1
 Computations to Estimate Growth
 Probabilities per Length Class

1. $G(l, w) = 0$...if...	$L(w + 1) < \tilde{L}(l)$
2. $G(l, w) = [(L(w + 1) - \tilde{L}(l))/\Delta L]$...if...	$L(w) < \tilde{L}(l) < L(w + 1)$
3. $G(l, w) = 1.0$...if...	$\tilde{L}(l) < L(w)$ and $L(w + 1) < \tilde{L}(l + 1)$
4. $G(l, w) = [(\tilde{L}(l + 1) - L(w))/\Delta L]$...if...	$L(w) < \tilde{L}(l + 1) < L(w + 1)$
5. $G(l, w) = 0$...if...	$\tilde{L}(l + 1) < L(w)$
In the last interval of length		
6. $G(l, w) = 1.0$...if...	$l = L \text{ max and } \tilde{L}(l) < L(w)$

Source: Shepherd 1987

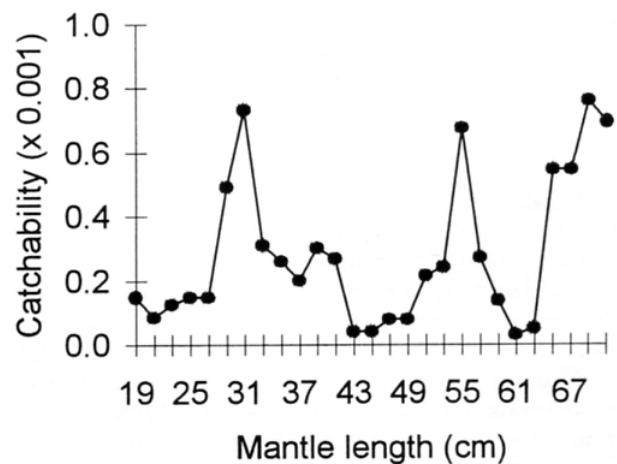


Figure 4. Estimations of the catchability-at-length coefficient.

time t , and $E(t)$ = fishing effort at time t . In this way, the stock size in numbers at time $t + 1$ can be estimated as

$$N(l, t + 1) = \sum_w G(l, w) \exp^{-[M + q(w,t)E(t)]} N(w, t) \quad (1)$$

Because growth matrix, stock size in numbers at time t and $t + 1$, and parameters are known, then $q(w,t)$ can be estimated from equation 1 by a simple least squares algorithm (see Arreguín-Sánchez 1996; Arreguín-Sánchez and Pitcher 1999 for details).

RESULTS

The variation of the catchability coefficient with length for *D. gigas* is shown in figure 4. The average value of catchability along the range of sizes of mantle length was $\bar{q} = 2.8 \times 10^{-4}$ (s.d. = 2.3×10^{-4}), and the range of variation was $3.1 \times 10^{-5} < q < 7.6 \times 10^{-4}$. The standard deviation is high because of the fluctuations in catchability coefficient within a season. Catchability-at-length showed an alternating pattern of low and high values along the range of sizes as follows: (a) low catchability at 19–27 cm, 43–49 cm, and 57–63 cm ML, and (b) high catchability at 29–33 cm, 53–57 cm, and 65–71 cm ML. In this pattern, an increase in catchability is fol-

lowed by a rapid decline. Three peaks in catchability coefficient are observed, at 31 cm, 55 cm, and 69 cm of mantle length. Between peaks were organisms with low catchability between 43–49 and 61–63 cm ML.

DISCUSSION

An alternative method for estimating catchability in the jumbo squid fishery is desirable because in the management strategy the size of the incoming cohort is unknown at the time of licensing and also varies from year to year. The number of licenses that are allocated in accordance with the target escapement is dependent on information about effort patterns and vessel efficiency (estimates of catchability coefficient). It is at the assessment stage during the fishing season that need for a closure can be detected and corrective action taken if required. The need for a closure can be caused by one or both of the following reasons: a low level of recruitment, and changes in the efficiency or operational practices of vessels (catchability; Basson and Beddington 1993).

Low levels of recruitment were estimated in 1998 (Morales-Bojórquez et al., in press) with a Delury model (Rosenberg et al. 1990), but the assessment failed because the model could not be fitted to the data of CPUE and cumulative catch. That is, in some cases the Delury model fit was poor and produced skewed likelihood functions or a curvature of the depletion regression (fishing season 1996–97; Morales-Bojórquez et al. 1997). This trend in the depletion regression is explained by Beddington et al. (1990), assuming that the catchability coefficient is a measure of vessel efficiency, and is constant throughout the fishing season.

Ricker (1975), and Hilborn and Walters (1992) comment that nonconstant catchability is the greatest potential source of error in depletion methods. Often the first few units of catch effort rapidly deplete more vulnerable fish, with accompanying rapid change in CPUE or other abundance indices. After this initial catch, the remaining squid have effectively lower q values, so that q declines progressively as the depletion proceeds. There may even be a large pool of squid with $q = 0$ for some reason, and this pool will not be sampled at all by the depletion process. The general effect of varying catchability among individuals is to bias the estimate of q upward and to bias the estimate of recruitment downward. This effect is likely to be much larger than the upward bias caused by statistical error, so the depletion estimate of recruitment is likely to be too low. Hilborn and Walters (1992) consider underestimates of 30% to 50%. Thus the presence of large numbers of squid with low catchability may be indicated by curvature (flattening) of the depletion regression.

This curvature could be caused by differences in the behavior of the fleet or of squid during the fishing sea-

son. In the jumbo squid fishery, we recognize changes in catchability because interactions between the shrimp and jumbo squid fisheries temporally modify the distribution of the shrimp trawlers. That is, the shrimp fishing season begins in August–September; when yields of shrimp diminish (December; Morales-Bojórquez and López-Martínez 1999; Morales-Bojórquez, López-Martínez et al. 2001), the shrimp trawlers are adapted with hand jigs as fishing gear for squid. During this time the squid stock is distributed near the coast of Guaymas, and squid with mantle lengths between 45 and 70 cm are observed in the landings. The fleet fishes near the coast, exploiting one resident cohort of adults in the fishing ground off Guaymas (Hernández-Herrera et al. 1998).

The exploitation of this cohort was observed from 5 November 1995 to 4 May 1996 (Morales-Bojórquez et al., in press). During this time only adult individuals are available (Hernández-Herrera et al. 1998), which explains low values of q for individuals from 39 to 50 cm ML (low frequency from November 1995 to May 1996), and high values of q for squid between 55 and 71 cm ML that are well represented in the samples (fig. 2). The fluctuations in q for the 55–71 cm ML can be an effect of aggregation of jumbo squid in the fishing ground, because the cohort has only squid with ML >50 cm. Basson et al. (1996) showed that the catchability coefficient can also reflect the spatial density of squid.

In May a new recruitment into the fishery of *D. gigas* is detected (Hernández-Herrera et al. 1998), coinciding with the beginning of the closed season for the shrimp fishery. At this time, the shrimp trawler fleet receives more squid licenses. During this time, there is an overlap of cohorts, dominated by the new cohort. Individuals of 20 cm ML are observed, but the recruitment is of squid with ML of 30 cm. This recruitment explains high q -values in younger individuals (fig. 4). We have no evidence for more cohorts of *D. gigas* in the Gulf of California. Previous authors show that different groups of catchability coefficients indicate two or more cohorts in the fishery (Basson et al. 1996; Agnew et al. 1998). In our study the groups of q showed an overlap of cohorts.

We found three peaks of catchability, and these peaks have approximately the same value ($q \approx 0.7 \times 10^{-3}$). High values of catchability at 29–33 cm, 53–57 cm, and 65–71 cm ML showed that these intervals have the same vulnerability. Although we recognize a dominant cohort in the fishery, the catchability estimates suggest the presence of three cohorts, since the catchability is similar among intervals. However, the first interval indicates that the cohort that has been resident on the fishing ground up to the end of May is being replaced by a new cohort, which will become resident once it has fully recruited.

