



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

ENFOQUE PRECAUTORIO APLICADO A RECURSOS
PESQUEROS FLUCTUANTES: UN ANÁLISIS
BIECONÓMICO PARA LA SARDINA DEL PACÍFICO

TESIS

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación Pesquerías)

P r e s e n t a

Gabriela Galindo Cortes

La Paz, Baja California Sur, Junio de 2011

ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 12:00 horas del día 26 del Mes de mayo del 2011, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

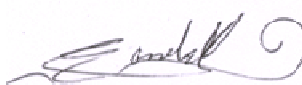
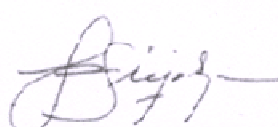
"ENFOQUE PRECAUTORIO APLICADO A RECURSOS PESQUEROS FLUCTUANTES: ANÁLISIS BIECONÓMICO PARA LA SARDINA DEL PACÍFICO "

Presentada por el alumno:

Gabriela Galindo Cortes


Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACION EN Pesquerías

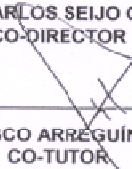
Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

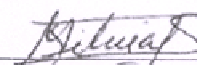
 LA COMISION REVISORA 


DR. JUAN ANTONIO DE ANDA MONTAÑEZ
CO-DIRECTOR DE TESIS

DR. JUAN CARLOS SEIJO GUTIERREZ
CO-DIRECTOR

 DR. EDUARDO FRANCISCO BALART PÁEZ
CO-TUTOR

 DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ
CO-TUTOR

 DRA. SILVIA SALAS MÁRQUEZ
CO-TUTOR

 DRA. ELISA SERVIERE ZARAGOZA,
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

CONFORMACIÓN DE COMITÉS

Comité tutorial y Comisión revisora

Dr. Juan Antonio de Anda Montañez (Co-director)

Dr. Juan Carlos Seijo Gutiérrez (Co-director)

Dr. Eduardo Francisco Balart Páez

Dr. Francisco Arreguín-Sánchez

Dra. Silvia Salas Márquez

Jurado de Examen de Grado

Dr. Juan Antonio de Anda Montañez

Dr. Juan Carlos Seijo Gutiérrez

Dr. Francisco Eduardo Balart Páez

Dr. Francisco Arreguín-Sánchez

Dra. Silvia Salas Márquez

Dra. Susana Martínez Aguilar (suplente)

RESUMEN

La sardina del Pacífico *Sardinops sagax* soporta una de las pesquerías más importantes en el sistema de la Corriente de California (SCC). El manejo de este recurso representa un reto debido a la naturaleza fluctuante en el tamaño del stock asociada a señales ambientales de diferente escala espacio-temporal que alteran la distribución, abundancia y disponibilidad de la sardina del Pacífico en las zonas tradicionales de pesca. Esta investigación tuvo dos propósitos: (i) Evaluar la contribución de la biomasa del stock desovante (BSD) y el forzamiento ambiental en la variabilidad del reclutamiento de la sardina del Pacífico en tres áreas del SCC (Bahía Magdalena, BM; Ensenada, EN; y Pacífico norte, PN) a través del ajuste de tres funciones clásicas stock-reclutamiento (SR). La evaluación de cada modelo SR candidato se realizó con la estimación de los pesos de Akaike. Para la selección del mejor modelo para cada área se aplicó el criterio de información de Akaike, en su versión corregida para tamaño de muestra pequeño; y (ii) Integrar un modelo bioeconómico dinámico con la finalidad de examinar diferentes estrategias de manejo desde el punto de vista biológico y económico. El modelo incorporó el riesgo y la incertidumbre relacionada con los cambios en las condiciones ambientales futuras en el SCC, en los valores de mortalidad natural y en precio de la sardina del Pacífico a través de simulaciones tipo Monte Carlo. El impacto de cada estrategia de manejo fue simulado tanto en la biomasa de la sardina como en los beneficios económicos de la pesquería a través del valor presente neto (VPN). Relacionado con el primer punto, se identificaron en el área de estudio dos tipos de relaciones SR conforme la BSD aumenta, una asintótica (Beverton-Holt) y otra en forma de domo (Ricker). Estos resultados concuerdan con evidencia previa respecto a que el reclutamiento de la sardina del Pacífico en el SCC tiene dos componentes de mortalidad denso-dependiente, uno relacionado con el tamaño de la cohorte y otro relacionado con el tamaño total del stock. La influencia del forzamiento ambiental en el reclutamiento de la sardina del Pacífico se evaluó con un análisis de componentes principales que determinó que las variables ambientales relacionadas con episodios El Niño-La Niña se agruparon en el primer componente principal, mientras que en el segundo fue determinado por el índice de surgencia. La incorporación de esta información en las funciones SR mostró que el reclutamiento de la sardina del Pacífico es además dependiente de características ambientales locales dentro del SCC, e.g., episodios cálidos afectan negativamente el reclutamiento en BM, mientras que, en las regiones pesqueras de EN y PN el efecto fue positivo. Cuando se evaluó el riesgo y la incertidumbre de exceder puntos de referencia límite biológico (biomasa) y económico (VPN), la estrategia de manejo basada en una cuota de captura dinámica usando una tasa de explotación constante obtuvo las menores probabilidades de rebasarlos. La selección de una estrategia mostró ser dependiente de la actitud del administrador pesquero hacia el riesgo, sin embargo, las estrategias asociadas con el control del esfuerzo pesquero y la adopción de una cuota de captura dinámica en respuesta a las fluctuaciones en la biomasa fueron mayormente seleccionadas. Por lo anterior, esta estrategia puede ser usada en el manejo de esta pesquería en conjunto con un control en el esfuerzo pesquero para evitar que los beneficios económicos de la actividad pesquera se disipen. La incorporación del análisis de riesgo mostró ser útil en la evaluación de la compleja pesquería de la sardina del Pacífico dada su naturaleza fluctuante.

Palabras claves: riesgo, simulación Monte Carlo, puntos de referencia.

ABSTRACT

The Pacific sardine *Sardinops sagax* supports one of the most important fisheries in the California Current System (CCS). Management of this type of resource represents a challenge due to the fluctuating nature of the stock size associated with environmental signals of different spatial and temporal scales which alter the distribution, abundance and availability of the Pacific sardine in traditional fishing zones. This study had two major objectives: i) on the one hand, to assess the contribution of the spawning stock biomass (SSB) and environmental forcing on recruitment variability of the Pacific sardine in three areas of CCS (Magdalena Bay, MB; Ensenada, EN; and North Pacific, NP) by fitting three different stock-recruitment (SR) functions. To quantify the plausibility of each SR model, given the data and the set of three candidate models, the Akaike weight of each model was calculated. The selection of the best model within each area was done by minimizing the small-sample, bias-corrected form of the Akaike information criterion; and ii) on the other hand, this study developed a bioeconomic simulation model of the Pacific sardine fishery in order to examine various fishing strategies from both economic and biological viewpoints. This model incorporated the risk and uncertainty related to changes in future environmental conditions of CCS, natural mortality, and sardine price via Monte Carlo simulations. The impact of each management strategy was simulated on both the sardine biomass and fisheries' profits (via net present value, NPV). Related to the first approach, two SR relationships as SSB increases were identified, an asymptotic (Beverton-Holt) and a dome-shaped (Ricker). These results agreed with prior evidence that recruitment of the Pacific sardine has a density-dependent mortality term for eggs and juvenile stages, related to the total SSB and cohort size. To test environmental influence on sardine recruitment a principal component analysis was undertaken. The first principal component group was determined by El Niño-La Niña episodes; the second, by the upwelling index. Upon incorporation of these principal components into the SR models, sardine recruitment throughout the CCS was differentially affected, e.g., warm episodes in MB negatively affected recruitment, whereas in the EN and NP regions, the effect was positive. When the risk of exceeding biologic (biomass) and economic (NPV) limit reference points was evaluated, the management strategy based on a dynamic catch rate obtained the lowest probabilities of exceeding them. The selection of a given management strategy showed to be dependent on the attitude towards risk of the fishery manager; however, the strategies associated with fishing effort control and the adoption of a constant exploitation rate using dynamic catch in response to fluctuating biomass were predominantly selected. Therefore, it is considered that this strategy could be used in the management of this fishery together with input controls to avoid dissipation of economic rent. Incorporation of risk analysis on the bioeconomic model built showed to be useful to evaluate the complex Pacific sardine fishery given its fluctuating nature.

Key words: risk, Monte Carlo simulation, reference points.

DEDICATORIAS

A Germán, por el amor y apoyo que me das día a día.

A mi Madre porque nunca ha dejado de creer en mí.

A mis hermanos Roxana y Arturo y mis queridos sobrinos Isis, Roberto y Carlos.

A mis amigas del alma Marce, Erika, Tania, Andrea, Mari José.

AGRADECIMIENTOS

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR) por el apoyo recibido para la realización de los estudios de doctorado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca económica otorgada con registro 44589, para la realización integral de este trabajo.

Al proyecto: “Análisis bioeconómico de la pesquería de sardina (*Sardinops sagax*) y su ambiente en la costa occidental de la Península de B. C. S.” CICIMAR-CIBNOR.

Al Grupo Santander por el apoyo económico a través de la Beca de Movilidad Nacional otorgada para llevar a cabo la estancia académica (Convocatoria 2009-2, Agosto-Diciembre).

Al personal administrativo, de biblioteca y de cómputo del CIBNOR por las facilidades brindadas en la realización de los estudios de doctorado.

A la M. en C. Diana Leticia Dorantes Salas del CIBNOR, por la edición del ‘Abstract’ de la tesis.

A la Unidad Experimental de la Universidad Marista de Mérida (UNEXMAR) por todas las facilidades brindadas para la realización de este trabajo.

A mis co-directores Dr. De Anda y Dr. Seijo por sus enseñanzas, influencia en mi formación académica y el apoyo en todo momento para la culminación de este trabajo.

A la Dra. Salas, Dr. Arreguín y Dr. Balart por enriquecer este trabajo de manera sustancial pero sobre todo por la amistad y confianza brindada.

CONTENIDO

| | |
|---|-----|
| LISTA DE FIGURAS..... | i |
| LISTA DE TABLAS | iii |
| 1. INTRODUCCIÓN..... | 1 |
| 2. ANTECEDENTES | 4 |
| 2.1. Manejo pesquero con enfoque precautorio..... | 4 |
| 2.2. Análisis de riesgo..... | 6 |
| 2.3. El recurso: identidad taxonómica | 13 |
| 2.4. Aspectos de la biología de la sardina del Pacífico..... | 14 |
| 2.5. La pesquería de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California | 16 |
| 2.5.1. Tendencias históricas..... | 16 |
| 2.5.2. Flota pesquera..... | 20 |
| 2.6. Manejo de la pesquería de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California | 23 |
| 3. JUSTIFICACIÓN | 24 |
| 4. OBJETIVOS | 25 |
| 4.1. OBJETIVO GENERAL..... | 25 |
| 4.2. OBJETIVOS PARTICULARES | 25 |
| 5. HIPÓTESIS | 26 |
| 6. MATERIALES Y MÉTODOS..... | 26 |
| 6.1. Área de estudio | 26 |
| 6.2. Reclutamiento | 29 |
| 6.2.1. Fuentes de información..... | 29 |
| 6.2.2. Variabilidad ambiental..... | 30 |
| 6.2.3. Modelos empíricos stock-reclutamiento..... | 33 |
| 6.2.4. Selección de modelos empíricos stock-reclutamiento..... | 34 |
| 6.3. Modelo bieconómico | 35 |
| 6.3.1. Fuentes de información..... | 35 |
| 6.3.2. Submodelo biológico | 36 |
| 6.3.3. Submodelo económico..... | 39 |
| 6.3.4. Supuestos del modelo bioeconómico..... | 41 |
| 6.3.5. Validación del modelo..... | 41 |

| | | |
|--------|--|----|
| 6.3.6. | Simulación de estrategias de manejo | 42 |
| 6.3.7. | Análisis de sensibilidad | 42 |
| 6.3.8. | Incorporación de incertidumbre y riesgo | 43 |
| 7. | RESULTADOS | 44 |
| 7.1. | Reclutamiento | 44 |
| 7.2. | Modelo bioeconómico | 52 |
| 7.2.1. | Datos de entrada..... | 52 |
| 7.2.2. | Validación del modelo | 53 |
| 7.2.3. | Análisis de sensibilidad | 55 |
| 7.2.4. | Análisis de decisión sin probabilidades matemáticas..... | 58 |
| 7.2.5. | Análisis de decisión con probabilidades matemáticas..... | 61 |
| 7.2.6. | Simulación Monte Carlo y probabilidad de exceder puntos de referencia límite y objetivo | 63 |
| 8. | DISCUSIÓN | 66 |
| 8.1. | Reclutamiento | 66 |
| 8.2. | Modelo bioeconómico | 71 |
| 9. | CONCLUSIONES | 79 |
| 10. | LITERATURA CITADA | 81 |
| 11. | ANEXOS | 97 |

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Capturas observadas de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California, desde Bahía Magdalena (BM), México hasta el Pacífico norte (PN) que incluye a Oregon, Washington y la Columbia Británica. CAL: California incluye a San Pedro y Monterey, E.U.20
- Figura 2.** Áreas de pesca de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California. Las líneas discontinuas (- - -) incluyen las tres regiones consideradas en este estudio. Dos regiones pesqueras se localizan al sur (Bahía Magdalena, BM) y norte (Ensenada, EN) en la costa occidental de la península de Baja California. La tercera región (Pacífico norte, PN) considera tres pesquerías regionales en el Océano Pacífico Nororiental: EN, California (San Pedro y Monterey) y Pacífico norte (Oregon, Washington y la Columbia Británica).28
- Figura 3.** Variables ambientales para tres latitudes del Océano Pacífico nororiental: (a) Sur de Baja California entre 113-114° W y 24-26° N; (b) Norte de Baja California entre 118-119° W y 30-32° N; y (c) Sur de California entre 119-120° W y 33-34° N. IS: Índice de surgencia ($m^{-3}/s^{-1}/100$ m de línea de costa); IOS: Índice de oscilación del Sur (note que el IOS es graficado en esta figura con el valor de la anomalía incrementando hacia arriba); TSM: Temperatura superficial del mar (° C) y IME: Índice multivariado de El Niño-Oscilación del sur. Se añaden líneas de referencia horizontales con valor cero. Los rectángulos sombreados indican el periodo disponible de los datos stock-reclutamiento para cada zona de pesca. IS, IOS y TSM están expresados como anomalías.32
- Figura 4.** Series de tiempo para la biomasa del stock desovante (línea) y reclutamiento (barras) de la sardina del Pacífico en tres regiones pesqueras en el Océano Pacífico nororiental: (a) Bahía Magdalena; (b) Ensenada; y (c) Pacífico norte.44
- Figura 5.** Modelos stock-reclutamiento (denso-independiente (línea continua); Ricker (línea discontinua) y Beverton-Holt (línea discontinua y puntos)) para la sardina del Pacífico en Bahía Magdalena (a) y Ensenada (b). Los números indican los años.46
- Figura 6.** Valores observados de reclutamiento y el mejor ajuste de los modelos stock-reclutamiento-ambientales para la sardina del Pacífico en Bahía Magdalena (a), Ensenada (b) y Pacífico norte (c). Los números indican los años.50
- Figura 7.** Comparación del reclutamiento logarítmico observado (línea continua) con el

| | |
|---|----|
| reclutamiento estimado (línea discontinua) del mejor modelo stock-reclutamiento-ambiental para la sardina del Pacífico en Bahía Magdalena (a), Ensenada (b) y Pacífico norte (c)..... | 51 |
| Figura 8. Validación del modelo bioeconómico de la sardina del Pacífico, que habita en el sistema de la Corriente de California desde Bahía Magdalena a la Columbia Británica, a través de la comparación de los valores observados (línea continua) y simulados (línea discontinua) para la captura (a) y el esfuerzo (b) durante el periodo de 1981 a 2008. | 53 |
| Figura 9. Tendencia de la biomasa total del stock de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California desde Bahía Magdalena hasta la Columbia Británica durante el periodo de 1981 a 2008 (a). Mortalidad por pesca anual estimada para la pesquería con capturabilidad (q) constante y variable. Con q constante los valores de mortalidad se calcularon para las edades completamente reclutadas a la pesquería (sardinias con 2+ años de edad). Los valores de mortalidad de q variable son proporcionales a los niveles de biomasa estimados por el modelo (b). | 55 |
| Figura 10. Análisis de sensibilidad en términos de correlación de algunos parámetros del modelo bioeconómico de la sardina del Pacífico que habita en el sistema de la Corriente de California, con relación a la biomasa y valor presente neto. q : capturabilidad; P_{spac} : precio de la sardina del Pacífico; M : mortalidad natural; flota: parámetro de dinámica de la flota; r : tasa de descuento; CP_{viaje} : costo promedio para unidad de esfuerzo; f_{MRE} : nivel de esfuerzo al máximo rendimiento económico; TAC: cuota de captura permisible dinámica..... | 57 |
| Figura 11. Análisis de sensibilidad en términos de porcentaje de explicación (fracción) de algunos parámetros del modelo bioeconómico de la sardina del Pacífico que habita en el sistema de la Corriente de California, con relación a la biomasa y valor presente neto. q : capturabilidad; P_{spac} : precio de la sardina del Pacífico; M : mortalidad natural; flota: parámetro de dinámica de la flota; r : tasa de descuento; CP_{viaje} : costo promedio para unidad de esfuerzo; f_{MRE} : nivel de esfuerzo al máximo rendimiento económico; TAC: cuota de captura permisible dinámica..... | 58 |

LISTA DE TABLAS

| | |
|--|----|
| Tabla I. Parámetros estimados para tres modelos stock-reclutamiento en dos regiones pesqueras de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California..... | 45 |
| Tabla II. Análisis de correlación y coeficientes para dos componentes principales (CP) obtenidos de las variables ambientales que potencialmente afectan el reclutamiento de la sardina del Pacífico en las regiones de Bahía Magdalena (BM), Ensenada (EN) y Pacífico norte (PN). | 47 |
| Tabla III. Parámetros estimados para los modelos stock-reclutamiento-ambientales (SRA) para tres regiones pesqueras de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California. | 49 |
| Tabla IV. Parámetros bioeconómicos utilizados en la modelación de la pesquería de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California. | 52 |
| Tabla V. Resultados de las tablas de decisión sin probabilidades matemáticas usando el criterio Maximin. Con este criterio un administrador altamente cauto seleccionará aquella estrategia que genere el máximo valor presente neto (VPN) de los mínimos observados. Los estados de la naturaleza fueron definidos por: a) la mortalidad natural, M; b) el precio de la especie objetivo, Pspac (\$USD) y c) las condiciones ambientales. La selección de la estrategia y valor de VPN (\$'000 USD) correspondiente se marcan en negrita..... | 59 |
| Tabla VI. Matriz de máxima pérdida de oportunidades sin probabilidades matemáticas que ilustra el criterio Minimax. Con este criterio el decisor pesquero quien es poco cauto seleccionará aquella estrategia que genere el mínimo de las máximas posibles pérdidas resultante de cinco alternativas de manejo y posibles estados de la naturaleza definidos por: a) la mortalidad natural, M; b) el precio de la especie objetivo, Pspac (\$USD) y c) las condiciones ambientales. La selección de la estrategia y valor de VPN (\$'000 USD) correspondiente se marcan en negrita..... | 60 |
| Tabla VII. Resultados de las tablas de decisión sin probabilidades matemáticas usando el criterio Maximax, característico de un administrador buscador de riesgo que seleccionará aquella estrategia que genere el máximo valor presente neto (VPN) de las posibles salidas. Los estados de la naturaleza fueron definidos por: a) la mortalidad natural, M; b) el precio de la especie objetivo, Pspac (\$USD) y c) las condiciones ambientales. La selección de la estrategia y valor de VPN (\$'000 USD) correspondiente se marcan en negrita..... | 61 |

| | |
|--|----|
| Tabla VIII. Análisis de las tablas de decisión con probabilidades (p) matemáticas basadas en el valor presente neto (VPN) con dos hipótesis de reclutamiento para la sardina del Pacífico (a) y condiciones ambientales (b). La selección de la estrategia de acuerdo al decisor se marca en negrita. VE: valor esperado; VAR: varianza. Los valores se expresan en \$1,000 USD. | 62 |
| Tabla IX. Análisis de las tablas de decisión usando el criterio Bayesiano que busca el valor mínimo del valor esperado (VE) de la matriz de pérdida de oportunidades con dos hipótesis de reclutamiento para la sardina del Pacífico (a) y condiciones ambientales (b). La selección de la estrategia se marca en negrita. Los valores se expresan en \$1,000 USD. | 63 |
| Tabla X. Probabilidad (%) de exceder los puntos de referencia límite (PRL) y puntos de referencia objetivo (PRO) considerando incertidumbre en (a) mortalidad natural, M y (b) precio de la sardina del Pacífico, Pspac. | 65 |

1. INTRODUCCIÓN

La pesca, bien de manera directa o indirecta, desempeña un papel fundamental en los medios de subsistencia de millones de personas en todo el mundo (FAO, 2009). Un sistema pesquero consiste de dos elementos esenciales, las poblaciones de peces en sus ecosistemas, que en términos de biomasa constituye el capital natural y la flota pesquera que lo captura, esto es, el capital humano (Anderson y Seijo, 2010). Éstos son dinámicos por naturaleza y su interacción ocurre en condiciones ambientales cambiantes lo que le confiere al sistema una mayor complejidad con la que el manejo pesquero debe lidiar (Csirke, 1985).

A pesar de que todos los recursos pesqueros exhiben fluctuaciones de diversa magnitud en sus niveles de abundancia en una gran variedad de patrones complejos y en diferentes escalas espacio-temporales, se han identificado algunos recursos pesqueros cuya abundancia es altamente variable y generalmente presentan oscilaciones cíclicas, irregulares o incluso sin una clara periodicidad (Kawasaki, 1983; Spencer y Collie, 1997). Estos stocks altamente fluctuantes y productivos lo conforman mayormente especies con ciclo de vida corto, tallas pequeñas y maduración gonádica temprana, como las sardinas y anchovetas (King y McFarlane, 2003), donde el alto grado de variabilidad en su dinámica poblacional es consistente con los cambios de régimen oceánicos, con un fuerte componente impredecible, que distingue entre altos y bajos niveles de abundancia (Hare y Mantua, 2000).

La inherente variabilidad en la abundancia de los recursos pesqueros es una fuente de incertidumbre que el manejo pesquero debe afrontar (Hilborn *et al.*, 2001). Esta variabilidad ha sido asociada, tanto conjunta como separadamente, a cambios en las condiciones ambientales en los ecosistemas marinos y al aumento en la intensidad de pesca. La determinación del grado en el cuál una u otra o su interacción afectan la abundancia de los recursos y su papel en aquellos recursos que han mostrado signos de sobreexplotación continúa en debate (Hjort, 1914; Baumgartner *et al.*, 1992; Finney *et al.*, 2002; Murawski *et al.*, 2007; Worm *et al.*, 2009). Esta incertidumbre afecta a los puntos de referencia biológico-económicos de las pesquerías, la toma de decisiones y la evaluación del riesgo en el manejo pesquero precautorio (Csirke, 1985; Hilborn *et al.*, 2001); lo cual en el pasado ha

conducido al fracaso en el manejo pesquero por la dificultad de predecir oportunamente cambios en los ecosistemas marinos por los efectos de la pesca y la variabilidad ambiental hasta que las poblaciones colapsan (McFarlane *et al.*, 2005; Dickey-Collas *et al.*, 2010).

El entendimiento de los efectos de la pesca sobre la estructura y dinámica de los ecosistemas marinos requiere evaluar la influencia de la variabilidad en el ambiente físico en diferentes escalas espacio-temporales (Botsford *et al.*, 1997). Al respecto, recientes esfuerzos de investigación se han dirigido al estudio de eventos biológicos importantes que son afectados en escalas espaciales finas en varias poblaciones de pelágicos menores, como la sobrevivencia de estadios larvales críticos (Logerwell y Smith, 2001; Rykaczewski y Checkley, 2008; Takahashi y Checkley, 2008) y el reclutamiento de estadios juveniles al stock desovante (De Anda-Montañez *et al.*, 1994; Jacobson y MacCall, 1995; Daskalov *et al.*, 2003; Morales-Bojórquez *et al.*, 2003; Shimoyama *et al.*, 2007). Estas investigaciones se han enfocado a identificar las variables ambientales relevantes que condicionan la fuerza de reclutamiento, y con ello, incrementar la precisión de los estimados históricos de reclutamiento y el potencial para predecir sus niveles futuros, con la expectativa de que mejorará la habilidad del manejo pesquero para alcanzar sus objetivos, como reducir el riesgo e incrementar los rendimientos pesqueros (A'mar *et al.*, 2009). Aunque la magnitud de los beneficios dependerá del ciclo de vida y de los parámetros pesqueros asociados al stock (Basson, 1999).

Varios autores han investigado el efecto de la variabilidad climática en el reclutamiento y su impacto en el manejo pesquero a través de la simulación de diferentes escenarios ambiente-dependientes y ambiente-independientes. Por ejemplo, De Oliveira y Butterworth (2005) encontraron que el promedio de la captura de la anchoveta sudafricana *Engraulis encrasicolus* incrementa, sin un aumento asociado en el riesgo, cuando los índices ambientales predicen de manera precisa el reclutamiento en el corto plazo. King y McFarlane (2006) analizaron diferentes estrategias de explotación cuando el reclutamiento es gobernado por funciones Beverton-Holt ambiente-dependientes en stocks con ciclos de vida cortos. Ellos concluyeron que el ajuste de las tasas de explotación en respuesta a las condiciones cambiantes del ambiente produce un mejor balance entre los beneficios (altos niveles de captura) y pérdidas (cierre de la pesquería) de la actividad, siempre y cuando el

cambio de régimen climático sea identificado inmediatamente después de éste ocurra.

Asimismo, Hurtado-Ferro *et al.* (2010) mostraron para la pesquería de sardina japonesa (*Sardinops melanostictus*) que la incorporación explícita de factores ambientales tanto en funciones stock-reclutamiento tipo Ricker como en las estrategias de manejo de control de capturas, producen bajo riesgo de colapso, mayores niveles de biomasa y rendimientos en el largo plazo. Sin embargo, un enfoque de simulación para la pesquería del abadejo de Alaska (*Theragra chalcogramma*), en el cual varias relaciones stock-reclutamiento ambiental fueron explícitamente modeladas, indicó que la estrategia de manejo que ignora la posibilidad de un futuro cambio de régimen, pero que considera que éste ejerce cambios implícitos en el reclutamiento promedio, mantiene niveles de biomasa desovante superiores a su nivel objetivo, produce las mayores capturas y un menor riesgo de exceder el nivel de mortalidad por pesca límite que aquellas estrategias de manejo que tomaron en cuenta cambios de régimen futuros (A'mar *et al.*, 2009).

A pesar de que para varios stocks fluctuantes, la incorporación de las variaciones del ambiente oceánico físico en el manejo pesquero ha contribuido a reducir la incertidumbre en las predicciones, los mecanismos subyacentes de causa-efecto aún no se han identificado con certeza razonable, lo que representa un paso necesario para una mayor utilización de este conocimiento en la predicción (Botsford *et al.*, 1997; Seijo y Anderson, 2010). La incertidumbre respecto a las condiciones ambientales futuras y su efecto en la productividad de los stocks dificulta la toma de decisiones en el manejo pesquero. El enfoque precautorio en la pesca demanda incorporar dichas incertidumbres en los esquemas de manejo, utilizando las mejores evidencias científicas que se dispongan y definiendo niveles aceptables de impacto o riesgo en la toma de decisiones que reduzcan los costos de las acciones (García, 1994).

Una manera de abordar lo anterior, es a través de modelos de simulación bioeconómicos, en los cuales se cuantifique el nivel de incertidumbre asociado a la aplicación de diferentes alternativas de manejo y evaluar el grado en que satisfacen los objetivos del manejo (mayores capturas, menor riesgo). Ello implica la adopción de criterios de decisión bajo condiciones que consideren el riesgo asociado a cada alternativa de manejo (Seijo *et al.*, 1998; Punt, 2006). En el caso de la pesquería de sardina del

Pacífico en el OPN, la adopción del manejo precautorio que considere cómo la productividad del stock puede afectarse ante un imperfectamente predecible cambio en las condiciones ambientales futuras permitirá lidiar con la variabilidad inherente a este recurso pesquero (Anderson y Seijo, 2010).

El propósito de esta investigación fue doble. Primeramente se evaluó la contribución de la biomasa del stock desovante y el forzamiento ambiental en la variabilidad del reclutamiento de la sardina del Pacífico en tres áreas pesqueras del océano Pacífico Nororiental a través del ajuste de tres funciones clásicas de stock-reclutamiento-ambientales. Con estos resultados se integró un modelo bioeconómico dinámico de la especie objetivo que incluyó además indicadores económicos de la actividad pesquera. Posteriormente a través de la simulación de diferentes estrategias de manejo bajo condiciones de incertidumbre y riesgo (e.g. variaciones en las condiciones ambientales, en los parámetros poblaciones de la especie y en el mercado) se evaluó el desempeño de variables relevantes del sistema como la biomasa, la captura y los beneficios económicos con la finalidad de proponer un enfoque de manejo que pueda ser aplicado para el aprovechamiento sustentable de recursos pesqueros fluctuantes.

2. ANTECEDENTES

2.1. Manejo pesquero con enfoque precautorio

La pesca representa una actividad importante para las sociedades humanas. De acuerdo a la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, por sus siglas en inglés), la producción mundial de la pesca de captura en 2006 ascendió a 92 millones de toneladas (ton), con un valor aproximado de primera venta de \$91 millones de dólares. Asimismo esta organización sugiere que al cabo de 50 años de expansión geográfica y avances tecnológicos especialmente rápidos que han aumentado el poder de pesca, 28 % de los recursos marinos mundiales se encuentran sobreexplotados o agotados, 52 % de las poblaciones se hallan plenamente explotados, 20 % ofrece ciertas posibilidades de aumentar las capturas, y el resto de los recursos en vías de recuperación (FAO, 2009).

Ante este escenario, el manejo pesquero necesita ser abordado con enfoques alternativos al convencional basado en una única población, ya que éste ha revelado sus limitaciones, particularmente para stocks migratorios que son explotados a lo largo de su zona de distribución, en diferentes zonas económicas exclusivas. Esta situación pueden atribuirse a una serie de factores, entre los que se incluyen la resistencia a adoptar decisiones difíciles desde el punto de vista político, sobre la asignación, distribución y utilización de los recursos, la capacidad excesiva de las flotas y los conocimientos científicos insuficientes sobre las interacciones entre especies y su ambiente desde un enfoque holístico (FAO, 2001).

Ante éstos y otros importantes acontecimientos en la pesca mundial, en 1992 durante la Conferencia Internacional sobre la Pesca Responsable celebrada en Cancún, México, se acordó generar un Código de Conducta para la Pesca Responsable. Este Código, adoptado en 1995, establece los principios y enfoques más generales para una ordenación eficaz y responsable de la pesca que aseguren la explotación sostenible de los recursos acuáticos vivos, en consonancia con el ambiente (FAO, 1995a). El Código, de carácter voluntario, fue ratificado en 2001 en la Declaración de Reykjavik, Islandia, sobre la pesca responsable en el ecosistema marino, en el cual se incluye la afirmación: “...en un esfuerzo para fortalecer la ordenación responsable y sostenible en el ecosistema marino, trabajaremos individual y colectivamente en la incorporación de consideraciones relativas al ecosistema...” (FAO, 2001) y se solicita a la FAO que elaborase “...directrices técnicas sobre las mejores prácticas con respecto a la introducción de consideraciones relativas al ecosistema en la ordenación de la pesca.” En respuesta a lo anterior y reconociendo que la adopción de los conceptos contenidos en el Código es un proceso parsimonioso (Cochrane *et al.*, 2004; Seijo, 2007a), los participantes de la Consulta de Expertos sobre la Ordenación Pesquera Basada en el Ecosistema se abocaron a generar las directrices para apoyar la implementación del enfoque de ecosistema en la pesca (EEP) aceptando que éste es un medio para aplicar muchas de las disposiciones del Código y mejorar la ordenación de la pesca actual basada en una especie determinada o en un grupo de especies (FAO, 2003).