In the jumbo squid fishery, real-time management (in season) is required, because an annual cohort supports

the harvest, makes up an open access fishery, is highly available in the coastal zone, and has low effort costs. Thus the bias and errors in catchability cannot be omitted. It would be useful to have a supplementary method for assessing cohort size either in the absence of a successful Delury assessment or survey data. If we consider the bias and errors in the management quantities, then the advantage of the DMC method is to explain the changes in catchability as length dependent according to squid fishery behavior. In this way, we can obtain information on current stock size, project final stock biomass and escapement, and identify the type of catchability that is applicable to this fishery in order to improve its exploitation and management.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank Centro Regional de Investigación Pesquera de Guaymas for support in obtaining biological and statistical data on jumbo squid. FAS thanks Instituto Politécnico Nacional for partial support through CGPI-980056 project, COFAA, and EDI. We developed a package of computer software called "Catchability," which computes catchability-at-length. "Catchability" is written in visual BASIC for Microsoft Excel 97 using different routines of macros. "Catchability" is a trademark in Mexico with number 03-1999-080413225800-01. However, a free copy of "Catchability" and a user manual are available from the authors. We thank Ellis Glazier, who edited the English-language manuscript.

LITERATURE CITED

- Agnew, D. J., R. Baranowsky, J. R. Beddington, S. des Clers, and C. P. Nolan. 1998. Approaches to assessing stocks of *Loligo gahi* around the Falkland Islands. *Fish. Res.* 35:155-169.
- Alverson, D. L., and M. J. Carney. 1975. A graphic review of the growth and decay of population cohorts. *J. Cons. Int. Explor. Mer* 36(2):133-143.
- Arreguín-Sánchez, F. 1996. Catchability: a key parameter for fish stock assessment. *Rev. Fish Biol. Fish.* 6:221-242.
- Arreguín-Sánchez, F., and T. J. Pitcher. 1999. Catchability estimates and their application to the red grouper (*Epinephelus morio*) fishery of the Campeche Bank, Mexico. *Fish. Bull.* 97:746-757.
- Atran, S. M., and J. G. Loesch. 1995. An analysis of weekly fluctuations in catchability coefficients. *Fish. Bull.* 93:562-567.
- Basson, M., and J. R. Beddington. 1993. Risk and uncertainties in the management of a single cohort squid fishery: the Falkland Islands *Illex* fishery as an example. In *Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*, S. J. Smith, J. J. Hunt, and D. Rivard, eds. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120:253-259.
- Basson, M., J. Beddington, J. Crombie, S. Holden, L. Purchase, and G. Tingley. 1996. Assessment and management techniques for migratory annual squid stocks: the *Illex argentatus* fishery in the Southwest Atlantic as an example. *Fish. Res.* 28:3-27.
- Beddington, J. R., A. A. Rosenberg, J. A. Crombie, and G. P. Kirkwood. 1990. Stock assessment and the provision of management advice for the short fin squid fishery in Falkland Island waters. *Fish. Res.* 8:351-365.
- Brito-Castillo, L., E. Alcántara-Razo, R. Morales-Azpeitia, and C. A. Salinas-Zavala. 2000. Temperaturas del Golfo de California durante mayo y junio de 1996 y su relación con las capturas de calamar gigante (*Dosidicus gigas* D'Orbigny, 1835). *Ciencias Marinas* 26(3):413-440.
- Brodziak, J. K. T., and A. A. Rosenberg. 1993. A method to assess squid fisheries in the north-west Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.* 50:187-194.
- Caswell, H. 1988. Approaching size and age in matrix population models. In *Size-structured populations*, E. Eberman and L. Persson, eds. Berlin: Springer-Verlag, pp. 85-105.
- Gould, W. R., and K. M. Pollock. 1997. Catch-effort maximum likelihood estimation of important population parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:890-897.
- Gould, W. R., L. A. Stefanski, and K. M. Pollock. 1997. Effect of measurement error on catch-effort estimation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:898-906.
- Hernández-Herrera, A., E. Morales-Bojórquez, M. A. Cisneros-Mata, M. O. Nevárez-Martínez, and G. I. Rivera-Parra. 1998. Management strategy for the giant squid (*Dosidicus gigas*) fishery in the Gulf of California, Mexico. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 39:212-218.
- Hilborn, R., and C. J. Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics and uncertainty. New York: Chapman and Hall. 572 pp.
- Hill, B. J. 1985. Effect of temperature on duration of emergence, speed of movement, and catchability of the prawn *Penaeus esculentus*. In *Proceedings of the second Australian national prawn seminar*, P. C. Rothlisberg, B. J. Hill, and D. J. Staples, eds. Brisbane, Australia, pp. 77-83.
- MacCall, A. D. 1976. Density dependence of catchability coefficient in the California Pacific sardine, *Sardinops sagax caerulea*, purse seine fishery. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 18:136-48.
- Martínez-Aguilar, S., J. A. De Anda, and F. Arreguín-Sánchez. 1997. Densidad y capturabilidad de la sardina monterrey *Sardinops sagax* (Pisces:Clupeidae) del Golfo de California, México. *Rev. Biol. Trop.* 45(1):527-535.
- Morales-Bojórquez, E., and J. López-Martínez. 1999. The brown shrimp fishery in the Gulf of California, Mexico. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 40:28.
- Morales-Bojórquez, E., A. Hernández-Herrera, M. O. Nevárez-Martínez, A. J. Díaz De León, G. I. Rivera, and A. Ramos. 1997. Abundancia poblacional del calamar gigante (*Dosidicus gigas*) en las costas de Sonora, México. *Océánides* 12(2):90-96.
- Morales-Bojórquez, E., M. A. Cisneros-Mata, M. O. Nevárez-Martínez, and A. Hernández-Herrera. In press. Review of stock assessment and fishery research for *Dosidicus gigas* in the Gulf of California, Mexico. *Fish. Res.*
- Morales-Bojórquez, E., A. Hernández-Herrera, M. Nevárez-Martínez, M. A. Cisneros-Mata, and F. Guerrero. 2001. Population size of giant squid (*Dosidicus gigas*) in the Gulf of California Mexico. *Sci. Mar.* 65(1):75-80.
- Morales-Bojórquez, E., J. López-Martínez, and S. Hernández-Vázquez. 2001. Dynamic catch-effort model for the brown shrimp (*Penaeus californiensis*) from the Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas* 27(1):105-124.
- Nevárez-Martínez, M. O., and E. Morales-Bojórquez. 1997. El escape proporcional y el uso del punto de referencia biológico $F_{0.5BR}$ para la explotación del calamar gigante, *Dosidicus gigas*, del Golfo de California, México. *Océánides* 12(2):97-105.
- Nevárez-Martínez, M. O., A. Hernández-Herrera, E. Morales-Bojórquez, A. Balmori-Ramírez, M. A. Cisneros-Mata and R. Morales-Azpeitia. 2000. Biomass and distribution of the jumbo squid (*Dosidicus gigas* d'Orbigny, 1835) in the Gulf of California, Mexico. *Fish. Res.* 49:129-140.
- Penn, J. W. 1975. The behavior and catchability of some commercial exploited penaeids and their relationship to stock and recruitment. In *Penaeid shrimps: their biology and management*, J. A. Gulland and B. J. Rothschild, eds. Farnham: Fishing News Books, pp. 173-186.
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 191, 382 pp.
- Rosenberg, A. A., G. P. Kirkwood, J. A. Crombie, and J. R. Beddington. 1990. The assessment of stocks of annual squid species. *Fish. Res.* 8:335-350.
- Shepherd, J. G. 1987. Towards a method for short-term forecasting of catch rates based on length compositions. In *Length-based methods in fisheries research*, D. Pauly and G. R. Morgan, eds. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines, and Kuwait Institute for Scientific Research, Safat, Kuwait. ICLARM conference proceedings 13, 468 pp.
- Tanaka, E. 1997. A model of catchability of developing fishery. *Fish. Sci.* 63(4):496-502.
- Winters, G. H., and J. P. Wheeler. 1985. Interaction between stock area, stock abundance, and catchability coefficient. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:989-998.
- Ye, Y., and Mohammed, H. M. A. 1999. An analysis of variation in catchability of green tiger prawn, *Penaeus semisulcatus*, in waters off Kuwait. *Fish. Bull.* 97:702-712.



Natural mortality and life history stage duration of Pacific sardine (*Sardinops caeruleus*) based on gnomonic time divisions

Susana Martínez-Aguilar^{a,*}, Francisco Arreguín-Sánchez^b,
Enrique Morales-Bojórquez^c

^a Centro Regional de Investigación Pesquera Unidad La Paz del Instituto Nacional de la Pesca,
Km 1 Carretera Pichilingue s/n, CP 23020 La Paz, Baja California Sur, Mexico

^b Centro Interdisciplinary de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional, Apartado Postal 592,
CP 23000 La Paz, Baja California Sur, Mexico

^c Laboratorio de Dinámica de Poblaciones del Pacífico Norte, Instituto Nacional de la Pesca,
Centro Regional de Investigación Pesquera Unidad La Paz, Km 1, Carretera Pichilingue s/n,
CP 23020 La Paz, Baja California Sur, Mexico

Received 22 January 2002; received in revised form 2 February 2004; accepted 2 April 2004

Abstract

The gnomonic-interval natural-mortality method (GIM) that provides an indicative vector of natural mortality (M) of short-lived species was used for species with longevity greater than an annual life cycle. The GIM was solved for the Pacific sardine (*Sardinops caeruleus*) from the Gulf of California, Mexico. New features added to the original GIM were (a) the use of estimates of the mean annual fecundity, (b) the ability to incorporate observed data for specific interval of durations for developmental stages to calibrate calculations of M vectors, and (c) uncertainty because of fecundity variation. When this approach was used for the Pacific sardine, we did not find statistical differences ($P > 0.05$) between the GIM estimates and independent estimates based on the literature. The GIM showed that it provides reasonable estimations for the duration of life history stages. Variability in egg-stage duration was also explored for M vectors. We observed daily survival increases as the duration of early stages decrease.

© 2004 Published by Elsevier B.V.

Keywords: Gnomonic intervals; Duration of life history stages; Natural mortality; Pacific sardine *Sardinops caeruleus*; Gulf of California

1. Introduction

The natural mortality rate (M) measures the rate of loss in a fish stock from natural (non-fishing) causes, including predation, disease, and senescence. Natural mortality may vary spatially, temporally, or by size and age, but the conventional practice in fishery

stock assessment work has been to assume M constant for all ages or sizes large enough to be exploited (Caddy, 1991). M is one of the most important parameters in fishery modelling and management, however variability in M has rarely been quantified. Predation is considered the main source of natural mortality, and is particularly critical for early life history stages (Houde, 1987; Rilling and Houde, 1998; Macpherson et al., 2000). Over the life history stages, M decreases with age or size during early life history and may approach an asymptotic value following recruitment to

* Corresponding author.

E-mail addresses: atziri93@hotmail.com (S. Martínez-Aguilar), farregui@ipn.mx (F. Arreguín-Sánchez).

the fishery for post-recruitment stages (Beyer, 1989; Ramírez-Rodríguez and Arreguín-Sánchez, 2003).

Natural mortality can be estimated in many ways. Catch curve analysis is commonly used with age-composition data from the early history of a fishery when fishing mortality was negligible. If fishing mortality is zero then the negative of the slope of the catch curve is an estimate of natural mortality. Catch curves are typically used for older age groups but can also be used for early life history stages (Ricker, 1975; Picquelle and Stauffer, 1985; Jensen, 1985, 1990; Vetter, 1988; Lo et al., 1989; Smith et al., 1989). Catch curve analysis does not always result in acceptable estimates of M because a large number of observations are needed, because of high growth rates of early stages, natural variability in growth and mortality, and uncertainty in estimation of age (Pepin, 1991; Macpherson et al., 2000). As a consequence, sampling design for precise estimates may be expensive and difficult to obtain. For these reasons, M values for early stages have been estimated in only a few species. Length-frequency analysis can be used in the estimation of total mortality. However information about fishing mortality is usually required to estimate M (Munro, 1984). Mark-recapture experiments may be used (Hilborn, 1990; Dorazio and Rago, 1991; Deriso et al., 1991). Population and stock assessment models can, in theory, estimate natural mortality as a variable but this approach is difficult in practice (Quinn II and Deriso, 1999; Megrey, 1989). Meta-analysis based on natural mortality estimates for a variety of species and environments can be used to develop predictive relationships with natural mortality as the dependent variable (Hoening, 1983; Pauly, 1980; Gunderson, 1980). The natural mortality rate includes cannibalism and predation (Vetter, 1988), which were estimated separately by Heikinheimo (2001). Wright-López et al. (2001) estimated natural mortality using an iterative process based on the transition matrix for those ages and months when fishing was closed, assuming declines were because of natural causes.

Caddy (1991) developed an alternate methodology for estimating M for life history stages (from eggs to adult). Caddy's method estimates a vector of M values for the life history cycle based on a gnomonic time-interval, assuming a constant probability of death. Caddy (1996), Royer et al. (2002), and Ramírez-Rodríguez and Arreguín-Sánchez (2003)

used the gnomonic method for short-lived species with annual life spans (shrimp and loliginid squid). In our work, we adapted the gnomonic-interval approach to species living longer than 1 year, incorporating uncertainty in natural mortality rates because of uncertainty about fecundity. The modified version was used to estimate M for the entire life history of long-lived Pacific sardine (*Sardinops caeruleus*) in the Gulf of California, comparing GIM estimates of M with independent estimates.

2. Materials and methods

The gnomonic method estimates M rates by dividing the life cycle into subunits of time (Caddy, 1996), which increase as a constant proportion of the time elapsed from birth up to initiation of each subdivision, a strategy referred to as gnomonic. Estimation of M for each gnomonic time-interval (Δ_i), referred to as M -at-age, requires information about the number of developmental stages in the life cycle, the time elapsed (t_1), that starting at time $t = 0$, during the first stage which corresponds to the first gnomonic time-interval (Δ_1), and the mean lifetime fecundity of the species (MLF). The duration of the second gnomonic interval was estimated as $\Delta_2 = \alpha \cdot t_{2-1}$ where α is a proportionality constant. Successive gnomonic intervals are computed $\Delta_i = (\alpha \cdot t_{i-1}) + t_{i-1}$, where $i \geq 3$ up to the n th gnomonic interval. If the species has an annual life span, then $t_n = \sum_{i=1}^n \Delta_i$, is usually 365 days. Caddy (1991) suggested that gnomonic time-intervals should account for a constant proportion total life time mortality. Therefore, the product of M_i and Δ_i is constant for all intervals and $G = M_i \cdot \Delta_i$, where G is the constant proportion of death for each interval (Caddy, 1996). The natural mortality rate is $M = G/\theta_i - \theta_{i-1}$, where $\theta = \Delta_i/t_n$ and represents the duration of a gnomonic interval as a proportion of a year for an annual organism.

The number of individuals (N_i) at the start of each i th interval is the number of survivors from the previous interval, except for the first where the assumption is that the numbers hatching are equivalent to the MLF , which is determined from individual fecundity during life history ages (Caddy, 1996). Then, the N_1 of the first gnomonic time-interval is computed $N_1 = MLF e^{-M_i \cdot \theta_i}$. Successive values of N_i

are computed as $N_i = N_{i-1} e^{-M_i \cdot \theta_i}$, where $i \geq 2$ up to the n th gnomonic interval. The model parameters α and G are calculated numerically with a Newton algorithm (Neter et al., 1996). The α value was chosen so that when the sum of duration of gnomonic time-intervals is equal to $t_n \cdot G$ is chosen so that the number of individuals (N_i) surviving to the last gnomonic time-interval is equal to 2 (Caddy, 1996).