En el EEP se procura abordar los problemas de la pesca con un criterio holístico que considere las interacciones que se producen entre las pesquerías y los ecosistemas y el

hecho de que ambos se ven afectados por la variabilidad natural en diversas escalas espacio-temporales (Lluch-Belda *et al.*, 1989; Baumgartner *et al.*, 1992; Kawasaki, 1993; Klyashtorin, 2001; Finney *et al.*, 2002). En consecuencia el objetivo central del EEP es “planificar, desarrollar y ordenar la pesca de modo que satisfaga las múltiples necesidades y deseos de las sociedades, sin poner en riesgo la posibilidad de que las generaciones futuras se beneficien de la amplia gama de bienes y servicios que pueden obtenerse de los ecosistemas marinos”. Teniendo en cuenta este objetivo, la FAO propone la siguiente definición del EEP: “mediante el enfoque de ecosistemas en la pesca se procura equilibrar los diversos objetivos de la sociedad, teniendo en cuenta los conocimientos e incertidumbres relativos a los componentes bióticos, abióticos y humanos de los ecosistemas y de sus interacciones, y aplicar un enfoque integrado a la pesca dentro de límites ecológicos fidedignos” (FAO, 2003).

2.2. Análisis de riesgo

Las pesquerías de pelágicos menores plantea serios retos de manejo para la adopción de un esquema basado en el EEP debido, en parte, a la naturaleza fluctuante del tamaño de sus poblaciones en el tiempo, aun en ausencia de explotación (Baumgartner *et al.*, 1992), y que actualmente ha sido relacionada con factores denso-dependientes (tamaño del stock desovante) y denso-independientes (ambientales) que afectan el reclutamiento y al complejo patrón de distribución y migración del stock desovante. En el caso específico de la sardina del Pacífico que habita en el OPN, la adopción de un manejo pesquero con enfoque precautorio debe contestar preguntas relevantes, por ejemplo: ¿Cuáles son las principales fuentes de incertidumbre que pudiesen afectar las evaluaciones biológicas-pesqueras del recurso? ¿Cómo la incertidumbre en las condiciones ambientales futuras puede incluirse en el manejo de estos recursos pesqueros fluctuantes? ¿Qué estrategias de manejo pueden contribuir a reducir la incertidumbre en la productividad futura de la sardina del Pacífico en el OPN?

Para atender planteamientos de esta índole, Anderson y Seijo (2010) proponen los siguientes pasos:

- 1) Definir las preguntas de ordenación relevantes para la pesquería y el ecosistema;
- 2) Determinar el estatus de la pesquería desde el punto de vista biológico, económico y social, i.e., estimar el tamaño y dinámica de la estructura de la población, estructura de edades en las capturas comerciales, costos y ganancias por método de pesca.
- 3) Seleccionar las variables de desempeño y los correspondientes indicadores bio-económicos de la pesquería;
- 4) Establecer los puntos de referencia límite (PRL) y puntos de referencia objetivo (PRO) de los indicadores seleccionados (e.g. biomasa reproductora, reclutamiento, captura, esfuerzo pesquero, costos, ganancias, renta);
- 5) Identificar los diferentes estados de la naturaleza para aquellas variables y parámetros (i.e., variaciones estacionales en el reclutamiento, mortalidad natural, capturabilidad, costos del esfuerzo pesquero) que tengan altos niveles de incertidumbre;
- 6) Determinar si las probabilidades matemáticas pueden ser asignadas para la ocurrencia de los estados de la naturaleza identificados bajo forzamiento ambiental;
- 7) Construir tablas de decisión con y sin probabilidades matemáticas dependiendo si se dispone de observaciones y probabilidades de las expectativas futuras del clima;
- 8) Aplicar diferentes criterios de decisión que reflejen los diversos grados de aversión al riesgo por parte de los decisores para seleccionar la estrategia de manejo pesquera basada en el ecosistema;
- 9) Estimar las probabilidades de exceder puntos de referencia límite de indicadores biológicos y económicos de las estrategias de manejo alternativas bajo consideración;
- 10) Reevaluar periódicamente la pesquería para establecer nuevos puntos de referencia y estrategias de manejo.

Este último paso permite evaluar el desempeño de la pesquería en el logro de sus objetivos. En este proceso, la selección de los indicadores, PRL y PRO de la pesquería es clave. Los indicadores pesqueros son variables que miden el estado de la pesquería y pueden asumir valores discretos para representar situaciones críticas del recurso (García, 1997). Estos valores discretos son llamados puntos de referencia, que al adoptar valores

cuantificables, definen el marco para evaluar las estrategias de manejo. De esta manera, la diferencia entre el valor del indicador respecto al PRO o PRL, corresponde a una medida del desempeño de la pesquería. El objetivo debería ser el estado deseado del indicador y el límite debería ser el extremo más allá del cual no es deseable llegar (esto incluye la posibilidad de tener límites superiores o inferiores) (FAO, 2003).

Swan y Gréboval (2004) identificaron que la complejidad inherente a las pesquerías aunada al incompleto conocimiento de la incertidumbre asociada a ésta, representan algunos de los principales factores para la no sostenibilidad y sobreexplotación pesquera. En las pesquerías de pelágicos menores, este factor toma relevancia debido a la naturaleza fluctuante de sus poblaciones que generan incertidumbre en la productividad de los stocks en el corto y largo plazo y cambios en la disponibilidad del recurso a lo largo de su zona de distribución (Caddy y Seijo, 2005). Bajo estas condiciones, como se ilustra en la tragedia de los comunes (Hardin, 1968), no existe propiedad sobre el recurso, por lo que cualquier miembro de la sociedad (e.g. cualquier pescador) puede obtener el recurso por apropiación directa. En otras palabras, el libre acceso constituye una condición necesaria y suficiente para la sobreexplotación de un recurso pesquero (Seijo *et al.*, 1997; Seijo, 2007b). Aunque las condiciones de acceso abierto están menos extendidas que antes, a excepción de muchos recursos transfronterizos y altamente migratorios, capturados mayormente por embarcaciones industriales, donde los pescadores suelen tener acceso a estos recursos durante todo el año en su área de distribución (Caddy y Seijo, 2005).

Para mitigar de los efectos de la no sostenibilidad en las pesquerías, es necesario abatir los altos costos de exclusión asociados a la alta variabilidad espacio-temporal de los recursos y la incertidumbre en los niveles de abundancia, característica de los stocks fluctuantes, que hacen que un pescador no se beneficie en posponer la captura con la esperanza de obtener peces mayores y más valor comercial en el futuro, debido a que otro pescador puede capturarlos en ese mismo lapso (Seijo, 2005).

De acuerdo con Butterworth y Punt (2001) la implementación de estrategias de manejo pesquero con enfoque precautorio debe considerar diferentes fuentes de incertidumbre, como son, los errores debidos al conocimiento incompleto de la dinámica real del recurso (errores del modelo), los errores inherentes al muestreo y toma de datos (error de

observación) y los relacionados con la discrepancia entre las medidas de manejo recomendadas y las que efectivamente se adaptan (error de implementación).

Debido a que los eventos inciertos involucran más de un posible resultado, la evaluación bioeconómica de estrategias alternativas de manejo en pesquerías requiere de un análisis que cuantifique el nivel de incertidumbre asociado con la aplicación de cada estrategia. Ello implica la adopción de criterios de decisión bajo condiciones que consideren el riesgo asociado a cada alternativa de manejo. Para esto se ha sugerido el uso de la teoría de decisiones (Bayesiano y no-Bayesiano) y la incorporación de PRLs y PROs (FAO, 1995b; Caddy y Mahon, 1995), de acuerdo a lo siguiente (Seijo *et al.*, 1998; Seijo *et al.*, 2004):

Análisis de decisión sin probabilidades matemáticas

Si el número de observaciones sobre las cuales se estimó la probabilidad de ocurrencia del estado de la naturaleza fuera considerado insuficiente, entonces el analista tiene la opción de explorar los criterios de decisión sin probabilidades (enfoque no-Bayesiano). Es decir, cuando la experiencia (observaciones de la realidad) pudiera ser insuficiente para que los responsables de manejo de recursos pesqueros puedan (o deseen) asignar probabilidades numéricas (cardinales) a los posibles resultados (estados de la naturaleza), se pueden utilizar los criterios Maximin, Minimax, y Maximax que a continuación se describen. El criterio Maximin es empleado cuando el responsable de administrar la pesquería es un decisor cauto y con aversión al riesgo, es decir, la decisión de manejo a seleccionar es aquella que involucra el máximo valor presente neto (VPN) de los mínimos observados. Cuando el administrador pesquero es cauto pero no tanto como en el criterio anterior, se puede utilizar el criterio Minimax. Con este criterio se seleccionará aquella decisión de manejo que minimiza las pérdidas máximas. Pérdida máxima es definida como la diferencia entre el beneficio real y el que pudo haber sido obtenido si se hubiera tomado la decisión correcta. Finalmente, si el responsable del manejo de la pesquería es ampliamente optimista y por tanto buscador de riesgo, se podrá emplear el criterio Maximax, mediante el cual se seleccionará la decisión con el posible beneficio neto más alto.

Análisis de decisión con probabilidades matemáticas

Cuando se cuenta con probabilidades matemáticas sobre la ocurrencia de posibles desempeños de la pesquería (P_i) asociadas a posibles estados de la naturaleza i , es posible estimar el valor esperado (VE) del VPN resultante de utilizar diferentes decisiones de manejo (D_1, D_2, \dots, D_n):

$$VE = \sum_i P_i VPN_i \quad (1)$$

La varianza correspondiente (VAR) puede ser estimada de la forma siguiente:

$$VAR = \sum_i P_i (VPN_i - VE)^2 \quad (2)$$

En análisis de pesquerías en los que se incorporan el riesgo y la incertidumbre y se cuenta con probabilidades matemáticas sobre los posibles estados de la naturaleza que pudieran afectar su desempeño, el responsable de manejar la pesquería deberá hacer un balance entre el valor esperado y las varianzas correspondientes a las decisiones de ordenación alternativas.

Estos criterios de decisión pueden ser aplicados a los modelos bioeconómicos ya que a través de éstos es posible incorporar la incertidumbre en parámetros biológicos dependientes de la variabilidad ambiental e hipótesis alternativas sobre el comportamiento dinámico del recurso y de las flotas que lo capturan. En tal sentido, pueden considerarse diferentes estados de la naturaleza tanto para parámetros críticos (e.g. tasa instantánea de mortalidad natural, precio de la especie objetivo), como para hipótesis del comportamiento de procesos bioeconómicos fundamentales de la pesquería (e.g. grado de heterogeneidad en la distribución espacial del recurso, estrategias de asignación espacial de la intensidad de pesca), los cuales resultarán en diferentes desempeños de la variables biológicas y económicas de la pesquería si se tomaran las decisiones alternativas de ordenación D_1, D_2, \dots, D_n (Seijo *et al.*, 1998).

Simulación Monte Carlo y probabilidad de exceder puntos de referencia límite y objetivo

El enfoque de manejo precautorio para la ordenación pesquera, de acuerdo con García (1994), tiene como objetivo proteger los recursos pesqueros de las prácticas de pesca que pueden poner en peligro su viabilidad en el largo plazo. Con el fin de tomar precauciones adecuadas, las actividades de pesca deben ser controladas incluso antes de que haya evidencias científicas claras de que las prácticas actuales puedan no ser sostenidas por el recurso. A fin de desarrollar las políticas pesqueras de control, los puntos de referencia biológicos son necesarios para medir el estado actual de los recursos y los efectos proyectados de la pesca (Rosenberg y Restrepo, 1996).

Caddy y Seijo (2005) añaden que la adopción de un nuevo y mejorado esquema de ordenación requiere de un manejo participativo, donde la toma de decisiones sea colectiva entre los científicos, administradores y demás actores involucrados en la actividad; este esquema de manejo precautorio puede basarse en una jerarquía de respuestas previamente acordadas. Ante el reconocimiento explícito de que la toma de decisiones ocurre en condiciones de incertidumbre, el enfoque precautorio debe ser incorporado en todos los niveles, lo que incluye evitar la suposición de que los recursos pueden explotarse de manera sostenible a través del tiempo con los paradigmas de ordenación actuales. Consecuentemente, la incapacidad de los esquemas de manejo actuales de lidiar con el riesgo e incertidumbre inherentes a muchas pesquerías marinas es un factor que contribuye a la no sostenibilidad en las pesquerías.

Según García (1997) un indicador es una variable, un punto, un índice de un fenómeno complejo. Sus fluctuaciones revelan las variaciones en los componentes de los ecosistemas, del recurso o del sector. Cuando es considerado en su conjunto, la posición y tendencia del indicador respecto a algún criterio, indica el estado actual y la dinámica de un sistema. Los indicadores pesqueros son variables derivadas del monitoreo de una pesquería, los cuales, al adoptar valores discretos como puntos de referencia, proveen información que se considera relevante para la correcta explotación de los recursos. Los puntos de referencia pesqueros y del ecosistema son considerados los valores discretos de los indicadores, los

cuales han sido acordados para representar las situaciones que requieran una acción de manejo previamente negociada (Anderson y Seijo, 2010).

Los indicadores pesqueros deben ser capaces de proveer información para la evaluación biológica, económica y social del desempeño de la pesquería, y como elementos en planes de manejo, deben convertirse en la base para el establecimiento, con el tiempo, de nuevos puntos de referencia y sus correspondientes estrategias de manejo para alcanzarlos (Anderson y Seijo, 2010). De acuerdo con Boyd y Charles (2006) es deseable que los indicadores pesqueros propuestos sean relevantes, oportunos, medibles, precisos, sensibles, simples e integrativos.

Los primeros puntos de referencia propuestos por los científicos pesqueros fueron utilizados como PROs, pero debido a los problemas causados cuando éstos son excedidos surgió la necesidad de utilizarlos como PRLs para que ayuden a evitar situaciones que son peligrosas para el recurso y por ende, a la sustentabilidad de la pesquería (Caddy y Mahon, 1995). El índice de referencia más citado es el máximo rendimiento sostenible (MRS), a menudo considerado como un objetivo de manejo predeterminado desde una perspectiva biológica (Hilborn y Walters 1992). Sin embargo, en los últimos años, ha habido un cambio fundamental en la percepción de la mortalidad por pesca relacionado con el MRS (F_{MRS}) como un límite para ser evitado en lugar de un objetivo que de manera rutinaria es excedido. De acuerdo con Mace (2001) la evolución del enfoque precautorio se ha traducido en una nueva interpretación del MRS, que también es más consistente con el EEP.

El riesgo, i.e. probabilidad de que ocurra un evento no deseado, de exceder PRL biológicos y económicos para la pesquería de la sardina del Pacífico puede ser estimado a través de la simulación Monte Carlo, con el cual se generan las variables aleatorias que representan las principales fuentes de incertidumbre y permite estimar el riesgo de exceder PRLs (Seijo *et al.*, 2004; Anderson y Seijo, 2010). En este contexto, los modelos de simulación bioeconómicos han mostrado ser una herramienta útil en la incorporación de análisis de riesgo que contribuyen a proponer mejores alternativas de manejo para recursos pesqueros fluctuantes (Seijo *et al.*, 1998).

2.3. El recurso: identidad taxonómica

La identificación taxonómica de las especies que conforman al género *Sardinops*, constituye un gran reto debido a que representantes del género con caracteres morfológicos similares se pueden encontrar en regiones del mundo ampliamente separadas (Grant *et al.*, 1998). Hubbs (1929) propone el género *Sardinops* para agrupar a todas las sardinias –con excepción de la europea y la del norte de África– al encontrar pocas diferencias morfológicas entre las poblaciones de sardinias en cuencas oceánicas separadas. No obstante, usó diferentes nombres latinos para designar las variadas formas regionales: *S. ocellatus* (Pappe, 1854) para Sudáfrica; *S. neopilchardus* (Steindachner, 1879) para Australia; *S. sagax* (Jenyns, 1842) para Chile-Perú; *S. caeruleus* (Girard, 1854) para México-California; y *S. melanostictus* (Temminck y Schlegel, 1846) para Japón. Sin embargo, Svetovidov (1952) propuso que todas las poblaciones de *Sardinops* pertenecen a una especie única, *S. sagax* y nombró las formas regionales como subespecies. Whitehead (1970) coincide con este tratamiento de que *Sardinops* está formada por cinco subespecies y agregó posteriormente que estas poblaciones están tan ampliamente separadas geográficamente que cualquier intercambio genético es imposible o altamente improbable (Whitehead, 1985). Parrish *et al.* (1989) después de una revisión que incluyó estudios morfológicos y bases de datos de enzimas retomaron la posibilidad de una especie única con distribución panoceánica, mismo que fue confirmado por Grant *et al.* (1998) quienes agregan que *Sardinops* es un género monoespecífico con tres linajes correspondientes al sur de África-Australia, Chile-California y Japón. Los representantes de *S. sagax* tienen varios nombres comunes como California pilchard (en Estados Unidos), pilchard (en Canadá), Pacific sardine (en Estados Unidos y Canadá), sardina monterrey o sardina del Pacífico (en México). De acuerdo con lo anterior, a lo largo de este trabajo se usará como nombre científico de la especie objetivo *S. sagax*, llamada comúnmente sardina del Pacífico.

2.4. Aspectos de la biología de la sardina del Pacífico

Las sardinas son peces pelágicos formadores de cardúmenes con una amplia distribución en zonas subtropicales y templadas, con preferencia a ecosistemas de surgencia caracterizadas por una alta productividad, donde dominan en el nivel trófico intermedio, y por tanto juegan un papel importante en el funcionamiento de los ecosistemas (Cury *et al.*, 2000; Christensen y Pauly, 2004). En el hemisferio norte la sardina del Pacífico se distribuye desde el sureste de Alaska hasta el sur de la Península de Baja California y dentro del Golfo de California. En el hemisferio sur desde el sur de Ecuador hasta el norte de Chile (Parrish *et al.*, 1989; Grant *et al.*, 1998).

La sardina del Pacífico puede alcanzar hasta 41 cm de longitud, aunque rara vez supera los 30 cm. Tiene una longevidad máxima estimada de 20 años, pero la mayoría de los individuos en las capturas comerciales no sobrepasa los ocho años de edad. A partir de los dos años de edad se encuentran sexualmente maduros, aunque la edad a la madurez puede disminuir a niveles bajos de biomasa, así como también la latitud y temperatura parecen influir (Butler, 1988). Los adultos son desovadores parciales capaces de producir múltiples desoves anuales (Torres-Villegas *et al.*, 1985), cuya intensidad y frecuencia es altamente variable y dependiente de la edad (Macewicz *et al.*, 1996). Butler *et al.* (1993) estiman que sardinas del Pacífico con dos años de edad pueden desovar hasta seis veces por año, con alrededor de 160,000 huevos en promedio por hembra, mientras que, los grupos de edad mayores pueden desovar hasta 28 veces por año, con 1,500,000 huevos en promedio por hembra. Los huevos eclosionan y las cohortes pasan a través de varios estadios donde se incluyen larva con vitelo, larva, juvenil y adulto. La temperatura y disponibilidad de alimento han sido relacionadas como determinantes de la duración de cada estadio (Butler *et al.*, 1993).

Las sardinas son ovíparas ya que liberan sus huevos al medio acuático donde ocurre la fertilización. Los huevos y larvas son pelágicos y se concentran cerca de la superficie del agua. Los huevos tienen forma esférica que en promedio eclosionan después de tres días y la longitud de la larva recién eclosionada es de 2 a 4 mm (Saldierna-Martínez *et al.*, 1987; Butler *et al.*, 1993). Las larvas se alimentan principalmente de micro-zooplankton, mientras

que, los juveniles y adultos presentan una malla fina de branquiespinas que les permite ingerir presas planctónicas pequeñas de hasta 10 μm de diámetro (van der Lingen *et al.*, 2006). Aunque la composición específica de la dieta de la sardina del Pacífico varía dependiendo de la localidad y época del año, en general, ésta es dominada por fitoplancton, copépodos (de todos los estadios) y apendicularios. Por otro lado, las sardinas tienen numerosos depredadores durante su ciclo de vida. Los huevos y larvas son consumidos por una gran variedad de invertebrados y vertebrados planctívoros incluyendo las sardinas adultas a través de canibalismo (Agostini *et al.*, 2007). Asimismo, los juveniles y adultos de sardinas son consumidos por una amplia gama de depredadores incluyendo varias especies de peces de importancia comercial (e.g.: atunes, barracudas, marlines, macarelas, merluzas, salmones y tiburones), mamíferos marinos (e.g.: lobos marinos, focas, marsopas y ballenas) y aves marinas (pelícanos, gaviotas y cormoranes) (Emmett *et al.*, 2005).

En el sistema de la Corriente de California (SCC) y Golfo de California, la sardina del Pacífico desova a lo largo de todo el año, sin embargo, los desoves masivos ocurren de abril a agosto entre San Francisco y Bahía Magdalena, y en enero hasta abril en el Golfo de California (Allen *et al.*, 1990). Aunque la localización de la biomasa desovante de la sardina del Pacífico varía año con año, debido en parte a la temperatura y migración, el desove ocurre consistentemente entre 13-15 °C en la costa de California, entre 17-21 °C en la porción centro y sur de la Península de Baja California y entre 22-25 °C en el Golfo de California (Lluch-Belda *et al.*, 1991). En años con temperaturas más frías que el promedio, el movimiento de la población es hacia el sur de California y el desove ocurre en aguas más oceánicas (Lynn, 2003; Lo *et al.*, 2005). Mientras que en años con altas temperaturas, el grueso de la población de sardina se mueve hacia Oregon, Washington y la Columbia Británica, y algunos individuos alcanzan la costa sur de Alaska solo con fines de alimentación (Wing *et al.*, 2000; McFarlane *et al.*, 2005). En estos años el desove sucede cerca de las costas de Oregon y Washington. Los eventos de desove de sardina en aguas canadienses no se consideran típicos ya que solo se han reportado en periodos fuertemente cálidos (DFO, 2008).

Los movimientos de la sardina del Pacífico ocurren desde su límite norteño hacia el sur durante el invierno, cuando el flujo de la Corriente de California es fuerte. En primavera

cuando el flujo de la Corriente de California se intensifica aún más, la población de sardina alcanza su límite más sureño. En verano comienza su movimiento hacia el norte y en otoño la población alcanza su distribución más norteña (Emmet *et al.*, 2005; Félix-Uraga *et al.*, 2005; McFarlane *et al.*, 2005). Aunque el patrón de migración de la sardina del Pacífico es altamente complejo y variable, se ha postulado que este movimiento es realizado por tres stocks de sardina cada uno adaptado a diferentes intervalos de temperatura de agua (Félix-Uraga *et al.*, 2004; 2005). Sin embargo, otros estudios no han encontrado variaciones genéticas en la población de sardina del Pacífico que habita en el OPN y Golfo de California (Hedgecock *et al.*, 1989; Grant *et al.*, 1998; Lecomte *et al.*, 2004).

2.5. La pesquería de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California

2.5.1. Tendencias históricas

La pesca de la sardina del Pacífico comenzó en la costa central de California a finales de 1800s y se extendió a zonas adyacentes (Pacífico norte y sur de California) en respuesta a la demanda de alimento durante la I Guerra mundial (Wolf, 1992). Radovich (1982) presenta registros de la pesquería de sardina del Pacífico desde 1916 cuando se capturaban cerca de 30,000 ton. Durante los años de 1930s y 1940s la pesquería tuvo un desarrollo notable, en parte debido a las innovaciones tecnológicas en los barcos y métodos más eficientes de captura. Con una biomasa estimada de alrededor de 3.5 millones de ton (Jacobson y MacCall, 1995), las capturas comerciales alcanzaron cerca de 800,000 ton durante la temporada 1936-1937 y superaron las 400,000 ton en cada año desde 1937 hasta 1946 (Radovich, 1982). En aquel tiempo, se advirtió que la biomasa era incapaz de sostener tales capturas, sin embargo, no existían mecanismos para limitar las capturas de acuerdo con lo que los recursos podrían sostener. La pesquería de sardina del Pacífico comenzó a colapsar pocos años después.

A finales de los años 1940s, los volúmenes de captura de sardina en el Pacífico norte disminuyeron drásticamente y en 1952 el recurso desapareció de esta zona. Por su parte, las capturas en California durante los años 1960s disminuyeron a un nivel tan bajo que se

declaró una moratoria a la pesca directa de sardina del Pacífico en 1967 –que permaneció hasta 1986– y solo se permitieron capturas incidentales del 15 % del peso de la captura total de otros recursos, que era usada básicamente como carnada en la pesca de recursos con mayor valor comercial. A principios de los años 1970s la captura incidental de sardina fue menor de 10 ton y la biomasa se estimó por debajo de 5,000 ton (Wolf, 1992).

En respuesta al colapso, la actividad se desplazó al sur hacia aguas mexicanas en busca de nuevas áreas de pesca. En Ensenada la pesca de sardina inició en 1946 justo cuando se observó el colapso del recurso en Monterey. De 1949 a 1952, los desembarques de sardina en Ensenada fueron superiores a los de San Francisco y después de 1950 excedieron aun más a los de Monterey (Radovich, 1982). Al disminuir los niveles de captura en aguas cercanas de Ensenada, las embarcaciones sardineras comenzaron a explorar zonas más sureñas, y en 1955 se añadieron como caladeros Isla Cedros y Bahía Magdalena y después, el Golfo de California a partir de 1967 (Félix-Uraga, 1996).

Inicialmente, el colapso de la pesquería de sardina del Pacífico en el SCC fue considerado como un caso típico de sobrepesca: una industria sobrecapitalizada que empleaba una tecnología avanzada en la captura de un recurso frágil. Recientemente, con el análisis de series de tiempo más largas, el colapso de la pesquería ha sido atribuida a una combinación de sobrepesca y condiciones ambientales desfavorables que afectaron la abundancia y distribución, principalmente del stock adulto a lo largo de toda su área de distribución (Radovich, 1982; Wolf, 1992; McFarlane *et al.*, 2005; Norton y Mason, 2005); y la sobrevivencia de larvas y reclutamiento de juveniles al stock adulto (Barnes *et al.*, 1992; Takahashi y Checkley, 2008).

Otro aspecto importante asociado a cambios en la abundancia de las poblaciones de sardina es que éstos han mostrado patrones coincidentes a nivel mundial: el colapso en el SCC a finales de la década de los 1940s coincidió con el ocurrido en las costas de Japón; el repunte en las capturas hacia finales de la década de 1970s sucedió de manera sincronizada en Japón, California y Chile; y la disminución de las capturas de sardina a finales de la década de 1980s y principios de los 1990s fue coincidente en Japón y Chile (Kawasaki, 1983; Kawasaki y Omori, 1988). Lluch-Belda *et al.* (1989) encontraron que periodos de baja abundancia de sardina han sido caracterizados por incrementos drásticos en las

poblaciones de anchoveta en escalas de tiempo de 40 a 60 años en diversas regiones pesqueras. Este patrón ha sido asociado con cambios de gran escala en la temperatura de los océanos, por ejemplo, cuando la pesca de sardina del Pacífico en el SCC alcanzó el máximo histórico, la temperatura del océano comenzaba a enfriarse dando paso a un régimen desfavorable para las poblaciones de sardina (Lluch-Belda *et al.*, 1989; Baumgartner *et al.*, 1992; Norton y Mason, 2005).

Chávez *et al.* (2003) identificaron en el océano Pacífico periodos de 25 años con régimen frío (régimen frío de anchoveta), seguido de uno cálido para los siguientes 25 años comenzando (régimen cálido de sardina). De 1900 a mediados de 1990s identificaron dos regímenes completos cálido-frío, de 1900 a 1925 y de 1950 a 1975 ocurrieron ciclos fríos y de 1925 a 1950 y de 1975 a mediados de 1990s ciclos cálidos. Esto sugiere que el colapso de la pesquería de sardina a finales de la década de 1940s fue en parte debido al cambio de un régimen cálido a otro frío.

Por su parte, Klyashtorin (2001) encontró que las capturas de alrededor de 12 stocks de peces de importancia comercial del océano Pacífico y el Atlántico mostraron una fuerte relación con el índice de circulación atmosférico (ICA). Aquellos stocks cuyas capturas máximas ocurrieron en la década de 1930s e inicios de 1990s, y las mínimas en los 1960s conformaron un grupo, donde se incluyeron varias poblaciones de sardinas (del Pacífico, japonesa, peruana y europea), el salmón del Pacífico, el abadejo de Alaska, la macarela chilena y la anchoveta peruana. Las capturas de este grupo están fuertemente correlacionadas con ICA zonal ($r = 0.70-0.90$). Además, este autor a través del análisis espectral de la serie histórica del ICA identificó ciclos de 50 a 60 años en la abundancia de los recursos pesqueros estudiados.

De lo anterior se han propuesto modelos predictivos que muestran pronósticos contrastantes, mientras que Chávez *et al.* (2003) sugieren un retorno a condiciones frías desfavorables para las poblaciones de sardinas, Klyashtorin (2001) por su parte pronostica un aumento en las capturas de varias poblaciones de sardinas y otros pelágicos para los próximos años.

La producción de sardina en los inicios de la actividad pesquera se destinaba principalmente al enlatado, otra porción era reducida a harina y aceite de pescado, y

pequeñas cantidades se utilizaban como carnada. La reducción de la sardina comenzó como un medio para utilizar los desperdicios del proceso de enlatado, pero pronto, la mayor parte de la producción se destinó a la reducción ya que era más rentable que el enlatado (Wolf, 1992). La harina y aceite de pescado se ocupan primordialmente como materia prima en la elaboración de alimentos para la acuicultura y la ganadería, aunque el aceite también es utilizado como suplemento alimenticio humano en forma de cápsulas. Sin embargo, los principios contenidos en el Código de Conducta de FAO para pesquerías responsables hacen hincapié en una utilización responsable del pescado que fomente su utilización para consumo humano, y limitar la reducción excesiva de peces comestibles para así contribuir a la seguridad alimentaria mundial (FAO, 1995a).

Actualmente, la sardina del Pacífico sostiene una importante pesquería en el SCC y Golfo de California. Canadá, Estados Unidos y México explotan comercialmente este recurso en el OPN. En años recientes se distinguen tres periodos en las capturas de sardina del Pacífico en el OPN (Figura 1): durante la década de los 1980s con bajas capturas en su mayoría procedentes de Bahía Magdalena, en los 1990s con capturas intermedias, con un incremento importante en Ensenada, Baja California, México y California, E.U., y recientemente, se han obtenido capturas altas en el Pacífico norte: Oregon, Washington y la Columbia Británica, donde Oregon aporta el mayor porcentaje de las capturas del área. En aguas canadienses las sardinias reaparecieron en 1992 de forma incidental durante la pesca comercial de merluzas (*Merluccius productus*) y en 1995 la pesca de sardina del Pacífico en las costas de Canadá fue reabierto (McFarlane *et al.*, 2005).

En la Figura 1 se distingue que en el sur de la distribución de la sardina del Pacífico (Bahía Magdalena), las capturas tienen una tendencia inversa durante ciertos años respecto a las más norteñas (Ensenada y California). Esto ocurrió en 1987, 1993, 1998, 2002, 2004, los cuales coinciden con episodios El Niño-Oscilación del Sur (ENOS).

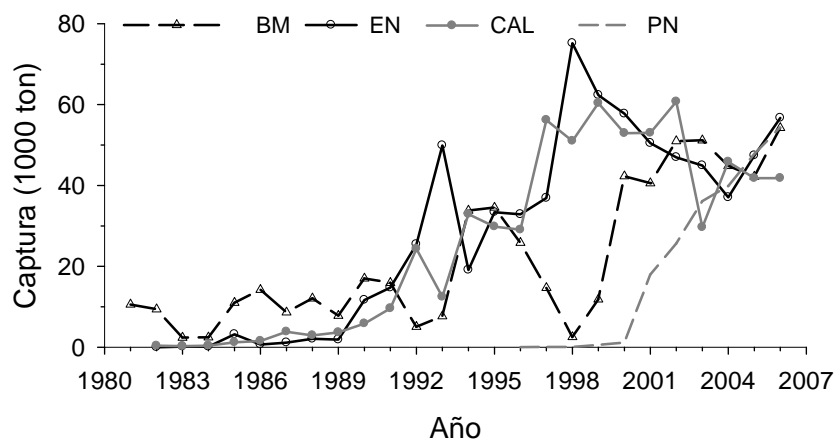


Figura 1. Capturas observadas de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California, desde Bahía Magdalena (BM), México hasta el Pacífico norte (PN) que incluye a Oregon, Washington y la Columbia Británica. CAL: California incluye a San Pedro y Monterey, E.U.