3. New features

In our analysis, the gnomonic model was modified so that $t_1 = \sum_{i=1}^n \Delta_i$ where t_1 is total longevity (in days), θ_i values were computed as $\theta_i = (\Delta_i/t_1)/365$ so that M_i estimates would have annual units. Instead of *MLF*, we used the mean annual lifetime-fecundity (δ), which is the average of the fecundity (eggs/female/year) at each age. The estimation of δ was then the average of those age observed in a year. This simple computation is necessary because the method describes a depletion of a single cohort. The variability in the estimation of δ depends of the relative fecundity and spawns per year.

The estimates of natural mortality based on the gnomonic method in previous studies did not include any measures of deviation (i.e. standard deviation, coefficient of variation; Caddy, 1996; Ramírez-Rodríguez and Arreguín-Sánchez, 2003). We calculated these measures for our estimates, assuming that the main source of uncertainty and variability was the mean annual lifetime fecundity. We assumed a uniform non-informative distribution for δ , so that $\delta \approx U(\delta_{\min}, \delta_{\max})$, where the lower (δ_{\min}) and upper (δ_{\max}) bounds were the smallest and largest values observed for δ . We simulated 1000 estimates of natural mortality for gnomonic time and estimated mean mortality rate ($\bar{\mu}_i$). The standard error was represented by the standard deviation (σ_i) for M_i . The coefficient of variation was $CV_i = \sigma_i/\bar{\mu}_i$. According to the bootstrap approach, Deriso et al. (1985) noted that the mean of the bootstrap analysis represents the mean of the original parameter estimated (in this case M for time-interval), therefore the standard deviation of the bootstrap represents the standard error of our M estimated, as well as the CV for M . Our characterization of uncertainty was measured from standard error and mean in relation to M estimates. Daily survival

rates for different life stages (ζ_i) were obtained using the expression $\zeta_i = \exp^{(-\bar{\mu}_i)}/\Delta_i$.

4. Case study

The number of gnomonic intervals was set at 10 based on the knowledge of the life history. An approach to estimate the number of intervals was to adjust the intervals corresponding of the exploited phase, and to choose the duration of the initial interval, and the total number of intervals. The advantage is that the intervals of the phase exploited usually are well-known and are equivalent to more than 50% the lifespan. The number of intervals into which the life history would be divided is an a priori decision, and this depends of the knowledge about the life history cycle so that the lifespan might be divided up into biologically realistic subunits of time (Caddy, 1996).

The sardine is ideal, because independent estimates of mortality and duration of life history stages were available for comparison (Lasker, 1964; Smith et al., 1992; Butler et al., 1993). Longevity is a parameter as difficult of quantify as M , therefore the longevity for *S. caeruleus* in the Gulf of California was assumed to be 7 years (2555 days) based on older fish of the commercial catch data of the fishery from 1972 to 1989 (De Anda-Montañez et al., 1999). In our estimations of natural mortality for Pacific sardine, we used values of δ : 646, 763; 855, 748; 1, 090, 678 eggs, which estimations correspond to the minimum, average, and maximum values. The estimates of δ were obtained from reports of relative fecundity and spawning frequency at age for 1957–1995 (Table 1). The range of duration observed for the egg stage at different temperatures for Pacific sardine was between 1.5 and 4 days (Lasker, 1964). Therefore we computed different vectors of M for the range of durations of the egg stage with increments of 0.5 days. Houde (1987), found that the variability in life stage durations is consequence of variation in growth rate, which depends on available food and environmental factors. Mortality and growth are closely coupled processes that act in concert to determine stage-specific survival (Houde, 1996). Unfavorable growth conditions can prolong stage duration and substantially increase the time of vulnerability to predation in prerecruit fish, therefore increasing the mortality rate. We explore if the variability of the egg

Table 1

Fecundity values reported in the literature for the sardine (*Sardinops caeruleus*) of the California Current and Gulf of California

Age (year)	2	3	4	5	6	7	
Weight (g), w	93	123	152	170	193	202	
Spawn year ⁻¹ , s	6	12	15	19	23	28	
Relative fecundity, fr	Fecundity age ⁻¹						δ
263 (MaCGregor, 1957)	146,754	388,188	599,640	849,490	1,167,457	1,487,528	773,176
300 (Lo et al., 1986)	167,400	442,800	684,000	969,000	1,331,700	1,696,800	881,950
232.8 (Claramunt et al., 1993)	129,902	343,613	530,784	751,944	1,033,399	1,316,717	684,393
300.3 (Claramunt et al., 1993)	167,567	443,243	684,684	969,969	1,333,032	1,698,497	882,832
332.3 (Claramunt et al., 1993)	185,423	490,475	757,644	1,073,329	1,475,080	1,879,489	976,907
290.6 (Claramunt et al., 1993)	162,155	428,926	662,568	938,638	1,289,973	1,643,634	854,316
281.7 (Claramunt et al., 1993)	157,189	415,789	642,276	909,891	1,250,466	1,593,295	828,151
220 (Torres-Villegas, 1986)	122,760	324,720	501,600	710,600	976,580	1,244,320	646,763
371 (Torres-Villegas et al., 1985)	207,018	547,596	845,880	1,198,330	1,646,869	2,098,376	1,090,678

Fecundity age⁻¹ = fr × w × s .

stage duration can cause differences in the mortality vectors. We used a one-way analysis of variance (ANOVA) considering as the null hypothesis (H_0) for the case that the natural mortality is the same between gnomonic intervals (1–10) for different durations of the egg stage (from 1.5 to 4 days). Otherwise, an assumption usually used is a constant M value for an individual fully recruited. We explore this assumption with the null hypothesis for the case that the natural mortality estimated for gnomonic times 8, 9, and 10 is the same within each vector for different durations of the egg stage. In both analyses, the accepted significance level was 0.05 (Zar, 1996). The data used for these analyses were the 1000 estimations of natural mortality for the gnomonic interval of the different duration of the egg stage, previously computed.

5. Results

The 10 gnomonic intervals selected for these analyses described the different stages of development of Pacific sardine. According to the concept of gnomonic time, the duration among stages of development increased over the life cycle. The comparison between natural mortality reported for *S. caeruleus* and estimations with GIM are shown in Table 2. A Kolmogorov–Smirnov test ($P < 0.05$) did not show significant differences between M -at-age day⁻¹ estimated with GIM in relation to previous reports. The same result was observed in the comparison between

the duration of gnomonic intervals and the duration of the developmental stage. Our estimates of M -at-age day⁻¹ were similar to the best independent estimates for Pacific sardine (Table 2). The duration of gnomonic intervals estimated with GIM were skewed toward lower values with respect to the duration of developmental stages measured with independent estimates. The best value reported for the stage defined as late adult was 2773 days, whereas GIM estimated 1372 days. This is because 2773 days represent the total longevity of the species, whereas the 1372 days correspond exclusively to the duration of the late adult. The sum of the different durations estimated with the GIM along the column is the total longevity (2555 days).

We observed that the vectors of natural mortality decreased with age, independently of the duration of the egg stage (variation from 1.5 to 4 days) (Table 3). The standard deviation also decreased with age. Our approach with gnomonic time adequately represents the biological developmental stages of the Pacific sardine over its life cycle, therefore this method gives reliable estimations of natural mortality knowing the mean annual lifetime fecundity and the duration of the egg stage. M -at-age estimated by the GIM method are also within the range of M values reported in the literature for *S. caeruleus* in the California Current and the Gulf of California (Table 4). When M -at-age day⁻¹ was transformed to survival, we observed an inverse relationship between survival and duration at each stage of development. Fig. 1 shows an example

Table 2

Instantaneous rates of natural mortality and durations of developmental stages reported by Butler et al. (1993) and those estimated by the GIM method for the sardine (*Sardinops caeruleus*) from the California Current and Gulf of California

Stage	M (1 day ⁻¹)			Duration (days)		
	Min.	Best	Max.	Min.	Best 1	Max.
Independent estimates						
Egg	0.31 (Smith, 1973)	0.72	2.12 (Smith et al., 1989)	1.4 (Lasker, 1964)	2.5 (Lasker, 1964)	3.9 (Lasker, 1964)
Vit. larvae	0.394 (Butler, 1991)	0.6698 (Butler, 1991)	0.971 (Butler, 1991)	1.4 (Lasker, 1964)	3.1 (Lasker, 1964)	3.9 (Lasker, 1964)
Early larvae	0.1423 (Butler, 1991)	0.2417 (Butler, 1991)	0.3502 (Butler, 1991)	5 (Butler and Rojas de Mendiola, 1985)	11 (Butler and Rojas de Mendiola, 1985)	21 (Castillo et al., 1985)
Late larvae	0.057 (Butler, 1991)	0.0964 (Butler, 1991)	0.139 (Butler, 1991)	20 (Butler, 1987)	35 (Butler, 1987)	50 (Butler, 1987)
Early juvenile	0.029 (Peterson and Wroblewski, 1984)	0.056 (Butler, 1991)	0.081 (Butler, 1991)	17 (Butler, 1987)	25 (Butler, 1987)	40 (Butler, 1987)
Juvenile I	0.0116 (Peterson and Wroblewski, 1984)	0.0197 (Peterson and Wroblewski, 1984)	0.0285 (Peterson and Wroblewski, 1984)	30 (Butler, 1987)	50 (Butler, 1987)	80 (Butler, 1987)
Prerecruit	0.0006 (Murphy, 1966; MacCall, 1979)	0.0011 (Murphy, 1966; MacCall, 1979)	0.0015 (Murphy, 1966; MacCall, 1979)	110	175 (Walford and Mosher, 1943; Phillips, 1948)	220
Early adult	0.0006 (Murphy, 1966; MacCall, 1979)	0.0011 (Murphy, 1966; MacCall, 1979)	0.0015 (Murphy, 1966; MacCall, 1979)	190 (Walford and Mosher, 1943; Phillips, 1948)	381 (Walford and Mosher, 1943; Phillips, 1948)	570 (Walford and Mosher, 1943; Phillips, 1948)
Adult	0.0006 (Murphy, 1966; MacCall, 1979)	0.0011 (Murphy, 1966; MacCall, 1979)	0.0022 (Murphy, 1966; MacCall, 1979)	400 (Walford and Mosher, 1943; Phillips, 1948)	663 (Walford and Mosher, 1943; Phillips, 1948)	920 (Walford and Mosher, 1943; Phillips, 1948)
Late adult	0.0006 (Murphy, 1966; MacCall, 1979)	0.0011 (Murphy, 1966; MacCall, 1979)	0.0022 (Murphy, 1966; MacCall, 1979)	1908 (Walford and Mosher, 1943; Phillips, 1948)	2773 (Walford and Mosher, 1943; Phillips, 1948)	3473 (Walford and Mosher, 1943; Phillips, 1948)
Gnomonic intervals						
	M (1 day ⁻¹)			Duration (days)		
	Min.	$\bar{\mu}$	Max.	Min.	Best	Max.
GIM method estimates						
1	0.32	0.52	0.87	1.5	2.5	4
2	0.31	0.45	0.67	2	3	4.2
3	0.15	0.21	0.29	4	6	9
4	0.07	0.10	0.13	10	14	18
5	0.04	0.04	0.06	23	29	36
6	0.01	0.02	0.02	53	63	74
7	0.01	0.01	0.01	120	136	152
8	0.004	0.004	0.005	275	294	311
9	0.002	0.002	0.002	629	635	638
10	0.001	0.001	0.001	1437	1372	1309

$\bar{\mu}$ = estimated with 2.5 days of first stage.

Table 3

Estimates of natural mortality vectors and duration for developmental stages for the sardine (*Sardinops caeruleus*) in the Gulf of California, starting with different egg durations

Stage of development	Duration (days)	$\bar{\mu}$ (1 day ⁻¹)	σ_I	Duration (days)	$\bar{\mu}$ (1 day ⁻¹)	σ_I	Duration (days)	$\bar{\mu}$ (1 day ⁻¹)	σ_i
Egg	1.5	0.87	0.01	2.0	0.65	0.01	2.5	0.52	0.01
Vit. larvae	2	0.67	0.01	2.4	0.53	0.01	3	0.45	0.01
Early larvae	4	0.29	0.003	5	0.24	0.003	6	0.21	0.002
Late larva	10	0.13	0.002	12	0.11	0.001	14	0.10	0.001
Early juvenile	23	0.06	0.001	26	0.05	0.001	29	0.04	0.0005
Juvenile	53	0.02	0.0003	58	0.02	0.0003	63	0.02	0.0002
Prerecruit	120	0.01	0.0001	129	0.01	0.0001	136	0.01	0.0001
Early adult	275	0.005	0.0001	286	0.005	0.0001	294	0.004	0.00005
Adult	629	0.002	0.00002	633	0.002	0.00002	635	0.002	0.00002
Late adult	1437	0.001	0.00001	1401	0.001	0.00001	1372	0.001	0.00001
Egg	3	0.44	0.00524	3.5	0.37	0.004	4	0.32	0.0037
Vit. larvae	3.3	0.40	0.00470	3.8	0.34	0.004	4.2	0.31	0.0035
Early larvae	7	0.19	0.00222	8	0.17	0.002	9	0.15	0.0017
Late larva	15	0.09	0.00105	16	0.08	0.001	18	0.07	0.0008
Early juvenile	32	0.04	0.00050	34	0.04	0.0005	36	0.04	0.0004
Juvenile	67	0.02	0.00023	71	0.02	0.0002	74	0.02	0.0002
Prerecruit	142	0.009	0.00011	147	0.01	0.0001	152	0.01	0.0001
Early adult	301	0.004	0.0001	307	0.004	0.0001	311	0.004	0.00004
Adult	637	0.002	0.00002	638	0.002	0.00002	638	0.002	0.00002
Late adult	1348	0.001	0.00001	1327	0.001	0.00001	1309	0.001	0.00001

for early larvae in which survival is large when the duration of the stage is shorter. A complete set of data for all stages of *S. caeruleus* is given in Table 5. The result of the ANOVA test for each duration of the egg stage showed a significant difference ($P > 0.05$) in natural mortality for the same gnomonic intervals. For different durations among egg stages (from 1.5 to 4 days), the ANOVA test showed a significant difference ($P > 0.05$) in natural mortality estimated for gnomonic intervals 8, 9, and 10. We found that the main sources of variability in the vector of the natural mortality of

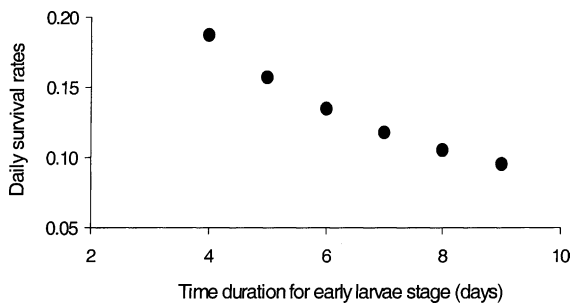


Fig. 1. Decreasing trend of survival rate with stage duration for early larvae of the sardine (*Sardinops caeruleus*) from the Gulf of California, Mexico.

Pacific sardine population are related to duration in the egg stage. The parameters estimated with GIM showed that the constant a is associated with the duration of life history stages. We observed that it also was inversely related to the duration of the egg stage (Fig. 2), whereas G had a constant value ($G = 1.3$).