2.5.2. Flota pesquera

En el océano Pacífico mexicano, la captura comercial de pelágicos menores se realiza por embarcaciones mayores equipadas con red de cerco y un máximo de nueve tripulantes. Se pueden identificar flotas de acuerdo a la región donde operan y puerto de descarga: costa de Baja California, en el puerto de Ensenada; oeste de Baja California Sur, en los puertos de Bahía Magdalena en los puertos de San Carlos y López Mateos; Golfo de California central, en los puertos de Yavaros y Guaymas, Sonora; y costa de Sinaloa, en el puerto de Mazatlán. La flota más numerosa se concentra actualmente en Sonora. Hasta el año 2000 se reportaba que en ocasiones algunos barcos se desplazan de una región a otra, dependiendo de la disponibilidad de recursos, sobre todo en años atípicos, sin embargo, en la actualidad esto es poco común (Nevárez-Martínez *et al.*, 2006).

En la actualidad, 72 embarcaciones tienen permiso para la pesca de pelágicos menores, aunque en 2007 y 2008 operaron 60 y 69 barcos, respectivamente. Los barcos más comunes tienen entre 25 m a 28 m de eslora, 141 ton a 180 ton de bodega (promedio 120 ton) y máquina principal de 520 HP (SAGARPA, 2010). La longitud y calado de las redes dependen de la eslora del barco, del criterio del patrón y de las empresas. La luz de malla

de las redes sardineras es de 25 mm. Al inicio de la actividad, los lances se hacían por la noche, en “oscuros” lunares del cuarto menguante al creciente. Con la incorporación de tecnología para la búsqueda de cardúmenes, como el sonar y la ecosonda, ahora la captura se puede realizar durante el día. Esto también hizo que los oscuros de pesca se alargaran de dos semanas a tres o más. Con la incorporación de avionetas para ubicar los cardúmenes y dirigir la maniobra, el poder de pesca se ha desarrollado sensiblemente (Nevárez-Martínez *et al.*, 2006).

En el complejo lagunar de Bahía Magdalena el tamaño de flota y el número de fábricas enlatadoras se ha mantenido constante desde 1981. Alrededor de cinco a siete barcos cerqueros operan anualmente dentro del complejo con capacidad de bodega entre 60 y 120 ton. La pesca se realiza mayormente dentro de la bahía y ocasionalmente fuera de ésta, pero cerca de su boca. En esta área, existen dos fábricas enlatadoras en operación, una en San Carlos y otra en López Mateos, Baja California Sur (Félix-Uraga *et al.*, 1996). En esta área, la sardina del Pacífico domina en la composición específica de las descargas. Durante las temporadas de pesca 2002-2008, el 86 % correspondió a la especie objetivo, con un valor menor durante 2002 de 73.5 % y un máximo en 2007 de 98.7 % (Quiñónez-Velázquez *et al.*, 2008). Las especies que conforman el resto de las capturas, en orden de importancia son, la sardina crinuada (*Opisthonema* spp.), la macarela del Pacífico (*Scober japonicus*), bocona (*Cetengraulis mysticetus*), japonesa (*Etrumeus teres*) y piña (*Oligoplites* spp.) (Nevárez-Martínez *et al.*, 2006).

En Ensenada, el tamaño y estructura de la flota sardinera ha tenido variaciones temporales importantes. De 1975 a 1977 se tenían registrados 85 barcos cerqueros operando en el área con diferente capacidad de bodega, y este número fue disminuyendo desde inicios de la década de los 1980s, con un promedio de 40 barcos, para la siguiente década disminuyó aún más con 14 barcos en promedio. Actualmente, el promedio se ha mantenido en 12 unidades con una capacidad de bodega de hasta 150 ton que dirigen su esfuerzo a áreas muy cercanas a la Bahía de Ensenada, como Bahía Todos Santos, Punta Salsipuedes y Santo Tomás. Los desembarques se componen en mayor proporción de sardina del Pacífico. Durante las temporadas de pesca 2002-2008 cerca del 90 % correspondieron a la especie objetivo, con un mínimo de 84.4 % (en 2007) y un máximo de

98.4 % (en 2008) (Cota-Villavicencio *et al.*, 2009). Otras especies presentes en las capturas son, en orden de importancia, la macarela del Pacífico (*S. japonicus*), la anchoveta norteña (*Engraulis mordax*) y el charrito (*Trachurus symmetricus*) (Nevárez-Martínez *et al.*, 2006).

En términos de peso desembarcado, las pesquerías de pelágicos menores representan la proporción más alta de las capturas en aguas mexicanas con aproximadamente 48 %. El valor comercial de esta captura respecto al total nacional promedió 2 % entre 2005 y 2009. Según cifras oficiales, en 2009 se capturaron 872,563 ton de peso vivo de sardina en las costas de la Península de Baja California (Ensenada y Bahía Magdalena) y Golfo de California (Sonora y Sinaloa). De éstas, alrededor del 14 % se capturaron en las costas de la Península de Baja California con un valor aproximado de \$ 133 millones de pesos. A pesar de que esta pesquería se centra en una gran variedad de especies de pelágicos menores, más del 80 % de las capturas totales corresponden a la sardina del Pacífico. De la producción nacional alrededor del 15 % se enlata para consumo humano, el 84 % es utilizado como materia prima en la elaboración de alimento para peces, ganado y mascotas, y la fracción mínima restante se comercializa fresco congelado, para consumo humano, carnada, o como alimento fresco en cultivos de peces marinos (SAGARPA, 2010).

Por su parte, la industria pesquera californiana dedicada a la pesca de pelágicos menores centra sus actividades en torno a tres centros regionales: Monterey, Ventura y San Pedro. La flota cerquera pesca mayormente por la noche y captura principalmente *S. sagax*, *E. mordax*, *T. symmetricus*, *S. japonicus* y calamar (*Loligo opalescens*). Las embarcaciones utilizan para la localización del recurso sonar, ecosonda y sistemas de posicionamiento global. De esta gran área proviene más del 50 % de las capturas de sardina del Pacífico incluyendo la costa del Pacífico nororiental. En 1998, la flota californiana contaba con 30 embarcaciones activas y generó \$ 3.5 millones USD (Hill *et al.*, 1998).

En Canadá se tienen actualmente registradas 14 embarcaciones que se dedican a la pesca de sardina, que capturan en promedio 10,000 ton con un valor aproximado de \$ 1.0 millón USD (DFO, 2008).

2.6. Manejo de la pesquería de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California

En México los instrumentos de regulación para la sardina del Pacífico y especies afines se basan en el control de la composición de la captura y niveles de esfuerzo pesquero, como son: (i) talla mínima de captura de 150 mm de longitud patrón (LP) y (ii) control del esfuerzo a través de licencias que no permite el acceso de nuevas embarcaciones a la pesquería (D.O.F. 31/12/93).

Por su parte, Estados Unidos y Canadá basan sus esquemas de manejo en el control de la cantidad de captura a través de cuotas que son estimadas anualmente (TAC: Total Allowable Catch), bajo el supuesto de que sus capturas provienen de un solo stock de sardina con distribución desde el norte de Baja California hasta el sur de Alaska, con la siguiente fórmula general (Hill *et al.*, 2006):

$$CC_{t+1} = (B_t - NB) \times Fracc \times Dist \quad (3)$$

donde

CC: cuota de captura en E.U. para el año $t + 1$, incluye California, Oregon y Washington;

B: biomasa estimada de la población de sardina de un año de edad y mayores al inicio del año $t + 1$;

NB: nivel de biomasa mínimo al cual la pesca es permitida (actualmente en 150,000 ton);

Fracc: fracción de biomasa por encima de *NB* que puede ser capturada;

Dist: proporción de la biomasa total del stock que se estima se encuentra en la zona económica exclusiva de Estados Unidos (87 % desde 2002). El porcentaje restante de la biomasa del stock (13 %) se estima que se distribuye en aguas mexicanas.

Fracc es un indicador de F_{MRS} , el cual es la mortalidad por pesca al máximo rendimiento sostenible bajo condiciones de equilibrio en el largo plazo y es un porcentaje basado en las condiciones ambientales por arriba de *NB* que puede ser capturado. El valor de *Fracc* depende de la temperatura del océano debido a que tanto F_{MRS} como la productividad de la sardina del Pacífico son altas a temperaturas cálidas (Jacobson y MacCall, 1995; Jacobson *et al.*, 2005):

$$Fracc = 0.249T^2 - 8.19T + 67.46 \quad (4)$$

donde T es el promedio de la temperatura superficial en la estación Scripps Pier, California durante tres temporadas de pesca y restringida a valores de 5 a 15 %. Basado en las condiciones oceánicas actuales $Fracc$ continúa en su nivel más alto (15 %).

Por su parte, en Canadá el cálculo de la cuota de captura anual se basa en la estimación de Estados Unidos (ec. 3) por el producto del porcentaje de biomasa que se distribuye en aguas canadienses: $Fracc = 15\%$ y $Dist = 10\%$. Este último basado en el análisis de los niveles históricos y recientes de captura de sardina del Pacífico en aguas canadienses (DFO, 2008).

Cabe resaltar que tanto que los tres gobiernos consideran explícitamente en sus esquemas de manejo que la población de sardina del Pacífico en el SCC se encuentra actualmente en un período cálido favorable¹.

3. JUSTIFICACIÓN

Las fluctuaciones en los niveles de abundancia de pelágicos menores en la escala interanual son mayormente debidas a variaciones del reclutamiento al stock desovante (Spencer y Collie, 1997). Varios estudios han documentado que el reclutamiento de diferentes stocks de sardina es altamente dependiente de factores denso-dependientes y denso-independientes (De Anda *et al.*, 1994; Jacobson y MacCall, 1995; Morales-Bojórquez *et al.*, 2003; Daskalov *et al.*, 2003; Shimoyama *et al.*, 2007).

Dentro de este contexto, la incorporación explícita de la variabilidad ambiental en los modelos stock-reclutamiento podría contribuir a disminuir la incertidumbre en la evaluación de los stocks (Wiff y Quiñones, 2004). El interés en esta línea de investigación es identificar las variables relevantes que condicionan la fuerza del reclutamiento con la expectativa de que incrementará la precisión de los estimados históricos de reclutamiento y el potencial para predecir sus niveles futuros, y por tanto mejorará la habilidad del manejo pesquero para alcanzar sus objetivos, como reducir el riesgo e incrementar los rendimientos

¹ <http://www.pcouncil.org/>; <http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/>; <http://www.inapesca.gob.mx/portal/>

pesqueros (A'mar *et al.*, 2009).

Sin embargo, para que el manejo pesquero sea mejorado, las relaciones stock-reclutamiento ambientales deben ser explícitamente incorporadas en modelos de simulación bioeconómica, como una herramienta para explorar cómo podría responder el stock de sardina del Pacífico a diferentes estrategias de manejo y a su vez permite la evaluación de los impactos económicos para la industria sardinera bajo condiciones de riesgo e incertidumbre, lo que le confiere utilidad en la toma de decisiones que le permitirá contender con la variabilidad inherente a este recurso pesquero (Punt, 2006; Anderson y Seijo, 2010).

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GENERAL

El presente trabajo pretende primeramente evaluar el efecto de los niveles de la biomasa desovante y variabilidad ambiental en el reclutamiento de la sardina del Pacífico en tres áreas del OPN. Posteriormente, integrar en un modelo bioeconómico de simulación que considere la dinámica biológica y económica de la pesquería con la finalidad de explorar estrategias alternativas que se adapten a las fluctuaciones del recurso debidas a variaciones en su reclutamiento y al forzamiento ambiental.

4.2. OBJETIVOS PARTICULARES

- 1) Evaluar el efecto de la biomasa desovante y el forzamiento ambiental en el reclutamiento de la sardina del Pacífico en tres áreas del OPN.
- 2) Realizar un análisis dinámico de la pesquería de sardina bajo condiciones de riesgo e incertidumbre.
- 3) Realizar análisis dinámicos de la pesquería bajo diferentes hipótesis de reclutamiento y de las condiciones ambientales en el OPN y observar el impacto en

diferentes estrategias de manejo.

- 4) Definir puntos de referencia biológicos-económicos y evaluar el riesgo de excederlos asociados a estrategias alternativas de ordenación de la pesquería.

5. HIPÓTESIS

La variabilidad en el reclutamiento de la sardina del Pacífico en tres áreas del OPN puede ser explicada por cambios en la magnitud de la biomasa desovante y la variabilidad ambiental. Sin embargo, cada área tiene características oceanográficas distintas y si la distribución del recurso es modulada en parte por éstas, permitiría la posibilidad que una función stock-reclutamiento local pueda ser diferente a otra, dado los procesos específicos que gobiernen la dinámica en el periodo de estudio.

Asimismo, aunque se considera que la población de sardina del Pacífico en el OPN se encuentra en un periodo cálido favorable¹, el potencial de un imperfectamente predecible cambio en las condiciones ambientales enfatiza la necesidad de integrar dicha incertidumbre y riesgo en un análisis bioeconómico de la pesquería que incluya las fluctuaciones en el reclutamiento (denso-dependientes y denso-ambiente-dependientes) a fin de evaluar los impactos en variables relevantes del sistema, como son, la biomasa, la captura y VPN, cuyos resultados sean considerados por los tomadores de decisiones de acuerdo al grado de percepción de riesgo.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. Área de estudio

Dentro del OPN se seleccionaron tres regiones con la finalidad de cubrir la mayor área de distribución de la sardina del Pacífico (Figura 2). Dos de las pesquerías de sardina se ubican en aguas mexicanas, una en Bahía Magdalena (BM) y la otra en Ensenada (EN), al

¹ <http://www.pcouncil.org/>; <http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/>; <http://www.inapesca.gob.mx/portal/>

sur y norte de la costa occidental de la península de Baja California, respectivamente. La tercera región se ubica en el Pacífico norte (PN) y comprende tres regiones pesqueras del OPN: Ensenada, California (San Pedro y Monterey) y el Pacífico norte (Oregon, Washington y la Columbia Británica). Los límites de esta última región fueron definidos de acuerdo con la evaluación del stock de sardina del Pacífico que el gobierno de Estados Unidos realiza anualmente a través de la National Marine Fisheries Service (NMFS), una división de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). La evaluación del stock de sardina considerada en este estudio fue actualizada en 2006 por Hill *et al.* (2006).

Aunque existen varias hipótesis sobre la estructura del stock de la sardina del Pacífico que habita en el SCC, es generalmente aceptado que consiste de tres stocks: un stock norteño (norte de Baja California hasta Alaska), un stock sureño (costa de Baja California hasta el sur de California) y el stock del Golfo de California. Debido a que los tres stocks de sardina no se sobreponen significativamente, estos pueden ser evaluados y modelados independientemente (Félix-Uraga *et al.*, 2004; 2006; Hill *et al.*, 2006). Asimismo, como se verá más adelante, la serie de datos para el ajuste de los modelos stock-reclutamiento (SR) disponible para cada área considerada no son temporalmente coincidentes, esto permitiría la posibilidad de que una función SR pueda ser diferente de acuerdo a la dinámica de la población en cada periodo específico.

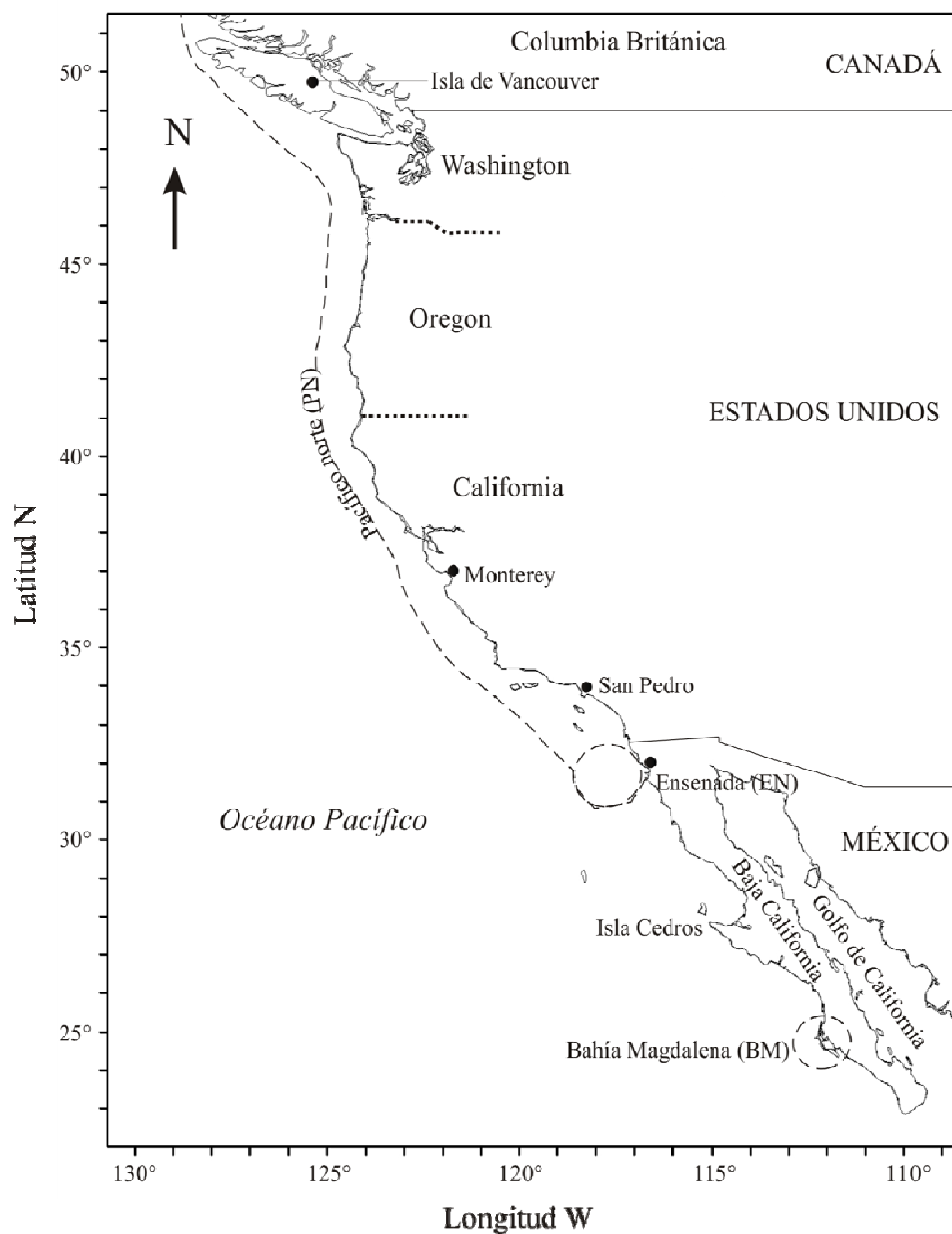


Figura 2. Áreas de pesca de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California. Las líneas discontinuas (- - -) incluyen las tres regiones consideradas en este estudio. Dos regiones pesqueras se localizan al sur (Bahía Magdalena, BM) y norte (Ensenada, EN) en la costa occidental de la península de Baja California. La tercera región (Pacífico norte, PN) considera tres pesquerías regionales en el Océano Pacífico Nororiental: EN, California (San Pedro y Monterey) y Pacífico norte (Oregon, Washington y la Columbia Británica).

6.2. Reclutamiento

6.2.1. Fuentes de información

La estructura por edades de la sardina del Pacífico se realiza de estimaciones de edad y crecimiento por científicos pesqueros en México, Estados Unidos y Canadá, quienes determinan rutinariamente la edad de la sardina del Pacífico en las capturas a través de métodos directos estandarizados usando otolitos (Hill *et al.*, 2006). Esta información fue usada como base para los siguientes análisis.

La estimación del tamaño de stock desovante (S) y el número de reclutas (R) para la pesquería de BM fue obtenida a través de un análisis de población virtual (APV; Pope, 1972) usando la estructura de edades de las capturas comerciales de sardina del Pacífico durante 1981-1993 (Félix-Uraga *et al.*, 1996). R fue definido como el número de individuos de un año de edad más un factor de corrección, el cual considera los organismos capturados de edad cero, aunque con baja representatividad en la zona, que se debieron haber incorporado a R , multiplicado por la mortalidad natural (M), e.g., la sobrevivencia del grupo de edad 1. Esto fue asumido debido a que los organismos de edad cero se consideran reclutados al área pero no a la pesquería (Morales-Bojórquez, 2005). Se usó un valor de $M = 0.6 \text{ año}^{-1}$ (Morales-Bojórquez *et al.*, 2003). S fue calculado como el número de peces de acuerdo con un vector de madurez que considera el porcentaje de organismos maduros de cada grupo de edad, m_i (Deriso *et al.*, 1966). La biomasa del stock desovante (BSD) se estimó multiplicando el número de individuos por su peso promedio a la edad i (Tabla I), usando los coeficientes de la relación peso-longitud y los parámetros de la función de crecimiento de von Bertalanffy (FCVB):

$$W_i = A \left(L_\infty (1 - \exp^{-k(i-i_0)}) \right)^B \quad (5)$$

donde W_i es el vector de pesos individuales a diferentes edades i , L_∞ es la longitud asintótica de los valores W_i , k es el coeficiente de crecimiento o parámetro de curvatura e i_0 es la edad teórica del organismo a la cual tiene longitud igual a cero si crece de acuerdo con la FCVB; A y B son los parámetros de la relación peso-longitud (Félix-Uraga, 2006).

Asimismo, con la finalidad de obtener los vectores de R y BSD a partir de la estructura de edades de la sardina del Pacífico que se captura en EN se aplicó un APV usando datos de Hill *et al.* (2006), la cual comprende el periodo de 1989 al 2000 (Anexo I). R fue definido como el número de peces de la edad 1, más el factor de condición aplicado en la región de BM (ver arriba) con $M = 0.4 \text{ año}^{-1}$ (Deriso *et al.*, 1996). La BSD fue calculada como la proporción de individuos que alcanzan la madurez por grupo de edad multiplicada por su peso promedio aplicando la ec. (5) (García-Franco *et al.*, 1995; Deriso *et al.*, 1996).

Los datos para la pesquería en el PN usados en este estudio provienen de la evaluación anual para la sardina del Pacífico realizada por científicos estadounidenses de la NMFS a través de un modelo estructurado por edades (Age-structured assessment program, ASAP), con información de 1982 a 2006. El modelo ASAP utiliza información tanto dependiente como independiente de la pesquería, con éste se estima la abundancia del recurso para las mayores regiones pesqueras desde el norte de Baja California a la Columbia Británica (Hill *et al.*, 2006). Este enfoque asume que la mortalidad por pesca puede separarse en dos componentes, por edad (i.e., selectividad) y por año (Legault y Restrepo, 1999). Asimismo, el modelo calcula la BSD anual usando un esquema de maduración por edad en términos de biomasa. El reclutamiento anual (número de peces con edad cero) es estimado por la función SR de Beverton-Holt (Anexo I). Por esta razón, para que los análisis de este estudio sean coherentes con la aproximación usada por el modelo ASAP, la evaluación de los efectos de las covariables ambientales sobre R fue explorada solamente con la función SR de Beverton-Holt.

6.2.2. Variabilidad ambiental

Se seleccionaron cuatro variables ambientales que pueden influir en el R de la sardina del Pacífico, las cuales han sido previamente asociadas con cambios en S y R del recurso dentro del SCC (De Anda *et al.*, 2004; Jacobson y MacCall, 1995; Nevárez-Martínez *et al.*, 2001). Éstas son: 1) la temperatura superficial del mar (TSM), que tal vez sea la variable más usada para relacionar los cambios en la abundancia y distribución de la sardina; 2) el índice de oscilación del sur (IOS) que toma en cuenta las diferencias de presión del aire

entre Tahití y las Islas Darwin, Australia. Valores negativos sostenidos del IOS indican un episodio ENOS; mientras que, periodos prolongados de valores positivos del IOS coinciden con periodos donde el agua oceánica es anormalmente fría, i.e., episodios La Niña; 3) el índice multivariado del ENOS (IME) intenta identificar periodos ENOS con base en seis variables climáticas observadas en el Pacífico tropical. Valores positivos del IME representan periodos ENOS y los negativos periodos La Niña; y 4) el índice de surgencia (IS) que mide la productividad oceánica asociada a surgencias costeras producidas por el viento. Valores positivos del IS evidencian procesos en los cuales aguas cálidas y pobres en nutrientes son reemplazadas por aguas frías y saladas provenientes de profundidades de 50 hasta 100 m trayendo nutrientes a la capa superficial del agua (Zaytsev *et al.*, 2003).

Los valores mensuales de la TSM para cada región de pesca de sardina fueron obtenidos de la National Aeronautics and Space Administration (NASA, 2008) en cuadros de resolución de 1° de latitud por 1° de longitud. El IOS, IME e IS fueron obtenidos de la NOAA (2008). La información de estas variables ambientales comprende el periodo de 1981 a 2007 y cubrió las principales áreas de pesca de sardina del Pacífico en el OPN (Figura 3).

Para simplificar los análisis se aplicó la técnica multivariada conocida como análisis de componentes principales (ACP) y de correlación para caracterizar las relaciones entre las variables ambientales en cada región de pesca durante el periodo analizado e identificar posibles interacciones. Esta aproximación ofrece la ventaja de sintetizar la información a través de la reducción del número de variables perdiendo la menor cantidad de información posible. Un ACP tiene sentido si existen altas correlaciones entre las variables ambientales, ya que esto es indicativo de que existe información redundante y, por tanto, pocos componentes explicarán gran parte de la variabilidad ambiental total (Tabachnick y Fidell, 1989). En esta aproximación, la selección de los componentes se realiza de forma que el primero recoge la mayor proporción de la variabilidad ambiental original; el segundo deberá recoger la máxima variabilidad que el primero no recogida por el primero, y así sucesivamente. En caso de que más de un componente sea seleccionado, éstos serán independientes entre sí (ortogonales), por lo que podrán ser usados como covariantes ambientales en un modelo SR.

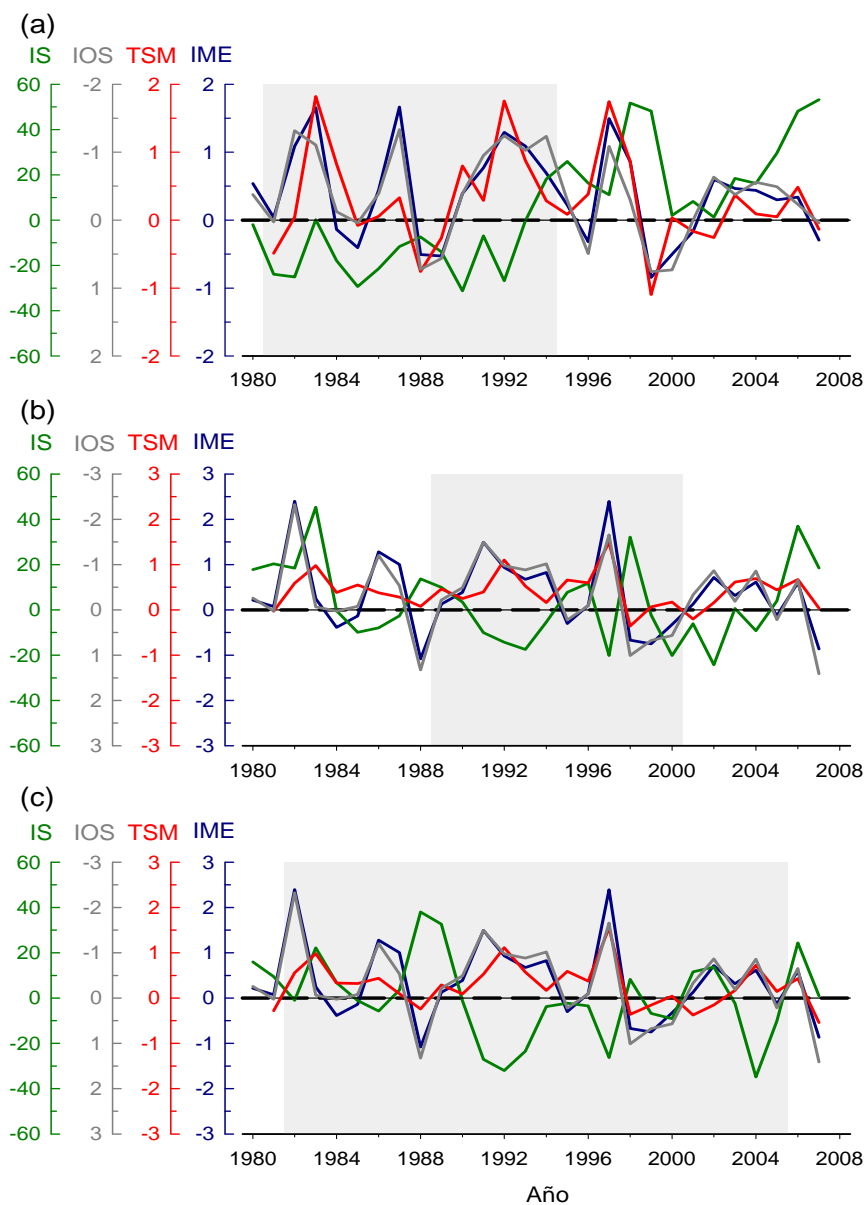


Figura 3. Variables ambientales para tres latitudes del Océano Pacífico nororiental: (a) Sur de Baja California entre $113-114^{\circ}$ W y $24-26^{\circ}$ N; (b) Norte de Baja California entre $118-119^{\circ}$ W y $30-32^{\circ}$ N; y (c) Sur de California entre $119-120^{\circ}$ W y $33-34^{\circ}$ N. IS: Índice de surgencia ($m^3/s^{-1}/100$ m de línea de costa); IOS: Índice de oscilación del Sur (note que el IOS es graficado en esta figura con el valor de la anomalía incrementando hacia arriba); TSM: Temperatura superficial del mar ($^{\circ}$ C) y IME: Índice multivariado de El Niño-Oscilación del sur. Se añaden líneas de referencia horizontales con valor cero. Los rectángulos sombreados indican el periodo disponible de los datos stock-reclutamiento para cada zona de pesca. IS, IOS y TSM están expresados como anomalías.

6.2.3. Modelos empíricos stock-reclutamiento

Tres modelos clásicos que ya habían sido anteriormente usados para la sardina del Pacífico fueron ajustados para evaluar los efectos de la BSD en el R :

$$R = \alpha S \quad (6)$$

$$R = \alpha S e^{-\beta S} \quad (7)$$

$$R = \frac{\alpha S}{\beta + S} \quad (8)$$

donde R se refiere a los reclutas en el año $(t+1)$; S es la BSD en el año t ; α es el parámetro denso-independiente y β mide el nivel de denso-dependencia. La ec. (6) se llama denso-independiente debido a que la tasa R/S es independiente de la densidad de la población medida por S (Quinn y Deriso, 1999). La ec. (7) es el modelo en forma de domo de Ricker (1954). La ec. (8) es el modelo asintótico de Beverton-Holt (1957). Se asumió que los modelos SR descritos siguen el modelo general para el error de Quinn y Deriso (1999):

$$R = f(S)e^\varepsilon \quad (9)$$

donde $f(S)$ es uno de los modelos SR dados en las ec. (6)-(8), y ε es la medida del error aleatorio que se asume está normalmente distribuida $\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$. De acuerdo con Quinn y Deriso (1999) la ec. (9) puede ser transformada en un modelo de error aditivo con la forma:

$$\ln R = \ln f(S) + \varepsilon \quad (10)$$

y también puede transformarse en una versión extendida para incluir la variación ambiental como:

$$\ln R = \ln f(S) + \sum_{i=1}^k \delta_i CA_t + \varepsilon \quad (11)$$

donde k es el número de covariantes; δ_i es el parámetro para la covariante ambiental CA en el año t . Se utilizó la siguiente función objetivo para ajustar el modelo a los datos:

$$-\ln L(\theta_j | R^{obs}) = \prod_n \frac{1}{\sigma_i \sqrt{2\pi}} \exp \left[-\frac{[\ln(R_i^{obs}) - \ln(R_i)]^2}{2\sigma^2} \right] \quad (12)$$

donde L representa la verosimilitud, σ es la desviación estándar del logaritmo del reclutamiento y θ_j representa un conjunto de parámetros especificados en el modelo que se

esté evaluado, i.e., el modelo candidato ($j = 1, \dots, J$) descrito al inicio de esta sección. El modelo fue ajustado a los datos de reclutamiento asumiendo que el reclutamiento observado (R^{obs}) está normalmente distribuido alrededor del reclutamiento esperado (R) con un valor de verosimilitud log-negativa (VLN).

Por otro lado, debido a las diferencias en la clase de edad considerada en las regiones de BM y EN para definir el número de reclutas se evaluó la posibilidad de que éstas afectaran los resultados. Para lo cual se aplicó la prueba estadística de Wald (Seber y Wild, 1989) para comparar las pendientes (i.e., el parámetro denso-dependiente, β) de los modelos *SR* de Ricker y Beverton-Holt (ec. 7 y 8, respectivamente) para las áreas de BM y EN considerando dos edades de reclutamiento, 0 y 1 año de edad.