6. Discussion

The estimated durations for life stages using GIM seem reasonable when they were compared with

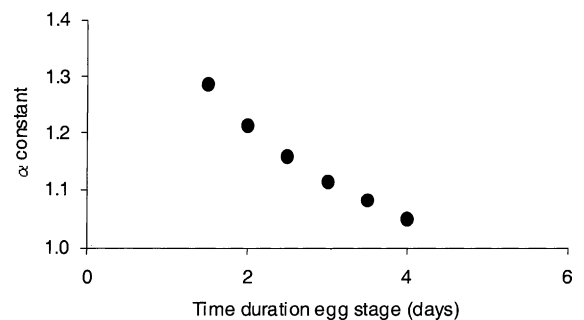


Fig. 2. Inverse relationship between value of the constant α and the duration of the egg stage.

Table 4
Natural mortality values reported for the sardine (*Sardinops caeruleus*) at different stages of development

Gnomonic intervals	Biological stage	Age (days) ^a	Mortality rates		References
			1 day ⁻¹	1 year ^{-1b}	
1	Egg	3, 2.5	0.31	113.15	Smith (1973)
			2.12	773.8	Smith et al. (1989)
			0.13	47.45	Bentley et al. (1996)
			0.12	43.80	Lo et al. (1996)
			0.05	18.25	Scannell et al. (1996)
			0.62	226.3	Barnes et al. (1992)
			0.30	109.50	Smith et al. (1992)
2	Vit. larvae	4, 3.1	0.10	36.86	Ahlstrom (1950)
			0.30	109.50	Smith et al. (1992)
			0.67	244.18	Lo et al. (1995)
3	Early larva	11, 11	0.14	51.10	Smith et al. (1992)
			0.2417	88.22	Lo et al. (1995)
4	Late larva	42, 35	0.0556	20.29	Smith et al. (1992)
			0.0964	35.19	Lo et al. (1995)
5	Early juvenile	25, 25	0.0365	13.32	Smith et al. (1992)
			0.0560	20.44	Lo et al. (1995)
	Juvenile I	100, 50	0.0239	8.72	Smith et al. (1992)
			0.0146	5.33	Lo et al. (1995)
	Juvenile	70–100	0.09	32.85	Quiñonez-Velázquez et al. (2000)
	Juvenile II	142, 110	0.0140	5.11	Smith et al. (1992)
			0.0040	1.46	Lo et al. (1995)
6, 7	Juvenile III	170, 146	0.0025	0.91	Smith et al. (1992)
			0.0028	1.02	Lo et al. (1995)
	Juvenile	125–160	0.04	14.6	Quiñonez-Velázquez et al. (2000)
	Juvenile IV	170, 170	0.0021	0.77	Smith et al. (1992)
			0.0022	0.83	Lo et al. (1995)
	Prerecruit	175, 175	0.0021	0.77	Smith et al. (1992)
			0.0011	0.40	Lo et al. (1995)
8	Early adult	381, 381	0.0018	0.65	Smith et al. (1992)
			0.0011	0.40	Lo et al. (1995)
9	Adult	663, 663	0.0018	0.65	Smith et al. (1992)
			0.0011	0.40	Lo et al. (1995)
10	Late adult	2773, 2773	0.0018	0.65	Smith et al. (1992)
			0.0011	0.40	Lo et al. (1995)
8, 9, 10	Adults ^c			0.40	Murphy (1966)
				0.80	Murphy (1966)
				0.51	MacCall (1979)
				0.40	Clark and Marr (1955)
				0.40	Smith et al. (1992)
				0.58	Nevárez-Martínez et al. (1993)
				0.63	Cisneros-Mata et al. (1997)
				0.62	Cisneros-Mata et al. (1997)
				0.60	Morales-Bojórquez et al. (2003)
				0.40	MacCall (1976)

Table 4 (Continued)

Gnomonic intervals	Biological stage	Age (days) ^a	Mortality rates		References
			1 day ⁻¹	1 year ^{-1b}	
	Adults			0.49	Estrada-García et al. (1986)
	Adults			1.10	Cisneros-Mata et al. (1989)
	Adults			0.77	Cisneros-Mata et al. (1991)
	Adults			0.70	Determined from data of De Anda-Montañez et al. (1999) ^d

The number of gnomonic intervals are given for comparison.

^a Observed time elapsed from Smith et al. (1992) and Lo et al. (1995).

^b Estimated (annual mortality).

^c This and the next estimates were taken from commercial catch which do not use biological stages as reference but the age (in years). For this reason they cannot be properly referenced to gnomonic intervals.

^d Estimated with Pauly (1980) method.

independent observations (Table 2). Estimates of gnomonic time-intervals for sardine showed a tendency toward the lower limits of independent observations. This could be caused by variations in the growth rate (De Anda-Montañez et al., 1999), and possibly it depends on available food or environmental factors (Houde, 1987). In laboratory experiments was observed that the developmental rate of eggs is temperature-dependent. This relation modifies the survival rate and was explained with an exponential function (Lo, 1985).

Mortality rates of early stages have been related to the growth rate for such stages and to the variables of the physical environment, mainly temperature (Lasker, 1963, 1964; Rosenberg and Haugen, 1982; Houde, 1987, 1989; Pepin, 1991; Houde and Zastrow, 1993). The general assertion is that an increase in temperature leads to faster development during all the early life history stages. For Pepin (1991), the increasing temperature reduces both the egg incubation time and the duration of the yolk-sac stage. Houde (1987) found that the temperature has a highly significant effect on the daily mortality rate of pelagic fish eggs by extending development times. Pitcher and Hart (1982) mentioned that poorly fed fish larvae grow slowly and as a result remain subject to predation for longer periods. Alternatively, well-fed larvae grow rapidly and are exposed to predation for a shorter time, consequently with increasing survival. This relation is observed in Fig. 1, which shows the time duration for the early larval stage and daily survival rate

were inversely correlated. Rapid growth in the early stages is assumed to be an advantage for individual survival. The duration of life stages and *M*-at-age vectors obtained using the GIM method also support this assumption (Table 3). The incubation time, development, and growth of the *S. caeruleus* as a function of temperature have not been studied in the Gulf of California, therefore we used the observed times of the development of eggs at different temperatures (under controlled conditions) reported by Lasker (1964).

For Pacific sardine, we found that the duration of the first stage (the egg) has an impact on *M*-at-age estimates. As an example, using the extreme values for the duration of the egg stage (1.5 and 4 days), durations estimated for early larvae were 4 and 9 days with *M* values of 0.29 and 0.15 day⁻¹. For *M*-at-age (Table 2), lower and upper limits for confidence intervals after bootstrap were used to provide minimum, mean, and maximum values for natural mortality. *M*-at-age values reported in the literature and those estimated by the GIM method did not show a significant difference ($P > 0.05$). If estimations of the mean annual lifetime fecundity and time of egg stage are known, then the GIM could estimate reliable values of *M*-at-age. This approach does not need a complex assessment of the different life history stages, i.e. Butler et al. (1993) provided minimum, maximum, and best estimates for the durations and corresponding *M*-at-age values. Values reported by these authors from eggs to yolk-larvae were obtained from experiments in the laboratory at different temperatures (Lasker, 1964).

Table 5 (Continued)

Duration days	Egg	Vit. larvae	Early larvae	Late larvae	Early juvenile	Juvenile	Prerecruit	Early adult	Adult	Late adult
638.0									0.002	
638.0									0.001	
1437.0										0.001
1401.0										0.001
1372.0										0.001
1348.0										0.001
1327.0										0.001
1309.0										0.001

The best duration for a temperature of 16°C was estimated by Butler (1987). With these computations, Butler (1991) estimated mortalities based on field data. The duration for larvae and juveniles were from field-growth data (Butler and Rojas de Mendiola, 1985; Castillo et al., 1985; Butler, 1987). The growth rates for adults were estimated from otoliths (Phillips, 1948), and mortality rates from cohort analysis (Murphy, 1966; MacCall, 1979). An assumption widely used by fishery biologists is a constant M value for individuals (usually adults) fully recruited to the fishery. Deriso et al. (1998) mentioned that for fully recruited stages the variation over time is more important than the variation of M -at-age. Results from the GIM did not support this assumption, because M_i values for early adults, adults, and late adults showed statistical differences (ANOVA, $P < 0.05$), and natural mortalities were 0.005 day⁻¹ (1.46 year⁻¹), 0.002 day⁻¹ (0.73 year⁻¹), and 0.001 day⁻¹ (0.37 year⁻¹).