6.2.4. Selección de modelos empíricos stock-reclutamiento

Con la finalidad de evaluar los modelos candidatos y poder seleccionar el ‘mejor’ basado en el principio de la parsimonia se adoptó el enfoque de ‘selección de modelos’, en el cual varias hipótesis (modelos candidatos) son simultáneamente contrastadas con los datos (Johnson y Omland, 2004; Hobbs y Hilborn, 2006). Para esto se aplicó una técnica estadística basada en la teoría de la información comúnmente usada en este enfoque de selección de modelos, el criterio de información de Akaike, en su versión corregida para tamaño de muestra pequeño (AIC_C , por sus siglas en inglés) que incorpora información acerca del ajuste, complejidad y tamaño de muestra (Johnson y Omland, 2004):

$$AIC_C(j) = AIC + \frac{2m(m+1)}{n-m-1} \quad (13)$$

donde AIC es el criterio de información de Akaike para el modelo j (Akaike, 1973; Burnham y Anderson, 2002):

$$AIC(j) = -2\ln(MV) + 2m \quad (14)$$

donde m es el número de parámetros; n es el número de observaciones; y MV es la máxima verosimilitud que es igual al valor mínimo de la VLN. El modelo candidato que obtenga el valor más pequeño del AIC_C ($AIC_{C,min}$), i.e., aquel que obtenga el mejor compromiso entre el sesgo y varianza posible, acorde con el principio de parsimonia, es seleccionado como el

mejor entre los modelos evaluados (Johnson y Omland, 2004). El siguiente paso es cuantificar el soporte relativo en los datos para cada modelo candidato (j). Para esto, es necesario calcular la diferencia entre los valores de $AIC_{C,j}$ respecto a aquel que obtuvo el valor mínimo ($AIC_{C,\min}$):

$$\Delta_i = AIC_{C,j} - AIC_{C,\min} \quad (15)$$

Desde este paso es posible hacer inferencias para análisis posteriores. Burnham y Anderson (2002) recomiendan el uso de la siguiente regla práctica: modelos con $\Delta_i < 2$ tienen un aporte sustancial y deben ser considerados para la inferencia posterior. Posteriormente, para cada modelo se calculó el peso de Akaike (w_i , en minúscula para diferenciarla del vector de pesos individuales estimados con la FCVB (ec. 5)) como:

$$w_i = \frac{\exp(-1/2\Delta_i)}{\sum_{i=1}^J \exp(-1/2\Delta_j)} \quad (16)$$

donde w_i es la verosimilitud relativa del modelo dado los datos. Los valores de w_i se normalizaron tomando en cuenta el conjunto de modelos candidatos para igualar la suma a la unidad. De esta manera, los mejores modelos deben tener un valor de w_i más cercano a uno que aquellos modelos con ajuste más pobre, por lo que los w_i son interpretados como la probabilidad de que el modelo i sea el mejor modelo para los datos observados dado el conjunto de modelos candidatos (Johnson y Omland, 2004; Hobbs y Hilborn, 2006).

6.3. Modelo bioeconómico

6.3.1. Fuentes de información

La información utilizada para el modelo bioeconómico fue tomada de distintas fuentes. Los parámetros biológicos de la sardina del Pacífico se obtuvieron de una revisión bibliográfica que incluyó estudios realizados en toda el área de distribución del recurso dentro del OPN. Los costos económicos de la actividad considerados se dividieron en fijos y variables. Los primeros se asumen constantes, independientemente de la cantidad de producto, es decir, son aquellos en los cuales se va a incurrir aunque no haya producción,

como la depreciación de la embarcación y de las redes de pesca, intereses sobre capital prestado, seguros y gastos de administración. Estos costos se consideran de corto plazo pues se mantienen constantes siempre y cuando no cambie el tamaño de la flota. Mientras que, los costos variables son aquellos que se incurren al realizar un viaje de pesca y pueden variar en función del volumen de la producción. La estimación de los costos variables se basó en la estimación de los gastos que genera un viaje de pesca de aproximadamente un día de duración, que incluyó, el costo del combustible, la carnada, el hielo y el avituallamiento para la tripulación. Para recopilar información sobre los costos variables y fijos se aplicaron entrevistas a los capitanes de las embarcaciones que operan en el área de BM y EN.

6.3.2. Submodelo biológico

La población de sardina del Pacífico en el OPN se distribuyó en siete clases de edad, comenzando con el reclutamiento del grupo de edad 0. Se utilizó la relación clásica stock-reclutamiento de Beverton-Holt (ec. 8) para vincular el número anual de reclutas, R , con el total de la biomasa del stock desovante, S , a la que se añadió el término adicional para incluir la variación ambiental dada por las variaciones del IOS en el SCC:

$$R = \frac{\alpha S}{\beta + S} e^{\delta IOS}, \quad (17)$$

Los parámetros de esta relación fueron previamente definidos.

Los valores en equilibrio para R_0 y B_0 (reclutas y reproductores cuando el stock no es explotado) pueden ser derivados analíticamente al definir A_0 como la biomasa desovante no explotada producida por recluta (Haddon, 2001):

$$A_0 = \left(\sum_{i=r}^{imax} n_{0,i} W_i \right) e^{-M} \quad (18)$$

donde r es la edad de reclutamiento, $imax$ es la clase de edad máxima, $n_{0,i}$ es el número de organismos vírgenes por recluta a la edad i , W_i es el peso de un organismo a la edad i (de acuerdo con la ec. 5) y M es un valor constante a la edad y tiempo). De las ec. (17) y (18), los niveles de reclutas y reproductores no explotados son:

$$R_0 = \frac{B_0}{A_0} \quad (19)$$

$$\beta_0 = R_0 A_0 \quad (20)$$

Bajo condiciones de equilibrio, A_0 es un factor de escala dado que la población produce un nivel de reclutamiento constante igual a la unidad ($R_0 = 1$). Así, a través del total de la biomasa desovante por recluta, A_0 , se estiman los parámetros α y β (ec. 17) como:

$$\alpha = \frac{4hR_0}{5h-1}; \quad \beta = \frac{B_0(1-h)}{5h-1} \quad (21)$$

El parámetro h es la pendiente de la curva de Beverton-Holt, definido como la tasa de $R_{0.2S_0} / R_0$; y se relaciona con la rapidez con la que la S alcanza la asíntota. Para la población de sardina del Pacífico este valor tiende a ser alto, ya que a bajos niveles de S pueden ocurrir altos niveles de R (Morales-Bojórquez *et al.*, 2003; Hill *et al.*, 2007).

La dinámica poblacional de la sardina del Pacífico fue abordada aplicando el enfoque de análisis de sobrevivencia de cohortes. Uno de los supuestos básicos de esta aproximación es que en una población cerrada (sin emigración e inmigración) después de ocurrido el reclutamiento, el número de organismos disminuirá exponencialmente en el tiempo con una tasa de reducción igual a la tasa de mortalidad total (Z):

$$N_{(i+1, t)} = N_0 e^{-Zt} \quad (22)$$

$$N_{(i+1, t+1)} = N_{(i, t)} e^{-(M+F_{i, t})} \quad (23)$$

donde $N_{(i+1, t)}$ es la abundancia de la población al tiempo t , en años a la edad i , N_0 es el nivel de reclutamiento inicial de la cohorte, que en el modelo bioeconómico ocurre en el tiempo $t = 0$. Se asume que la población se encuentra en un estado de equilibrio y sin pesca al inicio del primer año de simulación. Todas las clases anuales están sujetas a M y a una tasa de explotación, la cual fue separada en tres componentes como:

$$F_{i, t} = f_t q s_i \quad (24)$$

donde f_t es el esfuerzo pesquero en el año t , expresado en número de viajes de pesca, q es la capturabilidad, esto es, la fracción de la población que es capturada por una unidad de esfuerzo de pesca (en este paso es un valor constante tomado de Martínez-Aguilar, 2009;

Tabla IV), y s_i es la selectividad del arte de pesca a la edad i . El valor de s_i se definió como: $s_i = 0$ para $i = 0$ que corresponde a la fracción de la población no reclutada a la pesquería; y $s_i = 1$ para $i \geq 1$ para las clases de edad sujetas a explotación.

La estimación total de la biomasa (B_t) se integró anualmente con el vector de pesos W_i (según la ec. 5) para todas las clases anuales de la población de sardina del Pacífico $imax$ usando la siguiente ecuación:

$$B_t = \sum_{i=0}^{imax} N_{i,t} W_i \quad (25)$$

La BSD se estimó como la proporción de individuos maduros por grupo de edad, m_i (Deriso *et al.*, 1966) y el vector de pesos a la edad W_i (ec. 5) como:

$$BSD_t = \sum_{i=0}^{imax} N_{i,t} W_i m_i \quad (26)$$

La dinámica de la flota pesquera fue modelada usando la función descrita por Smith (1969) la cual asume que los cambios en el esfuerzo pesquero f son proporcionales a los ingresos netos (π), es decir:

$$\frac{df}{dt} = \varphi \cdot \pi_t \quad (27)$$

resolviendo la ecuación diferencial por el método de integración numérica de Euler, se tiene que para $DT = 1$

$$f_{t+1} = f_t + \int_t^{t+DT} (\varphi \pi_t) dt$$

$$f_{t+1} = f_t + DT \cdot (\varphi \cdot \pi_t) + \varepsilon \Rightarrow f_{t+1} = f_t + \varphi \cdot \pi_t \quad (28)$$

donde φ es el parámetro de dinámica de la flota, cuyo valor es mayor a 0; π representa los ingresos netos al tiempo t ; y ε es el error de integración numérica correspondiente que es directamente proporcional al tamaño de DT . Es decir, mientras menor sea el DT , menor será el error de integración numérica.

La captura en el tiempo t (C_t) en términos de biomasa (Baravov, 1918) se estimó como:

$$C_t = \sum_i B_{i,t} \left(\frac{F_t}{F_t + M} (1 - e^{-(F_t + M)}) \right) \quad (29)$$

En este paso, la mortalidad por pesca anual F_t se calculó como una función de la capturabilidad denso-dependiente, q_t :

$$F_t = f_t q_t \quad (30)$$

donde f_t ya fue definido y el coeficiente de capturabilidad en este paso se incluyó como una función potencial de la densidad para describir la variabilidad denso-dependiente de la capturabilidad (MacCall, 1975):

$$q_t = aN_t^b \quad (31)$$

De acuerdo con Paloheimo y Dickie (1964) la capturabilidad puede ser denso-dependiente cuando un stock presenta una distribución agregada y la búsqueda del recurso por los pescadores no es al azar. El patrón típico de capturabilidad denso-dependiente es donde ésta incrementa mientras el tamaño del stock disminuye, fenómeno conocido como hiperestabilidad (Hilborn y Walters, 1992; Harley *et al.*, 2001). En el modelo potencial utilizado (ec. 31) esto se obtiene cuando el valor del exponente (b) es menor que 0 (Wilberg *et al.*, 2010). La hiperestabilidad ha sido documentada para poblaciones de clupeidos (MacCall, 1975; Arreguín-Sánchez, 1996) y el caso de la sardina del Pacífico no ha sido la excepción, habiéndose reportado tanto en el Golfo de California (Martínez-Aguilar, 2006; Martínez-Aguilar *et al.*, 2009) como en la costa occidental de la península de Baja California (Morales-Bojórquez, 2005).

6.3.3. Submodelo económico

El análisis económico de una pesquería requiere la recopilación de información sobre costos (fijos y variables) y beneficios de la flota pesquera (ingresos). Como se mencionó anteriormente estas estimaciones se hicieron con base a un viaje de pesca de aproximadamente un día de duración. Los costos totales se estimaron considerando costos fijos, costos variables y costos de oportunidad de mano de obra y capital (Seijo *et al.*, 1997). Los ingresos totales de cada embarcación se estimaron tomando en consideración los precios y la cantidad de captura de la especie objetivo y las especies incidentales.

Los ingresos netos (π) al tiempo t se estimaron con la expresión:

$$\pi_t = IT_t - CT_t \quad (32)$$

donde IT_t son los ingresos totales y CT_t son los costos totales al tiempo t . Los IT_t se calcularon a partir del precio y cantidad de captura de la especie objetivo y de otras especies no objetivo como:

$$IT_t = (P_{spac} C_t) + (P_{otras} C_t P_{otras} f_t) \quad (33)$$

donde P_{spac} es el precio por tonelada de sardina del Pacífico, C_t es la captura al tiempo t (ec. 29); P_{otras} y $C_t P_{otras}$, es el precio por tonelada en dólares y la captura promedio en toneladas por día de pesca al tiempo t de otras especies de pelágicos menores, respectivamente. P_{spac} se asumió constante debido a que ha mostrado en promedio poca variación anual que ha sido compensada por el aumento en las capturas. Por ejemplo, la industria estadounidense registró un aumento pronunciado en el valor de la captura, pasando de menos de \$ 200 mil USD en el inicio de la década de los 1990s, a casi \$ 5 millones USD a finales de la misma debido a un incremento en las capturas durante 1980s y 1990, mientras que el precio promedio de la sardina fue más bajo que en la década de 1980s (Hackett, 2002).

Los costos totales en el año t (ec. 32) se calcularon como la suma de los costos fijos más los costos variables. A partir de este valor, se estimó el costo promedio de un viaje de pesca de un día de duración (CP_{viaje}) y el número de viajes totales en el año t :

$$CT_t = CP_{viaje} f_t \quad (34)$$

Por último, se calculó el valor presente neto (VPN), que es empleado regularmente como una herramienta útil en las comparaciones monetarias en diferentes períodos de tiempo, ya que un monto igual de dinero recibido en el presente o en el futuro no significan lo mismo; por lo que puede ser usado como un mecanismo para comparar el valor del dinero en el tiempo. En este caso, fue de interés realizar comparaciones de dinero en el futuro a su equivalente en el presente. Esto se realizó a través de la tasa de descuento (r) con la siguiente expresión:

$$VPN = \sum_{t=0}^n \frac{IT - CT}{(1+r)^t} \quad (35)$$

Donde n es la longitud del vector de la corrida de simulación. r se define como la tasa de

descuento dado en la unidad se tiempo (en este caso un año). Aquí se calculó restando la inflación al interés generado por las CETES (Certificados de la Tesorería de la Federación) a 2008. La tasa de descuento anual se expresa como un porcentaje que en este estudio fue de $r = 4 \%$.

6.3.4. Supuestos del modelo bioeconómico

Para el análisis de simulación del modelo bioeconómico de la pesquería de la sardina del Pacífico se asumió lo siguiente:

(i) el reclutamiento de la sardina del Pacífico en el SCC puede ser descrito por relaciones SRA denso-dependientes del tipo Beverton-Holt; (ii) la mortalidad natural es un valor constante a lo largo del ciclo de vida del recurso; (iii) la capturabilidad es variable a través del tiempo en función de los niveles de densidad de la población de sardina del Pacífico; (iv) la mortalidad por pesca es una función dinámica del esfuerzo, de la capturabilidad a la edad y la selectividad a la edad; (v) los cambios en la dinámica del esfuerzo pesquero son proporcionales a los ingresos netos (ec. 28); (vi) los costos variables dependen del esfuerzo pesquero ejercido en el tiempo y los costos fijos dependen del capital de inversión.

6.3.5. Validación del modelo

La distribución de los datos de la captura estimada por el modelo bioeconómico fueron comparados con la distribución de los valores de captura observados durante el periodo de 1981 a 2008. Esto también se realizó para el esfuerzo pesquero. En ambos casos, la prueba no paramétrica de Kolmogorov-Smirnov fue usada para probar la hipótesis nula de que las distribuciones de los valores de captura y esfuerzo observadas son iguales a aquellas generadas por el modelo.

6.3.6. Simulación de estrategias de manejo

Diferentes estrategias de manejo para la pesquería de sardina del Pacífico en el SCC fueron simuladas y comparadas a través del efecto en la biomasa y VPN, las cuales se describen a continuación:

- 1) Acceso abierto (corrida base);
- 2) Esfuerzo aplicado en 2008, $f_{2008} = 4,676$ viajes;
- 3) Esfuerzo al máximo rendimiento económico, $f_{MEY} = 3,900$ viajes;
- 4) Reducción arbitraria del 10 % de $f_{MEY} = 3,510$ viajes;
- 5) TAC dinámica usando una tasa de explotación constante para niveles de biomasa fluctuante, $TAC_t = 0.29B_t$ (Martínez-Aguilar *et al.*, 2009)

Cada una de las estrategias implementadas comenzó en la temporada de pesca 2009 y continuó por un periodo de siete años, equivalente a una generación de la sardina del Pacífico.

6.3.7. Análisis de sensibilidad

Se realizó un análisis de sensibilidad sobre aquellos parámetros con mayor incertidumbre en el modelo como son: la capturabilidad (q), el precio de la especie objetivo (P_{spac}), la mortalidad natural (M), el parámetro de dinámica de la flota (ϕ), la tasa de descuento (r), el precio unitario del viaje de pesca (CP_{viaje}), con relación a las variables de biomasa final, captura final y VPN. Este análisis se llevó a cabo con el software Crystal Ball Pro ver. 7.1 (Decisioneering Inc.) realizando 5,000 iteraciones para cada estrategia descrita anteriormente. Los resultados se expresan en términos de coeficientes de correlación entre cada parámetro y la variable de salida.

6.3.8. Incorporación de incertidumbre y riesgo

La incertidumbre en las condiciones ambientales futuras y su impacto en las estrategias de manejo descritas arriba fue abordada a través de la aplicación de la teoría de las decisiones (Parmigiani y Inoue, 2009; Peterson, 2009) para pesquerías fluctuantes, con y sin probabilidades matemáticas con la finalidad de contestar preguntas de manejo específicas (Anderson y Seijo, 2010). Se establecieron cuatro estados de la naturaleza respecto a cambios en las condiciones ambientales futuras del IOS en el SCC:

Estado I: condiciones promedio o normales (valores del ISO cercanos a cero);

Estado II: ciclo cálido (valores negativos sostenidos del ISO como el registrado en el área durante el periodo 1990-1996);

Estado III: ciclo frío (valores positivos sostenidos del ISO de magnitud similar al registrado a finales de los 1990s); y

Estado IV: de transición cálido-frío (combinación de estados II y III como el ocurrido de 1990-2000).

En la aplicación de la teoría de decisiones con y sin probabilidades matemáticas se distinguieron tres grados de aversión al riesgo que pudieran estar presentes en la actitud del responsable de la toma de decisiones de manejo a través de los criterios Maximin, Minimax y Maximax (Seijo *et al.*, 1997; Seijo *et al.*, 2004) los cuales fueron descritos anteriormente.

Por otro lado, el riesgo de exceder PRL y alcanzar PRO bioeconómicos para la pesquería de la sardina del Pacífico fueron estimados a través de un análisis Monte Carlo, empleando el software Crystal Ball Pro ver. 7.1 (Decisioneering Inc.) que se inserta en la hoja de cálculo conteniendo el modelo de la pesquería para generar las variables aleatorias que representan las principales fuentes de incertidumbre y permite estimar el riesgo de exceder un PRL (Seijo *et al.*, 2004; Anderson y Seijo, 2010). La incertidumbre fue incorporada en parámetros como: mortalidad natural y precio de la especie objetivo (\$USD).

7. RESULTADOS

7.1. Reclutamiento

De acuerdo con los resultados del APV para la región de BM tanto *R* como la BSD presentan grandes fluctuaciones; altos niveles de reclutamiento fueron observados durante 1986, 1990 y 1991 (Figura 4a). Para la región de EN, el *R* y la BSD mostraron valores bajos antes de 1997, posteriormente ambos declinan. La clase anual más fuerte se presentó en 1997 (Figura 4b).

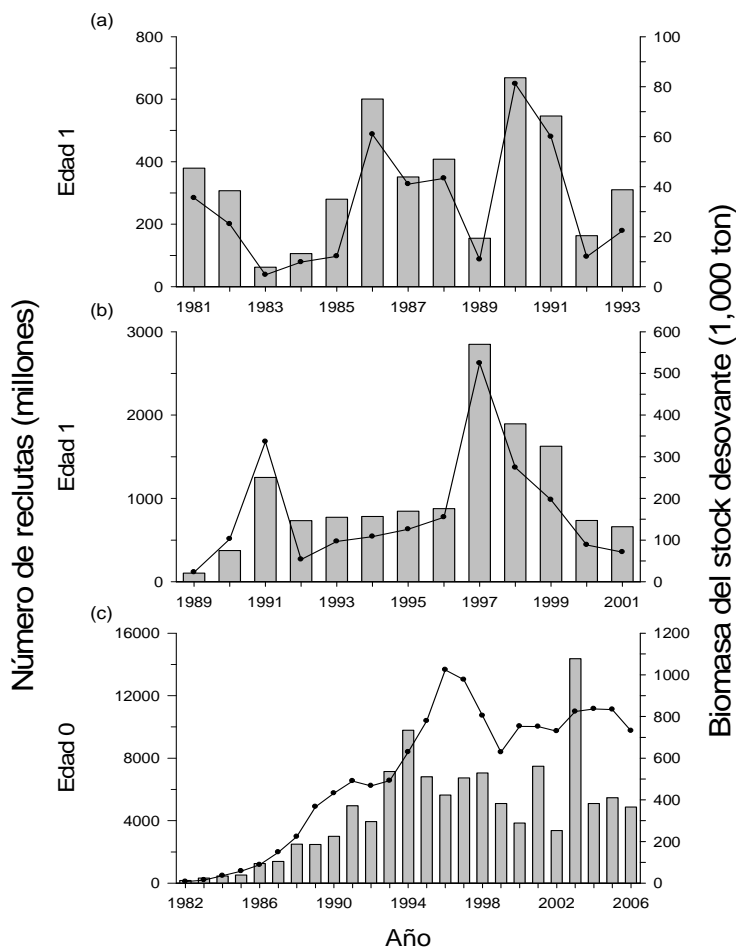


Figura 4. Series de tiempo para la biomasa del stock desovante (línea) y reclutamiento (barras) de la sardina del Pacífico en tres regiones pesqueras en el Océano Pacífico nororiental: (a) Bahía Magdalena; (b) Ensenada; y (c) Pacífico norte.

En la Tabla I se presentan los parámetros α , β , AIC_C , Δ_i , y w_i para cada modelo candidato en cada una de las tres regiones pesqueras. Para la región de BM, el modelo de Beverton-Holt fue encontrado como el mejor modelo para la sardina del Pacífico. Considerando los w_i , los datos de la BSD y el R presentan menos evidencia para el modelo de Ricker (22.1 %) y casi nula para el modelo denso-independiente. Para los datos de la relación SR de la sardina del Pacífico en la región de EN; el modelo de Ricker se seleccionó como el mejor, pero el modelo de Beverton-Holt también obtuvo un apoyo sustancial (56.86 % y 40.73 %, respectivamente).

Tabla I. Parámetros estimados para tres modelos stock-reclutamiento en dos regiones pesqueras de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California.

| Modelo stock-reclutamiento | Parámetros | | AIC_C ^{a,b} | Orden | Δ_i ^c | w_i (%) ^d |
|----------------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|-----------------|-------------------------|------------------------|
| | α | β | | | | |
| Región de Bahía Magdalena | | | | | | |
| Denso-independiente | 1.10×10^{-2} | | 37.84 | 3 ^{ro} | 7.16 | 2.05 |
| Ricker | 3.13×10^{-2} | 3.10×10^{-5} | 32.88 | 2 ^{do} | 2.19 | 24.55 |
| Beverton-Holt | 3.00×10^2 | 2.02×10^3 | 30.69 | 1 ^{ro} | 0.00 | 73.40 |
| Región de Ensenada | | | | | | |
| Denso-independiente | 7.48×10^{-3} | | 25.19 | 3 ^{ro} | 6.32 | 2.41 |
| Ricker | 1.34×10^{-2} | 3.37×10^{-6} | 18.87 | 1 ^{ro} | 0.00 | 56.86 |
| Beverton-Holt | 1.64×10^3 | 7.47×10^4 | 19.53 | 2 ^{do} | 0.67 | 40.73 |

^a Criterio de Información de Akaike corregido para muestras pequeñas; ^b En negrita se indican los mejores modelos stock-reclutamiento para cada pesquería ordenados de acuerdo con su valor de AIC_C ; ^c Diferencias de Akaike; ^d Peso de Akaike.

Considerando los resultados del reclutamiento de la sardina del Pacífico en la región de BM, ninguna de las curvas parece tener un ajuste particularmente bueno, la mayoría de los puntos para altos niveles de stock están por arriba de las curvas. Los parámetros estimados para el modelo de Beverton-Holt produce un reclutamiento constante conforme la BSD se incrementa, mientras que, el modelo de Ricker se quiebra en 25,000 ton de BSD (Figura 5a). Para la región de EN, tanto el modelo de Ricker como el de Beverton-Holt ajustan igualmente bien a los datos SR, excepto para la clase anual de 1997 (Figura 5b).

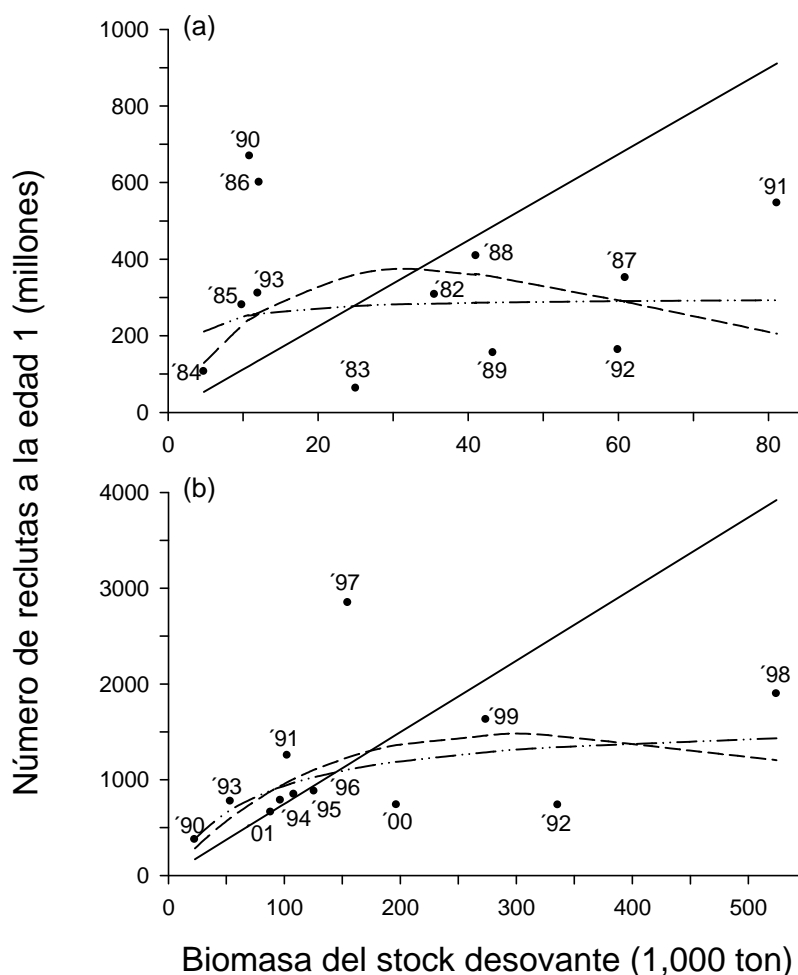


Figura 5. Modelos stock-reclutamiento (denso-independiente (línea continua); Ricker (línea discontinua) y Beverton-Holt (línea discontinua y puntos)) para la sardina del Pacífico en Bahía Magdalena (a) y Ensenada (b). Los números indican los años.

No se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre el parámetro de denso-dependencia β de los modelos SR de Ricker y Beverton-Holt para una misma área (BM o EN) al considerar dos edades distintas de reclutamiento (edad 0 y edad 1).

Los análisis de correlación entre las variables ambientales durante 1981-2007 para las tres regiones pesqueras fueron estadísticamente significativos ($p < 0.05$) para la TSM con el IOS y el IME; y el IOS con el IME. Además, en la región del PN, la correlación entre TSM y el IS fue estadísticamente significativa (Tabla II).

Basados en el ACP, las variables ambientales utilizadas en este estudio se concentraron en dos grupos definidos por los primeros dos componentes principales, los cuales representan el 63 % y 24 % para BM; 62 % y 23 % para EN; y el 67 % y 23 % para el PN de la varianza explicada. El primer componente principal fue determinado por la TSM, el IME y el IOS asociado con episodios ENOS-La Niña. El segundo componente fue solo determinado por el IS (Tabla II).

Tabla II. Análisis de correlación y coeficientes para dos componentes principales (CP) obtenidos de las variables ambientales que potencialmente afectan el reclutamiento de la sardina del Pacífico en las regiones de Bahía Magdalena (BM), Ensenada (EN) y Pacífico norte (PN).

| Región | Variable ambiental | Análisis de correlación | | | Análisis de componentes principales (ACP) ^a | |
|--------|--------------------|-------------------------|------------------|-------------------|--|-------------------|
| | | TSM ^b | IOS ^c | IME ^d | CP-1 ^e | CP-2 ^f |
| BM | TSM | | | | 0.52 | 0.10 |
| | IOS | -0.61* | | | -0.58 | -0.16 |
| | MEI | 0.70* | -0.92* | | 0.61 | 0.02 |
| | IS ^g | -0.12 | 0.09 | -0.22 | -0.17 | 0.98 |
| | | | | 63 % ^h | 24 % ^h | |
| EN | TSM | | | | 0.47 | 0.26 |
| | IOS | -0.52* | | | -0.59 | -0.14 |
| | MEI | 0.57* | -0.94* | | 0.61 | 0.06 |
| | IS | -0.13 | 0.21 | -0.30 | -0.25 | 0.95 |
| | | | | 62 % ^h | 23 % ^h | |
| PN | TSM | | | | 0.50 | -0.15 |
| | IOS | -0.59* | | | -0.55 | -0.38 |
| | MEI | 0.63* | -0.94* | | 0.57 | 0.30 |
| | IS | -0.45* | 0.30 | -0.37 | -0.35 | 0.86 |
| | | | | 67 % ^h | 20 % ^h | |

^a Los coeficientes en el ACP con valores absolutos > 0.4 se marcan en negritas; ^b TSM: temperatura superficial del mar; ^c IOS: Índice de oscilación del sur; ^d IME: Índice multivariado del Niño-oscilación del sur; ^e Primer componente principal: TSM/IOS/IME; ^f Segundo componente principal: IS; ^g IS: Índice de surgencia. ^h Varianza total explicada por cada CP; * Correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$).

Cuando los efectos ambientales fueron incorporados en los modelos SR (de aquí en adelante serán referidos como modelos stock-reclutamiento-ambientales, SRA) en las tres regiones pesqueras, en general, los resultados de los modelos SRA candidatos mostraron una relación negativa con el reclutamiento de la sardina del Pacífico en la región de BM. El mejor modelo SRA para BM fue el de Beverton-Holt cuando el componente principal

determinado por el IS fue incluido con un 60.84 % de evidencia. El segundo mejor modelo para esta área fue nuevamente el de Beverton-Holt cuando episodios ENOS-La Niña y la TSM se incorporaron con un 22.82 % de evidencia (Figura 6a); los modelos SRA restantes tuvieron menos soporte (Tabla III).

Como fue mencionado arriba, los datos de la relación SR para la sardina del Pacífico con mayor porcentaje de evidencia presentaron una gran dispersión alrededor de los diferentes modelos SR en la región de BM. En particular, valores residuales altos fueron observados en la clase anual de 1986, 1990 y 1991 (Figura 6a).

Los resultados de los modelos SRA en el área de EN se presentan en la Tabla III. Las variables ambientales presentaron mayormente una relación positiva con el reclutamiento de la sardina del Pacífico, independientemente del modelo SRA aplicado. Sin embargo, el modelo de Beverton-Holt con IS fue seleccionado como el más adecuado, ya que éste, se relacionó positivamente con el reclutamiento y obtuvo el menor valor de AIC_C (Figura 6b). Este resultado es apoyado por la regla práctica basada en las diferencias de Akaike y los pesos. Para este stock de sardina del Pacífico los datos de R presentaron una gran dispersión alrededor del ajuste obtenido con mejor modelo SRA (modelo SRA de Beverton-Holt). En particular, valores residuales altos fueron observados para la clase anual de 1992, 1997, 1998 y 2000 (Figura 6b).

Los datos SR para la sardina del Pacífico en la región del PN tuvieron un tratamiento diferente debido a que los datos provienen del modelo ASAP basado en información de captura a la edad, en el cual, tanto R como S son estimados como parámetros a través de la función SR de Beverton-Holt. Por esta razón, para ser coherentes y evitar cualquier problema de circularidad o redundancia en el modelaje del reclutamiento, solo se exploraron los efectos de las covariantes ambientales sobre el R usando los parámetros del modelo de Beverton-Holt estimados por el modelo ASAP y conservándolos fijos durante la optimización. Los valores referidos son $\alpha = 6.2 \times 10^3$; $\beta = 2.2 \times 10^5$ (Tabla III).

Tabla III. Parámetros estimados para los modelos stock-reclutamiento-ambientales (SRA) para tres regiones pesqueras de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California.

| SRA | Parámetro | | | | AIC _C ^{a,b} | Orden | Δ _i ^c | w _i (%) ^d |
|----------------------------------|------------------------|------------------------|----------------|----------------|---------------------------------|-----------------|-----------------------------|---------------------------------|
| | α | β | δ ₁ | δ ₂ | | | | |
| Región de Bahía Magdalena | | | | | | | | |
| Denso-independiente | | | | | | | | |
| CP-1 ^f | 1.1 × 10 ⁻² | | -0.063 | | 40.66 | 8 ^{vo} | 10.25 | 0.36 |
| CP-2 ^g | 1.1 × 10 ⁻² | | | -0.255 | 40.60 | 7 ^{mo} | 10.19 | 0.37 |
| CP-1,2 ^h | 9.4 × 10 ⁻³ | | -0.019 | -0.211 | 44.26 | 9 ^{no} | 17.63 | 0.01 |
| Ricker | | | | | | | | |
| CP-1 | 3.3 × 10 ⁻² | 3.1 × 10 ⁻⁵ | -0.095 | | 36.01 | 5 ^{to} | 5.61 | 3.69 |
| CP-2 | 2.1 × 10 ⁻² | 3.3 × 10 ⁻⁵ | | -0.503 | 35.19 | 4 ^{to} | 4.79 | 5.56 |
| CP-1,2 | 2.1 × 10 ⁻² | 3.3 × 10 ⁻⁵ | 0.013 | -0.534 | 39.90 | 6 ^{to} | 9.49 | 0.53 |
| Beverton-Holt | | | | | | | | |
| CP-1 | 2.8 × 10 ² | 9.9 × 10 ³ | -0.162 | | 32.37 | 2 ^{do} | 1.96 | 22.82 |
| CP-2 | 1.4 × 10 ² | 9.9 × 10 ³ | | -0.735 | 30.41 | 1 ^{ro} | 0.00 | 60.84 |
| CP-1,2 | 1.5 × 10 ² | 9.9 × 10 ³ | -0.021 | -0.686 | 35.10 | 3 ^{ro} | 4.69 | 5.83 |
| Región de Ensenada | | | | | | | | |
| Denso-independiente | | | | | | | | |
| CP-1 | 7.6 × 10 ⁻³ | | -0.072 | | 27.61 | 8 ^{vo} | 11.74 | 0.17 |
| CP-2 | 7.9 × 10 ⁻³ | | | 0.255 | 27.21 | 7 ^{mo} | 11.34 | 0.21 |
| CP-1,2 | 7.9 × 10 ⁻³ | | -0.056 | 0.227 | 30.55 | 9 ^{no} | 14.68 | 0.04 |
| Ricker | | | | | | | | |
| CP-1 | 1.4 × 10 ⁻² | 3.7 × 10 ⁻⁶ | 0.053 | | 22.06 | 5 ^{to} | 6.19 | 2.80 |
| CP-2 | 1.5 × 10 ⁻² | 3.6 × 10 ⁻⁶ | | 0.357 | 18.19 | 2 ^{do} | 2.32 | 19.38 |
| CP-1,2 | 1.7 × 10 ⁻² | 4.2 × 10 ⁻⁶ | 0.102 | 0.425 | 20.36 | 4 ^{to} | 4.50 | 6.54 |
| Beverton-Holt | | | | | | | | |
| PC-1 | 1.6 × 10 ³ | 7.4 × 10 ⁴ | 0.006 | | 23.19 | 6 ^{to} | 7.32 | 1.59 |
| PC-2 | 1.7 × 10 ³ | 6.9 × 10 ⁴ | | 0.35 | 15.87 | 1 ^{ro} | 0.00 | 61.91 |
| PC-1,2 | 1.7 × 10 ³ | 6.6 × 10 ⁴ | 0.033 | 0.367 | 20.13 | 3 ^{ro} | 4.26 | 7.35 |
| Región del Pacífico norte | | | | | | | | |
| Beverton-Holt | | | | | | | | |
| CP-1 | 6.2 × 10 ³ | 2.2 × 10 ⁵ | 0.094 | | 26.33 | 1 ^{ro} | 0.00 | 73.70 |
| CP-2 | 6.2 × 10 ³ | 2.2 × 10 ⁵ | | -0.017 | 30.53 | 3 ^{ro} | 4.20 | 9.03 |
| CP-1,2 | 6.2 × 10 ³ | 2.2 × 10 ⁵ | 0.094 | -0.004 | 29.23 | 2 ^{do} | 2.90 | 17.26 |

^a Criterio de Información de Akaike corregido para muestras pequeñas; ^b En negrita se indican los mejores modelos stock-reclutamiento para cada pesquería ordenados de acuerdo con su valor de AIC_C; ^c Diferencias de Akaike; ^d Pesos de Akaike; ^f Primer componente principal: TSM/IOS/IME; ^g Segundo componente principal: IS; ^h Interacción entre el CP-1 y el CP-2.

Los resultados de las diferentes relaciones SRA en el área PN coinciden en que el reclutamiento de la sardina del Pacífico estuvo negativamente relacionado con el IS, mientras que, la TSM y los índices referentes a episodios ENOS-La Niña presentaron una relación positiva con el reclutamiento. De acuerdo con el AIC_C, el modelo SRA de Beverton-Holt más adecuado para el reclutamiento de la sardina del Pacífico de esta región

corresponde al que incluye la TSM y los índices ENOS-La Niña con una evidencia ponderada de 73.7 % (Tabla III). Para este stock de sardina del Pacífico en particular, altos valores residuales se observaron para las clases anuales de 1994 y 2003 (Figura 6c).

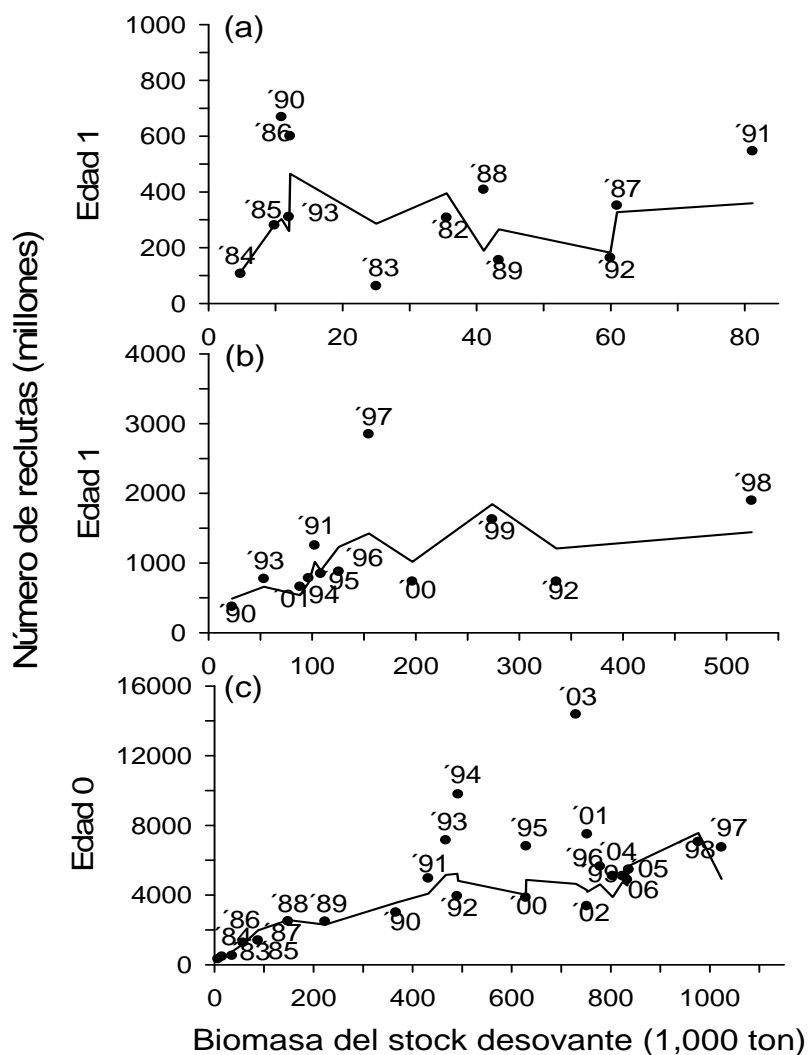


Figura 6. Valores observados de reclutamiento y el mejor ajuste de los modelos stock-reclutamiento-ambientales para la sardina del Pacífico en Bahía Magdalena (a), Ensenada (b) y Pacífico norte (c). Los números indican los años.

Los mejores modelos SRA para cada pesquería de sardina del Pacífico que presentaron un valor de $\Delta_i < 2$ (Tabla III) fueron comparados con el correspondiente reclutamiento logarítmico observado. Para el caso de la pesquería en BM, el reclutamiento logarítmico estimado presentó mayor discrepancia para las clases anuales de 1982, 1987, y

1989. A partir de 1990 y años consecutivos la tendencia del reclutamiento estimado fue consistente con el reclutamiento observado (Figura 7a). El porcentaje de varianza explicado por el reclutamiento logarítmico estimado por el mejor modelo SRA en BM fue del 30 % ($r^2 = 0.30$, $p = 0.023$). Para la sardina de EN, el reclutamiento logarítmico estimado fue en general consistente con el observado, excepto para las clases anuales de 1991, 1997 y 1997-1998 (Figura 7b). Asimismo, para la región de PN se encontró una gran consistencia entre el reclutamiento logarítmico estimado y observado, excepto para las clases anuales de 1993 y 2000-2002 (Figura 7c). El porcentaje de varianza en el reclutamiento logarítmico explicado por el mejor modelo SRA de EN fue del 63 % ($r^2 = 0.63$, $p = 0.0042$), mientras que para PN fue de 88 % ($r^2 = 0.88$, $p < 0.0001$).

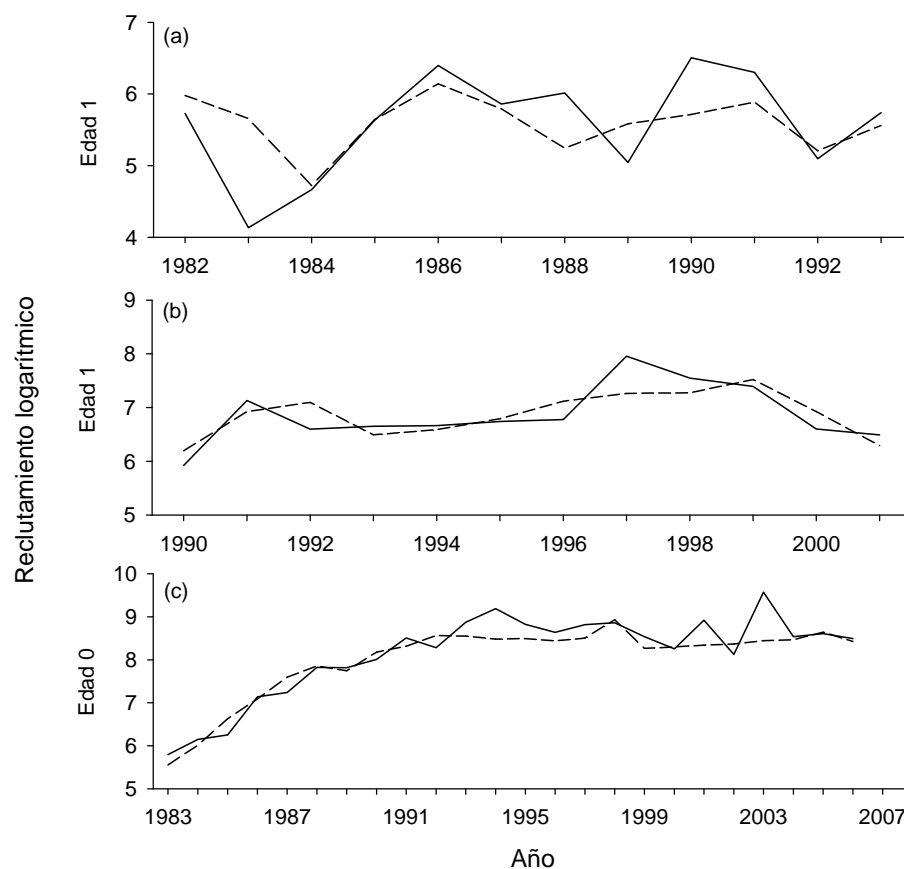


Figura 7. Comparación del reclutamiento logarítmico observado (línea continua) con el reclutamiento estimado (línea discontinua) del mejor modelo stock-reclutamiento-ambiental para la sardina del Pacífico en Bahía Magdalena (a), Ensenada (b) y Pacífico norte (c).

7.2. Modelo bioeconómico

7.2.1. Datos de entrada

En la Tabla IV se resumen los parámetros bioeconómicos utilizados en el modelo de simulación de la pesquería de sardina del Pacífico. En ésta se incluye el símbolo, valor y unidad de medida de cada parámetro utilizado en el modelo desarrollado.

Tabla IV. Parámetros bioeconómicos utilizados en la modelación de la pesquería de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California.

| Símbolo | Parámetro | Valor | Unidad de medida | Referencia |
|----------------|--|-----------------------|---------------------|---|
| M | Mortalidad natural | 0.4 | año ⁻¹ | Hill <i>et al.</i> (2007) |
| imax | Edad máxima de la especie objetivo | 7 | años | Félix-Uraga (1986) |
| L_{∞} | Longitud asintótica de acuerdo con la FCVB | 237 | mm | Hill <i>et al.</i> (2007) |
| W_{∞} | Peso asintótico de acuerdo con la FCVB | 246 | g | Hill <i>et al.</i> (2007) |
| k | Parámetro de curvatura de la FCVB | 0.6 | año ⁻¹ | Hill <i>et al.</i> (2007) |
| i_0 | Parámetro de la FCVB | -0.36 | año ⁻¹ | Hill <i>et al.</i> (2007) |
| A | Parámetro de la relación peso-longitud | 8.2×10^{-6} | g | Hill <i>et al.</i> (2007) |
| B | Parámetro de la relación peso-longitud | 3.19 | - | Hill <i>et al.</i> (2007) |
| $i_{50\%}$ | Edad _{50%} de vulnerabilidad al arte de pesca | 1.0 | años | Morales- |
| $i_{95\%}$ | Edad _{95%} de vulnerabilidad al arte de pesca | 1.8 | años | Bojórquez (2005); Hill <i>et al.</i> (2007) |
| R_0 | Reclutamiento inicial | 7,978,370,264 | individuos | Este estudio |
| A_0 | Biomasa desovante no explotada por recluta | 84.91 | g | Este estudio |
| h | Pendiente del modelo SRA de Beverton-Holt | 0.66 | - | Hill <i>et al.</i> (2007) |
| α | Máximo reclutamiento anual del modelo SRA de Beverton-Holt | 1,147,826,087 | reclutas | Este estudio |
| δ_{IOS} | Covariante ambiental del modelo SRA de Beverton-Holt | -0.30 | - | Este estudio |
| q | Capturabilidad | 1.01×10^{-5} | viaje ⁻¹ | Martínez-Aguilar (2009) |
| a | Intercepto de la función potencial del modelo de capturabilidad dependiente de la densidad | 71.46 | | Martínez-Aguilar (2009) |
| b | Pendiente de la función potencial del modelo de capturabilidad dependiente de la densidad | -0.581 | | Martínez-Aguilar (2009) |
| φ | Parámetro de la flota | 8.19×10^{-5} | viaje/\$USD | Este estudio |
| P_{spac} | Precio de la especie objetivo | 103 | \$USD/ton | Este estudio |
| P_{otras} | Precio de las especies incidentales | 71.45 | \$USD/ton | Este estudio |
| CP_{viaje} | Costo unitario de un viaje de pesca | 2,574 | \$USD/trip | Este estudio |
| r | Tasa de descuento | 0.04 | año ⁻¹ | Este estudio |

FCVB: Función de crecimiento de von Bertalanffy; SRA: stock-reclutamiento-ambiental; IOS: índice de Oscilación del Sur.

7.2.2. Validación del modelo

La validación del modelo bioeconómico evaluada a través de la comparación entre la distribución de la captura y el esfuerzo pesquero observada con aquella simulada fue exitosa. En ambos casos, la prueba estadística no paramétrica de Kolmogorov-Smirnov no mostró diferencias significativas para la captura ($p = 0.442$) o el esfuerzo ($p = 0.071$). Las salidas del modelo bioeconómico respecto a la captura presentaron patrones congruentes con la observada (Figura 8a). Mientras que, el esfuerzo pesquero oficial mostró una alta desviación con lo estimado por el modelo sobre todo para los últimos ocho años de la serie disponible de alrededor de 32 %. Los registros oficiales del esfuerzo pesquero muestran una estabilización con un promedio 4,400 viajes de pesca al año (Fig. 8b).

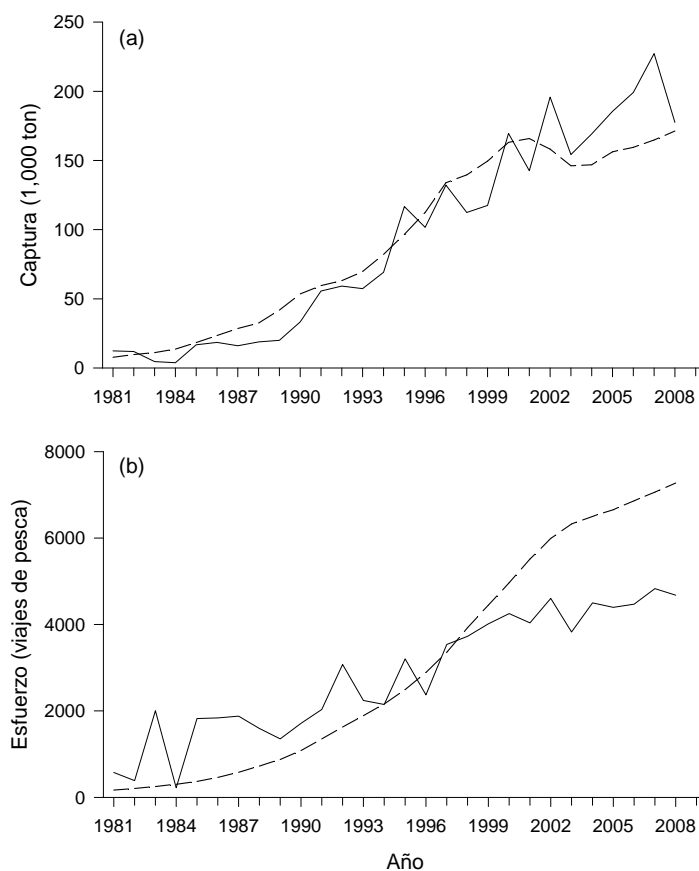


Figura 8. Validación del modelo bioeconómico de la sardina del Pacífico, que habita en el sistema de la Corriente de California desde Bahía Magdalena a la Columbia Británica, a través de la comparación de los valores observados (línea continua) y simulados (línea discontinua) para la captura (a) y el esfuerzo (b) durante el periodo de 1981 a 2008.

Los niveles de biomasa del stock de sardina del Pacífico producidos por el modelo (ec. 25) de 1981 a 2008 se presentan en la Figura 9a, en ésta se observa que los niveles de biomasa total se mantuvieron relativamente estables durante el periodo de estudio con un valor promedio cercano a 290,000 ton (CV = 11 %). De 1997 a 2003 se aprecia una reducción lineal en la biomasa final de 326,000 ton a 231,000 ton. De acuerdo con el modelo, el nivel de biomasa final (B_{2009}) fue cercano a 250,000 ton. Con la finalidad de estimar la probabilidad de exceder PRL y alcanzar PRO bioeconómicos a través de la simulación Monte Carlo se estimó la probabilidad de obtener una reducción alrededor del 30 % del nivel de B_{2009} , $PRL \leq 180,000$ ton, y de que el nivel de biomasa presente un aumento mayor o igual a B_{2009} , $PRO \geq 250,000$ ton. Asimismo, se estimó la probabilidad de que los beneficios económicos de la actividad pesquera (VPN) se disipen completamente, $PRL \leq \$0$ USD, así como la probabilidad de alcanzar su valor más alto generado por el modelo bioeconómico, este fue alrededor de \$2,500 millones USD como un PRO.

Los niveles de mortalidad por pesca (F) durante el periodo de estudio estimado con coeficiente de capturabilidad (q) constante y variable (ec. 24 y 31, respectivamente) se presentan en la Figura 9b. En el primer caso, los valores de F dependen de la curva de selectividad a la edad (ec. 25), que de acuerdo con el modelo, las sardinias con 2+ años de edad se encuentran completamente seleccionadas por el arte de pesca. Los valores de F con q variable son proporcionales a los niveles de biomasa estimados. Como se observa en la Figura 9b los valores de F son de mayor magnitud cuando se usa q variable, si bien ambas presentan la misma tendencia de aumento en el tiempo, con una nivel de correlación entre ambas de 96 % ($r^2 = 0.96$, $p < 0.0001$). Asimismo, como es de esperarse éstos presentan una relación positiva con los niveles de captura (Figura 8a) y negativa con los niveles de biomasa (Figura 9a).

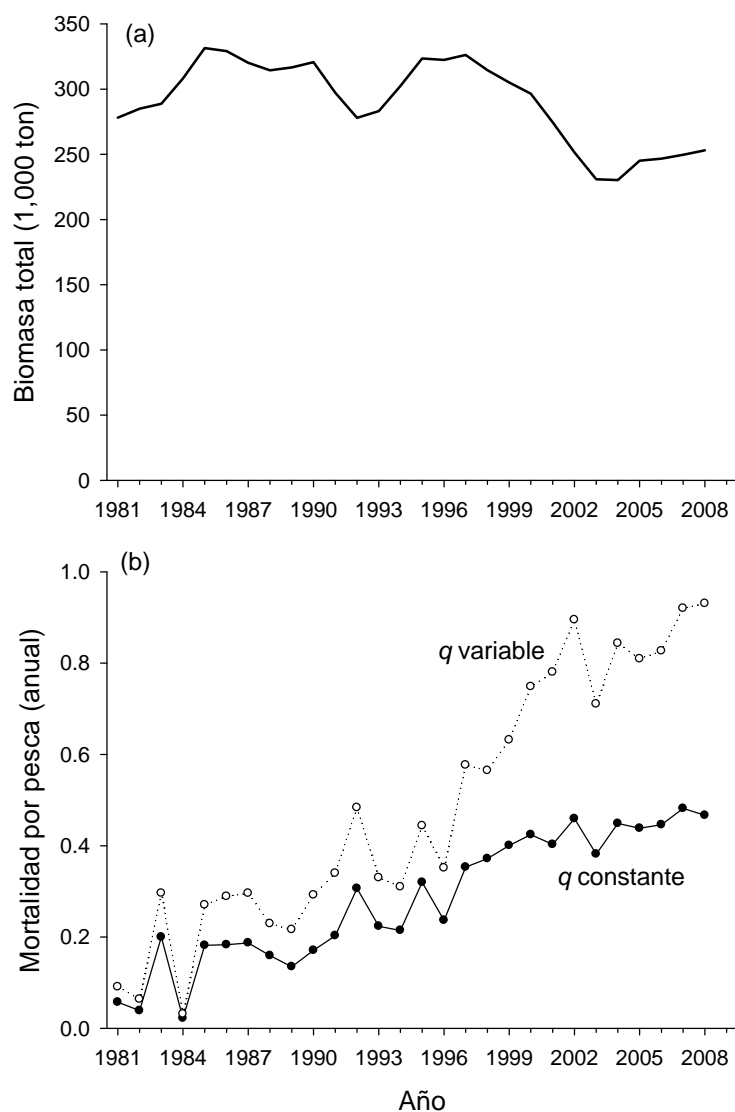


Figura 9. Tendencia de la biomasa total del stock de sardina del Pacífico en el sistema de la Corriente de California desde Bahía Magdalena hasta la Columbia Británica durante el periodo de 1981 a 2008 (a). Mortalidad por pesca anual estimada para la pesquería con capturabilidad (q) constante y variable. Con q constante los valores de mortalidad se calcularon para las edades completamente reclutadas a la pesquería (sardinias con 2+ años de edad). Los valores de mortalidad de q variable son proporcionales a los niveles de biomasa estimados por el modelo (b).

7.2.3. Análisis de sensibilidad

De acuerdo con el análisis de sensibilidad se detectó que el valor de M y P_{spac} son los parámetros más sensibles del modelo, independientemente de la estrategia de manejo

evaluada (Figura 10). El valor de M mostró en todos los casos, correlaciones negativas con las diferentes variables de desempeño (biomasa y VPN). Por su parte P_{spac} obtuvo para las estrategias de manejo planteadas valores de correlación negativos con la biomasa, mientras que el VPN presentó correlaciones positivas con las diferentes estrategias de manejo. Los parámetros restantes mostraron poca sensibilidad en el modelo. De esta manera, la incertidumbre en los valores de M impacta negativamente en los niveles de biomasa y VPN del modelo, mientras que, la incertidumbre respecto al P_{spac} impacta negativamente a la biomasa y positivamente al VPN. Cabe mencionar que el precio unitario de esfuerzo pesquero (CP_{viaje}) mostró valores de correlación cercanos a -0.5 para algunas de las estrategias de manejo que impactaron negativamente al VPN.

Un análisis respecto a la estimación del porcentaje con que cada parámetro (biológico o económico) contribuye a la variación en las salidas del modelo mostró que el valor de M aportó la mayor contribución a la variabilidad total obtenida con 99 % y 56 % de la biomasa y VPN, respectivamente; seguido por el valor de P_{spac} que aportó el 25 % de la variabilidad del VPN, y por último, el CP_{viaje} aportó un 18 % a la variabilidad en el VPN. De esta manera, la variabilidad en los valores de biomasa del modelo se debe básicamente a la incertidumbre en el valor de M , mientras que, la mayor variabilidad en el VPN es explicada por la incertidumbre en los valores de M y P_{spac} (81 %) (Figura 11).

Estos resultados fueron tomados en cuenta para la incorporación de incertidumbre en el modelo generando de manera aleatoria valores de M y P_{spac} con distribuciones de probabilidad conocidas. Del mismo modo, se incorporó incertidumbre en los diferentes estados de la naturaleza relacionados con la variabilidad ambiental ya que impactan directamente en el reclutamiento de la sardina del Pacífico.

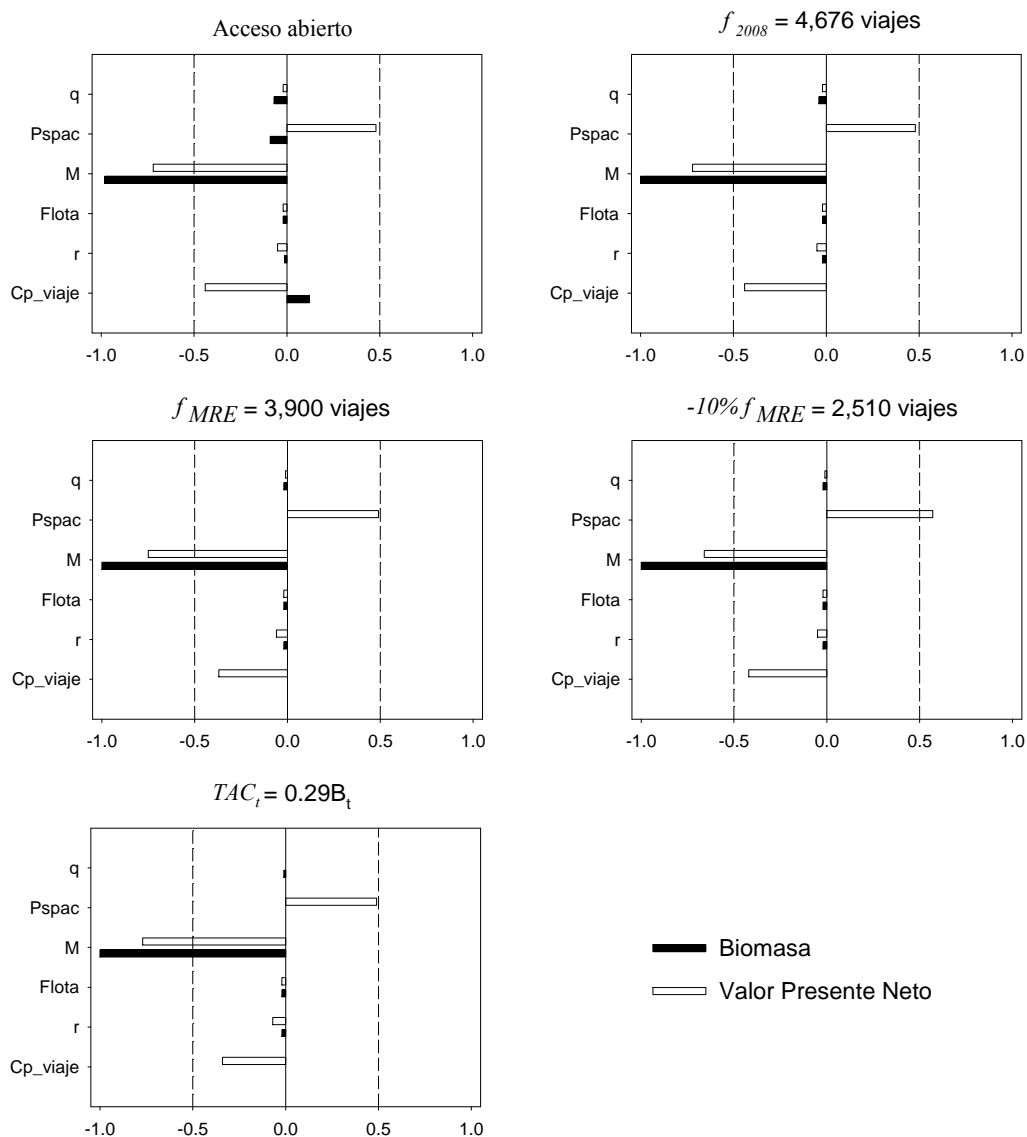


Figura 10. Análisis de sensibilidad en términos de correlación de algunos parámetros del modelo bioeconómico de la sardina del Pacífico que habita en el sistema de la Corriente de California, con relación a la biomasa y valor presente neto. q: capturabilidad; Pspac: precio de la sardina del Pacífico; M: mortalidad natural; flota: parámetro de dinámica de la flota; r: tasa de descuento; CP_{viaje} : costo promedio para unidad de esfuerzo; f_{MRE} : nivel de esfuerzo al máximo rendimiento económico; TAC: cuota de captura permisible dinámica.