Acknowledgements

Authors thank the Instituto Nacional de la Pesca for its support. FAS also thanks National Polytechnic Institute for support given through COFAA, EDI, and the project CGPI-980056, and to CONACyT for partial support through project 411300-5-34865-B4. We thank John F. Caddy for comments and suggestions in a previous draft of this paper, to two anonymous referees for critically reviewing the manuscript and providing many helpful comments. Additional thanks to Dr. Ellis Glazier for editing the English-language text. We developed a package of computer software called "GIM" which computes natural mortality based on gnomonic time divisions. A free copy of "GIM" an user manual are available from the authors.

References

- Ahlstrom, E.H., 1950. Influence of temperature on the rate of development of pilchard eggs in nature. In: Studies on the Pacific pilchard or sardine (*Sardinops caerulea*). U.S. Fish. Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. 15, 132–167.
- Barnes, J.T., Jacobson, L., MacCall, A., Wolf, P., 1992. Recent population trend and abundance estimates for the Pacific sardine *Sardinops saqax*. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep. 33, 60–75.
- Bentley, P.J., Emmett, R.L., Lo, N.C.H., Moser, H.G., 1996. Egg production of Pacific sardine (*Sardinops saqax*) off Oregon in 1994. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep. 37, 193–200.
- Beyer, J.E., 1989. Recruitment stability and survival-simple size specific theory with examples from the early life dynamics of marine fish. Dana 7, 45–47.
- Butler, J.L., 1987. Comparison of the early life history parameters of Pacific sardine and northern anchovy with implications of species interactions. Ph.D. Thesis, University of California, San Diego, 242 p.
- Butler, J.L., 1991. Mortality and recruitment of Pacific sardine, *Sardinops saqax caerulea*, larvae in the California Current. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48, 1713–1723.
- Butler, J.L., Rojas de Mendiola, B., 1985. Growth of larval sardines off Peru. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep. 26, 113–118.
- Butler, J.L., Smith, P., Lo, N.C.H., 1993. The effect of natural variability of life-history parameters on anchovy and sardine population growth. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep. 34, 104–111.
- Caddy, F.J., 1991. Death rates and time intervals: is there an alternative to the constant natural mortality axiom? Rev. Fish Biol. Fish. 1, 109–138.
- Caddy, J.F., 1996. Modelling natural mortality with age in short-lived invertebrate populations: definition of a strategy of gnomonic time division. Aquat. Living Res. 9, 197–207.
- Castillo, G., Aguilera, E., Herrera, G., Bernal, P.A., Butler, J.L., Chong, J., Gonzalez, H., Oyarzun, C., Veloso, C., 1985. Larval growth rates of the Pacific sardine, *Sardinops saqax*, of central Chile, determined by daily ring counts in otoliths. Biol. Pesquera 14, 3–10.
- Claramunt, G., Herrera, G., Pizarro, P., 1993. Fluctuaciones de la fecundidad parcial en sardina española (*Sardinops saqax*) durante la época principal de desove de 1990, en la zona norte de Chile. Sci. Mar. 57 (1), 8–14.

- Clark, F.N., Marr, J.C., 1955. Part II: population dynamics of the Pacific sardine. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Prog. Rep. 4, 11–48.
- Cisneros-Mata, M.A., Estrada, J.J., Santos-Molina, J.P., Godínez-Cota, A.R., Alvarado, C., 1989. Programa nacional de investigación de sardina (Informe temporada 1987/1988). Documento interno. Sepesca, Inst. Nal. Pesca, CRIP Guaymas, Son. México, 47 pp.
- Cisneros-Mata, M.A., Nevárez-Martínez, M.O., Martínez-Zavala, M.A., Anguiano-Carrasco, M.L., Santos-Molina, J.P., Godínez-Cota, A.R., Montemayor-López, G., 1997. Diagnóstico de la pesquería de pelágicos menores del Golfo de California de 1991/1992–1995/1996. Documento interno. Sepesca, Inst. Nal. Pesca, CRIP Guaymas, Son. México, 59 pp.
- Cisneros-Mata, M.A., Nevárez-Martínez, M.O., Montemayor-López, G., Santos-Molina, J.P., Morales-Azpeitia, R., 1991. Pesquería de sardina en el Golfo de California 1988/1989–1989/1990. Documento interno. Sepesca, Inst. Nal. Pesca, CRIP Guaymas, Son. México, 80 pp.
- De Anda-Montañez, J.A., Arreguín-Sánchez, F., Martínez-Aguilar, S., 1999. Length-based growth estimates for Pacific sardine (*Sardinops sagax*) in the Gulf of California, Mexico. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep. 40, 179–183.
- Deriso, R., Punsly, R.G., Bayliff, W.H., 1991. A Markov movement model of yellowfin tuna in the Eastern Pacific Ocean and some analyses for international management. Fish. Res. 11, 375–395.
- Deriso, R.T., Quinn, T., Collie, J., Hilborn, R., Jones, C., Lindsay, B., Parma, A., Saito, S., Shapiro, L., Smith, S.J., Walters, C., 1998. Improving fish stock assessment. Committee on fish stock assessment methods. National Academy Press, Washington, DC.
- Deriso, R.B., Quinn II, T.J., Neal, P.R., 1985. Catch-age analysis with auxiliary information. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42, 815–824.
- Dorazio, R.M., Rago, P.J., 1991. Evaluation of a mark-recapture method for estimating mortality and migration rates of stratified populations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48, 254–260.
- Estrada-García, J.J., Cisneros-Mata, M.A., Páez, F., Santos-Molina, P., 1986. Informe de la temporada de pesca 1984/1985 del recurso sardina. Documento interno. Sepesca, Inst. Nal. Pesca, CRIP Guaymas, Son. México, 160 pp.
- Gunderson, D.R., 1980. Using r - K selection theory to predict natural mortality. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 2266–2271.
- Heikinheimo, O., 2001. Effect of predation on the low-density dynamics of vendace: significance of the functional response. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58, 1909–1923.
- Hilborn, R., 1990. Determination of fish movement patterns from tag recoveries using maximum likelihood estimators. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47, 635–643.
- Hoening, J.M., 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. U.S. Fish. Bull. 82, 898–903.
- Houde, E.D., 1987. Fish early life dynamics and recruitment variability. Am. Fish. Soc. Symp. 2, 17–29.
- Houde, E.D., 1989. Comparative growth, mortality and energetic of marine fish larvae: temperature an implied latitudinal effects. Fish. Bull. 87, 471–495.
- Houde, E.D., 1996. Evaluation stage specific survival during the early life of fish. In: Watanabe, Y., Yamashita, Y., Ozeki, E. (Eds.), Survival strategies in early life stages of marine resources. A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 51–66.
- Houde, E.D., Zastrow, C.E., 1993. Ecosystem and taxon specific dynamic and energetic properties of larval fish assemblages. Bull. Mar. Sci. 53, 290–335.
- Jensen, A.L., 1985. Comparison of catch-curve methods for estimation of mortality. Trans. Am. Fish. Soc. 114, 743–747.
- Jensen, A.L., 1990. Linearization with ordinary least-squares estimation, a nonlinear estimation of mortality using the catch equation. J. Cons. Int. Explor. Mer. 46, 175–177.
- Lasker, R., 1963. The physiology of Pacific sardine embryos and larvae. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep. 10, 96–101.
- Lasker, R., 1964. An experimental study of the effect of temperature on the incubation time, development, and growth of Pacific sardine embryos and larvae. Copeia 2, 399–405.
- Lo, N.C.H., 1985. A model for temperature-dependent northern anchovy egg development and an automated procedure for the assignment of age to staged eggs. In: Lasker, R. (Ed.), An egg production method for estimating spawning biomass of pelagic fish: application to the northern anchovy, *Engraulis mordax*. NOAA Tech. Rep. NMFS 36, pp. 43–50.
- Lo, N.C.H., Alheit, J., Alegre, B., 1986. Fecundidad parcial de la sardina peruana (*Sardinops saax*). Biol. Inst. Mar. 10 (2), 45–60.
- Lo, N.C.H., Hunter, J.R., Hewitt, R., 1989. Precision and bias of estimates of larval mortality. Fish. Bull. 87, 399–416.
- Lo, N.C.H., Smith, P., Butler, J.L., 1995. Population of northern anchovy and Pacific sardine using stage-specific matrix models. Mar. Ecol. Prog. Ser. 127, 15–26.
- Lo, N.C.H., Green, Y., Jacob, M., Moser, H.G., Lynn, R.J., 1996. Egg production and spawning biomass of Pacific sardine (*Sardinops sagax*) in 1994 determined by the daily egg production method. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep. 37, 60–174.
- MacCall, A.D., 1976. Density dependence of catchability coefficient in the California Pacific sardine, *Sardinops caerulea*, purse seine fishery. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep. 8, 136–148.
- MacCall, A.D., 1979. Population estimates for the warning years of the Pacific sardine fishery. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep. 20, 72–82.
- MacGregor, J.S., 1957. Fecundity of the Pacific sardine (*Sardinops caerulea*). Fish. Bull. 57, 427–449.
- Macpherson, E., García-Rubies, A., Gordo, A., 2000. Direct estimation of natural mortality rates for littoral marine fishes using population data from a marine reserve. Mar. Biol. 137, 1067–1076.
- Megrey, B.A., 1989. Review and comparison of age structured stock assessment model from theoretical and applied points of view. In: Edwards, E.F., Megrey, B.A. (Eds.), Mathematical analysis of fish stock dynamics. Am. Fish. Soc. Symp. 6, 8–48.
- Morales-Bojórquez, E., Gómez-Muñoz, V.M., Félix-Uruga, R., Alvarado-Castillo, R.M., 2003. Relation between recruitment, sea surface temperature, and density-independent mortality of the Pacific sardine (*Sardinops caeruleus*) off the southwest coast of the Baja California peninsula. Mexico Sci. Mar. 67 (1), 25–32.