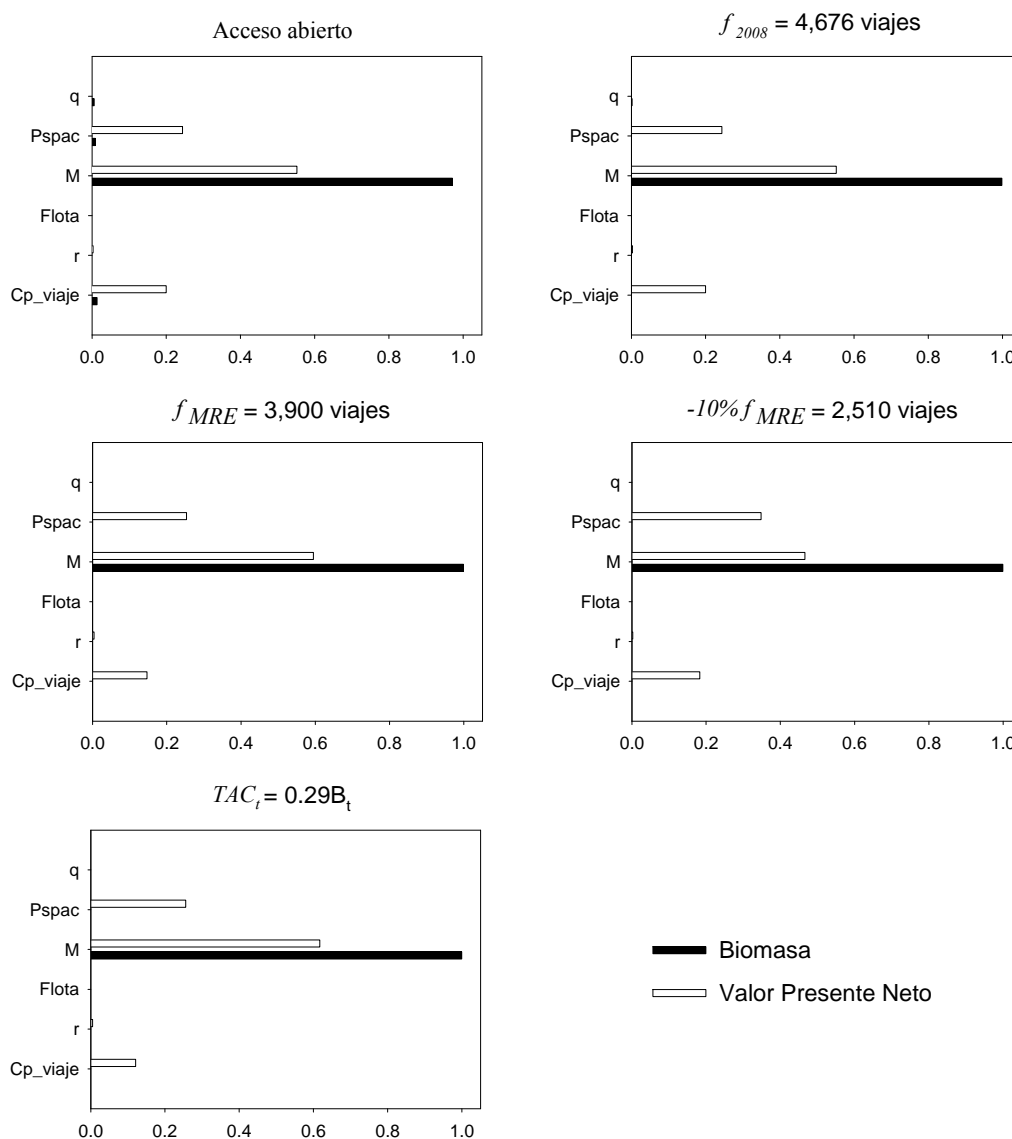


Figura 11. Análisis de sensibilidad en términos de porcentaje de explicación (fracción) de algunos parámetros del modelo bioeconómico de la sardina del Pacífico que habita en el sistema de la Corriente de California, con relación a la biomasa y valor presente neto. q: capturabilidad; Pspac: precio de la sardina del Pacífico; M: mortalidad natural; flota: parámetro de dinámica de la flota; r: tasa de descuento; CPviaje: costo promedio para unidad de esfuerzo; f_{MRE} : nivel de esfuerzo al máximo rendimiento económico; TAC: cuota de captura permisible dinámica.

7.2.4. Análisis de decisión sin probabilidades matemáticas

Las Tablas V-VII muestran los resultados del análisis de decisión realizado sin considerar las probabilidades de ocurrencia de un evento particular, pero de acuerdo al

grado de aversión al riesgo del administrador pesquero e incorporando incertidumbre en el valor de M , en el precio de la sardina del Pacífico (P_{spac}) y en las condiciones ambientales futuras. Cuando la incertidumbre en el valor de M fue considerada, un administrador pesquero que sea altamente cauto y con aversión al riesgo seleccionará la estrategia basada en la TAC_t dinámica = $0.29B_t$ (Tabla Va); mientras que, un administrador menos cauto, seleccionará aquella basada en el f_{MRE} , ya que con ésta minimiza las máximas pérdidas esperadas de la matriz de oportunidades (Tabla VIa); y el buscador de riesgo seleccionará la estrategia con la cual maximiza el VPN, esta es, al nivel f_{2008} , sin considerar la varianza y los posibles estados desfavorables de la naturaleza (Tabla VIIa).

Tabla V. Resultados de las tablas de decisión sin probabilidades matemáticas usando el criterio Maximin. Con este criterio un administrador altamente cauto seleccionará aquella estrategia que genere el máximo valor presente neto (VPN) de los mínimos observados. Los estados de la naturaleza fueron definidos por: a) la mortalidad natural, M ; b) el precio de la especie objetivo, P_{spac} (\$USD) y c) las condiciones ambientales. La selección de la estrategia y valor de VPN (\$'000 USD) correspondiente se marcan en negrita.

| Estrategia | Estados de la naturaleza | | | | Mínimo |
|-------------------------------------|--------------------------|-------------------|--------------------|-------------|---------------|
| | M = 0.4 | M = 0.2 | M = 0.6 | | |
| a) | | | | | |
| Acceso abierto | 3,428 | 64,751 | -25,423 | | -25,423 |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 22,500 | 89,903 | -8,468 | | -8,468 |
| $f_{MRE} = 3,900$ viajes | 24,304 | 85,965 | -4,654 | | -4,654 |
| -10% $f_{MRE} = 3,510$ viajes | 24,589 | 82,771 | -2,901 | | -2,901 |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 21,868 | 64,794 | 1,350 | | 1,350 |
| b) | $P_{spac} = \$103$ | $P_{spac} = \$82$ | $P_{spac} = \$124$ | | |
| Acceso abierto | 3,428 | -10,843 | 17,951 | | -10,843 |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 22,500 | 6,250 | 38,749 | | 6,250 |
| $f_{MRE} = 3,900$ viajes | 24,304 | 9,622 | 38,986 | | 9,622 |
| -10% $f_{MRE} = 3,510$ viajes | 24,589 | 10,821 | 38,356 | | 10,821 |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 21,868 | 11,922 | 31,813 | | 11,922 |
| c) | Normal | Cálido | Frio | Cálido-Frío | |
| Acceso abierto | 3,428 | 7,824 | 519 | 5,703 | 519 |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 22,500 | 26,158 | 20,009 | 24,481 | 20,009 |
| $f_{MRE} = 3,900$ viajes | 24,304 | 27,579 | 22,072 | 26,082 | 22,072 |
| -10% $f_{MRE} = 3,510$ viajes | 24,589 | 27,646 | 22,505 | 26,251 | 22,505 |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 21,868 | 24,042 | 20,384 | 23,055 | 20,384 |

Por otro lado, cuando la incertidumbre en el valor de P_{spac} fue considerada, el administrador con aversión al riesgo o altamente cauto seleccionará nuevamente aquella

basada en TAC_t dinámica = $0.29B_t$, por ser la estrategia donde obtiene el máximo VPN de los mínimos esperados (Tabla Vb). El administrador menos cauto seleccionará la estrategia de manejo basada en el nivel de esfuerzo que considera una reducción del 10 % del f_{MRE} (Tabla VIb). Si el administrador de la pesquería es buscador de riesgo, entonces, seleccionará aquella estrategia que le produzca la mayor VPN, esta es, f_{MRE} (Tabla VIc).

Tabla VI. Matriz de máxima pérdida de oportunidades sin probabilidades matemáticas que ilustra el criterio Minimax. Con este criterio el decisor pesquero quien es poco cauto seleccionará aquella estrategia que genere el mínimo de las máximas posibles pérdidas resultante de cinco alternativas de manejo y posibles estados de la naturaleza definidos por: a) la mortalidad natural, M ; b) el precio de la especie objetivo, P_{spac} (\$USD) y c) las condiciones ambientales. La selección de la estrategia y valor de VPN (\$'000 USD) correspondiente se marcan en negrita.

| Estrategia | Estados de la naturaleza | | | Máxima pérdida de oportunidades | |
|--|--------------------------|-------------------|--------------------|---------------------------------|----------|
| | M = 0.4 | M = 0.2 | M = 0.6 | | |
| a) | | | | | |
| Acceso abierto | 21,161 | 25,152 | 26,773 | 26,773 | |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 2,089 | 0 | 9,818 | 9,818 | |
| $f_{MRE} = 3,900$ viajes | 285 | 3,938 | 6,003 | 6,003 | |
| $-10\% f_{MRE} = 3,510$ viajes | 0 | 7,132 | 4,251 | 7,132 | |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 2,721 | 25,109 | 0 | 25,109 | |
| b) | | | | | |
| | $P_{spac} = \$103$ | $P_{spac} = \$82$ | $P_{spac} = \$124$ | | |
| Acceso abierto | 21,161 | 22,765 | 21,034 | 22,765 | |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 2,089 | 5,672 | 237 | 5,672 | |
| $f_{MRE} = 3,900$ viajes | 285 | 2,300 | 0 | 2,300 | |
| $-10\% f_{MRE} = 3,510$ viajes | 0 | 1,101 | 630 | 1,101 | |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 2,721 | 0 | 7,173 | 7,173 | |
| c) | | | | | |
| | Normal | Cálido | Frio | Cálido-Frío | |
| Acceso abierto | 21,161 | 19,822 | 21,987 | 20,548 | 21,987 |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 2,089 | 1,488 | 2,496 | 1,770 | 2,496 |
| $f_{MRE} = 3,900$ viajes | 285 | 67 | 433 | 169 | 433 |
| $-10\% f_{MRE} = 3,510$ viajes | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 2,721 | 3,604 | 2,121 | 3,196 | 3,604 |

Si por el contrario, el administrador pesquero basa su decisión en la incertidumbre en las condiciones ambientales futuras en el SCC, independientemente del grado de aversión al riesgo con el cual tome la decisión, ésta será aquella que considera disminuir un 10 % el nivel de f_{MRE} (Tablas Vc, VIc y VIc).

Tabla VII. Resultados de las tablas de decisión sin probabilidades matemáticas usando el criterio Maximax, característico de un administrador buscador de riesgo que seleccionará aquella estrategia que genere el máximo valor presente neto (VPN) de las posibles salidas. Los estados de la naturaleza fueron definidos por: a) la mortalidad natural, M; b) el precio de la especie objetivo, P_{spac} (\$USD) y c) las condiciones ambientales. La selección de la estrategia y valor de VPN (\$'000 USD) correspondiente se marcan en negrita.

| Estrategia | Estados de la naturaleza | | | | Máximo |
|---|---------------------------|--------------------------|---------------------------|-------------|---------------|
| | M = 0.4 | M = 0.2 | M = 0.6 | | |
| a) | | | | | |
| Acceso abierto | 3,428 | 64,751 | -25,423 | | 64,751 |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 22,500 | 89,903 | -8,468 | | 89,903 |
| $f_{MRE} = 3,900$ viajes | 24,304 | 85,965 | -4,654 | | 85,965 |
| -10% $f_{MRE} = 3,510$ viajes | 24,589 | 82,771 | -2,901 | | 82,771 |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 21,868 | 64,794 | 1,350 | | 64,794 |
| b) | P _{spac} = \$103 | P _{spac} = \$82 | P _{spac} = \$124 | | |
| Acceso abierto | 3,428 | -10,843 | 17,951 | | 17,951 |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 22,500 | 6,250 | 38,749 | | 38,749 |
| $f_{MRE} = 3,900$ viajes | 24,304 | 9,622 | 38,986 | | 38,986 |
| -10% $f_{MRE} = 3,510$ viajes | 24,589 | 10,821 | 38,356 | | 38,356 |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 21,868 | 11,922 | 31,813 | | 31,813 |
| c) | Normal | Cálido | Frio | Cálido-Frío | |
| Acceso abierto | 3,428 | 7,824 | 519 | 5,703 | 7,824 |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 22,500 | 26,158 | 20,009 | 24,481 | 26,158 |
| $f_{MERE} = 3,900$ viajes | 24,304 | 27,579 | 22,072 | 26,082 | 27,579 |
| -10% $f_{MRE} = 3,510$ viajes | 24,589 | 27,646 | 22,505 | 26,251 | 27,646 |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 21,868 | 24,042 | 20,384 | 23,055 | 24,042 |

7.2.5. Análisis de decisión con probabilidades matemáticas

Se realizaron simulaciones de la pesquería bajo dos hipótesis de reclutamiento y se midió el impacto en las diferentes estrategias de manejo probadas anteriormente: se consideró que el reclutamiento de la sardina del Pacífico es modulado por la función SRA asintótica tipo Beverton-Holt o una tipo domo de Ricker (Tabla VIII). Las probabilidades asociadas a cada estado de la naturaleza se calcularon con los resultados contenidos en la Tabla III, específicamente con los datos de la columna de los pesos de Akaike. De esta manera, se calculó una probabilidad ponderada de 87 % para el modelo SRA de Beverton-Holt y 13 % para el modelo SRA de Ricker. Asimismo se aplicó este enfoque ante la incertidumbre de un cambio en las condiciones ambientales que afecte el reclutamiento de

la sardina del Pacífico e impacte en las estrategias de manejo planteadas.

De acuerdo con el análisis de decisiones cuando los posibles estado de la naturaleza incluyeron diferentes hipótesis de reclutamiento de la sardina del Pacífico y condiciones ambientales en el SCC, el administrador altamente cauto o con aversión al riesgo seleccionará ante ambas incertidumbres, la estrategia basada en el cálculo de la TAC_t dinámica = $0.29B_t$, dado que ésta genera las menores varianzas del VPN. Pero si el administrador pesquero es neutral al riesgo seleccionará la estrategia que considera reducir 10 % el nivel de f_{MRE} ya que esta le genera los mayores valores esperados del VPN. Por su parte el administrador con tendencia al riesgo al buscar la estrategia de manejo que produzca el mayor VPN, podrá seleccionar mantener el esfuerzo pesquero al nivel de f_{MRE} , si considera actuar sobre las bases de la incertidumbre respecto al reclutamiento de la especie objetivo, mientras que, si basa en la incertidumbre en las condiciones ambientales en el SCC, entonces disminuirá el esfuerzo 10 % respecto al f_{MRE} (Tabla VIII).

Tabla VIII. Análisis de las tablas de decisión con probabilidades (p) matemáticas basadas en el valor presente neto (VPN) con dos hipótesis de reclutamiento para la sardina del Pacífico (a) y condiciones ambientales (b). La selección de la estrategia de acuerdo al decisor se marca en negrita. VE: valor esperado; VAR: varianza. Los valores se expresan en \$1,000 USD.

| Estrategia | Estados de la naturaleza | | | | VE | VAR |
|---|--------------------------|---------------|---------------|-------------|---------------|--------------------------------------|
| | Beverton-Holt | | Ricker | | | |
| a) | p = 0.87 | | p = 0.13 | | | |
| Acceso abierto | 3,428 | | 15,315 | | 4,973 | 1.60×10^9 |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 22,500 | | 33,660 | | 23,950 | 1.41×10^{10} |
| $f_{MRE} = 3,900$ viajes | 24,304 | | 34,347 | | 25,609 | 1.11×10^{10} |
| -10% $f_{MRE} = 3,510$ viajes | 24,589 | | 33,988 | | 25,810 | 9.99×10^9 |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 21,868 | | 28,611 | | 22,744 | 5.14×10^9 |
| b) | Normal | Cálido | Frio | Cálido-Frío | | |
| | p = 0.20 | p = 0.40 | p = 0.20 | p = 0.20 | | |
| Acceso abierto | 3,428 | 7,824 | 519 | 5,703 | 5,060 | 7.71×10^9 |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 22,500 | 26,158 | 20,009 | 24,481 | 23,861 | 5.45×10^9 |
| $f_{MRE} = 3,900$ viajes | 24,304 | 27,579 | 22,072 | 26,082 | 25,523 | 4.37×10^9 |
| -10% $f_{MRE} = 3,510$ viajes | 24,589 | 27,646 | 22,505 | 26,251 | 25,727 | 3.81×10^9 |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 21,868 | 24,042 | 20,384 | 23,055 | 22,678 | 1.93×10^9 |

Los resultados de la aplicación del criterio Bayesiano se incluyen en la Tabla IX. En este caso, bajo los escenarios planteados, el menor valor esperado se obtiene al reducir un 10 % el nivel de f_{MRE} . La mayor pérdida de oportunidades se generó al considerar la

estrategia de acceso abierto.

Tabla IX. Análisis de las tablas de decisión usando el criterio Bayesiano que busca el valor mínimo del valor esperado (VE) de la matriz de pérdida de oportunidades con dos hipótesis de reclutamiento para la sardina del Pacífico (a) y condiciones ambientales (b). La selección de la estrategia se marca en negrita. Los valores se expresan en \$1,000 USD.

| Estrategia | Estados de la naturaleza | | | | VE de la pérdida de oportunidades |
|---|--------------------------|--------------------|------------------|-------------------------|-----------------------------------|
| | Beverton-Holt | | Ricker | | |
| a) | p = 0.87 | | p = 0.13 | | |
| Acceso abierto | 21,161 | | 19,032 | | 20,884 |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 2,089 | | 687 | | 1,907 |
| $f_{MRE} = 3,900$ viajes | 285 | | 0 | | 248 |
| -10% $f_{MRE} = 3,510$ viajes | 0 | | 360 | | 47 |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 2,721 | | 5,737 | | 3,113 |
| b) | Normal p = 0.20 | Cálido p = 0.40 | Frio p = 0.20 | Cálido-Frio p = 0.20 | |
| Acceso abierto | 21,161 | 19,822 | 21,987 | 20,548 | 20,668 |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 2,089 | 1,488 | 2,496 | 1,770 | 1,866 |
| $f_{MRE} = 3,900$ viajes | 285 | 67 | 433 | 169 | 204 |
| -10% $f_{MRE} = 3,510$ viajes | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 2,721 | 3,604 | 2,121 | 3,196 | 3,049 |

7.2.6. Simulación Monte Carlo y probabilidad de exceder puntos de referencia límite y objetivo

Los resultados de este análisis se resumen en la Tabla X, en este caso se asumió incertidumbre en el parámetro M y en el precio de la sardina del Pacífico pues de acuerdo a los análisis anteriores estos parámetros fueron identificados como los más sensibles del modelo (Figuras 10 y 11). Con la finalidad de estimar la probabilidad de exceder PRL y alcanzar PRO bioeconómicos a través de esta aproximación, se estimó la probabilidad de obtener una reducción alrededor del 30 % del nivel de B_{2009} , $PRL \leq 180,000$ ton, y de que el nivel de biomasa presente un aumento mayor o igual a B_{2009} , $PRO \geq 250,000$ ton. En el caso de la captura, se evaluó el riesgo de que el nivel de ésta fuese menor al promedio observado durante la década de 1990s a la actual y en contraparte, se estimó la probabilidad de que la captura fuese de mayor magnitud, como $PRL \leq 100,000$ ton y $PRO \geq 140,000$

ton. Asimismo, se estimó la probabilidad de que los beneficios económicos de la actividad pesquera (VPN) se disipen completamente, $PRL \leq \$0$ USD, así como la probabilidad de alcanzar su valor más alto generado por el modelo bioeconómico, este fue alrededor de \$2,500 millones USD como un PRO. Los PRL y PRO en términos de la biomasa, captura y VPN para la pesquería de sardina del Pacífico fueron evaluados con referencia al último año de simulación (2015).

Los resultados al incorporar incertidumbre en el parámetro M se muestran en la Tabla Xa. De acuerdo con ésta, en condiciones de acceso abierto se observaron altas probabilidades de exceder los PRL de la biomasa (4.3 %) y el PRL del VPN (52.69 %); y las más bajas probabilidades de alcanzar los PRO de la biomasa (13.13 %) y VPN (1.78 %). Por el contrario, la estrategia de manejo basada en TAC_t dinámica = $0.29B_{2015}$ obtuvo las más bajas probabilidades de exceder los PRL de la biomasa y VPN (0.37 % y 0.00 %, respectivamente). Asimismo, esta estrategia obtuvo la mayor probabilidad de alcanzar el PRL de la biomasa (52.64 %); y la estrategia basada en una disminución en el nivel de $f_{MEY} = 3,510$ viajes, alcanzó la mayor probabilidad de alcanzar el PRO del VPN (64.38 %), con una diferencia de 6 % respecto al calculado para TAC_t dinámica = $0.29B_{2015}$. Sin embargo, cuando se evaluó el desempeño de la captura se obtuvo la mayor probabilidad de exceder el PRL con la estrategia TAC_t dinámica (94 %) y la mayor probabilidad de alcanzar el PRO con la estrategia de acceso abierto.

Cuando se evaluó la incertidumbre en el Pspac (Xb), solo la estrategia basada en TAC_t dinámica = $0.29B_{2015}$ obtuvo el valor de probabilidad mínimo de exceder el PRL de la biomasa (0.00 %) en conjunto con la mayor probabilidad de alcanzar el PRO de ésta (100 %). Sin embargo, esta misma estrategia generó en términos de la captura, la mayor probabilidad de exceder el PRL (100 %), mientras que la estrategia de acceso abierto estimó la mayor probabilidad de alcanzar el PRO de esta variable. La probabilidad de exceder el PRL del VPN fue alto para la estrategia de acceso abierto; y la estrategia basada en una disminución en el nivel de $f_{MEY} = 3,510$ viajes, alcanzó la mayor probabilidad de alcanzar el PRO de esta variable (64.77 %).

Tabla X. Probabilidad (%) de exceder los puntos de referencia límite (PRL) y puntos de referencia objetivo (PRO) considerando incertidumbre en (a) mortalidad natural, M y (b) precio de la sardina del Pacífico, Pspac.

| Estrategia | Biomasa final ('000 ton) | | Captura final ('000 ton) | | VPN final (\$'000 USD) | |
|--------------------------------|--------------------------|------------|--------------------------|------------|------------------------|--------------|
| | PRL | PRO | PRL | PRO | PRL | PRO |
| | ≤ 180 | ≥ 250 | ≤ 100 | ≥ 140 | ≤ 0 | $\geq 2,500$ |
| a) M | | | | | | |
| Acceso abierto | 4.30 | 13.13 | 0.47 | 69.91 | 52.69 | 1.78 |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 1.46 | 35.47 | 5.48 | 24.89 | 1.42 | 52.89 |
| $f_{MERE} = 3,900$ viajes | 0.92 | 40.44 | 18.82 | 9.72 | 0.25 | 61.56 |
| -10% $f_{MERE} = 3,510$ viajes | 0.72 | 43.17 | 32.35 | 4.43 | 0.16 | 64.38 |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 0.37 | 52.64 | 94.00 | 0.02 | 0.00 | 58.33 |
| b) P_{spac} | | | | | | |
| Acceso abierto | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 100.00 | 50.70 | 0 |
| $f_{2008} = 4,676$ viajes | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 54.72 |
| $f_{MERE} = 3,900$ viajes | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 62.62 |
| -10% $f_{MERE} = 3,510$ viajes | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 64.77 |
| $TAC_t = 0.29B_t$ | 0.00 | 100.00 | 100.00 | 0.00 | 0.00 | 60.01 |

8. DISCUSIÓN

8.1. Reclutamiento

Como se estableció previamente la discriminación de los factores que contribuyen a la variabilidad en el reclutamiento de la sardina del Pacífico fue abordada a través del enfoque de selección de modelos de funciones SR empíricas. Diversos estudios han sugerido que el reclutamiento de sardina del Pacífico puede ser limitado cuando hay altos niveles de abundancia de pre-reclutas y de sardinas adultas debido a la depredación de los huevos por especies planctívoras, incluso mediante el canibalismo por estadios adultos (Agostini *et al.*, 2007); por limitaciones en el desove y alimentación (Logerwell y Smith, 2001), o cambios en el tamaño de hábitat relacionados con efectos ambientales (Lo *et al.*, 2005). En otras especies de sardina, como la japonesa (*S. melanostictus*) se ha sugerido que el forzamiento ambiental tiene un papel más importante en la variabilidad del reclutamiento que la BSD (Shimoyama *et al.*, 2007). Myers (2001) señala que tanto la BSD como el ambiente pueden ser importantes, pero diferentes especies son afectadas de diversas maneras. Los resultados de este estudio sugieren que ninguna de las hipótesis evaluadas es exclusiva, sino que, tanto la BSD como el ambiente contribuyen a la variabilidad en el reclutamiento de la sardina del Pacífico en el SCC. Asimismo, los resultados obtenidos indican que los sucesos del reclutamiento de la sardina del Pacífico que habita en el SCC son dependientes de la BSD y de las condiciones ambientales locales. Los escenarios estudiados donde el reclutamiento fue considerado como independiente de la BSD obtuvieron considerablemente menos soporte. Los modelos SRA de Ricker y Beverton-Holt brindan evidencia de dicho efecto combinado.

En estudios previos, la variabilidad en el reclutamiento de la sardina del Pacífico a lo largo de la costa occidental de Norteamérica ha sido explicada a través de los modelos SR de Ricker y Beverton-Holt (Jacobson y MacCall, 1995; Jacobson *et al.*, 2005; Hill *et al.*, 2006; Hill *et al.*, 2007). Sin embargo, en contraste con los resultados presentados aquí, para la región de BM, diversos estudios han usado solo el modelo de Ricker para describir la relación SR de la sardina del Pacífico (Morales-Bojórquez, 1999; Morales-Bojórquez,

2002; Morales-Bojórquez *et al.*, 2003; De Anda-Montañez *et al.*, 2010). Esto puede ser tomado como evidencia de que el reclutamiento de la sardina del Pacífico es altamente variable en el SCC. No obstante, es necesario tomar en consideración las condiciones locales, las cuales pueden ejercer un papel importante en la sobrevivencia larval y en consecuencia determinar la abundancia de la fracción adulta (Bakun, 1996; Cury y Roy, 1989). De acuerdo con los análisis, los factores ambientales en el SCC pueden dividirse en dos grupos, uno determinado por la TSM, el IOS y el IME que se asocian a episodios ENOS-La Niña y el otro fuertemente determinado por el IS.

Teniendo en cuenta los efectos ambientales, es importante reconocer el comportamiento diferencial de las surgencias y la TSM presentes en toda la extensión del SCC. Por ejemplo, la intensidad de las surgencias aumenta desde el invierno, alcanzando su mayor pico durante primavera, y gradualmente se debilita en verano y otoño. El grado de intensidad de las surgencias varía latitudinalmente debido el patrón de vientos, que es más fuerte en la porción norte de California, moderada en la porción sur y central de California y débil en la latitud de BM. Por su parte, el patrón estacional de TSM es inverso, esto es, las temperaturas más altas se alcanzan en verano y otoño, y las más bajas en invierno y primavera. Latitudinalmente, las temperaturas promedio son más altas para el área de BM, disminuyendo hacia el norte de California. Asociado a dichas condiciones oceanográficas Takahashi y Checkley (2008) encontraron que los estadios juveniles tempranos de la sardina del Pacífico tienen una tasa de crecimiento más rápida durante el verano y otoño, y por tanto una mayor probabilidad de sobrevivencia para incorporarse al stock adulto en SCC, comparada con las larvas de sardina del Pacífico que son desovadas más tempranamente.

Al observar los factores por área puede ser notado que en la región más sureña (BM) el reclutamiento de la sardina del Pacífico estuvo afectado negativamente por la ocurrencia de fases cálidas. En esta área, las más altas temperaturas se alcanzan en verano-otoño (> 22 °C) y las surgencias son más débiles. Estas condiciones ambientales están asociadas a la influencia anual de la zona tropical y subtropical durante los meses en que se desarrolla más intensamente la Contracorriente Ecuatoriana. Las temperaturas frías, características de invierno-primavera pueden asociarse alternativamente a la advección de la Corriente de

California o a las intensas surgencias (Wyrski, 1967; Fiedler, 1992). Zaytsev *et al.* (2003) sugirieron que si una masa de agua fría y profunda asciende hacia la boca del sistema de BM, una porción de esta masa de agua puede ingresar al sistema lagunar transportando material biológico, organismos herbívoros y nutrientes que pueden contribuir a aumentar su productividad. Por otro lado, si prevalecen condiciones cálidas y surgencias débiles durante un ciclo anual, las masas de agua carentes de nutrientes pueden disminuir la productividad en el sistema e incrementar la competencia e inanición de las larvas resultando en una falla en el reclutamiento. Bajo tales condiciones se espera una relación negativa entre el reclutamiento y la TSM, así como con el IME. De Anda-Montañez *et al.* (2010) en la misma zona detectaron una correlación negativa entre el reclutamiento y TSM, así como con el IME, lo cual coincide con los resultados obtenidos para esta área.

Hacia el norte (EN), el reclutamiento de la sardina del Pacífico presentó una relación positiva con las fases cálidas. Esto puede interpretarse a través de dos fenómenos que tienen un efecto opuesto: mientras un aumento en la intensidad de las surgencias tiende a intensificar los procesos de transporte y turbulencia, las aguas cálidas fortalecen la estratificación de la columna de agua creando condiciones adecuadas para el crecimiento rápido tanto del plancton como de las larvas de muchas especies de peces que aprovecharán la concentración del alimento (Bakun, 1996) aumentando la probabilidad de éxito del reclutamiento. Lo anterior apoya la hipótesis de Cury y Roy (1989), quienes concluyen que el reclutamiento de la sardina es alto dentro de una ventana ambiental óptima y bajo con surgencias débiles y fuertes.

En la zona más norteña del área de estudio (PN) donde la intensidad de los vientos es más fuerte comparada con las prevalecientes en EN y BM, los sucesos del reclutamiento de la sardina del Pacífico se relacionaron con episodios ENOS-La Niña. Durante periodos cálidos ocurre una relajación en el patrón de vientos en OPN con una disminución en la turbulencia de la columna de agua favoreciendo la estratificación termal, lo cual como se mencionó anteriormente tendría un efecto benéfico en la sobrevivencia larval. Esto explicaría los altos reclutamientos observados en PN para las clases anuales de 1987, 1990, 1993, 1997, 2000, 2002, y 2004, que en su mayoría corresponden a episodios ENOS. En contraste, en periodos fríos, la fuerza del reclutamiento sería débil, lo que fue observado

para las clases anuales de 1988, 1995, 1999 y 2001 que coinciden con episodios La Niña (Figura 6c). Jacobson *et al.* (2005) sugieren que en la costa occidental de Norteamérica durante periodos El Niño, el hábitat de la sardina del Pacífico se incrementa y durante eventos La Niña, disminuye. Esto puede obedecer a que las sardinias están particularmente adaptadas para la migración. Tal vez ningún otro pelágico de su tamaño pueda migrar regularmente distancias tan largas (Bakun y Broad, 2003). Parrish *et al.* (1981) postularon que antes del mayor colapso de la sardina del Pacífico que ocurrió alrededor de 1950, la fracción adulta migraba anualmente desde sus áreas de desove en el sur de California hacia aguas cerca de la Isla Vancouver, a una distancia aproximada de 2,000 km. Longitudinalmente, las zonas de desove se presentan cerca de la costa en años con altas temperaturas (e.g., 1998), mientras que, cuando el promedio de la TSM es bajo (e.g., 1999 y 2001), el desove ocurre en zonas más alejadas de la costa (Lo *et al.*, 2005; Emmett *et al.*, 2005). Sin embargo la mayor proporción de éxito de larvas tardías (≥ 18 días de edad), a diferencia del desove, se ha documentado lejos de la costa (Logerwell y Smith, 2001).

Por otro lado, está documentado que áreas donde la intensidad de las surgencias es mayor, los picos de desove no coinciden con los picos máximos de surgencia, debido a que tal nivel de intensidad de surgencia puede afectar negativamente la sobrevivencia de las larvas al crear turbulencia e inestabilidad en la columna de agua y transportarlas fuera del área de costa (Lluch-Belda *et al.*, 1991). Esto explicaría el efecto negativo de IS sobre el reclutamiento de la sardina en el área de PN. Recientemente, Rykaczewski y Checkley (2008) encontraron una correlación positiva entre la producción excedente de la sardina del Pacífico en la costa occidental de Norteamérica (de 32° a 35° N) con las surgencias de mar abierto (de 120° a 122° W) durante mayo hasta julio. Esto evidencia la importancia de las surgencias en la dinámica poblacional de la sardina del Pacífico en altas latitudes.

Respecto a las relaciones positivas encontradas en los modelos SRA en las áreas norteñas de SCC (EN y PN), Jacobson y MacCall (1995) documentaron una correlación positiva entre el reclutamiento y TSM lo cual podría incrementar la disponibilidad de la sardina a las pesquerías de estas regiones. Esto también puede ser cierto para la región de BM ya que Félix-Uraga *et al.* (1996) sugirieron que los movimientos de la población de sardina están relacionados con cambios en la TSM, cuando ésta es cálida (verano-otoño),

las sardinas se mueven hacia el norte, y cuando la TSM es fría (invierno-primavera), el movimiento es hacia el sur. Aunque cualquier intento por asociar las capturas comerciales con el movimiento y dinámica poblacional de alguna especie es riesgoso y controversial dado que los niveles de captura comerciales dependen de muchos otros factores (Worm *et al.*, 2006; Costello *et al.*, 2008), resulta interesante que las altas capturas que se obtuvieron durante los años cálidos de 1992 y 1998 en las áreas norteñas (EN y PN) coincidieron con una disminución en las capturas del sur (BM) (Felix-Uraga *et al.*, 2006). De acuerdo con Myers (1998) esto puede estar relacionado con los límites de distribución de una especie. De esta manera, en el límite norteño (más frío) de una especie, se puede esperar una relación positiva entre la temperatura y el reclutamiento, y una negativa en el límite sureño (más cálido) de su distribución.

Un aspecto de interés que puede afectar la interpretación de los resultados es el hecho de que los datos de R para las regiones pesqueras consideradas en este estudio fueron diferentes entre sí. En BM y EN los reclutas incluyen a los individuos de 1 año de edad y en el PN a los organismos de edad 0. La consideración es que organismos de 1 año de edad pasan más tiempo expuestos a procesos denso-independientes que pueden afectar la mortalidad natural, mientras que, variaciones en el reclutamiento del grupo de edad 0 pueden ser atribuidas principalmente a procesos que afectan la BSD más que la sobrevivencia de los reclutas (Cury y Roy, 1989; Jacobson *et al.*, 2001). No obstante, la robustez de los análisis realizados fue confirmada al no encontrar diferencias estadísticas significativas entre las pendientes de los modelos SR de Ricker y Beverton-Holt en BM y EN a dos edades de reclutamiento diferentes, por lo cual se asume que esto no puede afectar la validez de las relaciones SR estimadas.

La selección de un modelo empírico apropiado, está ganando rápidamente apoyo en las ciencias pesqueras y ha sido recomendada como una mejor y más robusta alternativa que las pruebas de hipótesis tradicionales, especialmente cuando más de una hipótesis es posible. En el proceso de selección de modelos, el investigador puede centrarse en la maximización de la bondad del ajuste (R^2) o en el ajuste y complejidad (prueba de F , prueba de razón de verosimilitud). Las técnicas que solo maximizan la bondad del ajuste tienen claras limitaciones respecto a la parsimonia, mientras que, las otras técnicas están

restringidas a modelos anidados y no pueden ser usadas para cuantificar el aporte relativo entre modelos que compiten. Las técnicas basadas en la teoría de la información incluyen términos de penalización respecto a la complejidad, tamaño de muestra y ajuste, con la ventaja de que los modelos que compiten pueden clasificarse y la ponderación relativa de cada uno de ellos puede estimarse. Cada modelo puede tener diferente estructura, esto es, con diferente número de parámetros y/o diferentes operaciones matemáticas (Hobbs y Hilborn, 2006). Sin embargo, el proceso de selección de modelos no debe ser considerado como la búsqueda de un mejor modelo único, al contrario, inferencias más confiables pueden ser distinguidas cuando éstas están basadas en un conjunto de modelos candidatos (Katsanevakis, 2006).

De acuerdo con los resultados, para ninguna de las regiones pesqueras consideradas se seleccionó un mejor modelo que estuviera fuertemente apoyado y ser fácilmente catalogado como superior (i.e., con $w_i > 90\%$) dentro de los modelos candidatos. Cuando los datos apoyan más de un modelo se genera un grado de incertidumbre sustancial en el proceso de selección que no puede ser ignorado. Sin embargo, las inferencias ecológicas pueden realizarse con base en más de un modelo SR, además, el investigador puede conservar aquellos modelos SR candidatos que calculen un $\Delta_i < 2$ de acuerdo a la regla práctica sugerida por Burnman y Anderson (2002) y Richards (2008).

Sin embargo, es importante tener en mente que en la estimación de una relación SR estadísticamente robusta, no solo la bondad del ajuste y el valor de los parámetros son importantes. Con la finalidad de obtener una teoría aceptable o afirmación concluyente acerca del mundo observable, las relaciones entre el tamaño del stock y el reclutamiento deben basarse en características biológicas y de la historia de vida de las especies (Haddon, 2001; King y McFarlane, 2003). En este estudio, los resultados parecen ser congruentes con la dinámica del recurso así como con la dinámica ambiental del SCC.

8.2. Modelo bioeconómico

Inicialmente, una de las estrategias de investigación de este trabajo se centró en el desarrollo de un modelo bioeconómico para cada una de las tres zonas estudiadas en el

OPN, donde los modelos SRA parametrizados por zona se utilizarían como parámetros de entrada (Tabla VI). Sin embargo, los modelos no pasaron las pruebas de validación respecto a las comparaciones tanto de la captura y esfuerzo observados con aquellas estimadas por los modelos. Un patrón constante en estos modelos fue una subestimación de la biomasa total (ec. (19)) que producía a su vez niveles de captura simuladas subestimadas respecto a las observadas.

El comportamiento anterior puede atribuirse a una o varias de las siguientes causas: 1) el periodo de datos disponibles para la estimación de las relaciones SR por zona es limitado; 2) el patrón de migración de la especie es complejo y la mezcla entre los diferentes stock es más fuerte que la sugerida, por lo que no es realista considerar que cada stock que habita en un área dada es una población cerrada; 3) los datos de captura y esfuerzo observados presentan un sesgo importante respecto a los valores reales; 4) la unidad de esfuerzo pesquero disponible (número de viajes por temporada de pesca) no es la apropiada para esta pesquería. Una unidad más apropiada sería el número de días por viaje de pesca por embarcación.

De esta manera se generó un solo modelo bioeconómico para describir el comportamiento de la pesquería de sardina del Pacífico a lo largo del OPN. La validación entre la captura observada y estimada por el modelo fue exitosa, no encontrándose diferencias significativas entre ambas, y aunque ocurrió lo mismo para el esfuerzo observado y estimado por el modelo, se obtuvo una fuerte sobreestimación de éste para los últimos años de la serie histórica disponible. Esto podría considerarse como evidencia a favor, como se menciona arriba, de que la unidad de medida del esfuerzo pesquero utilizada no es la más adecuada para modelar la pesquería de sardina del Pacífico.

El análisis de sensibilidad indicó que los parámetros de M y precio de la especie objetivo (P_{spac}) son los causantes de la mayor variabilidad en la biomasa y VPN de la pesquería de sardina del Pacífico para la mayoría de las estrategias de manejo evaluadas. Sin embargo, M mostró mayor impacto en las variables de desempeño, asociado a una afectación en la fuerza del reclutamiento que repercute en la incorporación al stock desovante (Barnes *et al.*, 1992; Takahashi y Checkley, 2008). De Anda-Montañez *et al.* (2010) en su análisis bioeconómico para la sardina del Pacífico identificaron que la

capturabilidad y el costo por viaje eran parámetros sensibles dentro del análisis bioeconómico. En este estudio se incorporó variación temporal a la capturabilidad, ya que ha sido ampliamente documentado que la capturabilidad no es un valor constante sino que puede presentar variaciones importantes en el tiempo (Wilberg *et al.*, 2010) así como en función de la talla de los organismos (Arreguín-Sánchez, 1996; Martínez-Aguilar *et al.*, 2006). Para la sardina del Pacífico que habita en el SCC y Golfo de California se ha detectado que la capturabilidad tiene ambos componentes de variación (MacCall, 1976; Martínez-Aguilar, 2009; Morales-Bojórquez, 2006).

La tendencia creciente de los valores de F estimados durante 1984-2000 y su subsecuente estabilización para los siguientes años contrasta con los niveles de captura observados de sardina del Pacífico en el OPN durante la serie disponible (Figura 9), ya que ésta presenta una tendencia gradual de aumento, con algunas variaciones interanuales de baja magnitud, que en 2007 alcanza su valor máximo con cerca de 200,000 ton de captura (Figura 8). Esto puede deberse a un aumento en la capacidad de pesca de las embarcaciones que participan en la actividad, de tal manera que, manteniendo un esfuerzo sostenido de 4,000 viajes anuales en promedio, han logrado maximizar su producción.

Lo anterior también podría estar relacionado a dos fenómenos, no necesariamente excluyentes, que han sido relacionados con cambios en la disponibilidad de la sardina del Pacífico en el OPN y Golfo de California. Uno es el conocido como hiperestabilidad caracterizada por un aumento en la CPUE debido a que la capturabilidad incrementa conforme la abundancia disminuye, causando que la CPUE de la pesquería sea hiperestable (Hilborn y Walters, 1992; Harley *et al.*, 2001). 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 cuando la abundancia disminuye (Paloheimo y Dickie, 1964). Los cambios en la capturabilidad son más marcados en poblaciones de peces clupeoides, debido a su comportamiento de asociarse en cardúmenes lo cual facilita su detección e incrementa su vulnerabilidad a la pesca. En el caso de la sardina del Pacífico varios autores han reportado la ocurrencia de este fenómeno tanto en el OPN como en el Golfo de California (MacCall, 1975; Arreguín-Sánchez, 1996; Morales-Bojórquez, 2005;

Martínez-Aguilar, 2006; Martínez-Aguilar *et al.*, 2009).

Una CPUE hiperestable en combinación con un modelo de evaluación poblacional que la ignora puede subestimar los cambios en la abundancia y generar una interpretación errónea de colapso o de recuperación de la población. Además puede provocar un colapso del stock inducido por capturabilidad, propiciando un desequilibrio entre el pescador y el comportamiento del recurso en pesquerías donde la captura total no sea controlada (Pitcher, 1995; Wilberg *et al.*, 2010).

El segundo fenómeno es atribuido, como ya se ha mencionado anteriormente, a las fluctuaciones en los niveles de captura de la sardina del Pacífico que han sido relacionadas con variaciones en las condiciones oceánicas, mayormente con la temperatura del agua (Lluch-Belda *et al.*, 1992; Rodríguez-Sánchez *et al.*, 2001; Chávez *et al.*, 2003) y otros índices atmosféricos (Klyashtorin, 2001). Sin embargo, los modelos predictivos muestran pronósticos contrastantes, mientras que Chávez *et al.* (2003) sugieren un retorno a condiciones de régimen frío desfavorable para varias especies de sardinas, Klyashtorin (2001) por su parte pronostica un aumento en las capturas de sardinas (europea, japonesa, peruana, del Pacífico) y otros pelágicos para los próximos años.

Dado que todos los recursos pesqueros fluctúan en algún grado en sus niveles de abundancia, esto inevitablemente ocasionará variaciones temporales en las capturas comerciales de diversa magnitud. Esta propiedad de los recursos le confiere complejidad al manejo de los mismos, en el caso de las pesquerías de pelágicos menores, esta complejidad se incrementa debido al bien documentado impacto del forzamiento ambiental en sus poblaciones en diferentes escalas espacio-temporales, inclusive en ausencia de pesca comercial (Baumgartner *et al.*, 1992; De Anda *et al.*, 1994; Cisneros-Mata *et al.*, 1996; Nevárez-Martínez *et al.*, 1999; Lluch-Belda *et al.*, 1989; Schwartzlose *et al.*, 1999).

La identificación de los efectos de la variabilidad climática sobre los ecosistemas y los recursos marinos ha sido ampliamente documentada. Varios estudios indican que la variabilidad en el clima y los cambios de régimen están asociados a las fluctuaciones en la abundancia y dinámica de las poblaciones y dado que dichas fluctuaciones determinan en gran medida los niveles de captura anuales de las pesquerías, éstas deben de considerarse en el manejo pesquero de los recursos (Kawasaki, 1983; Spencer y Collie, 1997; Myers,

1998; Klyashtorin, 2001; Mantua y Hare, 2002). Por ejemplo, en el caso de las poblaciones de sardina, los procesos que determinan las fluctuaciones en su abundancia se han asociado a cambios climáticos en múltiples escalas espacio-temporales que ocurren en los océanos, donde la temperatura del agua tal vez sea la variable que más se ha asociado a dichos cambios (Lluch-Belda *et al.*, 1992; Rodríguez-Sánchez *et al.*, 2001; Chávez *et al.*, 2003). Sin embargo, también se ha reconocido en la mayoría de los casos, que los mecanismos relacionados con la variabilidad climática, incluyendo los cambios de régimen y sus efectos en los ecosistemas no han sido identificados con certeza razonable, lo que limita el uso de dicho conocimiento para propósitos predictivos (A'mar *et al.*, 2009; Anderson y Seijo, 2010).

La incorporación de los factores ambientales en procesos biológicos claves como el reclutamiento ha ganado recientemente apoyo para varias pesquerías, incluyendo los pelágicos menores (De Oliveira y Butterworth, 2005; Hurtado-Ferro *et al.*, 2010; A'mar *et al.*, 2009). Sin embargo, las investigaciones se han centrado en la predicción de los niveles de reclutamiento, más que en considerarlas explícitamente en el manejo pesquero, e.g. a través de la estimación y ajuste de tasas de captura anuales. Estas líneas de investigación presentan limitaciones ya que requieren de buenas predicciones acerca del factor ambiental relevante en la fuerza del reclutamiento (De Oliveira y Butterworth, 2005; King y McFarlane, 2006), aunque los estudios de simulación han demostrado que la incorporación explícita de los factores ambientales en el manejo pesquero puede reducir el riesgo e incrementar los rendimientos pesqueros (Punt, 2006).

Los impactos de las fluctuaciones ambientales en la población de sardina del Pacífico en el SCC podrían incluir: (i) cambios en los niveles de abundancia al afectarse la fuerza y sobrevivencia de las clases anuales reclutadas; (ii) cambios en los patrones de distribución y disponibilidad espacial del recurso, debidos a procesos de expansión y contracción del grueso de la población a lo largo de su área de distribución; (iii) cambios en la distribución espacial del esfuerzo pesquero.

Ante este escenario, el manejo de la pesquería de sardina del Pacífico debe lidiar con la incertidumbre en las condiciones futuras relacionada con los niveles de abundancia y el clima. Una manera de abordar el problema es a través de la evaluación bioeconómica de

estrategias alternativas de manejo en combinación con la selección de indicadores bioeconómicos que permitan analizar el desempeño de la pesquería (Seijo *et al.*, 1997; Seijo y Caddy, 2000). Ello implica la adopción de criterios de decisión bajo condiciones que consideren el riesgo asociado a cada alternativa de manejo a través de la aplicación de la teoría de decisiones con y sin probabilidades matemáticas.

El análisis de decisión sin probabilidades matemáticas incorporando incertidumbre en valor de M , P_{spac} y variabilidad ambiental mostró que la estrategia basada en acceso abierto no maximiza el VPN para los diferentes grados de percepción de riesgo por parte de los administradores. Mientras que aquellas estrategias de manejo basadas en un control en el nivel de esfuerzo que no sobrepase al f_{MRE} y una explotación bajo TAC_t dinámica produjeron, en la mayoría de los casos, los VPN más atractivos para el manejo de la pesquería de sardina del Pacífico. Sin embargo, al aplicar el enfoque de evaluación de riesgo asociados a las diversas estrategias de manejo permitió identificar que la estrategia basada en una TAC_t dinámica podría ser tomada en cuenta para el manejo de la pesquería, ya que con ésta se tiene la probabilidad más alta de que los niveles de biomasa de la sardina del Pacífico mantenga al menos en los niveles actuales, lo cual contribuye a la continuidad de la actividad en el largo plazo, sin que la renta se disipe.

El análisis de decisión con probabilidades matemáticas para las dos hipótesis de reclutamiento y condiciones ambientales apoyan lo anterior en el sentido de que se sugiere que la pesquería se maneje a un nivel de esfuerzo menor al actual, o a través de la estimación anual de TAC dinámicas. Sin embargo, con esta aproximación fue más evidente que la selección de alguna estrategia de manejo dependerá de la percepción del riesgo del administrador pesquero. Por su parte el análisis de decisión con criterio bayesiano resultó en recomendaciones de estrategias de manejo que consideren una reducción en el nivel de esfuerzo respecto al f_{MRE} .

El análisis integral de los resultados al aplicar el enfoque de evaluación de riesgo asociados a las diversas estrategias de manejo permitió, identificar al considerar incertidumbre en los valores de M y precio de la sardina del Pacífico, que la estrategia basada en un control del nivel de esfuerzo menor al f_{MRE} y aquella basada en la estimación de una TAC anual dinámica pueden tomarse en cuenta para el manejo de la pesquería ya

que con éstas se tiene la probabilidad más alta de que los niveles de biomasa de la sardina del Pacífico mantenga al menos en los niveles actuales, lo cual contribuye a la continuidad de la actividad en el largo plazo sin que los beneficios económicos se disipen.

La estrategia de manejo basada en el cálculo anual de cuotas de captura permisibles dependientes de alguna fracción de la biomasa se considera una estrategia robusta para enfrentar la incertidumbre inherente generada por el efecto climático sobre las poblaciones de peces (Walters y Parma, 1996; Walters y Martell, 2004) y también ha sido recomendada para poblaciones cuyo nivel de abundancia presente una relación inversa con la capturabilidad (Martínez-Aguilar *et al.*, 2009). Sin embargo, los resultados muestran que es deseable que ésta se complemente con medidas de control del esfuerzo pesquero, ya que el manejo del recurso basado únicamente en el control de los niveles anuales de captura permisibles puede resultar en niveles de biomasa deseables pero la competencia o ‘carrera por el recurso’, bajo condiciones de acceso abierto harán que se produzca sobrecapacidad de pesca y la consecuente eliminación de la renta económica que el recurso le genera a la sociedad (Anderson y Seijo, 2010; Castilla *et al.*, 2010).

Los análisis realizados en el presente trabajo facilitaron la exploración de estrategias de manejo alternativas bajo condiciones de incertidumbre. Asimismo, se usaron métodos complementarios para incorporar riesgo en los análisis que consideraron que diferentes estados de la naturaleza (escenarios) pueden ocurrir. Este tipo de análisis ofrece una opción en la evaluación de recursos pesqueros de naturaleza fluctuante (en términos de abundancia y distribución) y altamente vulnerables a las condiciones ambientales. El modelo desarrollado ofrece además la posibilidad de evaluar la sensibilidad de parámetros biológicos y económicos y su impacto en la población.

De acuerdo con García (1994) el manejo con enfoque precautorio demanda la incorporación de la incertidumbre a diferentes niveles utilizando las mejores evidencias científicas que se dispongan y definiendo niveles aceptables de impacto o riesgo en la toma de decisiones que reduzcan los costos de las acciones. El análisis de riesgo como el que realizado en el presente estudio ofreció una alternativa para representar diferentes escenarios en los que los responsables de la toma de decisiones pueden elegir alguna estrategia de manejo bajo la premisa de que reconocen los posibles resultados de sus

decisiones (Seijo *et al.*, 1998).

Dado que el manejo precautorio reconoce que el conocimiento de los sistemas pesqueros es incompleto, es necesario mantener un monitoreo de la población de estudio que permita actualizar la información con la cual se evalúa la pesquería, con la premisa de que con esto se mejorará la precisión de las evaluaciones biológicas y de los indicadores económicos de la actividad pesquera. Asimismo, a través de los esquemas de manejo pesquero se debe reforzar el seguimiento, control y vigilancia con el fin de mejorar las estrategias de manejo convencionales (García, 1994; Butterworth y Punt, 2001). En el caso de las poblaciones de peces transzonales, como la sardina del Pacífico, esto puede ser alcanzado a través de acuerdos que propicien el intercambio de información y la evaluación de opciones alternativas de manejo. Además, es necesario mejorar el entendimiento del impacto ambiental en las pesquerías y al mismo tiempo, concientizar a los tomadores de decisión y usuarios de los recursos de los posibles efectos del esfuerzo de pesca sobre las poblaciones de peces altamente vulnerables.

La simulación bioeconómica utilizada en el presente estudio tiene la ventaja de ofrecer a los tomadores de decisión un análisis gráfico del impacto de diferentes estrategias de manejo no solo sobre el recurso, sino también sobre la pesquería. Como apuntaron Seijo *et al.* (1998) un administrador informado está en posición de generar mejores alternativas de manejo y facilitar a los científicos la obtención de datos que mejorarán las evaluaciones pesqueras.

9. CONCLUSIONES

Con base en la estimación del efecto de los niveles de BSD de la sardina del Pacífico y de las condiciones ambientales del SCC en la variabilidad del reclutamiento de juveniles, así como la integración del modelo bioeconómico dinámico de la pesquería en el SCC con enfoque a recursos fluctuantes se determinan las siguientes conclusiones:

1. Los sucesos del reclutamiento de la sardina del Pacífico que habita en el SCC son dependientes de la BSD y de las condiciones ambientales locales. Los escenarios estudiados con la hipótesis de que el reclutamiento es independiente de la BSD obtuvieron considerablemente menos soporte.
2. Los resultados de los modelos SR con hipótesis de denso-dependencia sugieren que el reclutamiento de la sardina del Pacífico en el OPN tiene dos componentes de mortalidad denso-dependiente, uno relacionado con el tamaño de la cohorte que regula la tasa de sobrevivencia de juveniles por competencia intraespecífica de recursos críticos (e.j., espacio y alimento), e implica una reducción continua en la tasa de reclutamiento conforme el tamaño del stock desovante se incrementa (modelo asintótico de Beverton-Holt); y otro relacionado con el tamaño del stock que controla la sobrevivencia de los huevos y juveniles de sardina (incluye depredación de la fracción adulta de otras especies y por canibalismo de huevos y juveniles) y restringe el reclutamiento a niveles altos de biomasa de stock desovante (modelo domo de Ricker).
3. Las series ambientales disponibles para caracterizar el SCC pueden dividirse en dos grupos, uno determinado por la TSM, el IOS y el IME relacionadas a episodios ENOS-La Niña, y el otro fuertemente determinado por el IS.
4. Cuando se incorporaron los vectores ambientales a los modelos SR se evidenció que el forzamiento ambiental tiene un efecto diferencial en el reclutamiento de la sardina del Pacífico de acuerdo a condiciones ambientales locales en el SCC. En el área de BM el reclutamiento durante el periodo 1981-1993 estuvo afectado negativamente con la ocurrencia de fases cálidas y surgencias débiles; hacia el norte (EN), el reclutamiento presentó una relación positiva con las fases cálidas y surgencias

moderadas durante 1989-2001 y; en la zona más norteña del área de estudio (PN), el reclutamiento de la sardina del Pacífico presentó una relación positiva con las fases cálidas y negativa con surgencias intensas durante 1982-2006.

5. La consideración de diferentes edades en el reclutamiento de la sardina del Pacífico en las áreas de pesca analizadas no altera la interpretación de los resultados y conclusiones derivadas de los modelos stock-reclutamiento ajustados.
6. El análisis dinámico de la pesquería permitió representar adecuadamente la dinámica biológica y económica de la sardina del Pacífico que se captura en el OPN. Con base en éste se identificó que la mortalidad natural y precio de la sardina del Pacífico fueron los parámetros que más aportaron a la variabilidad del VPN y la biomasa en las estrategias de manejo analizadas.
7. La estrategia de manejo mayormente seleccionada a través de los distintos criterios de decisión aplicados fueron aquellas basadas en la estimación de una TAC dinámica dependiente de los niveles de biomasa y en el control del esfuerzo pesquero cercano al máximo rendimiento económico permitiendo que la biomasa de la sardina del Pacífico se mantenga en niveles aceptables y la pesquería continúe rentable.
8. El modelo indica que el esfuerzo pesquero dirigido a la captura de sardina del Pacífico en el OPN se encuentra substancialmente por encima del f_{MRE} , por lo que es necesario tomar acciones para revertir esta tendencia dado la alta variabilidad interanual en la biomasa cosechable del recurso.
9. Los resultados obtenidos al aplicar la simulación Monte Carlo en la estimación de la probabilidad de alcanzar o exceder los puntos de referencia propuestos en el presente estudio, considerando incertidumbre en M y en el precio de la sardina del Pacífico, reflejan que la estrategia de acceso abierto presenta altas probabilidades de exceder los PRLs de biomasa y del VPN, lo que finalmente, dado el bajo nivel de biomasa cosechable condiciona que se obtenga una alta probabilidad de que la rentabilidad de la actividad se disipe. Por el contrario, la estrategia de una cuota de captura dinámica y un control en el esfuerzo pesquero cercano al MRE obtuvo bajas probabilidades de exceder los PRLs de la biomasa y una probabilidad alta de alcanzar los PROs del VPN.

10. LITERATURA CITADA

- A'mar, Z.T., A.E. Punt, M.W. Dorn. 2009. The impact of regime shifts on the performance of management strategies for the Gulf of Alaska walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) fishery. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66:2222-2242.
- Agostini, V.N., A. Bakun, R.C. Francis. 2007. Larval stage controls on Pacific sardine recruitment variability: high zooplankton abundance linked to poor reproductive success. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 345:237-244.
- Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. En: Pertaran, B.N., Csaaki, F. (eds.) *International Symposium on Information Theory*. Acadeemiai Kiadi. 2da. edición. Budapest. p. 267-281.
- Allen, M.J., R.J. Wolotira, Jr., T.M. Sample, S.F. Noel, C.R. Iten. 1990. West coast of North America coastal and oceanic zones strategic assessment: Data Atlas. N.O.A.A. Seattle, WA. *Invertebrate and fish*. 145p.
- Anderson, L.G., J.C. Seijo. 2010. *Bioeconomics of fisheries management*. Wiley-Blackwell. 1ra. edición. New Jersey. 305p.
- Arreguín-Sánchez, F. 1996. Catchability: a key parameters for fish stock assessment. *Rev. Fish. Biol. Fisher.* 6: 221-242.
- Bakun, A. 1996. *Patterns in the ocean: Ocean process and marine population dynamics*. 1ra. edición. University of California Sea Grant, San Diego, California y Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, México. 323p.
- Bakun, A., K. Broad. 2003. Environmental 'loopholes' and fish population dynamics: comparative pattern recognition with focus on El Niño effects in the Pacific. *Fish. Ocenogr.* 12:458-473.
- Baranov, T.Y. 1918. On the question of the biological basis of fisheries. *Proc. Inst. Icht. Inv.* 1:81-128.
- Barnes, J.T., L.D. Jacobson, A.D. MacCall, P. Wolf. 1992. Recent population trends and abundance estimates for the Pacific sardine (*Sardinops sagax*). *CALCOFI*. 33:60-75.
- Basson, M. 1999. The importance of environmental factors in the design of management

- procedures. ICES J. Mar. Sci. 56:933-942.
- Baumgartner, T.R., A.Soutar , V. Ferreira-Bartrina. 1992. Reconstruction of the history of Pacific sardine and northern anchovy populations over the past two millennia from sediments of the Santa Barbara Basin, California. CALCOFI. 33:24-40.
- Beckley, L.E., C.D. van der Lingen. 1999. Biology, fishery and management of sardines (*Sardinops sagax*) in southern African waters. Mar. Freshwater Res. 50:955-978.
- Beverton, R.J.H., S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fish. Invest. 19:1-533.
- Botsford, L.W., J.C. Castilla, C.H. Peterson. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. Science 77:509-515.
- Boyd, H., A. Charles. 2006. Creating community-based indicators to monitor sustainability of local fisheries. Ocean Coast. Manage. 49:237-258.
- Burnham, K.P., D.R. Anderson. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-Theoretic Approach. Springer-Verlag. 2da. edición, New York. 488p.
- Butler, J.L., D. Pickett. 1988. Age-specific vulnerability of Pacific sardine, *Sardinops sagax*, larvae to predation by northern anchovy, *Engraulis mordax*. Fish. Bull. 86:163-167.
- Butler, J.L., P.E. Smith, N.C.H. Lo. 1993. The effect of natural variability of life-history parameters on anchovy and sardine growth. CALCOFI. 34:104-111.
- Butterworth , D.S., A.E. Punt. 2001. The role of harvest control laws, risk and uncertainty and the precautionary approach in ecosystem-based management. En: Sinclair M., Valdimarsson, G. (eds.) Responsible fisheries in Marine Ecosystems, CABI Publishing, Oxford. U.K. 385p.
- Caddy, J.F., J.C. Seijo. 2005. This is more difficult than we thought! The responsibility of scientists, managers, and stakeholders to mitigate the unsustainability of marine fisheries. Phil. Trans. R. Soc. 360:59-75.
- Caddy, J.F., R. Mahon. 1995. Reference points for fisheries management. FAO Fish. Tech. Paper. 347:1-38.
- Castilla, J.C. 2010. Fisheries in Chile: small pelagics management, rights, and sea zoning.