- Munro, J.C., 1984. Estimation of natural mortality rates from selectivity and catch length frequency data. *Fishbyte ICLARM* 2 (1), 11–14.
- Murphy, G.I., 1966. Population biology of the Pacific sardine (*Sardinops caerulea*). *Proc. Cal. Acad. Sci.* 34, 1–34.
- Neter, J., Kutner, M. H., Nachtschien, J., Wasserman, W., 1996. Applied linear statistical models. Irwin Series in Statistics. Boston.
- Nevárez-Martínez, M.O., Morales-Azpeitia, R., Martínez-Zavaia, M.A., Santos-Molina, P., Cisneros-Mata, M.A., 1993. Pesquería de pelágicos menores en el Golfo de California. Temporada 1990/1991. Documento interno. Sepesca, Inst. Nal. Pesca, CRIP Guaymas, Son, 70 pp.
- Pauly, D., 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 39 (2), 175–192.
- Pepin, P., 1991. Effect of temperature and size on development, mortality and survival rates of the pelagic early life history stages of marine fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 503–518.
- Peterson, I., Wroblewski, J.S., 1984. Mortality rate of fishes in the pelagic ecosystem. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41, 1117–1120.
- Phillips, J.B., 1948. Growth of the sardine (*Sardinops caerulea*), 1941–1942 through 1946–1947. *Calif. Fish. Game Fish Bull.* 71, 1–33.
- Picquelle, S., Stauffer, G., 1985. Parameter estimation for egg production method of northern anchovy biomass assessment. In: Lasker, R. (Ed.), An egg production method for estimating spawning biomass of pelagic fish: application to northern anchovy, *Engraulis mordax*. NOOATech. Rep. NMFS 36, pp. 7–15.
- Pitcher, T.J., Hart P.J.B., 1982. Fisheries Ecology. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.
- Quinn II, T., Deriso, R., 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press, New York.
- Quinonez-Velazquez, C., Nevarez-Martínez, M.O., Gluyas-Millan, M.G., 2000. Growth and hatching dates of juvenile Pacific sardine *Sardinops caeruleus* in the Gulf of California. *Fish. Res.* 48, 99–106.
- Ramírez-Rodríguez, M., Arreguín-Sánchez, F., 2003. Life history stage duration and natural mortality for the pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939) in the southern Gulf of Mexico, using the gnomonic model for time division. *Fish. Res.* 60, 45–51.
- Rilling, G.C., Houde, E.D., 1998. Regional and temporal variability in growth and mortality of bay anchovy *Anchoa mitchilli* larvae in Chesapeake Bay. *Fish. Bull.* 97, 555–569.
- Ricker, W.E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish Res. Board Can.* 191.
- Rosenberg, A.A., Haugen, A.S., 1982. Individual growth and size selective mortality of larval turbot, *Scophthalmus maximus*. *Mar. Biol.* 72, 73–77.
- Royer, J., Périès, P., Robin, J.P., 2002. Stock assessment of English Channel loliginid squids: updated depletion methods and new analytical methods. *ICES. J. Mar. Sci.* 59, 45–457.
- Scannell, C.L., Dickerson, T., Wolf, P., Worcester, K., 1996. Application of an egg production method to estimate the spawning biomass of Pacific sardines off southern California in 1986. *South. Fish. Sci. Center. Nat. Mar. Fish. Ser. Admin. Rep. LJ-96-01*, 37 pp.
- Smith, P.E., 1973. The mortality and dispersal of sardine eggs and larvae. *Rapp. P.-V. Reun. Cons. Int. Exp. Mer.* 164, 282–292.
- Smith, P.E., Lo, N.C.H., Butler, J.L., 1992. Life-stage duration and survival parameters as related to interdecadal population variability in Pacific sardine. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 33, 41–49.
- Smith, P.E., Santander, H., Alheit, J., 1989. Comparison of the mortality and dispersal of sardine, *Sardinops sagax*, and Peruvian anchovy, *Engraulis ringens*. Eggs off Peru. *Fish. Bull.* 87, 497–508.
- Torres-Villegas, J.R., 1986. Evaluación de *Sardinops sagax* por el método de producción de huevos en Bahía Magdalena, B.C.S. México. (Tesis), Centra Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, BCS, México, 116 pp.
- Torres-Villegas, J.R., García, G., Levy, A., Ochoa, R.I., 1985. Madurez sexual, peso promedio, proporción sexual, frecuencia de desovantes de *Sardinops sagax* en el Golfo de California para noviembre de 1984. In: CIBCASIO 10th Annual Meeting. La Jolla, California, USA, 536–549 pp.
- Vetter, E.F., 1988. Estimation of natural mortality in fish stocks. A review. *Fish. Bull.* 86 (1), 25–43.
- Walford, L.A., Mosher, K., 1943. Studies on the Pacific pilchard or sardine. Determination of age of adults by scales and effect of environment on first year's growth as it bears on age determination. *Fish. Wild. Serv. Spec. Sci. Rep.* 21.
- Wright-López, H., Arreguín-Sánchez, F., García-Domínguez, F., Holguín-Quiñonez, O., Prado-Ancona, D., 2001. Stock assessment for venus clam, *Chione californiensis* (Broderip, 1835) in Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México. *J. Shellfish Res.* 20 (3), 1109–1115.
- Zar, J.H., 1996. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall, New York.