- Bull. Mar. Sci. 86:221-234.
- Chávez, F.P., J. Ryan, S.E. Lluch-Cota, C.M. Niquen. 2003. From anchovies to sardines and back: Multidecadal change in the Pacific Ocean. *Science*. 299:217-221.
- Chen, D.G., J.R. Irvine, A.J. Cass. 2002. Incorporating Allee effects in fish stock-recruitment models and applications for determining reference points. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59:242-249.
- Christensen, V., D. Pauly. 2004. Placing fisheries in their ecosystem context, an introduction. *Ecol. Model.* 172:103-107.
- Cisneros-Mata, M.A., G. Montemayor-López, O. Nevárez-Martínez. 1996. Modelling deterministic effects of age structure, density dependence, environmental forcing, and fishing on the population dynamics of *Sardinops sagax caeruleus* in the Gulf of California. *CALCOFI*. 37:201-208.
- Cisneros-Mata, M.A., O. Nevárez-Martínez, M.G. Hammann. 1995. The rise and fall of the Pacific sardine, *Sardinops sagax caeruleus* Girard, in the Gulf of California, Mexico. *CALCOFI*. 36:136-143.
- Cochrane, K.L., C.J. Augustyn, A.C. Cockcroft, J.H.M. David, M.H. Griffiths, J.C. Groeneveld, M.R. Lipinski, M.J. Smale, C.D. Smith, J.Q. Tarr. 2004. An ecosystem approach to fisheries in the Southern Benguela context. *Afr. J. Mar. Sci.* 26:9-35.
- Costello, C., S.D. Gaines, J. Lynham. 2008. Can catch shares prevent fisheries collapse? *Science*. 321:1678-1681.
- Cota-Villavicencio, A., G.R. Troncoso, M.M. Romero. 2009. Análisis de la pesquería de pelágicos menores en la costa noroccidental de Baja California durante la temporada de 2008. Informe Final de Investigación. Dirección General de Investigación Pesquera en el Pacífico Norte. 29p.
- Csirke, J. 1985. Informe del grupo de trabajo sobre implicaciones e interacciones de la ordenación de la pesca. En: Csirke, J., Sharp, G.D. (eds.) Informes Consulta de Expertos para examinar los cambios en la abundancia y composición por especies de recursos de peces neríticos. *FAO Inf. Pesca*. 104 p.
- Cury, P., A. Bakun, R.J.M. Crawford, A. Jarre, R.A. Quiñones, L.J. Shannon, H.M. Verheye. 2000. Small pelagics in upwelling systems, patterns of interaction and

- structural changes in "wasp-waist" ecosystems. ICES J. Mar. Sci. 57: 603-618.
- Cury, P., C. Roy. 1989. Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46:670-680.
- Daskalov, G.M., D.C.Boyer, J.P. Roux. 2003. Relating sardine *Sardinops sagax* abundance to environmental indices in northern Benguela. Prog. Oceanogr. 59:257-274.
- De Anda, M.J.A., J.C. Seijo, S. Martínez-Aguilar. 1994. Recruitment and environmental variability in Monterrey sardine (*Sardinops sagax*) fishery from the Gulf of California, Mexico. Invest. Pesq. 38:23-36.
- De Anda-Montañez, J.A. 2001. Análisis bioeconómico de la pesquería de atún aleta amarilla (*Tunnus albacares*) del Pacífico Oriental Tropical. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. 163p.
- De Anda-Montañez, J.A., A. Ramos-Rodríguez. S. Martínez-Aguilar. 2010. Effects of environmental variability on recruitment and bioeconomic modeling in the Pacific sardine (*Sardinops sagax caerulea*) fishery from Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico. Sci. Mar. 74(1): 25-35.
- De Anda-Montañez, J.A., J.C. Seijo. 1999. Bioeconomics of the Pacific sardine (*Sardinops sagax*) fishery in the Gulf of California, Mexico. CALCOFI. 40:170-178.
- De Oliveira, J.A.A., D.S. Butterworth. 2005. Limits to the use of environmental indices to reduce risk and/or increase yield in the South African anchovy fishery. Afr. J. Mar. Sci. 27:191-203.
- Deriso, R.B., J.T. Barnes, L.D. Jacobson, P.R. Arenas. 1996. Catch-age-analysis for Pacific sardine (*Sardinops sagax*), 1983-1995. CALCOFI. 37:175-187.
- DFO. 2008. Stock assessment report on Pacific sardine. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2008/013. 6p.
- Dickey-Collas, M, R.D.M. Nash, T. Brunel, C.J.G. van Damme, C.T. Marshall, M.R. Payne, A. Corten, A.J. Geffen, M.A. Peck, E.M.C. Hatfield, N.T. Hintzen, K. Enberg, L.T. Kell, E.J. Simmonds. 2010. Lessons learned from stock collapse and recovery of North Sea herring: a review. ICES J. Mar. Sci. 67:1865-1886.
- DOF. 1993. Norma oficial mexicana 003-PESC-1993, para regular el aprovechamiento de las especies de sardina monterrey, piña, crinuda, bocona, japonesa y de las especies

- anchoveta y macarela, con embarcaciones de cerco, en aguas de jurisdicción federal del océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California. México, D.F. 22 de diciembre de 1993, 4p.
- Emmett, R.I., R.D. Brodeur, T.W. Miller, S.S. Pool, G.K. Krutzikowsky, P.J. Bentley, J. McCrae. 2005. Pacific sardine (*Sardinops sagax*) abundance, distribution, and ecological relationships in the Pacific Northwest. CALCOFI. 46:122-143.
- FAO. 1995a. Code of Conduct for Responsible Fisheries. FAO. Rome. 41p.
- FAO. 1995b. Precautionary approach to fisheries. FAO Fish. Tech. Pap. 350(1):210p.
- FAO. 2001. Report of the Reykjavik Conference on responsible fisheries in the Marine Ecosystem. Reykjavik, Iceland, October 2001, FAO. Fish. Rep. Roma. 658. 135p.
- FAO. 2002. Report of the Norway-FAO expert consultation on the management of shared fish stocks. Bergen, Norway, October 2002. FAO Fish. Rep. 695. Roma. 229p.
- FAO. 2003. La ordenación pesquera. 2. El enfoque de ecosistemas en la pesca. FAO Orientaciones técnicas para la pesca responsable. Roma. 112p.
- FAO. 2009. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2008. FAO. Roma. 196p.
- Félix-Uraga, R. 2006. Dinámica poblacional de la sardina del Pacífico *Sardinops sagax* (Jenyns 1842) (Clupeiformes: clupeidae), en la costa oeste de la península de Baja California y sur de California. Tesis doctoral, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, B.C.S., México, 87p.
- Félix-Uraga, R., C. Quiñónez-Velázquez, K.T. Hill, V.M. Gómez-Muñoz, F.N. Melo-Barrera, W. García-Franco. 2004. On the existence of Pacific sardine groups off the west coast of Baja California and Southern California. CALCOFI. 45:146-151.
- Félix-Uraga, R., K.T Hill, F.N. Melo-Barrera, C. Quiñónez-Velázquez. 2006. The stock structure of the Pacific sardine in the California Current system. 7th Trilateral Sardine Forum. Vancouver, Can.
- Félix-Uraga, R., R.M. Alvarado-Castillo, R. Carmona-Piña. 1996. The sardine fishery along the western coast of Baja California, 1981 to 1994. CALCOFI. 37:188-192.
- Félix-Uraga, R., V.M. Gómez-Muñoz, C. Quiñónez-Velázquez, F.N. Melo-Barrera, K.T. Hill, W. García-Franco. 2005. Pacific sardine (*Sardinops sagax*) stock discrimination off the west coast of Baja California and Southern California using otolith

- morphometry. CALCOFI. 46:113-121.
- Fiedler, P.C. 1992. Seasonal climatologies and variability of eastern of tropical Pacific surface waters. NOAA. Tech. Rep. NMFS. 109. 65p.
- Finney, B.P., I, Gregory-Eaves, M.S.V., Douglas, J.P. Smol. 2002. Fisheries productivity in the northeastern Pacific Ocean over the past 2,200 years. *Nature* 416:729-733.
- Garcia, S.M. 1994. The precautionary approach to fisheries with reference to straddling fish stocks and highly migratory fish stocks. FAO Fish. Circ. Roma. 76p.
- Garcia, S.M. 1997. Indicators for sustainable development in fisheries. En: FAO: Land quality indicators and their use in sustainable agriculture and rural development. FAO Land & Water Bull. 5. Roma. 131-162.
- García-Franco, W., A. Cota-Villavicencio, M.A. Granados-Gallegos, F.J. Sánchez-Ruíz. 1995. Análisis de la pesquería de sardina y macarela durante la temporada de pesca de 1993, en la costa occidental de Baja California, México. *Cienc. Pesq.* 11: 9-14.
- Grant, W.S., A.M. Clark, B.W. Bowen. 1998. Why restriction fragment length polymorphism analysis of mitochondrial DNA failed to resolve sardine (*Sardinops*) biogeography: Insights from mitochondrial DNA cytochrome *b* sequences. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55:2539-2547.
- Gréboval, D.F. 2007. Ordenación de la capacidad pesquera: panorama general. En: Agüero, M. (ed.). Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe. FAO. Roma. 403p.
- Hackett, S. 2002. An Economic overview of the California wetfish industry complex. En: Pleschner–Steele, D. (ed.) California's "wetfish" industry: It's importance past, present and future. Santa Barbara, CA: California Seafood Council, pp. 1-48.
- Haddon, M. 2001. Modelling and quantitative methods in fisheries. Chapman and Hall, 2da. edición. Florida. 406p.
- Hardin, G. 1968. The Tragedy of the Commons. *Science.* 162:1243-1248.
- Hare, S.R., N.J. Mantua. 2000. Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1997 and 1989. *Progr. Oceanogr.* 47:103-145.
- 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.

- Hedgecock, D., E.S. Hutchinson, G. Li, F.L. Sly, K. Nelson. 1989. Genetic and morphometric variation in the Pacific sardine, *Sardinops sagax caerulea*: Comparisons and contrasts with historical data and with variability in the Northern anchovy, *Engraulis mordax*. Fish. Bull. 87:653-671.
- Hilborn, R. J.-J. Maguire, A.M. Parma, A.A. Rosenberg. 2001. The precautionary approach and risk management: can they increase the probability of successes in fishery management? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58:99-107.
- Hilborn, R., C.J. Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, 4ta. edición. Massachusetts. 570p.
- Hilborn, R., R.M. Peterman. 1996. The development of scientific advice with incomplete information in the context of the precautionary approach. En: Precautionary approach to fisheries. Part 2: Scientific papers. FAO Fish. Tech. Pap. 350 (2):77-101.
- Hill, K.T., L.D. Jacobson, N.C.H. Lo, M. Yaremko, M. Dege. 1999. Stock assessment of Pacific sardine for 1998 with management recommendations for 1999. Marine Region Administrative Report 99-4. 90p.
- Hill, K.T., M. Dorval, N.C.H. Lo, B.J. Macewicz, C. Show, R. Félix-Uraga. 2007. Assessment of the Pacific sardine resource in 2007 for U.S. management in 2008. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-413. 157p.
- Hill, K.T., N.C.H. Lo., B.J. Macewicz, R. Félix-Uraga. 2006. Assessment of the Pacific sardine (*Sardinops sagax caerulea*) population for U.S. management in 2007. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-396. 79p.
- Hjort, J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe viewed in the light of biological research. Rapp. P.-v Réun. Cons. int. Explor. mer. 20:1-228.
- Hobbs, N.T., Hilborn, R. 2006. Alternatives to statistical hypothesis testing in ecology: a guide to self teaching. Ecol. Appl. 16:5-19.
- Huato-Soberanis, L., D. Lluch-Belda. 1987. Mesoscale cycles in the series of environmental indices related to the sardine fishery in the Gulf of California. CALCOFI. 28: 128-134.
- Hubbs, C.L. 1929. The generic relationships and nomenclature of the California sardine.

- Proc. Calif. Acad. Sci. Ser. 4(18):261-265.
- Jacobson, L.D., A.D. MacCall. 1995. Stock-recruitment models for Pacific sardine (*Sardinops sagax*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52:566-577.
- Jacobson, L.D., S.J. Bograd, R.H. Parrish, R. Mendelsohn, F.B. Schwing. 2005. An ecosystem-based hypothesis for climatic effects on surplus production in California sardine (*Sardinops sagax*) and environmentally dependent surplus production models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62:1782-1796.
- Johnson, J.B., K.S. Omland. 2004. Model selection in ecology and evolution. Trends Ecol. Evol. 19:101-108.
- Katsanevakis, S. 2006. Modelling fish growth: Model selection, multi-model inference and model selection uncertainty. Fish. Res. 81:229-235.
- Kawasaki, T. 1983. Why do some pelagic fishes have wide fluctuations in their numbers? - biological basis of fluctuation from the viewpoint of evolutionary ecology. En: Sharp, G.D., Csirke J. (eds.) Reports of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neritic Fish Resources. FAO Fish. Rep. 291. FAO. Roma. p. 1065-1080.
- Kawasaki, T., M. Omori. 1988. Fluctuations in the three major sardine stocks in the Pacific and the global temperature. En: Wyatt, T., Larrañenta, M.G. (Eds.) Int. Symp. on Long Term Changes in Marine Fish Populations, Vigo, España. 37-53.
- King, J.R., G. McFarlane. 2003. Marine fish life history strategies: applications to fishery management. Fisheries Manag. Ecol. 10:249-264.
- King, J.R., G. McFarlane. 2006. A framework for incorporating climate regime shifts into the management of marine resources. Fisheries Manag. Ecol. 13:93-102.
- Klyashtorin, L.B. 2001. Climate change and long-term fluctuations of commercial catches. The possibility of forecasting. Rome, FAO Fish. Tech. Pap., 410. FAO. 86p.
- Lecomte, F., W.S. Grant, J.J. Dodson, R. Rodríguez-Sánchez, B.W. Bowens. 2004. Living with uncertainty: genetic imprints of climate shifts in East Pacific anchovy (*Engraulis mordax*) and sardine (*Sardinops sagax*). Mol. Ecol. 13:2169-2182.
- Legault, C.M., V.R. Restrepo. 1999. A flexible forward age-structured assessment program. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT. 49:246-253.

- Liermann, M., R. Hilborn. 2001. Depensation: evidence, models and implications. *Fish Fish.* 3:33-48.
- Lluch-Belda, D. R.J.M. Crawford, T. Kawasaki, A.D. MacCall, R.H. Parrish, R.A. Schwartzlose, P.E. Smith. 1989. World-wide fluctuations of sardine and anchovy stocks: The regime problem. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 8:195-205.
- Lluch-Belda, D., D.B. Lluch-Cota, S. Hernández-Vázquez, C.A. Salinas-Zavala, R.A. Schwartzlose. 1991. Sardine and anchovy spawning as related with temperature and upwelling in the California Current system. *CALCOFI* 32:97-104.
- Lluch-Belda, D., R.A. Schwartzlose, R. Serra, R. Parrish, T. Kawasaki, D. Hedgecock, J.M. Crawford. 1992. Sardine and anchovy regime fluctuations of abundance in four regions of the world oceans: a workshop report. *Fish. Oceanogr.* 1:339-347.
- Lo, N.C.H., B.J. Macewicz, A. Griffith. 2005. Spawning biomass of Pacific sardine (*Sardinops sagax*), from 1994-2004 off California. *CALCOFI*. 46:93-112.
- Logerwell, E.A., P.E. Smith. 2001. Mesoscale eddies and survival of late stage Pacific sardine (*Sardinops sagax*) larvae. *Fish. Oceanogr.* 10:13-25.
- Lynn, R.J. 2003. Variability in the spawning habitat of Pacific sardine (*Sardinops sagax*) off southern and central California. *Fish. Oceanogr.* 12:541-553.
- MacCall, A.C. 1975. Density dependence of catchability coefficient in the California Pacific sardine, *Sardinops sagax caerulea* purse seine fishery. *CALCOFI* 18:136-148.
- Mace, P.M. 2001. A new role for MSY in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. *Fish Fish.* 2:2-32.
- Macewicz, B.J., J.J. Castro-González, C.E. Coteró-Altamirano, J.R. Hunter. 1996. Adult reproductive parameters of Pacific sardine (*Sardinops sagax*) during 1994. *CALCOFI*. 37:140-151.
- Mantua, N.J., S.R. Hare. 2002. The Pacific decadal oscillation. *J. Oceanogr.* 58:35-44.
- Martínez-Aguilar, S. 2006. Modelo dinámico de la pesquería de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California. Tesis doctoral. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, B.C.S., México. 114p.
- Martínez-Aguilar, S., J.A. De Anda-Montañez, F. Arreguín-Sánchez, M.A. Cisneros-Mata. 2009. Constant harvest rate for the Pacific sardine (*Sardinops caeruleus*) fishery in

- the Gulf of California based on catchability-at-length estimations. *Fish. Res.* 99:74-82.
- McFarlane, G.A., L. MacDougall, J. Schweigert, C. Hrabok. 2005. Distribution and biology of Pacific sardines (*Sardinops sagax*) off British Columbia, Canada. *CALCOFI Rep.* 46:144-160.
- Morales-Bojórquez, E. 1999. Analysis of the process and observation error in recruitment estimates for the Pacific sardine, *Sardinops sagax caeruleus* (Girard), off the southwest coast of the Baja California Peninsula, Mexico. *Cienc. Mar.* 25:597-608.
- Morales-Bojórquez, E. 2002. Bayes theorem applied to the yield estimate of the Pacific sardine (*Sardinops sagax caeruleus* Girard) from Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Cienc. Mar.* 28:167-179.
- Morales-Bojórquez, E. 2005. Estimación del rendimiento de la pesquería de sardina monterrey (*Sardinops caeruleus*), de Bahía Magdalena, Baja California Sur, México: Un análisis de riesgo e incertidumbre basado en el teorema de Bayes. Tesis doctoral. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, B.C.S., México, 142p.
- Morales-Bojórquez, E., V.M. Gómez-Muñoz, R. Félix-Uraga, R. 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.* 67:25-32.
- Murawski, S.A., R. Methot, G. Tromble. 2007. Biodiversity Loss in the Ocean: How Bad Is It? *Science* 316:1281-1285.
- Myers, R.A. 1998. When do environment-recruitment correlations work? *Rev. Fish. Biol.* 8:285-305.
- Myers, R.A. 2001. Stock and recruitment: generalizations about maximum reproductive rate, density dependence, and variability using meta-analytic approaches. *ICES J. Mar. Sci.* 58:937-951.
- Myers, R.A., N.J. Barrowman, J.A. Hurchings, A.A. Rosenberg. 1995. Population dynamics of exploited fish stocks at low population levels. *Science* 269:1106-1108.
- NASA. 2008. (<http://poet.jpl.nasa.gov/>).
- Nevárez-Martínez, M.O., D. Lluch-Belda, M.A. Cisneros-Mata, J.P. Santos-Molina, M.A.

- Martínez-Zavala, S.D. Lluch-Cota. 2001. Distribution and abundance of the Pacific sardine (*Sardinops sagax*) in the Gulf of California and their relation with the environment. *Prog. Oceanogr.* 49:565-580.
- Nevárez-Martínez, M.O., E.A. Chávez, M.A. Cisneros-Mata, D. Lluch-Belda. 1999. Modelling of the Pacific sardine *Sardinops sagax* fishery of the Gulf of California, Mexico. *Fish. Res.* 41:273-283.
- Nevárez-Martínez, M.O., M.A. Martínez-Zavala, C.E. Coterro-Altamirano, M.L. Jacob-Cervantes, Y. Green-Ruíz, G. Gluyas-Millán, A. Cota-Villavicencio, J.P. Santos-Molina. 2006. Pelágicos. En: *Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y Manejo*. Instituto Nacional de la Pesca. Secretaría de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación. 544p.
- NOAA.2008.<http://www.cpc.noaa.gov/data/indices/soi>,<http://www.cdc.noaa.gov/people/klaus.wolter/MEI/table.htm>,http://www.pfeg.noaa.gov/products/PFEL/modeled/indices/upwelling/NA/data_download.html.
- Paloheimo, J.E., L.M. Dickie. 1964. Abundance and fishing success. *Rapports et Proces-verbaux des Reunions, Conseil Permanent International pour L'Exploration de la Mer* 155(28):152-163.
- Parmigiani, G., L. Inoue. 2009. *Decision Theory: Principles and Approaches*. John Wiley and Sons, UK. 402p.
- Parrish, J.D., R. Serra, W.S. Grant. 1989. The monotypic sardines, *Sardina* and *Sardinops*: their taxonomy, distribution, stock structure, and zoogeography. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46:2019-2036.
- Parrish, R.H. C.S. Nelson, A. Bakun. 1981. Transport mechanisms and reproductive success of fish in the California Current. *Biol. Oceanogr.* 1:175-203.
- Pascoe, S., D. Gréboval. 2005. Capacity management and sustainable fisheries: international experiences. En: Swan, J., Greboval, D. (eds.) *Overcoming factors of unsustainability and overexploitation in fisheries: selected papers on issues and approaches*. International Workshop on the Implementation of the International Fisheries Instruments and Factors of Unsustainability and Overexploitation in Fisheries. Siem Reap, Cambodia, FAO Fish. Rep. Rome. 782, 352p.

- Peterson, M. 2009. An introduction to decision theory. Cambridge University Press, UK. 328p.
- Pitcher, T.J. 1995. The impact of pelagic fish behavior on fisheries. *Sci. Mar*, 59, 295-306.
- Pope, J.G. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *ICNAF Res. Bull.* 9:65-74.
- Punt, A.E. 2006. The FAO precautionary approach after almost 10 years: have we progressed towards implementing simulation-tested feedback-control management system for fisheries management? *Nat. Resour. Model.* 19: 441-464.
- Quinn II, T.J., R.B. Deriso. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, New York. Primera Edición, 542p.
- Quiñónez-Velázquez, C., F.N. Melo-Barrera, R. Félix-Uraga, G. Gluyas-Millán, J.S. Ramírez-Pérez, Y. Manríquez-Ledezma, G. García-Alberto. 2008. La pesquería de sardina en Bahía Magdalena, B.C.S., durante 2007. En: Green-Ruíz, Y.A., Jacob-Cervantes, M.L. (eds.) XVI Reunión anual del comité técnico de pelágicos menores. INAPESCA-DGIPPN, CRIP-Mazatlán, Mazatlán. 44p.
- Radovich, J. 1982. The collapse of the California sardine fishery. *CALCOFI*. 23: 56-82.
- Richards, S.A. 2008. Dealing with overdispersed count data in applied ecology. *J. Appl. Ecol.* 45:218-227.
- Ricker, W.E. 1954. Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 11:599-623.
- Rodríguez-Sánchez, R., D. Lluch-Belda, H. Villalobos, H., S. Ortega-García 2001. Large-scale long-term variability of small pelagic fish in the California Current system. En: Kruse, G.H, Bez, N., Booth, A., Dorn, M.W., Hills, S., Lipcius, R.N., Pelletier, D., Roy, C., Smith, S.J., Witherell, D. (eds.) Spatial processes and management of marine populations. University of Alaska Sea Grant, AK-SG-01-02, Fairbanks. 447-462.
- Rosenberg, A.A., V. Restrepo. 1996. Precautionary management reference points and management strategies. En: FAO: Precautionary approach to fisheries. Part 2: scientific papers. *FAO Fish. Techn. Pap. Roma.* 350(2):129-140.
- Rykaczewski, R.R., D.M. Checkley, Jr. 2008. Influence of ocean winds on the pelagic ecosystem in upwelling regions. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 105:1965-1970.
- SAGARPA. 2010. Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2008. Comisión Nacional de

- Acuacultura y Pesca. Secretaría de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación. 193p.
- Saldierna-Martínez, R.J., O. Sánchez, A. Vera. 1987. Estudios sobre los primeros estadios de vida de las sardinas crinuda *Opisthonema libertate*, y monterrey, *Sardinops sagax*, en Bahía Magdalena, B.C.S. Tesis profesional. Univ. Autón. B.C.S. 217p.
- Schwartzlose, R.A., J. Alheit, A. Bakun, T.R. Baumgartner, R. Cloete, 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. Matsuura, M.O. Nevárez-Martínez, R.H. Parrish, C. Roy, R. Serra, K.V. Shust, N.M. Ward, J.Z. Zuzunaga. 1999. Worldwide large-scale fluctuations of sardine and anchovy populations. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 21:289-347.
- Seber, G.A.F., C.J. Wild. 1989. Nonlinear regression. John Wiley and Sons. Primera Edición. New York. 768p.
- Seijo, J.C. 1986. A comprehensive simulation model of a tropical demersal fishery: red grouper (*Epinephelus morio*) of the Yucatan continental shelf. Tesis Doctoral. Michigan State University. 210p.
- Seijo, J.C. 2005. A simple framework for proactive management to mitigate unsustainability in fisheries: estimating risks of exceeding limit reference points of bio-ecologic, economic and social indicators. En: Swan, J., Greboval, D. (eds.) Overcoming factors of unsustainability and overexplotacion in fisheries: selected papers on issues and approaches. International Workshop on the Implementation of the International Fisheries Instruments and Factors of Unsustainability and Overexplotation in Fisheries. Siem Reap, Cambodia, FAO Fish. Rep. Roma. 782: 352p.
- Seijo, J.C. 2007a. Considerations for management of metapopulations in small-scale fisheries of the Mesoamerican barrier reef ecosystem. *Fish. Res.* 87:86-91.
- Seijo, J.C. 2007b. Estimación de riesgo de exceder puntos de referencia límite por sobrecapacidad del esfuerzo en pesquerías secuenciales: la pesquería de mero (*Epinephelus morio*) de la plataforma continental de Yucatán. En: Agüero, M. (ed.). Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe. FAO Doc. Tec. Pesca. Roma. 461, 403p.

- Seijo, J.C., E. Pérez, J.F. Caddy. 2004. A simple approach for dealing with dynamics and uncertainty in fisheries with heterogeneous and effort distribution. *Mar. Fresh. Res.* 55:249-256.
- Seijo, J.C., J.F. Caddy. 2000. Uncertainty in bio-economic reference points and indicators of marine fisheries. *Mar. Freshwater. Res.* 51:477-483.
- Seijo, J.C., J.F. Caddy. 2008. Port location for inshore fleets affects the sustainability of coastal source-sink resources: Implications for spatial management of metapopulations. *Fish. Res.* 91:336-348.
- Seijo, J.C., O. Defeo, S. Salas. 1997. Bioeconomía pesquera. Teoría, modelación y manejo. FAO Doc. Tec. Pesca No. 368. Primera Edición. Roma. 176p.
- Shimoyama, S., K. Sakuramoto, N. Suzuki. 2007. Proposal for stock-recruitment relationship for Japanese sardine *Sardinops melanostictus* in North-West Pacific. *Fish. Sci.* 73:1035-1041.
- Spencer, P.D., J.S. Collie. 1997. Patterns of population variability in marine fish stocks. *Fish. Oceanogr.* 6:188-204.
- Svetovidov, A.N. 1952. Fishes: Clupeidae. Fauna U.S.S.R. (New Ser.), 48. (Transl. Isr. Program Sci. Transl., Jerusalem).
- Tabachnick, B.G., I.S. Fidell. 1989. Using multivariate statistics. Allyn and Bacon. 5ta. edición. New York. 966p.
- Takahashi, M., D.M. Checkley, Jr. 2008. Growth and survival of Pacific sardine (*Sardinops sagax*) in the California Current region. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 41:129-136.
- Torres-Villegas J.R., G. García, A. Levy, R.I. Ochoa-Báez. 1985. Madurez sexual, peso promedio, proporción de sexos y frecuencia de desovantes de *Sardinops sagax* en el Golfo de California para noviembre de 1984. *CIBCASIO Trans.* 10:536-549.
- van der Lingen C.D., L. Hutchings, J.G. Field. 2006. Comparative trophodynamics of anchovy *Engraulis encrasicolus* and sardine *Sardinops sagax* in the southern Benguela: are species alternations between small pelagic fish trophodynamically mediated? *Afr. J. Mar. Sci.* 28:465-477.
- Walters, C.J., A.M. Parma. 1996. Fixed exploitation rate strategies for coping with effects of climate change. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53:148-158.

- Walters, C.J., S.J.D. Martell. 2004. Fisheries Ecology and Management. Princeton Univ. Press, Princeton. 399p.
- Wang Y., Liu Q. 2006. Comparison of Akaike information criterion (AIC) and Bayesian information criterion (BIC) in selection of stock-recruitment relationships. Fish. Res. 77:220-225.
- Whitehead, P.J.P. 1970. The clupeoid fishes described by Steindachner. Bull. Br. Mus. (Nat. Hist.) Zool. 20:1-46.
- Whitehead, P.J.P. 1985. FAO species catalogue. Vol. 7. Clupeoid fishes of the world (Suborder Clupeoidei). Part 1. Chirocentridae, Clupeidae and Pristigasteridae. UN Dev. Prog., Rome.
- Wiff, R., R.A. Quiñones. 2004. Environmental parameterization in fisheries-biology models. A review. Gayana (Concept.). 68, 76-92.
- Wilberg, M.J., J.T. Thorson, B.C. Linton, J. Berkson. 2010. Incorporating time-varying catchability into population dynamics stock assessment models. Rev. Fish. Sci. 18:7-23.
- Wing, B.L., J.M. Murphy, T.L. Rutecki. 2000. Occurrence of Pacific sardine, *Sardinops sagax*, off southeastern Alaska. Fish. Bull. 98: 881-883.
- Wolf, P. 1992. Recovery of the Pacific sardine and the California sardine fishery. CALCOFI. 33:76-86.
- Worm, B., E.B. Barbier, N. Beaumont, J.E. Duffy, C. Folke, B.S. Halpern, J.B.C. Jackson, H.K. Lotze, F. Micheli, S.R. Palumbi, E. Sala, K.A. Selkoe, J.J. Stachowicz, R. Watson. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. Science. 314:787-790.
- Worm, B., R. Hilborn, J.K. Baum, T.A. Branch, J.S. Collie, C. Costello, M.J. Fogarty, E.A. Fulton, J.A. Hutchings, S. Jennings, O.P. Jensen, H.K. Lotze, P.M. Mace, T.R. McClanahan, C. Minto, S.R. Palumbi, A.M. Parma, D. Ricard, A.A. Rosenberg, R. Watson, D. Zeller. 2009. Rebuilding global fisheries. Science 31:578-585.
- Wyrtki, K. 1967. Circulation and water masses in the eastern equatorial Pacific Ocean. Int. J. Oceanol. Limnol. 1:117-147.
- Zaytsev, O., R. Cervantes-Duarte, O. Montante, A. Gallegos-García. 2003. Coastal

upwelling activity on the Pacific shelf of the Baja California Peninsula. *J. Oceanogr.* 59:489-502.

11. ANEXOS

Anexo I. Niveles de reclutamiento (R) y biomasa del stock desovante (BSD) para la sardina del Pacífico y variables ambientales en tres regiones pesqueras del océano Pacífico Nororiental.

En todos los casos: ^a Expresada como anomalía; ^b TSM: temperatura superficial del mar; ^c IOS: Índice de oscilación del sur; ^d IS: Índice de surgencia; ^e IME: Índice multivariado de El Niño-oscilación del sur.

a) Bahía Magdalena

| Año | R (10 ⁶ peces) | BSD (1,000 ton) | TSM ^{a,b} | IOS ^{a,c} | IS ^{a,d} | IME ^e |
|------|---------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------------------|------------------|
| 1981 | 379 | 36 | 0.92 | 1.80 | -23.92 | 0.04 |
| 1982 | 307 | 25 | 0.11 | -13.05 | -25.08 | 1.09 |
| 1983 | 62 | 5 | 1.65 | -8.33 | 0.25 | 1.64 |
| 1984 | 106 | 10 | 0.84 | -0.11 | -17.92 | -0.15 |
| 1985 | 280 | 12 | 0.45 | 0.86 | -29.33 | -0.41 |
| 1986 | 600 | 61 | 1.24 | -2.38 | -21.42 | 0.45 |
| 1987 | 351 | 41 | 1.82 | -13.08 | -11.67 | 1.66 |
| 1988 | 408 | 43 | 0.53 | 7.82 | -7.50 | -0.53 |
| 1989 | 155 | 11 | -0.18 | 6.77 | -14.00 | -0.54 |
| 1990 | 669 | 81 | -0.36 | -2.19 | -31.25 | 0.39 |
| 1991 | 546 | 60 | -0.42 | -8.78 | -6.92 | 0.77 |
| 1992 | 163 | 12 | 0.93 | -10.38 | -26.83 | 1.29 |
| 1993 | 311 | 22 | 1.42 | -9.47 | -0.33 | 1.09 |

b) Ensenada

| Año | R (10 ⁶ peces) | BSD (1,000 ton) | TSM ^{a,b} | IOS ^{a,c} | IS ^{a,d} | IME ^e |
|------|---------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------------------|------------------|
| 1989 | 104 | 23 | 0.46 | -0.53 | 9.92 | 0.12 |
| 1990 | 374 | 103 | 0.25 | -0.99 | 3.42 | 0.39 |
| 1991 | 1,252 | 336 | 0.40 | -2.16 | -10.08 | 1.49 |
| 1992 | 733 | 54 | 1.10 | -1.36 | -14.33 | 0.94 |
| 1993 | 773 | 97 | 0.53 | -1.42 | -17.42 | 0.67 |
| 1994 | 783 | 108 | 0.16 | -1.63 | -5.42 | 0.83 |
| 1995 | 847 | 126 | 0.66 | 0.20 | 7.75 | -0.31 |
| 1996 | 877 | 155 | 0.60 | 0.08 | 11.83 | 0.10 |
| 1997 | 2,848 | 524 | 1.49 | -3.19 | -20.17 | 2.37 |
| 1998 | 1,895 | 274 | -0.36 | 1.13 | 32.17 | -0.71 |
| 1999 | 1,626 | 197 | 0.07 | -0.03 | -2.25 | -0.78 |
| 2000 | 735 | 88 | 0.17 | 1.25 | -20.17 | -0.35 |
| 2001 | 660 | 71 | -0.20 | -0.58 | -6.08 | 0.11 |

c) Pacífico norte

| Año | R (10⁶ peces) | BSD (1,000 ton) | TSM^{a,b} | IOS^{a,c} | IS^{a,d} | IME |
|------------|---------------------------------|----------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|------------|
| 1982 | 176 | 7 | 0.55 | -3.36 | -1.00 | 2.39 |
| 1983 | 328 | 15 | 0.98 | -0.81 | 22.17 | 0.23 |
| 1984 | 467 | 36 | 0.33 | 1.08 | 6.75 | -0.39 |
| 1985 | 519 | 58 | 0.32 | 0.38 | -1.17 | -0.13 |
| 1986 | 1,261 | 88 | 0.44 | -1.57 | -5.75 | 1.28 |
| 1987 | 1,392 | 149 | 0.09 | -1.17 | 3.50 | 0.99 |
| 1988 | 2,495 | 223 | -0.24 | 1.44 | 38.00 | -1.11 |
| 1989 | 2,481 | 366 | 0.29 | -0.53 | 32.58 | 0.12 |
| 1990 | 3,004 | 432 | 0.09 | -0.99 | -1.25 | 0.39 |
| 1991 | 4,954 | 490 | 0.53 | -2.16 | -27.08 | 1.49 |
| 1992 | 3,941 | 467 | 1.11 | -1.36 | -32.00 | 0.94 |
| 1993 | 7,148 | 492 | 0.57 | -1.42 | -23.50 | 0.67 |
| 1994 | 9,785 | 629 | 0.17 | -1.63 | -3.75 | 0.83 |
| 1995 | 6,803 | 779 | 0.59 | 0.20 | -2.25 | -0.31 |
| 1996 | 5,641 | 1,024 | 0.38 | 0.08 | -3.50 | 0.10 |
| 1997 | 6,737 | 977 | 1.55 | -3.19 | -26.25 | 2.37 |
| 1998 | 7,054 | 804 | -0.36 | 1.13 | 8.25 | -0.71 |
| 1999 | 5,100 | 629 | -0.16 | -0.03 | -6.75 | -0.78 |
| 2000 | 3,853 | 752 | 0.04 | 1.25 | -9.17 | -0.35 |
| 2001 | 7,487 | 752 | -0.37 | -0.58 | 11.58 | 0.11 |
| 2002 | 3,371 | 730 | -0.15 | -1.33 | 13.75 | 0.71 |
| 2003 | 14,370 | 824 | 0.17 | -0.29 | -2.33 | 0.31 |
| 2004 | 5,100 | 836 | 0.72 | -1.30 | -34.83 | 0.61 |
| 2005 | 5,468 | 833 | 0.15 | 0.38 | -10.17 | -0.15 |
| 2006 | 4,877 | 731 | 0.43 | -1.53 | 24.42 | 0.58 |